

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU**

Tese de Doutorado

**IMPACTOS DE DIFERENTES TIPOS DE
MONOCULTURA SOBRE AS COMUNIDADES DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E
PEIXES DE RIACHOS**

PEDRO SARTORI MANOEL

BOTUCATU – SP

2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

IMPACTOS DE DIFERENTES TIPOS DE MONOCULTURA
SOBRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS E PEIXES DE RIACHOS

Pedro Sartori Manoel

Orientadora: Profa. Adj. Virgínia Sanches Uieda

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campûs de Botucatu, SP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas – Área de concentração: Zoologia.

BOTUCATU – SP

2020

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Manoel, Pedro Sartori.

Impactos de diferentes tipos de monocultura sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes de riachos / Pedro Sartori Manoel. - Botucatu, 2020

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Virginia Sanches Uieda

Capes: 20502001

1. Macroinvertebrados bentônicos. 2. Ictiofauna.
3. Cana-de-açúcar - Cultivo. 4. Eucalipto - Cultivo.

Palavras-chave: Cana-de-açúcar; Citros; Eucalipto;
Ictiofauna; Rede trófica.

Dedico este trabalho aos meus pais Luis e Beatriz, e à minha avó Felicia, por todo o amor, carinho e suporte em meus estudos.

AGRADECIMENTOS

À professora Virgínia Sanches Uieda, por todos os ensinamentos, esforços e paciência ao longo desses oito anos trabalhando juntos. O seu grande exemplo de dedicação e ética foram determinantes para o meu crescimento profissional.

À minha esposa Carolina de Campos Tornich Manoel, por todo companheirismo, amor e paciência que foram essenciais para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos técnicos Hamilton Antonio Rodrigues e Silvio César de Almeida por todo o companheirismo, apoio e dedicação nas coletas e análises laboratoriais.

Aos meus colegas de laboratório Ana Liz Uchida Melo, Fernando Portella Rodrigues de Arruda e Maria Inês Bulgari Alves pela ajuda nos trabalhos de campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida (Código de Financiamento 001).

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

SUMÁRIO

RESUMO	1
---------------------	---

Capítulo 1 - Impactos de diferentes tipos de monocultura sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes de riachos

Resumo.....	3
Introdução.....	4
Objetivo.....	7
Material e Métodos.....	7
Resultados.....	19
Discussão.....	31
Referências Bibliográficas.....	36
Anexos.....	42

Capítulo 2 - Impactos de diferentes tipos de monocultura sobre a estrutura trófica de comunidades de peixes de riachos

Resumo.....	48
Introdução.....	49
Objetivo.....	51
Material e Métodos.....	51
Resultados.....	55
Discussão.....	68
Referências Bibliográficas.....	73
Conclusões gerais	80

RESUMO

No Estado de São Paulo, o agronegócio vem se expandindo ao longo das últimas décadas, principalmente com o aumento de áreas de monocultura. Uma vez que os ambientes aquáticos possuem uma relação direta com o ambiente terrestre que o circunda, é necessário verificar quais os impactos dessas monoculturas sobre as dinâmicas ecológicas locais e como as comunidades aquáticas respondem a esses impactos. Sendo assim, nosso objetivo foi verificar como diferentes tipos de monocultura afetam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes, e a estrutura trófica da ictiofauna de riachos. Para isso, comparamos as características ambientais, a estrutura destas comunidades e a estrutura trófica da ictiofauna em riachos de 1ª a 3ª ordem localizados em áreas de vegetação nativa e em áreas de monocultura de cana-de-açúcar, citros e eucalipto, todos pertencentes à bacia do rio Paranapanema, Sudeste do Brasil, na estação seca de 2016. Verificamos que as monoculturas alteram de forma semelhante as características físicas dos riachos, com diminuição do pH e do oxigênio dissolvido na água e aumento do fósforo total dissolvido na água e da quantidade de substrato fino presente no leito do riacho, em relação aos riachos localizados em fragmentos de vegetação nativa. Essas alterações nas características físicas, por sua vez, podem ter sido responsáveis por modificar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, causando o desaparecimento de grupos sensíveis a impactos ambientais, porém não modificaram a estrutura das comunidades de peixes. A estrutura trófica da ictiofauna também não foi alterada, mantendo-se a ingestão tanto de itens de origem autóctone como alóctone nos riachos de monocultura e de vegetação nativa. Destacamos a importância de políticas públicas para a conservação de riachos localizados em áreas de monocultura e indicamos que algumas medidas, como restauração da vegetação ripária, plantio em curvas de nível e terraceamento, são fundamentais para a sua proteção.

Palavras-chave: cana-de-açúcar, citros, eucalipto, ictiofauna, rede trófica.

CAPÍTULO 1

IMPACTOS DE DIFERENTES TIPOS DE MONOCULTURA SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E PEIXES DE RIACHOS

RESUMO

O agronegócio é uma das principais atividades econômicas do Brasil e vem se expandindo ao longo das últimas décadas, principalmente com o aumento de áreas de monocultura. Uma vez que os ambientes aquáticos possuem uma relação direta com o ambiente terrestre que o circunda, é imprescindível verificar os impactos de monoculturas sobre os corpos d'água adjacentes e, principalmente, como as comunidades aquáticas são afetadas. Sendo assim, nosso objetivo foi verificar os efeitos de diferentes tipos de monocultura sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes de riachos. Para isso, comparamos na estação seca de 2016 as características ambientais e a estrutura destas comunidades de quatro riachos de 1ª a 3ª ordem localizados em áreas de vegetação nativa e quatro em cada um de três tipos de monocultura (cana-de-açúcar, citros e eucalipto), todos pertencentes à bacia do Rio Paranapanema, Sudeste do Brasil. Verificamos valores mais baixos de pH e oxigênio dissolvido e valores mais altos de fósforo total e substrato fino nos riachos de monocultura quando comparados aos riachos de vegetação nativa, sendo que esses valores se relacionaram com uma baixa abundância de grupos de macroinvertebrados mais sensíveis a impactos ambientais. Porém, não constatamos diferenças nas comunidades de peixes e nem na sua relação com as diferentes características ambientais observadas ao comparar riachos de monocultura e vegetação nativa. Também não observamos diferenças entre os três tipos de monocultura com relação às características ambientais e à estrutura das comunidades animais. Discutimos a importância de políticas públicas para a conservação de riachos localizados em áreas de

monocultura, sendo que algumas medidas, como restauração da vegetação ripária, plantio em curvas de nível e terraceamento, podem ser fundamentais para a sua proteção, principalmente de sedimentos e insumos químicos que afetam diretamente as comunidades de macroinvertebrados.

Palavras-chave: cana-de-açúcar, citros, eucalipto, ictiofauna, insetos aquáticos.

INTRODUÇÃO

Mudanças no uso do solo causadas pela agricultura tem se tornado motivo de grande preocupação e desafio entre cientistas de todo o mundo. Tais mudanças, cujos objetivos são aumentar a oferta de recursos para a humanidade, prejudicam potencialmente a capacidade dos ecossistemas de sustentar a produção de alimentos, manter os recursos hídricos e florestais e regular o clima e a qualidade do ar (Ojima *et al.*, 1994; Foley, 2005; Lambin & Geist, 2006). Os ambientes de água-doce são extremamente afetados pela agricultura, uma vez que essa é responsável por cerca de 85% do uso global de água-doce e também causa degradação da qualidade da água devido ao aumento na concentração de químicos e sedimentos (Foley *et al.*, 2005).

O Brasil possui grande parte de sua economia baseada no agronegócio. Em 2017, cerca de 21,6% de seu PIB (produto interno bruto) vem desse setor, do qual 70% é composto pelo ramo agrícola (CEPEA, 2018). No Estado de São Paulo, o mais populoso e rico do país, o agronegócio é uma das principais atividades econômicas e, ao longo das últimas décadas, vem se expandindo, principalmente com o aumento de áreas de monocultura. Aproximadamente 40% do território do Estado de São Paulo é ocupado por lavouras temporárias e permanentes ou silvicultura, sendo que, desta área, cerca de 57%

é ocupada por cana-de-açúcar, 10% por eucalipto e 4% por citros (IBA, 2017; IBGE, 2018).

Embora o termo “monocultura” seja utilizado igualmente para diferentes tipos de plantações, cada uma possui características próprias. Por exemplo, a cultura de cana-de-açúcar é anual, com alto consumo de nutrientes do solo e alto consumo hídrico, uma vez que aproximadamente 70% da sua massa fresca é composta por água (Dalri & Cruz, 2008). A citricultura é perene, com elevado uso de defensivos agrícolas, principalmente inseticidas e acaricidas, baixo consumo de nutrientes do solo e consumo moderado de água (Neves *et al.*, 2010). A cultura de eucalipto possui rotatividade de sete anos, baixo consumo de nutrientes do solo e alto consumo hídrico (Vital, 2007). Essas atividades agrícolas causam diversos impactos negativos nas propriedades do solo, como alterações na sua compactação, umidade, pH e quantidade de matéria orgânica. Além disso, a magnitude e a direção desses impactos dependem de diversos fatores, como tipo de solo, cultivo e sistema de manejo utilizado (Scott & Wood, 1989).

Diversos estudos vêm mostrando os efeitos negativos causados pelas monoculturas na fauna terrestre local e de ambientes adjacentes. Destacam-se Rands & Whitney (2010) que discutem como as monoculturas podem afetar diretamente o comportamento e preferências de forrageamento de polinizadores de locais adjacentes, e Correa *et al.* (2015) e Sreekar *et al.* (2016) que encontraram metade da riqueza de anuros e aves, respectivamente, em áreas de monocultura quando comparado a locais florestados próximos. Além disso, para mamíferos, Iezzi *et al.* (2018) encontraram uma menor riqueza em áreas de monocultura e áreas florestadas adjacentes quando comparada a áreas florestadas mais distantes e Magioli *et al.* (2019) constataram alterações no uso do habitat e na estrutura trófica em locais próximos à monoculturas quando comparadas à áreas preservadas.

Uma vez que os ambientes aquáticos possuem uma relação direta com o ambiente terrestre que o circunda, mudanças nas características físicas de seu entorno podem causar diversos impactos, principalmente em riachos de pequeno porte que são altamente vulneráveis a ações antrópicas (Wantzen *et al.*, 2008). Nesses ambientes, a manutenção de largas extensões de vegetação ripária é fundamental para a sua preservação, pois serve como barreira física, reduzindo a entrada de sedimentos, fertilizantes e pesticidas que são carregados pela chuva ou pela água de irrigação das plantações (Chapman & Chapman, 2002; Pusey & Arthington, 2003; Dosskey *et al.*, 2010). Essa vegetação também serve como fonte de energia e abrigo para as comunidades aquática, devido à entrada de material alóctone, como folhas, galhos e troncos (Casatti *et al.*, 2012).

A redução das extensões da vegetação ripária pode afetar direta ou indiretamente as comunidades animais de riachos adjacentes. O assoreamento do leito desses riachos pode gerar grande perda na heterogeneidade espacial e na oferta de recursos, como abrigo e alimento, podendo causar a longo prazo a extinção local de espécies que dependem do substrato rochoso para reprodução e alimentação e espécies nectônicas que requerem um volume mínimo de água para forragear (Rabeni & Smale, 1995). Além disso, a eutrofização resultante da entrada no riacho de substâncias químicas provenientes de fertilizantes, como fósforo e nitrogênio, pode causar o aumento das taxas de produção primária local, que, por sua vez, pode alterar toda a dinâmica trófica do ecossistema em um efeito cascata (Elwood *et al.*, 1981).

Embora as monoculturas sejam fundamentais para a economia e criação de empregos no Brasil, é necessário verificar quais os seus impactos sobre os corpos d'água adjacentes e, principalmente, como as comunidades aquáticas respondem a esses

impactos. Assim, mais estudos desta natureza são fundamentais para embasar ações de manejo ambiental que visem a preservação dos sistemas hídricos como um todo.

OBJETIVO

Nosso objetivo foi verificar os efeitos de diferentes tipos de monocultura sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes de riachos. Para isso, testamos as seguintes hipóteses: 1) Riachos localizados em áreas de monocultura possuem alterações nas características ambientais decorrentes de uma alta entrada de sedimentos e produtos agrícolas, que afetam negativamente as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes; 2) Riachos localizados em áreas de monoculturas de diferentes tipos possuem comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes distintas, uma vez que características intrínsecas de cada cultivo, como sazonalidade, estrutura da planta cultivada, uso de produtos agrícolas e manejo do solo, afetam de diferentes maneiras a estrutura dos riachos e de suas comunidades aquáticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Realizamos o estudo em riachos pertencentes à sub-bacia do alto rio Pardo, localizada na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Esta sub-bacia está contida dentro da bacia hidrográfica do médio rio Paranapanema e é de extrema importância para a região, uma vez que o abastecimento dos municípios de Botucatu e Pardinho é feito pelo rio Pardo. Entretanto, essa sub-bacia sofre um forte impacto do setor agrícola, com grande parte de sua vegetação natural (Floresta Estacional Semidecídua)

sendo removida para o cultivo de monoculturas, como cana-de-açúcar, citros e eucalipto (ver Ribeiro & Campos, 2007).

Realizamos as coletas nos meses de julho, agosto e setembro (estação seca) de 2016 em trechos de 80 metros de extensão de 16 riachos de 1ª a 3ª ordem, sendo quatro localizados em fragmentos florestais preservados de vegetação nativa e quatro em cada um de três tipos de monocultura (cana-de-açúcar, citros e eucalipto) (Tabela 1). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa, com verão com temperaturas e pluviosidade elevadas e inverno frio e seco. A pluviosidade anual variou entre 1051 a 1983 mm, com média de 1506 mm, segundo série histórica para o período de 1995-2015 obtida junto à Estação Meteorológica Lageado da FCA/UNESP, Botucatu. Em 2016, ano da amostragem dos dados desse estudo, foi registrada uma pluviosidade anual elevada (1859 mm), com maior volume no início do ano (total de 993 mm, média de 331 mm, referente aos meses de janeiro, fevereiro e março) e menor no meio do ano (total de 85 mm, média de 28 mm, referente aos meses de julho, agosto e setembro).

Nós realizamos os seguintes procedimentos para a seleção dos trechos de riachos amostrados: primeiramente extraímos os limites da bacia hidrográfica mesclando dois Modelos de Elevação Digital (MED) com 30 m de resolução espacial, fornecidos pela Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM), cujas referências são 22S495ZN e 23S495ZN. Em seguida, utilizando imagens de satélite de alta resolução fornecidas pelo Google Earth, realizamos uma campanha de trabalho de campo no primeiro semestre de 2016 para coletar dados sobre a cobertura do uso do solo (CUS) ao longo dos riachos, amostrados em toda a bacia com um dispositivo GPS. No total, coletamos 136 pontos CUS, classificados em cana-de-açúcar (incluindo áreas de cana-de-açúcar cortada), citros, eucalipto (incluindo áreas de eucalipto cortado), vegetação nativa e outras CUS. Selecionamos aleatoriamente dois terços dos pontos (91) para treinar o algoritmo de

classificação das imagens de sensoriamento, respeitando a proporcionalidade entre as classes, enquanto usamos os outros 45 pontos para avaliar a precisão dos mapas de classificação da CUS.

Utilizamos imagens de sensoriamento remoto para as estações chuvosa e seca na etapa de classificação do Operational Land Imager (OLI), a bordo do satélite Landsat-8. Adquirimos imagens Landsat de nível 1 do Climate Data Record (CDR), que são processadas e entregues aos usuários finais como imagens de refletância calibrada. As duas imagens estavam livres de nuvens e correspondiam ao caminho 220 e linha 76 do World Reference System (WRS) da Landsat. A imagem da estação chuvosa é de 5 de janeiro de 2016 e a imagem da estação seca é de 14 de julho de 2016.

Utilizamos as bandas OLI 2 a 7 para classificação, correspondendo ao azul visível, verde, vermelho, infravermelho próximo e duas bandas do infravermelho de ondas curtas, respectivamente. Adicionalmente, usamos o mapa de CUS da coleção 3.0 do MapBiomas de 2016 como fonte secundária de referência. O MapBiomas é uma iniciativa do setor público e privado para produzir mapas de CUS anuais para o Brasil, produzidos com imagens do Landsat com base no classificador Random Forest (RF). Para permitir a comparação entre nossos mapas e o MapBiomas, também usamos o RF na nossa abordagem de classificação. Além disso, reclassificamos o mapa MapBiomas para reduzir a quantidade de tipos de CUS e garantir que nossas classes fossem comuns. O classificador de RF é amplamente utilizado para aplicações de sensoriamento remoto e está disponível no pacote R chamado “randomForest”, que usamos juntamente com os pacotes “raster” e “Rstoolbox” para executar a classificação e a avaliação de precisão dos mapas. O algoritmo de RF foi calibrado com 500 árvores e a raiz quadrada do número de variáveis de entrada como o número de variáveis usadas em cada nó dividido das florestas (parâmetro de entrada padrão no pacote).

Quando classificamos o conjunto de imagens das estações chuvosa e seca independentemente, encontramos uma precisão muito melhor dos dados da estação seca (precisão geral de 58% e 78% e Kappa de 0,46 e 0,72, respectivamente), que aumentaram ligeiramente quando todas as imagens foram classificadas juntas (precisão geral de 80% e Kappa de 0,74). Nossos resultados mostram uma precisão melhor do que o MapBiomias, cuja precisão geral é de 73% e Kappa de 0,65. A precisão específica do eucalipto e da vegetação nativa do MapBiomias foi maior que a nossa e a de citros muito menor (44%), levando a uma redução considerável dessas métricas de avaliação. Assim, para obter o mapa final de CUS para a bacia, usamos o eucalipto e a vegetação nativa do MapBiomias como máscara e classificamos a cana-de-açúcar, os citros e outras LUC com base nas imagens da estação chuvosa e seca do Landsat. Embora a precisão dos citros tenha sido menor no mapa final do que em nossas classificações anteriores do Landsat, ainda é maior que os MapBiomias e a precisão geral do mapa final é de 85% e Kappa de 0,81. A precisão do nosso mapa final foi, portanto, 16% maior que o MapBiomias e 6% maior que a classificação de todas as imagens do Landsat.

Com base no mapa final confeccionado, analisamos a estrutura da paisagem em termos de área de cada CUS, tamanho e número de fragmentos de vegetação. Isso nos permitiu amostrar os riachos nas áreas de monocultura e nos maiores fragmentos de vegetação encontrados na paisagem. Por fim, calculamos a proporção de cada CUS em um raio de 500 m de cada trecho de riacho. Sempre que necessário, nesta etapa, editamos manualmente a classificação por interpretação visual de imagens do Google Earth de alta resolução, disponíveis no *plugin* de mapa de ruas aberto para QGIS, com o objetivo de remover inconsistências locais baseadas em *pixel* causadas pela confusão inerente entre os tipos de CUS.

No mapa da CUS (Figura 1), há um equilíbrio evidente dos tipos de CUS na bacia do alto rio Pardo. Dos 103325 ha da bacia, 20,09% foram classificados como vegetação nativa, 17,82% como cana-de-açúcar, 19,44% como citros, 23,50% como eucalipto e 19,12% como outras CUS. Encontramos 2280 fragmentos de vegetação nativa na paisagem com tamanho médio de 9,10 ha ($\pm 105,5$ ha). Os fragmentos selecionados para a definição dos pontos de amostragem classificados como riachos de vegetação nativa possuem uma área média de 270 ha ($\pm 66,9$ ha), 30 vezes maior que a média dos fragmentos da bacia hidrográfica. As proporções de CUS no raio de 500 m em torno de cada um dos 16 pontos de amostragem estão na Tabela 2.

