

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CURSO DE BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

LETÍCIA DE CARVALHO

**BIOINDICADORES DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS  
SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES DE CONSERVAÇÃO NA  
REGIÃO METROPOLITANA DO MUNICÍPIO DE LONDRINA (PR)**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA  
2015

LETÍCIA DE CARVALHO

**BIOINDICADORES DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS  
SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES DE CONSERVAÇÃO NA  
REGIÃO METROPOLITANA DO MUNICÍPIO DE LONDRINA (PR)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Câmpus Londrina*.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira.

LONDRINA

2015



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do**  
**Paraná**  
Campus Londrina  
Coordenação de Engenharia Ambiental



## **TERMO DE APROVAÇÃO**

Bioindicadores da assembleia de peixes de riachos submetidos a diferentes condições de conservação na região metropolitana do município de Londrina (PR)

por

Letícia de Carvalho

Monografia apresentada no dia 15 de junho de 2015 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

---

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Júnior  
(UTFPR)

---

Profa. MsC. Raquel Jackeline Ratz  
(UTFPR)

---

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira  
(UTFPR)  
Orientador

---

Profa. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

Observação: A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso.

## AGRADECIMENTOS

O apóstolo Paulo em sua primeira carta aos tessalonicenses, no capítulo 5, versículo 18 nos instrui a sermos agradecidos em todas as ocasiões, pois é isso o que Deus quer de nós!

Diante disso quero começar meus agradecimentos em honra a Ele, pois durante todos esses anos esteve comigo, guardando meus passos, colocando pessoas tão especiais em minha vida, além de ter me capacitado para concluir todas as atividades propostas, assim agradeço a cada um que modo direto ou indireto contribuiu para que esse trabalho fosse concluído, porém não posso deixar de honrar algumas pessoas que foram marcantes nessa minha trajetória.

Louvo ao Senhor pela família que me deu, pois, meus pais, minhas irmãs e o Júnior sempre me apoiaram, me deram suporte, me incentivaram, choraram e riram comigo, enfim, compartilharam das minhas experiências, a vocês, meu muito obrigada.

Não poderia deixar de nomear o querido professor Edson, o entusiasmo demonstrado por ele nas aulas e que foi transmitido a mim nesses anos que trabalhei mais perto dele tanto em campo quanto em congressos e viagens técnicas, me levou a aprender muito mais do que ecologia, mas também me ensinou sobre a vida, sobre escolhas e suas múltiplas formas.

Entre as poucas pessoas que efetivamente posso chamar de amigo, o Bruno é uma delas, o qual me acompanhou desde o início com tamanha paciência para explicar tantas vezes a mesma coisa, quantas risadas, biometrias, links de artigos, palavras de incentivo, de encorajamento, enfim, de parceria, agradeço-lhe de uma forma muito especial, pois sei que Deus o usou para que minha caminhada fosse mais animada!

Por falar em amigos, há os mais chegados do que irmãos e sou muito grata pela vida da Ana e da Gau que nesses cinco anos cuidaram de mim, me ouviram, me abraçaram, agradeço porque juntas pudemos rir, pudemos chorar, obrigada porque vivi dias maravilhosos ao lado de vocês, dias esses que ficarão para sempre no meu coração.

Assim, agradeço a Deus por tudo o que vivi para chegar até aqui, por cada detalhe que levou à conclusão desse trabalho, porque é por meio dEle e para Ele que são todas as coisas!

O que as suas mãos tiverem que fazer, que o façam com toda a sua força, pois na sepultura, para onde você vai, não há atividade nem planejamento, não há conhecimento nem sabedoria.  
(Eclesiastes 9:10)

## RESUMO

O uso de bioindicadores constitui-se uma ferramenta bastante eficaz na avaliação do efeito de impactos ambientais sobre um determinado ecossistema e seu progresso ao longo do tempo, bem como permite estimar diferenças comparativas entre ambientes distintos. Nesse sentido buscou-se identificar espécies de peixes indicadoras da qualidade de três riachos da bacia do Rio Tibagi (Taquara, Cafezal e Cambé) os quais são submetidos a diferentes impactos e pressões ambientais. Amostrou-se trimestralmente a ictiofauna de três pontos distintos da cabeceira em cada riacho, perfazendo portanto, um total de nove pontos num período de dois anos. A metodologia de bioindicação aplicada foi o cálculo do Valor de Indicação da Espécie – Indval, sendo que do total das 32 espécies amostradas foram elencadas como bioindicadoras significativas, isso é, com p-valor menor que 0,05: no riacho Taquara *Rineloricaria pentamaculata*, *Trichomycterus diabolus*, *Bryconamericus aff. iheringi* e *Characidium aff. zebra*, no riacho Cafezal *Poecilia reticulata* e no Cambé *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli* e *Gymnotus inaequilabiatus*. Tais resultados foram confirmados mediante a coerência das características do ambiente e dos hábitos da espécie, ratificando a importância dos métodos da bioindicação para subsídio na análise ambiental.

**Palavras-chave:** bioindicadores, peixes, Indval.

## ABSTRACT

The use of bioindicators constitutes a very effective tool in evaluating the effect of environmental impacts on a particular ecosystem and their progress over time and allows estimating comparative differences between different environments. Accordingly identified fish species indicators of quality of three streams in the basin of Rio Tibagi (Taquara, Cafezal and Cambé) which are subjected to different impacts and environmental pressures. It is sampled quarterly fish populations from three different points of the headwaters in each stream, hence a total of nine points over two years. The bioindication methodology was applied to calculate the Species indication of value - IndVal, with the total of 32 sampled species were listed as significant bio-indicators, that is, with p-value less than 0.05: in the stream Taquara *Rineloricaria pentamaculata*, *Trichomycterus diabolus*, *Bryconamericus aff. iheringi* and *Characidium aff. Zebra*, in Cafezal *Poecilia reticulata* and Cambé *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli* and *Gymnotus inaequilabiatus*. These results were confirmed by the consistency of the characteristics of the environment and species habits, confirming the importance of the methods of bioindication to grant environmental analysis.

**Key-words:** bioindicators, fish, Indval.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pontos de amostragem no riacho Taquara: (A) ponto1; (B) ponto 2; (C) ponto 3. ....	24
Figura 2 – Pontos de amostragem no riacho Cafezal: (A) e (B) ponto1; (C) e (D) ponto 2; (E) e (F) ponto 3. ....	26
Figura 3 – Pontos de amostragem no riacho Cambé: (A) e (B) ponto1; (C) e (D) ponto 2; (E) e (F) ponto 3. ....	28
Figura 4 - Mapa dos pontos de amostragem nos três riachos estudados (Cambé, Cafezal e Taquara). ....	31
Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Taquara. ....	32
Figura 6 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Cafezal. ....	33
Figura 7 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Cambé. ....	34
Figura 8 - <i>Rineloricaria petamaculata</i> . ....	42
Figura 9 - <i>Trichomycterus diabolus</i> . ....	43
Figura 10 - <i>Bryconamericus aff. Iheringii</i> . ....	44
Figura 11 - <i>Characidium aff. zebra</i> . ....	46
Figura 12 - <i>Poecilia reticulata</i> . ....	48
Figura 13 - <i>Geophagus brasiliensis</i> . ....	50
Figura 14 - <i>Tilapia rendalli</i> . ....	51
Figura 15 - <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> . ....	52



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>9</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>11</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	11
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>12</b>
3.1 DEFINIÇÃO DE BIOINDICADORES .....	12
3.2 HISTÓRICO DO USO DA BIOINDICAÇÃO .....	13
3.3 CRITÉRIOS ADOTADOS PARA ESCOLHA DOS BIOINDICADORES .....	14
3.4 PRINCIPAIS GRUPOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS COMO BIOINDICADORES. .....	15
3.5 ÍNDICES E INDICAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS .....	18
3.6 DEFINIÇÕES INICIAIS .....	21
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>23</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	23
4.1.1 Microbacia do riacho Taquara .....	23
4.1.2 Microbacia do riacho Cafezal .....	25
4.1.3 Microbacia do riacho Cambé .....	27
4.2 GRAU DE INTEGRIDADE AMBIENTAL DAS MICROBACIAS .....	29
4.3 AMOSTRAGEM .....	30
4.4 TRATAMENTO DOS DADOS .....	35
4.5 METODOLOGIA DE BIOINDICAÇÃO .....	36
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>39</b>
5.1 RIACHO TAQUARA .....	41
5.2 RIACHO CAFEZAL .....	47
5.3 RIACHO CAMBÉ .....	49
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	<b>54</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>55</b>
<b>APÊNDICE</b> .....	<b>64</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A interação entre fatores bióticos e abióticos ao longo do espaço e do tempo constitui a definição mais simples de um ecossistema. Nesse sentido, ecossistemas naturais estão susceptíveis a diversos elementos estressores que interferem nessa dinâmica de relação complexa (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Especificamente em ambientes aquáticos, cenário principal do presente estudo, tal interferência está intrinsecamente relacionada às atividades antrópicas, o que torna fundamental o desenvolvimento de práticas de gestão que avaliem os impactos recorrentes, buscando mitigá-los ou ao menos minimizá-los (HERMOSO et al. 2010).

Convencionalmente, e como constatado por Galves, Jerep e Shibatta (2007), as avaliações da integridade ambiental de sistemas aquáticos têm se dado apenas por análises de parâmetros físicos e químicos da água, aferindo dados como condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, temperatura. A partir dessas métricas, comumente conjectura-se sobre possíveis relações que permitem reconhecer os impactos sofridos por um determinado ecossistema.

Contudo, ao se utilizar apenas parâmetros físicos e químicos para avaliar a condição do ambiente corre-se o risco de limitar a percepção dos problemas ecossistêmicos, isso porque a biota é por vezes muito mais sensível às alterações do que as variáveis abióticas, além do que torna-se inconcebível a ideia de estudar a dinâmica de um ecossistema desconsiderando-se os organismos que nele se encontram (GOULART; CALLISTO, 2003).

No sentido de mediar essa interação, uma importante ferramenta da Biologia da Conservação é a bioindicação, a qual tem se revelado eficaz na identificação de modificações genéticas, bioquímicas, fisiológicas, morfológicas, ecológicas ou comportamentais em táxons indicadores que sofrem com variações na dinâmica dos ecossistemas. Tais alterações permitem elucidar, no binômio espaço e tempo, mudanças no hábitat, fragmentação da paisagem e alterações climáticas, buscando ainda apontar se tais oscilações advêm de fatores naturais ou de pressão antrópica (RODRIGUES, 2002; MACHADO, 2008; LINS et al., 2010; BAPTISTA; BUSS; EGLER, 2003).

Segundo Buss, Baptista e Nessimian (2003), a utilização dos bioindicadores justifica-se ainda pelo fato de fornecerem um sinal rápido e panorâmico referente às

condições ambientais. Nesse sentido, o biomonitoramento é um método para se observar o efeito de impactos ambientais sobre um determinado ecossistema e seu progresso ao longo do tempo, bem como estimar diferenças comparativas entre ambientes distintos. Contudo, não basta simplesmente se utilizar de uma ferramenta de modo genérico e descriterioso, considerando apenas o fato de que a mesma é eficaz apenas para uma determinada condição. É necessário valer-se de um método que avalie diferentes características da estrutura dos ecossistemas, considerando sua dinâmica natural.

Cabe ressaltar que a água é o receptor final tanto do despejo de efluentes, quanto do arraste do solo, gerando modificações que potencialmente afetam diretamente a comunidade biótica. Nesse contexto, desenvolver conhecimento sobre a análise de bioindicadores e bioindicação instrumenta o engenheiro ambiental a trabalhar de maneira mais eficiente, uma vez que a evolução dos processos produtivos industriais e agrícolas têm gerado diferentes formas de impacto ambiental, principalmente sobre os recursos hídricos.

Portanto, diferentes atividades humanas alteram de maneira também distinta as condições ambientais dos corpos hídricos, logo identificar espécies que caracterizem o ambiente mediante as condições que o mesmo apresenta no dado espaço/tempo é uma maneira de diagnosticar de modo mais profundo a situação na qual o ecossistema se encontra e até mensurar um histórico de modificação e/ou degradação da estrutura da comunidade, permitindo assim direcionar técnicas de manejo que sejam de fato eficazes para reestabelecer as condições ideais de equilíbrio.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Identificar espécies de peixes bioindicadoras características de trechos de cabeceira de riachos, submetidos a diferentes condições de impacto ambiental no norte do Paraná.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Amostrar, de modo a caracterizar, a assembleia de peixes de cada um dos riachos envolvidos;
- Detectar quais espécies revelam características ecológicas que diretamente possam indicar as condições ambientais dos ambientes lóticos nos quais estão inseridos;
- Discutir os resultados quanto à significância e integração dos mesmos com o nicho ecológico e atividades de cada espécie elencada.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 DEFINIÇÃO DE BIOINDICADORES

Bioindicadores são espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições fornecem indícios das condições biótica e abiótica do meio, bem como o impacto verificado sobre o hábitat, ou a própria comunidade e ecossistema. São organismos ou parte deles que contém informações quantitativas que expressam a qualidade do ambiente.

Dessa forma, os bioindicadores fornecem respostas do sistema biológico ao agente estressor, uma vez que correlacionam fatores antrópicos e naturais potencialmente impactantes, sendo assim úteis na avaliação da integridade ecológica e, por isso, podem ser utilizados como instrumentos para tomada de decisão em políticas de monitoramento ambiental (OSINSKI, 2003; LIMA, 2004, MACHADO, 2008; LOUZADA, 2012).

Estudos de Louzada (2001), Buss, Baptista e Nessimian (2003) e Paula (2010) apresentam de forma geral, uma classificação para os bioindicadores de acordo com sua natureza:

- Sentinelas: introduzidos para indicar níveis de degradação e prever ameaças ao ecossistema;
- Detectores: ocorrem naturalmente (espécies locais) e respondem ao estresse de forma mensurável;
- Bioensaístas: usados na experimentação ecotoxicológica laboratorial.

Os bioindicadores também podem ser classificados, segundo Lima (2000) e Paula (2010) quanto à reatividade em:

- Exploradores: reagem positivamente ao distúrbio ou agente estressor;
- Sensíveis: modificam acentuadamente o comportamento ou seu equilíbrio fisiológico diante do fator impactante;
- Acumuladores: acumulam agentes estressores permitindo avaliar a bioacumulação ao longo do tempo.

