

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA**

NATHÁLIA TREVISAN ALVES

**ESTRUTURA ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE
RIACHOS SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE IMPACTO
AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO

**LONDRINA
2019**

NATHÁLIA TREVISAN ALVES

**ESTRUTURA ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE
RIACHOS SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE IMPACTO
AMBIENTAL**

Dissertação de Mestrado apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Campi* Apucarana e Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

**LONDRINA
2019**

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

A474e Alves, Nathália Trevisan

Estrutura espacial das assembleias de peixes de riachos submentidos a diferentes graus de impacto ambiental / Nathália Trevisan Alves. – Londrina: [s.n.], 2019.

51 f. : il.; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, 2019.
Bibliografia: f. 46-51

1. Impacto Ambiental. 2. Peixe de Água Doce. 3. Bacias Hidrográficas.
4. Comunidades de Peixes. I. Oliveira, Edson Fontes de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. III. Programa de Pós-



**Ministério da Educação Universidade Tecnológica
Federal do Paraná**
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Campus Apucarana/Londrina



TERMO DE APROVAÇÃO

ESTRUTURA ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE IMPACTO AMBIENTAL

Por

Nathália Trevisan Alves

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 11 de junho como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira – Orientador (UTFPR - Londrina)

Prof. Dr. Evanilde Benetido – Membro Titular (UEM - Maringá)

Prof. Dr. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates – Membro Titular (UTFPR - Londrina)

Prof. Dr. Alessandro Bail
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

Em memória de meu pai, Ricardo Donizete Alves Silva, e meu irmão Ricardo Trevisan Alves, que me deixaram durante esta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma colaboraram para a minha permanência e finalização desta etapa.

Primeiramente à minha mãe, Marilda, que me mostrou toda a força que devemos ter para seguir a vida, com quem aprendo todos os dias e me espelho. Obrigada por não desistir de mim.

Agradeço ao meu orientador, Edson, e parceiro de caminhada durante a etapa vivida na Universidade, sem sua insistência e convicção, este trabalho não sairia dos planos. Agradeço a todos os amigos que me ajudaram e foram meus companheiros, Isa, Victor e Leo principalmente, por me darem forças. Ao seu Zé, que nunca negou ajuda e bons conselhos.

RESUMO

ALVES, N.T. **Estrutura espacial das assembleias de peixes de riachos submetidos a diferentes graus de impacto ambiental.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Apucarana/Londrina, 2019.

Impactos estressantes sobre ambientes naturais, sejam eles de origem antrópica ou não, tendem a causar desequilíbrio no meio, levando à perda da complexidade ambiental. Nesse contexto, o presente estudo analisou a estrutura espacial das assembleias de peixes dos trechos de cabeceira de três ribeirões inseridos na região metropolitana de Londrina-PR, com diferentes graus de impacto ambiental: Cambé (urbano), Cafezal (periurbano) e o Taquara (rural). Pretendeu-se testar a hipótese que as assembleias de peixes do ribeirão urbano tendem a se revelar relativamente mais desorganizada e desestruturada. As coletas foram realizadas entre 2013 e 2017. A coleta de peixes foi realizada com pesca manual seguida pela pesca elétrica. Foram analisadas variáveis físicas e químicas dos ribeirões e da água, além das categorias de uso e ocupação de solo das bacias. A estrutura da assembleia de peixes foi analisada a partir da avaliação de espécies indicadoras, curvas de biomassa e abundância, bem como por modelos nulos de coocorrência de espécies. A análise discriminante canônica detectou diferenças significativas entre os ribeirões estudados quanto às variáveis físicas e químicas, bem como em relação aos percentuais de categorias de uso e ocupação do solo. O ribeirão Taquara apresentou o maior número de espécies bioindicadoras, entre as quais apenas uma era exótica, o que indica boa condição para manutenção de espécies nativas. Os ribeirões mais impactados, Cambé e Cafezal, apresentaram alto percentual de espécies exóticas como bioindicadoras, 57% e 50%, respectivamente. A partir da análise das curvas abundância-biomassa, nenhum ribeirão apresentou o padrão esperado para ambientes íntegros. A avaliação temporal dos padrões de coocorrência demonstrou tendência de desestruturação das assembleias de peixes dos ribeirões Cambé e Cafezal, enquanto o Taquara demonstrou equilíbrio nesse mesmo período. A análise de correlação canônica segregou os ribeirões de forma análoga às curvas ABC, sendo o Cafezal o mais impactado, associado às áreas mais impermeáveis e aos valores mais elevados de condutividade elétrica. Por outro lado, o Taquara apresentou maior correlação com extensões de vegetação densa. Diferentemente da hipótese inicial, o estudo demonstrou um gradiente crescente de perturbação ambiental do Taquara para o Cambé, seguido pelo Cafezal. Esses resultados ressaltam, que, apesar de serem ambientes fluviais de mesma ordem e estarem inseridos na mesma bacia hidrográfica, cada um tende a apresentar respostas próprias frente aos impactos ambientais, sendo necessárias ações específicas de conservação para cada caso.

Palavras-chave: Ictiofauna. Riachos urbanos. Riachos rurais. Bioindicadores. Coocorrência de espécies. Bacia do Alto Rio Paraná.

ABSTRACT

ALVES, N.T. **Spatial structure of fish assemblages from streams submitted to different environmental impact degrees.** 2019. Dissertation (Master's in Environmental Engineering) - Federal Technological University of Parana. Apucarana/Londrina, 2019.

Stressful impacts on natural environments, whether of anthropogenic origin or not, tend to cause instability in the environment, leading to the loss of environmental complexity. In this context, the present study analyzed the spatial structure of the fish assemblages of the headwaters of three streams inserted in the metropolitan region of Londrina-PR, with different degrees of environmental impacts: Cambé (urban), Cafezal (peri-urban), and Taquara (rural). In this context, we expect that the fish assemblages of the urban stream are relatively more disorganized and unstructured. The collections were carried between 2013 and 2017. Fish collection was initially performed with manual fishing followed by electric fishing. Physical and chemical parameters of streams and water were analyzed, as well as the land use and occupation categories of the basins. Fish assemblage structure was analyzed from the evaluation of indicator species based on occurrence and abundance, biomass and abundance curves, as well as null models of species cooccurrence. The canonical discriminant analysis detected significant differences among studied streams regarding the physical and chemical parameters, as well as the percentage of categories of land use and occupation. The Taquara had the highest number of bioindicator species, among which only one was exotic, indicating its good condition for the maintenance of native species. The most impacted streams, Cambé and Cafezal, presented a high percentage of exotic species as bioindicators, 57% and 50%, respectively. Considering abundance-biomass curves, no stream showed the expected pattern for intact environments. Taquara was characterized as moderately degraded, followed by the Cambé, while the Cafezal was remarkably the most disturbed. Patterns of species co-occurrence showed a tendency for the fish assemblages of the Cambé and Cafezal streams to be disrupted, while the Taquara showed equilibrium in the same period. The analysis of canonical correlation segregated the streams in a way analogous to the ABC curves, being the Cafezal the most disturbed, associated to the greatest impermeable area available and values of electrical conductivity. On the other hand, Taquara presented greater correlation with areas of dense vegetation. Distinctively from the initial hypothesis, the study revealed a growing gradient of environmental disturbance from Taquara to Cambé, followed by the Cafezal. These results point out that, although it is of the same order and located in the same watershed, each one tends to present specific responses to environmental impacts, requiring specific conservation actions for each case.

Key words: Ichthyofauna. Urban Streams. Rural streams. Bioindicators. Cooccurrence of species. Upper Paraná River Basin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos pontos amostrais.....	23
Figura 2 – Modelos das curvas ABC propostos por Clarke e Warwick (2001).....	26
Figura 3 – Eixos canônicos da análise discriminante obtidos a partir da matriz log-transformada de (a) dados físicos e químicos dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé, e (b) de dados relacionados ao uso e ocupação do solo dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé.....	29
Figura 4 – Média e desvio padrão dos valores de indicador individual (IndVal) das espécies indicadoras ($p < 0,05$) dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé	34
Figura 5 – Curvas Abundância x Biomassa para os ribeirões Cambé (a), Cafezal (b) e Taquara (c.).....	35
Figura 6 – Variação temporal do tamanho do efeito padrão (SES), em unidades de desvio padrão, do índice de coocorrência C-Score para os ribeirões Cambé (linha verde), Cafezal (linha azul) e Taquara (linha vermelha).....	37
Figura 7 – Eixos 2 e 3 da Análise de Correlação Canônica: (a) Escores dos ribeirões Cambé (Cb), Cafezal (Cf) e Taquara (Tq) e ano de amostragem (13, 14, 15, 16 e 17); (b) Escores das variáveis físicas (Tar - temperatura do ar; Tagua – temperatura da água; U - umidade relativa; Lar – largura média; Prof - profundidade média; CE - condutividade elétrica; Turb - turbidez), químicas (pH; OD - oxigênio dissolvido) e regionais (Agri - agricultura/pasto; Area Imp - área impermeabilizada; Esp d' água - espelho de água; Solo Exp - solo exposto; Veg Densa - vegetação densa.....	38

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Coeficientes padronizados das variáveis canônicas calculados a partir das matrizes log-transformadas das variáveis físicas e químicas dos ribeirões estudados.....30
- Tabela 2. Coeficientes padronizados das variáveis canônicas calculados a partir das matrizes log-transformadas com percentuais de classes de uso e ocupação do solo dos ribeirões estudados30
- Tabela 3. Valores de indicação individual (IV), IV médio randomizado (IV_{ran}), desvio padrão do IV_{ran} (IV_{dp}) e significância (p) da diferença entre IV e IV_{ran} . Os valores em destaque (azul) e com a probabilidade (p) em negrito correspondem às espécies significativamente indicadoras de cada ribeirão ($p < 0,05$).....32
- Tabela 4. Valores do índice de coocorrência C-Score observado ($C\text{-Score}_{Obs}$) e média dos índices simulados ($C\text{-Score}_{Sim}$), desvio padrão dos índices simulados (S_{sim}), valores p , e tamanho do efeito padrão (SES) em unidades de desvio padrão do índice de coocorrência C-Score dos três ribeirões estudados por ano e por coleta realizada. Os valores em negrito correspondem aos valores significativos ($p < 0,05$).....36

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
3. REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES COM FERRAMENTA PARA ANÁLISE AMBIENTAL	14
3.2 ESTRUTURA LIMNOLÓGICA E OS PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOL OBJETIVO GERAL	15
3.3 PARÂMETROS DA ESTRUTURA E DINÂMICA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES OBJETIVO GERAL	18
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
4.1 ÁREA DE ESTUDO	22
4.2 AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA DA ICTIOFAUNA	23
4.3 ANÁLISE DOS DADOS	24
4.3.1 Diferenciação ambiental entre as bacias.....	24
4.3.2 Valor de Indicador Individual (IndVal).....	25
4.3.3 Curva Abundância-Biomassa (ABC)	26
4.3.4 Padrões de coocorrência de espécies	27
4.3.5 Análise de Correspondência Canônica	28
5. RESULTADOS	29
6. DISCUSSÃO.....	39
7. CONCLUSÃO.....	45
REFERÊNCIAS	46

1. INTRODUÇÃO

A água é um dos elementos mais essenciais para a manutenção da vida e, em razão disso, assume relevante importância econômica e social. Além disso, o suprimento deste recurso é fundamental para a sustentabilidade dos ciclos biogeoquímicos do planeta, o que também repercute sobre a qualidade de vida das populações e, conseqüentemente, para o desenvolvimento econômico das cidades e países (TUNDISI, 2003; ALILOU *et al.* 2018). Apesar do planeta Terra ser constituído em sua maior parte por água, apenas uma pequena parcela está disponível como água doce para ser utilizada e consumida. Este pequeno percentual tem sofrido com impactos diversos, alguns deles oriundos da crescente urbanização, a qual causa fortes alterações nos recursos hídricos, modificando a estrutura e dinâmica dos organismos aquáticos e ameaçando a qualidade ambiental desses sistemas.

A assembleia de peixes é considerada um excelente indicador biológico (ARAÚJO, 1998), por responder aos impactos antrópicos de forma direta, revelando normalmente perda de diversidade e predominância de peixes tolerantes e oportunistas que dominam em abundância, substituindo aquelas sensíveis e especializadas (CLARKE; WARWICK, 2001; CASATTI *et al.*, 2012).