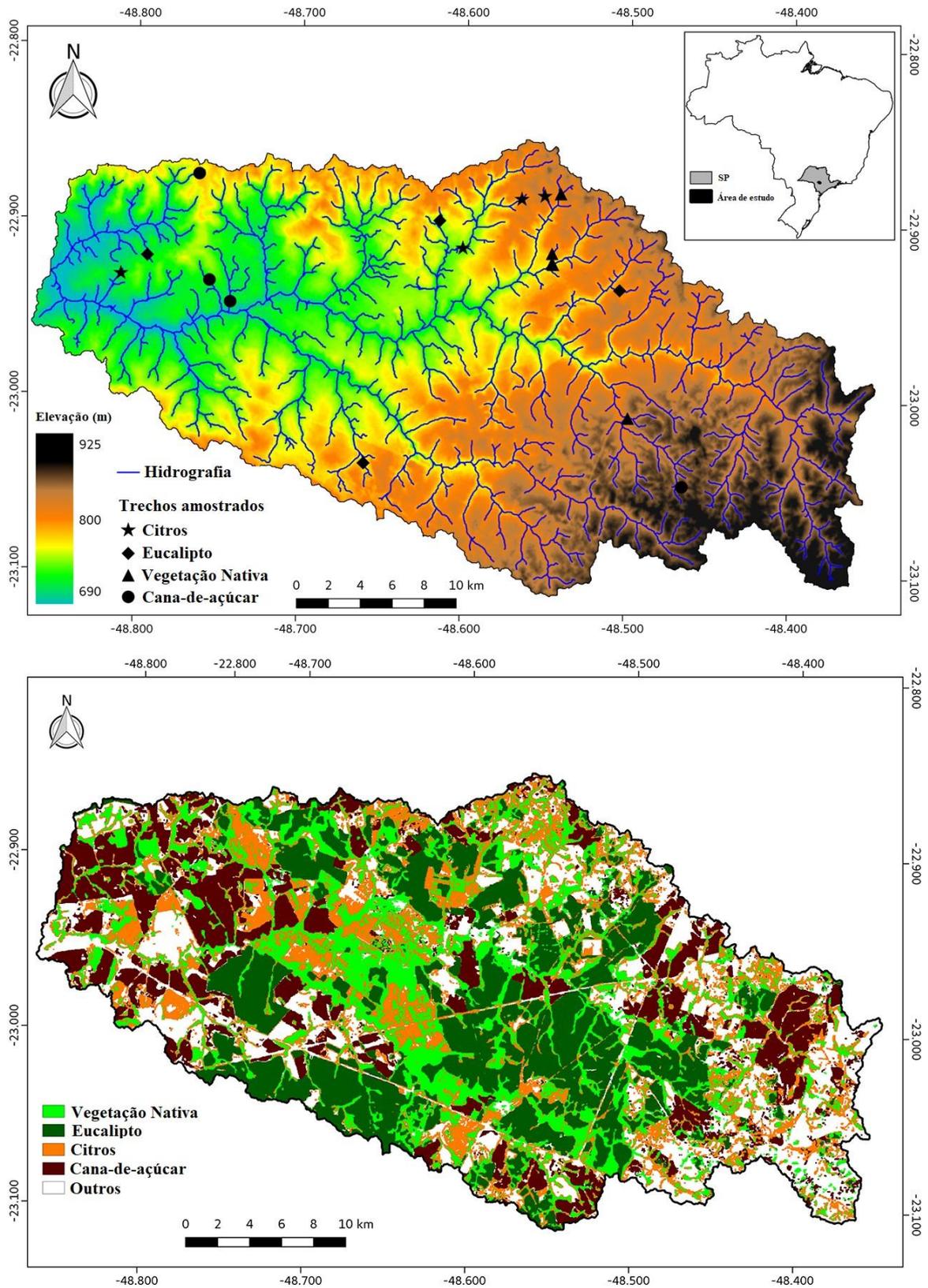


Figura 1 – Mapas mostrando os pontos de amostragem (acima) e os tipos de cobertura do uso do solo da sub-bacia do alto rio Pardo (abaixo), São Paulo, Brasil.

Tabela 1 - Descrição geral dos trechos de riachos amostrados da sub-bacia do alto rio Pardo, São Paulo, Brasil.

Riachos por entorno	Coordenadas		Elevação (m)	Ordem	Profundidade média (m)	Largura média (m)
	S	O				
Cana-de-açúcar						
CA1	23°02'56"	48°27'55"	897	1 ^a	0,16	1,8
CA2	22°52'31"	48°45'57"	767	1 ^a	0,27	1,5
CA3	22°56'45"	48°44'34"	710	2 ^a	0,21	1,7
CA4	22°56'07"	48°45'19"	727	1 ^a	0,40	1,5
Citros						
CI1	22°53'05"	48°33'05"	840	1 ^a	0,28	0,9
CI2	22°53'14"	48°34'01"	812	1 ^a	0,16	1,2
CI3	22°54'51"	48°36'02"	757	3 ^a	0,40	3,0
CI4	22°55'53"	48°48'35"	708	1 ^a	0,25	1,6
Eucalipto						
EU1	22°55'08"	48°47'41"	719	1 ^a	0,13	1,3
EU2	22°54'08"	48°37'00"	764	2 ^a	0,21	1,1
EU3	22°56'15"	48°30'19"	822	1 ^a	0,25	1,1
EU4	23°02'10"	48°39'38"	789	2 ^a	0,20	3,8
Vegetação Nativa						
VN1	23°00'37"	48°29'59"	833	2 ^a	0,20	3,8
VN2	22°55'24"	48°32'41"	793	3 ^a	0,25	3,7
VN3	22°55'23"	48°32'47"	794	1 ^a	0,11	1,3
VN4	22°52'50"	48°32'29"	822	1 ^a	0,27	1,3

Tabela 2 - Proporção da cobertura do uso do solo (%) em um raio de 500 m do entorno de cada trecho amostrado. CA-Cana-de-açúcar, CI-Citros, EU-Eucalipto, VN-Vegetação Nativa.

Trechos amostrados	Cobertura do uso do solo (%)				
	CA	CI	EU	VN	Outros
CA1	80,34	0	0	19,66	0
CA2	71,74	0	0	28,26	0
CA3	84,05	0	0	15,95	0
CA4	84,07	0	0	15,93	0
CI1	0	74,91	0	25,09	0
CI2	0	62,8	0	37,20	0
CI3	3,96	59,33	8,84	27,85	0
CI4	0	75,15	0	24,85	0
EU1	10,78	0	61,48	27,72	0
EU2	0	0	64,62	35,38	0
EU3	0	0	80,17	19,83	0
EU4	0	0	68,91	31,09	0
VN1	0	0	26,05	73,95	0
VN2	0	5,54	14,15	73,44	6,83
VN3	0	10,73	7,64	73,15	8,46
VN4	15,28	12,69	0	72,01	0

Caracterização ambiental

Para a caracterização ambiental de cada trecho de riacho estudado, mensuramos nove variáveis ambientais relacionadas direta ou indiretamente com o tipo de entorno do riacho, e que poderiam estar relacionadas com as comunidades aquáticas analisadas. As variáveis selecionadas foram: sólidos suspensos inorgânicos, sólidos suspensos orgânicos, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, fósforo total, nitrogênio total, substrato fino e fluxo lento. Medimos todas as variáveis em cinco pontos de cada trecho estudado distantes equitativamente em 20 m, com exceção das variáveis substrato fino e fluxo lento, que medimos em vários pontos ao longo de toda a extensão (quantidade de medidas descrita abaixo).

Calculamos a quantidade de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos em laboratório, a partir da filtração em filtros de fibra de vidro de um volume conhecido de água coletado em galões em cada ponto de amostragem. Submetemos os filtros com o material filtrado à secagem em estufa, pesagem em balança analítica com precisão de seis casas decimais, queima em mufla e nova pesagem. A massa pós mufla indica a quantidade de sólidos inorgânicos, enquanto que a subtração da massa pós secagem e de sólidos inorgânicos indica a quantidade de sólidos orgânicos. Com a mesma água dos galões, mensuramos a quantidade de fósforo total e nitrogênio total presentes na água de cada ponto utilizando método proposto por Valderrama (1981). Medimos no campo as variáveis pH, oxigênio dissolvido e condutividade com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (Aquaread AP-2000). Determinamos visualmente o percentual de substrato fino (areia, silte e argila) ao longo de todo o trecho de riacho estudado, com medidas a cada um metro na região do talvegue e mais quatro medidas em seções transversais demarcadas a cada cinco metros ao longo dos 80 metros, totalizando 148

medidas. Também determinamos visualmente a medida do porcentual de áreas com fluxo lento (poções e glides) a cada um metro do trecho estudado, totalizando 80 medidas.

Coleta e análise dos macroinvertebrados bentônicos

Coletamos os macroinvertebrados bentônicos em cinco pontos de cada trecho estudado, distantes equitativamente em 20 m, utilizando um amostrador Surber (30 x 30 cm) com malha de 250 µm. Em cada ponto, na região do talvegue, revolvemos o substrato delimitado pelo quadrante do amostrador por um minuto, despejamos o material arrastado para dentro da rede em uma bandeja contendo água do ambiente, filtramos esse material em uma peneira granulométrica de 250 µm e armazenamos o material retido em potes plásticos com álcool 70%. No laboratório, realizamos o procedimento de flutuação em sal (200 g/L) para a separação dos animais pela diferença de densidade (Kuhlmann *et al.*, 2012) e armazenamos o material sobrenadante em frascos com álcool 70%. Fizemos a triagem desse material e identificamos os macroinvertebrados com o auxílio de estereomicroscópio binocular e microscópio até o menor nível taxonômico possível (Unidade taxonômica operacional - UTO) utilizando bibliografias gerais (Lopretto & Tell, 1995; Domínguez & Fernández, 2009; Mugnai *et al.*, 2010).

Coleta e análise dos peixes

Coletamos os peixes utilizando duas redes de cerco (1 x 4 m e 4 mm de malha) as quais alocamos transversalmente ao riacho fechando uma seção de dois metros entre elas. Em seguida, outras duas pessoas adentravam no riacho e caminhavam da rede à montante em direção à rede à jusante, revirando o substrato e os possíveis abrigos para peixes, para que estes se direcionassem à rede à jusante, onde eram capturados. Realizamos esse procedimento pelo menos três vezes por seção ao longo de todo o trecho

estudado. Eutanasiámos os peixes amostrados logo após a captura em uma solução de Eugenol (300 mg/L) e os fixamos em formol 10% após a morte. Levamos os peixes para o laboratório, onde os mantivemos em formol por 15 dias e em seguida os transferimos para álcool 70%. Identificamos, medimos e pesamos todos os peixes capturados e os depositamos na Coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu, São Paulo, Brasil (lotes 24430 a 24485 e 28464 a 28474).

Análise dos dados

Fizemos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com os dados ambientais normalizados para verificar se há diferenças entre os riachos de cada entorno em relação às variáveis mensuradas. Utilizamos o modelo de Broken-Stick (ver Jackson, 1993) para avaliar a significância de cada eixo da PCA. Junto a isso, realizamos Análises de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) utilizando a medida de distância de Bray-Curtis com 9999 permutações, para o conjunto de dados ambientais e para cada variável ambiental independente, a fim de testarmos a significância dos agrupamentos observados na PCA e também verificar quais variáveis ambientais foram determinantes nessas diferenças. Quando observamos diferenças significativas, realizamos testes *pair-wise* a fim de descobrir entre quais entornos houve diferença.

Realizamos duas análises de Escalonamento Multidimensional (MDS), uma utilizando a matriz com os dados da abundância das UTOs de macroinvertebrados bentônicos e outra com a matriz da abundância das espécies de peixes amostradas nos riachos, a fim de verificarmos a existência de diferenças na estrutura destas comunidades entre os riachos dos quatro entornos. Transformamos os dados em $\log(x+1)$ e utilizamos a medida de distância de Bray-Curtis, com 9999 permutações, para realizar essa análise.

Utilizamos a função “ordiselect” no pacote “goeveg” (Goral & Schellenberg, 2017) que seleciona as UTOs de macroinvertebrados bentônicos e espécies de peixes que são mais importantes na ordenação dos pontos a fim de deixar o gráfico mais compreensível. Em seguida, testamos a significância das diferenças observadas entre os tipos de entorno na MDS realizando PERMANOVAs.

Também calculamos para cada riacho a abundância, riqueza, diversidade de Shannon-Weaver e dominância de Simpson para verificarmos outras diferenças nas estruturas de macroinvertebrados bentônicos e peixes. Além dessas variáveis, mensuramos também para as comunidades de peixes a biomassa total e o comprimento padrão médio dos indivíduos. Apresentamos os dados das métricas em gráficos *box-whisker plots* e testamos a significância das diferenças observadas em cada métrica entre os entornos realizando PERMANOVAs.

Fizemos duas análises de Redundância (RDA), uma para os macroinvertebrados bentônicos e outra para os peixes, para verificarmos a influência conjunta das variáveis ambientais e das comunidades amostradas sobre a ordenação dos riachos. Construímos matrizes utilizando os dados ambientais normalizados e os dados da abundância (de cada UTO de macroinvertebrados bentônicos e de cada espécie de peixe) transformados em $\log(x+1)$. Utilizamos a função “envfit” dentro do pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) pela qual testes de Monte Carlos são utilizados para relacionar as variáveis com máxima correlação com a ordenação dos riachos, com o objetivo de testar a significância de cada variável ambiental e de cada UTO/espécie dentro da ordenação dos riachos.

Todas as análises e gráficos foram feitos no programa R Cran versão 3.3.1 (R Development Core Team, 2016) com os pacotes vegan 2.4-3 (Oksanen *et al.*, 2013) e ggplot2 (Wickham, 2016). Utilizamos o nível de significância de 0,05 para todas as análises.

RESULTADOS

Caracterização Ambiental

Nos gráficos com a distribuição dos valores das variáveis ambientais mensuradas (Figura 2), observamos nos riachos de monocultura valores mais altos de substrato fino, fósforo total e mesohabitats de fluxo lento, e valores mais baixos de oxigênio dissolvido e pH. Todas as variáveis apresentaram valores semelhantes dentre os três tipos de monocultura. As PERMANOVAs aplicadas para cada variável ambiental individualmente indicaram que pH (Pseudo-F = 83,251; $p = 0,003$) e oxigênio dissolvido (Pseudo-F = 37,337; $p = 0,04$) foram significativamente menores e as variáveis fósforo total (Pseudo-F = 36,871; $p = 0,048$) e substrato fino (Pseudo-F = 14,196; $p = 0,003$) significativamente maiores nos riachos de monocultura em comparação com os riachos de vegetação nativa.

Os dois primeiros eixos da PCA (Figura 3) explicaram 59,87% da variação dos dados ambientais amostrados, sendo que, de acordo com o modelo de Broken-Stick, apenas o primeiro eixo mostrou-se significativo. Nesse eixo, é possível verificar a separação dos riachos de vegetação nativa (lado positivo) dos riachos dos três tipos de monocultura (lado negativo), os quais não se diferenciaram entre si. Essa separação foi ocasionada principalmente pelos valores mais altos de pH e oxigênio dissolvido nos riachos de vegetação nativa e valores mais elevados de substrato fino e fósforo total nos riachos de monocultura. A PERMANOVA aplicada a este mesmo conjunto de variáveis comprovou as diferenças observadas entre os riachos com diferentes entornos (Pseudo-F = 23,423; $p = 0,006$), com o teste *pair-wise* indicando diferenças entre os riachos de vegetação nativa e os riachos dos três tipos de monoculturas (Cana-de-açúcar $p = 0,008$; Citros $p = 0,025$; Eucalipto $p = 0,006$), mas não dos riachos de monocultura entre si.

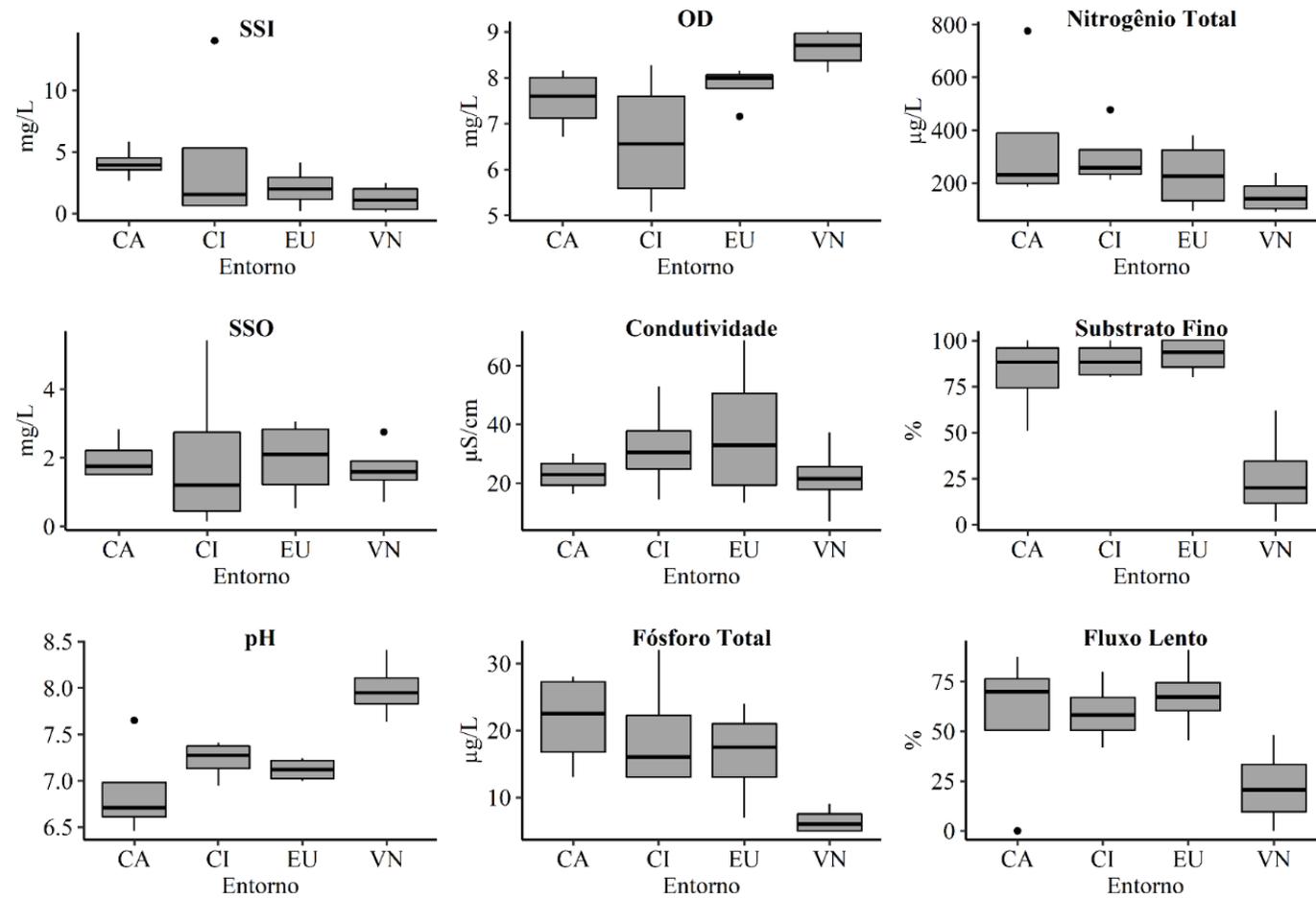


Figura 2 – Box-whisker plots com os valores das nove variáveis ambientais mensuradas nos 16 riachos amostrados, agrupados segundo o uso do solo no entorno. (CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação nativa; SSI-Sólidos Suspensos Inorgânicos; SSO-Sólidos Suspensos Orgânicos; OD-Oxigênio Dissolvido).