### 3.2 HISTÓRICO DO USO DA BIOINDICAÇÃO

Sabe-se que a observação movida pela curiosidade levou o homem a diversas descobertas e avanços no transcorrer da História, e no campo da bioindicação não foi diferente.

Logo no primeiro século depois de Cristo, Plínio um naturalista romano, também conhecido como “o Velho”, descreveu os danos às coníferas ao redor dos locais de extração de óxidos de ferro, e fez uma ligação ainda que incipiente entre a poluição atmosférica e os danos à vegetação (MARKERT; BREURE; ZECHMEISTER, 2003).

Saltando para a época do Iluminismo e às portas da 1ª Revolução Industrial, foi a mortandade de peixes nos rios Reno e Tâmis que chamou a atenção para a conexão entre a poluição de rios em grandes centros urbanos e os efeitos prejudiciais às comunidades que neles habitavam. Esta perspectiva foi verificada por Rosenchan (2005), que ao analisar o processo histórico de ocupação do entorno do rio Tâmis (Inglaterra), avaliou criticamente os projetos de despoluição do mesmo, já presentes naquela época.

Avançando ainda mais no tempo, o ano de 1960 foi marcado pela primeira utilização do termo bioindicador, originalmente em publicações alemãs. Nessa mesma década o movimento ambientalista ganhou força com a publicação do livro “A primavera silenciosa” por Rachel Carson em 1962. Nessa obra a autora apresenta os efeitos da poluição por DDT (Diclorodifeniltricloroetano, principal pesticida da época) em aves e humanos, indicando a atuação do composto sobre o metabolismo de cálcio (CARSON, 1962).

Tal direcionamento das questões ambientais, incluindo o uso de bioindicadores, possibilitou o surgimento e desenvolvimento de redes de monitoramento biológico e de Ciências Ambientais, amparadas no aprimoramento de técnicas analíticas capazes de detectar poluentes em níveis baixíssimos (parte por milhão ou por bilhão) ( MARKERT; BREURE; ZECHMEISTER, 2003).

### 3.3 CRITÉRIOS ADOTADOS PARA ESCOLHA DOS BIOINDICADORES

De acordo com Costanza (1992 *apud* MARKERT; BREURE; ZECHMEISTER, 2003), ao se desenvolver um novo indicador ou mesmo utilizar-se de um já consagrado, deve-se considerar dois requisitos básicos: pluralismo e integração.

É importante esclarecer que não existem espécies ou técnicas universais, as quais podem ser usadas a qualquer momento em qualquer situação para fornecer um real diagnóstico do ambiente, portanto, deixar claro quais os objetivos da bioindicação (mensurar níveis de poluição, pressão, ou impacto de quaisquer atividades) é fundamental e indispensável, uma vez que os mesmos nortearão as decisões a serem tomadas (BAPTISTA; BUSS; EGLER, 2003).

Nesse âmbito, Johnson (1993 *apud* BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003), Buss et al. (2005) e López-Doval, Barata e Díez (2015) afirmam que um bioindicador ideal deve apresentar como características:

- Taxonomia simples e bem definida, de modo a ser facilmente reconhecido por pessoas não especialistas;
- Distribuição geográfica ampla com considerável abundância, sendo de fácil coleta;
- Baixa variabilidade genética e ecológica afim de que as relações tanto fisiológicas quanto ecológicas sejam facilmente comparadas;
- Baixa mobilidade e diferenciações morfológica e fisiológica ao longo do ciclo de vida, pois permite que o efeito da condição impactante seja testado nas mais distintas fases da vida.

Ainda segundo os autores, a viabilidade será sempre o critério-base para determinar a escolha do bioindicador, uma vez que a resposta mais consistente aos distúrbios também precisa estar aliada à possibilidade de análise e estudos laboratoriais que corroborem as hipóteses levantadas frente às observações. Markert, Breure e Zechmeister (2003) ressaltam que a representatividade do bioindicador está relacionada à sua distribuição espaço-temporal, bem como sua abrangência, valor de referência, potencial de comparação de seu valor mensurado instantaneamente e a série histórica evolutiva.

A precisão dos bioindicadores pode ser testada, de acordo com Lima (2000), Markert, Breune e Zechmeister (2003) e Paula (2010), através da realização de

amostragens aleatórias, de modo a expressar a estabilidade da variação do índice no espaço e no tempo. Porém, realizar tal amostragem com padrões de acurácia configura-se em uma difícil tarefa, uma vez que não há sistemas de referência certificados para calibração dos tão variados métodos de amostragem, já que é possível se utilizar de diversos tipos de bioindicadores, assim sendo, por vezes a bioindicação não é utilizada pela falta de confiabilidade dado a restrição de validações certificadas.

Há diversas agências internacionais de gestão ambiental que propõem estratégias e conceitos sobre bioindicação, bem como vários programas de observação, controle e proteção ambiental, dentre os quais se destacam:

- Agência de Proteção Ambiental (EPA/EUA);
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE);
- Espaço Econômico Europeu (EEE);
- Organização Internacional de Normalização (ISO);
- Deutsches Institut für Normung (DIN, FRG).

### 3.4 PRINCIPAIS GRUPOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS COMO BIOINDICADORES

As definições e características atribuídas aos bioindicadores são bastante amplas e aplicáveis a quaisquer ambientes, entretanto faz-se necessário especificar os principais ambientes e organismos utilizados na bioindicação, visando conhecer o panorama atual praticado pela comunidade científica.

Em ambientes aquáticos uma importante Instituição regulamentadora, como supracitado, é a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*U.S Environmental Protection Agency – USEPA*), a qual recomenda a utilização combinada de bioindicadores e índices de qualidade reconhecidos para descrever a integridade ecológica de uma área, com os seus mais variados níveis de impacto. Ela ainda justifica que a associação dos bioindicadores com informações sobre a qualidade da água, por exemplo, complementa a avaliação do estresse verificado no ambiente de maneira mais eficaz do que ensaios laboratoriais puramente físico e químicos (LAZORCHAK, 2003).



Ainda segundo o autor, os projetos de recuperação ambiental têm considerado cada vez mais o biomonitoramento como medida de diagnóstico do grau de qualidade ambiental, pois através dele é possível mensurar se o método de recuperação aplicado foi eficaz bem como sua persistência ao longo do tempo.

Políticas públicas de controle de poluição em diversos países da Europa e outros, tais como Austrália, Estados Unidos e Canadá têm incentivado o amplo uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores detectores e sentinelas, esses últimos podendo, em alguns casos, inferir uma condição impactante ao meio quando não gerenciados de modo adequado e controlado (GOULART; CALLISTO, 2003). Tal preferência para monitoramento se fundamenta no fato de que esse grupo apresenta um grande número de espécies com identificação taxonômica relativamente simplificada (ao menos ao nível de família) (PLAFKIN et al., 1989), além de apresentarem pouca mobilidade, facilitando uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações, bem como possuem relevância ecológica devido a seu papel na cadeia trófica, na ciclagem de nutrientes e decomposição da matéria orgânica (HEPP, 2007; AGUSTINI; MUCELIN, 2010).

Outra característica ecológica relevante dos macroinvertebrados é a sensibilidade a diferentes concentrações de poluentes e a ubiquidade (capacidade de se desenvolverem em diversos tipos de ambientes), logo respondem às perturbações em todos os ambientes aquáticos e períodos (PLAFKIN et al., 1989; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Mais um ponto favorável à utilização de macroinvertebrados é que sua fácil amostragem, de baixo custo e que não impacta o ambiente, ou na pior das situações, gera um impacto mínimo (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Entretanto, a carência no conhecimento taxonômico da fauna e, em especial a brasileira, dificulta o desenvolvimento nessa área, como ressalta Plafkin et al., (1989) e Silva (20--). O que vem sendo utilizado no Brasil são organismos da meio fauna aquática, que ficam enterrados no sedimento com ou sem estruturas físicas específicas, destacando-se aqueles dos grupos Gastropoda (Mollusca), Oligochaeta (Annelida), Trichoptera, Chironomidae e Ephemeroptera (os três últimos Arthropoda).

Tratando-se de ambientes aquáticos, o emprego de peixes como bioindicadores tem sido amplamente utilizado, a começar pelos Estados Unidos por incentivo da USEPA (MARKERT; BREURE; ZECHMEISTER, 2003), se difundindo posteriormente pela Europa. Sua utilização é justificada ainda por Freitas e Siqueira-

Souza (2009), por refletirem os distúrbios em diversas escalas, devido às suas características de mobilidade, história de vida e por sua posição próxima ao topo da cadeia alimentar. Além disso, são sensíveis às mudanças físicas e químicas da água, como pH, oxigênio dissolvido, podendo assim fornecer maior quantidade de informações no sentido de um “histórico ambiental” quando comparados com macroinvertebrados, por exemplo.

De acordo com Baptista, Buss e Egler (2003), os peixes também são usados como biomarcadores, ou seja, podem ser considerados como ferramentas sensíveis numa avaliação ambiental, afim de verificar o efeito dos fatores impactantes sobre a biota. Algumas das respostas que podem ser mensuradas são a biotransformação<sup>1</sup>, indução proteica<sup>2</sup> e inibição de atividades enzimáticas. Portanto, as averiguações em nível individual, celular e molecular permitem distinguir os efeitos de diferentes poluentes, uma vez que cada um incorrerá num efeito diverso.

Sudaryanto et al. (2008), pesquisando o Rio Ciliwung na cidade de Bogor, e as bacias de Jakarta, Lada e Cirebon na Ilha de Java, além da bacia de Lampung na Ilha de Sumatra (Indonésia), determinaram a presença de organoclorados em peixes e constataram uma relação direta ao longo do tempo entre o teor acumulado nos peixes e a presença dos mesmos no corpo hídrico.

Linde-Arias et al. (2008) utilizaram a espécie *Oreochromis niloticus* (Tilápia-do-Nilo) como sentinela para biomarcar a genotoxicidade oriunda da contaminação por agrotóxicos, pesticidas e esgoto sanitário na Bacia Paraíba do Sul no Brasil. Testes histológicos realizados por Lins et al. (2010) em *Hoplias malabaricus* (Traíra) demonstraram-se eficientes para detectar danos estruturais nas lamelas respiratórias das brânquias e contaminação por metais pesados. Optaram pela espécie piscívora por possuir intrínseca relação com toda a cadeia nos níveis tróficos inferiores, indicando respostas de efeitos crônicos, acumulativos e persistentes no nível de cadeia (biomagnificação), além de efeitos diretos no próprio indivíduo.

Outra espécie que vem sendo comumente utilizada para monitoramento de efluentes tratados é a carpa comum (*Cyprinus carpio*). Segundo Paz, Almeida e El-

---

<sup>1</sup> Biotransformação – é a conversão de substâncias tanto do próprio organismo quanto introduzidas nele, comumente mediante reações enzimáticas a fim de torná-las mais polares e hidrossolúveis (PARKINSON; OGILVIE, 2012).

<sup>2</sup> Indução proteica – enzimas que atuam quando necessário, ou seja, não realizam o transporte intermitente de informação gênica, o fazem apenas na iminência de adaptar o organismo a uma nova condição do meio. Normalmente incorre na ativação de outras enzimas para o tal (BORGES, 2011).

Deir (2013), apesar de se manifestar como sentinela e acumuladora, não desempenha um bom papel como bioindicador de qualidade dentro dos padrões de emissão, uma vez que por ser R-estrategista é uma espécie generalista e não exigente, possuindo ainda ampla elasticidade (resiste a grandes variações de temperatura e oxigênio dissolvido). Essa espécie apresenta a capacidade de se adequar facilmente às condições ambientais degradadas, logo pode vir a mascarar a real condição do efluente, uma vez que é senso comum associar que animais de porte considerável venham a se desenvolver em ambientes de boa qualidade. Portanto, a melhor escolha quando se objetiva determinar padrões de qualidade baseados na sensibilidade do indivíduo, está em espécies K-estrategistas, as quais apresentam maior gama de requerimentos ambientais e respondem mais especificamente às mudanças no ambiente.

Outros tipos de bioindicadores aquáticos também são verificados principalmente para bioensaios. Entre eles destacam-se a *Daphnia magna*, um crustáceo bastante sensível que demonstra alteração metabólica e inibição do crescimento quando exposto a inseticidas, bastante empregada para padrões de emissão de efluentes sanitários (VILLARROEL et al., 2009; COSTA; SOUSA; DELLAMATRICE, 2009). Algas como a *Selenastrum capricornutum* também são empregadas em testes de inibição de crescimento em águas contaminadas por pesticidas (COSTA; SOUSA; DELLAMATRICE, 2009).

Por fim, outro grupo de organismos bioindicadores aquáticos são os protozoários ciliados, uma vez que são de fácil manutenção laboratorial por apresentarem curto tempo de geração. Dessa forma, podem ser obtidos de maneira relativamente rápida, o que representa um avanço para a realização de monitoramento constante, além disso, são sensíveis às pequenas mudanças na cadeia trófica.

### 3.5 ÍNDICES E INDICAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS

Por definição, um índice ambiental denota qualidade ou característica especial de um ambiente, pois representa um valor indicativo da frequência ou do nível de dada realidade quantificável expressando-a numericamente (FERREIRA, 2000).

Ainda de acordo com Silveira (2004), um índice que foi largamente utilizado no biomonitoramento em ecossistemas aquáticos, aos moldes de pressão-resposta, foi o sistema sapróbico proposto por Kolkwitz e Marsson em 1909. Tal índice tinha por indicador a abundância de organismos resistentes e adaptados (principalmente bactérias, algas, protozoários e rotíferos) em áreas degradadas. Entretanto esses mesmos organismos também se desenvolviam e eram encontrados em áreas não impactadas, comprometendo sua aplicabilidade e confiabilidade.

A evolução do sistema sapróbico nas bases de maior especificidade levou à criação de três grandes grupos metodológicos que buscam classificar o ambiente através da fauna local: os índices bióticos, os modelos de predição de impacto e os protocolos de avaliação rápida.

Os índices bióticos foram desenvolvidos respeitando padrões gerais de tolerância, bem como a distribuição geográfica dos indivíduos de modo a atribuir um valor indicativo ao organismo bioindicador. Cabe ressaltar que nem sempre um índice biótico criado e amplamente utilizado em climas temperados será eficaz em ambientes tropicais, isso porque as características dos seres envolvidos são distintas nessas distintas regiões climáticas (SILVEIRA, 2004).