Há vários estudos que tentam explicar as variações na estrutura e dinâmica das assembleias de peixes ao longo do espaço e do tempo em ambientes aquáticos, comparando a estrutura da assembleia dentro de um mesmo corpo d'água ou entre cursos diferentes. A tendência de riachos apresentarem maior diversidade de peixes na foz de seus rios se justifica possivelmente pela maior oferta de habitats e recursos, bem como pela diminuição na pressão de competição entre os membros da comunidade ictiofaunística ao longo do gradiente longitudinal. Casatti (2005) observou esta relação da maior diversidade de peixes em relação ao aumento da ordem do ambiente lótico no sentido nascente-foz para o córrego São Carlos (Brasil), associado ao aumento da complexidade de habitats ao longo do gradiente. Este resultado de adição de espécies nos pontos próximos a foz também foi verificado em riachos da microbacia do Rio Grande, São Paulo (BRAGA, 2004; BRAGA; ANDRADE, 2005).

Entretanto, esse padrão pode não ser observado em vários riachos em razão de impactos antrópicos, tais como, intensa erosão do solo nas margens, poluição por efluentes domésticos e industriais e supressão da mata ripária, os quais podem modificar o fluxo da água, estrutura do habitat e, conseqüentemente, a composição e dinâmica da ictiofauna (FERREIRA; CASATTI, 2006).

A análise das eventuais correlações entre as variáveis da estrutura das assembleias de peixes com aquelas físicas e químicas da água e do uso e ocupação do entorno da bacia, tem se mostrado relevante para melhor compreender as respostas do ambiente às interferências sofridas, sejam elas antrópicas ou não (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; GALVES; JEREP; SHIBATTA, 2007; RODRIGUES-FILHO et al., 2018).

Desta forma, o presente trabalho pretende analisar a estrutura e dinâmica das assembleias de peixes da cabeceira de três ribeirões distintos, e verificar se há correlação com as variáveis físicas e químicas da água e características da paisagem da bacia. Os trechos dos ribeirões selecionados para análise estão inseridos na região metropolitana de Londrina-PR, em um gradiente de efeitos antrópicos: o ribeirão Cambé imerso em zona urbana, enquanto a cabeceira do ribeirão Cafezal apresentando um gradiente urbano-rural ao longo das estações de amostragem, e o ribeirão Taquara localizado em zona rural. Nesse contexto, pretendeu-se testar a hipótese de trabalho que as assembleias de peixes do ribeirão urbano tendem a se revelar mais desorganizada e desestruturada, devido principalmente aos impactos difusos (sem reconhecimento da fonte causal), crônicos (com persistência ao longo do tempo) e agudos (com alta intensidade em curto prazo) aos quais estão submetidos pela urbanização. Tal análise é de suma importância, visto que, antes de planejar medidas de gestão e recuperação de ambientes degradados, é preciso conhecer a sua estrutura, organização e dinâmica, pois uma determinada medida pode ser eficiente para recuperar um ambiente com determinadas características, mas pode não ser para outros ambientes distintos.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a estrutura das assembleias de peixes ao longo do gradiente espacial em trechos de cabeceira de três riachos submetidos a diferentes graus de impacto ambiental.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os riachos Cambé, Cafezal e Taquara quanto à estrutura limnológica e o uso e ocupação da paisagem;
- Identificar as espécies indicadoras dos três riachos estudados;
- Analisar os padrões das curvas biomassa-abundância e suas implicações para a avaliação do grau de perturbação ambiental entre os ribeirões;
- Avaliar o grau de estruturação espacial dos três riachos a partir da aplicação de um modelo nulo de coocorrência;
- Analisar a contribuição relativa das variáveis físicas, químicas e regionais na estruturação e segregação entre os pontos dos riachos estudados.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES COM FERRAMENTA PARA ANÁLISE AMBIENTAL

Com o crescente desenvolvimento das cidades e dos polos industriais tem ocorrido mudanças nas condições ambientais em decorrência das ações antrópicas, acarretando problemas como assoreamento, eutrofização, contaminação e supressão da biodiversidade, o que tem comprometido a qualidade dos recursos hídricos inseridos em zona urbana (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; GALVES; JEREP; SHIBATTA, 2007).

Quando ocorrem mudanças nas condições ambientais, todo o ecossistema é alterado, inclusive as assembleias de peixes são reestruturadas devido à diminuição da disponibilidade de recursos naturais essenciais para manutenção da vida aquática (ODUM; BARRETT, 2007). Dessa forma, é importante que os estudos de análise ambiental utilizem não apenas variáveis abióticas da água, tais como o oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade e pH, como também as bióticas para avaliar a integridade dos habitats e a qualidade ambiental dos ecossistemas (VIEIRA; SHIBATTA, 2007; SÚAREZ, 2008).

Nesse contexto, estudos sobre assembleias de peixes tem se intensificado devido as suas fragilidades em relação à degradação da vegetação ripária e das alterações químicas e físicas da água (FELIPE; SÚAREZ, 2010). A presença de vegetação ciliar pode, segundo Naiman *et al.* (2005), aumentar a estabilidade das margens, diminuindo o processo de entrada de sedimentos, fertilizantes e pesticidas. Além disso, pode diminuir a transferência da matéria orgânica do ecossistema terrestre para o aquático (CASATTI *et al.*, 2012).

A diversidade local de espécies de peixes está fortemente relacionada com as características ambientais. Ambientes com maior largura e volume tendem a fornecer mais micro-habitats e recursos alimentares, permitindo maior coexistência entre espécies (CASATTI, 2002; ARAÚJO; TEREJINA-GARRO, 2007; SÚAREZ, 2008). As variações na condutividade elétrica em rios tropicais com as características geoquímicas locais e o clima da região podem estar associados com a precipitação e o transporte desses solutos para o ambiente aquático (ESTEVES, 1998). Os impactos

antrópicos causados pela urbanização, agropecuária e agricultura tendem a contribuir para sedimentação e grandes cargas de nutrientes e matéria orgânica que entram nos corpos d'água, aumentando a condutividade elétrica e alterando a estrutura da ictiofauna local (DAGA *et al.*, 2012).

Em riachos de duas microbacias urbanas na bacia do Alto Rio Paraná, por exemplo, a condutividade elétrica, profundidade e largura foram componentes que justificaram a variação na diversidade de espécies de peixes (FELIPE; SÚAREZ, 2010). Outros trabalhos também relacionam a influência da condutividade e outras variáveis físicas e químicas (altitude, largura, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, profundidade) sobre a abundância, riqueza e diversidade da ictiofauna (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; SÚAREZ, 2008; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009; GONÇALVES; BRAGA, 2012).

Os peixes podem ser utilizados como parâmetro biótico para avaliar os impactos nos ambientes em que estão inseridos. Por apresentarem ciclos de vida relativamente longos, de 3 a 10 anos, expressam efeitos de médio a longo prazo, diferentemente dos parâmetros abióticos que retratam apenas a situação atual do curso d'água (FLOTEMERSCH; STRIBLING; PAUL, 2006). Para analisar a estrutura e dinâmica de assembleias de peixes em ambientes lênticos, Oliveira e Goulart (2000) propuseram que devem ser identificados e analisados fatores como variáveis físicas e químicas da água, estrutura dos habitats e interações bióticas.

3.2 PARÂMETROS DA ESTRUTURA E DINÂMICA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Os parâmetros de estrutura das assembleias de peixes são importantes ferramentas para avaliação da condição ambiental que se encontra o corpo d'água, pois se apresentam de forma diferente em ambientes íntegros e impactados. A abundância (número de indivíduos coletados), biomassa (massa dos indivíduos coletados) e tamanho dos indivíduos são exemplos destes parâmetros (RICKLEFS, 2010). O ambiente impactado tende a apresentar espécies de peixes r-estrategistas (PIANKA, 1970), com comportamento oportunista, devido à capacidade de tolerar e se adaptar a distúrbios causados no ambiente aquático, com estrutura corporal menor e maturação mais rápida, enquanto que em ambientes íntegros tendem a apresentar

espécies k-estrategistas (PIANKA, 1970), que ao contrário das oportunistas, são mais sensíveis aos impactos, se destacando na biomassa por possuírem corpos maiores, além de maturação e crescimento mais lento.

A presença desses grupos de espécies influencia diretamente a estrutura da assembleia de peixes, pois quando analisados de forma geral, as biomassa e abundância totais das espécies, assim como a presença de espécies classificadas como r ou k-estrategistas, permitem analisar a condição que o ambiente aquático se encontra. Essa condição pode ser avaliada, por exemplo, pelo método da curva ABC (*Abundance-Biomass Curves*), que relaciona a abundância e biomassa das espécies (CLARKE; WARWICK, 2001; DIAS; TEJERINA-GARRO, 2010). Casatti, Langeani e Ferreira (2006) aplicaram tal método em riachos com qualidade da água e habitats mais e menos perturbados, e obtiveram nos trechos de riachos com habitat menos perturbado a curva da biomassa acima da curva de abundância (W positivo), caracterizando-os como ambientes com menos distúrbios. Por outro lado, nos trechos de riachos com habitat mais perturbado o resultado foi o oposto (W negativo), curva de abundância acima da de biomassa, indicando a presença de espécies r-estrategistas.

Dias e Tejerina-Garro (2010) analisaram quatro trechos de riachos do rio João Leite (Goiás) inseridos em área de preservação permanente, considerados inicialmente como não impactados, e seis trechos de riachos fora desta área, considerados impactados. Nos resultados da curva ABC esses autores constataram que nos diferentes ambientes havia trechos onde a curva de abundância estava acima da de biomassa, explicada pela influência antrópica, mesmo nos trechos inseridos na área de preservação permanente; e alguns trechos considerados impactados não apresentaram o comportamento esperado, o que foi explicado pela inserção de espécies e pela diferença da ordem dos riachos analisados.

A presença da mata ciliar, juntamente com aumento da largura do riacho, pode proporcionar esconderijos e refúgios para os peixes, tais como galhos e massas de raízes, aumentando a diversidade de espécies (ABES; AGOSTINHO, 2001). Valores de abundância de espécies, características fisiográficas dos riachos como largura, profundidade e estrutura da vegetação ciliar, podem estar associadas aos padrões de diversidade e distribuição das espécies.

A assembleia de peixes também pode ser analisada quanto a sua dinâmica, ou seja, mudanças na composição ao longo de gradientes temporais e espaciais, pois as alterações nos habitats, nos corpos d'água como canalização e barragens, diminuição da qualidade da água e introdução de espécies podem causar variações na distribuição espaço-temporal das comunidades de peixes (COPATTI; COPATTI, 2011).

Esperam-se mudanças nos padrões de abundância e riqueza da assembleia de peixes quando se considera a sazonalidade (COPATTI; ZANINI; VALENTE, 2009). As estações climáticas interferem diretamente na composição da assembleia de peixes, por exemplo, nas estações chuvosas a quantidade de água e o aumento da vazão influenciam as características da água, promovendo variações temporais de fatores físicos, químicos e biológicos (LUZ *et al.*, 2009). Em planícies de inundação, a conexão de rios e lagos durante o período chuvoso faz com que as assembleias de peixes sofram reorganização espacial e a movimentação destas comunidades faz com que ambientes diferentes apresentem composição similar nestes períodos (THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007; MILANI; MACHADO; SILVA, 2010).

Pessanha *et al.* (2000) comprovaram tais variações temporais na Baía de Sepetiba-RJ, onde houve mudanças significativas na abundância e riqueza das espécies amostradas nos meses secos e chuvosos, com maiores valores no verão e outono. Assim como ocorreu na lagoa Caconde-RS, onde Rocha (2011) constatou que o verão foi a estação com maior abundância de peixes, bem como o mês de março de 2011 apresentou os maiores valores de biomassa seguido pelo mês de janeiro do mesmo ano.

Ao analisar uma microbacia, desde a nascente até a foz, espera-se encontrar um gradiente longitudinal crescente quanto a abundância, riqueza e diversidade das assembleias, devido a mudança na ordem do rio bem como suas características fisiográficas, largura e profundidade (FERREIRA; CASATTI, 2006; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006).

Diferenças entre estações de amostragens podem ser explicadas pelas diferentes interferências externas, as quais variam espacial e temporalmente. Araújo *et al.* (2001) observaram diferenças significativas entre as três zonas de amostragem do Rio Paraíba do Sul – RJ, devido a constatação de ambiente poluído e a introdução

de espécies oportunistas, como as tilápias, presentes na segunda estação de amostragem.

3.3 ESTRUTURA LIMNOLÓGICA E OS PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A estrutura limnológica de ecossistemas aquático continentais está diretamente associada à variação espacial e temporal em parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, nas diferentes escalas espaciais de análise (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Matthews (1998) argumenta que as variáveis limnológicas são fortemente influenciadas por fatores de larga escala, como a geologia e o clima, pois alteram a geoquímica, temperatura e movimentação das massas de água, repercutindo sobre a estrutura e dinâmica das assembleias das espécies aquáticas.