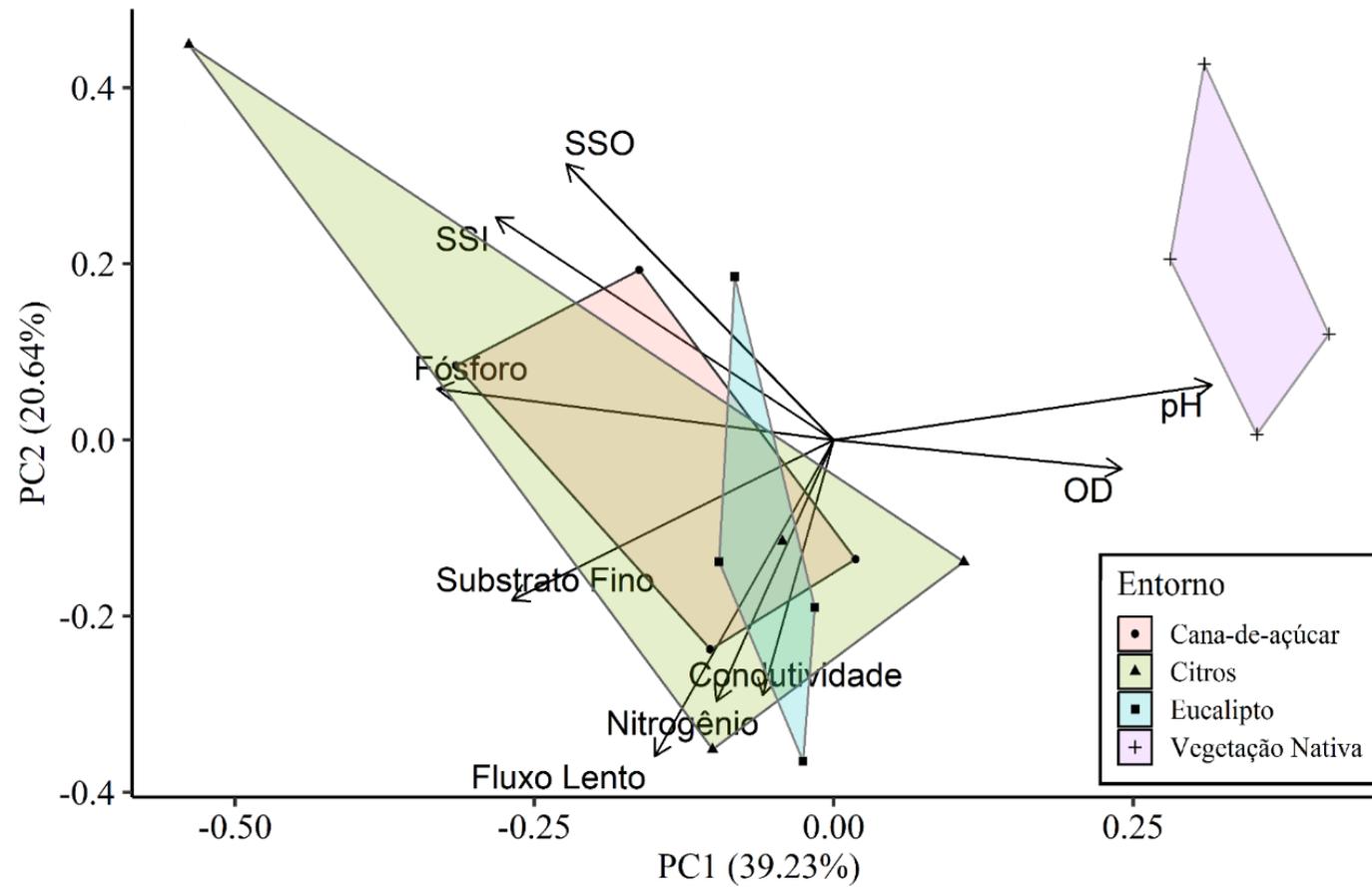


Figura 3 – Biplot dos dois primeiros eixos da PCA com a ordenação de acordo com os valores das nove variáveis ambientais dos 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno. (SSI-Sólidos Suspensos Inorgânicos; SSO-Sólidos Suspensos Orgânicos; OD-Oxigênio Dissolvido).

Macroinvertebrados bentônicos

Amostramos um total de 9090 indivíduos pertencentes a 89 UTOs (Anexo 1). A classe Insecta foi predominante, com 88% dos indivíduos dentro das 81 UTOs pertencentes a essa classe.

Observamos com a análise de MDS uma clara distinção das comunidades presentes nos riachos de monocultura das comunidades dos riachos de vegetação nativa (Figura 4). Os riachos de vegetação nativa tiveram comunidades muito semelhantes entre si, com seis UTOs (dois gêneros de Coleoptera-Elmidae, um de Ephemeroptera-Baetidae, um de Ephemeroptera-Leptohyphidae e dois de Trichoptera-Philopotamidae) que os distinguiram dos outros riachos (Figura 4). Os riachos de monocultura apresentaram uma alta variabilidade na composição de macroinvertebrados dentro e entre os tipos de cultivo. A PERMANOVA aplicada aos dados de abundância das UTOs presentes em cada riacho confirmou o padrão observado na MDS e indicou uma diferença significativa entre os riachos com diferentes entornos (Pseudo-F = 20,169; $p = 0,002$), com o teste *pair-wise* indicando diferenças entre os riachos de vegetação nativa e os riachos dos três tipos de monoculturas (Cana-de-açúcar $p = 0,023$; Citros $p = 0,038$; Eucalipto $p = 0,025$), porém não entre os tipos de monocultura.

Para as quatro métricas da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Figura 5), observamos valores semelhantes nos quatro entornos para abundância e dominância, enquanto que para riqueza e diversidade, os riachos de vegetação nativa apresentaram valores maiores. Entretanto, a PERMANOVA aplicada para cada uma dessas métricas indicou diferenças significativas entre os entornos apenas para a riqueza (Pseudo-F = 83,698; $p = 0,003$), sendo diferentes apenas os riachos de vegetação nativa e citros ($p = 0,026$).

Constatamos com a RDA (Figura 6) um padrão similar ao observado na PCA e MDS, com separação dos riachos de vegetação nativa devido aos valores mais elevados de oxigênio dissolvido e pH e mais baixos de fósforo total e substrato fino. Essas variáveis se relacionaram com a abundância de algumas UTOs nos riachos de vegetação nativa, principalmente das ordens Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera (Figura 6). A RDA também não mostrou diferenças entre os três tipos de monocultura e destacou uma alta variância dentro de cada tipo de monocultura quando comparadas aos riachos de vegetação nativa.

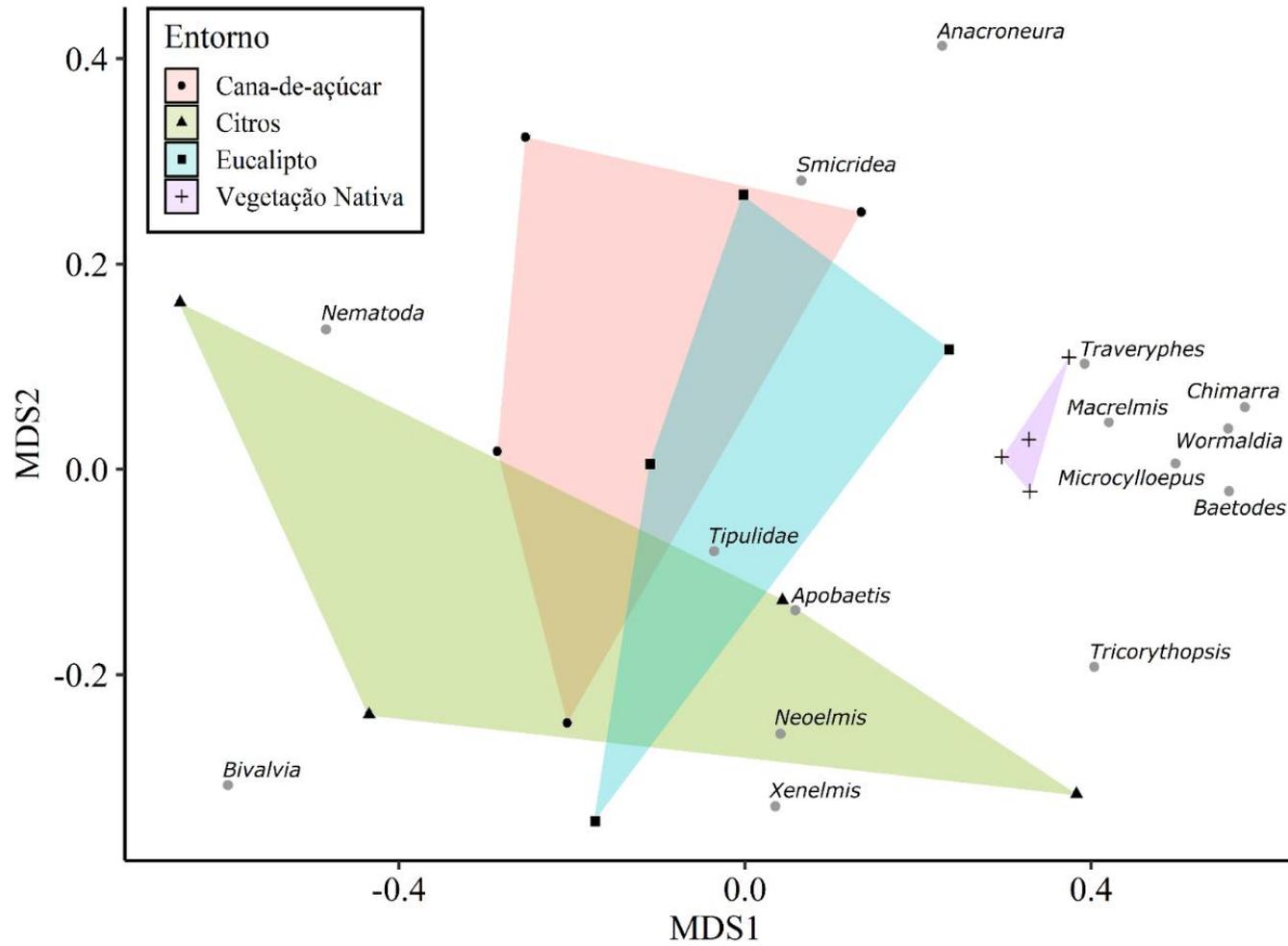


Figura 4 – Biplot dos dois primeiros eixos da MDS com a ordenação de acordo com as comunidades de macroinvertebrados bentônicos dos 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno.

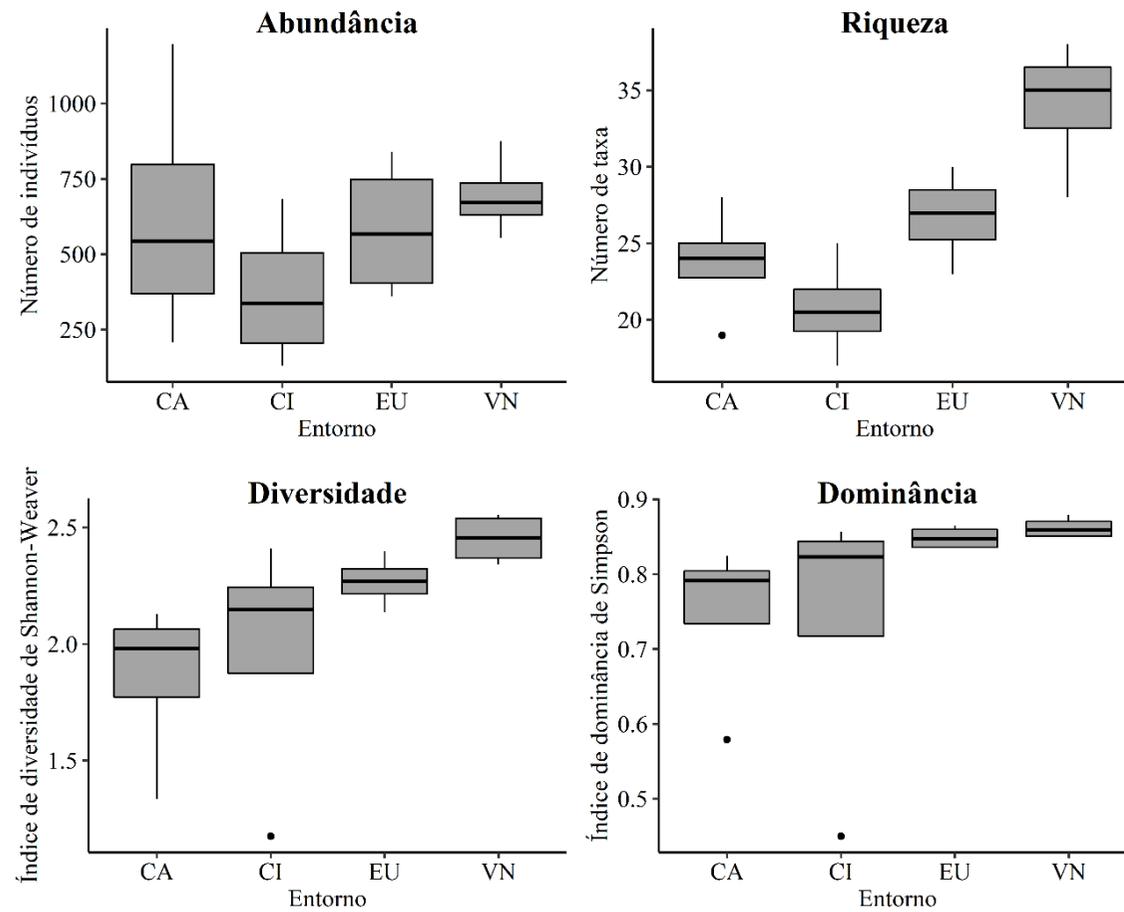


Figura 5 – Box-whisker plots com os valores das métricas da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos calculadas para os 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno (CA-cana-de-açúcar; CI-Citrus; EU-Eucalipto; VN-Vegetação nativa).

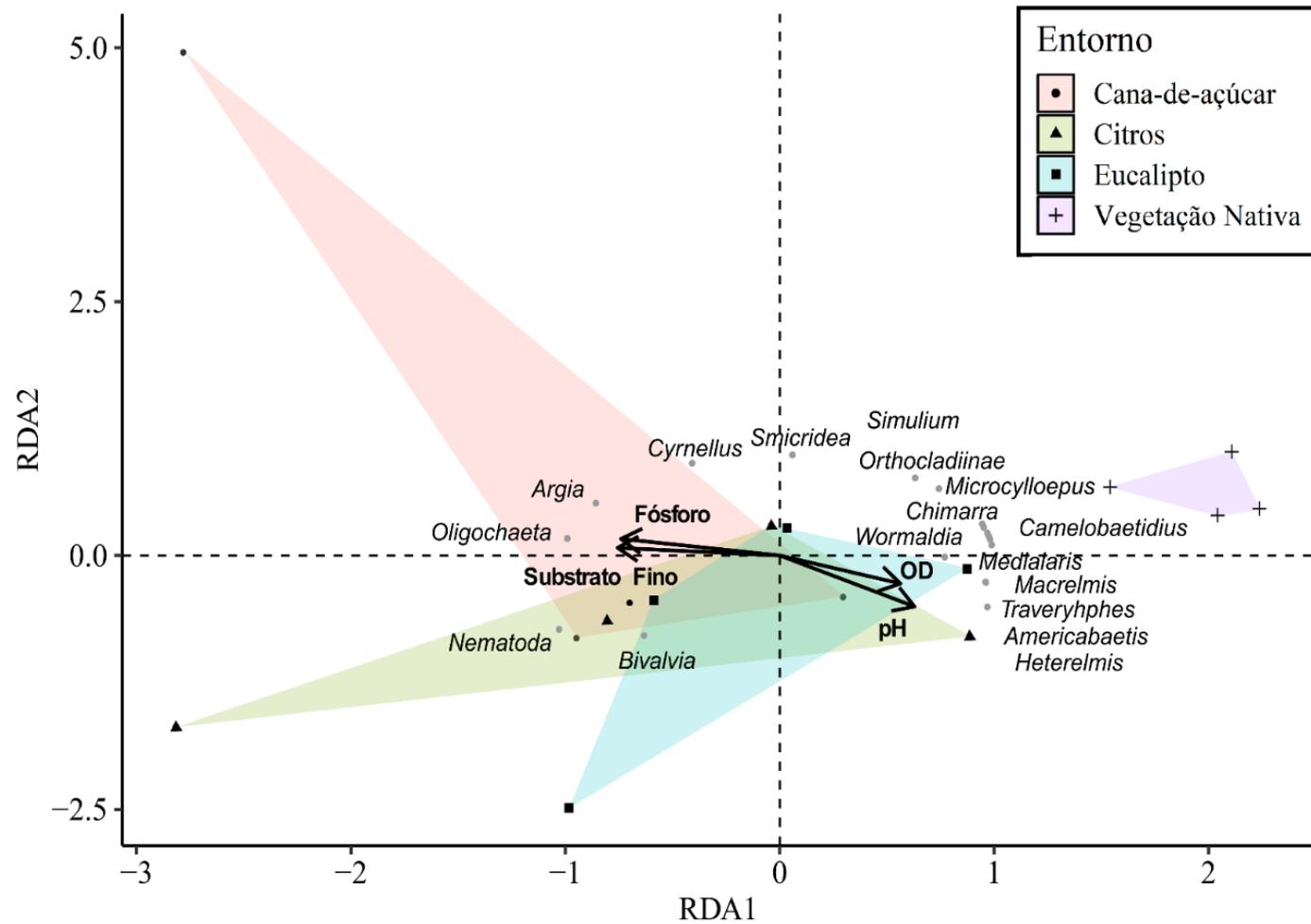


Figura 6 – Biplot dos dois primeiros eixos da RDA com a ordenação de acordo com a relação entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais significativas dos 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno.

Peixes

Amostramos um total de 1678 indivíduos pertencentes a seis ordens, oito famílias, 18 gêneros e 22 espécies (Anexo 2). As ordens Characiformes e Siluriformes foram as mais abundantes, com 71% e 18% dos indivíduos e 32% e 50% das espécies amostradas, respectivamente.

Não observamos uma clara distinção nas comunidades presentes nos diferentes tipos de entorno com a análise de MDS (Figura 7). A PERMANOVA, aplicada aos dados de abundância das espécies de peixes presentes em cada riacho, não indicou diferenças entre os entornos como observado na MDS. Entretanto, um dos riachos de vegetação nativa (VN2) apresentou uma comunidade de peixes muito diferente dos demais riachos, tanto de vegetação nativa quanto de monocultura, com oito espécies exclusivas (*Bryconamericus stramineus*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Piabina argentea*, *Characidium zebra*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, *Hypostomus margaritifer* e *Hypostomus nigromaculatus*).

Para as seis métricas da estrutura das comunidades de peixes (Figura 8), não observamos uma distinção clara entre os riachos com diferentes entornos. Observamos também uma alta variância dos dados em quase todas as métricas e entornos. A PERMANOVA aplicada a cada uma dessas métricas não indicou diferenças significativas em nenhuma das métricas.

Verificamos também com a RDA (Figura 9) uma ordenação parecida ao observado no MDS, sem uma separação clara dos riachos com diferentes entornos. Observamos apenas duas espécies (*Astyanax paranae* e *Imparfinis mirini*) comuns a vários riachos de monocultura, as quais se relacionaram com as variáveis ambientais substrato fino e fósforo total.