Silveira (2004) aponta ainda que os índices bióticos, que se fortaleceram a partir da década de 1960, em geral consideram padrões de tolerância e distribuição geográfica atribuindo um valor indicativo (escore ao indivíduo). Dessa forma o índice visa corrigir a falha de análise do sistema sapróbico em relação aos organismos tolerantes que se distribuem amplamente em ambientes com diferentes graus de conservação.

Gonçalves e Menezes (2011), bem como Silveira (2004), citam que em 1975 foi criada uma comissão europeia para padronização de métodos, surgindo o então Índice Biótico Estendido (IBE). Entretanto, países como a França, Bélgica e Inglaterra desenvolveram índices próprios, denominados *Indice Biotique*, Índice Biótico Belga (IBB) e *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), respectivamente, justificados por questões de especificidades locais.

Este último, o BMWP tem sido amplamente aplicado para macroinvertebrados bentônicos ao nível de família. Atribui-se às espécies a pontuação de 1 a 10. Quanto mais sensível o organismo for ao poluente, maior será seu escore. A partir disso, o índice soma os escores de todos os táxons da localidade e quanto maior o valor final, mais íntegra é considerada a área. Associado a isso tem-se a aplicação do índice

ASPT (*Average Score Per Taxon*), que se refere à média dos valores dos escores de cada família (GONÇALVES; MENEZES, 2011; SILVEIRA, 2004; FERREIRA, 2012; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; SILVA et al. 2011).

Os índices bióticos podem ser usualmente empregados por não-especialistas desde que devidamente treinados (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Silveira (2004) destaca que um empecilho ao desenvolvimento de novos índices e, até mesmo quanto à aplicação dos já existentes, é a identificação de bons bioindicadores por conta das suas sensibilidades, as quais se revelam amplamente variáveis ao longo das diferentes fases do ciclo de vida dos organismos, nos ambientes, nas populações e com os diferentes estressores. Portanto, combinar medidas quantitativas da diversidade das espécies com informações qualitativas da sensibilidade no espaço, tempo e condição em um único fator numérico, estatisticamente analisável e relevante, seria a proposição ideal de um índice biótico.

Os modelos de predição de impacto tendem a fornecer respostas mais robustas, uma vez que compreendem análises multimétricas que visam expressar o funcionamento dos ecossistemas e os efeitos das interações entre as variáveis ambientais. Buss, Baptista e Nessimian (2003) apontam que no final da década de 1980 foram desenvolvidos programas nessa linha, como o RIVPACS (*River Invertebrate Prediction And Classification System*) e o AusRivAS (*Australian Rivers Assessment System*), que analisam multivariadamente comunidades de referência em rios não poluídos com análise discriminante múltipla, correlacionando-as com variáveis ambientais dos locais onde são observados. Dessa forma, tem se criado uma espécie de banco de dados cruzados: comunidade (dados bióticos) *versus* ambiente (dados abióticos).

Os autores explicam ainda que os testes realizados a partir dos dados ambientais observados iniciam-se pela procura na grade catalogada sobre quais as comunidades de macroinvertebrados deveriam ser encontradas em um determinado ambiente. Posteriormente, realiza-se a comparação das comunidades que se esperariam encontrar para aquelas condições com as realmente observadas. Na Austrália e no Reino Unido já está em vigor o RIVPACS III, que conta com aprimoramentos técnicos e maior banco de dados catalogados.

Corroborando o que afirmam Plafkin (1989) e Silveira (2004), os protocolos de avaliação rápida (PAR) comumente visam reduzir os custos na avaliação ambiental sem diminuir o rigor técnico-científico, sendo, como próprio nome indica, bastante

adequados em situações de urgência de resultados, como em casos de tomada de decisão de gerenciamento público emergencial. Ainda de acordo com esses autores, devem ser estabelecidos limites de normalidade, os quais são obtidos nos locais de referência e a diferença entre a amostra e os dados dos locais pouco perturbados consiste no valor do nível de saúde e qualidade ambiental.

Uma ou mais medidas bioindicadoras podem ser utilizadas e associadas hierarquicamente (espécie, população ou comunidade) entre categorias tais como: riqueza, abundância dos grupos taxonômicos, diversidade e similaridade entre comunidades, parâmetros tróficos e índices bióticos para se realizar a comparação. Dessa maneira, quaisquer das categorias mensuradas podem fornecer o panorama atual de um determinado ambiente (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Assim, a escolha efetiva da metodologia a ser aplicada está atrelada inevitavelmente aos possíveis indivíduos disponíveis e acessíveis para a bioindicação.

Além desses, dois índices têm sido empregados mais recentemente, o Grau de Importância Relativa – GIR (LOEBMANN; VIEIRA, 2005) e o Valor de Indicação da Espécie – Indval (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997).

O primeiro permite avaliar o padrão de dominância nas assembleias de peixes, uma vez que combina a frequência de ocorrência da espécie e a abundância verificada na captura da mesma (LOEBMANN; VIEIRA, 2005).

Por outro lado, o Indval permite identificar espécies que sejam características de determinado local, mediante a comparação entre sua ocorrência em outros locais. Este índice permite inferir sobre a condição do ambiente, uma vez que o mesmo é determinante na manutenção das espécies. O IndVal se utiliza apenas de dados relacionados à espécie, presença e ausência no ponto amostrado, ou seja, frequência. Isso porque relaciona a abundância relativa com a frequência de ocorrência.

### 3.6 DEFINIÇÕES INICIAIS

Entre os diversos ambientes nos quais são aplicados métodos de bioindicação, como citado anteriormente, figuram com especial enfoque os aquáticos, os quais são situados no espaço em bacias hidrográficas.

Existem diversas definições para o termo bacia hidrográfica, entre elas Barrella et al. (2001) a conceituam como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, tendo seus limites fixados pelos pontos mais altos do relevo, os chamados divisores de águas, a partir dos quais a água escoar superficialmente e infiltra no solo formando os rios e recarregando o lençol freático.

Sobre a diferenciação entre os conceitos de sub-bacia e microbacia, não há um consenso na literatura, considera-se que as sub-bacias são divisões menores das bacias, podendo haver várias delas desde que haja diferença de cota e a presença de corpos hídricos. Contudo não há um parâmetro quanto ao tamanho das mesmas, podendo variar de 100km<sup>2</sup> a 700km<sup>2</sup> (FAUSTINO, 1996 *apud* TEODORO, 2007).

Ainda com relação à área da bacia, o mesmo autor propõe que as microbacias são aquelas com dimensão menor do que 100km<sup>2</sup>. Por outro lado, Mosca (2003) e Leonardo (2003) sugerem que a microbacia pode ser considerada a menor unidade do ecossistema, onde é possível observar a interdependência dos fatores abióticos e bióticos, bem como a influência das perturbações sobre a sua dinâmica. Ainda segundo os autores, essa é a escala de análise mais adequada para monitoramento de impactos ambientais, pois consegue correlacionar o impacto local às características da paisagem. Diante desse quadro, no presente estudo será utilizada a expressão microbacia para se referir aos ambientes estudados.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

Diante do panorama apresentado, o presente estudo utilizou como método de bioindicação a análise do Valor de Indicação da Espécie – Indval, com dados de abundância e frequência referentes à assembleia de peixes da cabeceira de três distintas microbacias na região metropolitana de Londrina, a saber as microbacias dos riachos Taquara, Cafezal e Cambé.

Durante dois anos foram amostrados em oito campanhas três pontos na cabeceira de cada microbacia, perfazendo um total de 72 amostragens.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As três microbacias estudadas apresentam diferentes graus de integridade ambiental posto que estão submetidas a também distintos impactos e pressões de fatores estressantes, portanto é fundamental caracterizar cada uma delas visto que as condições abióticas e hidrodinâmicas do meio determinam o desenvolvimento das comunidades biológicas.

#### 4.1.1 Microbacia do riacho Taquara

A microbacia do riacho Taquara, a maior entre as estudadas, apresenta área de aproximadamente 895 km<sup>2</sup>, se constituindo um importante tributário do Rio Tibagi. Devido à sua dimensão estende-se seus limites entre Apucarana, Arapongas, Califórnia, Marilândia e Londrina. Considerada no presente estudo como sendo a microbacia mais íntegra entre as três, apresenta menos que 2% de sua área sob pressão urbana, uma vez que nas regiões dos municípios que abrange revela intenso desenvolvimento de atividades agropastoris (ALVES, 2009).

O trecho da cabeceira amostrado nesse estudo possui largura média de cerca de 3m com profundidade variável de 14 à 55cm, sendo a vazão média verificada por



volta de 167l/s, além dos dados abióticos mensurados em campo que forneceram oxigênio dissolvido a 8,08mg/L, o que permite o desenvolvimento de uma gama maior de organismos aquáticos, condutividade elétrica da água em torno de 70 $\mu$ S/cm o que de acordo com a CETESB (2014) infere sinais de pouca tendência à poluição.

A Figura 1 ilustra as condições do entorno nos locais amostrados nos três pontos da cabeceira do riacho Taquara. É possível constatar o padrão de cobertura da serapilheira no quadro B e em ambos os quadros de A e C, revelando a variabilidade na estrutura da vegetação ciliar.



**Figura 1 – Pontos de amostragem no riacho Taquara: (A) ponto1; (B) ponto 2; (C) ponto 3.  
Fonte: GAMBAROTTO, 2014.**

#### 4.1.2 Microbacia do riacho Cafezal

Com pouco mais de 206 km<sup>2</sup> de área de drenagem, o riacho Cafezal se configura como segundo em dimensão, drenando três municípios: Rolândia, onde está a sua nascente, Cambé e Londrina (SILVA, 2006). O mesmo autor avaliou numa série histórica a evolução do uso e ocupação do solo na microbacia e averiguou que a mesma está passando por um processo de urbanização, ainda que sofra predominantemente pressão agrícola (mais de 70% da área era ocupada com plantações).

Com relação ao impacto causado pela a ocupação do solo do entorno, um parâmetro mensurado na coleta que sugere uma piora nas condições do riacho Cafezal em relação ao Taquara foi a condutividade elétrica média de 85,1 $\mu$ S/cm em 2013. A carga de insumos agrícolas e sólidos carreados da malha urbana podem ter contribuído para esses resultados.

Hidrodinamicamente o riacho Cafezal, apresentou profundidade de cerca de 25cm com largura variável de 2,89 a 6,87m, o que forneceu uma vazão média de 356l/s nos pontos amostrados, assim como no riacho Taquara, a condutividade elétrica também foi medida e no Cafezal e com 90 $\mu$ S/cm dá indícios de uma tendência maior à poluição, isso porque a condutividade representa a capacidade de conduzir corrente elétrica, e, portanto, as concentrações iônicas associadas à temperatura permitem inferir a quantidade de sais existentes na mesma (CETESB, 2014). Quanto ao oxigênio dissolvido, média de 7,03 mg/L, nota-se que a condição do Cafezal é um pouco menos favorável do que a do Taquara, já que as menores taxas de concentração de oxigênio podem estar relacionadas ao consumo do mesmo para degradação de matéria orgânica de fontes poluidoras o que prejudica a vida da maioria dos peixes que não são resistentes (MERCANTE et al., 2011).

A Figura 2 a seguir ilustra o panorama da cabeceira do riacho Cafezal, sendo possível perceber diferenças consideráveis entre a estrutura do Taquara (Figura 1) e do Cafezal.



Figura 2 – Pontos de amostragem no riacho Cafezal: (A) e (B) ponto1; (C) e (D) ponto 2; (E) e (F) ponto 3.  
Fonte: GAMBAROTTO, 2014.

#### 4.1.3 Microbacia do riacho Cambé

Localizada entre as divisões políticas dos municípios de Cambé e Londrina, a microbacia do riacho Cambé apresenta aproximadamente 76km<sup>2</sup>, desses cerca de 50km<sup>2</sup> são drenados na malha urbana, e o restante recebe contribuições de deflúvio rural, o que evidencia o quão mais urbanizada tal bacia é em comparação com as anteriores (ALMEIDA, 2010). Seu principal curso hídrico nasce no trevo das estradas Londrina/Cambé – São Paulo/Curitiba, percorrendo o município de Londrina por 21,5km no sentido noroeste/sudeste desaguando no riacho Três Bocas (ISHIKAWA et al., 2009).

Indicativos de maior impacto nessa microbacia do que nas outras duas anteriormente citadas podem ser evidenciados pelos maiores valores de condutividade elétrica, que entre 2012 e 2013 apresentou uma média 107μS/cm, e, portanto, superior a 100μS/cm, indicando um ambiente tipicamente impactado (CETESB, 2014), além de que o oxigênio dissolvido foi mensurado nas menores concentrações entre os riachos amostrados: 6,9mg/L denotando sua característica de pouca qualidade ambiental.

Estruturalmente, os pontos do riacho Cambé se apresentaram como os mais homogêneos entre os nove amostrados, a largura média é bem reduzida, com cerca de 1,36m, bem como as menores vazões verificadas, por volta de 30l/s, isso porque a profundidade média não chegou a 16cm. A coleta procedeu-se também em três pontos da cabeceira do riacho, conforme ilustrado pela Figura 3.



Figura 3 – Pontos de amostragem no riacho Cambé: (A) e (B) ponto1; (C) e (D) ponto 2; (E) e (F) ponto 3.  
Fonte: GAMBAROTTO, 2014.

## 4.2 GRAU DE INTEGRIDADE AMBIENTAL DAS MICROBACIAS

A caracterização ambiental dos pontos amostrados foi realizada por Gambarotto (2014), o qual elaborou um índice de integridade ambiental – IIA a partir de dados físicos e químicos, de estrutura de mata ciliar e da comunidade de peixes como bioindicadores.

O referido autor testou a correlação entre 50 variáveis e concluiu que as informações referentes à: dominância de espécies de Simpson, porcentagens de espécies das ordens Characiformes e Siluriformes, além de espécies bentônicas, percentual de cobertura de serrapilheira, área basal das árvores e condutividade elétrica da água foram as mais significantes e, portanto, permitiram classificar os mesmos três riachos, nos mesmos três pontos, entre as condições ambientais pobre, intermediária ou boa, dado os limites de mudança de faixa pré-estabelecidos de acordo com referências pertinentes.

