

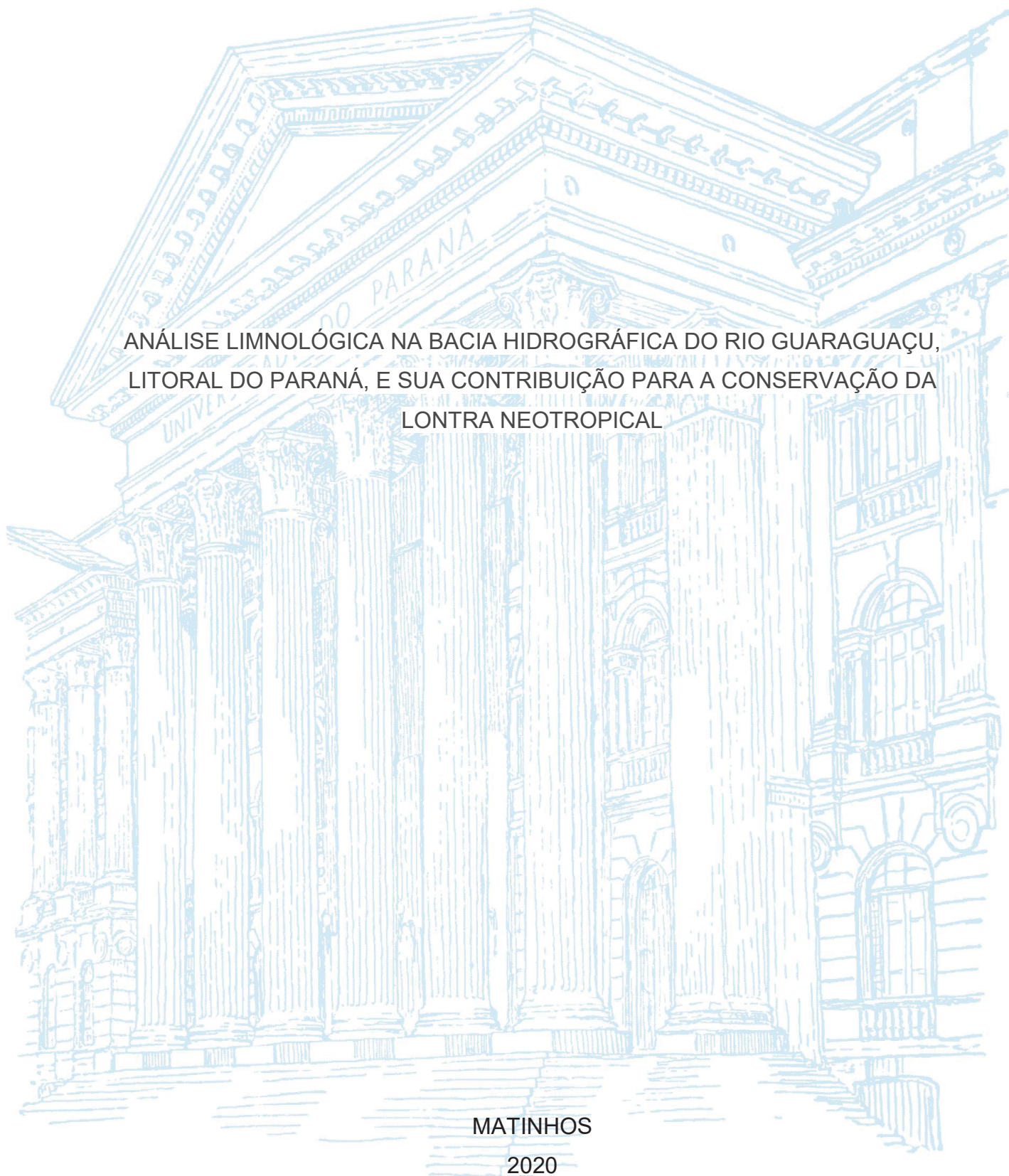
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GIOVANNA DE ANDRADE ZANLORENCI

ANÁLISE LIMNOLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU,
LITORAL DO PARANÁ, E SUA CONTRIBUIÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DA
LONTRA NEOTROPICAL

MATINHOS

2020



GIOVANNA DE ANDRADE ZANLORENCI

ANÁLISE LIMNOLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU,
LITORAL DO PARANÁ, E SUA CONTRIBUIÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DA
LONTRA NEOTROPICAL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável, Setor Litoral, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Juliana Quadros

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Henrique Carneiro Marques

MATINHOS

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte
Biblioteca da Universidade Federal do Paraná - Setor Litoral

Z31a Zanlorenzi, Giovanna de Andrade
Análise limnológica na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, Litoral do Paraná, e sua contribuição para a conservação da Lontra Neotropical / Giovanna de Andrade Zanlorenzi ; orientadora Juliana Quadros ; coorientador Paulo Henrique Carneiro Marques – 2020.
93 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná - Setor Litoral, Matinhos/PR, 2020.

1. Mata Atlântica. 2. Lontra longicaudis. 3. Qualidade da água. 4. Macroinvertebrados aquáticos. I. Dissertação (Mestrado) – Programa do Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável. II. Título.

CDD – 599.74447



TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **GIOVANNA DE ANDRADE ZANLORENCI** intitulada: **ANÁLISE LIMNOLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, E SUA CONTRIBUIÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO DA LONTRA NEOTROPICAL**, sob orientação da Profa. Dra. JULIANA QUADROS, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

MATINHOS, 18 de Dezembro de 2020.

Assinatura Eletrônica

21/12/2020 16:02:43.0

JULIANA QUADROS

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

20/12/2020 11:39:52.0

EDINALVA OLIVEIRA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

19/12/2020 14:43:00.0

LEANDRO ANGELO PEREIRA

Avaliador Interno (INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO PARANÁ IFPR)

Dedico a meu avô Dilson e as minhas avós Lete e Dirce (in memoriam),
Dedico a minha avó Diva, a minha mãe Silmara e ao meu irmão Jota,
Dedico também ao meu pai Benjamim e as minhas irmãs Isabella e Paola.

AGRADECIMENTOS

A minha família, amigas e amigos por todo apoio, encorajamento e as quais devo grande parte da minha evolução pessoal;

À professora Juliana, não somente pela valiosíssima orientação e acolhimento desde a graduação, mas também pelas vivências, incentivo, confiança e, sobretudo, pela graça do aprender, sou grata por proporcionar meu amadurecimento na pesquisa científica e por ter me apresentado o mundo das Lontras;

Ao professor Paulinho, pela coorientação imprescindíveis na conclusão desta pesquisa. O apoio as saídas de campo, a atenção dedicada a análise dos dados e pelas conversas nos momentos de lazer, sempre com longas reflexões e ensinamentos sobre limnologia e ecologia de rios;

À professora Edinalva, pelo grande auxílio nos trabalhos de campo, identificação dos macroinvertebrados aquáticos coletados e por ter contribuído com inúmeras sugestões no decorrer do presente trabalho;

Ao colega de pesquisa Gustavo, pela amizade dentro e fora dos muros da universidade;

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável e seus professores;

Aos funcionários e técnicos da UFPR Setor Litoral, em especial à técnica Mariana Nazário pela ajuda nos procedimentos laboratoriais que colaboraram muito no presente trabalho, e exemplo de dedicação e profissionalismo;

À equipe do projeto de pesquisa PROLONTRA e as instituições financiadoras, Grupo Boticário e Fundação Araucária;

Por fim, agradeço os membros titulares da Banca Examinadora, Prof.^a Dr.^a Edinalva Oliveira e ao Prof. Dr. Leandro Angelo Pereira.

A pandemia revela que o modo como habitamos a Casa Comum é nocivo à sua natureza. A lição que nos transmite soa: é imperioso reformatar nossa forma de viver sobre ela, enquanto planeta vivo. Ela nos está alertando que assim como estamos nos comportando não podemos continuar. (Boff, 2020).

RESUMO

A Lontra Neotropical, *Lontra longicaudis*, é um mamífero semiaquático que está no topo da teia alimentar. O presente estudo buscou dimensionar variáveis limnológicas no perfil longitudinal da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, relacionando tais características com as ocorrências da Lontra Neotropical registradas pelas armadilhas fotográficas, tendo os seguintes objetivos específicos: a) descrever o gradiente longitudinal de variáveis físico-químicas da água; b) analisar a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos; c) verificar as condições e diversidade de habitats nos sítios amostrais; d) analisar a ocorrência de Lontra Neotropical em relação às variáveis ambientais amostradas. As armadilhas fotográficas ficaram instaladas em sete tocas de lontra, e a frequência de utilização das tocas foi calculada dividindo os registros independentes pelo total de dias que as armadilhas fotográficas ficaram instaladas (R/D), e a significância estatística das diferenças entre R/D foi analisada pelo Teste G. Para o levantamento de variáveis limnológicas primárias foram distribuídos nove pontos amostrais ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, e realizadas oito campanhas de campo. Os protocolos de campo consistiram no levantamento de variáveis físico-químicas de águas superficiais, de macroinvertebrados aquáticos e da diversidade de habitats. Os pontos amostrais que apresentaram características semelhantes foram agrupados e identificados em três grupos principais: zona de alta erosão e transporte (cabeceira); zona de transferência (trecho médio); e zona de deposição (trecho final da planície até a foz). Embora não tenha sido detectadas correlações diretas entre a frequência de utilização de tocas por lontra e as variáveis limnológicas analisadas, foi possível observar algumas ameaças a espécie. A menor frequência de utilização de tocas por lontras ocorreu na região de cabeceira, a qual apresentou as melhores condições ambientais. As maiores frequências de utilização bem como evidências de reprodução das lontras foram observadas em tocas situadas na planície, nas zonas de transferência e deposição da bacia, as quais demonstraram deterioração do estado ecológico da qualidade de água resultante de ações antrópicas no entorno. Dentre os impactos mais notáveis para a população de lontras estão as mudanças qualitativas e quantitativas de níveis tróficos inferiores. Nesse sentido, a poluição advinda de diferentes atividades antrópicas, sua influência sobre a teia trófica e a bioacumulação até as lontras, predadoras de topo das teias alimentares, devem ser melhor compreendidas e consideradas na elaboração de estratégias de conservação do ambiente aquático e das lontras.

Palavras-chave: Mata Atlântica. *Lontra longicaudis*. Qualidade de água. Macroinvertebrados aquáticos.

ABSTRACT

The Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, is a semi-aquatic mammal that is at the top of the food web. This study sought to dimension limnological variables in the longitudinal profile of the hydrographic basin of the Guaraguaçu River, relating these characteristics to the occurrences of Otter Neotropical recorded by camera traps, having the following specific objectives: a) to describe the longitudinal gradient of physical and chemical variables; b) analyze the composition of the aquatic macroinvertebrate community; c) check the conditions and diversity of habitats at the sample sites; d) analyze the occurrence of the Otter Neotropical in relation to the sampled environmental variables. The camera traps were installed in seven otter dens, and the frequency of use of the dens was calculated by dividing the independent records by the total number of days that the camera traps were installed (R / D), and the statistical significance of the differences between R / D was analyzed by Test G. For the survey of the primary limnological variables, nine sample points were distributed along the hydrographic basin of the Guaraguaçu River, and eight field campaigns were carried out. Field protocols consisted of surveying surface water physicochemical variables, aquatic macroinvertebrates, and habitat diversity. The sampling points that showed similar characteristics were grouped and identified in three main groups: zone of high erosion and transport (headland); transfer zone (medium section); and deposition zone (final stretch from the plain to the mouth). Although no direct correlations were detected between the frequency of use of burrows per otter and the limnological variables analyzed, it was possible to observe some threats to the species. The lowest frequency of use of otters' dens occurred in the headland region, which presented the best environmental conditions. The highest frequencies of use, as well as evidence of otter reproduction, were observed in burrows located on the plain, in the transfer and deposition zones of the basin, which showed deterioration in the ecological status of water quality, resulting from anthropic actions in the surroundings. Within the most notable impacts for the otter population are qualitative and quantitative changes in lower trophic levels. In this sense, the pollution arising from different anthropic activities, their influence on the trophic web and bioaccumulation up to the otters, top predators of the food webs, must be better understood and considered in the elaboration of strategies for the conservation of the aquatic environment and the otters.