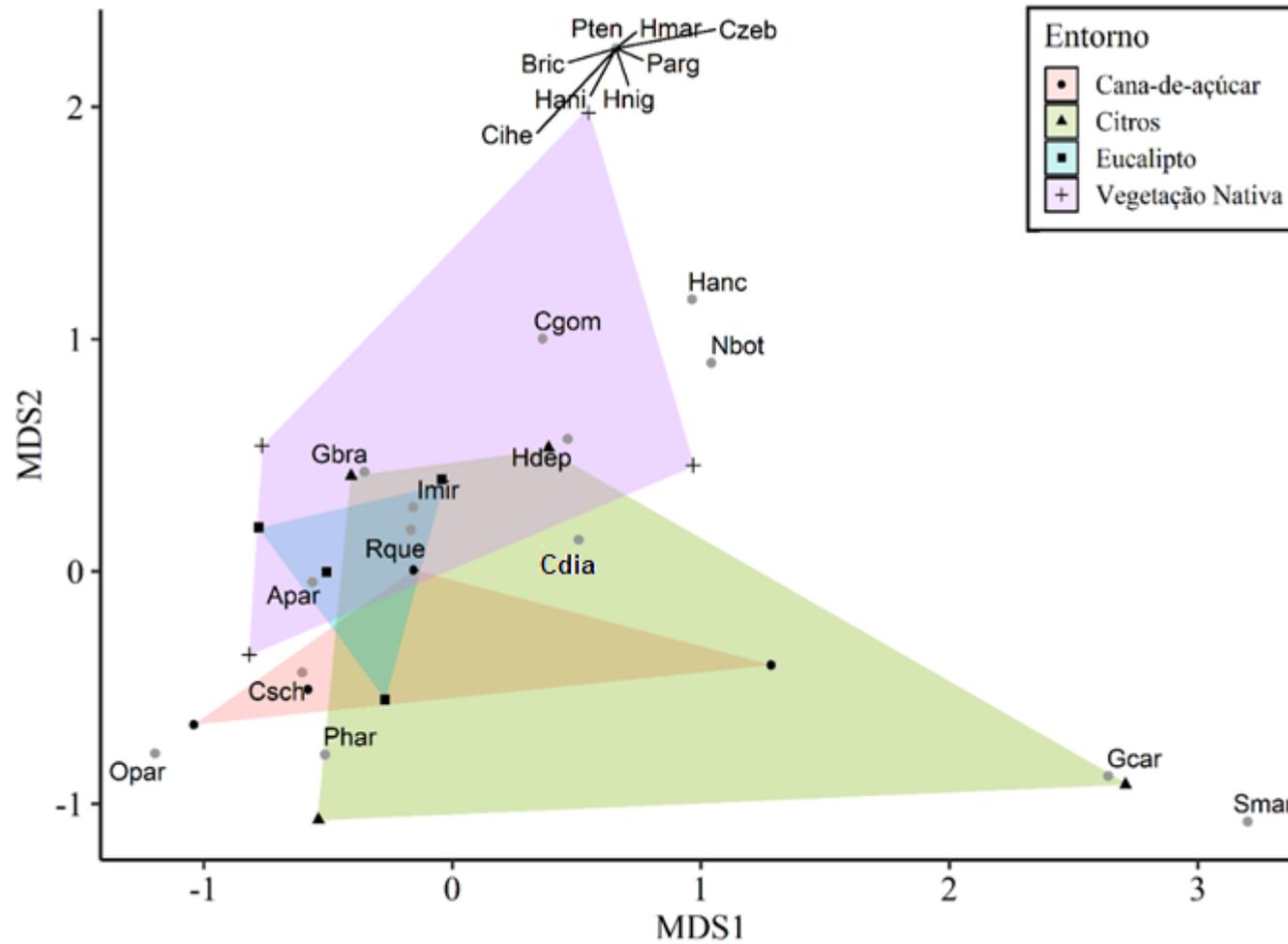


Figura 7 – Biplot dos dois primeiros eixos da MDS com a ordenação de acordo com as comunidades de peixes dos 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno (Siglas das espécies no Anexo 2).

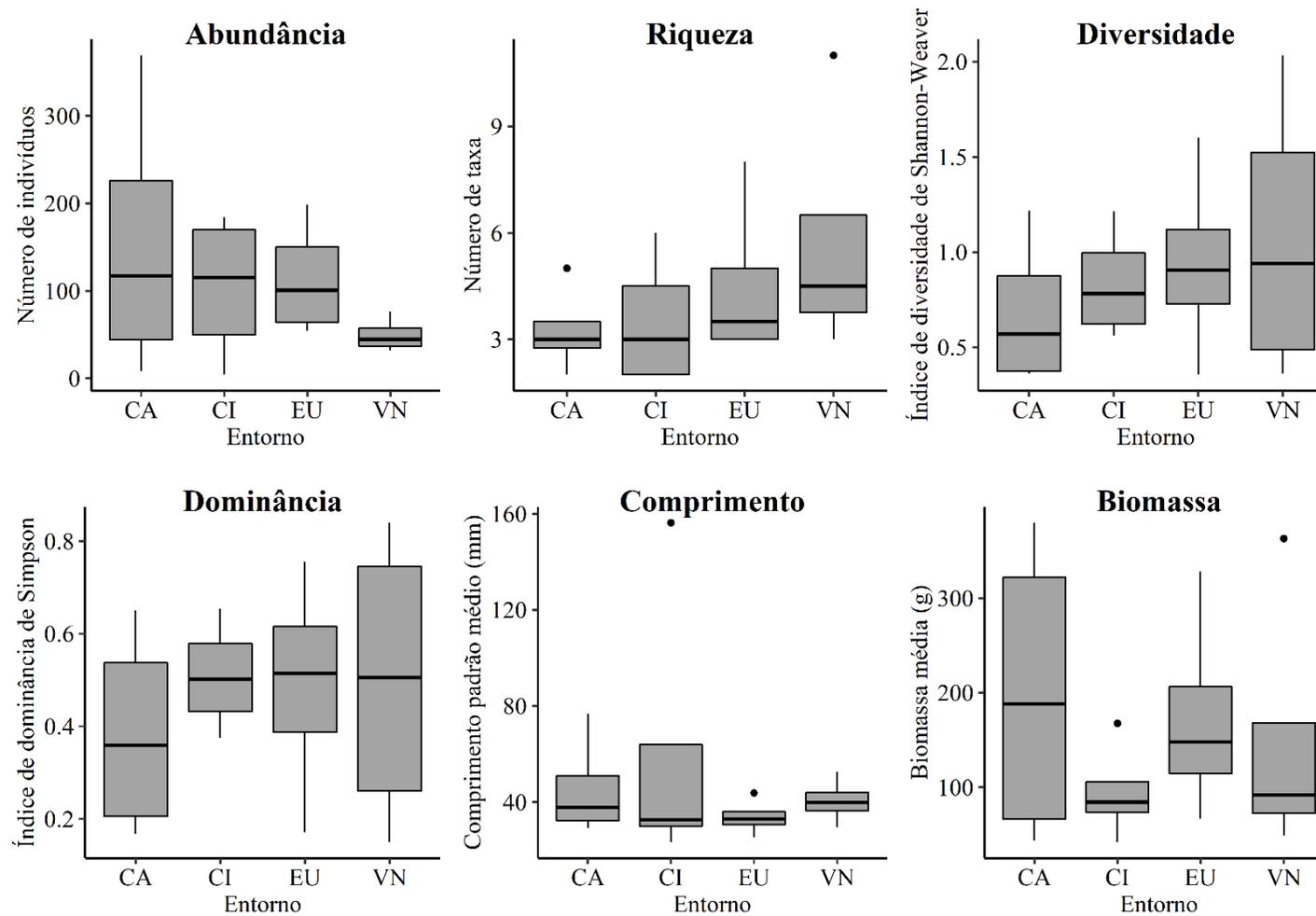


Figura 8 – Box-whisker plots com os valores das métricas da estrutura das comunidades de peixes calculados para os 16 riachos amostrados e classificados segundo o uso do solo no entorno (CA-cana-de-açúcar; CI-Citrus; EU-Eucalipto; VN-Vegetação nativa).

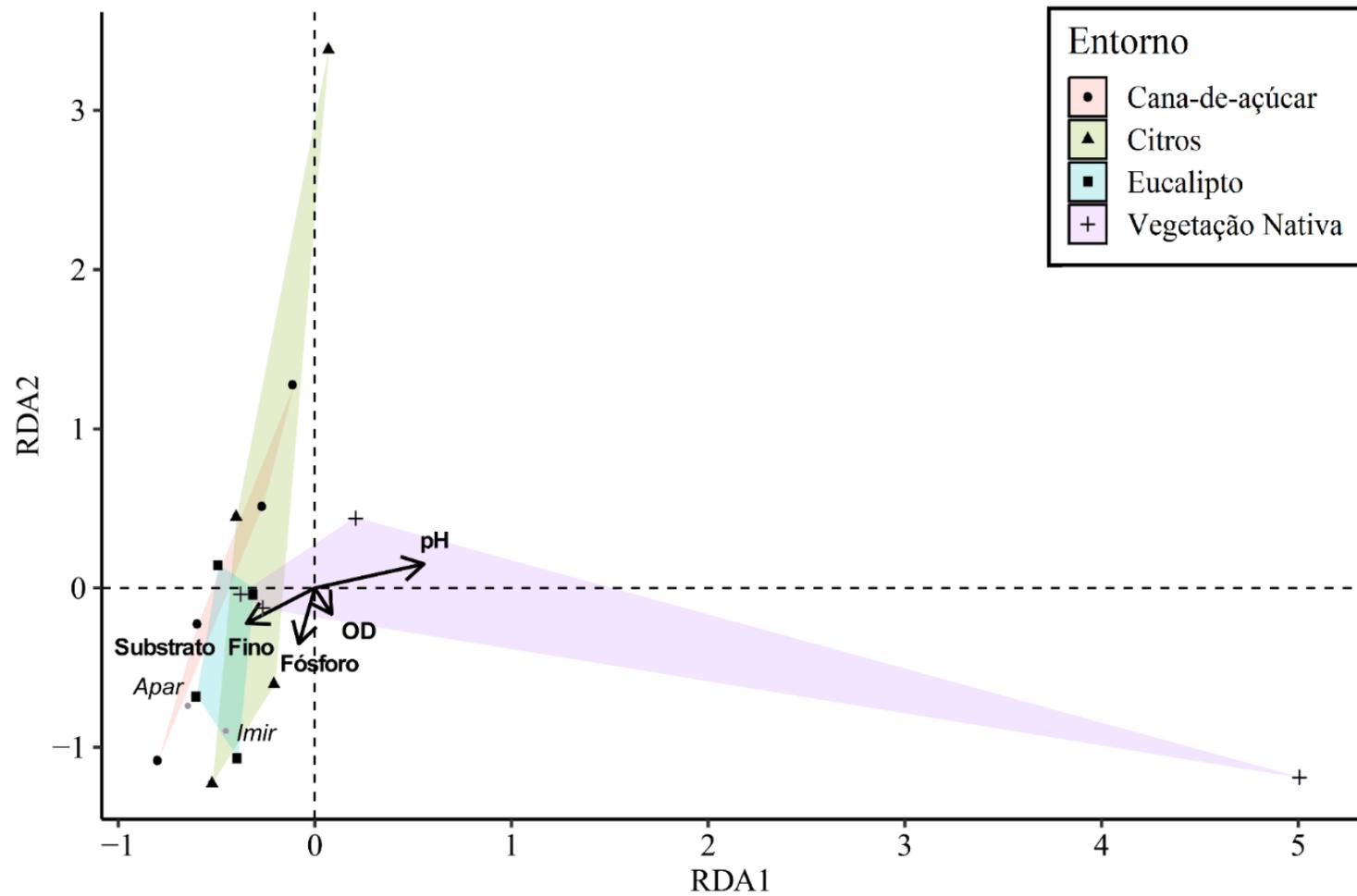


Figura 9 – Biplot dos dois primeiros eixos da RDA com a ordenação dos 16 riachos amostrados classificados pelo uso do solo no entorno de acordo com a relação entre as comunidades de peixes e variáveis ambientais significativas (Siglas das espécies no Anexo 2).

DISCUSSÃO

Monoculturas são extremamente importantes para a economia e geração de empregos, entretanto, seus impactos sobre riachos adjacentes foram pouco explorados até o momento. Nossos resultados indicam quem as monoculturas causam impactos nas características físicas e químicas desses riachos e na composição de suas comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

As variáveis ambientais mensuradas nos riachos com diferentes entornos demonstram que os riachos com entorno de monocultura sofrem impactos na sua estrutura física, ocasionados pela presença destes plantios no seu redor. A alta quantidade de sedimentos finos depositada no leito desses riachos é efeito direto do manejo do solo dessas áreas e de sua exposição em períodos chuvosos. Alguns estudos desenvolvidos ao redor do mundo (*e.g.* Relyea *et al.*, 2012; Correa *et al.*, 2015; Leitner *et al.*, 2015) têm demonstrado esse mesmo problema em diferentes tipos de entornos com atividades antrópicas. Esperávamos encontrar diferenças no nível de sedimentação entre as diferentes monoculturas, devido às diferenças na forma e período de manejo do solo, entretanto, constatamos um alto assoreamento similar nos riachos de todos os tipos de monocultura, inclusive nas culturas de citros que são perenes e necessitam de pouco revolvimento do solo. De acordo com Ryan (1991), riachos que sofrem com assoreamento podem se recuperar naturalmente em pouco tempo, entretanto, se a fonte do impacto se mantiver, esses riachos continuarão assoreados. Uma importante causa do assoreamento desses riachos é o fato de as colheitas ocorrerem geralmente nos meses de baixa pluviosidade (ver Martinelli & Filoso, 2008), expondo, no caso da cana-de-açúcar e do eucalipto, o solo revolvido nos meses seguintes de alta pluviosidade, o que acaba favorecendo a sua lixiviação. Para tentar diminuir a entrada de sedimentos nos riachos, principalmente na estação chuvosa, algumas técnicas de plantio podem ser utilizadas,

como o plantio em curvas de nível e terraceamento, que reduzem a velocidade da água e aumentam a sua infiltração no solo, causando uma diminuição na lixiviação e erosão do solo (ver Thompson *et al.*, 2018).

Os valores mais elevados de fósforo total encontrados nos riachos de monocultura são devidos, principalmente, à utilização de fertilizantes nesses cultivos que são carregados nos períodos chuvosos para dentro dos riachos. De acordo com Elwood *et al.* (1981) e Suberkropp & Chauvet (1995), a eutrofização causada pela entrada de fósforo em ambientes aquáticos, pode causar um aumento na velocidade do processo de decomposição do folhiço e conseqüentemente nas taxas de respiração, o que pode explicar os menores valores de oxigênio dissolvido e pH encontrados nesses riachos. Embora não tenham sido constatadas diferenças nas características ambientais entre os tipos de monocultura, análises complementares são necessárias para verificar outros tipos de impacto, como a contaminação da água por metais pesados (*e.g.* arsênio, cádmio e crômio) e pelo uso de inseticidas (*e.g.* carbamatos, organoclorados e piretróides), que é um problema evidenciado em todo o mundo (Ippolito *et al.*, 2015).

A menor abundância de algumas UTOs nos riachos de monocultura, pertencentes principalmente às ordens Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera, evidenciam os impactos sofridos por esses riachos, uma vez que essas UTOs são sensíveis a impactos ambientais e usadas como bioindicadoras de qualidade ambiental (Merritt *et al.*, 2008). Essa mudança na composição das comunidades de macroinvertebrados pode afetar diversos processos ecológicos, dentre eles destacam-se mudanças na taxa de decomposição do folhiço, na ciclagem de nutrientes e na produção primária (Wallace & Webster, 1996; Covich *et al.*, 1999). Além disso, os macroinvertebrados bentônicos são uma importante fonte de alimento para níveis tróficos mais altos, geralmente ocupados por peixes (Uieda & Motta, 2007; Merritt *et al.*, 2008). Portanto, cria-se um impacto

sinérgico nesses ambientes, pois as mudanças ambientais causadas diretamente pelas monoculturas afetam as comunidades de macroinvertebrados e os impactos sofridos por essas acarretam novas mudanças ambientais.

As diferenças encontradas entre as características das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes em riachos com diferentes entornos podem estar relacionadas principalmente com a forma como esses animais interagem com os ambientes. Ruaro *et al.* (2016), ao compararem macroinvertebrados bentônicos e peixes como bioindicadores de impactos ambientais em riachos, constataram que os macroinvertebrados são mais sensíveis a mudanças nas condições locais, principalmente com relação às características do substrato, por serem restritos ao fundo do riacho. Além disso, esses animais têm um ciclo de vida curto, o que faz com que respondam rapidamente a mudanças ambientais (Ruaro *et al.*, 2016). Os peixes, por terem alta mobilidade e ciclo de vida mais longo, podem mover-se para outros locais temporariamente para procurar alimento ou abrigo, o que possibilita que permaneçam em trechos mais impactados. Além disso, Pennock *et al.* (2018) verificaram uma alta variação no uso do habitat e movimentos longitudinais ao longo do riacho em algumas espécies de peixes de riachos em 24 horas. Lammert & Allan (1999) encontraram resultados semelhantes aos nossos em que não houve uma concordância entre a integridade biótica das comunidades de peixes e macroinvertebrados bentônicos em riachos impactados por atividades agrícolas. Estes autores discutem que a alta mobilidade dos peixes e a sua ligação a metapopulações maiores pode reduzir sua sensibilidade a impactos no habitat dos riachos, enquanto os macroinvertebrados que têm alta associação com o substrato local predominante seriam mais sensíveis a estes impactos locais.

A baixa riqueza de espécies de peixes encontrada nos riachos estudados, pode também ter sido determinante para não detectarmos diferenças entre as comunidades de

peixes dos diferentes entornos. A riqueza média de 4,19 por riacho está muito abaixo do encontrado em outros riachos de 1ª a 3ª ordem da bacia do Rio Paranapanema que apresentaram riqueza média de 11 espécies de peixes (Castro *et al.*, 2003). De acordo com Noss (1990), para um grupo de organismos ser um bom bioindicador de alterações ambientais, ou seja, ser indicativo biológico de uma determinada condição ambiental, deve possuir uma amplitude de respostas sensíveis a diferentes fatores e condições ambientais. A baixa riqueza de espécies de peixes amostrada no nosso estudo pode ter sido insuficiente para detectar alterações causadas pela presença das monoculturas. Talvez em riachos localizados em bacias com maior riqueza de espécies ou em rios de maior porte, onde a riqueza de peixes tende a ser maior, algumas alterações nas comunidades de peixes causadas por monoculturas possam ser observadas.

Embora não tenham sido constatadas diferenças na riqueza de espécies de peixes entre os entornos, esse resultado deve ser analisado com cautela. Das oito espécies amostradas exclusivamente em um dos riachos de vegetação nativa (VN2), a maioria é de hábito bentônico e algumas detritívoras raspadoras (*Hypostomus ancistroides*, *H. margaritifer*, *H. nigromaculatus*) que são vulneráveis a um possível assoreamento do riacho. Além disso, destaca-se a presença da espécie *Neoplecostomus botucatu* em apenas dois riachos de vegetação nativa (VN1 e VN2), a qual é endêmica da área e está em categoria de ameaça vulnerável, de acordo com a última lista nacional (ICMBio, 2014) e estadual (São Paulo, 2018) de espécies ameaçadas. Sendo assim, esses riachos devem ser urgentemente protegidos, pois, em alguns anos, o entorno desses riachos poderá ser desmatado e os impactos observados nos riachos com entorno de monocultura poderão surgir e causar a destruição do habitat dessa espécie vulnerável e ameaçada de extinção.

Contrariando parte do conhecimento científico sobre a importância da vegetação ripária para os corpos d'água e por uma forte influência do setor agrícola, em 2012 foi

criado o novo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) que permite a diminuição da largura das zonas ripárias de 30 para 15 m em cada margem em riachos com até cinco metros de largura. Além disso, o novo Código Florestal Brasileiro também propicia a diminuição das áreas de reserva legal, fundamentais para a manutenção dos processos ecológicos ao longo das bacias hidrográficas (ver Casatti, 2010). Nos riachos de monocultura, embora houvesse a manutenção da zona ripária em baixas extensões, as diferenças que observamos nas características ambientais e nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos desses riachos demonstram que essa manutenção não é suficiente para proteger os riachos dos sedimentos e fertilizantes das monoculturas. De maneira semelhante, Moraes *et al.* (2014) observaram, em um estudo realizado no Sudeste do Brasil, que a redução da largura da vegetação ripária de 30 para 15 m afeta diretamente as características ambientais e comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos, principalmente as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Portanto, há uma urgente necessidade de revisão na legislação ambiental brasileira para que haja a preservação ambiental dos riachos e de suas comunidades aquáticas.