Como foram utilizados pelo autor os mesmos pontos nos mesmos riachos há confiabilidade na classificação da integridade ambiental, de modo que o Taquara apresentou qualidade variando de intermediária à boa, o riacho Cafezal de pobre evoluiu até boa qualidade enquanto que o riacho Cambé se mostrou predominantemente pobre ambientalmente, conforme a Tabela 1 a seguir.

**Tabela 1 - Resultado adaptado do Índice de Integridade Ambiental para os riachos amostrados entre 2012 e 2013.**

	Taquara			Cafezal			Cambé		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Dominância de Simpson	3	3	5	1	3	5	1	3	5
% Characiformes e Siluriformes	3	5	5	1	5	1	1	1	1
% Espécies Bentônicas	3	5	1	0	5	5	1	3	5
Densidade de mata	3	3	5	3	3	5	3	1	1
% Cobertura de serapilheira	5	3	5	3	3	5	1	1	1
Área basal	1	1	5	1	1	5	1	1	1
Condutividade elétrica	3	3	3	3	3	3	3	1	1
<b>Média</b>	<b>3,00</b>	<b>3,29</b>	<b>4,14</b>	<b>1,71</b>	<b>3,29</b>	<b>4,14</b>	<b>1,57</b>	<b>1,57</b>	<b>2,14</b>
<b>Classe</b>	<b>Int.</b>	<b>Int.</b>	<b>Bom</b>	<b>Pobre</b>	<b>Int.</b>	<b>Bom</b>	<b>Pobre</b>	<b>Pobre</b>	<b>Pobre</b>

Legenda: Dominância de Simpson: 5)  $x < 0.25$ ; 3)  $0.25 < x < 0.35$ ; 1)  $> 0.35$ . % Characiformes e Siluriformes: 5)  $x \geq 83$ ; 3)  $76 < x < 83$ ; 1)  $< 76$ . % Espécies Bentônicas: 5)  $x \geq 60$ ; 3)  $42 \leq x < 60$ ; 1)  $30 \leq x < 42$ . Densidade de mata: 5)  $x > 1600$ ; 3)  $800 \leq x \leq 1600$ ; 1)  $x < 800$ . % Cobertura de serapilheira: 5)  $x \geq 80$ ; 3)  $50 \leq x < 80$ ; 1)  $x < 50$ . Área basal: 5)  $x > 30$ ; 3)  $15 < x < 30$ ; 1)  $x < 15$ . Condutividade elétrica: 5)  $x \leq 50$ ; 3)  $50 < x \leq 100$ ; 1)  $x > 100$ .

Fonte: Adaptado de GAMBAROTTO, 2014.

### 4.3 AMOSTRAGEM

As amostragens de dados abióticos (físicos e químicos) para caracterização da área, bem como das assembleias de peixes que foram utilizadas nas análises de bioindicação, foram realizadas trimestralmente (março, junho, setembro e dezembro) em 2012 e 2013 nos trechos de cabeceira de três riachos da bacia do Rio Tibagi, submetidos a diferentes condições de conservação ambiental a saber os já descritos: Taquara, Cafezal e Cambé, totalizando então oito campanhas à campo em cada ponto de amostragem o que resulta em 24 conjuntos de dados para cada riacho num montante geral de 72 conjuntos de dados (24 para cada um dos três riachos)<sup>3</sup>.

As coletas foram realizadas no âmbito do projeto do Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada – LETA, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, sob a coordenação do professor Edson Fontes de Oliveira, por meio do Projeto de Pesquisa “Ecologia de Peixes de Riachos submetidos a diferentes graus de conservação”.

Os riachos das três microbacias atravessam o município de Londrina no sentido noroeste-sudoeste em direção ao Rio Tibagi. Em cada um dos três riachos foram amostrados três pontos distintos, cujas coordenadas são expressas na Tabela 2.

**Tabela 2 – Coordenadas em lat/long dos pontos de amostragem em cada um dos riachos estudados no presente estudo.**

Pontos	Taquara		Cafezal		Cambé	
	Latitude	Longitude	Latitude	Longitude	Latitude	Longitude
<b>P1</b>	-23° 39,567'	-51° 21,945'	-23° 18,689'	-51° 21,053'	-23° 17,241'	-51° 13,975'
<b>P2</b>	-23° 37,957'	-51° 20,920'	-23° 19,299'	-51° 20,676'	-23° 17,698'	-51° 13,631'
<b>P3</b>	-23° 36,505'	-51° 14,870'	-23° 19,917'	-51° 19,583'	-23° 17,979'	-51° 13,289'

Fonte: Autoria própria.

A Figura 4 apresenta a localização geográfica das microbacias, bem como dos pontos de amostragem, na sequência, os mapas da Figura 5 à Figura 7 fornecem um detalhamento das condições do entorno dos pontos amostrados.

<sup>3</sup> Tal parecer é destacado pois o foco do presente estudo está na caracterização da cabeceira como um todo e não dos pontos isolados em si.

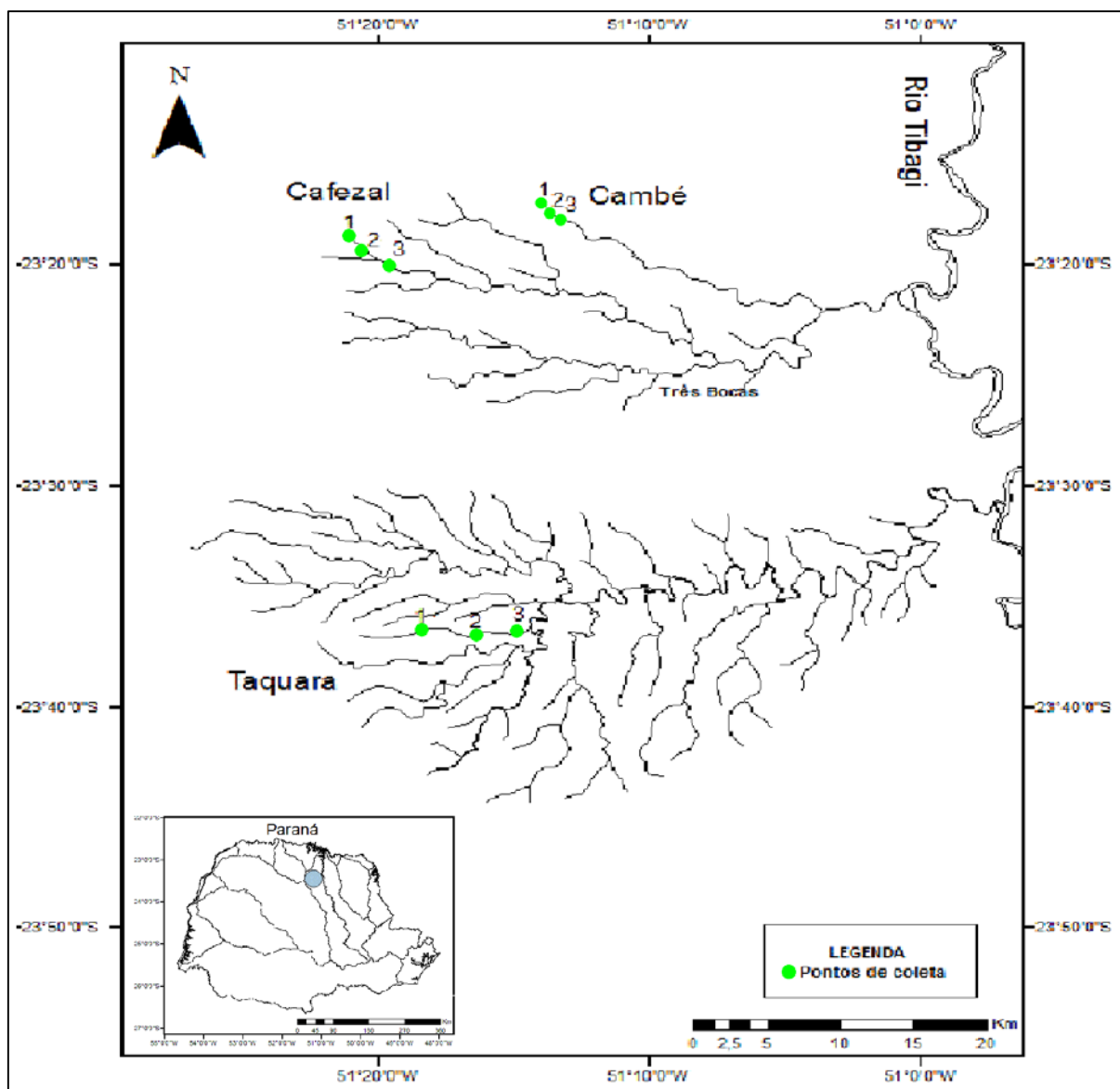


Figura 4 - Mapa dos pontos de amostragem nos três riachos estudados (Cambé, Cafezal e Taquara).

Fonte: Adaptado de GAMBAROTTO, 2014.

O mapa do Taquara (Figura 5) comprova o descrito anteriormente, uma vez que todos os pontos estão sob influência de pressão essencialmente rural, enquanto que os pontos do Cafezal (Figura 6) são submetidos à impactos variados, como verifica-se o P1 bem próximo a residências, o P2 à beira de uma rodovia e o P3 já em meio a área rural. Já os três pontos do Cambé (Figura 7) estão completamente inseridos na malha urbana, sofrendo, portanto, diretamente os impactos advindos da mesma.



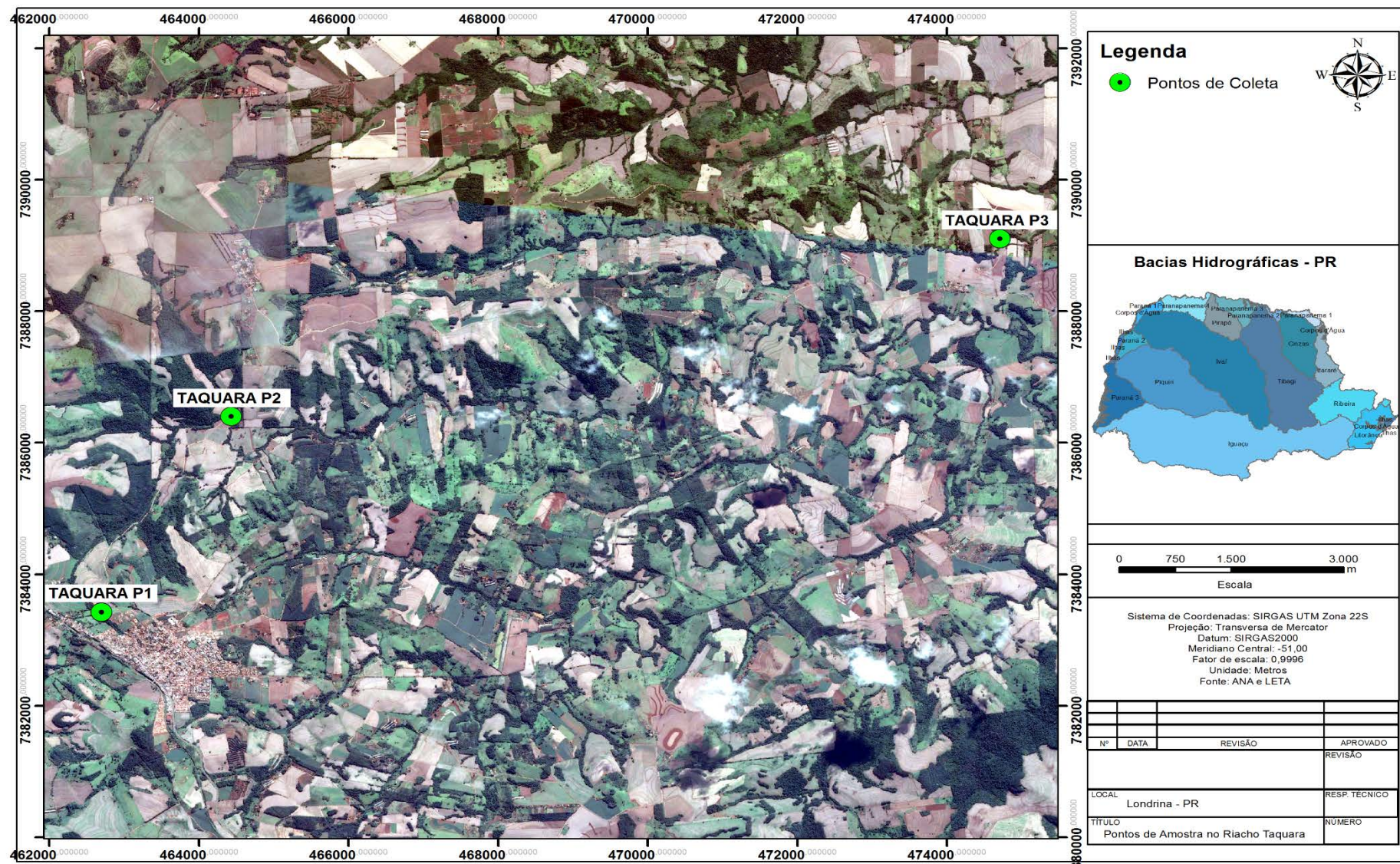
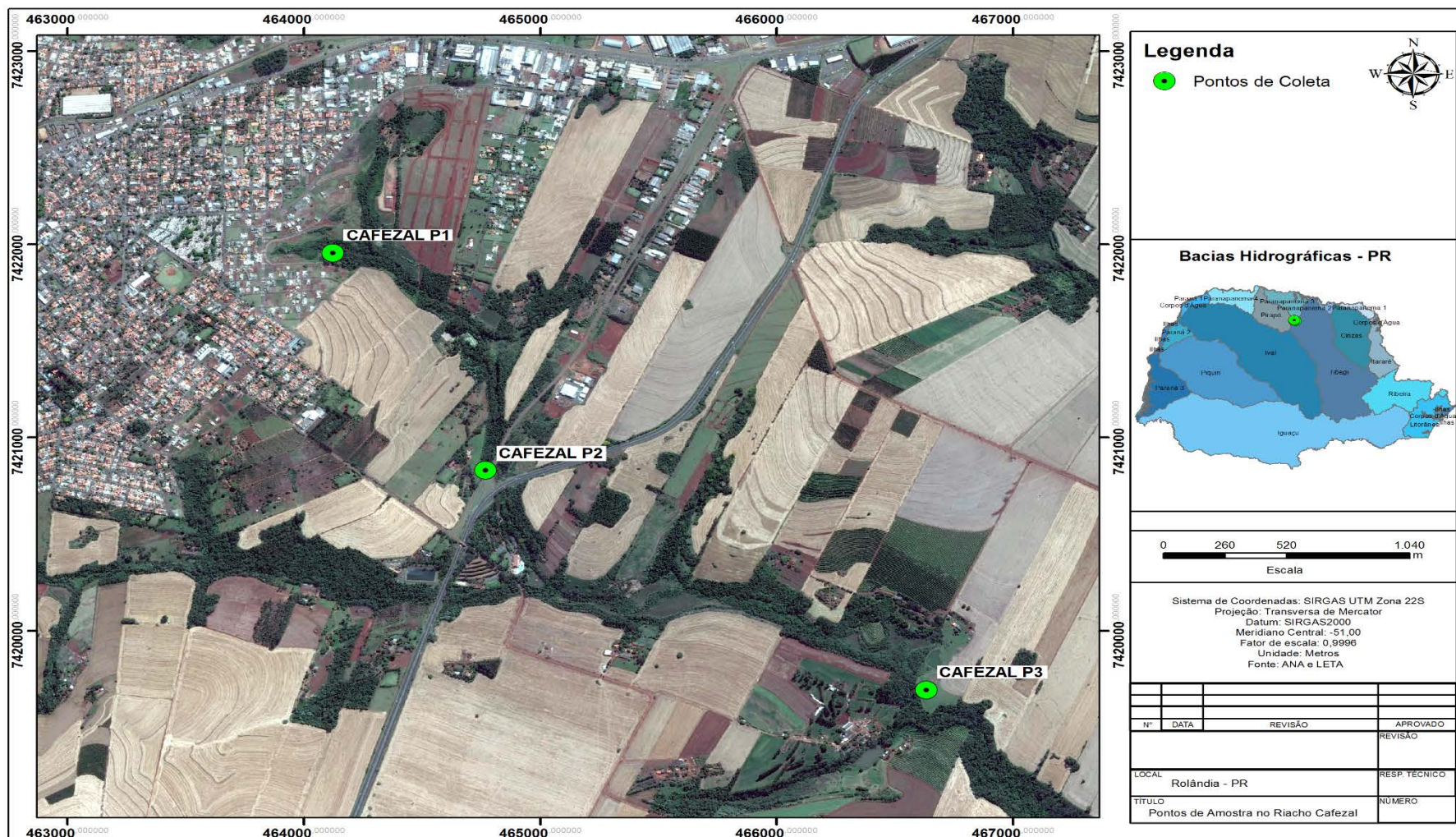


Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Taquara.  
 Fonte: Autoria própria, imagens Google.



**Figura 6 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Cafezal.**  
 Fonte: Autoria própria, imagens Google.

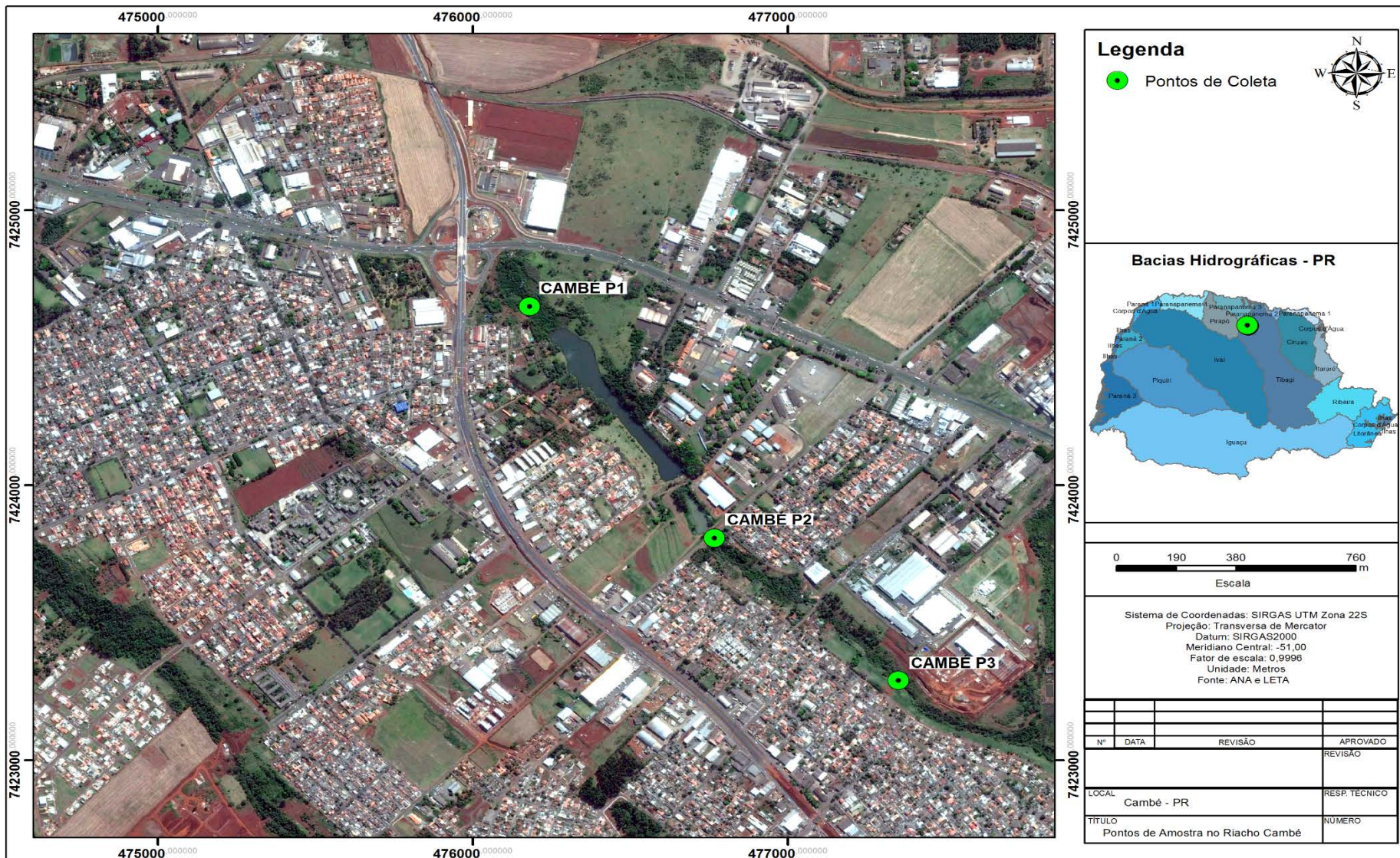


Figura 7 - Mapa de localização dos pontos de coleta no riacho Cambé.  
 Fonte: Autoria própria, imagens Google.

A amostragem da ictiofauna se deu através de dois métodos distintos, pesca manual e pesca elétrica. A pesca manual utilizou o esforço amostral de três pessoas por 40 minutos utilizando diferentes aparelhos de pesca (peneira, redinha e puçá), percorrendo um trecho de cerca de 50m. A pesca elétrica requer uma pessoa a mais, a qual fica fora da água controlando o gerador de energia à gasolina (1200 W), enquanto dois caminham com os puçás energizados e uma quarta pessoa segue controlando o cabeamento e coletando os peixes. O transformador utilizado era portátil e proporcionava em corrente alternada 2,5 kW de potência, numa corrente de 400V a 2A. Visando conter os espécimes que se deslocariam para fora do campo elétrico gerado, utilizou-se ainda uma rede de contenção multifilamentada com 2 mm a jusante do trecho que também foi percorrido no esforço amostral de 40 minutos, tomando-se o cuidado de não se ultrapassar os 50 m cobertos pela pesca manual.

Como a pesca elétrica requer um aparato de segurança diferenciado, ambos os métodos não eram realizados ao mesmo tempo e no mesmo espaço. Primeiro procedia-se a pesca manual e dada certa distância de segurança iniciava-se a pesca elétrica. Por ser mais seletiva, a pesca elétrica permite a amostragem de organismos que porventura vieram a escapar no procedimento manual.

Os exemplares coletados eram imediatamente fixados em solução formalina 10% e, posteriormente, catalogados e conservados em álcool 70%. Ressalta-se que todos os procedimentos foram realizados sob licença permanente concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (nº 28113-1), através do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

Paralelamente à amostragem da ictiofauna tomaram-se ainda dados físicos e químicos da água, estimando *in loco* com equipamentos portáteis oxigênio dissolvido - OD (oxímetro portátil, Politerm, modelo POL-60) e condutividade elétrica (condutivímetro portátil INSTRUTHERM, Modelo CD-860) sendo que esses dados foram tomados com o intuito de confirmar a condição ambiental das microbacias.

#### 4.4 TRATAMENTO DOS DADOS

No LETA cada espécime amostrado recebeu uma numeração específica, sendo posteriormente acondicionados em sacos plásticos individuais. Após a

identificação da espécie e tomada da biometria (biomassa e comprimentos padrão e total), os organismos foram acondicionados em potes com álcool 70% organizados por data e ponto de coleta.

As espécies foram confirmadas após consulta às chaves de identificação propostas por Graça e Pavanelli (2007). Nos casos em que não se chegava a uma resposta confiável recorria-se ao Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá, no qual procedia a comparação do organismo duvidoso com a coleção de referência da ictiofauna da bacia do Alto rio Paraná.

Os dados dos pontos de coleta, datas, períodos, espécies, métricas e esforço amostral de cada ribeirão foram tabulados em planilhas do Excel ® e posteriormente trabalhados no Indval.

#### 4.5 METODOLOGIA DE BIOINDICAÇÃO

No presente estudo aplicou-se o Indval – Valor de Indicação da Espécie (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) com o intuito de verificar quais as espécies de peixes são bioindicadoras de trechos de cabeceira de três riachos.

O Indval não depende de uma série histórica longa para que apresente resultados válidos, até porque na prática ainda são raros os bancos de dados disponíveis que contemplem informações sobre a história ambiental de um determinado ecossistema. Entretanto, dado o caráter comparativo do presente trabalho, a variabilidade temporal dos dados pode permitir maior acurácia nessa investigação, na medida em que contempla efeitos ambientais em escalas temporais mais amplas, como as sazonais ou anuais. O Indval foi calculado a partir da proporção entre a abundância da espécie num grupo específico e sua abundância entre todos os grupos, de acordo com a fórmula:

$$x_{kj} = \frac{\sum_{i=1}^{nk} a_{ijk}}{n_k} \quad (1)$$

Onde:

$x_{kj}$  = abundância média da espécie  $j$  no grupo  $k$  (ribeirão, por exemplo);

$n_k$  = número de amostras no grupo  $k$  (pontos por mês, por exemplo);

$a_{ijk}$  = abundância da espécie  $j$  na amostra  $i$  do grupo  $k$ .

O próximo passo é o cálculo da abundância relativa ( $RA_{kj}$ ) da espécie  $j$  no grupo  $k$ :

$$RA_{jk} = \frac{x_{kj}}{\sum_{k=1}^g x_{kj}} \quad (2)$$

Onde,  $g$  corresponde ao número total de grupos.

Na sequência tem-se a transformação desse resultado numa matriz de presença e ausência, ou seja:

$$b_{ij} = a_{ij}^0 \quad (3)$$

No próximo passo calcula-se a frequência relativa da espécie  $j$  no grupo  $k$ , como ( $RF_{kj}$ ):

$$RF_{kj} = \frac{\sum_{i=1}^{n_k} b_{ijk}}{n_k} \quad (4)$$

Combinando as equações (2) e (4) obtém-se através da equação (5) em porcentual o valor de indicação (IV), quanto maior o valor, mais a espécie representa o ponto em questão:

$$IV_{kj} = 100(RA_{jk} * RF_{kj}) \quad (5)$$

A fim de testar se o Indval observado é significativamente diferente daquele observado ao acaso, aplicou-se o Teste de Monte Carlo a partir do Indval máximo ( $IV_{max}$ ), com 15.000 randomizações. A hipótese nula de aleatoriedade do valor do Indval observado será aceita caso seu valor esteja dentro da curva de distribuição dos

valores aleatórios, ou seja não diferindo significativamente do valor obtido com Monte Carlo ( $IV_{kj} = IV_{max.}$ ). Já na área de rejeição de  $H_0$ , ou seja, região crítica, aceita-se  $H_1$  em um nível de 5% ( $IV_{kj} \neq IV_{max.}$ ).

Em se tratando de indicação é interessante destacar, portanto, que no presente estudo serão consideradas espécies bioindicadoras apenas aquelas que apresentem  $IV_{kj}$  com  $p < 0,05$ , pois dessa maneira garante-se que o valor calculado difere do aleatorizado, o que significa que a posição da espécie no *ranking* de espécies indicadoras não é fruto do mero acaso.

O Indval foi calculado no *software* PC-ORD v.3.2 (MCCUNE; MEFFORD, 1997) para cada um dos riachos, levando em consideração que cada riacho foi amostrado em três pontos durante dois anos, perfazendo um total de 72 amostras totais.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em 2012 e 2013 foram coletados 5479 indivíduos e 32 espécies de peixes nos três riachos estudados, sendo 24 espécies no Taquara (1.440 ind.), o sistema lótico considerado mais íntegro, 15 no Cafezal (1.978 ind.) e 13 no Cambé (2.061 ind.), tido como o ambiente mais impactado dos três analisados, o apêndice A consapresentata a lista completa das espécies e abundâncias coletadas durante o período.

O Indval identificou dez espécies bioindicadoras para o Ribeirão Taquara, seis para o Cafezal e três para o Cambé (Tabela 3), as quais revelaram valores de Indval significativamente diferentes daqueles encontrados ao acaso, portanto, indicando que se trata de espécies que mantêm a condição de bioindicação ao longo do tempo e do espaço. O coeficiente de variação apresentado também na Tabela 3 exprime em porcentual a razão entre o desvio padrão e a média de cada valor calculado pelo Indval.

Nesse sentido, pode-se observar que nos casos em que  $p < 0,05$ , o valor de CV foi geralmente menor do que 40%, evidenciando que os valores dos índices aleatórios não variaram muito em relação à média e revelaram-se significativamente diferente do Indval observado, logo se assume a validação do  $IV_{kj}$ .