O oxigênio dissolvido está diretamente associado à respiração das espécies, portanto, a sua distribuição e concentração na água afeta a ocorrência dos organismos aquáticos (OLIVEIRA; GOULART, 2000). A variação na sua concentração pode ser resultado da entrada de nutrientes, inclusive de origem antrópica, aumentando a produtividade primária e, conseqüentemente, o seu consumo a partir do consumo microbiano da matéria orgânica produzida e da própria respiração dos demais organismos (ESTEVES, 2011).

A turbidez corresponde à concentração de compostos em suspensão na água, o que interfere na dispersão da radiação solar através da água (TUNDISI; TUNDISI, 2008), podendo ter origem natural, por partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microrganismos, ou antropogênica, por despejos domésticos, industriais e erosão (VON SPERLING, 2005). Espécies piscívoras apresentam diferentes adaptações às variações da distribuição da luz na água, sendo a maior parte das espécies orientadas visualmente, como aquelas da Ordem Characiformes, rica em espécies de peixes (WOOTON, 1990).

A condutividade elétrica, por sua vez, estima a capacidade da água em conduzir corrente elétrica em função da concentração de íons presentes, fornecendo informações importantes a respeito do metabolismo do ecossistema aquático (ESTEVES, 2011). De acordo com a CETESB (2009), a condutividade elétrica é uma

medida indireta da concentração de poluentes e valores superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

O potencial higroeniônico (pH) é uma variável limnológica muito importante por estar diretamente associada à acidez e alcalinidade dos sistemas aquáticos. O pH mede a concentração de íons hidrogênio H^+ na água (VON SPERLING, 2005) e em corpos d'água continentais, seus valores variam entre 6 e 8,5, sendo que em maior parte dos casos a variação do pH depende da concentração de íon originados pela dissociação do ácido carbônico, a partir da difusão do CO_2 na água (ESTEVES, 2011). O equilíbrio interno do pH é fundamental para a fisiologia dos peixes, portanto, as variações dos seus valores no ambiente aquático afetam suas habilidades em relação à ocupação dos habitats. Um pH abaixo de 5, por exemplo, além do risco de morte, pode apresentar vários efeitos indiretos, tais como: danos severos às membranas, perda de sais e interferência sobre o transporte de oxigênio pela hemoglobina (FROMM, 1980).

A alcalinidade mede a capacidade tampão da água de neutralizar ácidos e diretamente influenciada pela ocorrência de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxilas (OH^-), os quais tendem a neutralizar os íons H^+ (VON SPERLING, 2005). O potencial alcalino de um sistema aquático depende da constituição geoquímica da rocha matriz (GILLER; MALMQVIST, 1998) e pode ser alterada em razão do tipo de efluente que seja lançado no ambiente aquático (VON SPERLING, 2005).

Os padrões limnológicos dos diferentes sistemas aquáticos podem variar amplamente na paisagem em função das mudanças no uso e ocupação do solo, os quais formam mosaicos interativos distribuídos no espaço geográfico (TURNER, 1989). A disposição espacial das unidades da paisagem, bem como os efeitos das interações entre as comunidades biológicas e essas unidades formadoras da paisagem são objeto de estudo da ecologia da paisagem, com forte enfoque voltado para a conservação biológica (METZGER, 2001). O desenvolvimento de ferramentas computacionais e métodos de processamento de informações geográficas possibilitou à ecologia da paisagem rápido avanço quanto ao diagnóstico preciso da espacialização do uso e ocupação do solo (LANG; BLASCHKE, 2009). Dessa forma, a análise da contribuição relativa das unidades da paisagem na formação do espaço geográfico possibilita a avaliação da dinâmica espacial ao longo do tempo, a partir de métricas específicas para essa finalidade.

Nesse contexto, o geoprocessamento se tornou um importante instrumento na obtenção de dados espaciais e tratamento das informações obtidas na paisagem. Dentre as principais técnicas do geoprocessamento estão o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o Sensoriamento Remoto. O SIG pode ser definido como um conjunto integrado de procedimentos e metodologias que possibilitam a coleta, o armazenamento, o processamento e a análise de dados georreferenciados, assim como as informações provenientes de sua aplicação (FITZ, 2008).

O desenvolvimento dos SIGs deve-se, entre outros fatores, ao avanço da informática (hardwares) e de programas específicos (softwares) que permitiram manipular com agilidade a extensos bancos de dados georreferenciados obtidos pelo Sensoriamento Remoto, ou seja, aqueles associados a um sistema de coordenadas conhecido. Dessa forma, o Sensoriamento Remoto utiliza dados vinculados a pontos reais dispostos no terreno, caracterizados geralmente pelas suas coordenadas de latitude e longitude (FITZ, 2008). Tecnicamente, o intuito é identificar e reconhecer as composições superficiais, distinguindo-as a partir das diferentes respostas que apresentam em relação a espectro magnético. O princípio se baseia na reflexão ou absorção da radiação solar pela superfície terrestre, variando em função da sua composição. Essa radiação é composta por amplo espectro da radiação eletromagnética, sendo que 99% desses raios são de radiação visível, raios ultravioleta e infravermelho (ODUM; BARRETT, 2007; WALLACE; HOBBS, 2006). Os sensores remotos a bordo de satélites ou aeronaves convertem a energia refletida na superfície terrestre em imagens, gráficos ou dados numéricos (NOVO, 2008).

Segundo Fitz (2008), cabe reforçar que nesse contexto uma informação pode ser considerada como um conjunto de registros e dados interpretados, dotados de significado lógico. Por outro lado, um sistema pode ser entendido como um conjunto integrado de elementos interdependentes, estruturado de maneira a organizar-se para a execução de determinada função. Dessa forma, um sistema de informação seria compreendido como um sistema para coletar, armazenar, organizar, transformar e manipular dados e informações a ele vinculados.

Dessa forma, cabe ressaltar, que a análise da estrutura espacial das assembleias de peixes de sistemas aquáticos continentais depende da avaliação do efeito do uso e ocupação das bacias, estimados a partir das ferramentas de sensoriamento remoto. A variação detectada na paisagem, principalmente no que se

refere à presença de vegetação original, presença de área agricultável e áreas impermeáveis em decorrências da urbanização, tem revelado significativo efeito sobre a estrutura das assembleias de peixes, como aquele detectado para as bacias de riachos estudados no presente trabalho (MARCUCCI, 2016).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

As áreas analisadas no presente estudo abrangem os trechos superiores de três bacias (Cambé, Cafezal e Taquara) que compõem a hidrografia da região metropolitana de Londrina (PR), os quais se deslocam no sentido noroeste-sudeste em direção ao Rio Tibagi (Bacia do Alto Rio Paraná). Selecionou-se três pontos ao longo do gradiente longitudinal de cada bacia, totalizando nove pontos. As bacias foram escolhidas visando o estabelecimento de um gradiente decrescente de urbanização, a partir da bacia do Ribeirão Cambé, cujo trecho superior apresenta-se inserido em uma região essencialmente urbana; seguida pela bacia do Ribeirão Cafezal, inserida em um contexto periurbano; e a bacia do Ribeirão Taquara, inserida em uma região tipicamente rural. Além disso, a acessibilidade também foi levada em consideração para a escolha dos pontos. A Figura 1 apresenta o mapa com a localização das três bacias estudadas, bem como a distribuição dos pontos de amostragem.

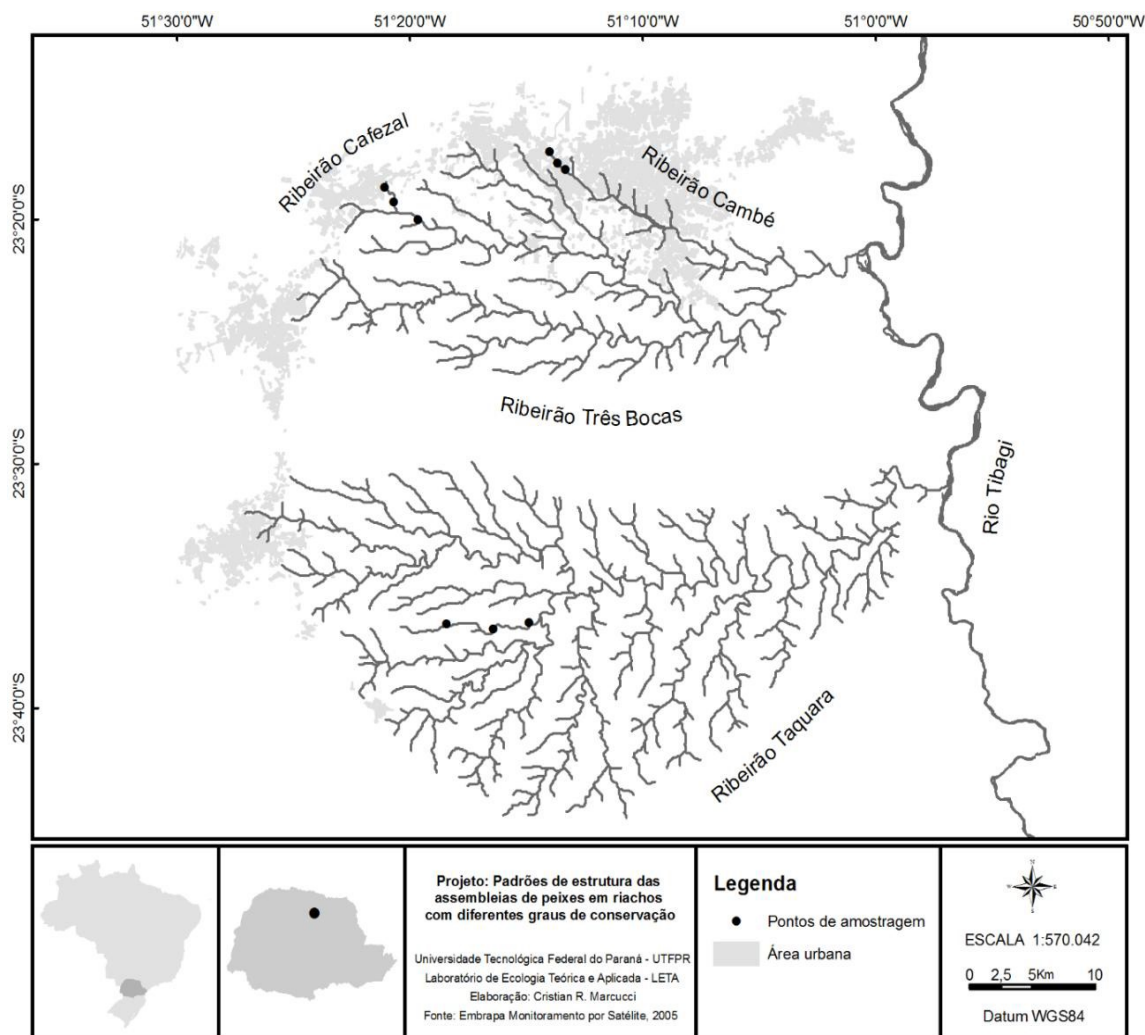


Figura 1– Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos pontos amostrais.
 Fonte: MARCUCCI, 2016.

4.2 AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA DA ICTIOFAUNA

As coletas foram realizadas trimestralmente em março, junho, setembro e dezembro de 2013, 2014 e 2016, a fim de abranger as quatro estações do ano. No ano de 2015 foram realizadas apenas duas coletas, em junho (período de seca) e dezembro (período chuvoso), e em 2017 os dados analisados são referentes apenas ao mês de março. Os peixes foram coletados a partir da soma do esforço de dois métodos distintos e complementares: pescas manual e elétrica. A pesca manual se revela efetiva para a coleta de peixes de riachos, especialmente para aqueles que colonizam a vegetação marginal e associados ao substrato, principalmente nos trechos de corredeiras (UIEDA; CASTRO, 1999). Por outro lado, a pesca elétrica vem

sendo amplamente utilizada em amostragens realizadas em riachos, com reconhecida eficácia (MAZZONI; FENERICH-VERANI; CARAMASCHI, 2000; TERRA *et al.*, 2013). No entanto, a pesca elétrica é relativamente seletiva, principalmente em função da variação de alguns parâmetros, tais como a condutividade elétrica, turbidez, velocidade de fluxo, profundidade e tamanho do indivíduo a ser capturado, apresentando algumas limitações com indivíduos de pequeno porte e à medida que aumenta a profundidade (COPP, 1989; ZALEWSKI; COWX, 1990).

Primeiramente, instalou-se uma rede de contenção multifilamentada com 2 mm entre nós a jusante do trecho amostral. Posteriormente, realizou-se a pesca manual, com esforço amostral de três pessoas utilizando puçá, peneira e redinha, percorrendo um trecho aproximado de 50 metros durante 40 minutos. Em seguida, a pesca elétrica foi realizada no mesmo trecho e com idêntico esforço, utilizando um gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A, passando os puçás eletrizados uma única vez no sentido jusante-montante. Os indivíduos capturados foram fixados em solução formalina 10% e conservados em álcool 70%.