Embora atualmente exista uma necessidade de crescimento econômico no Brasil e parte desse crescimento se deva ao agronegócio, nosso estudo demonstra que os riachos de cabeceiras estão sendo impactados por essas atividades e é extremamente necessário manter políticas públicas para a conservação desses ambientes aquáticos. Algumas medidas, como o aumento de áreas de vegetação ripária e o uso de curvas de nível e terraceamento nas plantações, são fundamentais para a proteção desses riachos, principalmente de sedimentos e insumos químicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Casatti, L., 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* 10: 31–34.
- Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. da S. Gonçalves, & J. de O. Zeni, 2012. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology* 10: 205–214.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran, & F. C. T. Lima, 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3: 1–31.
- CEPEA, 2018. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada - ESALQ/USP. <https://www.cepea.esalq.usp.br>.
- Chapman, L. J., & C. A. Chapman, 2002. Tropical forest degradation and aquatic ecosystems: our current state of knowledge In Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx, & M. M. Coelho (eds), *Conservation of freshwater fishes: options for the future*. Oxford: 237–249.
- Correa, F. S., L. Juen, L. C. Rodrigues, H. F. Silva-Filho, & M. C. Santos-Costa, 2015. Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Animal Biology* 65: 321–335.
- Covich, A. P., M. A. Palmer, & T. A. Crowl, 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. *BioScience* 49: 119.
- Dalri, A. B., & R. L. Cruz, 2008. Produtividade da cana-de-açúcar fertirrigada com N e K via gotejamento subsuperficial. *Engenharia Agrícola* 28: 516–524.

- Domínguez, E., & H. R. Fernández (eds), 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos - Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval, & R. Lowrance, 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46: 261–277.
- Elwood, J. W., J. D. Newbold, A. F. Trimble, & R. W. Stark, 1981. The Limiting Role of Phosphorus in a Woodland Stream Ecosystem: Effects of P Enrichment on Leaf Decomposition and Primary Producers. *Ecology* 62: 146–158.
- Foley, J. A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570–574.
- Goral, F., & J. Schellenberg, 2017. Goeveg: functions for Community Data and Ordinations. R package version 0.3. 3
- IBA, I. B. D. Á., 2017. Relatório IBÁ 2017.
- IBGE, 2018. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://www.ibge.gov.br>.
- ICMBio, 2014. Lista de Espécies Ameaçadas. Ministério do Meio Ambiente 126–130.
- Iezzi, M. E., P. Cruz, D. Varela, C. De Angelo, & M. S. Di Bitetti, 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management Elsevier* 424: 216–227.
- Ippolito, A., M. Kattwinkel, J. J. Rasmussen, R. B. Schäfer, R. Fornaroli, & M. Liess, 2015. Modeling global distribution of agricultural insecticides in surface waters. *Environmental Pollution* 198: 54–60.
- Jackson, D. A., 1993. Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches. *Ecology* 74: 2204–2214.

- Kuhlmann, M. L., L. L. Johnscher-Fornasaro, Guiomar Ogura, & H. R. V. Imbimbo, 2012. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo. .
- Lambin, E. F., & H. J. Geist, 2006. Land-Use and Land-Cover Change. Springer Berlin Heidelberg.
- Lammert, M., & J. D. Allan, 1999. Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257–270.
- Leitner, P., C. Hauer, T. Ofenböck, F. Pletterbauer, A. Schmidt-Kloiber, & W. Graf, 2015. Fine sediment deposition affects biodiversity and density of benthic macroinvertebrates: A case study in the freshwater pearl mussel river Waldaist (Upper Austria). *Limnologica*. 50: 54–57.
- Lopretto, E. C., & G. Tell, 1995. Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio. Argentina.
- Magioli, M., M. Z. Moreira, R. C. B. Fonseca, M. C. Ribeiro, M. G. Rodrigues, & K. M. P. M. de Ferraz, 2019. Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116: 18466–18472.
- Martinelli, L. A., & S. Filoso, 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecological Applications* 18: 885–898.
- Merritt, D., K. Cummings, & M. Berg, 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishers, Dubuque, IA.
- Moraes, A. B., A. E. Wilhelm, T. Boelter, C. Stenert, U. H. Schulz, & L. Maltchik, 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate

- communities in streams of southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 7063–7074.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.
- Neves, M., V. Trombin, P. Milan, F. Lopes, F. Cressoni, & R. Kalaki, 2010. O retrato da citricultura brasileira. CitrusBR, Ribeirão Preto.
- Noss, R. F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Ojima, D. S., K. a Galvin, & B. L. Turner, 1994. The Global Impact of Land-Use Change. *BioScience* 44: 300–304.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, & H. Wagner, 2013. Vegan: community ecology package. Version 2.4-3. R Project for statistical computing. Viena, Austria.
- Pennock, C. A., C. Nathan Cathcart, S. C. Hedden, R. E. Weber, & K. B. Gido, 2018. Fine-scale movement and habitat use of a prairie stream fish assemblage. *Oecologia Springer Berlin Heidelberg* 186: 831–842.
- Pusey, B. J., & A. H. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1–16.
- R Development Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. .
- Rabeni, C. F., & M. A. Smale, 1995. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303: 211–219.

- Rands, S. A., & H. M. Whitney, 2010. Effects of pollinator density-dependent preferences on field margin visitations in the midst of agricultural monocultures: A modelling approach. *Ecological Modelling Elsevier B.V.* 221: 1310–1316.
- Relyea, C. D., G. W. Minshall, & R. J. Danehy, 2012. Development and Validation of an Aquatic Fine Sediment Biotic Index. *Environmental Management* 49: 242–252.
- Ribeiro, F. L., & S. Campos, 2007. Vulnerabilidade à erosão do solo da região do Alto Rio Pardo, Pardinho, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 11: 628–636.
- Ruaro, R., É. A. Gubiani, A. M. Cunico, Y. Moretto, & P. A. Piana, 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 45.
- Ryan, P. A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25: 207–221.
- São Paulo, 2018. Decreto no 63.853, de 27 de novembro de 2018.
- Scott, H. D., & L. S. Wood, 1989. Impact of Crop Production on the Physical Status of a Typic Albaqualf. *Soil Science Society of America Journal* 53: 1819–1825.
- Sreekar, R., G. Huang, M. Yasuda, R. C. Quan, E. Goodale, R. T. Corlett, & K. W. Tomlinson, 2016. Effects of forests, roads and mistletoe on bird diversity in monoculture rubber plantations. *Scientific Reports Nature Publishing Group* 6: 1–9.
- Suberkropp, K., & E. Chauvet, 1995. Regulation of Leaf Breakdown by Fungi in Streams: Influences of Water Chemistry. *Ecology* 76: 1433–1445.
- Thompson, A., K. Sudduth, J. Delgado, G. Sassenrath, & T. Mueller, 2018. Terracing and Contour Farming In Delgado, J., G. Sassenrath, & T. Mueller (eds), *Precision*

- Conservation: Geospatial Techniques for Agricultural and Natural Resources Conservation. Agronomy Monograph, Madison: 1–13.
- Uieda, V. S., & L. R. Motta, 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 15–30.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109–122.
- Vital, M. H. F., 2007. Impacto Ambiental de Florestas de Eucalipto. *Revista Do Bndes*, 14: 235–276.
- Wallace, J. B., & J. R. Webster, 1996. The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology* 41: 115–139.
- Wantzen, K. M., C. M. Yule, K. Tockner, & W. J. Junk, 2008. Riparian Wetlands of Tropical Streams In Dudgeon, D. (ed), *Tropical Stream Ecology*. Elsevier Inc., London: 199–217.
- Wickham, H., 2016. *ggplot2-Elegant graphics for data analysis*. Springer International Publishing.

Anexo 1 – Abundância total de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos 16 riachos estudados (quatro por entorno). CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação Nativa; Ins-Insecta; Cole-Coleoptera; Dipt-Diptera; Ephe-Ephemeroptera; Hemi-Hemiptera; Lepi-Lepidoptera; Mega-Megaloptera; Odon- Odonata; Plec-Plecoptera; Tric-Trichoptera.

UTOs amostradas	CA1	CA2	CA3	CA4	CI1	CI2	CI3	CI4	EU1	EU2	EU3	EU4	VN1	VN2	VN3	VN4
Mollusca-Bivalvia	-	-	-	1	7	-	-	5	-	-	27	3	-	1	-	-
Mollusca-Gastropoda-Planorbidae	3	-	-	-	-	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Annelida-Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	2	-	-	2	-	-
Annelida-Oligochaeta	28	12	12	3	12	5	3	11	2	1	15	14	4	6	3	2
Nematoda	1	2	6	2	38	-	-	-	5	-	8	-	1	-	-	-
Chelicerata-Acarina	10	15	-	3	-	6	-	1	2	7	2	5	7	7	3	3
Crustacea-Amphipoda	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Crustacea-Decapoda- <i>Macrobrachium</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Ins-Cole-Dytiscidae- <i>Leuronectes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Ins-Cole-Elmidae- <i>Austrolimnius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	4	-	-
Ins-Cole-Elmidae- <i>Heterelmis</i>	-	13	9	8	-	6	6	4	13	109	27	11	32	45	35	24
Ins-Cole-Elmidae- <i>Hexacylloepus</i>	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	7	1	1
Ins-Cole-Elmidae- <i>Macrelmis</i>	-	1	12	1	-	-	7	-	-	9	-	1	32	11	7	6
Ins-Cole-Elmidae- <i>Microcyloepus</i>	-	-	-	-	-	5	2	-	-	21	-	-	15	6	5	13
Ins-Cole-Elmidae- <i>Neoelmis</i>	-	14	-	4	-	-	13	-	3	29	142	6	1	4	1	2
Ins-Cole-Elmidae- <i>Promoresia</i>	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1
Ins-Cole-Elmidae- <i>Xenelmis</i>	-	118	-	-	-	86	3	2	-	5	149	5	5	9	1	19
Ins-Cole-Gyrinidae- <i>Gyretes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Ins-Cole-Hydrophilidae- <i>Derallus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Ins-Cole-Psephenidae- <i>Psephenus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	5	-	-	-
Ins-Cole-Psephenidae- <i>Psephenopsis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Ins-Cole-Staphylinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Ins-Dipt-Ceratopogonidae- <i>Atrichopogon</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ins-Dipt-Ceratopogonidae- <i>Bezzia</i>	32	6	1	15	8	1	1	3	1	6	4	2	4	2	6	5
Ins-Dipt-Chironomidae-Tanypodinae	22	23	14	21	56	27	2	18	46	1	60	24	1	41	14	18
Ins-Dipt-Chironomidae-Orthocladiinae	139	103	257	33	12	74	81	17	164	38	79	75	176	105	96	155
Ins-Dipt-Chironomidae-Chironominae	181	101	23	85	502	90	13	49	185	29	137	111	139	167	166	155
Ins-Dipt-Empididae	1	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	1	-	2	1	-
Ins-Dipt-Muscidae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ins-Dipt-Psychodidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-

Anexo 2 – Abundância total de peixes amostrados nos 16 riachos estudados (quatro por entorno). CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação Nativa.

Espécies de peixes	Siglas	CA1	CA2	CA3	CA4	CI1	CI2	CI3	CI4	EU1	EU2	EU3	EU4	VN1	VN2	VN3	VN4
Ordem Characiformes																	
Família Characidae																	
<i>Astyanax paranae</i>	Apar	90	2	-	219	88	-	1	-	49	25	17	115	-	-	35	8
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Bstr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	Hani	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piabina argentea</i>	Parg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-
Família Crenuchidae																	
<i>Characidium gomesi</i>	Cgom	-	-	-	-	-	-	21	-	-	12	-	-	-	9	-	-
<i>Characidium schubarti</i>	Csch	39	51	-	142	3	121	1	-	4	3	20	31	-	-	-	42
<i>Characidium zebra</i>	Czeb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Ordem Cyprinodontiformes																	
Família Poeciliidae																	
<i>Phalloceros harpagos</i>	Phar	-	-	-	8	-	63	-	-	-	-	95	-	-	-	1	-
Ordem Gymnotiformes																	
Família Gymnotidae																	
<i>Gymnotus carapo</i>	Gcar	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Ordem Perciformes																	
Família Cichlidae																	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbra	-	-	-	-	8	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

CAPÍTULO 2

IMPACTOS DE DIFERENTES TIPOS DE MONOCULTURA SOBRE A ESTRUTURA TRÓFICA DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS

RESUMO

A análise da estrutura trófica da ictiofauna é uma importante ferramenta para avaliar diferentes tipos de impactos antrópicos. Com o aumento das áreas de monoculturas no Brasil ao longo das últimas décadas, é imprescindível verificar quais os impactos causados por esses cultivos na estrutura trófica de riachos. Sendo assim, nosso objetivo foi verificar os efeitos de diferentes tipos de monoculturas sobre a estrutura trófica de comunidades de peixes de riachos. Para isso, comparamos a estrutura trófica de comunidades de peixes presentes em riachos de 1ª a 3ª ordem localizados em fragmentos florestais de vegetação nativa e riachos em áreas de monoculturas de cana-de-açúcar, citros e eucalipto na estação seca de 2016. Comparamos as características das redes tróficas e os itens alimentares consumidos pelas comunidades de peixes nos riachos e por uma espécie de peixe onívora comum em todos os entornos. Não observamos diferenças significativas nas características das redes tróficas e nos itens alimentares consumidos pelas comunidades e pela espécie onívora na comparação entre os riachos de vegetação nativa com os riachos de monocultura e também entre os riachos de monocultura entre si. Aparentemente a presença de uma faixa de largura reduzida de vegetação ripária nas margens dos riachos de monocultura parece ser suficiente para ofertar alimento, sobretudo material vegetal e artrópodes terrestres, para as comunidades de peixes de forma similar aos riachos localizados em fragmentos florestais de vegetação nativa.

Palavras-chave: cana-de-açúcar, citros, eucalipto, rede trófica, vegetação ripária.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre mudanças no uso do solo no entorno de riachos tem tido grande destaque ao longo dos últimos anos em todo o mundo e tem evidenciado uma série de impactos que afetam a qualidade da água e a biota (*e.g.* Weijters *et al.*, 2009; Castillo *et al.*, 2012; Ding *et al.*, 2016; Fugère *et al.*, 2016; Knott *et al.*, 2019). Nesses estudos, é possível verificar que as principais mudanças no uso do solo são relacionadas ao desmatamento e ao avanço da agricultura e urbanização. No Brasil, um dos países com maior biodiversidade aquática do mundo, as monoculturas ocupam grande parte do território, dos quais se destacam os cultivos de cana-de-açúcar, eucalipto e citros, que juntos ocupam 28% do território do estado de São Paulo, o mais rico e populoso do país (IBGE, 2018).

As condições ambientais do entorno dos ambientes aquáticos podem afetar diretamente as dinâmicas das comunidades de peixes (Schlosser, 1991), a oferta de recursos alimentares (Castro *et al.*, 2016) e a sua seleção pela ictiofauna (Tófoli *et al.*, 2013). A biota de riachos de cabeceira é altamente dependente do entorno, uma vez que a principal fonte energética desses ecossistemas é alóctone, em que material vegetal e matéria orgânica provenientes da vegetação ripária formam a base de suas teias tróficas (Vannote *et al.*, 1980; Uieda & Motta, 2007).

Estudos tróficos são de extrema importância para compreender o funcionamento e dinâmica dos ecossistemas (Baker *et al.*, 2014), sendo a análise da estrutura trófica da ictiofauna uma importante ferramenta para avaliar diferentes tipos de impactos antrópicos. Em estudos recentes realizados no sudeste do Brasil, foram encontradas alterações nas características da estrutura trófica das comunidades de peixes de locais impactados. Como exemplos, Tófoli *et al.* (2013) observaram em riachos urbanizados brasileiros uma espécie de peixe (*Imparfinis mirini*) que ingeriu uma menor diversidade

de itens alimentares quando comparado a riachos não impactados e Ferreira *et al.* (2015) observaram para as comunidades de peixes de riachos localizados na borda de fragmentos vegetais impactados, uma substituição da ingestão de material vegetal e insetos terrestres por matéria orgânica e algas quando comparado com riachos localizados no interior dos fragmentos.

Monoculturas de diferentes tipos podem alterar a dinâmica ecológica de ambientes aquáticos, como, por exemplo, o processo de decomposição de folhiço por microrganismos e macroinvertebrados aquáticos (Tanaka *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2019) e a entrada de matéria orgânica proveniente da vegetação ripária (Graça *et al.*, 2002). Uma vez que essas dinâmicas ecológicas são alteradas, toda a biota local pode sofrer impactos, como evidenciado por Giam *et al.* (2015) e Luiza-Andrade *et al.* (2017), que observaram alterações na estrutura das comunidades de insetos aquáticos e peixes em riachos localizados em áreas com monoculturas de óleo de palma no sudeste asiático e na Amazônia brasileira, respectivamente.

De acordo com Boyero *et al.* (2009), compreender como os ecossistemas de riachos tropicais são afetados por mudanças no entorno é uma tarefa a ser priorizada na gestão e conservação desses ambientes. Embora seja de conhecimento geral que trechos de riachos de baixa ordem são extremamente importantes para a manutenção da qualidade da água em trechos à jusante, estes são vistos com pouca importância e não são rotineiramente monitorados. Assim, há a necessidade de investigar os impactos que podem afetar riachos de baixa ordem, a fim de protegê-los e diminuir outros impactos que afetam locais rio abaixo (Ding *et al.*, 2016). Portanto, devido à alta ocupação de áreas adjacentes a riachos de cabeceira por monoculturas, é necessário investigar os possíveis impactos que esses plantios podem causar sobre a estrutura trófica das comunidades de

peixes desses ambientes aquáticos, a fim de possibilitar a criação de planos de conservação que visem diminuir tais impactos e protejam as comunidades de peixes.

OBJETIVO

Nosso objetivo foi verificar os efeitos de diferentes tipos de monocultura sobre a estrutura trófica de comunidades de peixes de riachos. Para isso, testamos duas hipóteses. 1) Riachos localizados em áreas de monocultura possuem uma estrutura trófica mais simplificada quando comparados a riachos localizados em fragmentos de vegetação nativa devido à menor oferta de recursos alimentares decorrente de impactos ambientais, como diminuição da vegetação ripária, assoreamento e contaminação por produtos químicos; 2) Riachos localizados em áreas de monoculturas de diferentes tipos possuem estruturas tróficas diferentes, uma vez que características intrínsecas de cada cultivo, como sazonalidade, estrutura da planta cultivada, uso de produtos químicos e manejo do solo, podem afetar de diferentes formas a oferta de recursos alimentares.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e coleta de peixes

A descrição da área em que o estudo foi realizado e a forma como os peixes foram amostrados foi apresentada na seção de Material e Métodos do Capítulo 1 dessa tese.

Análise da dieta

No laboratório, removemos o tubo digestivo dos peixes amostrados e analisamos o conteúdo sob estereomicroscópio e microscópio. Analisamos o conteúdo estomacal em espécies que possuem estômago diferenciado ou a porção intestinal inicial nas espécies

que não o possuem. Separamos cada item alimentar em uma lâmina, identificamos e medimos sua área utilizando papel milimetrado. Classificamos os itens alimentares ingeridos nas seguintes categorias: Protozoa - amebas testadas, Mollusca - bivalves e gastrópodes, Annelida - minhocas e sanguessugas, Acarina - ácaros aquáticos, Crustacea - camarões e caranguejos, Hexápodes aquáticos - larvas e adultos, Artrópodes terrestres - larvas e adultos, Matéria orgânica - restos de material biológico decomposto, Material vegetal - folhas e raízes, e Algas – algas filamentosas e unicelulares. Ao final, somamos as áreas dos itens alimentares consumidos pelos indivíduos da mesma espécie analisados em cada riacho.

Devido à inviabilidade em analisar a dieta de todos os indivíduos de algumas espécies que foram muito abundantes em alguns riachos, utilizamos uma técnica de extrapolação de dados para calcular a quantidade total ingerida de cada item pelo total de indivíduos da espécie amostrados no riacho. Nesses casos, primeiramente verificamos a dieta de 15 indivíduos e analisamos estes dados através de uma curva de rarefação, a fim de verificarmos se este número de indivíduos seria suficiente para amostrar o total de recursos consumidos pela espécie no riacho. Essa análise mostrou que 15 indivíduos eram suficientes para todas as espécies analisadas. Em seguida, fizemos a extrapolação da quantidade ingerida de cada item alimentar desses 15 indivíduos para a quantidade total de indivíduos amostrada no riacho. Fizemos essa extrapolação com análises de regressão linear simples, utilizando a relação dos comprimentos padrões dos indivíduos com a quantidade ingerida do item alimentar por eles. Em seguida, com a equação da reta resultante da regressão linear, fizemos a extrapolação da quantidade ingerida do item alimentar para os indivíduos não analisados, utilizando o comprimento padrão de cada um. Ao final, somamos a quantidade ingerida pelos peixes que tiveram o conteúdo digestivo analisado com a dos peixes com os quais fizemos a extrapolação, para assim

obtermos a quantidade dos recursos alimentares consumidos para o total de indivíduos da espécie coletados no riacho.