**Tabela 3 - Rank de espécies bioindicadoras de acordo com o Valor de Indicação da Espécie (Indval) nos três riachos amostrados em 2012 e 2013.**

Espécie	INDVAL			p	CV
	Taquara	Cambé	Cafezal		
<i>Rhineloricaria pentamaculata</i>	<b>50</b>	0	0	0,0001	37,15
<i>Trichomycterus diabolus</i>	<b>48</b>	0	0	0,0001	35,45
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i>	<b>46</b>	0	0	0,0001	39,41
<i>Characidium aff. zebra</i>	<b>46</b>	0	0	0,0001	38,14
<i>Astyanax aff. paranae</i>	<b>40</b>	3	<b>11</b>	0,0017	21,07
<i>Imparfinis mirini</i>	<b>40</b>	0	<b>10</b>	0,0019	27,14
<i>Astyanax bockmanni</i>	<b>39</b>	0	0	0,0002	37,83
<i>Piabina argentea</i>	<b>38</b>	0	0	0,0001	40,81
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	<b>29</b>	0	0	0,0005	42,65
<i>Geophagus brasiliensis</i>	<b>14</b>	<b>39</b>	0	0,0162	27,68
<i>Tilapia rendalli</i>	0	<b>37</b>	0	0,0011	34,57
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0	<b>33</b>	3	0,0028	34,24
<i>Poecilia reticulata</i>	0	<b>26</b>	<b>59</b>	0,0006	20,78
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	<b>24</b>	1	0,0087	42,33
<i>Astyanax altiparanae</i>	0	<b>21</b>	0	0,0079	44,35
<i>Hypostomus ancistroides</i>	8	24	21	0,4905	19,88
<i>Rhamdia quelen</i>	16	2	19	0,3244	25,40
<i>Trichomycterus sp.</i>	3	0	13	0,1888	44,77
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	4	0	13	0,2836	43,04
<i>Neoplecostomus yapo</i>	0	0	13	0,1015	50,68
<i>Hoplias sp2</i>	0	0	8	0,3237	71,22
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	8	0,3297	71,71
<i>Bryconamericus stramineus</i>	12	0	0	0,1667	52,38
<i>Imparfinis borodini</i>	8	0	0	0,3236	56,52
<i>Phalloceros aff. caudimaculatus</i>	8	0	0	0,3237	37,59
<i>Apareiodon cf. ibitiensis</i>	4	0	0	1	0,71
<i>Astyanax fasciatus</i>	4	0	0	1	0,71
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	4	0	0	1	0,71
<i>Hypostomus margaritifer</i>	4	0	0	1	0,71
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	4	0	0	1	0,71
<i>Callichthys callichthys</i>	0	0	4	1	0,71
<i>Hoplias sp3</i>	0	0	4	1	0,71

p = nível de significância, obtido pelo método de alocação aleatória do teste de Monte Carlo, comparando o valor do Indval observado com a média de valores do Indval esperados ao acaso; CV = coeficiente de variação em %.

Fonte: Autoria própria.

Conforme verificado na Tabela 3 as espécies que podem ser consideradas como indicadoras, do ambiente em que se encontram, são as que apresentam valores de Indval destacados em negrito. Quanto maior o número de espécies bioindicadoras

que um determinado ambiente pode apresentar, maior a tendência desse ambiente ser um ecossistema com habitats e microhabitats mais íntegros e estáveis, pois dessa forma consegue sustentar maior riqueza de espécies com requerimentos específicos. Contudo, a ecologia das espécies bioindicadoras e suas contribuições para a estrutura e dinâmica dos ecossistemas locais é que permitirão avaliar, de fato, a integridade ambiental do local analisado.

Nesse contexto, torna-se importante avaliar as espécies bioindicadoras a partir da análise dos seus habitats preferenciais, comportamentos, hábitos alimentares e reprodutivos, de modo a compreender seu papéis funcionais na organização e funcionamento dos ecossistemas.

## 5.1 RIACHO TAQUARA

Como citado anteriormente, o Taquara foi o ribeirão que apresentou maior quantidade de espécies possivelmente bioindicadoras, sendo que das dez, destacam-se as quatro primeiras: *Rineloricaria pentamaculata*, *Trichomycterus diabolus*, *Bryconamericus aff. iheringi* e *Characidium aff. zebra*.

Essas quatro espécies apresentaram coeficientes de variação relativamente menores e maiores valores de indicação, bem como uma probabilidade de erro notadamente muito menor do que 0,05. Outra característica de destaque que reforçou a condição de bioindicação dessas espécies no Taquara foi o fato delas terem ocorrido com abundância significativamente maior nesse riacho, o que fez com apresentassem valor de Indval igual a zero nos outros riachos. Portanto, por mais que, por exemplo, *Trichomycterus diabolus* tenha sido coletada tanto em 2012 quanto em 2013 no ribeirão Cafezal, a relação que apresentou entre a frequência e a abundância não foi suficiente para que a espécie fosse indicada como bioindicadora do Cafezal, pois no Taquara a abundância verificada foi de 106 indivíduos, enquanto que no Cafezal de apenas dez.

A espécie bioindicadora mais expressiva do Taquara foi a *Rineloricaria pentamaculata* (Figura 8), apresentando valor 50 de Indval (Tabela 3). Pertencente à Ordem Siluriformes e à família Loricariidae, comumente conhecida como "cascudo chininho" (GRAÇA; PAVANELLI, 2007; BRITTO, 2008). É considerada uma espécie

nativa, intolerante à hipóxia, bentônica e com habito alimentar preferivelmente detritívora (SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012). A espécie coleta seus itens alimentares através de sua boca ventral em forma de ventosa, selecionando não apenas detritos, mas também algas, e outros microrganismos do substrato (SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012).



**Figura 8 - *Rineloricaria petamaculata*.**  
Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.

Souza et al. (2013) constataram o relevante desenvolvimento da espécie em ambientes inseridos na área rural, os quais apresentavam mata ciliar considerável, fluxo em corredeiras e com poucos remansos, implicando na predominância de um substrato rochoso, com seixos e sedimento fino. Os autores verificaram também que o ribeirão estudado apresentava um gradiente de qualidade ambiental variando de intermediário a bom, padrão este similar ao verificado no riacho Taquara no presente estudo, reforçando a sua condição de bioindicadora de ambientes com essas características ambientais.

Castro et al. (2003) amostraram 17 trechos de riachos de até terceira ordem do Rio Paranapanema e a *R. pentamaculata* mostrou-se como bioindicadora do córrego Virado, pois ocorreu exclusivamente nesse ambiente. Semelhantemente, no presente estudo a espécie apresentou-se também apenas no riacho Taquara. Além disso, as condições ambientais registradas por Castro et al. (2003) são condizentes às do Taquara, conforme descrito anteriormente, tais como largura entre 1,7 e 3,5m, com profundidade variando de 10 à 80cm. Quanto às condições do entorno em ambos os casos, tanto no córrego Virado quanto no Taquara há predomínio de culturas agrárias. Dessa forma, essas informações corroboram com o potencial bioindicador da *R. pentamaculata* nesses ambientes.

O *Trichomycterus diabolus* (Figura 9), cujo nome comum é ‘bagrinho’ ou ‘candirú’ (BRITTO, 2008), é nativo da bacia do Alto Rio Paraná (CASATTI 2004; 2005). Trata-se de uma espécie bentônica que explora o fundo da coluna d’água, portanto, desenvolve-se fortemente associada à exploração de recursos alimentares periféricos no substrato (CASATTI 2004). Ainda de acordo com essa autora, essa espécie tem se mostrado intolerante à hipóxia, logo necessita de consideráveis concentrações de oxigênio dissolvido na água para conseguir persistir no local, o que explica sua ocorrência comumente associada a áreas de corredeiras (*riffles*). Dessa forma, sua presença com relativa abundância pode estar associada com a indicação de locais com boas condições de integridade física e química. Casatti (2005) identificou que as características físicas típicas dos trechos superiores dos corpos hídricos, como pequena profundidade e substrato composto por cascalho e seixos, aliados à correnteza conferem um conjunto de condições favoráveis para a espécie.



**Figura 9 - *Trichomycterus diabolus*.**  
Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.

Casatti (2002) verificou que os Siluriformes desse gênero preferem itens autóctones, isto é, disponíveis no próprio rio, tais como larvas aquáticas de insetos. Casatti (2004) atribuiu hábito alimentar insetívoro à espécie *T. diabolus*, a qual, segundo a autora, tende a apresentar um comportamento de especular o substrato normalmente no período diurno, selecionando seus itens alimentares. Casatti (2005) identificou que a espécie apresenta um padrão reprodutivo com proporção igualitária de fêmeas e macho (1:1), assim como com distribuição de indivíduos adultos e juvenis tanto na estação seca quanto na chuvosa.

Braga (2004) estudando a adaptação da ictiofauna de uma microbacia às variações ambientais constatou que as espécies da família *Trichomycteridae* apresentam como estratégia a miniaturização, ou seja, a diminuição do tamanho, de modo a obter vantagem em leitos rasos, estreitos e com corredeiras.

Esses fatos são coerentes às constatações realizadas em campo, isso porque eram capturadas larvas de insetos juntamente com os peixes, o que permite inferir que havia no ambiente recursos alimentares adequados ao hábito do *T. diabolus*. Além disso os espécimes amostrados apresentavam efetivamente pequeno porte quando comparado ao tamanho máximo que podem vir a apresentar, confirmou-se também no riacho Taquara a distribuição igualitária de indivíduos adultos e juvenis em ambas as estações.

A terceira espécie potencialmente bioindicadora do Taquara é *Bryconamericus aff. Iheringii* (Figura 10), conhecido também como ‘lambarzinho’ ou ‘piquira’ (GRAÇA; PAVANELLI, 2007). Essa espécie apresentou mesma pontuação que a *Characidium aff. zebra*, comumente chamada de ‘canivete’ (BRITTO, 2008), ambas com Indval igual a 46, divergindo muito pouco apenas no CV, ou seja, ambas com o mesmo potencial de bioindicação.



**Figura 10 - *Bryconamericus aff. Iheringii*.**  
Fonte: Foto por Cichlid-forum.com.

*B. iheringii* é uma espécie nativa da ordem Characiformes, ocupando comumente a região central da coluna d'água, normalmente intolerante à hipóxia e com tendências alimentares de onivoria (BOZZETTI E SCHULZ, 2004). Segundo Lampert, Azevedo e Fialho (2004), usualmente não apresentam comprimento maior do que 10cm e habitam diferentes ambientes. Esses autores também constatam

comportamento onívoro, e os consideram como importantes presas para peixes piscívoros. Silva, Delariva e Bonato (2012) atestam a onivoria do *B. iheringii*, mediante constatação de quantidades similares de restos de plantas, sementes e larvas de *Lepidoptera* no estômago, portanto, não podendo ser considerados com exclusividade nem herbívoros, nem insetívoros.

Ferriz et al. (2010) atribuíram duas preferências alimentares à *B. iheringii*: carnívoros e herbívoros, se alimentando de algas crisófitas e clorofiladas, reforçando ainda, assim como os autores anteriores, seu papel funcional de presa para outros piscívoros. Fisicamente os ambientes amostrados por Ferriz et al. (2010) apresentam profundidades semelhantes às do Taquara, sendo que o riacho Manantiales varia de 35 a 88cm e o El Portugués de 17 a 55cm, este último muito semelhante à faixa de variação detectada no Taquara (14 a 55cm), portanto em ambos os casos, os indivíduos ocupam praticamente a mesma área da coluna d'água, revelando similar padrão de exploração de recursos espaciais pela espécie.

*B. iheringii* foi verificado, assim como a *R. pentamaculata*, apenas no Taquara, reforçando seu caráter bioindicativo do ambiente. Os autores Lampert, Azevedo e Fialho (2004), bem como Ferriz et al. (2010), expõem ainda que o período de reprodução do *B. aff. iheringii* se dá entre a primavera e o verão, o que justificou sua maior frequência de ocorrência e abundância nos meses quentes.

A quarta espécie indicadora foi o *Characidium aff. zebra* (Figura 11), também nativa, mas à semelhança das duas primeiras espécies indicadoras, essa última é bentônica e intolerante à hipóxia, sendo classificada como insetívora (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; SILVA, DELARIVA e BONATO, 2012; CETRA, RONDINELI e SOUZA, 2011; BONATO, DELARIVA e SILVA, 2012). Os indivíduos dessa espécie consomem preferencialmente estágios imaturos de *Dipteras*, ninfas de *Ephemeropteras* e *Plecopteras* e larvas de *trichopteras* (BONATO; DELARIVA; SILVA, 2012; BRAGA, 2005).



**Figura 11 - *Characidium aff. zebra*.**  
**Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.**

Teresa e Casatti (2013), assim como Braga (2005), expõem que a espécie tem preferência por locais rasos e de fluxo rápido, constatando ainda que os caracídeos desenvolveram uma morfologia adaptada às condições hidrogeomórficas semelhantes às do riacho Taquara, ou seja, apresentam pequeno porte, barbatana peitoral grande, o que facilita a realização de manobras pequenas na correnteza, além da ausência de bexiga natatória. Portanto, de acordo com Teresa e Casatti (2013), o *C. zebra* é uma espécie sensível às mudanças nas condições hidrodinâmicas, o que justifica a ausência nos outros riachos amostrados pelo presente estudo, os quais por conta do impacto a que estão submetidos apresentam áreas de remanso e maior resistência física ao fluxo.

A obtenção do alimento é realizada eficazmente com a boca terminal dotada de minúsculos dentes cilíndricos através de sucção junto ao fundo do rio, Braga (2005) cita, inclusive, que o recobrimento do fundo do rio é determinante para a alimentação do *C. zebra*, isso porque componentes rochosos, seixo, areia são condicionantes para o desenvolvimento das larvas e ninfas das quais se alimentam. Dessa forma, pode-se inferir que ambientes impactos por assoreamento tendem a restringir a ocorrência dessa forma, tornando-a indicadora de ambientes que não estejam submetidos a essa forma de impacto, o que também justifica a bioindicação nesse riacho e não nos outros dois estudados.

## 5.2 RIACHO CAFEZAL

De acordo com a Tabela 3 verifica-se que o Cafezal apresentou cinco espécies com p-valor menor do que 0,05, contudo nem todas são notadamente bioindicadoras, fato esse que reforça a necessidade da análise ecológica dos resultados encontrados.