No laboratório, os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves de identificação (GRAÇA; PAVANELLI, 2007; OYAKAWA, *et al.*, 2006) e comparados com exemplares das coleções ictiológicas do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá e do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina. A amostragem da ictiofauna foi realizada sob licença permanente concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (nº 28113-1), a partir de cadastro no SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

4.3 ANÁLISE DOS DADOS

4.3.1 Diferenciação ambiental entre as bacias

A análise discriminante canônica foi aplicada com o objetivo de verificar se há diferenciação entre as três bacias estudadas quanto às variáveis físicas (temperatura do ar e da água, umidade relativa, largura e profundidade média do ribeirão,

condutividade elétrica e turbidez), químicas (pH, oxigênio dissolvido) e regionais (percentual de uso e ocupação do solo: agricultura/pasto, ambiente aquático, cobertura impermeabilizada, solo exposto e vegetação densa). A discriminante é recomendada quando se busca avaliar quais variáveis são mais importantes para a eventual segregação entre grupos formados a priori (GOTELLI; ELLISON, 2004).

A análise de variância multivariada (MANOVA) foi utilizada para testar a hipótese nula que não há diferenças significativas entre os três ribeirões quanto às variáveis físicas e químicas, bem como entre as variáveis regionais. A MANOVA calculou o λ de Wilks, o qual varia de zero (máxima dispersão entre grupos) e um (ausência de dispersão entre grupos) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A discriminante e a MANOVA foram aplicadas usando o software STATISTICA v.7.1 (STATSOFT, 2003) a partir de matrizes log-transformadas [$\log(x+2)$].

As variáveis com maiores valores de correlação com os eixos canônicos da discriminante foram interpretadas, pois contribuíram mais para a segregação dos ribeirões estudados. Por outro lado, os escores canônicos das amostragens realizadas nos três ribeirões foram projetados no espaço multivariado dos eixos canônicos para avaliação das eventuais diferenças entre eles.

4.3.2 Valor de Indicador Individual (IndVal)

Dufrêne e Legendre (1997) desenvolveram um método para detectar espécies indicadoras e grupos de espécies que caracterizam determinados locais específicos. O método reconhece as espécies mais características de cada grupo, a partir das suas abundâncias relativas e frequências de ocorrência, verificadas principalmente em um único grupo ou na maioria dos locais pertencentes àquele grupo (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). O índice de indicação (IndVal) de cada espécie é calculado de acordo com as Equações (1), (2) e (3):

$$A_{ij} = N_{\text{indivíduos}_{ij}} / N_{\text{indivíduos}_i} \quad (1)$$

$$B_{ij} = N_{\text{sites}_{ij}} / N_{\text{sites}_i} \quad (2)$$

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100 \quad (3)$$

Onde: A_{ij} = medida de especificidade; $N_{\text{indivíduos}_{ij}}$ = número médio de indivíduos da espécie i nas amostras (abundância) do grupo j (ribeirões); $N_{\text{indivíduos}_i}$ =

somatório dos números médios da espécie i ao longo de todos os grupos; B_{ij} = medida de fidelidade; $N_{sites_{ij}}$ = número de amostras do agrupamento j onde a espécie i está presente; e N_{sites_i} = total do número de amostras do agrupamento j . O IndVal foi calculado no software PC-ORD v.3.2 (MCCUNE; MEFFORD, 1997) para cada um dos pontos pesquisados

4.3.3 Curva Abundância-Biomassa (ABC)

A curva de comparação entre a abundância e biomassa (CLARKE; WARWICK, 2001) foi aplicada com o objetivo de avaliar o grau de perturbação ambiental entre os riberões. A curva pressupõe que ambientes poluídos ou com elevado grau de degradação ambiental alteram a estrutura das comunidades aquáticas, favorecendo espécies oportunistas, que possuem curto tempo de vida, comumente abundantes, mas com reduzida biomassa, desfavorecendo espécies especialistas, que não são expressamente abundantes, mas tendem a atingir tamanho corporal maior e, dessa forma, se destacam em biomassa (Figura 2). As curvas ABC foram elaboradas no software STATISTICA 7.0.

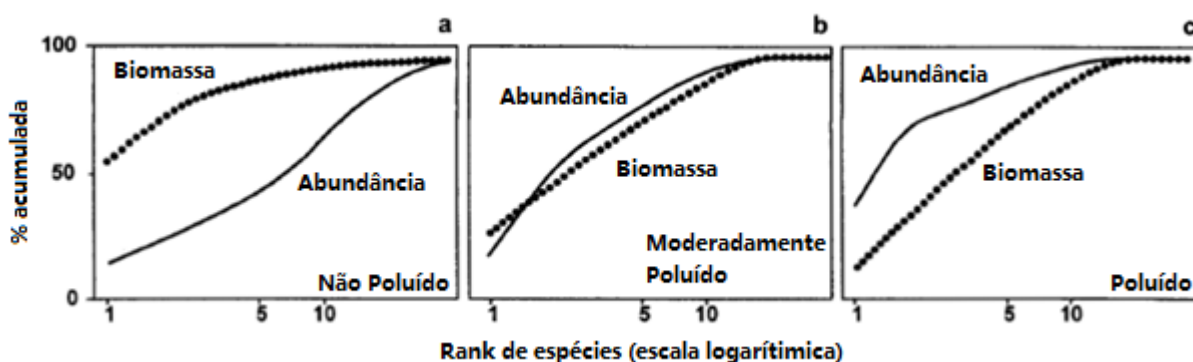


Figura 2 – Modelos das curvas ABC propostos por Clarke e Warwick (2001).
Fonte: Adaptado de Clarke e Warwick (2001).

Associada à curva ABC, Clarke e Warwick (2001) propuseram a estatística W , que foi calculada a partir da equação 4 e resulta na distância entre as curvas plotadas. Quando a curva da biomassa está acima daquela que expressa a abundância indica um ambiente relativamente mais íntegro e o W calculado tenderá a ser positivo, por outro lado, quando as curvas estão sobrepostas, o W tenderá a zero, caracterizando ambientes moderadamente degradado, por fim, quando a curva da abundância está

acima da curva de biomassa indica ambiente relativamente degradado e o W tenderá a ser negativo

$$W = \sum (B_i - A_i) / [50*(S-1)] \quad (4)$$

Onde, B_i é a biomassa da espécie i (%), A_i é a abundância da espécie i (%) e S é a riqueza de espécies do ribeirão analisado.

4.3.4 Padrões de coocorrência de espécies

A hipótese nula de aleatoriedade da estrutura da assembleia de peixes nos ribeirões analisados foi testada pelo modelo nulo de coocorrência de espécies proposto por Stone e Roberts (1990; C-Score). O modelo nulo aplicado gera matrizes aleatórias dos dados por simulações, a fim de se obter um conjunto de dados a partir da matriz real sem efeito de interações bióticas ou diferenças físicas e químicas entre os ribeirões, bem como entre os distintos usos e ocupação de solo, funcionando dessa forma como controle.

Nesse contexto, a hipótese nula foi testada comparando o índice C-Score observado com a média dos índices obtidos a partir das matrizes aleatórias. Para testar essa hipótese foram utilizadas matrizes binárias de presença e ausência, a partir de 30.000 randomizações da matriz observada, mantendo a somatória do número de espécies de cada local, bem como a ocorrência de cada espécie no mesmo número de locais, pois os locais estudados apresentam características físicas e químicas distintas, promovendo condições diferentes para o estabelecimento de espécies. Portanto, o que difere a matriz real da aleatorizada é a frequência de ocorrência das espécies. O índice C-Score calcula a média de coocorrência de pares de espécies em modelo de tabuleiro, a partir das equações 5 e 6:

$$C\text{-score} = \sum_i \sum_{<j} C_{ij} / [(M(M-1))/2] \quad (5)$$

$$C_{ij} = (r_i - S_{ij})(r_j - S_{ij}) \quad (6)$$

Onde M é o número total de espécies na matriz, C_{ij} é uma unidade de checkerboard para cada par de espécies, S é o número de locais que contêm ambas as espécies, e r_i e r_j são os totais das linhas para as espécies i e j .

Para estimar o desvio da coocorrência observada com a coocorrência média simulada foi calculado o tamanho do efeito padrão (SES), equação 7, em unidades de desvio padrão.

$$SES = C\text{-Score}_{obs} - C\text{-Score}_{sim} / S_{sim} \quad (7)$$

Sendo, $C\text{-Score}_{obs}$ o índice C-Score observado, $C\text{-Score}_{sim}$ a média dos índices C-Score simulados, e S_{sim} o valor de desvio padrão dos C-Scores simulados. O C-Score e o SES foram calculados no software ECOSIM (GOTELLI; ENTSMINGER, 2001).

4.3.5 Análise de Correspondência Canônica

A análise de correspondência canônica (ACC) foi aplicada com o objetivo de avaliar a correlação entre as variáveis físicas, químicas e regionais dos ribeirões estudados, de modo a analisar a contribuição relativa dessas variáveis na segregação dos pontos amostrados. A ACC calcula a regressão múltipla dos gradientes dos pontos de amostragem dos ribeirões sobre as variáveis ambientais (JOHNSON; WICHERN, 1998).

A ACC foi aplicada a partir matrizes com dados transformados em $[\log_{10}(x+2)]$ das variáveis físicas (temperatura do ar e da água, umidade relativa, largura e profundidade média do ribeirão, condutividade elétrica e turbidez) e químicas (pH, oxigênio dissolvido) compondo a matriz principal, além das variáveis regionais (percentual de uso e ocupação do solo: agricultura/pasto, ambiente aquático, cobertura impermeabilizada, solo exposto e vegetação densa) compondo a matriz secundária. A transformação excluiu células com valores zero com o intuito de otimizar os procedimentos analíticos realizados no software PC-ORD v.3.2 (MCCUNE; MEFFORD, 1997).

5. RESULTADOS

Os três ribeirões estudados indicaram diferenças significativas tanto quanto às variáveis físicas e químicas (Figura 3(a); Lambda de Wilks > 0,001; $F_{(10,2)} = 2027,82$; $P < 0,001$), mas principalmente quanto aos percentuais de classes de uso e ocupação do solo (Figura 3(b); Lambda de Wilks = 0,66; $F_{(14,2)} = 3,84$; $P < 0,001$).

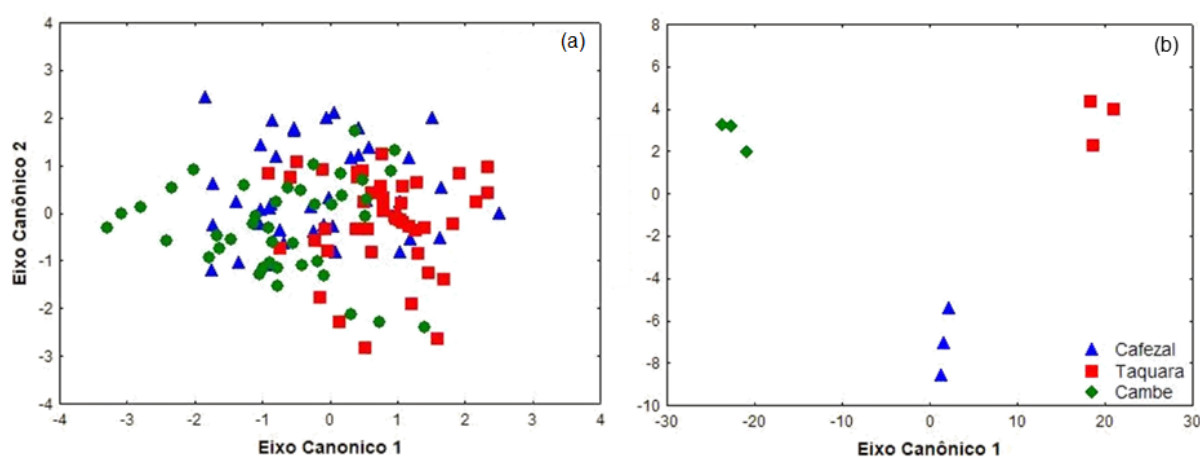


Figura 3 – Eixos canônicos da análise discriminante obtidos a partir da matriz log-transformada de (a) dados físicos e químicos dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé, e (b) de dados relacionados ao uso e ocupação do solo dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé.

Fonte: Autoria Própria.