Análise dos dados

Os dados foram analisados com duas abordagens. A primeira levando em consideração a estrutura trófica das comunidades de peixes como um todo e a segunda levando em consideração apenas a alimentação de uma espécie onívora abundante em todos os tipos de entorno.

Análise da estrutura trófica das comunidades

Construímos gráficos das redes tróficas das comunidades de peixes de cada riacho no software Pajek (Batagelj & Mrvar, 2019), em que na parte superior do gráfico são apresentados os peixes (consumidores), na parte inferior os itens alimentares consumidos (recursos) e entre eles as ligações tróficas. O tamanho das circunferências correspondente às espécies de peixes e aos recursos consumidos é diretamente proporcional ao número total de peixes da espécie amostrados no riacho e ao porcentual relativo de cada recurso consumido no riacho, respectivamente. A largura das linhas das ligações tróficas representa a quantidade do recurso consumido pela espécie de peixe.

Também calculamos para cada uma dessas redes tróficas os seguintes parâmetros: Riqueza de recursos – número de categorias alimentares consumidas pelos peixes; Riqueza de consumidores – número de espécies de peixes analisadas; Ligações tróficas – número de ligações tróficas entre os consumidores e as categorias tróficas consumidas; Especialização trófica – índice de especialização de Blüthgen (Blüthgen *et al.*, 2006); Amplitude de nicho trófico - valor médio do índice de Levins de amplitude de nicho trófico (Krebs, 1999); Sobreposição de nicho trófico - valor médio do índice de Levins de sobreposição de nicho trófico (Krebs, 1999). Apresentamos esses dados em

gráficos *box-whisker plots* e testamos a significância das diferenças observadas entre as comunidades de peixes de trechos com diferentes entornos realizando PERMANOVAs.

Realizamos uma análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) utilizando uma matriz com os dados da área total de cada item alimentar consumido pelas espécies de peixes de cada riacho para verificarmos se havia diferença nos recursos alimentares consumidos pelas comunidades de peixes nos diferentes entornos. Os dados foram transformados em $\log(x+1)$ para essa análise. Em seguida, testamos a significância das diferenças observadas entre as comunidades de peixes de trechos com diferentes entornos na MDS realizando uma PERMANOVA.

Análise da alimentação de *Astyanax paranae*

A espécie de lambari *Astyanax paranae* tem uma dieta generalista, podendo se alimentar de uma alta diversidade de itens alimentares autóctones e alóctones, dependendo de sua oferta no ambiente (Abelha *et al.*, 2006; Costa & Smith, 2019). Como esta espécie foi abundante em todos os tipos de entorno, utilizamos os dados referentes a sua alimentação para fazermos uma nova análise comparativa. Uma vez que impactos ambientais podem causar mudanças na oferta de recursos alimentares para os peixes (Tófoli *et al.*, 2013), a análise comparativa da alimentação de *A. paranae* entre os riachos dos quatro entornos foi utilizada como uma ferramenta adicional para avaliar os possíveis impactos causados pelas monoculturas.

Como mudanças na dieta de espécies onívoras podem estar relacionadas com alterações ontogenéticas, tanto morfológicas como comportamentais, e com a oferta de recursos alimentares no ambiente (Wolff *et al.*, 2009), para essa análise primeiramente selecionamos apenas indivíduos de *A. paranae* com tamanho entre 25mm e 40mm, para evitar o componente ontogenético na comparação. Nesse intervalo de tamanho escolhido,

foi possível observar uma alta diversidade de itens alimentares consumidos, o que demonstra que esses indivíduos se portavam como onívoros. Em seguida, dessa seleção sorteamos aleatoriamente dez desses indivíduos amostrados nos riachos de cada tipo de entorno e comparamos a área de cada item alimentar consumido por eles. Realizamos essa comparação utilizando uma MDS e testamos as diferenças observadas nessa análise com uma PERMANOVA. Além disso, calculamos para cada um dos 40 indivíduos analisados (dez de cada entorno) a amplitude de nicho individual (ver Bolnick *et al.*, 2010), comparamos os índices obtidos entre os entornos com um gráfico box-whisker plot e testamos as diferenças observadas utilizando uma PERMANOVA.

Realizamos todas as análises e gráficos, com exceção das redes tróficas, no software R Cran versão 3.3.1 (R Development Core Team, 2016), no qual utilizamos os pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013) e *spaa* (Zhang, 2016). Todas as PERMANOVAS foram realizadas com 9999 permutações e com a medida de distância de Bray-Curtis. Empregamos o nível de significância de 0,05 para todos os testes estatísticos.

RESULTADOS

Estrutura trófica das comunidades

Amostramos um total de 1678 peixes pertencentes a 22 espécies (Tabela 1), distribuídas em seis ordens e oito famílias. Das espécies amostradas, destacamos a espécie onívora *Astyanax paranae* e a espécie insetívora *Characidium schubarti*, que foram abundantes em todos os entornos (Figuras 1, 2, 3 e 4). Além disso, destacamos também a presença de três espécies de peixes raspadores do gênero *Hypostomus* (*H. ancistroides*, *H. margaritifer* e *H. nigromaculatus*), que foram amostradas apenas nos riachos de vegetação nativa.

Com relação à alimentação dos peixes nos diferentes entornos (Figuras 1, 2, 3 e 4; Tabela 2), observamos que, dos 10 itens alimentares identificados, somente três (hexápodes aquáticos, artrópodes terrestres e material vegetal) foram consumidos em elevado percentual (>10%) em pelo menos um riacho de cada um dos quatro entornos. Destes itens alimentares, somente hexápodes aquáticos estiveram presentes na dieta e foram consumidos em percentual elevado pelos peixes amostrados em todos os riachos dos quatro entornos (Tabela 2). Já artrópodes terrestres foram consumidos em elevado percentual em todos os riachos com entorno de eucalipto, na maioria dos riachos com entorno de vegetação nativa e metade dos riachos de cana de açúcar, enquanto que material vegetal teve um elevado percentual de consumo em apenas um riacho de cada entorno (Tabela 2). Além disso, também observamos um elevado percentual no consumo de matéria orgânica em dois riachos dos entornos de eucalipto e vegetação nativa (Tabela 2).

Um dos riachos de vegetação nativa (VN2) foi o que teve a rede trófica mais complexa, com um alto número de consumidores, recursos consumidos e ligações tróficas (Figura 4). Já um riacho de cana-de-açúcar (CA3) e um de citros (CI4) tiveram as redes tróficas mais simples, com um número baixo de consumidores, recursos consumidos e ligações tróficas (Figuras 1 e 2).

Tabela 1 – Siglas das espécies de peixes amostras nos riachos e dos itens alimentares consumidos.

Espécies de peixes	Siglas
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Apar
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	Bstr
<i>Cambeva diabola</i> Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004	Cdia
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Cihe
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	Cgom
<i>Characidium schubarti</i> Travassos, 1955	Csch
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Czeb
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Gbra
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gcar
<i>Hisonotus depressicauda</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	Hdep
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Hani
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hanc
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	Hmar
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	Hnig
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	Imir
<i>Neoplecostomus botucatu</i> Roxo, Oliveira & Zawadzki, 2012	Nbot
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	Opar
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	Phar
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	Pten
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Parg
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rque
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Smar
Itens alimentares consumidos	Siglas
Protozoa	Prot
Mollusca	Moll
Annelida	Anne
Acarina	Acar
Crustacea	Crus
Hexápodes aquáticos	HeAq
Artrópodes terrestres	ArTe
Matéria orgânica	MaOr
Material vegetal	MaVe
Algas	Alga

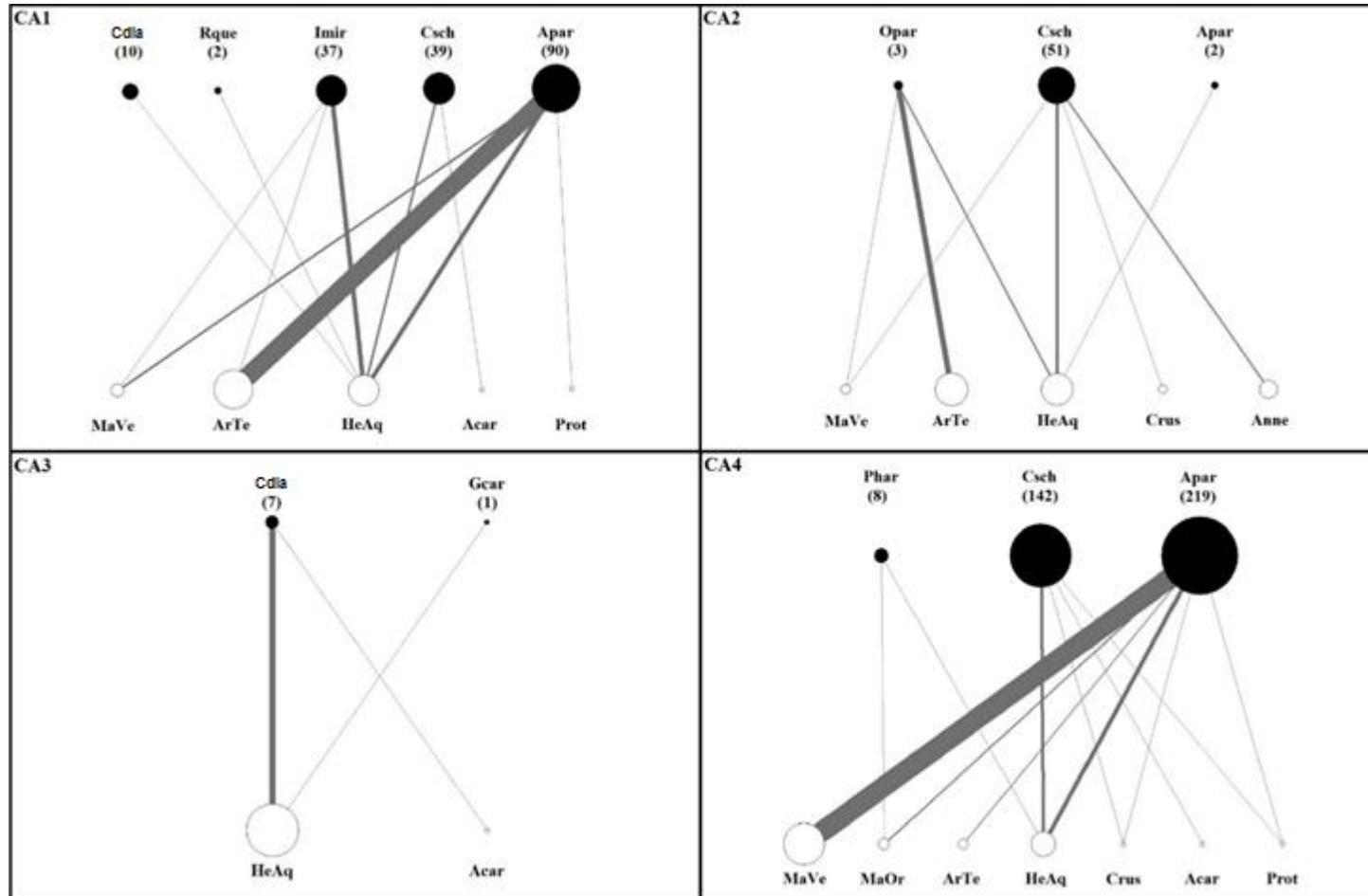


Figura 1 - Redes tróficas dos quatro riachos com entorno de cana-de-açúcar. O tamanho das circunferências, correspondente às espécies de peixes e aos recursos consumidos, e a largura das linhas são diretamente proporcionais ao número de peixes amostrados (indicado entre parênteses), porcentual relativo do recurso consumido e quantidade do recurso consumido pela espécie de peixe, respectivamente. Siglas na Tabela 1.

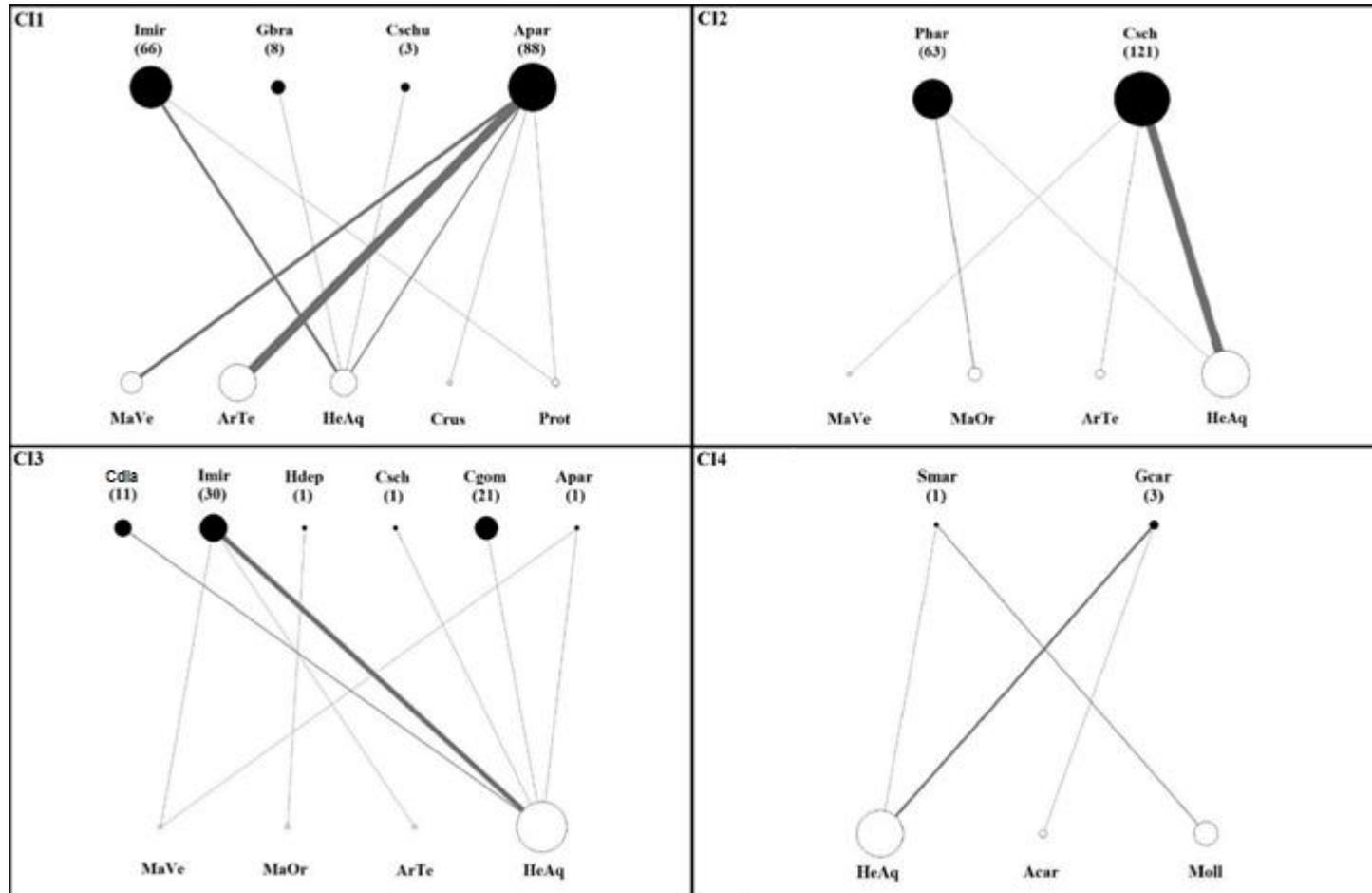


Figura 2 - Redes tróficas dos quatro riachos com entorno de citros. O tamanho das circunferências, correspondente às espécies de peixes e aos recursos consumidos, e a largura das linhas são diretamente proporcionais ao número de peixes amostrados (indicado entre parênteses), porcentual relativo do recurso consumido e quantidade do recurso consumido pela espécie de peixe, respectivamente. Siglas na Tabela 1.

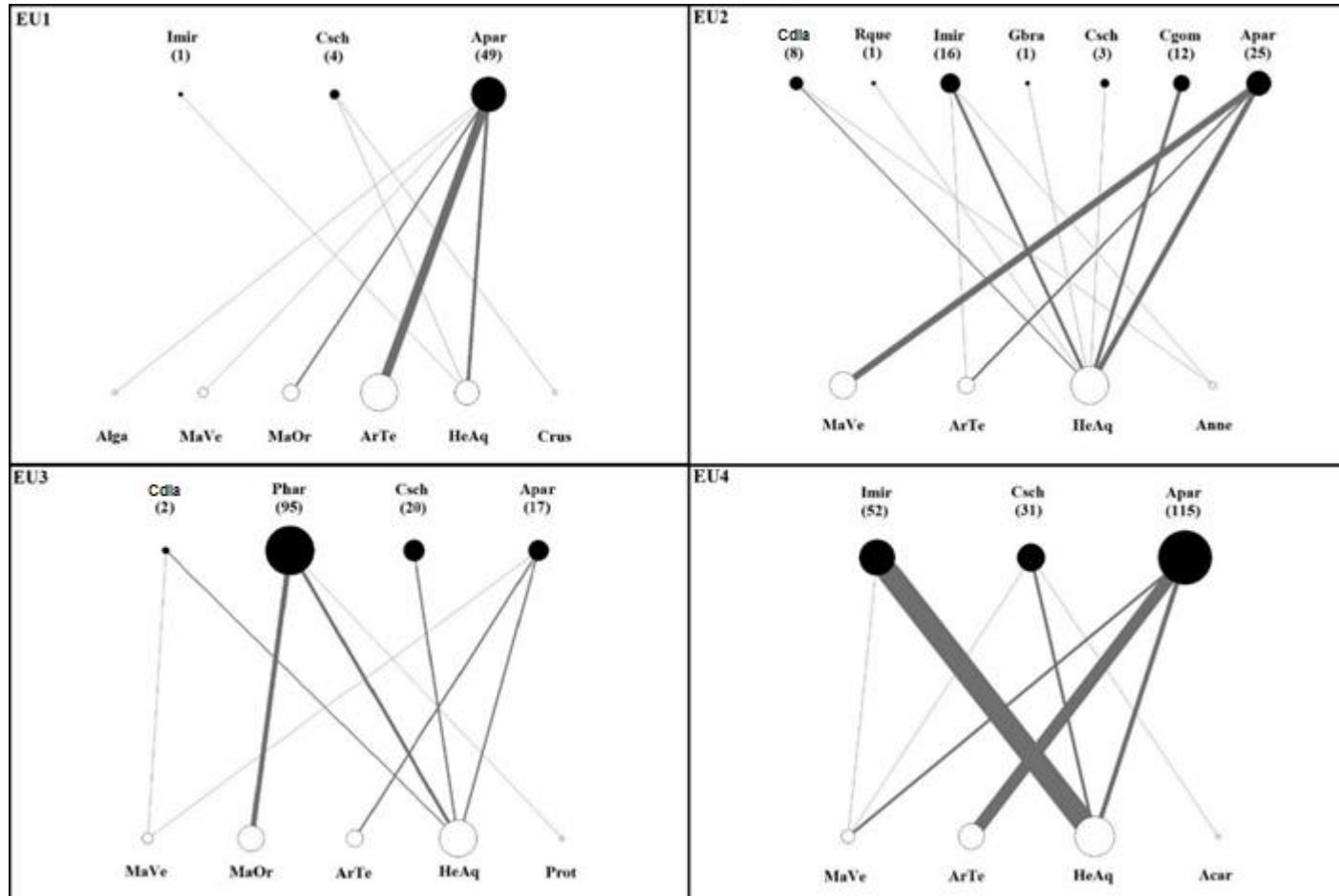


Figura 3 - Redes tróficas dos quatro riachos com entorno de eucalipto. O tamanho das circunferências, correspondente às espécies de peixes e aos recursos consumidos, e a largura das linhas são diretamente proporcionais ao número de peixes amostrados (indicado entre parênteses), porcentual relativo do recurso consumido e quantidade do recurso consumido pela espécie de peixe, respectivamente. Siglas na Tabela 1.