Keywords: Atlantic Forest. *Lontra longicaudis*. Water quality. Aquatic macroinvertebrates.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - O CONCEITO DO CONTÍNUO FLUVIAL DE VANNOTE E COLABORADORES (1980): RELAÇÃO PROPOSTA ENTRE O TAMANHO DO FLUXO E A PROGRESSIVA MUDANÇA NOS ATRIBUTOS ESTRUTURAIS E FUNCIONAIS EM COMUNIDADE LÓTICAS	23
FIGURA 2 - MAPA TEMÁTICO DE HIDROGRAFIA E ÁREAS ANTROPIZADAS; VEGETAÇÃO; E ÁREAS PROTEGIDAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ.....	33
FIGURA 3 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS SETE TOCAS DE LONTRA MONITORADAS E DOS PONTOS AMOSTRAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ	35
FIGURA 4 - VALORES DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS (TEMPERATURA, TRANSPARÊNCIA, SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO, DBO, PH, OD, SILICATO, NITRITO, CONDUTIVIDADE, FOSFATO, E AMÔNIO) NOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, AFERIDOS ENTRE MARÇO E DEZEMBRO DE 2019	44
FIGURA 5 - GRÁFICOS APRESENTANDO AS MÉTRICAS BIOLÓGICAS: ABUNDÂNCIA ABSOLUTA (A), RIQUEZA (B), E DIVERSIDADE DE SHANNON-WEAVER (C), EM FUNÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ.....	47
FIGURA 6 - MAPAS TEMÁTICOS APRESENTANDO OS ÍNDICES BIÓTICOS: PORCENTAGEM EPT (A), E BMWPI' (B), PARA OS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ.....	48
FIGURA 7 - GRÁFICOS APRESENTANDO A COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS: ABUNDÂNCIA ABSOLUTA (A) E PROPORÇÃO POR PONTO AMOSTRAL (B), EM FUNÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ.....	49
FIGURA 8 - COMPOSIÇÃO DE IMAGENS FOTOGRÁFICAS DOS DIFERENTES AMBIENTES AMOSTRAIS NO PERFIL LONGITUDINAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ.....	52

FIGURA 9 - DENDROGRAMA APRESENTANDO A SIMILARIDADE DOS PONTOS AMOSTRAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, BASEADO NAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS, AFERIDOS ENTRE MARÇO E DEZEMBRO DE 201953

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CÓDIGO DAS TOCAS DE LONTRAS E RESPECTIVOS PONTOS AMOSTRAIS A MONTANTE.....	40
TABELA 2 - REGISTROS DE LONTRAS OBTIDOS PELAS ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS INSTALADAS EM SETE TOCAS LOCALIZADAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ (R/D = REGISTRO / DIA)	41

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
3 MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	29
3.2 PROCEDIMENTOS.....	34
3.2.1 Frequência de utilização das tocas por Lontra Neotropical	34
3.2.2 Levantamento de dados limnológicos primários.....	34
3.2.2.1 Variáveis físico-químicas de águas superficiais	36
3.2.2.2 Comunidade de macroinvertebrados aquáticos	37
3.2.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats	39
3.2.3 Análise estatística multivariada	39
4 RESULTADOS	41
4.1 REGISTROS DE LONTRA NEOTROPICAL	41
4.2 LEVANTAMENTO DE DADOS LIMNOLÓGICOS	41
4.2.1 Variáveis físico-químicas de águas superficial	41
4.2.2 Comunidade de macroinvertebrados aquáticos	46
4.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats.....	50
4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA	52
5 DISCUSSÃO	55
5.1 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS.....	55
5.2 CONTRIBUIÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA LONTRA NEOTROPICAL....	60
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
REFERÊNCIAS	67
APÊNDICE 1 – ABUNDÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COLETADOS NOS SETE PONTOS AMOSTRAIS NO PERFIL LONGITUDINAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, E SEUS RESPECTIVOS GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL (GAF)	81
APÊNDICE 2 – PONTUAÇÃO OBTIDA PELO ÍNDICE BMWP’ PARA AS FAMÍLIAS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ENCONTRADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ	84
APÊNDICE 3 – RAZÕES ENTRE GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL (GAF) DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO	

SUBSTITUTOS PARA ATRIBUTOS DE RIOS E A INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS.....	86
APÊNCIDE 4 – PONTUAÇÃO DOS PARÂMETROS REFERENTES À APLICAÇÃO DO PAR DE CALLISTO EL AL., (2002) NOS PONTOS AMOSTRAIS.....	87
ANEXO 1 – PORCENTAGEM DE EPT (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA), E SUA RESPECTIVA CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO GONÇALVES (2007)	88
ANEXO 2 - PONTUAÇÃO DESIGNADAS ÀS DIFERENTES FAMÍLIAS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS PARA A OBTENÇÃO DO ÍNDICE BIOLOGICAL MONITORING WORK PARTY SYSTEM, E SUA RESPECTIVA CLASSIFICAÇÃO (IAT, 2008).....	89
ANEXO 3- RAZÃO ENTRE OS GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL (GAF) COMO INDICADORES DE ATRIBUTOS DE RIACHOS DE ACORDO COM CUMMINS E MERRIT (2003).....	90
ANEXO 4 – MODELO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DA DIVERSIDADE DE HABITATS PROPOSTO POR CALLISTO ET AL. (2002)	91

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais apresentam um conjunto de serviços ambientais de altíssimo valor econômico e social, como por exemplo: o abastecimento de água; geração de energia; irrigação; navegação; aquicultura; e a harmonia paisagística (MORAES; JORDÃO, 2002). Por outro lado, é um dos ambientes mais ameaçados, devido ao aumento do consumo per capita da população, poluição, degradação, retirada da vegetação ripária e conflitos quanto aos seus usos (SAUNDERS; MEEUWIG; VINCENT, 2002; TUNDISI, 2006).

Nas últimas décadas, questões acerca da disponibilidade e qualidade de água doce têm contribuído para importantes debates sobre o monitoramento de corpos hídricos e a proteção dos mananciais. Nesse contexto, a limnologia, que analisa especificadamente a qualidade de todas as massas d'águas continentais (rios, lagos, estuários e águas subterrâneas), apresenta sólidas teorias e ferramentas de pesquisa. Estas possibilitam detectar as fontes de degradação antropogênica nos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a elaboração de estratégias de gestão e conservação (WETZEL, 2001; ESTEVES, 1998).

Segundo Petts e Amoros (1996), uma base científica para o manejo sustentável dos rios deve integrar abordagens ecológicas e geomorfológicas, ou seja, complementando conhecimentos sobre a estrutura e o funcionamento de comunidades biológicas, e as características do ambiente físico na escala da bacia hidrográfica. Nessa perspectiva, o Conceito do Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept*) proposto por Vannote et al. (1980), foi pioneiro ao considerar um gradiente de condições físicas previsíveis que ocorrem desde as nascentes até a foz dos sistemas lóticos, e essas características são responsáveis por representar uma série de ajustes bióticos e condições ecológicas longitudinalmente interligadas.

Contudo, embora o monitoramento limnológico tenha sido um importante instrumento para a geração de conhecimento quanto a interações e modificações dos sistemas aquáticos continentais (THOMAZ; BINI, 1999), os estudos sobre as consequências da alteração de suas características sobre as comunidades biológicas, em especial os vertebrados, só é melhor investigado para peixes dulcícolas (FLORES-LOPES; CETRA; MALABARBA, 2010; AZIMI; ROCHER, 2015). Tais conhecimentos ainda são mais escassos quanto a dados e informações sobre

as espécies semiaquáticas que vivem na interface entre o meio aquático e terrestre, como as lontras (SCORPIO et al., 2014).

As lontras são mamíferos de porte médio, pertencentes à ordem Carnivora, família Mustelidae e subfamília Lutrinae – a qual compreende treze espécies agrupadas em sete gêneros, e que são consideradas prioritárias para a conservação por desempenharem um papel ecológico fundamental na manutenção dos ecossistemas aquáticos (LARIVIÈRE, 1999; BIFOLCHI; LODÉ, 2005; WOZENCRAFT, 2005). Das quatro espécies que compreendem o gênero *Lontra*, a *Lontra longicaudis* (OLFERS, 1818), denominada Lontra Neotropical, é a única espécie que ocorre no Brasil, havendo regiões onde ela coexiste com outra espécie de Lutrinae, a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) (CHEHÉBAR, 1990; ROSAS, 2004).

No cenário internacional, *L. longicaudis* está listada no Apêndice I (espécie ameaçada) da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e da Fauna Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES), e é classificada como Quase Ameaçada (NT) pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) (RHEINGANTZ; TRINCA, 2015). Ao nível nacional, até 2014 era considerada vulnerável (VU), mas não foi incluída na Portaria MMA n° 444 de 17 de dezembro de 2014 que atualiza a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. No entanto, com o potencial risco da *L. longicaudis* retornar ao quadro de espécies ameaçadas de extinção (QUADROS, 2009), ela foi incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação da Ariranha (PAN Ariranha) – Portaria ICMBio n° 85 de 24 de agosto de 2016, onde foi contemplada com metas e ações em prol da conservação da espécie no país.

Considerando o *status* de conservação da espécie ao longo dos biomas brasileiros, *L. longicaudis* é classificada por Rodrigues et al. (2013) como Quase Ameaçada (NT). Porém, na Mata Atlântica, bioma de extremo valor ecológico, identificado como um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS et al., 2000), a espécie é classificada como vulnerável (VU),

[...] devido a sua dependência de cursos d'água e matas ciliares que já foram extremamente degradadas, e cuja qualidade e extensão serão afetadas pelas mudanças no Código Florestal. Embora esteja presente em áreas relativamente degradadas, a espécie é susceptível à extinção regional. [...]. Além do declínio populacional decorrente das perdas da capacidade de suporte do ambiente, devido à redução de habitat, a espécie é ameaçada também pela caça por retaliação e por atropelamentos. Tudo

isso leva a prever um declínio populacional de pelo menos 30% nos próximos 20 anos neste Bioma (RODRIGUES et al., 2013, p. 217).

No período entre novembro de 2016 a agosto de 2017, o projeto de pesquisa “PROLONTRA – Conservação da Lontra Neotropical e de seu habitat na bacia do rio Guaraguaçu, litoral do Paraná”, monitorou, por meio de armadilhas fotográficas, tocas utilizadas pela espécie em três áreas ao longo da bacia (cabeceira, médio curso e baixo curso). Vale ressaltar, que o comportamento esquivo e geralmente solitário da *L. longicaudis* muitas vezes limita os métodos de monitoramento, os quais usualmente consistem de detecção indireta (pegadas, arranhados, fezes e muco anal). Entretanto, embora esses vestígios sejam os mais comuns e facilmente identificados, a coleta em campo é diretamente influenciada por efeitos naturais como chuvas ou a periódica elevação do nível da água devido ao efeito da maré (QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2002). Dessa forma, o armadilhamento fotográfico de espécies cujos indivíduos são raramente vistos pelos pesquisadores é um importante recurso que possibilita levantar informações relacionadas a ecologia e comportamento, como por exemplo, o uso preferencial de habitats e o padrão de atividade (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2007).