A tabela 1 apresenta os coeficientes padronizados das variáveis canônicas, revelando aquelas que foram mais importantes para a segregação dos três ribeirões quanto às variáveis físicas e químicas analisadas. O eixo 1 da discriminante segregou o ribeirão Taquara principalmente em função dos maiores valores de temperatura do ar, oxigênio dissolvido e pH, enquanto o Cambé no outro extremo, com escores mais negativos para o eixo 1, se mostrou mais influenciado pela temperatura da água e condutividade elétrica. Por outro lado, o eixo 2 destacou o ribeirão Cafezal influenciado pela turbidez e condutividade elétrica.

Tabela 1. Coeficientes padronizados das variáveis canônicas calculados a partir das matrizes log-transformadas das variáveis físicas e químicas dos ribeirões estudados.

Variáveis	Eixos Canônicos	
	r Eixo 1	r Eixo 2
Temperatura do ar	0,67	0,27
Temperatura da água	-1,22	-0,21
Umidade relativa	-0,16	0,42
pH	0,36	-0,33
Condutividade elétrica	-0,51	0,56
Turbidez	0,25	0,70
Oxigênio dissolvido	0,40	0,15
Autovalores	0,38	0,09
% de explicação acumulada	80%	100%

A tabela 2 apresenta os coeficientes padronizados das variáveis canônicas, revelando aquelas que foram mais importantes para a segregação dos três ribeirões quanto ao uso e ocupação do solo. O eixo 1 da discriminante segregou principalmente o Taquara, com escores mais positivos e influenciado pela cobertura de agricultura/pecuária, enquanto no outro extremo do gradiente, o Cambé demonstrou maior cobertura impermeabilizada. Para o eixo 2, ambos ribeirões foram influenciados pela vegetação densa, e o ribeirão Cafezal se distinguiu pela influência da agricultura/pecuária.

Tabela 2. Coeficientes padronizados das variáveis canônicas calculados a partir das matrizes log-transformadas com percentuais de classes de uso e ocupação do solo dos ribeirões estudados.

Variáveis	Eixos Canônicos	
	r PCA 1	r PCA 2
Vegetação densa	-5,74	3,04
Agricultura/pecuária	5,05	-3,89
Solo exposto	-1,94	-0,34
Área impermeabilizada	-3,39	-0,89
Ambiente aquático	-2,18	0,80
Autovalores	309,24	22,95
% de explicação acumulada	93%	100%

Os três ribeirões apresentam espécies indicadoras distintas em razão dos seus diferentes graus de conservação, com destaque para o ribeirão Taquara que apresentou 13 espécies nativas e apenas uma exótica (*Corydoras aeneus*) como indicadoras (Tabela 3), seguido pelo Cambé com três nativas e quatro exóticas indicadoras (57% de exóticas: *Gymnotus inaequilabiatus*, *Synbranchus marmoratus*, *Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus*) e pelo Cafezal com apenas duas indicadoras, sendo uma nativa (*Neoplecostomus yapo*) e outra exótica (50% de exóticas: *Poecilia reticulata*).

Tabela 3. Valores de indicação individual (IV), IV médio randomizado (IV_{ran}), desvio padrão do IV_{ran} (IV_{dp}) e significância (p) da diferença entre IV e IV_{ran} . Os valores em destaque (azul) e com a probabilidade (p) em negrito correspondem às espécies significativamente indicadoras de cada ribeirão ($p < 0,05$).

Espécies	Cambé				Cafezal				Taquara			
	IV	IV_{ran}	IV_{dp}	p	IV	IV_{ran}	IV_{dp}	p	IV	IV_{ran}	IV_{dp}	p
<i>Apareiodon ibitiensis</i>									20,00	5,00	2,01	0,0002
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>									7,70	8,10	3,02	0,4571
<i>Astyanax aff. paranae</i>									31,50	22,10	4,09	0,0326
<i>Astyanax altiparanae</i>	27,10	9	2,96	0,0002								
<i>Astyanax bockmanni</i>									54,80	16,70	3,39	0,0002
<i>Astyanax sp.</i>									4,40	2,20	1,57	0,3293
<i>Bryconamericus aff. iheringi</i>									57,80	11,50	3,26	0,0002
<i>Bryconamericus stramineus</i>									15,60	4,70	2,11	0,0012
<i>Callichthys callichthys</i>					2,20	2,20	0,03	1,0000				
<i>Ceptosorhamdia iheringi</i>									6,70	2,90	1,59	0,1052
<i>Characidium aff. zebra</i>									91,10	15,20	3,25	0,0002
<i>Corydoras aeneus</i>									8,90	3,30	1,61	0,0300
<i>Crenicichla jaguarensis</i>									2,20	2,20	0,03	1,0000
<i>Geophagus brasiliensis</i>	39,90	22,7	3,93	0,0006								
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	47,00	13,7	3,25	0,0002								
<i>Gymnotus sylvius</i>	1,1	2,2	1,57	1,0000								
<i>Hisonotus francirochai</i>									2,20	2,20	0,03	1,0000
<i>Hoplias malabaricus</i>	6,7	2,9	1,58	0,1098								
<i>Hoplias sp. 1</i>	4,4	2,2	1,57	0,3339								
<i>Hoplias sp. 2</i>	9,30	4	1,87	0,0480								
<i>Hoplias sp. 3</i>					2,20	2,20	0,03	1,0000				
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>									6,00	6,30	2,48	0,4471
<i>Hypostomus ancistroides</i>	28,3	24,4	3,47	0,1364								
<i>Hypostomus margaritifer</i>									2,20	2,20	0,03	1,0000
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>					25,50	19,40	3,76	0,0728				
<i>Hypostomus punctatus</i>					2,20	2,20	0,03	1,0000				

(Conclusão)

Espécies	Cambé				Cafezal				Taquara			
	IV	IV _{ran}	IV _{dp}	p	IV	IV _{ran}	IV _{dp}	p	IV	IV _{ran}	IV _{dp}	p
<i>Imparfinis borodini</i>									8,10	4,00	1,96	0,0856
<i>Imparfinis mirini</i>									15,60	4,50	1,93	0,0014
<i>Imparfinis schubarti</i>									82,20	24,20	3,85	0,0002
<i>Neoplecostomus paranensis</i>					2,20	2,20	0,03	1,0000				
<i>Neoplecostomus yapo</i>					26,70	6,40	2,43	0,0002				
<i>Oligosarcus paranensis</i>									6,70	2,90	1,56	0,1074
<i>Oreochromis niloticus</i>	32,70	10,6	3,59	0,0002								
<i>Phalloceros aff. caudimaculatus</i>	2,2	2,2	0,03	1,0000								
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>									17,80	4,80	2,01	0,0002
<i>Piabina argentea</i>									83,70	14,80	3,35	0,0002
<i>Pimelodella avanhandavae</i>									4,40	2,50	1,39	0,3295
<i>Poecilia reticulata</i>					44,10	28,20	4,49	0,0030				
<i>Pterigoplichthys ambrosetti</i>	2,2	2,2	0,03	1,0000								
<i>Rhamdia quelen</i>					18,90	20,60	3,12	0,6793				
<i>Rineloricaria latirostris</i>									4,40	2,20	1,58	0,3389
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>									72,50	13,20	3,12	0,0002
<i>Serrasalmus maculatus</i>	2,2	2,2	0,03	1,0000								
<i>Synbranchus marmoratus</i>	26,70	6,4	2,42	0,0002								
<i>Coptodon rendalli</i>	35,00	10,6	3,61	0,0002								
<i>Trichomycterus davisi</i>					5,60	5,70	2,31	0,4531				
<i>Trichomycterus diabolus</i>									50,30	11,50	3,43	0,0002
<i>Trichomycterus sp.</i>					7,20	5,70	2,14	0,2769				

O ribeirão Taquara, considerado o mais íntegro dos ribeirões estudados, apresentou maiores valores médios de IV e mais espécies indicadoras, na medida em que a sua maior integridade pode proporcionar maior disponibilidade de microhabitats e melhores condições ambientais para os peixes. Entretanto, cabe ressaltar que não houve diferença significativa entre os números médios dos valores de indicação entre os três ribeirões estudados (Figura 4).

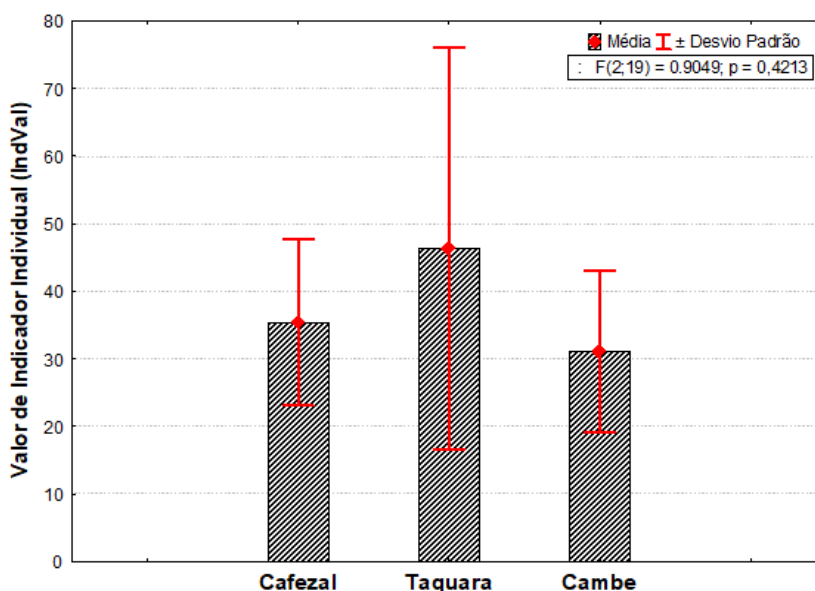


Figura 4 – Média e desvio padrão dos valores de indicador individual (IndVal) das espécies indicadoras ($p < 0,05$) dos ribeirões Cafezal, Taquara e Cambé.
Fonte: Autoria Própria.

De acordo com as curvas ABC, o ribeirão Taquara apresentou o menor grau de degradação entre os três ribeirões, com a curva de biomassa apresentando-se mais próxima da curva de abundância e o maior valor de W ($W = -0,03$; Figura 5). Por outro lado, o ribeirão Cafezal revelou o maior grau de degradação relativo, com a curva de abundância mostrando-se relativamente superior à de biomassa ($W = -0,15$). Cabe destacar que as curvas ABC dos ribeirões mostraram que nenhum deles se aproxima de uma condição de ambiente íntegro, mesmo aqueles mais distantes de áreas urbanas e localizados na zona rural.

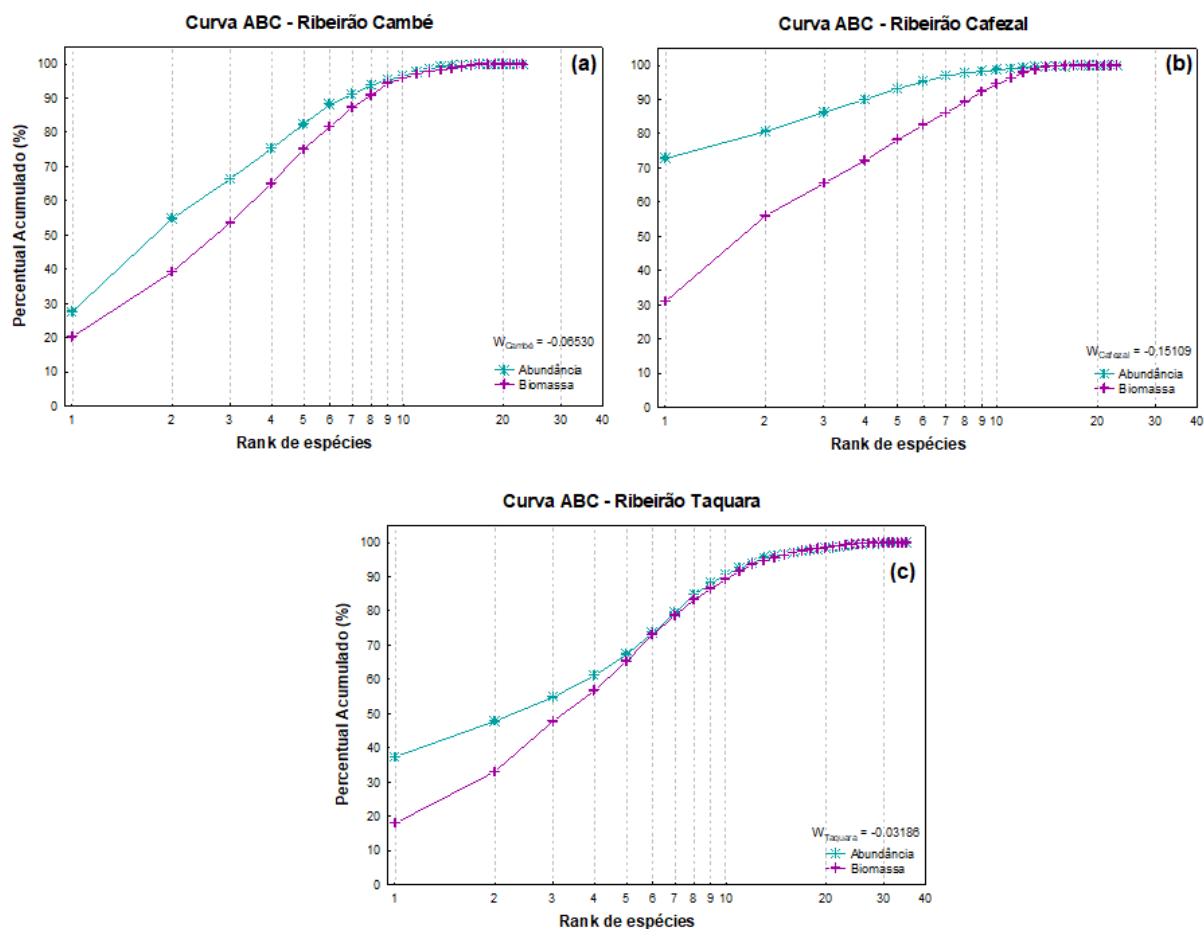


Figura 5 – Curvas Abundância x Biomassa para os ribeirões Cambé (a), Cafezal (b) e Taquara (c).