Por exemplo, as espécies *Astyanax aff. paranae* e *Imparfinis mirini*, a segunda e terceira em valor de indicação, respectivamente, não se destacaram como bioindicadoras desse riacho, tendo em vista que no Taquara as mesmas espécies apresentaram valores de Indval maiores do que no Cafezal. Portanto, pode-se deduzir que estão muito mais associadas às características daquele ambiente do que do próprio Cafezal. Contudo, essas informações não devem ser desprezadas, uma vez que o Cafezal está no gradiente de transição entre uma condição de integridade ambiental ruim para boa (GAMBAROTTO, 2014), submetido tanto a pressões rurais (como o Taquara), quanto urbanas (como o Cambé), conforme pode ser confirmado na Figura 6, assim sendo, provavelmente essas duas espécies se desenvolveram mais nos pontos de amostragem com características mais similares às do Taquara.

Com o maior resultado dentre os três riachos estudados (Indval= 59; Tabela 3), a principal espécie bioindicadora do Cafezal foi a *Poecilia reticulata* (Figura 12), a qual apresentou o menor coeficiente de variação nesse riacho (20,78%), indicando que sua tendência de indicação variou pouco entre os riachos estudados.





**Figura 12 - *Poecilia reticulata*.**  
Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.

Uma observação que ratifica sua condição de bioindicadora neste riacho foi o fato dessa espécie ter apresentado dominância total em dos seus pontos de amostragem, tanto na pesca manual quanto elétrica. Outra questão que favoreceu a indicação de bioindicação da espécie nesse riacho foi o fato dela ter ocorrido com abundância elevada em todos os pontos de amostragem ao longo do período de estudo, característica valorizada pelo algoritmo do Indval.

*P. reticulata* apresenta diversos nomes populares, como 'lebiste', 'guaru' e 'barrigudinho', sendo uma espécie exótica, natural da América Central, não migradora, tendo sido introduzida para controle de larvas de mosquito vetores de doenças (BRITTO, 2008; GRAÇA; PAVANELLI, 2007). A espécie habita comumente a parte mais superficial da coluna d'água, sendo tolerante à hipóxia de acordo com Andrade et al. (2005). Quanto à dieta os autores a classificam como onívora, sendo que dependendo da disponibilidade de alimentos consegue se adaptar a distintas dietas.

A análise trófica realizada por Bonato, Delariva e Silva (2012) verificou os hábitos detritívoros e insetívoros aquáticos, notadamente bentófagos, para a espécie. Esta condição de onivoria foi salientada pelos autores, principalmente ao se constatar nos estômagos de *P. reticulata* exemplares de algas, protistas (*Testacea*), larvas de *díptera*, ninfas de Ephemeroptera, bem como outros fragmentos de invertebrados

aquáticos e grande quantidade de detritos. Apresentam, portanto, a espécie como generalista e tolerante às mudanças ambientais.

Essas últimas considerações são coerentes quanto à integridade ambiental verificada no ribeirão Cafezal (GAMBAROTTO, 2014), uma vez que o gradiente de qualidade de intermediária à pobre promove naturalmente mudanças estruturais no ambiente que selecionam as espécies que melhor se adaptam, principalmente com relação à disponibilidade de recursos alimentares e de hábitat.

### 5.3 RIACHO CAMBÉ

No riacho Cambé foram identificadas três espécies bioindicadoras com maior importância: *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli* e *Gymnotus inaequilabiatus*. A primeira espécie também chamada popularmente de ‘cará’, ‘acará’ ou ‘papa-terra’ (ABELHA; GOULART, 2004; GRAÇA; PAVANELLI, 2007, BRITTO, 2008) é um ciclídeo nativo, que explora diretamente os recursos alimentares associados ao substrato, sendo ainda tolerante à hipóxia (BOZZETTI; SCHULZ, 2004).

De acordo com Abelha e Goulart (2004), o *G. brasiliensis* (Figura 13) é uma espécie oportunista, isto é, tende a se alimentar de fontes abundantes, mesmo que incomuns à sua dieta natural. Consoante aos mesmos autores, essa espécie apresenta flexibilidade tanto de dieta quanto de reprodução, uma vez que se adapta aos mais variados ambientes degradados e impactados, sem prejuízo para seu sucesso reprodutivo, conseguindo, portanto, se desenvolver em ambientes lênticos (lagoas de planícies de inundação, lagoas costeiras, lagos) e lóticos (riachos) ocupando normalmente regiões de remanso.



**Figura 13 - *Geophagus brasiliensis*.**  
Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.

Ainda segundo Abelha e Goulart (2004), o período preferido de atividade do *G. brasiliensis* é diurna, orientando-se visualmente, com hábito alimentar variando entre detritívoro-ictiófago e onívoro (LEMES; GARUTTI, 2002). A tática bentônica dessa espécie é explorar o substrato, selecionando e separando a presa. Esse comportamento consiste no abocanhamento do sedimento pela protrusão da maxila superior e então expulsão do excesso de partículas de areia pelos opérculos. Contudo, não há estrutura de retenção, logo juntamente com a presa (larvas de insetos) são ingeridos detritos, algas e fragmentos de plantas (CASTRO et al, 2003, ABELHA; GOULART, 2004).

Moraes, Barbola e Duboc (2004) analisaram a diversidade de recursos alimentares explorados pelo *G. brasiliensis*, sendo que cerca de 46% do material foi relacionado a insetos, com predominância de larvas de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera e Diptera, seguidos por 20% de Gastropoda e Arthropoda, e os outros 34% compostos por material não identificado, tais como fragmentos vegetais, algas, sedimentos e, assim como protozoários e indivíduos de *P. reticulata*.

Alguns autores atribuem à espécie *G. brasiliensis* a característica de resistente a impactos ambientais, o que justifica sua condição de bioindicadora do Cambé, o riacho mais urbanizado e impactado dos três analisados no presente estudo. Lemes e Garutti (2002) detectaram a ocorrência de 21 espécies no riacho Cedro, bacia do Alto Rio Paraná, e constataram que após um derramamento de descarte de óleo automotivo usado o qual deixou uma película sobre a superfície,

apenas quatro dessas 21 espécies foram coletadas posteriormente, entre elas o *G. brasiliensis*. Os autores detectaram ainda baixa diversidade de espécies no riacho Cedro, o que segundo eles pode refletir o grau de degradação ao qual está submetido, sendo que tais condições também se verificam no Cambé. Portanto, como o riacho se encontra sob intensa pressão urbana e apresentada sinais de reduzida qualidade ambiental, é possível justificar que a bioindicação da espécie *G. brasiliensis* no Cambé esteja relacionada a sua plasticidade adaptativa às mudanças no meio.

A segunda espécie bioindicadora do Cambé foi a *Tilapia rendalli* (Figura 14), uma espécie exótica, natural do continente africano e que foi introduzida no Brasil para fins comerciais. Trata-se de uma espécie que consegue persistir em ambientes com reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido, não requerendo, portanto, condições ambientais de alta qualidade para se desenvolverem (DIAS; BRANCO; LOPES, 2005, ZAGANINI; VIDOTTO-MAGNONI; CARVALHO, 2012).



**Figura 14 - *Tilapia rendalli*.**  
Fonte: Foto por Cristian R. Marcucci.

Araújo (1998) identificou que tanto a *T. rendalli* quanto o *G. brasiliensis* são espécies consideravelmente tolerantes às alterações ambientais, ambas desenvolvendo comportamento alimentar onívoro. Zaganini, Vidotto-Magnoni e Carvalho (2012) classificaram a espécie como onívora, identificando como recursos

principais: detritos, material vegetal, microcrustáceos (Cladocera), macroinvertebrados (Oligochaeta) e insetos aquáticos, predominantemente larvas e pupas de Chironomidae.

Dias, Branco e Lopes (2005) ressaltaram a eficiência das tilápias (nome comum da espécie) quanto à exploração dos recursos alimentares do ambiente, tanto na coluna d'água quanto no substrato, uma vez que verificaram abundantemente a presença de grãos de areia e algas planctônicas nos estômagos estudados, sendo que a captura, segundo os autores, se dá por predação visual e por filtração.

Peixes de pequeno porte normalmente buscam abrigo contra predadores em águas rasas e, nesse contexto, Bordignon (2006) verificou que as tilápias pequenas se desenvolvem bem em ambientes de até 50cm de profundidade, condição típica dos trechos de cabeceira do Cambé, que varia de 15 a 26cm de profundidade em média.

O último bioindicador do Cambé, *Gymnotus inaequilabiatus* (Figura 15), é uma espécie nativa que, diferentemente das anteriores, costuma habitar as margens dos rios, sendo tolerante à hipóxia e mudanças ambientais, sendo predominantemente insetívora (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009). A análise da alimentação do *G. inaequilabiatus* realizada por Bonato, Delariva e Silva (2012) constatou que a espécie prefere predominantemente ninfas de Ephemeroptera e larvas de Diptera, bem como Trichoptera, todos itens de origem autóctone.



**Figura 15 - *Gymnotus inaequilabiatus*.**  
Fonte: GRAÇA; PAVANELLI, 2007.

Segundo Frota, Souza e Silva (2012) indivíduos de *G. inaequilabiatus* desenvolvem-se bem às margens de ambientes de água escura, com macrófitas e gramíneas submersas. Delariva e Silva (2013) constataram a presença da 'morenita' (nome comum do *G. inaequilabiatus*) predominantemente em ambientes de substrato rochoso, com seixos e areia, sendo que o leito dos mesmos estava em processo de assoreamento ou já bastante assoreado. As autoras observaram ainda que os

ambientes se encontram em zonas de pressão urbana, com registro de infraestrutura como pontes, rodovias, intenso contato humano e, por consequência descarte de resíduos sólidos. Essas características ambientais são similares às encontradas no ribeirão Cambé, o que pode explicar a ocorrência dessa espécie como bioindicadora desse sistema lótico.

## 6. CONCLUSÃO

Por conta do intenso desenvolvimento urbano e incremento da produção rural os ambientes aquáticos veem sofrendo impactos consideráveis em sua dinâmica, diante desse cenário o presente estudo identificou as espécies de peixes que podem ser consideradas bioindicadoras de trechos de cabeceira de riachos localizados tanto em áreas essencialmente urbanas como rurais.

Na cabeceira da microbacia do Taquara, o menos impactado dos riachos analisados, verificou-se a ocorrência de maior riqueza de espécies indicadoras, atestando a integridade desse sistema lótico, o que pode ser confirmado pela ocorrência de espécies com requerimentos ambientais específicos, típicos de ambientes íntegros e, por isso, exigentes do ponto de vista ambiental, a saber as espécies: *Rineloricaria pentamaculata*, *Trichomycterus diabolus*, *Bryconamericus aff. iheringi* e *Characidium aff. zebra*.

Por outro lado, os riachos Cafezal e Cambé, ambos sob influência de áreas mais urbanizadas, revelaram menor número de bioindicadores, além de se tratar de espécies generalistas e oportunistas. Respectivamente foram consideradas como espécies bioindicadoras: *Poecilia reticulata* no primeiro e *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli* e *Gymnotus inaequilabiatus* no segundo riacho.

Essa resposta corrobora com a perspectiva de que esses ambientes sob intenso estresse ambiental tendem a ser explorados por espécies que apresentam plasticidade adaptativa capaz de resistir às frequentes alterações ambientais e, mesmo sob essas condições limitantes, persistir no ambiente. Cabe destacar a eficiência de espécies exóticas na colonização desses ambientes.

Dessa forma, a identificação de espécies bioindicadoras se revela uma importante ferramenta para a elaboração de planos de manejo de bacias hidrográficas, informando indiretamente as condições atuais do ecossistema lótico. Além disso, os bioindicadores podem ser úteis nas atividades de biomonitoramento de sistemas lóticos, permitindo aos gestores ambientais avaliar a dinâmica do ecossistema em função da frequência de ocorrência e abundância dos bioindicadores típicos das mais diversas condições ambientais reconhecidas.

## REFERÊNCIAS

ABELHA, Milza Celi Fedatto; GOULART, Erivelto. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v. 26, n. 1, p. 37-45, 2004.

AGUSTINI, Márcia Antonia Bartolomeu; MUCELIN, Carlos Alberto. **Mexilhões dourado como bioindicadores da qualidade hídrica do reservatório do lago de Itaipu – PR**. 2010. Disponível em: <[http://cac-  
php.unioeste.br/eventos/senama/anais/PDF/ARTIGOS/40\\_1269270557\\_ARTIGO.pdf](http://cac.php.unioeste.br/eventos/senama/anais/PDF/ARTIGOS/40_1269270557_ARTIGO.pdf)>. Acesso em: 20 fev. 2014.

ALMEIDA, Maria Natalina; TORRES, Eloiza Cristiane. A importância da conservação da mata ciliar: o caso do córrego da mata no município de Londrina-PR. In: Encontro Nacional de Geógrafos, 16. 2010. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2010.

ALVES, Thiago Luiz. **Abordagem geográfica a partir da análise ambiental em áreas de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do riacho Taquara**. 2009. 97f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia, Meio ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

ANDRADE, Rafael Luiz Barbosa 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, Francisco Gerson. 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.

BAPTISTA, Darcílio Fernandes; BUSS, Daniel Forsin; EGLER, Mariana. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F.; MORECRA, JC., orgs. **É veneno ou é remédio?: Agrotóxicos, saúde e ambiente (online)**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. p. 157-175. Disponível em: SciELO Books <<http://books.scielo.org>>.

BARRELLA, Walter et al. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2001. p. 187-207.



BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. A natureza da comunidade: padrões no espaço e no tempo. In: \_\_\_\_\_. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2007. p. 469-499.

BONATO, Karine Orlandi; DELARIVA, Rosilene Luciana; SILVA, Jislaine Cristina da. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with diferente anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**. v.29, n.1, p. 27-38, fev. 2012.

BORDIGNON, Marcelo O. Padrão de atividade e comportamento de forrageamento do morcego-pescador *Noctilio leporinus* (Linnaeus)(Chiroptera, Noctilionidae) na baía de Guarabuta, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.23, n.1, p. 50-57, 2006.

BORGES, Júlio César. **Controle da Expressão Gênica**. Instituto de Química de São Carlos – IQSC. Universidade de São Paulo – USP. (*online*), 2011. Disponível em: <<http://graduacao.iqsc.usp.br/files/Aula-06-Controle-da-Express%C3%A3o-G%C3%AAnica1.pdf>>. Acesso em: 23 abr. 2014.

BOZZETTI, Márcia; SCHULZ, Uwe H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**. v. 529, p. 133-144, 2004.

BRAGA, Francisco Manoel de Souza. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do riacho Grande, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences Maringá, v. 26, n. 1, p. 31-36, 2004.