De acordo com Coletti et al. (2013), as tocas são os locais mais utilizados dentro da área de vida da espécie, e, portanto, devem ser o foco das ações de conservação. Nesse sentido, o presente estudo buscou dimensionar variáveis limnológicas no perfil longitudinal da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, relacionando tais características com as ocorrências da Lontra Neotropical registradas pelas armadilhas fotográficas, tendo os seguintes objetivos específicos: a) descrever o gradiente longitudinal de variáveis físico-químicas da água; b) analisar a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos; c) verificar as condições e diversidade de habitats nos sítios amostrais; d) analisar a ocorrência de Lontra Neotropical em relação às variáveis ambientais amostradas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Segundo Ioris (2009), “o uso dos recursos hídricos, seja como matéria-prima ou como potencial hidrelétrico e meio de transporte, esteve a serviço de um processo de acumulação econômica verticalizado, excludente e com um viés destruidor”. Para o autor, o conceito de escassez de água está intimamente ligado a má distribuição, portanto, não se refere à sua quantidade, mas à sua qualidade, ao seu modo de utilização e a sua valoração. Esse panorama é facilmente visualizado pelo levantamento feito por Tundisi (2008), o qual mensura que o uso intensivo dos recursos hídricos de água doce é voltado principalmente para a agricultura, que demanda cerca de 70-80% para irrigação, enquanto a indústria requer menos de 20%, e o consumo doméstico apenas 6%.

Essa problemática alcança dimensões preocupantes, uma vez que a água constitui um elemento determinante na manutenção dos ciclos biológicos, geológicos e químicos, bem como na qualidade de vida das populações, não podendo ser substituído na maior parte das suas utilizações (TUNDISI; TUNDISI, 2010). Além disso, tais alterações refletem diretamente nas comunidades aquáticas, cujas consequências contemplam a diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade (GOULART; CALLISTO, 2003).

Portanto, em virtude da imprópria utilização dos recursos hídricos ser responsável, direta ou indiretamente, pela sua degradação, os debates sobre os problemas e prejuízos ocasionados pelas atividades antrópicas nos ambientes fluviais têm demandado gradativamente o levantamento de informações quanto a sua qualidade. Nessa perspectiva, mesmo medidas mitigadoras aplicadas à degradação dependam de vários fatores, como educação, divulgação da informação, fiscalização pública e viabilidade técnica,

[...] é o monitoramento limnológico que embasa tecnicamente essa resposta. Além disso, esse monitoramento também subsidia a constituição do saneamento ambiental, seja por embasar a cobrança pela tomada de decisão ou mesmo por viabilizar (em associação com a pesquisa científica) formas de manejo mais apropriadas à conservação dos ecossistemas e dos recursos (MAROTTA; SANTOS; ENRICH-PRAST, 2008, p. 76).

Entretanto, a busca de informações sobre a qualidade da água tem tradicionalmente realizado pesquisas baseadas em características físicas, químicas

e bacteriológicas, e essas metodologias não têm sido suficientes para atender aos múltiplos usos da água (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Embora as medições dessas variáveis sejam importantes para a enquadramento de rios e córregos em classificações de qualidade de água e balneabilidade humana, elas são pouco eficientes no entendimento dos processos que influenciam a diversidade biológica e seus habitats (GOULART; CALLISTO, 2003).

Nesse sentido, o conceito de estado ecológico da qualidade de água, que utiliza procedimentos de biomonitoramento com base nas comunidades aquáticas, proporciona avaliar de forma mais abrangente a saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos (BAPTISTA, 2008), pois, geralmente, os efeitos sobre a biota são o ponto final da degradação ambiental e poluição dos corpos d'água (NORRIS; THOMS, 1999). Atualmente, existe uma ampla variedade de indicadores biológicos (bioindicadores) voltados para avaliações limnológicas, no entanto, as metodologias embasadas na estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos são usualmente empregadas nos ecossistemas lóticos, particularmente por ser uma técnica com baixo custo, de fácil amostragem e proporcionar uma resposta rápida (ALBA-TERCEDOR, 1996; BAPTISTA; BUSS; EGLER, 2003).

Como características comuns, os macroinvertebrados aquáticos compreendem organismos de tamanho superior a 0,5 mm, habitam ou passam pelo menos parte do ciclo de vida nesse ambiente, e estão associados principalmente ao fundo dos ecossistemas aquáticos (bentos), como também nas raízes de macrófitas aquáticas, madeiras submersas e rochas (PÉREZ, 1988; HANSON; SPRINGER; RAMIREZ, 2010). No processo ecossistêmico, as espécies deste grupo desempenham papéis essenciais na regulação do fluxo de energia, atuando na decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, além de representar um recurso alimentar importante para predadores e aves insetívoras (ROSENBERG; RESH, 1993).

A operacionalização do biomonitoramento por meio da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas teve início na década de 1970, e são desenvolvidos mediante análises relacionadas aos índices de diversidade (número de táxons), composição (abundância relativa de diferentes grupos taxonômicos), tolerância (sensibilidade e resistência de determinados táxons), bem como, pelo cálculo da proporção dos grupos de alimentação funcional, em que consideram alterações na estrutura da comunidade (distribuição e

abundância) e o seu papel dentro da guilda trófica (ROSENBERG; RESH, 1993; ALBA-TERCEDOR, 1996; MERRIT; CUMMINS, 2003).

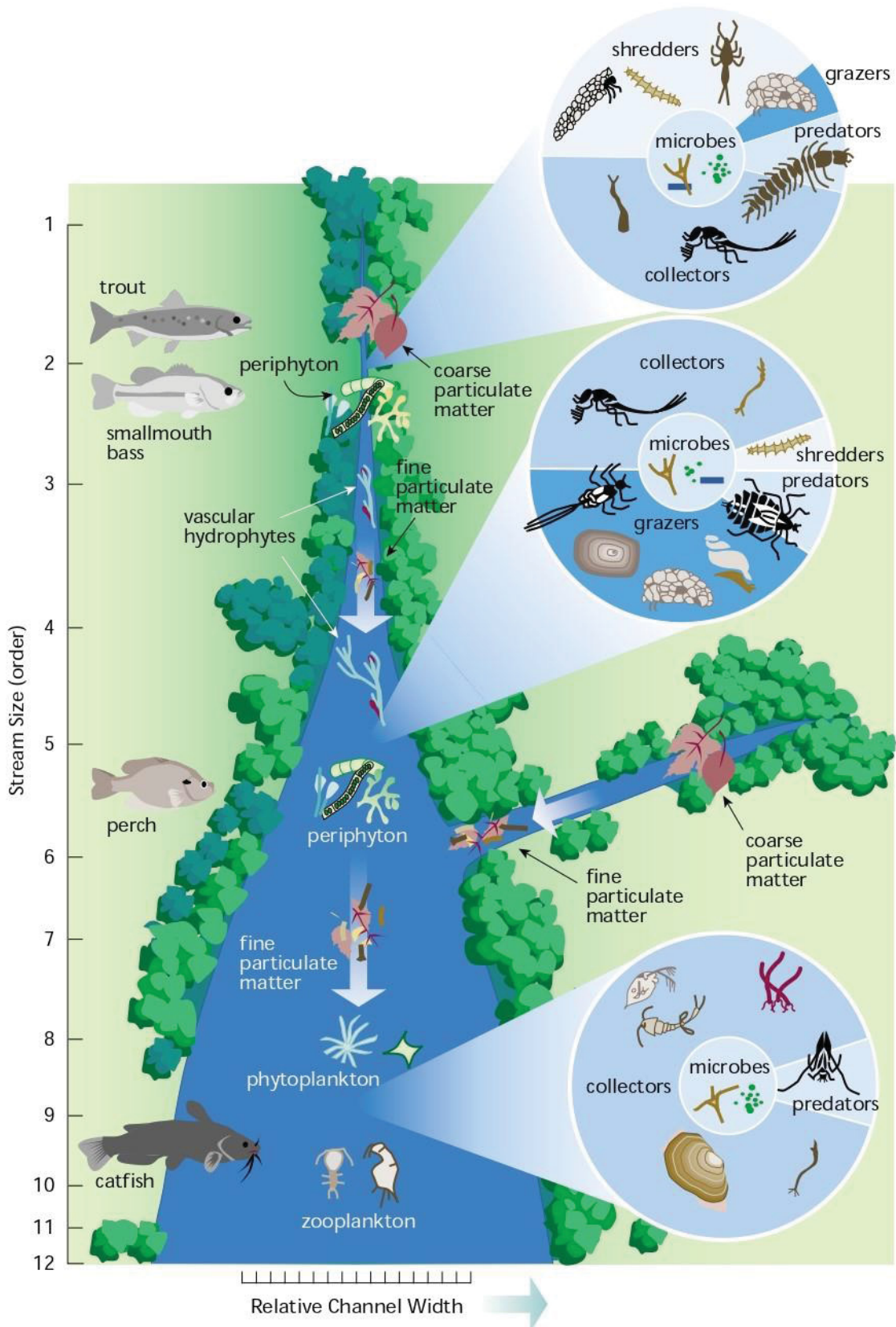
A categorização do grupo de alimentação funcional foi descrita por Cummins (1973), e focaliza características associadas aos mecanismos, morfologia e comportamentos pelos quais os macroinvertebrados aquáticos obtêm recursos alimentares. Os cinco grupos destacados pelo autor são: os fragmentadores, que consomem plantas, madeira e outras partículas orgânicas, transformando a matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF < 1mm), e tornando-a acessível para os coletores; os coletores, que são separados em dois grupos (filtradores e juntadores), se alimentam de matéria orgânica particulada em decomposição, como algas, bactérias e fezes; os raspadores, que raspam rochas e outras partes submersas com presenças de microflora e detritos associados; e os predadores, que se alimentam de outros insetos, girinos, pequenos peixes e moluscos.

Ao observar a relação de comunidades lólicas e os padrões de funcionamento das bacias hidrográficas, Vannote et al. (1980) constataram que os processos biológicos e os atributos físicos de um rio apresentam um gradiente contínuo em direção à jusante. A partir dessa percepção, os autores desenvolveram o Conceito do Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept - RCC*) (FIGURA 1), em que caracterizam os sistemas fluviais conforme um arranjo linear, na qual a corrente de água drena em fluxo unidirecional, ou seja, da nascente para a foz, e ao longo do rio ocorrem mudanças na largura, na profundidade, no volume d'água, na temperatura, no substrato, no tipo de material suspenso transportado, e na quantidade e forma de respiração/produção dos organismos. Para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, a proporção de cada grupo de alimentação funcional existente num determinado local apresenta estreita relação com as entradas de matéria e energia que ocorrem nos diferentes trechos e a composição do substrato, onde os organismos constroem abrigos, procuram alimentos e depositam ovos. E essas variáveis ecológicas estão associadas ao perfil longitudinal de regiões geomorfológicas distintas (cabeceira, médio curso e baixo curso).

Apesar desse modelo ter sido desenvolvido em uma região cujo clima é do tipo temperado, sua aplicação em rios localizados no sul do bioma mata atlântica já foi testada, comparada e validada por Baptista et al. (1998). Assim, em linhas gerais, na região da cabeceira (rios de 1ª a 3ª ordem), com mata ciliar bem preservada, a

proporção de fragmentadores e coletores será maior, devido ao grande aporte de matéria orgânica particulada grossa proveniente do meio terrestre, sendo a taxa de produção maior do que a respiração. No curso médio (rios de 4^a a 6^a ordem), os coletores mantêm sua proporção e há o aumento de raspadores, uma vez que o aporte de nutrientes é maior em razão da entrada de mais luminosidade no sistema, o qual contribui para o crescimento de algas, e possui maior produção primária. Já no baixo curso (rio acima da 6^a ordem), que contém grande carga sedimentar resultante dos processos a montante, há predominância de coletores, pois a matéria em suspensão é mais abundante, nessa região a taxa de respiração excede a produção. Quanto aos predadores, sua proporção tende a ser semelhante ao longo de todo o contínuo (VANNOTE et al., 1980; BAPTISTA et al. 1998; HERSHEY et al., 2010).