Fonte: Autoria Própria.

O ribeirão Cafezal apresentou o maior valor médio do SES ($SES=3,65$), o que indica maior estruturação da assembleia de peixes a partir do padrão de coocorrência detectado pelo índice C-Score, seguido pelos ribeirões Cambé ($SES=3,22$) e Taquara ($SES=2,26$), respectivamente (Tabela 4). Ao longo do período compreendido entre 2013 e 2017 os ribeirões Cambé e Cafezal demonstraram tendência de desestruturação da assembleia de peixes, enquanto o Taquara revelou equilíbrio nessa mesma série histórica (Figura 6).

Tabela 4. Valores do índice de coocorrência C-Score observado ($C\text{-Score}_{Obs}$) e média dos índices simulados ($C\text{-Score}_{Sim}$), desvio padrão dos índices simulados (S_{Sim}), valores p , e tamanho do efeito padrão (SES) em unidades de desvio padrão do índice de coocorrência C-Score dos três ribeirões estudados por ano e por coleta realizada. Os valores em negrito correspondem aos valores significativos ($p < 0,05$).

		Cambé (SES = 3,22)					Cafezal (SES = 3,65)					Taquara (SES = 2,26)				
		$C\text{-Score}_{Obs}$	$C\text{-Score}_{Sim}$	S_{Sim}	p	SES	$C\text{-Score}_{Obs}$	$C\text{-Score}_{Sim}$	S_{Sim}	p	SES	$C\text{-Score}_{Obs}$	$C\text{-Score}_{Sim}$	S_{Sim}	p	SES
Por anos	2013	3,324	3,059	0,009	0,011	2,814	2,121	1,991	0,007	0,095	1,499	2,968	2,892	0,004	0,129	1,181
	2014	2,933	2,714	0,005	0,005	3,224	2,515	2,352	0,007	0,043	1,951	3,367	3,247	0,003	0,038	1,992
	2015	1,013	1,004	0,003	0,414	0,145	1,500	1,189	0,008	0,008	3,416	1,395	1,382	0,001	0,36	0,390
	2016	2,467	2,356	0,004	0,072	1,603	1,308	1,345	0,005	0,702	-0,540	2,641	2,626	0,002	0,351	0,297
	2017	0,363	0,382	0,001	1,000	-0,976	0,222	0,222	0	1,000	0,000	0,308	0,292	0,001	0,283	1,590
Por coletas	1.13	0,182	0,156	0,001	0,383	0,975	0,145	0,145	0	1,000	0,000	0,305	0,301	0,0001	0,69	0,279
	2.13	0,467	0,474	0,001	0,73	-0,205	0,071	0,071	0	1,000	0,000	0,331	0,318	0,0001	0,287	1,005
	3.13	0,5	0,5355	0,001	1,000	-0,952	0,083	0,083	0	1,000	0,000	0,227	0,235	0,0001	1,000	-0,616
	4.13	0,128	0,128	0	1,000	0,000	0,418	0,418	0	1,000	0,000	0,174	0,178	0,0001	0,778	-0,448
	1.14	0,364	0,338	0,001	0,386	0,789	0,222	0,256	0,002	1,000	-0,754	0,451	0,445	0,0002	0,423	0,353
	2.14	0,525	0,511	0,001	0,39	0,630	0,428	0,451	0,002	1,000	-0,558	0,425	0,413	0,0002	0,346	0,737
	3.14	0,163	0,163	0	1,000	0,000	0,364	0,379	0,001	1,000	-0,895	0,352	0,349	0,0001	0,347	0,268
	4.14	0,182	0,182	0	1,000	0,000	0,289	0,314	0,001	1,000	-0,758	0,242	0,252	0,0001	1,000	-0,836
	1.15	0,489	0,515	0,002	1,000	-0,613	0,524	0,504	0,001	0,595	0,825	0,471	0,482	0,0002	1,000	-0,779
	2.15	0,333	0,333	0	1,000	0,000	0,428	0,385	0,003	0,439	0,729	0,314	0,31	0,0003	0,473	0,207
	1.16	0,514	0,521	0,001	0,698	-0,269	0,286	0,286	0	1,000	0,000	0,444	0,399	0,0002	0,019	3,206
	2.16	0,6	0,636	0,001	1,000	-0,921	0,333	0,333	0	1,000	0,000	0,125	0,125	0	1,000	0,000
	3.16	0,176	0,176	0	1,000	0,000						0,267	0,273	0,0003	0,769	-0,366
	4.16	0,187	0,205	0,001	1,000	-0,768	0,182	0,182	0	1,000	0,000	0,301	0,323	0,0002	1,000	-0,945
	1.17	0,364	0,383	0,001	1,000	-0,976	0,222	0,222	0	1,000	0,000	0,308	0,292	0,0001	0,306	1,505

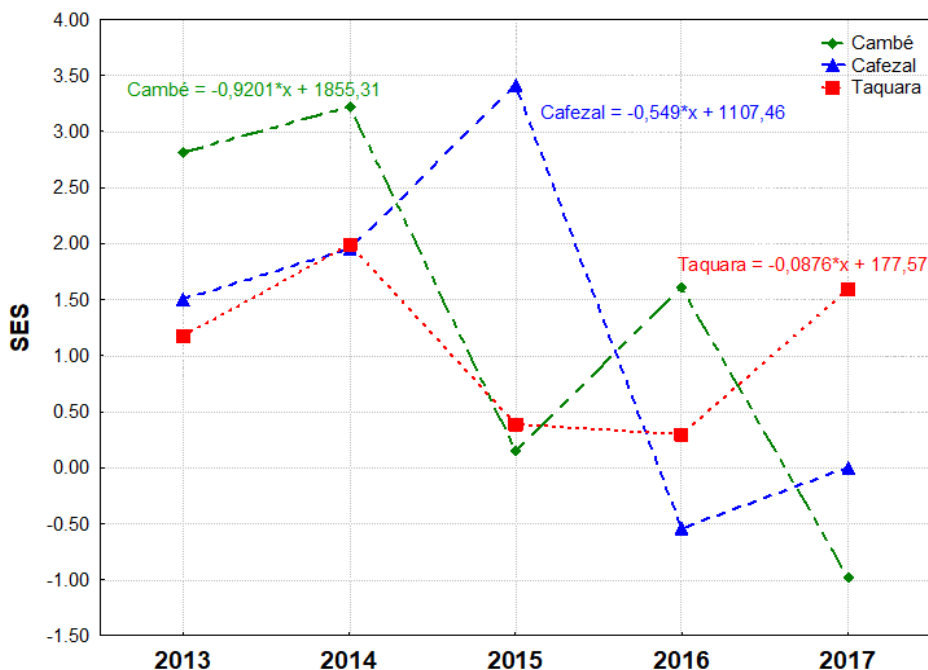


Figura 6 – Variação temporal do tamanho do efeito padrão (SES), em unidades de desvio padrão, do índice de coocorrência C-Score para os ribeirões Cambé (linha verde), Cafezal (linha azul) e Taquara (linha vermelha).
Fonte: Autoria Própria.

Os eixos 2 e 3 da ACC apresentaram-se significativos ($p < 0,05$) e demonstraram maior segregação no espaço multivariado entre os ribeirões Cafezal e Cambé em relação ao Taquara, considerando as variáveis físicas, químicas e regionais analisadas (Figura 7a e b).

O eixo 2 da ACC segregou principalmente o ribeirão Taquara (escores mais positivos) do Cafezal (escores mais negativos), com o Cambé apresentado escores intermediário ao longo do gradiente gerado pela ordenação (Figura 7a). O mesmo eixo 2 da ACC também demonstrou que os ribeirões Cambé e Cafezal são caracterizados pelas maiores áreas de cobertura impermeável do solo, de cobertura por ambientes aquáticos, bem como pelos maiores valores de turbidez e umidade relativa, enquanto o Taquara está associado com maiores profundidades e larguras médias, além de maiores cobertura de área com vegetação densa e destinada a agricultura ou pecuária (Figura 7b).

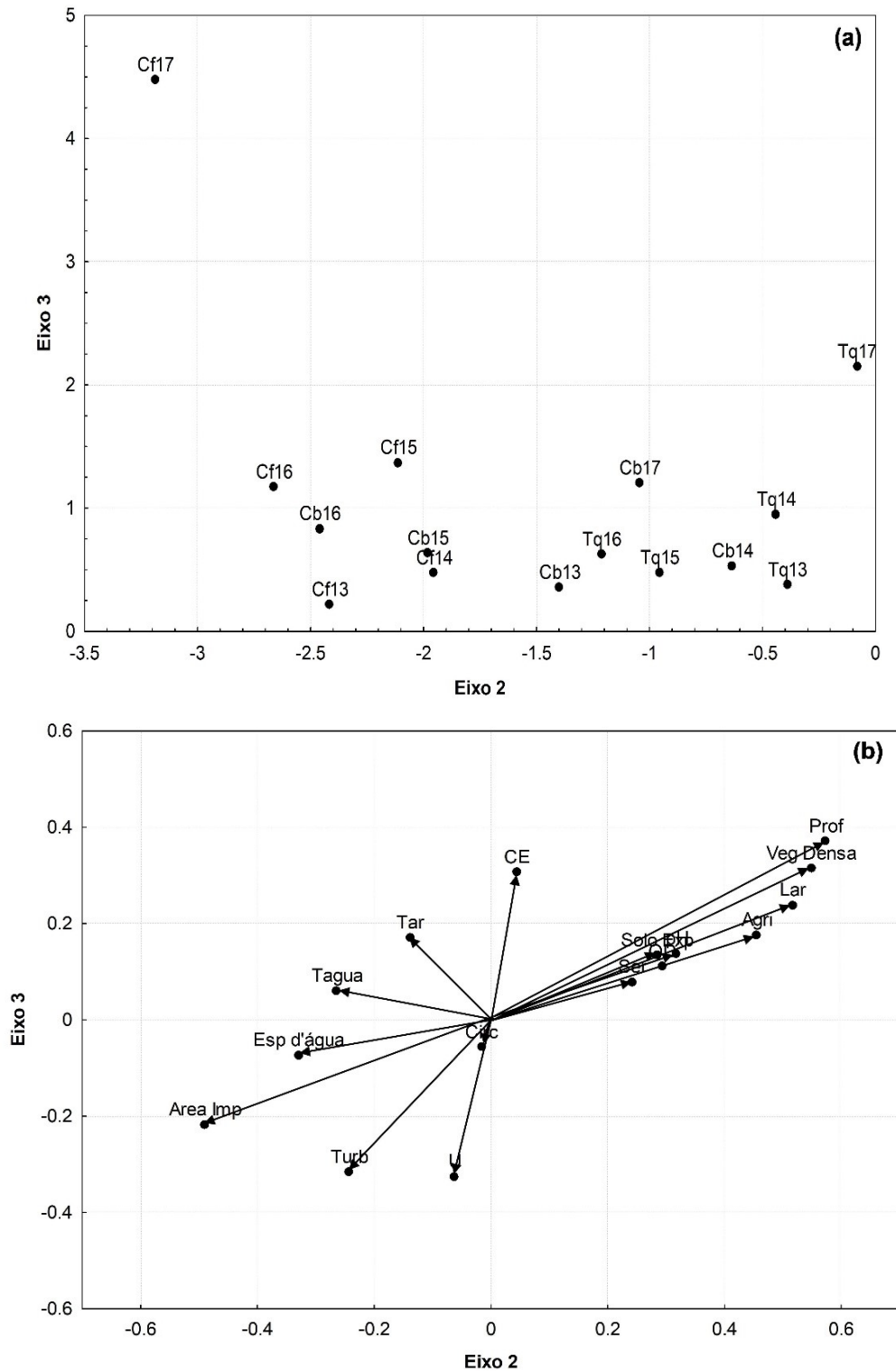


Figura 7 – Eixos 2 e 3 da Análise de Correlação Canônica: (a) Escores dos rios Cambé (Cb), Cafezal (Cf) e Taquara (Tq) e ano de amostragem (13, 14, 15, 16 e 17); (b) Escores das variáveis físicas (Tar - temperatura do ar; Tagua - temperatura da água; U - umidade relativa; Lar - largura média; Prof - profundidade média; CE - condutividade elétrica; Turb - turbidez), químicas (pH; OD - oxigênio dissolvido) e regionais (Agri - agricultura/pasto; Area Imp - área impermeabilizada; Esp d'água - espelho de água; Solo Exp - solo exposto; Veg Densa - vegetação densa). Fonte: Autoria Própria.