BRAGA, Francisco Manoel de Souza. Feeding and condition factor of characidiin fish in Riacho Grande system, Southeastern Brazil. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences Maringá, v. 27, n.3, p. 271-276, 2005.

BRITTO, Sandro G.C.. **Peixes do rio Paranapanema**. São Paulo: Horizonte, 2008 p.120.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.19, n.2, p.465-473, mar-abr. 2003.

CALLISTO, Marcos; MORETTI, Marcelo; GOULART, Michael. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.6, n.1, p. 71-82. 2001.

CARSON, Rachel. **Primavera Silenciosa**. São Paulo: Melhoramentos, 305 p., 1964.

CASATTI, Lilian; FERREIRA, Cristiane; LANGEANI, Francisco. A fish-based biotic integrity for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**. v.673, p. 173-189, 2009.

CASATTI, Lilian. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**. v. 2, n.2, p. 1-14, 2002.

\_\_\_\_\_. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v.64, n. 4, p. 757-765, 2004.

\_\_\_\_\_. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**. v.5, n. 1, p. 75-83, 2005.

CASTRO, Ricardo Macedo Côrrea e et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**. v.3, n.1, p. 1-31, 2003.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.org.br>>. Acesso em: 25 set. 2014.

CETRA, Maurício; RONDINELI, Giulianna Rodrigues; SOUZA, Ursulla Pereira. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). **Biota Neotropica**. v.11, n.2, p. 87-95, 2011.

COSTA, Lilian; SOUSA, Milena Viana de; DELLAMATRICE, Priscila Maria. Avaliação da qualidade da água de um açude através de bioensaios, usando bioindicadores de qualidade ambiental. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.73, n.2, p.351-355, jul./dez. 2011.

DELARIVA, Rosilene Luciana; SILVA, Jislaine Cristina da. Fish fauna of headwater streams of Perobas Biological Reserve, a conservation unit in the Atlantic Forest of the Northwestern Paraná State, Brazil. **Check List**. v.9, n.3, p. 549-554, 2013.

DIAS, Ana Carolina Monteiro Iozzi; BRANCO, Christina Wyss Castelo; LOPES, Wanessa Guimarães. 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.

DUFRENE, Marc; LEGENDRE, Pierre. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n.3, p. 345-366, ago. 1997.

FERREIRA, Aurélio Buarque de Holanda. Miniaurélio século XXI: o minidicionário da língua portuguesa. 4 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2000. p.790.

FERREIRA, Guilherme Lessa; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice biótico BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José, município de São João da Boa Vista, SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 5, n. 1, p. 128-139, fev. 2012.

FERRIZ, Ricardo A. et al. Algunos aspectos biológicos de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) en dos arroyos de la alta cuenca del río Samborombón, Argentina. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales** [online]., v.12, n.2, p. 109-116, 2010.

FREITAS, Carlos Edwar C; SIQUEIRA-SOUZA, Flávia K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v.1, n.2, p.39-45, ago. 2009.

FROTA, Augusto; SOUZA, Fagner de; SILVA, Hugmar Pains da. Análise morfométrica de *Gymnotus inaequilabiatus* (Valenciennes, 1839) Gymnotiformes: Gymnotidae) em diferentes bacias hidrográficas brasileiras. **Biota Amazônia**. Macapá, v.4, n.4, p. 27-32, 2014.

GALVES, Wanner; JEREP, Fernando Camargo; SHIBATTA, Oscar Akio. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**. v. 2, n. 1, p. 55-65, 2007.

GAMBAROTTO, Bruno Luiz. **Proposta de índice de integridade ambiental aplicado a riachos de mata atlântica e aplicação de teste de validação com parâmetros da assembleia de peixes**. 2014. 138f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

GONÇALVES, Fábio Bertolini; MENEZES, Márcia dos Santos. Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná, sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.4, p. 27-36, 2011.

GOULART, Michael Dave C.; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, Pará de Minas, ano 2, n1. p.153-164, 2003.

GRAÇA, Weferson Junio; PAVANELLI, Carla Simone. **Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007,241p.

HEPP, Luiz Ubiratan et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEVSKI, Sônia Balvedi. **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim: EdiFapes, 2007, p.75-85.

HERMOSO, Virgilio; CLAVERO, Miguel; BLANCO-GARRIDO, Francisco; PRENDA, José. Assessing the ecological status in species-poor systems: a fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). **Ecological Indicators**. v.10, n.6, p. 1152-1161, 2010.

ISHIKAWA, Dílson Norio, et al. Avaliação do risco ambiental em sedimento dos lagos do Riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**. v. 32, n.7 p.1744-1749, 2009.

LAMPERT, Vinicius Renner; AZEVEDO, Marco Aurélio; FIALHO, Clarice Bernhardt. Reproductive biology of *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) from rio Vacacaí, RS, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v.2, n.4, p. 209-215, 2004.

LAZORCHAK, James M.et al. USEPA biomonitoring and bioindicator concepts needed to evaluate the biological integrity of aquatic systems. In: MARKERT, B.A.; BREURE, A.M.; ZECHMEISTER; H.G. **Bioindicadores and Biomonitors**. New York: Elsevier Science Ltda, 2003. Cap. 23, p.831-874.

LEMES, Elis Mara; GARUTTI, Valdener. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia série zoologia**, Porto Alegre, v.92, n.3, p.69-78, 2002.

LEONARDO, Hudson Carlos Lissoni. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo**

**CUE, região oeste do Estado do Paraná.** 2003. 121f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LIMA, Josanidia Santana. Bioindicação, biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. **EcoTerra Brasil**, 2004. Disponível em: <<http://www.ecoterrabrasil.com.br/home/index.php?pg=temas&tipo=temas&cd=89#topo>>. Acesso em: 14 nov. 2013.

\_\_\_\_\_. O biomonitoramento como ferramenta complementar na avaliação de impactos ambientais: Discutindo conceitos. **EcoTerra Brasil**, 2000. Disponível em: <<http://www.ecoterrabrasil.com.br/home/index.php?pg=temas&tipo=temas&cd=92>>. Acesso em: 18 mai. 2015.

LINDE-ARIAS, Ana Rosa et al. Biomarkers in an invasive fish species, *Oreochromis niloticus*, to assess the effects of pollution in a highly degraded Brazilian River.. **Elsevier - Science of The Total Environment**. v.399, p.186-192, jul.2008.

LINS, José Augusto Pereira Navarro et al. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 8, n. 4, p. 469-484, out./dez. 2010.

LOEBMANN, Daniel; VIEIRA, João P. Composição e abundância dos peixes do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil e comentários sobre a fauna acompanhante de crustáceos decápodos. **Atlântica**, Rio Grande, v.27, n.2, p. 131-137, 2005.

LÓPEZ-DOVAL, Julio César; BARATA, Carles; DÍEZ, Sergi. El uso de organismos como indicadores de la contaminación y evaluación del riesgo sobre el ecosistema acuático en el embalse de Flix (Catalunya, NE de España). In: POMPÊO, Marcelo et al. (org). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, xii, 2015, Cap.1, p. 1-32.

LOUZADA, Júlio N. C. Bioindicadores de qualidade ambiental. Departamento de Biologia, UFL. **V Congresso Brasileiro de Ecologia**. Porto Alegre, RS, 2001.

\_\_\_\_\_. **Bioindicadores de qualidade ambiental**. Universidade Federal de Lavras. Depto. de Biologia. 2012. Disponível em: <<http://filgueiranogueira/bioindicadores-de-qualidade-ambiental-ii>>. Acesso em: 30 nov. 2013.

MACHADO, Murilo Rezende; RODRIGUES, Fátima C.M. Piña; PEREIRA, Marcos Gervasio. **Produção de serrapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação**. Viçosa-MG, v.32, n.1, p.143-151, 2008.

MARKERT, Bernd A., BREURE, Anton M., ZECHMEISTER, Harald G., Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In:\_\_\_\_\_. **Bioindicators and Biomonitors**. New York : Elsevier, 2003.Cap.1, v.6, p. 3-39.

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

MERCANTE, Cacilda Thais Janson et al. Qualidade da água de efluentes de pesqueiros situados na bacia do Alto Tietê. **Bioikos**, Campinas, v.25, n.1, p.41-52, jan./jun., 2011.

MONTEIRO, Thiago Rezende; OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; GODOY, Bruno Spacek. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMPW' à bacia do Rio Meia Ponte – GO. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p.553-563, 2008.

MORAES, Marcos Flávio P. G. de; BARBOLA, Ivana de Freitas; DUBOC, Luis Fernando. Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (osteichthyes, cichlidae), in a lagoon of High Tibagi River, Paraná state, Brazil. **Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde**, Ponta Grossa,v.10, n.1, p, 37-45, mar. 2004.

MOSCA, Andreia Arruda de Oliveira. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o Monitoramento ambiental de manejo de florestas plantadas**. 2003. 96f. Dissertação (mestrado em recursos florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OSINSKI, Elisabeth et al. Application of biotic indicators for evaluation of sustainable land use — current procedures and future developments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. n. 98, p. 407–421, Elsevier, 2003.

PAISLEY, Martin. F.; TRIGG, David. J.; WALLEY, W. J. Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. In: PETTS, G.E. (ed). **River Research and Applications**. v.30, n.7, 2013, p.887–904. Disponível em: <[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/\(ISSN\)1535-1467](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/(ISSN)1535-1467)>. Acesso em: 10 set. 2014.

PARKINSON, Andrew; OGILVIE, Brian W. Biotransformação de xenóbicos. In: KLAASSEN, Curtis D; WATKINS III, John B. **Fundamentos em toxicologia**. São Paulo: AMGH, 2012. Cap.6, 2ed., p.71-98.

PAULA, Sabrina Nolasco Carvalho de. **Biomonitoramento como instrumento de detecção de contaminantes ambientais**. 2010. 38f. Monografia (MBA em Gestão e Planejamento Ambiental) – Universidade Veiga de Almeida, Instituto Pedagógico de Vitória, Vitória, 2010.

PAZ, Yene Medeiros; ALMEIDA, Marília de Macedo; EL-DEIR, Soraya Giovanetti. Monitoramento de efluentes industriais através do uso da carpa-comum (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) como bioindicador. In: **XXXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. A gestão dos processos de produção e as parcerias globais para o desenvolvimento sustentável dos sistemas produtivos**. Salvador, BA, Brasil, 08 a 11 de outubro de 2013.

PLAFKIN, James L. et al. **Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Washington,DC: Environmental Protection Agency, p.179.1989.

RODRIGUES, Efraim. Biologia da Conservação: ciência da crise **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 23, n. 2, p. 261-272, jul./dez. 2002. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/2107/1808>>. Acesso em: 10 set. 2014.

ROSENCHAN, Moysés. **Os rios Tietê e Tâmis: abordagem crítica dos programas de despoluição**. São Paulo; s.n; 2005. p.78.

SILVA, Fábio Henrique da et al. Índices bióticos para avaliação da qualidade ambiental em trechos do rio Correntoso, Pantanal do Negro, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**: Maringá, v. 33, n. 3, p. 289-299, 2011.

SILVA, Mariana S. Guerra Moura e. Biomonitoramento. Árvore do conhecimento: agricultura e meio ambiente. **Ageitec – Agencia Embrapa de informação tecnológica**. 20---. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura\\_e\\_meio\\_ambiente/arvore/CONTAG01\\_49\\_210200792814.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura_e_meio_ambiente/arvore/CONTAG01_49_210200792814.html)>. Acesso em: 6 jan. 2014.

SILVA, Jislaine Cristina da; DELARIVA, Rosilene Luciana; BONATO, Karine Orlandi. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v.10, n.2, p. 389-399, 2012.

SILVEIRA, Mariana Pinheiro. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Documentos EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Jaguariúna, 2004.

SOUZA, Fagner de et al. Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. **Biotemas**. v.26, n.4, p.101-110, dez. 2013.

SUDARYANTO, Agus et al. Levels and distribution of organochlorines in fish from Indonesia. **Environment International**: Elsevier, v. 33, n.6, p.750–758, ago. 2007.

TEODORO, Valter Luiz Iost et al. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, Araraquara, n.20, p. 137-156. 2007.

TERESA, Fabrício Barreto; CASATTI, Lilian. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. **Neotropical Ichthyology**. v.11, n.2, p. 395-402, 2013.

VILLARROEL, M.J. et al. Biochemical stress response in tetradifon exposed *Daphnia magna* and its relationship to individual growth and reproduction. **Science of the Total Environment**, Valencia, Spain, n.407, p. 5537–5542. 2009.

ZAGANINI, Rosângela Lopes; VIDOTTO-MAGNON, Ana Paula; CARVALHO, Edmir Daniel. Ontogenetic diet shifts of *Oreochromis niloticus* and *Tilapia rendalli* of the Barra Bonita reservoir (Tietê river, São Paulo State, Brazil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v.34,n.3, p. 255-262, 2012.



## APÊNDICE

## APÊNDICE A – Abundância das espécies coletadas em 2012 e 2013

Éspecie	Taquara	Cafezal	Cambé
<i>Apareiodon cf. ibitiensis</i>	1	0	0
<i>Astyanax aff. paranae</i>	86	44	21
<i>Astyanax altiparanae</i>	0	0	44
<i>Astyanax bockmanni</i>	71	1	3
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	0	0
<i>Bryconamericus aff. ihering</i>	123	0	0
<i>Bryconamericus stramineus</i>	16	0	1
<i>Callichthys callichthys</i>	0	1	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	1	0	0
<i>Characidium aff. zebra</i>	76	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	73	2	185
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0	7	48
<i>Hoplias sp2</i>	0	0	2
<i>Hoplias sp3</i>	0	1	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	55	83	111
<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	0	0
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	12	38	0
<i>Imparfinis borodini</i>	6	0	0
<i>Imparfinis mirini</i>	576	136	0
<i>Neoplecostomus yapo</i>	0	23	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	20	49
<i>Phalloceros aff. caudimaculatus</i>	49	0	0
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	16	0	0
<i>Piabina argentea</i>	55	0	0
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	1	0	0
<i>Poecilia reticulata</i>	32	1588	962
<i>Rhamdia quelen</i>	20	21	6
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	56	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	2
<i>Tilapia rendalli</i>	14	0	627
<i>Trichomycterus diabolus</i>	96	4	0
<i>Trichomycterus sp.</i>	3	9	0
Total de indivíduos	1440	1978	2061