FIGURA 1 - O CONCEITO DO CONTÍNUO FLUVIAL DE VANNOTE E COLABORADORES (1980):
RELAÇÃO PROPOSTA ENTRE O TAMANHO DO FLUXO E A PROGRESSIVA MUDANÇA NOS
ATRIBUTOS ESTRUTURAIS E FUNCIONAIS EM COMUNIDADE LÓTICAS



FONTE: FISRWG (2001).

Dessa forma, com base nesse modelo predisposto é possível identificar os desequilíbrios nas abundâncias dos grupos de alimentação funcional no perfil longitudinal dos sistemas fluviais, evidenciando impactos ambientais tanto nos locais amostrais como de eventos a montante (ALBA-TORCEDOR, 1996; BARBOSA; ESPINDOLA, 2003). Além disso, a composição dos grupos nos diferentes trechos fornece medidas bioindicadoras relacionadas aos atributos ecológicos dos ecossistemas de rios, como por exemplo: o equilíbrio entre autotrofia e heterotrofia (Produção/Respiração); a disponibilidade de nutrientes; o tamanho de partículas orgânicas (MOPG/MOPF); e a estabilidade do substrato do leito (CUMMIN; MERRIT, 2003; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

Ainda nesse contexto, a avaliação do meio físico de um rio, que influencia a qualidade de água e a distribuição dos organismos aquáticos, podem ser mensuradas por meio de Protocolos de Avaliação Rápida (PAR), pois estes permitem caracterizar de forma visual e qualitativa a estrutura do habitat físico, bem como analisar os níveis de impactos antrópicos nos segmentos fluviais (BARBOUR, et al., 1999; CALLISTO et al., 2002; RODRIGUES; CASTRO, 2008). Proposto por Callisto et al. (2002), o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats é formado por 22 parâmetros divididos em dois quadros. O primeiro quadro, adaptado do modelo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio – EUA (EPA, 1987), objetiva analisar aspectos de trechos da bacia hidrográfica e o grau de impactos ambientais, onde cada parâmetro pode receber pontuação de 0 a 4. O segundo quadro, modificado da proposta original de Hannaford et al. (1997), tem por finalidade fornecer uma avaliação das condições e diversidade de habitat, cada parâmetro pode obter pontuação de 0 a 5. As pontuações de determinados parâmetros são observadas separadamente, porém, o valor final do protocolo de avaliação é obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro, assim,

As pontuações finais refletem o nível de preservação das condições ecológicas dos ambientes estudados, de modo que de 0 a 40 pontos, representam trechos impactados, de 41 a 60 pontos, configura trechos alterados, e acima de 61 pontos, trechos naturais. (CALLISTO et al., 2002, p. 93).

A abordagem de métodos voltados para dimensionar a estrutura do habitat é fundamental, pois a heterogeneidade de habitats aumenta o número de espécies ao

fornecer maior disponibilidade de recursos (nichos), microhabitats e refúgios (BEGON et al., 2006; SCHNECK; MELO, 2013; PIERRE; KOVALENKO, 2014). E essas características ecológicas, aliadas a capacidade de dispersão e aspectos de habitats disponíveis, como tamanho, forma e a conectividade entre ambientes, influenciam a seleção de habitat por uma certa espécie (HODARA; BUSCH, 2010).

Nesse cenário, os mamíferos silvestres de vida livre, em especial carnívoros ocupantes dos níveis tróficos superiores das teias alimentares, são importantes indicadores ecológicos do território e da qualidade de habitats, uma vez que necessitam de área de vida relativamente grandes para estabelecer uma população viável, apresentam baixa densidade populacional e são extremamente sensíveis as mudanças no entorno de fragmentos florestais (NOSS et al., 1996; MILLER et al., 2001). Nos ecossistemas aquáticos continentais destacam-se os membros da subfamília Lutrinae, espécies semi-aquáticas que possuem requisitos específicos de habitats relacionados tanto ao meio terrestre quanto aquático e são consideradas prioritárias para a conservação por desempenharem um papel ecológico fundamental na manutenção destes ambientes (BIFOLCHI; LODÉ, 2005; KRUIK, 2006; SCORPIO et al., 2016) Além disso, Ruiz-Olmo et al. (1998) aponta que, embora os macroinvertebrados aquáticos indiquem sobre as condições precisas de um determinado local, as lontras respondem a variações nas condições do ambiente em escala regional, e, portanto, são ferramentas de pesquisa complementares e muito útil para o estabelecimento do estado de conservação dos ecossistemas ribeirinhos.

As lontras compreendem 13 espécies agrupadas em sete gêneros: *Aonyx*, *Enhydra*, *Hidictis*, *Lutra*, *Lutrogale*, *Lontra* e *Pteronura* (WOZENCRAFT, 2005). Na América Latina ocorrem dois gêneros, *Lontra* e *Pteronura*, e que são representados por quatro espécies: *Lontra felina* (Molina, 1782), *Lontra provocax* (Thomas, 1908), *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), e *Pteronura brasiliensis* (Gmelin, 1788), sendo estas duas últimas espécies as únicas presentes no território brasileiro, e que vivem em simpatia em algumas regiões (CHEHÉBAR, 1990; ROSAS, 2004). Dentre elas, *L. longicaudis* possui a maior distribuição geográfica, abrangendo todos os países continentais da América Central (do noroeste do México até o Panamá) e grande parte da América do Sul (exceto no Chile, sul e oeste da Argentina, oeste da Bolívia e do Peru, e na região árida do nordeste brasileiro) (RHEINGANTZ; SANTIAGO-PLATA; TRINCA, 2017). Ocorrem em uma ampla faixa de gradiente altitudinal,

desde as regiões litorâneas à cerca de 3.000 m, e habitam pequenos afluentes, rios, lagos, represas, estuários, manguezais, costões rochosos e ilhas costeiras (LARIVIÈRE; 1999; NAKANO-OLIVEIRA et al., 2004; CARVALHO-JUNIOR; BANEVICIUS; MAFRA, 2006; CASARIEGO-MADORELL; SÁNCHEZ; GONZÁLEZ, 2006; QUADROS, 2012).

De médio porte, *L. longicaudis* possui comprimento total de até 1,20 m e massa corporal geralmente inferior a 12 kg, sendo os machos 25% maiores do que as fêmeas (KRUUG, 2006). Sua pelagem, de coloração marrom-escuro nas partes superior e mais clara no ventre e garganta, é densa e composta por duas camadas, a interna de pelos finos e macios e a externa de pelos mais longos e rígidos (CHEIDA et al., 2006, QUADROS, 2009). Apresenta corpo esquivo, com calda longa, pernas curtas e os cinco dedos das patas unidos por membranas interdigitais, o que auxilia no deslocamento dentro dos corpos d'água e na captura de presas para sua alimentação (EISENBERG; REDFORD, 1999; KRUUG, 2006). Além da musculatura bastante flexível e adaptada para ações de hidrodinâmica, na extremidade do focinho há longas e finas vibrissas que permitem a espécie detectar presas embaixo d'água (FOSTER-TURLEY; MACDONALD; MASON, 1990).

A ecologia alimentar de *L. longicaudis* demonstra uma certa plasticidade associada a variações espaciais e/ou sazonais do ambiente onde vivem, sendo a temperatura, a inclinação e a distância da costa os fatores mais relevantes para determinar a diversidade em sua dieta (KASPER et al., 2004; RHEINGANTZ et al., 2017). Os peixes e crustáceos são os principais itens alimentares, mas conforme a abundância e disponibilidade estacional de presas consomem ocasionalmente moluscos, répteis, aves, anfíbios, insetos, pequenos mamíferos (HELDER-JOSÉ; ANDRADE, 1997; COLARES; WALDEMARIN, 2000; CHEMES; GIRAUDO; GIL, 2010; GRAJALES-GARCÍA et al., 2019) e raramente frutos (QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2000). Ademais, a espécie parece ter preferência por presas de fácil captura, com capacidade de escape mais baixa, de hábitos bentônicos ou relativamente sedentários, como por exemplo os peixes da família Loricariidae e crustáceos (PARDINI; 1998; KASPER et al., 2008, QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2010; NAVARRO, 2015).

Em relação ao meio terrestre, *L. longicaudis* utiliza as margens dos corpos d'água como tocas e refúgios para descansar, dormir e proteger seus filhotes (CHANIN, 1985). O uso do hábitat geralmente está concentrado nas áreas próximas

as tocas, que podem ser nas cavidades naturais entre raízes de vegetação, barrancos e pedras sobrepostas, ou em estruturas artificiais formadas por pontes e manilhas fluviais (PARDINI; TRAJANO, 1999; QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2002; COLETTI et., 2013). Dentro das tocas e em locais conspícuos próximos da área de forrageio a espécie deposita marcas odoríferas, principalmente através do muco liberado juntamente com as fezes, para demarcar o território (LARIVIÈRE, 1999; QUADROS, 2012; ROBERTS; CLARK; WILLIAMS, 2016). Este tipo de marcação está associado a comunicação intraespecífica (PARERA, 1996), e tem como principais finalidades indicar a presença de indivíduos nos locais e coordenar as atividades sexuais (LARIVIÈRE, 1999).

A *L. longicaudis* possui hábito solitário, ocorrendo o agrupamento de indivíduos apenas na época reprodutiva e de cuidado parental, normalmente formado por fêmeas e seus filhotes (LARIVIÈRE, 1999; QUADROS, 2009). O casal permanece junto por pouco tempo, somente durante o período de acasalamento, (PARERA, 1996) que acontece geralmente na primavera, com gestação aproximada de dois meses, podendo nascer por fêmea até cinco filhotes. (KRUUG, 2006; COSTA; COSTA, 2016).

Entre os principais problemas para a conservação de *L. longicaudis*, estão os impactos relacionados com a ocupação do território e atividades antrópicas. A remoção das matas ciliares conduz à consequente diminuição da disponibilidade de locais para abrigos e refúgios (CHEHÉBAR, 1990; PARDINI; TRAJANO, 1999; ALARCON; SIMÕES-LOPES, 2003); o assoreamento e a poluição da água contribuem para a redução de potenciais presas, bem como, expõe a espécie ao bioacúmulo de contaminantes inorgânicos e elementos traços na teia trófica (RAMOS-ROSAS et al., 2012; ALMEIDA; PEREIRA, 2017; CAVALLINI et al., 2018); a construções de barragens e rodovias promovem a fragmentação de habitats, inviabilizando a dispersão da espécie para outras áreas a procura de alimento e reprodução (CARVALHO-JÚNIOR, 2007; QUADROS, 2012; RHEINGANTZ; SANTIAGO-PLATA; TRINCA, 2017); há também, situações de conflitos com a pesca (BARBIERI et al., 2012), aquicultura (QUADROS, 2009), caça (ROSAS, 2004), atropelamentos (QUINTELA et al., 2012), e ataques de cães domésticos (CARVALHO-JÚNIOR, 2010).

No litoral paranaense, pesquisas sobre a espécie têm evidenciado sua presença em diversos rios e canais localizados nas regiões serrana e costeira.

Destacam-se os estudos sobre: a ecologia alimentar, preferência por habitats e questões sanitárias da espécie realizados por Uchôa et al. (2004) na RPPN Salto Morato – litoral norte paranaense; a ocorrência da espécie no PARNA de Saint-Hilarie/Lange (QUADROS; NAVARRO; TORRES, 2014), e em rios urbanos situados no município de Matinhos (PADUCH; QUADROS, 2014); e a relação do impacto de deslizamentos de terras em populações de lontra, feito por Navarro e Quadros (2017) em dois rios situados na Serra da Prata.