6. DISCUSSÃO

Impactos estressantes sobre ambientes naturais, sejam eles de origem antrópica ou natural, causam consequências que tendem a desequilibrar os sistemas naturais. Este desequilíbrio está comumente associado à perda de complexidade ambiental, com diminuição da oferta de habitats e recursos alimentares, além da mudança morfológica do ambiente, como na calha dos rios com diminuição da profundidade, vazão e velocidade da água (CASSATTI, 2004; WALSH et al. 2005; FERREIRA; CASSATTI, 2006; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006).

A hipótese original tinha por premissa que o ribeirão mais urbano, Cambé, tenderia a apresentar maior intensidade de perturbações, pois está inserido em uma área estritamente urbana. Entretanto, um de seus pontos, o segundo, está inserido em uma propriedade particular com fins de jardinagem, ou seja, o ambiente conta com diversas espécies vegetais na vegetação ciliar que permitem a variabilidade de recursos alimentares, favorecendo maior estabelecimento e desenvolvimento das espécies. Diferentemente do que ocorre no ribeirão Cafezal (periurbano), em que a primeira estação de amostragem contava com apenas bambuzal em seu entorno e a dominância de uma espécie exótica, o que pode justificar o fato da desestruturação da assembleia de peixes do Cafezal ter se revelado mais intensa do que no Cambé, rejeitando a hipótese inicial.

Especificamente quanto aos intensos efeitos revelados sobre os ribeirões inseridos em algum grau na zona urbana, Walsh *et al.* (2005) denominam de síndrome dos riachos urbanos o conjunto de características degenerativas de sistemas fluviais urbanos (ver também Meyer *et al.*, 2005). Segundo esses autores, dentre os principais sintomas dessa síndrome estão: (i) hidrografia mais veloz; (ii) elevada concentração de nutrientes e contaminantes; (iii) alteração da morfologia e estabilidade do canal; (iv) redução da riqueza biótica; (v) aumento da dominância de espécies tolerantes. Dentre as principais fontes de stress responsáveis pela síndrome estão o desmatamento da vegetação ripária, o modelo da configuração espacial urbana e os usos múltiplos da bacia e suas interações.

Detectou-se que há diferença significativa entre os ambientes selecionados a partir das diferenças entre as variáveis físicas e químicas, as quais se acentuaram quando foram analisados os percentuais de diferentes classes do uso e ocupação do solo das bacias. Cabe ressaltar que os ribeirões estão inseridos em uma mesma bacia

hidrográfica, com condições climáticas, de solo e biomas semelhantes, sendo determinante então, para a diferenciação dos ribeirões, o seu entorno. As áreas impermeabilizadas na paisagem se mostraram decisivas na segregação entre os ribeirões no espaço multivariado. Regiões impermeabilizadas tendem a alterar parâmetros como condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (TERNUS *et al.*, 2011), devido à ausência de barreira para entrada de materiais alóctones, promovendo o assoreamento dos corpos de água.

O processo de assoreamento está intimamente relacionado aos processos erosivos que ocorrem na bacia de contribuição, uma vez que essa área é a que fornece materiais que, uma vez transportados e depositados, darão origem ao acúmulo de sedimentos no substrato dos sistemas aquáticos (MAEDA *et al.*, 2008). Os impactos do assoreamento em bacias hidrográficas são avaliados comumente quanto às alterações na qualidade da água, no regime hidrológico, na florística e fitofisionomia, bem como à sócio economia, com ênfase às populações tradicionais (GALDINO *et al.*, 2006).

Vale ressaltar que o aumento da concentração de sedimentos, além de causar assoreamento dos rios, altera as características físicas e químicas da água, modificando principalmente a qualidade óptica e a temperatura da água (MATTHEWS, 1998). Os sólidos suspensos depositam-se sobre plantas aquáticas e, em altas concentrações, podem impedir o crescimento do perifíton aderido às macrófitas, formado por algas, bactérias e protozoários (OLIVEIRA & RODRIGUES, 2002). Os sólidos suspensos podem aderir à superfície dos ovos de peixes, impedindo as trocas de oxigênio e dióxido de carbono, comprometendo a sua eclosão e desenvolvimento. Além disso, podem aderir às brânquias e prejudicar as funções de respiração e excreção. O processo de sedimentação acentuada promove a cobertura do fundo e a mobilidade do leito, afetando os organismos que vivem nesse compartimento dos rios, os organismos bentônicos (WANTZEN, 1998).

Contudo, tanto a urbanização quanto agropecuária contribui para a sedimentação dos rios (DAGA *et al.*, 2010). Felipe e Suárez (2010) verificaram como a diversidade ictiológica é afetada pelas modificações na condutividade elétrica, profundidade e largura em microbacias urbanas do Alto Rio Paraná. Estes estudos corroboraram com o encontrado no presente trabalho, no qual a condutividade elétrica esteve associada, na análise, com os ribeirões mais urbanizados, Cambé e Cafezal.

O ribeirão Cafezal também se destaca quanto a influência da turbidez, que é intensificada em períodos chuvosos e relacionada à supressão da vegetação ciliar. Cabe destacar que essa bacia foi a que revelou a menor proporção de vegetação densa no seu entorno.

As espécies indicadoras revelam informações sobre o meio em que estão inseridas e, por isso, podem fornecer importantes subsídios para a análise da relação entre a estrutura das assembleias e o status de conservação do ambiente. A presença e abundância destas espécies indicam as condições do meio aquático. O ribeirão Taquara, considerado o mais íntegro dos três ribeirões estudados, apresentou o maior número de espécies bioindicadoras, entre elas apenas uma é exótica. Essa característica indica a boa condição do ribeirão em manter espécies nativas como representativas do ambiente, pois tendem a ser mais sensíveis a impactos ambientais e exigem melhores condições para sobrevivência, como nível de oxigênio dissolvido próximo a 8,0 mg/L e pH mais neutro. Este método aplicado aos peixes, dentre os diversos que têm sido aplicados no âmbito do biomonitoramento ambiental, é de grande relevância, visto que os peixes retratam os distúrbios em diversas escalas devido a sua mobilidade e dinâmica de ciclo de vida (FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2009).

Os ribeirões mais impactados, Cambé e Cafezal, apresentaram alto percentual de espécies exóticas como bioindicadoras, 57% e 50% respectivamente. O ribeirão Cafezal apresentou apenas duas espécies indicadoras, com destaque para a *P. reticulata*, espécie originária da América Central e introduzida no Brasil a fim de combater a larva de mosquitos. Trata-se de uma espécie tolerante a cenários de falta de oxigênio dissolvido na água e mudanças ambientais, sendo considerada uma espécie generalista (ANDRADE *et al.*, 2005; BONATO; DELARIVA; SILVA, 2012). O ribeirão Cambé apresentou como indicadora a espécie nativa *G. brasiliensis*, considerada oportunista, com hábitos alimentares diversos e abundantes, que se adapta bem a ambientes degradados e impactados (ABELHA; GOULART, 2004), corroborando com a sua presença em um ambiente urbanizado como o ribeirão Cambé.

Outras espécies resistentes a impactos ambientais e indicadoras do ribeirão Cambé, porém exóticas, foram *O. niloticus* e *C. rendalli* (DIAS; BRANCO; LOPES, 2005). A *T. rendalli* também é tolerante a impactos ambientais (ARAÚJO, 1998), e

quando estão em pequeno tamanho procuram ambientes de águas rasas, característicos de riachos (BORDIGNON, 2006), o que pode explicar a sua caracterização como bioindicadora do trecho superior do ribeirão mais urbanizado.

Na curva Abundância-Biomassa, nenhum ribeirão apresentou o padrão esperado para ambientes íntegros e, o ribeirão Taquara (rural) foi o que mais se aproximou de um ambiente moderadamente degradado. Ambientes inseridos em zona rural não estão imunes a impactos ambientais e a interferência do uso e ocupação do solo, seja ela de qualquer natureza, pode ser prejudicial para esses sistemas. O avanço da agricultura e pecuária não tem frequentemente respeitado os limites determinados por Lei de mata ciliar, o que faz com que a presença de vegetação nativa em seu entorno não seja suficiente para evitar os impactos antrópicos e a entrada de carga orgânica e inorgânica adicional nos ribeirões, causando alterações significativas na sua hidrodinâmica, geoquímica e estabilidade térmica (CUNICO & GUBIANI, 2017; GONINO *et al.*, 2019).

Cunico & Gubiani (2017) chamam atenção para o fato de que os riachos rurais apresentam comumente hidrografias suaves, com fluxo normalmente mais lento. Entretanto, segundo os mesmos autores, antes de períodos de pluviosidade intensa, há aceleração significativa do fluxo imediatamente após o início das chuvas, com elevada lixiviação de sedimentos finos em razão do carreamento superficial advindo da superfície limpa do entorno em decorrência das atividades agrícolas e o seu consequente acúmulo no leito do ambiente aquático.

Diferentemente do esperado na hipótese do trabalho, os resultados da curva ABC mostraram o ribeirão Cafezal notavelmente mais perturbado do que o ribeirão Cambé. Este resultado está diretamente associado a presença abundante da espécie *P. reticulata*, expressamente abundante, porém com biomassa reduzida, característica de organismos r-estrategistas. Pianka (1970) estabeleceu originalmente as características típicas das espécies r-estrategistas, tais como, sedentarismo, elevado potencial reprodutivo, baixa longevidade e alta adaptabilidade trófica, todas elas atribuídas às populações de *P. reticulata* em sistemas lóticos (REZNIK *et al.*, 2002).

A maior tendência de desorganização da assembleia de peixes do ribeirão Cambé ao longo do tempo pode ser explicada pela maior influência da urbanização,

a qual tende a promover maior intensidade de impactos ambientes recorrentes, com efeitos tanto crônicos como agudos.

Na análise da variação do padrão de coocorrência (SES), o ribeirão Cafezal não se apresentou como o mais desestruturado, contradizendo o resultado das outras tendências reveladas no presente estudo. Esta resposta pode ser explicitada pelo grande número de amostras com um número muito pequeno de espécies, o que pode ser responsável pelo maior número de valores do índice de coocorrência igual a zero, o que distorcer a interpretação dos resultados. Nesse ribeirão, em várias amostras houve a ocorrência apenas da exótica *P. reticulata*, o que evitou a possibilidade de coocorrência e reduziu os valores de SES em relação ao outro ribeirão urbano analisado.

A análise de modelo nulo apresentou padrões aleatórios frequentes na organização das assembleias dos três ribeirões. De acordo com Ortega *et al.* (2015), esse resultado pode estar relacionado a flutuações ambientais, ou seja, variações nas condições ambientais no qual as assembleias de peixes estão suscetíveis, o que é frequente em ambientes inseridos em zona de impactos ambientais recorrentes. Além disso, o presente trabalho tem como objeto de estudo as regiões de cabeceiras das microbacias, que tendem a se desorganizar mais constantemente do que as regiões de maior ordem. O que se deve a ampla variabilidade estocástica no nível hidrométrico que sofre em função da sua estrutura relativamente reduzida (profundidade e largura) o que intensifica o efeito da pluviosidade sobre o canal e promove alterações significativas das variáveis físicas e químicas e dos parâmetros estruturais das comunidades biológicas (WALSH, 2005).