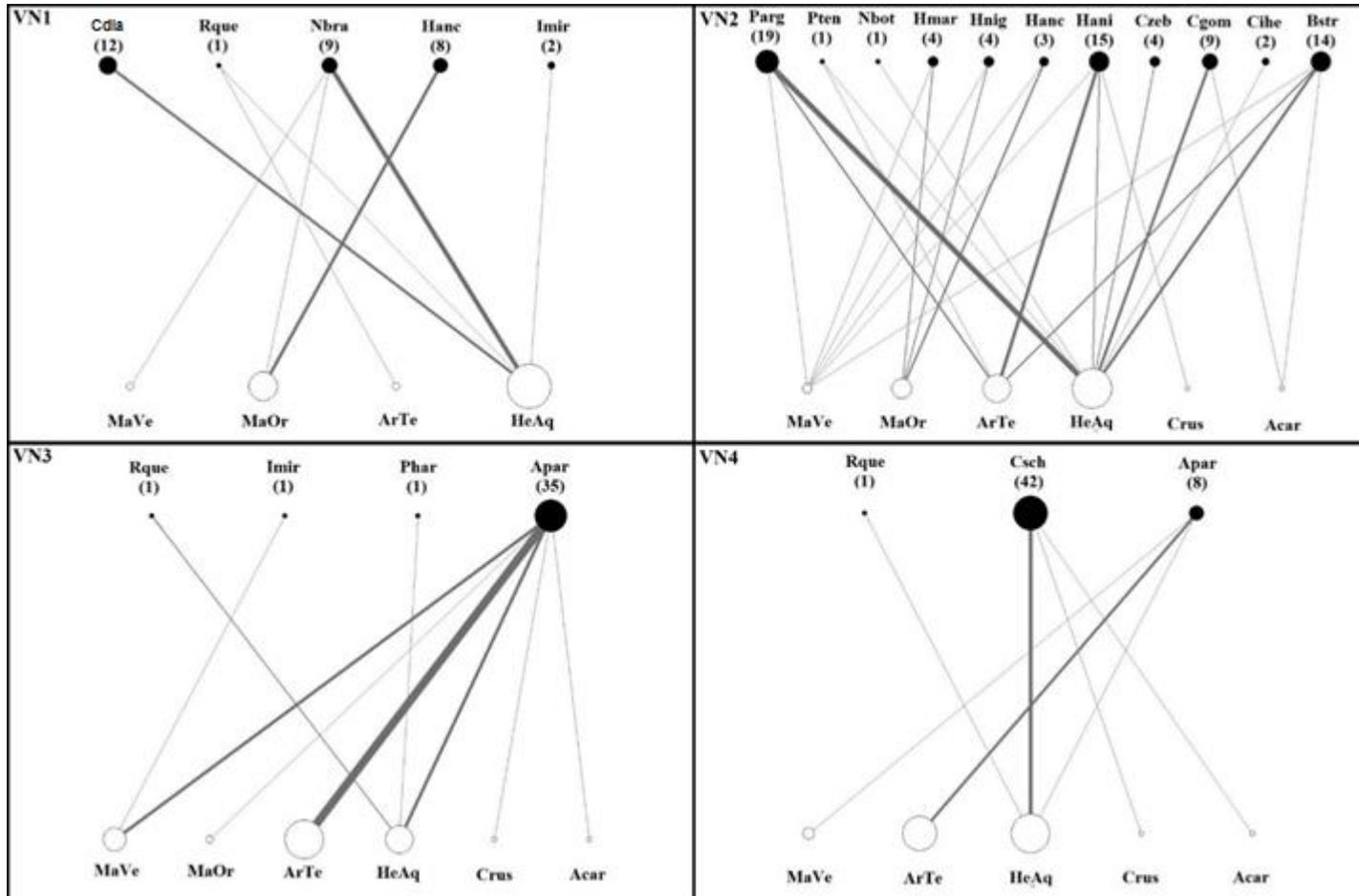


Figura 4 - Redes tróficas dos quatro riachos com entorno de vegetação nativa. O tamanho das circunferências, correspondente às espécies de peixes e aos recursos consumidos, e a largura das linhas são diretamente proporcionais ao número de peixes amostrados (indicado entre parênteses), porcentual relativo do recurso consumido e quantidade do recurso consumido pela espécie de peixe, respectivamente. Siglas na Tabela 1.

Tabela 2 – Valores percentuais dos itens alimentares consumidos pelas comunidades de peixes amostradas nos 16 riachos estudados (quatro por entorno). Siglas dos itens alimentares na Tabela 1. CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação Nativa.

	Prot	Moll	Anne	Acar	Crus	HeAq	ArTe	MaOr	MaVe	Alga
CA1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	35,0	57,9	0,0	6,7	0,0
CA2	0,0	0,0	12,8	0,0	2,6	38,2	42,7	0,0	3,6	0,0
CA3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	99,8	0,0	0,0	0,0	0,0
CA4	0,5	0,0	0,0	0,2	1,1	24,1	3,4	5,1	65,6	0,0
CI1	1,9	0,0	0,0	0,0	0,9	26,9	52,1	0,0	18,2	0,0
CI2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	87,7	3,0	8,4	0,8	0,0
CI3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	98,4	0,7	0,6	0,3	0,0
CI4	0,0	21,5	0,0	1,4	0,0	77,1	0,0	0,0	0,0	0,0
EU1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	25,4	56,6	12,4	4,7	0,5
EU2	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	57,9	10,9	0,3	29,4	0,0
EU3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	54,9	12,1	28,3	4,3	0,0
EU4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	64,5	27,4	0,0	8,1	0,0
VN1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	65,9	2,2	30,6	1,4	0,0
VN2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	56,3	26,7	13,8	3,2	0,0
VN3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	26,5	51,6	1,6	20,0	0,0
VN4	0,0	0,0	0,0	1,1	0,6	52,8	40,1	0,0	5,4	0,0

Constatamos, pelos gráficos com a distribuição dos valores dos parâmetros das redes tróficas mensurados nos quatro riachos de cada entorno (Figura 5), diferenças aparentes entre os valores de especialização trófica, amplitude do nicho trófico e sobreposição de nicho trófico dos riachos de eucalipto quando comparados com os outros entornos. Entretanto, as PERMANOVAs aplicadas para cada um dos parâmetros calculados não mostraram diferenças significativas entre os entornos.

Também não observamos diferenças com relação aos recursos consumidos pelas comunidades de peixes no gráfico da MDS (Figura 6). Observamos nesse gráfico uma alta semelhança entre os riachos de diferentes entornos e um alto consumo de hexápodes aquáticos, material vegetal e artrópodes terrestres em todos os entornos, conforme também visualizamos nos gráficos de interações tróficas. A PERMANOVA aplicada a esse mesmo conjunto de dados também indicou que não houve diferenças significativas entre os entornos.

Alimentação de *Astyanax paranae*

Para a análise da dieta dos 10 indivíduos de *A. paranae* selecionados dos quatro riachos de cada entorno, também não observamos um padrão de separação dos entornos com a MDS (Figura 7). Além disso, essa análise mostrou uma alta dispersão dos dados dos itens alimentares consumidos pelos indivíduos de mesmo entorno. A ausência de separação foi comprovada com a PERMANOVA que não mostrou diferenças significativas na alimentação dos peixes de acordo com o entorno.

Na comparação dos valores de amplitude de nicho individual (Figura 8) observamos valores semelhantes entre os quatro entornos, o que foi comprovado com a PERMANOVA que não mostrou diferenças significativas.

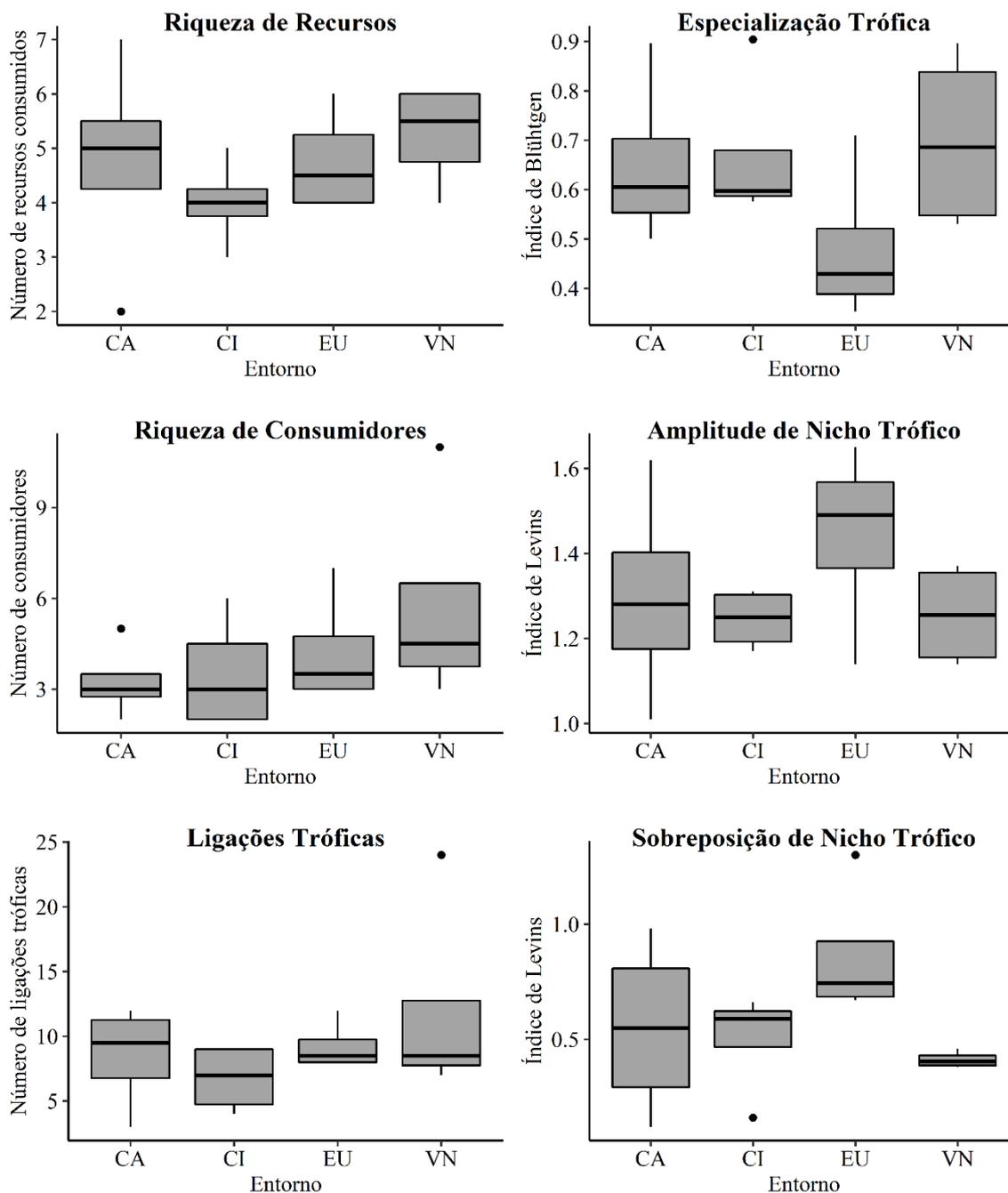


Figura 5 - Box-whisker plots com os valores dos seis parâmetros das redes tróficas, mensurados em quatro riachos de cada entorno. CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação nativa.

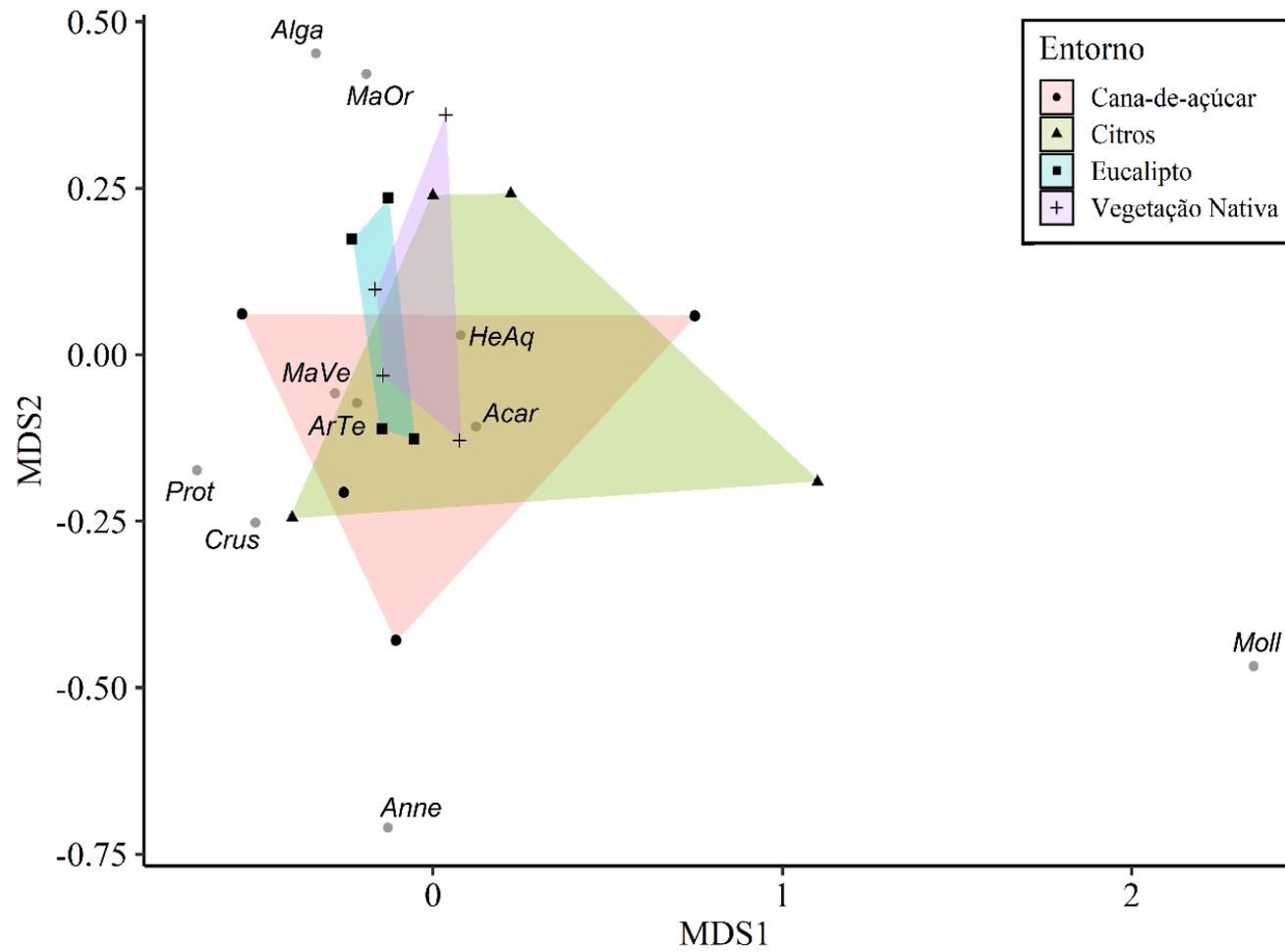


Figura 6 - Biplot dos dois primeiros eixos da MDS feita com os dados dos itens alimentares consumidos pelas comunidades de peixes analisadas em quatro riachos de cada entorno. Siglas na Tabela 1.

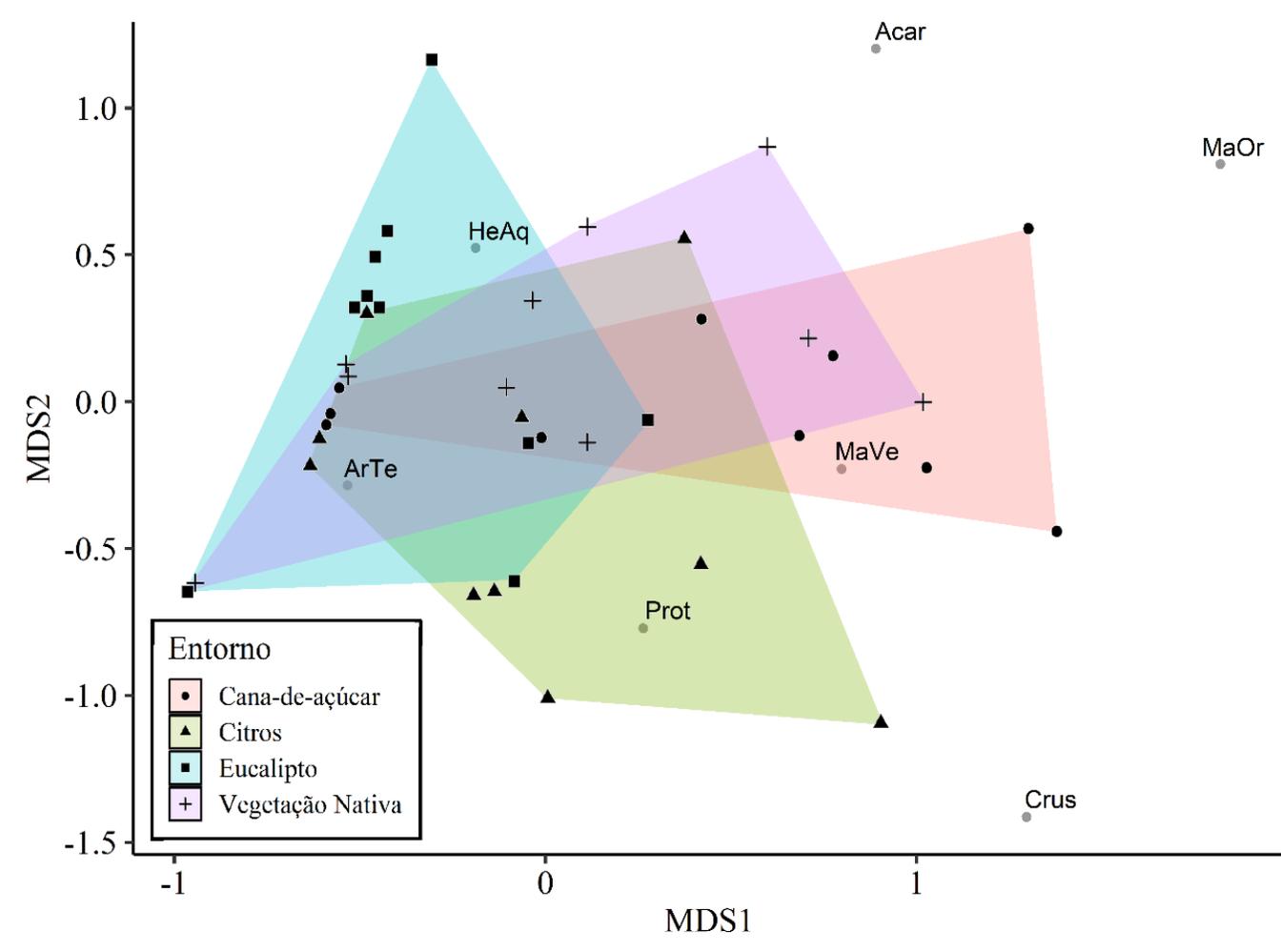


Figura 7 - Biplot dos dois primeiros eixos da MDS feita com os dados dos itens alimentares consumidos por 10 indivíduos de *Astyanax paranae* amostrados nos riachos de cada entorno. Siglas na Tabela 1.