Considerando especificadamente a área de estudo da presente pesquisa, foram desenvolvidas três dissertações que abordam a ocorrência da *L. longicaudis*, duas sobre a ecologia alimentar da espécie (NAVARRO, 2015; STRAUB, 2017), e a outra que demonstra seu papel bioindicador em diagnósticos relacionados a contaminantes inorgânicos (CAVALLINI, 2018). Também, entre março de 2016 a março de 2018, foi realizado o projeto de pesquisa “PROLONTRA - Conservação da Lontra Neotropical e de seu habitat na Bacia do Rio Guaraguaçu, litoral do Paraná”, o qual apresentou dados que expõe a importância da bacia do rio Guaraguaçu como área relevante para a reprodução de *L. longicaudis* (ZANLORENCI; QUADROS, 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Embora o estado do Paraná apresente o segundo menor litoral brasileiro, com aproximadamente 90 km de linha de costa oceânica, suas diversas formações geológicas propiciaram inúmeras paisagens ricas em enseadas, pontais, ilhas e amplos complexos estuarinos - o de Paranaguá e Guaratuba, que perfazem em torno de 1.300 km de extensão (BIGARELLA, 2001; PIERRI et al., 2006). Na porção interior continental, a Serra Mar estende-se ao longo de toda sua costa, originando um relevo bastante heterogêneo, com declividades que variam de menos de 10% a mais de 45%, e cadeias de morros e montanhas que atingem até 1.887 m de altitude (OKA-FIORI; CANALI; KOZCIAK, 2002; RODERJAN et al., 2002). Entre a Serra do Mar e as linhas de costas, está localizada a planície litorânea, abrangendo cerca de 10 a 20 km de largura, chegando em torno de 55 km na baía de Paranaguá, e o máximo de 20 m de altitude (ANGULO, 2004).

Pela classificação de Koppen, o litoral paranaense compreende dois domínios climáticos caracterizados da seguinte maneira: na planície litorânea, é do tipo Cfa, subtropical úmido mesotérmico com verão quente, e média anual de temperatura entre 16° e 18°C, decaindo a medida que aumenta a altitude; e, a partir de 700 m de altitude, passa para o tipo Cfb, subtropical úmido mesotérmico com verão fresco, de temperatura média anual estimada entre 11° e 13°C nas partes mais altas da Serra do Mar. Em relação a pluviosidade, o litoral paranaense não apresenta nenhuma estação seca, a média anual é de 2435,8 mm com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, mas picos maiores concentrados no verão, que fica em torno de 1000 mm nas áreas mais elevadas, e cerca de 800 mm nas demais áreas (VANHONI; MENDONÇA, 2008).

O limiar entre os referidos tipos climáticos e a ampla variação altitudinal, exercem papéis substanciais no conjunto diferenciado de formações florestais que se encontram nessa região. Inserido integralmente no domínio do bioma Mata Atlântica, as unidades fitogeográficas presentes vão desde os refúgios vegetacionais (campos de altitudes e vegetação rupestre), passando pelas florestas ombrófilas densas altomontanas, montanas, submontanas, de terras baixas e aluvial, além das

formações pioneiras de influência marinha (restingas), fluviomarinhas (manguezais) e lacustres (várzeas e brejos) (RODERJAN, et al., 2002).

De acordo com Tiepolo (2015), os fatores históricos de ocupação do território, as especificidades geográficas e a presença de unidades de conservação contribuíram para a integridade deste conjunto vegetal, que, juntamente com o litoral sul do estado de São Paulo, representam um dos últimos remanescentes contínuos e bem preservados da Mata Atlântica costeira do Brasil, abrigando uma diversidade de espécies da fauna e flora, muitas endêmicas e ameaçadas de extinção. O estudo realizado por Paula et al. (2018), aponta que dos 6.058 km² de área que o litoral paranaense ocupa, 82,6% são recobertas por um mosaico de unidades de conservação. Ao todo, são 44 unidades de conservação distribuídas em 14 unidades geridas pela esfera federal, 20 estaduais e 10 municipais. Contudo, vale ressaltar, apenas 29% são atribuídas às tipologias de proteção integral enquanto 53% são destinadas ao uso sustentável dos recursos, especialmente na categoria das Áreas de Proteção Ambiental (APA). Os autores ainda destacam que o grau de implementação dessas unidades de conservação revela-se predominantemente entre baixo e muito baixo, o que corresponde a 55% das unidades verificadas.

Concorre como agravante desse quadro de vulnerabilidade ambiental, o projeto de desenvolvimento regional calcado em interesses privados de investidores e de grandes empresários, os quais estrategicamente estão associados a expansão de infraestrutura do maior complexo portuário graneleiro da América Latina – o de Paranaguá (GÓES, 2014; TIEPOLO, 2015; PIGOSSO, 2018). Ainda, os problemas relacionados ao processo de urbanização e ocupação irregular de áreas, vêm exercendo uma pressão crescente sobre esses remanescentes naturais e colocando em risco seu papel na conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ambientais (SEZERINO; TIEPOLO, 2012; TIEPOLO, 2015; VIKOU; CANEPARO; PAULA, 2018).

Permeada pela Serra do Mar e a planície litorânea, a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, entre as coordenadas 25°32'30''S/48°28'05''O e 25°48'58''S/48°34'16''O, abrange os municípios de Guaratuba, Matinhos, Paranaguá e Pontal do Paraná. Considerado o maior rio de planície da região, o curso principal do rio Guaraguaçu, com área de drenagem de aproximadamente 201 km² e extensão de 60 km, é um rio típico de planície, com leito profundo, pouca transparência, meandrante, e sob-influência de maré (SVOLENSKI, 2000; IAT,

2006). Suas nascentes estão localizadas na vertente oceânica da Serra da Prata, a uma altitude de 800m, e inseridas em áreas protegidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) - Área de Proteção Ambiental de Guaratuba e Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange, o qual compõe parte do Mosaico de Áreas Protegidas do Lagamar, e, como disposto na Portaria MMA nº150, de 8 de maio de 2006, protege um dos trechos mais bem conservados de Mata Atlântica no país. São caracterizadas pelo fluxo rápido, com água cristalina, fria, bem oxigenada, que percorrem por profundos vales constituídos de leito rochoso e cobertos por densa vegetação (SVOLENSKI, 2000; IAT, 2006; BLUM; RODERJAN; GALVÃO, 2011).

Na porção inferior, os inúmeros riachos atingem a planície litorânea, onde o nível de impacto antrópico acentua à medida que atravessam diferentes unidades de paisagem, como: cultivo de arroz; cultivo de palmeira; pastagem; mineração; rodovias e estradas não pavimentadas (TORRES, 2019). No geral, apresentam correnteza moderada ao longo do seu percurso, com alguns trechos retificados, de fundo predominantemente arenoso, elevada quantidade de gramíneas introduzidas (*Echinochloa polystachya*) nas margens e significativa diminuição da vegetação original (VITULE, 2008; TORRES, 2019).

A sub-bacia do rio das Pombas, situada na margem esquerda da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, constitui-se como importante malha hídrica que, de acordo com o Zoneamento Ecológico-Econômico do Litoral Paranaense (ZEE PR – Litoral, 2016), regulamentado pelo Decreto Estadual nº 4.996, de 05 de setembro de 2016, integra a área de manancial para abastecimento público dos municípios de Paranaguá, Pontal do Paraná e Matinhos, e onde há a Captação e Tratamento de Água da SANEPAR. Além disso, nesta região está em planejamento a criação da Estação Ecológica do Rio das Pombas (ÁGUAS PARANÁ, 2018).

Na margem direita do rio Guaraguaçu, deságua o rio Pery, que nasce em Praia de Leste, no município de Matinhos, e está interligado a rede de drenagem de canais artificiais que se estende por toda a faixa dos balneários dos municípios de Pontal do Paraná e Matinhos, recebendo os efluentes da estação de tratamento de esgotos destes dois municípios, e drenando extensas áreas ainda não atendidas por rede de esgoto (ELSTE et al., 2019). Além disso, o percurso ainda passa pelo Aterro Sanitário que recebe todo o lixo dos mesmos municípios, refletindo em águas menos transparentes e com forte odor (FIGUEIRÊDO, 2008; VITULE, 2008).

A jusante dessas localidades, parte do rio Guaraguaçu ainda define os limites da Terra Indígena Sambaqui, em sua margem direita, e a Estação Ecológica de Guaraguaçu, em sua margem esquerda, a qual representa uma área importante quando se refere ao sistema de Unidades de Conservação do Paraná (IAT, 2006). Nessa área percorre diversos trechos de floresta bem preservada, incluindo restingas, caxetais e manguezais, até desaguar no Canal da Cotinha, no setor sul da Baía de Paranaguá (SVOLENSKI, 2000, VITULE, 2008).

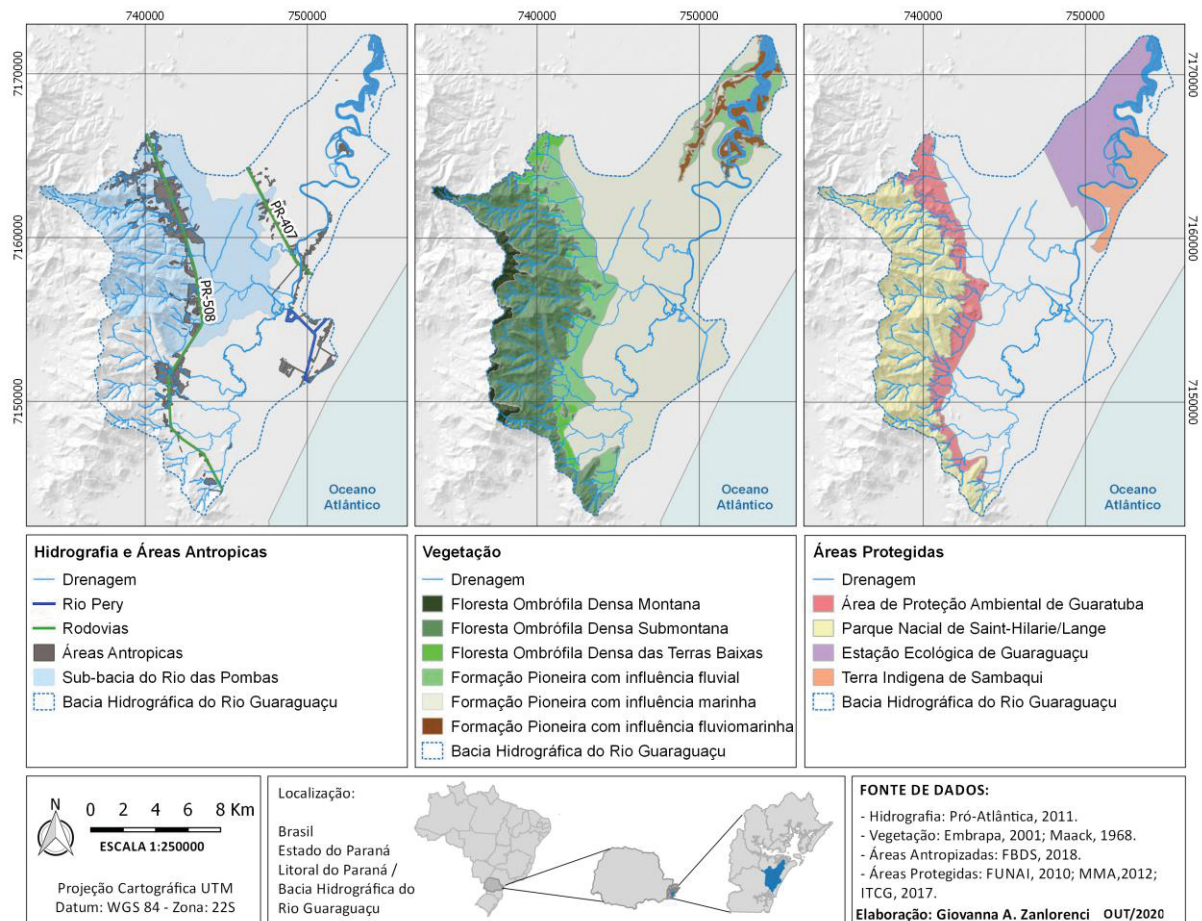
Duas rodovias paranaenses cruzam a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, a PR-407 e a PR-508 que interligam os portos e praias da região e apresentam sazonalidade no fluxo de automóveis ao longo do ano, especialmente nos períodos de alta temporada (PDS LITORAL, 2019). Consequentemente, agrava o risco de atropelamentos da fauna, acentua as perturbações sonoras, eleva a emissão de CO (IAT, 2006), e se mostra significativo vetor na fragmentação dos habitats e modificação da paisagem local (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009).