Os ribeirões se segregaram no espaço canônico multivariado do menos para o mais perturbado, ou seja, com o Taquara (rural) seguido pelo Cambé (urbano) e Cafezal (periurbano), este último mais distinto dos demais. Confirmou-se a tendência esperada de que os ribeirões urbano e periurbano estivessem associados a maiores áreas de cobertura impermeável da paisagem, promovendo maior carreamento de sedimento fino e concentração no leito dos sistemas aquáticos, detectados pelos maiores valores de turbidez (MEYER *et al.*, 2005). Por outro lado, o ribeirão mais rural se mostrou caracterizado pelas maiores profundidades e larguras médias, além de maiores cobertura de área relativa com vegetação ripária e daquelas destinadas à agricultura e pecuária, as quais também tendem a causar impactos significativos em

razão do aumento da chance de entrada de material inorgânico fino (CUNICO & GUBIANI, 2017), além de poluição química decorrente do uso em larga escala de defensivos agrícolas (GRAVILESCU *et al.*, 2015).

7. CONCLUSÃO

As alterações na estrutura espacial das assembleias de peixes se revelaram mais intensas no sistema fluvial periurbano, rejeitando a hipótese original. Esse sistema apresentou maior desestruturação das assembleias de peixes, provavelmente em razão da sua maior heterogeneidade ambiental ao longo da bacia, interferindo mais diretamente na colonização e estabelecimento das comunidades aquáticas. Portanto, esta foi a principal resposta à hipótese de trabalho testada no presente estudo realizado com as assembleias de peixes de riachos submetidos a diferentes impactos ambientais.

O riacho Taquara se mostrou como o mais relativamente estruturado, porém, pelo fato de estar presente em uma zona rural não o tornou imune às perturbações ambientais. Apesar de relativamente mais estruturado, pode-se perceber que este ecossistema sofre ações estressantes, como foi possível observar nos resultados da curva ABC e pela ocorrência de espécie exótica como bioindicadora.

O estudo ressaltou que, apesar de se tratar de ambientes inseridos na mesma bacia hidrográfica e mesma ordem, cada ambiente tendeu a apresentar respostas próprias frente às mudanças e impactos ambientais. Dessa forma, é preciso que ações de intervenções com o intuito de recuperar e proteger estes ambientes sejam pensadas de forma também específica e direcionada, levando em consideração suas respectivas características bióticas e abióticas, bem como o uso e ocupação do seu entorno dentro da bacia.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. v.26. n.1 p. 37-45. 2004.
- ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.445, p. 217-227. 2001.
- ALILOU, H.; MOGHADDAM, N.; KESHTKAR, H.; HAN, D.; BRAY, M. A cost-effective and efficient framework to determine water quality monitoring network locations. **Science of the Total Environment**, v.624, p.283-293. 2018.
- ANDRADE, R. L. B. et al. Comportamento, sobrevivência e desenvolvimento de lebetes, *Poecilia reticulata*, submetidos a agentes utilizados na profilaxia de doenças. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**. v. 27. n.4, p. 523-528. 2005.
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.4, p.547-558. 1998.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G. Variações espaciais na assembleia de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Pirai), Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 18, n. 2, p. 483-492. 2001.
- ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto Rio Paraná, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.4, p.981-990. 2007.
- BARILI, E.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, LC; LATINI, J.D. The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. **Environmental Biology of Fishes**, v.92, p.41-52. 2011.
- BONATO, K.O., DELARIVA, R.L., SILVA, J.C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**. v. 29. n. 1. p. 27-38. 2012.
- BRAGA, F.M.S. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v.26, n.1, p.31-36. 2004.
- BRAGA, F.M.S.; ANDRADE, P.M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v.95, n.2, p.121-126. 2005.
- CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: Longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, n.1, p.1-9. 2005.
- CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVES, C.S.; ZENI, J.O. From forests to cattail: how does riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.1, p.205-214. 2012.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua>> Acesso em:15 de dez 2019.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Laboratory UK, Plymouth, 2001. 144p.

COPATTI, C.E.; COPATTI, B.R. Variação sazonal e diversidade de peixes do rio Cambará, Bacia do rio Uruguai. **Biota Neotropica**. v. 11, n. 4. 2011.

COPATTI, C.E.; ZANINI, L.G.; VALENTE, A. Ictiofauna da microbacia do rio Jaguari, Jaguari/RS, Brasil. **Biota Neotropica**. v. 9, n. 2. 2009.

COPP, G.H. Is fish condition correlated with water conductivity? **Journal of Fish Biology**. v.63, n.1, p. 263-266. 2003.

CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101–1110. 2006.

CUNICO, A.M.; GUBIANI, E.A. Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams. **Urban Ecosystems**. v.20, n.2, p.415-423. 2017.

DAGA, V.S.; GUBIANI, E.A.; CUNICO, A.M.; BAUMGARTNER, G. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in stream with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.3, p.643-652. 2012.

DIAS, A.C.M.I.; BRANCO, C.W.C.; LOPES, W.G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de riacho das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**. v.27. n.4. p. 355-364. 2005.

DIAS, A.M.; TEJERINA-GARRO, F.L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.8, n.3, p.587-598. 2010.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**. v. 67, n. 3, p.345-366. 1997.

FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p.143-151. 2010.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Rev. Brasileira de Zoologia**, v.23, n.3, p.642-651. 2006.

FITZ, P.R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 160. 2008.

FLOTEMERSCH, J.E.; STRIBLING, J.B.; PAUL, M.J. **Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers**. Cincinnati, Ohio: US Environmental Protection Agency, 245 p. 2006.

FREITAS, C.E.C., SIQUEIRA-SOUZA, F.K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzeas da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 1, n.2, p. 39-45. 2009.

FROMM, P.O. A review of some physiological and toxicological responses on freshwater fish to acid stress. **Environmental Biology of Fishes**, v.5, n.1. p:79-93, 1980.

GALDINO, S.; VIEIRA, L.M.; PELLEGRIN, L.R. **Impactos Ambientais e Socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal**. Corumbá, Embrapa Pantanal. p.356. 2006

GALVES, W.; JEREP, F.C.; SHIBATTA, O.A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal Aquatic Sciences**, v.2, n.1, p. 55-65. 2007.

GILLER, P.S.; MALMQVIST, B. **The Biology of Streams and Rivers**. Oxford: Oxford University Press. 1998. 296p.

GONINO, G.M.R.; FIGUEIREDO, B.R.S.; MANETTA, G.I.; ALVES, G.H.Z.; BENEDITO, E. Fire increases the productivity of sugarcane, but it also generates ashes that negatively affect native fish species in aquatic systems. **Science of The Total Environment**, v.664, p.215-221. 2019.

GOTELLI, N.J., ELLISON, A.M. **A Primer of Ecological Statistics**. Massachusetts: Oxford University Press, 2004. 614 p.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. Swap and fill algorithms in null model analysis: rethinking the Knight's Tour. **Oecologia**, v. 129. p. 281-291. 2001.

GRAÇA, W.J.D.; PAVANELLI, C.S. **Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas Adjacentes**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2007.

GRAVILESCU, M.; DEMNEROVA, K.; AAMAND, J.; AGATHOS, S.; FAVA, F. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, v.32, n.1, p.147-156. 2015.

JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1998.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier, 1998.

LUZ, S.C.S.; EL-DEIR, A.C.A.; FRANÇA, E.J.; SEVERI, W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, 2009.

MAEDA, E.E.; FORMAGGIO, A.R.; SHIMABUKURO, Y.E. Análise histórica das transformações da floresta Amazônica em áreas agrícolas na bacia do rio Suia-miçu. **Sociedade & Natureza**, v.20, n.1, p.5-24. 2008

MARCUCCI, C.R. **Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR**. 2016. 48

folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2016.

MATTHEWS, W.J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N., CARAMASCHI, E.P. A pesca elétrica como técnica de amostragem de populações e comunidades de peixes em rios costeiros do sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v.60, n.2, p.205-216. 2000.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data**. Oregon: MjM Software Design, 1997. 47p.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p.1-9, Nov. 2001.

MEYER, J.L., METZGER, J. P.; TAULBEE, W.K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**. v.24, p.602–612. 2005.

MILANI, V.; MACHADO, F.; SILVA, V.C.F. Assembleias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

NOGUEIRA, M.G. Composição Zooplâncton, dominância e abundância como indicadores de compartimentação ambiental na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema), São Paulo, Brasil. **Revista Hidrologia**. v. 455. P. 1-18. 2001.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3ª ed. São Paulo: Blucher, 2008.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.5, n.1, p.95-107. 2005.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**. v.22, n.2, p. 445-453. 2000.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology** 8: 569-586. 2010.

OLIVEIRA, M.D.; RODRIGUES, L. **Impacto do sedimento sobre o desenvolvimento do perifíton no Rio Taquari, Pantanal, MS**. Corumbá: Embrapa Pantanal. 20p, 2002.

ORTEGA, J.C.G.; DIAS, R.M.; PETRY, A.C.; OLIVEIRA, E.F.; AGOSTINHO, A.A. Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**. 2014.

OYAKAWA, O.T., AKAMA, A., MAUTARI, K.M. & NOLASCO, J.C. **Peixes de Riachos da Mata Atlântica**. São Paulo: Neotropica, 2006. 201p.

PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, 102:592-597, 1970.

REZNICK, D.; BRYANT, M.J.; BASHEY, F. *r*- and *K*-selection revisited: the role of population regulation in life-history evolution. **Ecology**, v.83, n.6, p.1509-1520. 2002.

ROCHA, E.A. **Comparação temporal da comunidade de peixes da lagoa Caconde, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 46 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

RODRIGUES-FILHO, C.A.S.; GURGEL-LOURENÇO, R.C.; BEZERRA, L.A.V.; OLIVEIRA, E.F.; LEITÃO, R.P.; GARCEZ, D.S.; SANCHEZ-BOTERO, J.I. How are local fish communities structured in Brazilian semiarid headwater streams? **Hydrobiologia**, v. 819, p. 93–108. 2018.

SHIBATTA, O.A.; ORSI, M.L.; BENNEMANN, S.T.; SILVA-SOUZA, Â.T. **Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi**. In: A bacia do rio Tibagi (Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta O.A.; Pimenta, J. A.). Londrina, p.403-423. 2002.

STATSOFT. 2003. Statistica for Windows (**computer program manual**). Version 7.0. Tulsa, StatSoft, Inc.

STONE, L, ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, v. 85. p. 74–79. 1990.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Reservoir water quality management**. In: Guidelines of Lake Management Handbook, Ostu: ILEC/UNEP. v. 9. 1999.

SÚAREZ, Y.R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de peixes em riachos da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. **Biota Neotropica**, v.8, n.3, p.197- 204. 2008.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. Spatial and temporal variation in stream fish assemblages of Guiraí River Basin, Upper Paraná Basin. **Biota Neotropica**, v.9, n.1, p.101-111. 2009.

TERNUS, R.Z.; SOUZA-FRANCO, G.M.; ANSELMINI, M.E.K.; MOCELLIN, D.J.C.; DAL MAGRO, J. Influence of urbanization on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. Vol. 23, n. 2, p. 189-199. 2011.

TERRA, B.F., HUGHES, R.M., FRANCELINO, M.R., ARAÚJO, F.G. Sampling sufficiency for fish assemblage surveys of tropical Atlantic Forest streams, Southeastern Brazil. **Fisheries**. v. 38, n. 4, p 150–158. 2013.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; BOZELLI, R.L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**. v. 579, p. 1–13. 2007.

TUNDISI, J. G. **Recursos Hídricos**. Instituto Internacional de Ecologia. Revista MultiCiência. São Carlos, SP, Brasil. 2003.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. Editora Oficina de Texto. São Paulo, SP, Brasil. 2008.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.20, p.171-197. 1989

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. **Coleta e fixação de peixes de riachos**. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. *Ecologia de Peixes de Riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, v. 6. p. 1-22. 1999.

VANNOTE, R.C.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v.37, p.130-137. 1980.

VEREGUE, A.M.L.; ORSI, M.L. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do Ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.20, n.1, p.97-105. 2003.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do Ribeirão Esperança, Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n.1, p. 56-65. 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005. 452p.

WALLACE, J.M.; HOBBS, P.V. **Atmospheric Science: an introductory survey**. Londres: Academic Press. 2006. 504p.

WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORGAN II, R.P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**. v.24, n.3., p.706-723. 2005.

WANTZEN, K. M. Siltation effects on benthic communities in first order streams in Mato Grosso, Brazil. **Verhandlungen Internationale Vereinigung fur Limnologie**, v.26, p.1155-1159. 1998.

WOOTTON, R.J. **Fish and fisheries series 1: ecology of teleost fishes**. New York: Chapman and Hall, 1990, 404p.

ZALEWSKI, M., COWX, I. G. **Factors Affecting the Efficiency of Electric Fishing**. In: COWX, I. G., LAMARQUE P., *Fishing with Electricity, Applications in Freshwater Fisheries Management*. Fishing News Books. 1990.