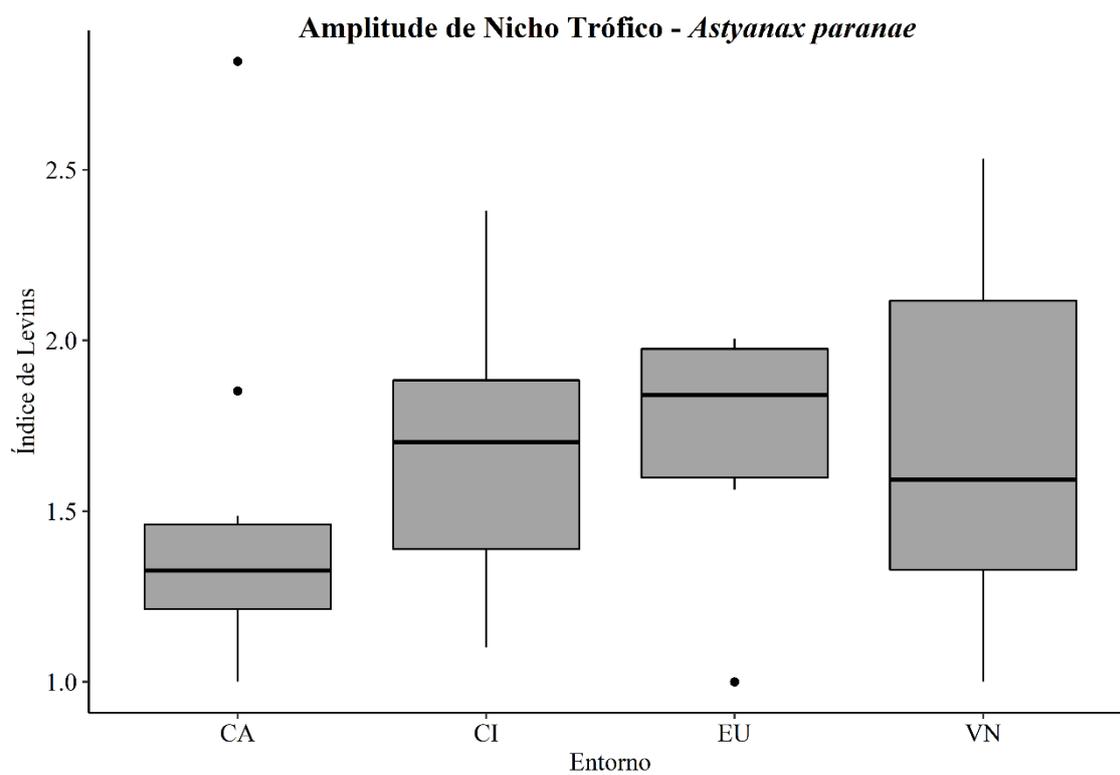


Figura 8 - Box-whisker plots com os valores da amplitude de nicho trófico individual calculado para 10 indivíduos de *Astyanax paranae* amostrados nos quatro riachos de cada entorno. CA-Cana-de-açúcar; CI-Citros; EU-Eucalipto; VN-Vegetação nativa.

DISCUSSÃO

As semelhanças observadas entre os parâmetros das redes tróficas das comunidades de peixes analisadas, tanto entre os riachos de vegetação nativa e os de monocultura quanto a dos riachos de monocultura entre si, rejeitam as nossas hipóteses iniciais de que os riachos de monocultura possuiriam uma estrutura trófica mais simplificada, devido à menor oferta de recursos alimentares decorrente dos impactos ambientais sofridos por esses riachos, e de que características intrínsecas de cada cultivo poderiam afetar de diferentes formas a oferta dos recursos alimentares nesses ambientes. Aparentemente, a presença da vegetação ripária nos riachos das monoculturas, mesmo que em extensão menor, é suficiente para ofertar recursos alimentares que são consumidos pelas comunidades de peixes. Isso se torna evidente principalmente pelo alto consumo de itens alóctones (*i.e.*, material vegetal e artrópodes terrestres) em grande parte dos riachos de monocultura.

Embora diversos estudos mostrem os impactos causados pela redução da vegetação ripária em riachos, como alterações na decomposição de folhiço (Lecerf & Richardson, 2010; Tanaka *et al.*, 2015), diminuição da entrada de folhiço (Carvalho & Uieda, 2010) e aumento da entrada de sedimentos (Rabeni & Smale, 1995) e substâncias químicas (Dosskey *et al.*, 2010), verificamos que esta redução não afetou a estrutura trófica das comunidades de peixes. Resultados semelhantes aos nossos foram encontrados por Santos *et al.* (2015), que encontraram uma alta sobreposição nas características das estruturas tróficas de riachos localizados em áreas de vegetação nativa, floresta secundária e plantações de cana-de-açúcar. Entretanto, Moraes *et al.* (2014), ao testar os efeitos da redução da vegetação ripária sobre as comunidades de macroinvertebrados em riachos, encontraram alterações nos grupos funcionais de alimentação com a diminuição da vegetação ripária. Aparentemente a estrutura trófica das comunidades de

macroinvertebrados parece ser mais facilmente afetada pela redução da vegetação ripária do que a das comunidades de peixes.

O fato de não observarmos diferenças na alimentação de *A. paranae* entre os riachos dos quatro entornos, com os indivíduos amostrados em todos eles consumindo uma alta quantidade de itens alóctones, principalmente artrópodes terrestres, também evidencia que a vegetação ripária nos riachos de monocultura oferece recursos suficientes para a alimentação dessa espécie. Esse resultado é semelhante ao encontrado por Ferreira *et al.* (2012), que, ao compararem a dieta de *A. paranae* entre três tipos de entorno, encontraram uma semelhança na alimentação dessa espécie em riachos com vegetação ripária nativa preservada (90 e 100% da vegetação ripária composta por floresta nativa) e parcialmente preservada (entre 30 e 60% da vegetação ripária composta por floresta nativa) e uma diferença na alimentação nesses dois entornos em relação a riachos de pastagem (sem vegetação ripária). Ou seja, essa vegetação, mesmo que preservada em pequena quantidade, é uma importante fonte de recursos alimentares usada pelas comunidades de peixes.

A alta heterogeneidade encontrada na alimentação das comunidades de peixes entres os riachos de mesmo entorno é outro indicativo de que outros fatores estejam determinando a estruturação trófica dessas comunidades ao invés do uso do solo no entorno do riacho. Diversos autores (*e.g.* Frissell *et al.*, 1986; Lammert & Allan, 1999; Stewart *et al.*, 2001) discutem que processos ecológicos em riachos podem ser preditos por fatores de diferentes escalas espaciais, como bacia hidrográfica, vegetação ripária e trecho. De acordo com Tanaka *et al.* (2016), diferenças nas condições ambientais e oferta de recursos em diferentes escalas espaciais influenciam de diferentes formas as comunidades biológicas. Além disso, o tipo de processo ecológico e comunidade biológica estudada também são determinantes para avaliar qual escala é a mais adequada

para predição (Stewart *et al.*, 2001). Em nosso estudo, aparentemente a escala de trecho está sendo determinante para a estruturação trófica das comunidades de peixes, uma vez que todos os riachos pertencem à mesma bacia hidrográfica e não encontramos diferenças entre os riachos com diferentes extensões de vegetação ripária. De acordo com Lammert & Allan (1999), o entorno imediato é mais determinante na caracterização da condição biótica de um riacho em relação ao entorno regional, entretanto, ambos são menos determinantes do que as características de habitat local. Diversos fatores locais podem afetar a estrutura trófica de comunidades biológicas de riachos de diferentes maneiras como, por exemplo, a velocidade da correnteza pode modular a taxa de predação em riachos e, assim, afetar a produtividade primária por efeito “top-down” (Doyle, 2006), e também modular a taxa de decomposição do folhiço e galhos, o que, por sua vez, pode afetar a cadeia de detritos e a oferta desse recurso no ambiente (Fonseca *et al.*, 2013). Outro importante fator é a relação entre as sequências de corredeiras e poções ao longo do riacho, a qual é fundamental para as dinâmicas de retenção de folhiço e detrito (Lepori *et al.*, 2005), além de ser um fator importante na modulação da diversidade local de macroinvertebrados (Dekar *et al.* 2009).

Como também observado no nosso estudo, alguns estudos (*e.g.* Ceneviva-Bastos *et al.*, 2012; Zeni & Casatti, 2014; Gonçalves *et al.*, 2018) têm demonstrado um alto consumo de hexápodes aquáticos, artrópodes terrestres e material vegetal por comunidades de peixes de riachos de cabeceira neotropicais. Uieda & Motta (2007) ressaltam que isso é um padrão devido à alta abundância desses recursos neste ambiente. Além disso, esses autores destacam a importância de itens de origens autóctone e alóctone, como fontes complementares de energia para espécies onívoras, que demonstram uma alta plasticidade em sua alimentação de acordo com a oferta de recurso no ambiente. Mesmo com a presença de extensas áreas de monocultura no entorno dos

riachos estudados, a oferta desses recursos não foi comprometida, o que resultou nas estruturas tróficas semelhantes observadas nesse estudo.

A presença de espécies de peixes pastadoras, como cascudos do gênero *Hypostomus* (família Loricariidae), é algo comum em riachos de cabeceira da região sudeste do Brasil (ver Castro *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2004; Couto & Aquino, 2011), entretanto, nesse estudo foram observados apenas em dois riachos de vegetação nativa, nos quais ocorreu um alto consumo de matéria orgânica. Esses peixes geralmente são encontrados em corredeiras e substratos rochosos, os quais são raspados a fim de obter seu alimento, o perifiton (Casatti, 2002). Sendo assim, a ausência desses peixes nos riachos de monocultura deve estar relacionada com o alto grau de assoreamento nesses riachos, fator que afeta a permanência destes no ambiente (Esteves & Alexandre, 2011). A ausência de peixes detritívoros em riachos de cabeceira pode afetar diretamente a ciclagem local de nutrientes, pois eles são importantes na conversão de matéria orgânica em proteína animal (Momot, 1995).

Contrário ao conhecimento científico sobre a importância da vegetação ripária para os corpos d'água e por uma forte influência do setor agrícola, em 2012 foi criado o novo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) que permite a diminuição da largura das zonas ripárias de 30 para 15 m em cada margem em riachos com até cinco m de largura. Além disso, essa atual legislação também propicia a diminuição das áreas de reserva legal, fundamentais para a manutenção dos processos ecológicos ao longo das bacias hidrográficas (ver Casatti, 2010). Embora houvesse a manutenção da zona ripária em baixas quantidades nos riachos de monocultura (cerca de 30 m em cada margem), visto os nossos resultados e pensando que provavelmente em alguns anos as empresas responsáveis por essas áreas de monocultura irão se adequar a essa nova legislação, acreditamos que seja uma questão de tempo para que mudanças na estrutura trófica das

comunidades de peixes comecem a acontecer, pois chegará um momento em que essa faixa reduzida de vegetação ripária não será suficiente para ofertar recursos alimentares que permitam a manutenção da estrutura trófica das comunidades de peixes.

Embora tenhamos observado algumas particularidades nas características das redes tróficas de alguns riachos de diferentes entornos, não constatamos diferenças significativas nessas redes entre os riachos de vegetação nativa e monoculturas e entre os riachos de monocultura entre si. A presença da vegetação ripária, mesmo que reduzida nos riachos de monocultura, é aparentemente suficiente para ofertar alimento de origem alóctone, como material vegetal e artrópodes terrestres, que são consumidos pelas comunidades de peixes. Entretanto, a legislação ambiental vigente poderá causar uma diminuição na extensão dessas áreas de vegetação ripária e, eventualmente, alterações na estrutura trófica das comunidades de peixes. Devido a isso, é urgentemente necessário um maior diálogo entre o conhecimento científico conservacionista e os tomadores de decisão, conforme discutido por Azevedo-Santos *et al.*, (2017), pois só assim será possível um real desenvolvimento econômico sustentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F., E. Goulart, E. A. L. Kashiwaqui, & M. R. Silva, 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology* 4: 349–356.
- Azevedo-Santos, V. M., P. M. Fearnside, C. S. Oliveira, A. A. Padial, F. M. Pelicice, D. P. Lima, D. Simberloff, T. E. Lovejoy, A. L. B. Magalhães, M. L. Orsi, A. A. Agostinho, F. A. Esteves, P. S. Pompeu, W. F. Laurance, M. Petreere, R. P. Mormul, & J. R. S. Vitule, 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26: 1745–1752.
- Baker, R., A. Buckland, & M. Sheaves, 2014. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. *Fish and Fisheries* 15: 170–177.
- Batagelj, V., & A. Mrvar, 2019. Pajek: Programs for Analysis and Visualization of Very Large Networks. European Consortium of Political Research, Ljubljana, Slovenia, <http://mrvar.fdv.uni-lj.si/pajek/>.
- Blüthgen, N., F. Menzel, & N. Blüthgen, 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6: 9.
- Bolnick, D. I., T. Ingram, W. E. Stutz, L. K. Snowberg, O. L. Lau, & J. S. Paull, 2010. Ecological release from interspecific competition leads to decoupled changes in population and individual niche width. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277: 1789–1797.
- Boyero, L., A. Ramirez, D. Dudgeon, & R. G. Pearson, 2009. Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society* 28: 397–403.

- Carvalho, E., & V. Uieda, 2010. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology* 70: 283–288.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2: 1–14.
- Casatti, L., 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* 10: 31–34.
- Castillo, M. M., H. Morales, E. Valencia, J. J. Morales, & J. J. Cruz-Motta, 2012. The effects of human land use on flow regime and water chemistry of headwater streams in the highlands of Chiapas. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 9.
- Castro, D. M. P., D. Reis de Carvalho, P. D. S. Pompeu, M. Z. Moreira, G. B. Nardoto, & M. Callisto, 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLOS ONE* 11: e0150527.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran, & F. C. T. Lima, 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3: 1–31.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, A. L. A. Melo, L. S. F. Martins, K. M. Ferreira, F. Z. Gibran, R. C. Benine, M. Carvalho, A. C. Ribeiro, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, G. Z. Pelção, R. Stopiglia, & F. Langeani, 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 4: 01–39.

- Ceneviva-Bastos, M., L. Casatti, & V. S. Uieda, 2012. Can seasonal differences influence food web structure on preserved habitats? Responses from two Brazilian streams. *Community Ecology* 13: 243–252.
- Costa, M. S., & W. S. Smith, 2019. Population structure and natural diet of *Astyanax cf. paranae* Eigenmann 1914 a typical species of neotropical headwaters streams. *Acta Scientiarum* 41: e45400.
- Couto, T. B. d'Araújo, & P. D. P. U. de Aquino, 2011. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9: 445–454.
- Dekar, M. P., D. D. Magoulick, & G. R. Huxel, 2009. Shifts in the trophic base of intermittent stream food webs. *Hydrobiologia* 635: 263–277.
- Ding, J., Y. Jiang, Q. Liu, Z. Hou, J. Liao, L. Fu, & Q. Peng, 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of The Total Environment*. 551–552: 205–216.
- Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval, & R. Lowrance, 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46: 261–277.
- Doyle, M. W., 2006. A heuristic model for potential geomorphic influences on trophic interactions in streams. *Geomorphology* 77: 235–248.
- Esteves, K. E., & C. V. Alexandre, 2011. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology* 96: 296–317.

- Ferreira, A., F. R. Paula, S. F. Barros Ferraz, P. Gerhard, E. A. L. Kashiwaqui, J. E. P. Cyrino, & L. A. Martinelli, 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 12–22.
- Ferreira, C. P., L. Casatti, J. O. Zeni, & M. Ceneviva-Bastos, 2015. Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. *Hydrobiologia* 762: 15–28.
- Ferreira, V., L. Boyero, C. Calvo, F. Correa, R. Figueroa, J. F. Gonçalves, G. Goyenola, M. A. S. Graça, L. U. Hepp, S. Kariuki, A. López-Rodríguez, N. Mazzeo, C. M'Erimba, S. Monroy, A. Peil, J. Pozo, R. Rezende, & F. Teixeira-de-Mello, 2019. A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning. *Ecosystems* 22: 629–642.
- Fonseca, A. L. S., I. Bianchini, C. M. M. Pimenta, C. B. P. Soares, & N. Mangiavacchi, 2013. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia* 703: 59–67.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren, & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Fugère, V., A. Kasangaki, & L. J. Chapman, 2016. Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7: e01355.
- Giam, X., R. K. Hadiaty, H. H. Tan, L. R. Parenti, D. Wowor, S. Sauri, K. Y. Chong, D. C. J. Yeo, & D. S. Wilcove, 2015. Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. *Conservation Biology* 29: 1357–1367.
- Gonçalves, C. da S., F. M. de S. Braga, & L. Casatti, 2018. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance

- of protected and forest-covered areas to fish diet. *Environmental Biology of Fishes* 101: 933–948.
- Graça, M. A. S., J. Pozo, C. Canhoto, & A. Elosegí, 2002. Effects of eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World Journal* 2: 1173–1185.
- IBGE, 2018. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://www.ibge.gov.br>.
- Knott, J., M. Mueller, J. Pander, & J. Geist, 2019. Effectiveness of catchment erosion protection measures and scale-dependent response of stream biota. *Hydrobiologia* Springer International Publishing 830: 77–92.
- Krebs, C. J., 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman, California.
- Lammert, M., & J. D. Allan, 1999. Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257–270.
- Lecerf, A., & J. S. Richardson, 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management* 259: 2433–2443.
- Lepori, F., D. Palm, & B. Malmqvist, 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: Detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42: 228–238.
- Luiza-Andrade, A., L. S. Brasil, N. L. Benone, Y. Shimano, A. P. J. Farias, L. F. Montag, S. Dolédec, & L. Juen, 2017. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological Indicators* 82: 478–483.
- Momot, W. T., 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science* 3: 33–63.

- Moraes, A. B., A. E. Wilhelm, & L. Maltchik, 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 7063–7074.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, & H. Wagner, 2013. *Vegan: community ecology package*. Version 2.4-3. R Project for statistical computing. Viena, Austria.
- R Development Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. .
- Rabeni, C. F., & M. A. Smale, 1995. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303: 211–219.
- Santos, F. B., F. C. Ferreira, & K. E. Esteves, 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: 1895–1912.
- Schlosser, I. J., 1991. *Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective*. *BioScience* 41: 704–712.
- Stewart, J. S., L. Wang, J. Lyons, J. A. Horwath, & R. Bannerman, 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475–1487.
- Tanaka, M. O., J. de F. Fernandes, C. M. Suga, F. Y. Hanai, & A. L. T. de Souza, 2015. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 207: 171–177.

- Tanaka, M. O., A. L. T. de Souza, L. E. Moschini, & A. K. de Oliveira, 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216: 333–339.
- Tófoli, R. M., G. H. Z. Alves, J. Higuti, A. M. Cunico, & N. S. Hahn, 2013. Diet and feeding selectivity of a benthivorous fish in streams: responses to the effects of urbanization. *Journal of Fish Biology* 83: 39–51.
- Uieda, V. S., & L. R. Motta, 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 15–30.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Weijters, M. J., J. H. Janse, R. Alkemade, & J. T. A. Verhoeven, 2009. Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 104–112.
- Wolff, L. L., V. Abilhoa, F. S. Rios, & L. Donatti, 2009. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in the diet of *Astyanax aff. fasciatus* (Ostariophysi: Characidae) in an Atlantic Forest river, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7: 257–266.
- Zeni, J. O., & L. Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726: 259–270.
- Zhang, J., 2016. spaa: SPecies Association Analysis. R package version 0.2.2. <https://cran.r-project.org/package=spaa>.

CONCLUSÕES GERAIS

A partir dos resultados obtidos nos dois capítulos apresentados nessa tese de doutorado, foi possível chegar às seguintes conclusões:

1) Amplas áreas de monocultura de cana-de-açúcar, citros ou eucalipto alteram as características físicas de riachos adjacentes, causando a diminuição do pH e oxigênio dissolvido na água e o aumento do fósforo total dissolvido na água e da quantidade de substrato fino presente no leito do riacho.

2) Essas alterações nas características físicas, por sua vez, alteram a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes nesses riachos, causando o desaparecimento de grupos sensíveis a impactos ambientais.

3) Diferentemente dos macroinvertebrados bentônicos, as comunidades de peixes não tiveram sua composição alterada pelas monoculturas.

4) A estrutura trófica das comunidades de peixes também não foi alterada, mantendo-se a ingestão tanto de itens de origem autóctone, como hexápodes aquáticos, quanto itens de origem alóctone, como material vegetal e artrópodes terrestre, pelos peixes nos riachos de vegetação nativa e dos três tipos de monocultura.