Na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu são encontradas aglomerações humanas diversas, dentre elas: cinco colônias agrícolas, a de São Luiz, Quintilha, Maria Luiza, Pereira e Cambará, situadas ao longo da PR-508 (PDDI PARANAGUÁ, 2007); comunidades ribeirinhas estabelecidas nas imediações das duas marinas na PR-407, de onde saem os barcos de pescadores amadores e esportivos, obtendo, relativamente, parte de sua renda mediante atividades relacionadas a pesca esportiva e de lazer (VITULE, 2008); a comunidade do Guaraguaçu nos arredores da PR 407, composta por nativos, caiçaras e indígenas (Guarani-M'byá) que fazem o cultivo das “roças” para subsistência e comercialização (KAMINSKI, 2012); duas terras indígenas com três aldeias Guarani (Pindoty, Sambaqui e Guaviraty), encontradas no final da estrada ecológica do Guaraguaçu a cerca de 10 km da PR-407, e habitadas pela etnia Guarani-M'byá onde vivem ciclicamente em torno de 40 indígenas (MARGARIDA; MARTINS, 2019); a Comunidade Tradicional do Maciel, localizada próximo a sua desembocadura, caracterizada por moradores caiçaras que têm na pesca artesanal sua principal fonte de sustento (ONOFRE; ANTIQUERA; QUADROS, 2018); também, são encontradas chácaras e algumas construções irregulares na área de mata ciliar.

Além das atividades náuticas, pesca de subsistência da população ribeirinha e pesca esportiva por turistas, essa região possui potencialidades voltadas para o ecoturismo, como a Estrada Ecológica do Guaraguaçu (Estrada Domingos Mesquita

Sant'ana), e o Sítio Arqueológico Sambaqui do Guaraguaçu, a 500 m da margem direita do Rio Guaraguaçu, identificado como o maior sambaqui do litoral paranaense, com 300 x 50 x 21 m (DEPINÉ; OKA FIORI, 2005).

FIGURA 2 - MAPA TEMÁTICO DE HIDROGRAFIA E ÁREAS ANTROPIZADAS; VEGETAÇÃO; E ÁREAS PROTEGIDAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ



FONTE: A autora (2020).

3.2 PROCEDIMENTOS

3.2.1 Frequência de utilização das tocas por Lontra Neotropical

Os dados referentes a frequência de utilização das tocas por *Lontra longicaudis* na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu foram obtidos durante as campanhas de campo do projeto de pesquisa “PROLONTRA - Conservação da Lontra Neotropical e de seu habitat na Bacia do Rio Guaraguaçu, litoral do Paraná”. Armadilhas fotográficas foram instaladas em sete tocas utilizadas pela espécie e revisadas bimestralmente entre os meses de novembro de 2016 e agosto de 2017. As armadilhas fotográficas ficaram em atividade 24 horas por dia, gravando vídeos com duração de 30 segundos a partir da detecção de movimento. Não foram utilizadas iscas ou ceva para não interferir na frequência de utilização da toca (TOMAS; MIRANDA, 2006).

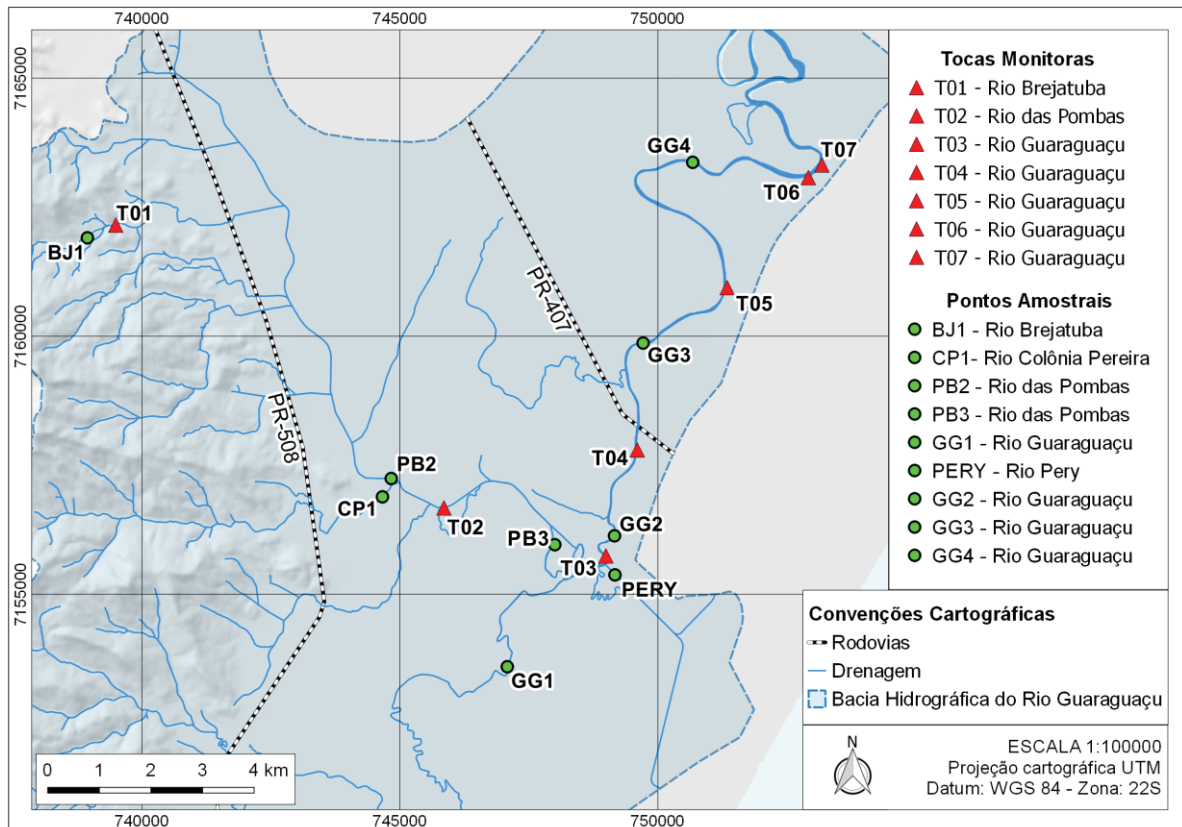
Nem sempre as câmeras estiveram instaladas simultaneamente pois ocorreram eventos naturais como enxurradas, submersão pela maré e desabamento de toca, que impediram o correto funcionamento do equipamento. Dessa forma, o esforço amostral foi calculado contabilizando o total de dias de funcionamento, entre a data de instalação e a data de desinstalação, ou então, no caso de câmeras danificadas, entre a data de instalação e a data do último vídeo registrado. Na análise dos vídeos, foi observado o número de indivíduos simultaneamente e a presença de sub-adultos e/ou filhotes. O critério de independência para registros obtidos na mesma toca foi o intervalo de uma hora entre registros sequenciais (RHEINGANTZ et al., 2016). A frequência de utilização das tocas foi calculada dividindo os registros independentes pelo total de dias que as armadilhas fotográficas ficaram instaladas (R/D). A significância estatística das diferenças entre R/D para as sete tocas monitoradas foi analisada pelo Teste G (TRIOLA, 2005), utilizando o software Bioestat 5.3.

3.2.2 Levantamento de dados limnológicos primários

Visando representar as características limnológicas dos trechos onde estão as tocas de lontra monitoradas pelo armadilhamento fotográfico, e considerando que os processos ocorridos a jusante de um ponto são, geralmente, resultados de

eventos a montante (BARBOSA; ESPINDOLA, 2003), foram distribuídos nove pontos amostrais no perfil longitudinal da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu (FIGURA 3).

FIGURA 3 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS SETE TOCAS DE LONTRA MONITORADAS E DOS PONTOS AMOSTRAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ



FONTE: A autora (2020).

Entre março e dezembro de 2019 foram realizadas oito campanhas de campo que consistiram no levantamento variáveis físico-químicas de águas superficiais, macroinvertebrados aquáticos e diversidade de habitats. Devido à grande extensão territorial da bacia estudada, somente em uma das campanhas de campo foram percorridos todos os pontos amostrais, as demais foram divididas de acordo com a forma de acesso: aos pontos BJ1, CP1 e PB2, amostrados a pé após deslocamento de carro até a localidade mais próxima; e aos pontos PB3, GG1, GG2, GG3, GG4 e PERY amostrados em embarcação motorizada. Os protocolos de campo para levantamento de variáveis físico-químicas de águas superficiais, de macroinvertebrados e da diversidade de habitats foram aplicados a todos os pontos amostrais, exceto nos pontos PERY e GG2 onde foram amostradas apenas as

variáveis físico-químicas da água. Vale ressaltar, que como a região em estudo apresenta chuvas bem distribuídas ao longo do ano, o cronograma amostral foi estabelecido de maneira a desconsiderar os efeitos da sazonalidade.

As análises laboratoriais foram realizadas nos laboratórios do Setor Litoral da UFPR. As análises estatísticas e gráficos apresentados nesta pesquisa foram desenvolvidos utilizando o programa software R versão 3.6.1 e ambiente R Studio 1.2.5033. As coordenadas geográficas das tocas monitoradas, bem como dos pontos amostrais para levantamento de dados limnológicos foram obtidas por meio do GPS Gramin, Etrex 10, e as construções dos mapas foram realizadas com o uso do software livre QGIS 2.18.

A seguir, são descritos os procedimentos utilizados no levantamento de dados limnológicos e as análises estatísticas realizadas.

3.2.2.1 Variáveis físico-químicas de águas superficiais

Nas amostras de água superficial, as seguintes variáveis físico-químicas foram analisadas: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); pH; Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); Oxigênio Dissolvido (OD - $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5 - $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Sólidos Totais em Suspensão (Seston - $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Fosfato (PO_4^{3-} - $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); Amônio (NH_4^+ - $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); Nitrito (NO_2^- - $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); Silicato (SiO_4^{4-} - $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); e a Transparência da água (Secchi - m).

No momento da coleta das amostras de água, a temperatura foi medida com um termômetro de mercúrio, e a transparência da água foi estimada por meio do disco de Secchi, com 30 cm de diâmetro, e leituras da profundidade de desaparecimento feitas sempre nas sombras entre as 10 e 14 horas. A Condutividade e o pH foram mensurados por meio de medidores em laboratório. Na análise de Sólidos Totais em Suspensão, os filtros de microfibras de vidro com porosidade 45 μm foram preparados e pesados em balança analítica antes e depois da filtração (STRICKLAND; PARSONS, 1972).

Para o OD e DBO_5 as águas foram coletadas e armazenadas em frasco Winkler. Imediatamente após a coleta, a fixação do oxigênio dissolvido da amostra foi feita pelo método de iodometria como titulação (Winkler, 1888). Em seguida, os frascos foram armazenados a 20°C , e após cinco dias o DBO foi calculado repetindo-se os procedimentos do oxigênio dissolvido (OD Final) (Winkler

modificado). Ambos os métodos de análise seguem os padrões descritos em Grasshoff (1986) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Nas análises de fosfato (PO_4^{3-}), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e silicato (SiO_4^{4-}), as amostras de águas superficiais foram coletadas em duplicata, armazenadas em garrafas de polietileno de 500 ml e congeladas. Após descongeladas, as soluções com os reagentes pertinentes para cada método foram preparadas, e as concentrações dos nutrientes quantificadas por meio da espectrofotometria digital, sendo lidas respectivamente a 880 nm, 630 nm, 540 nm e 810 nm.

Para a análise da diferença estatística das variáveis físico-químicas de água superficial entre os pontos amostrais foi realizado o seguinte procedimento estatístico: na primeira etapa, a normalidade da distribuição dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk (função "shapiro.test") e a suposição de homocedasticidade das variâncias checada mediante o teste de Levene (função "levene.test") com o auxílio do pacote "car" (FOX et al., 2019). Quando aceitos tais pressupostos, aplicou-se ANOVA One-way (função "lm" e "aov"), e posteriormente as médias foram comparadas duas a duas por meio do pós-teste de Tukey (função "TukeyHSD"). E para as variáveis que não seguiram os pressupostos, empregou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (função "kruskal.test"). Em todas as análises foi considerado o nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Sempre que possível, os resultados são representados pela média aritmética e o desvio padrão da amostra e suas réplicas. Caso o ponto tenha sido amostrado uma única vez para determinada variável, foi utilizado este dado para as análises descritivas. Este é o caso da temperatura e transparência da água. Em razão da insuficiência amostral, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e os sólidos totais em suspensão (seston) não foram submetidos a análise de variância, e também os dados de alguns pontos foram desconsiderados para certas variáveis, sendo eles: o GG2 na análise do pH, condutividade e oxigênio dissolvido; e o GG4 na análise de fosfato, amônio, nitrito e silicato.

3.2.2.2 Comunidade de macroinvertebrados aquáticos

As coletas de macroinvertebrados aquáticos foram realizadas de duas maneiras: nos pontos BJ1, CP2 e PB2, trechos de aproximadamente 50 metros

foram percorridos a pé durante 30 minutos; nos pontos PB3, GG1, GG2, GG3 e GG4, as amostragens foram feitas com o barco parado por 15 minutos em cada margem, totalizando 30 minutos de esforço amostral. Cabe destacar que, nas duas primeiras coletas realizadas de barco foi utilizado o amostrador draga do tipo Van Veen, com área 250 cm², onde, em cada ponto amostral foram retiradas triplicatas do sedimento, e, em seguida, armazenadas em sacos plásticos. Em laboratório, as amostras foram colocadas em peneira de 300 µm e 150 µm e deixadas em água corrente para separação dos organismos, contudo, não tivemos êxito com essa metodologia. Assim, na coleta seguinte, optou-se por utilizar peneiras com 30 cm de diâmetro e malha coletora tamanho 1 mm para todos os pontos amostrais.

No procedimento de coleta, os organismos contidos na rede coletora foram transferidos para tubos Falcon transparentes, fixados em formol 10% com água do ambiente, etiquetados e numerados conforme os pontos de amostragem. Em temperatura ambiente, as amostras coletadas foram transportadas em caixa térmica até o laboratório, e após uma semana fixadas em álcool 70%. Com o auxílio de Microscópio Estereoscópico e chaves de identificação, os organismos foram triados, quando possível, até nível de gênero (PÉREZ, 1988; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; PEREIRA; MELO; HAMADA, 2007), e classificados conforme o grupo de alimentação funcional (CUMMINS; MERRITT, 2003; HAMADA, NESSIMIAN, QUERINO, 2014).

A partir dos dados tabulados foram calculadas métricas biológicas para cada unidade amostral. A abundância absoluta, a riqueza e a diversidade de Shannon-Weaver (H'), foram obtidas com o auxílio do pacote "BiodiversityR" (KINDT et al., 2019) do software R (função "apply", "specnumber" e "diversity" respectivamente). A porcentagem EPT, foi determinada pela razão entre a soma de indivíduos pertencentes as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera em relação ao número total de organismos da amostra, multiplicada por 100 (ANEXO 1). E o índice BMWP' (Biological Monitoring Work Party System), foi obtido com base na presença/ausência de famílias, como proposto pelo IAT (2008), pode variar de 1 (mais tolerante) a 10 (menos tolerante) (ANEXO 2).

Os cinco grupos de alimentação funcional, fragmentadores, filtradores, juntadores, predadores e raspadores (CUMMINS, 1973), foram analisados de acordo com a abundância absoluta, riqueza e a sua proporção em cada unidade amostral. A proporção foi contabilizada como medida para descrever os seguintes

atributos ecossistêmicos de cada ponto amostral: o equilíbrio entre autotrofia e heterotrofia ($P/R = \text{produção/respiração}$); a ligação entre a entrada de matéria orgânica particulada grossa da vegetação ripária com a cadeia alimentar fluvial (MOPG/MOPF); a comparação da dominância relativa de matéria orgânica particulada fina em transporte (carga em suspensão) com a depositada nos sedimentos (TFPOM/BFPOM); e a estabilidade do canal (ANEXO 3) (CUMMINS; MERRITT, 2003; CUMMINS; MERRITT, ANDRADE, 2007).

3.2.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats

Durante a coleta de macroinvertebrados aquáticos foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats proposto por Callisto et al. (2002) (ANEXO 4). Os valores atribuídos a cada um dos 22 parâmetros foram observados visualmente, e a partir do somatório final foi avaliado o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos estudados.

3.2.3 Análise estatística multivariada

Com o intuito de identificar os pontos amostrais que apresentam comportamento relativamente homogêneo das variáveis limnológicas foi realizada a Análise de Agrupamento (*Cluster Analysis*) por meio do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2020). Segundo Valentin (1995), o dendrograma agrupa as amostras semelhantes entre si, sendo que quanto menor a distância entre os pontos, maior a semelhança entre os mesmos. Inicialmente, foram desconsiderados os pontos PERY e GG2, pois nessas localidades não foram realizadas as coletas de macroinvertebrados aquáticos. Em seguida, para minimizar o efeito de valores discrepantes conforme as recomendações de Legendre e Birks (2012), os dados abióticos foram padronizados (função “decostand”) e os bióticos logaritimizadas (função “log”). Na elaboração do dendrograma, foi aplicada a distância euclidiana (função “vegdist”) para gerar a matriz de similaridade e a UPGMA (função “hclust”) como método de ligação ou formação de grupos. A adequação do agrupamento foi verificada mediante o coeficiente de correlação copenética (função “cophenetic”), onde estimou-se o valor de 0,80 como mínimo para determinar a fidelidade do dendrograma em relação a matriz original (VALENTIN, 1995).

Por fim, foi realizado o teste de Correlação de Pearson para avaliar o grau de associação entre a frequência de utilização das tocas de lontras (expressa pela métrica R/D e replicada para os pontos amostrais a montante (TABELA 1)) e as variáveis limnológicas estudadas. Os valores do coeficientes de determinação varia entre -1 a 1, sendo que o sinal indica relação positiva ou negativa e o valor de zero sugere que não há associação linear entre as duas variáveis (FIGUEIREDO-FILHO et al., 2014). A magnitude do coeficiente pode ser classificado como: bem fraca (0 a 0,19); fraca (0,20 a 0,39); moderada (0,40 a 0,69); forte (0,70 a 0,89); e muito forte (0,90 a 1) (SHIMAKURA, 2006).

TABELA 1 - CÓDIGO DAS TOCAS DE LONTRAS E RESPECTIVOS PONTOS AMOSTRAIS A MONTANTE

Toca	Pontos amostrais a montante
T01	BJ1
T02	CP1 e PB2
T03	PB3 GG1 e PERY
T04	GG2
T05	GG3
T06	GG4
T07	GG4

FONTE: A autora (2020).

4 RESULTADOS

4.1 REGISTROS DE LONTRA NEOTROPICAL

O esforço amostral do monitoramento realizado nas sete tocas de lontra foi de 776 dias e no total foram capturados 281 vídeos, dos quais 196 são de lontras e, destes, 178 foram registros independentes. A frequência de utilização das lontras nas tocas, expressa pela taxa de registro nas armadilhas-fotográficas (R/D) foi significativamente diferente entre tocas ($p \sim 0,0000$). As tocas com maior utilização foram a T02 no rio das Pombas, T03 e T05 no rio Guaraguaçu. Por outro lado, as tocas com menor utilização foram T01 no rio Brejatuba, T04, T06 e T07 no rio Guaraguaçu (ver mapa na Figura 3), entre estas a menor frequência de utilização foi a toca do rio Brejatuba (BJ1). Duplas ou trios, e dentre eles a presença de subadulto e filhotes, foram registrados apenas nas tocas T02 no rio das Pombas, T03 e T04 no rio Guaraguaçu, totalizando 17 registros.

TABELA 2 - REGISTROS DE LONTRAS OBTIDOS PELAS ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS INSTALADAS EM SETE TOCAS LOCALIZADAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ (R/D = REGISTRO / DIA)

Código toca	Rio	Esforço (Dias)	Nº Registro de Lontras	Nº Registros Independentes	R/D
T01	Rio Brejatuba	276	16	14	0,05
T02	Rio das Pombas	86	55	51	0,59
T03	Rio Guaraguaçu	155	70	63	0,41
T04	Rio Guaraguaçu	99	13	12	0,12
T05	Rio Guaraguaçu	26	16	14	0,54
T06	Rio Guaraguaçu	42	11	9	0,21
T07	Rio Guaraguaçu	92	15	15	0,16

FONTE: A autora (2020).

4.2 LEVANTAMENTO DE DADOS LIMNOLÓGICOS

4.2.1 Variáveis físico-químicas de águas superficial

A temperatura da água aumenta ao longo do eixo nascente-foz, variando de 17°C no ponto BJ1, bastante protegido da incidência solar direta pela cobertura vegetal do leito, a 22,5°C no ponto GG4, onde o leito do rio Guaraguaçu é totalmente exposto ao sol (FIGURA 4a). Em relação a transparência da água, os pontos BJ1, CP1 e PB2 não foram amostrados com o disco de Secchi devido a

pouca profundidade (~60cm) e porque o fundo era claramente visível. Os pontos PB3, GG1 e GG4 registraram valores de transparência da água acima de 100 cm, nos pontos GG2 e GG3 os valores obtidos foram de aproximadamente 75 cm, e a menor transparência foi verificada no rio Pery (57 cm) (FIGURA 4b).

Na maioria dos pontos amostrais foram encontrados níveis baixos de sólidos totais em suspensão (valores < 2,50), com exceção do ponto PB2 (5,58 mg.L⁻¹) e PERY (6,00 mg.L⁻¹) (FIGURA 4c). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) apresentou valores baixos entre os pontos BJ1 a GG1, aumentou significativamente no rio Pery (10,85 mg.L⁻¹), e seguiu diminuindo no sentido foz (FIGURA 4d).

As variáveis que seguiram os pressupostos para a realização da ANOVA foram: pH (p=0,0022), oxigênio dissolvido (p=0,0000), nitrito (p= 0,0004) e silicato (p=0,0024), todas com diferenças significativas entre os pontos.

Os valores de pH diminuíram no sentido nascente – foz nos pontos localizados na sub-bacia do rio das Pombas (BJ1 a PB3), ou seja, a água exibiu características da presença de substâncias alcalinizantes nos trechos a montante e substâncias acidificantes nos trechos mais a jusante da sub-bacia. Considerando o curso principal do rio Guaraguaçu a relação é inversa, pois o ponto GG1 localizado mais a montante é o que apresenta o menor valor de pH e a tributação da água do rio Pery com valor de pH elevado (ponto PERY) parece contribuir para a alcalinidade desde a sua foz para jusante no rio Guaraguaçu (pontos GG2 a GG4) (FIGURA 9e). O ponto BJ1 não difere de CP1 e PB2 (Tukey p>0,05), mas difere dos demais pontos amostrais na bacia do rio Guaraguaçu (Tukey p<0,05).

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) na coluna d'água expressaram níveis mais altos nos trechos localizados na sub-bacia do rio das Pombas em comparação ao segmento médio-inferior do rio Guaraguaçu, com destaque para o rio Pery que registrou uma média de 0,56 mg.L⁻¹ (FIGURA 4f) e, portanto, denota a probabilidade de episódios de anoxia nesta localidade, constatada em uma das réplicas coletadas. Os pontos BJ1 e CP1, CP1 e PB2, não diferiram entre si, entretanto os pontos BJ1 e CP1 são significativamente mais oxigenados que os demais. O ponto PB2 e PB3 apresentam somente diferença em relação ao PERY.

O silicato (SiO₄⁴⁻) apresentou maiores níveis no BJ1 (3882,95 µg.L⁻¹), e seguiu um contínuo decrescente até o GG1 (553,58 µg.L⁻¹), no PERY os valores aumentaram (3117,73 µg.L⁻¹), e retornaram sucessivamente para níveis mais baixos

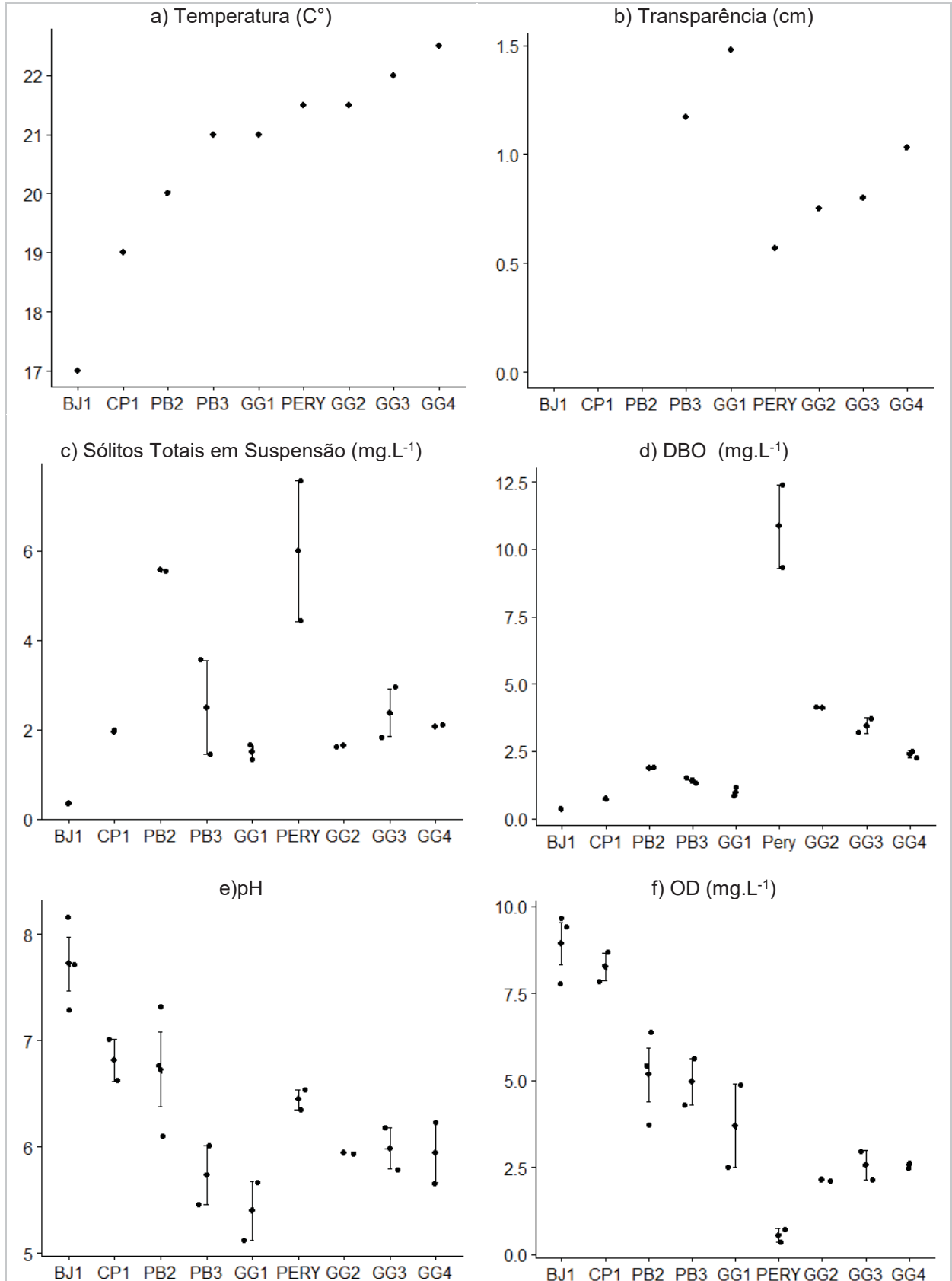
até o GG4 ($498.15 \mu\text{g.L}^{-1}$) (FIGURA 4g). O ponto BJ1 demonstrou diferença significativa com o PB2, PB3, GG1 e GG2, e o PERY com GG1 e PB3.

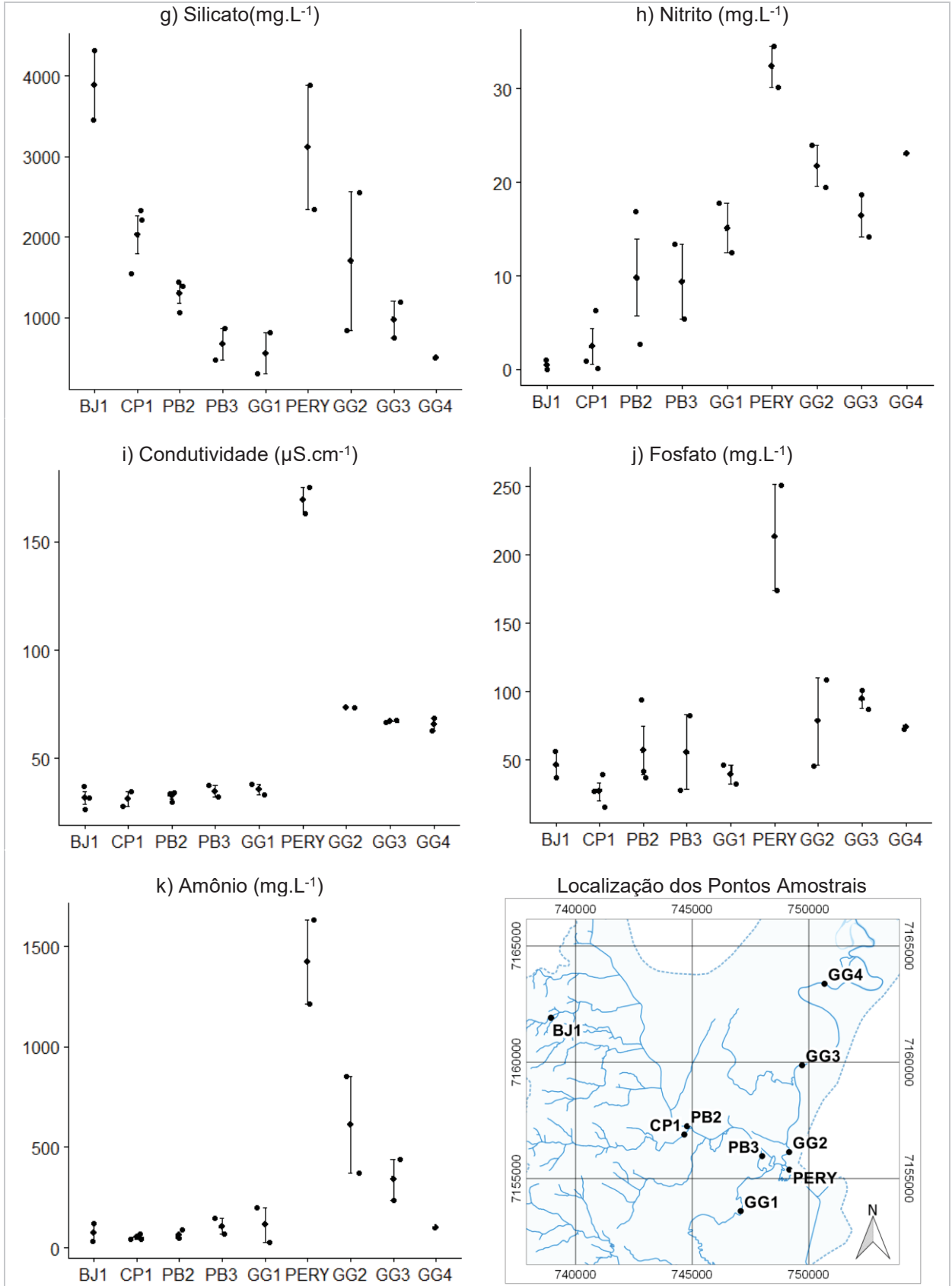
Ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu observa-se um aumento gradual no nível do íon nitrito (NO_2^-), com valores bastante elevados no rio Pery (FIGURA 4h). Tal comportamento é verificado pelo pós-teste de Tukey, que indicou diferença significativa entre o ponto PERY quando comparado aos pontos BJ1 ($p=0.0005$), CP1 ($p=0.0004$), PB2 ($p=0.0038$), PB3 ($p=0.0065$) e GG1 ($p=0.0416$). O ponto GG2 apresentou diferença significativa com os pontos BJ1 ($p=0.0112$) e CP1 ($p=0.0116$), e os demais pontos não diferiu estatisticamente entre si ($>0,05$).

Com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, aplicado para as variáveis condutividade, fosfato e amônio, foi constatado que não há diferença significativa entre os pontos.

A condutividade foi similar nos pontos entre BJ1 a GG1, com valores próximos de $31 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a $35 \mu\text{S.cm}^{-1}$, no entanto, aumentou expressivamente no ponto localizado no rio Pery, o qual chegou a atingir um máximo de $169,2 \mu\text{S.cm}^{-1}$, e nos demais pontos voltou a diminuir, ficando com valores compreendidos entre $73,3 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no GG2 e $56,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no GG4 (FIGURA 4i). Em relação aos nutrientes fosfato (PO_4^{3-}) e amônio (NH_4^+), nota-se um acréscimo de íons ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, com registros bastante elevados no rio Pery, e voltando a reduzir os valores na direção jusante (FIGURA 4j e 4k respectivamente).

FIGURA 4 - VALORES DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS (TEMPERATURA, TRANSPARÊNCIA, SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO, DBO, PH, OD, SILICATO, NITRITO, CONDUTIVIDADE, FOSFATO, E AMÔNIO) NOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, AFERIDOS ENTRE MARÇO E DEZEMBRO DE 2019





FONTE: A autora (2020).

4.2.2 Comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Nos sete pontos amostrais foi registrado um total de 577 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos pertencentes a 60 táxons, dentro dos filos Annelida, Arthropoda, Mollusca e Platyhelminthes (APÊNDICE 1). Na identificação, seis espécimes foram classificados somente até o nível de subclasse (Oligochaeta), e nove até o nível de família (1= Glossiphoniidae; 2 = Trichodactylidae; 2 = Helicopsychidae; 3 = Philopotamidae; e 1 = Stratiomyidae). Os demais organismos coletados foram identificados dentre outros 54 gêneros distribuídos em 41 famílias.

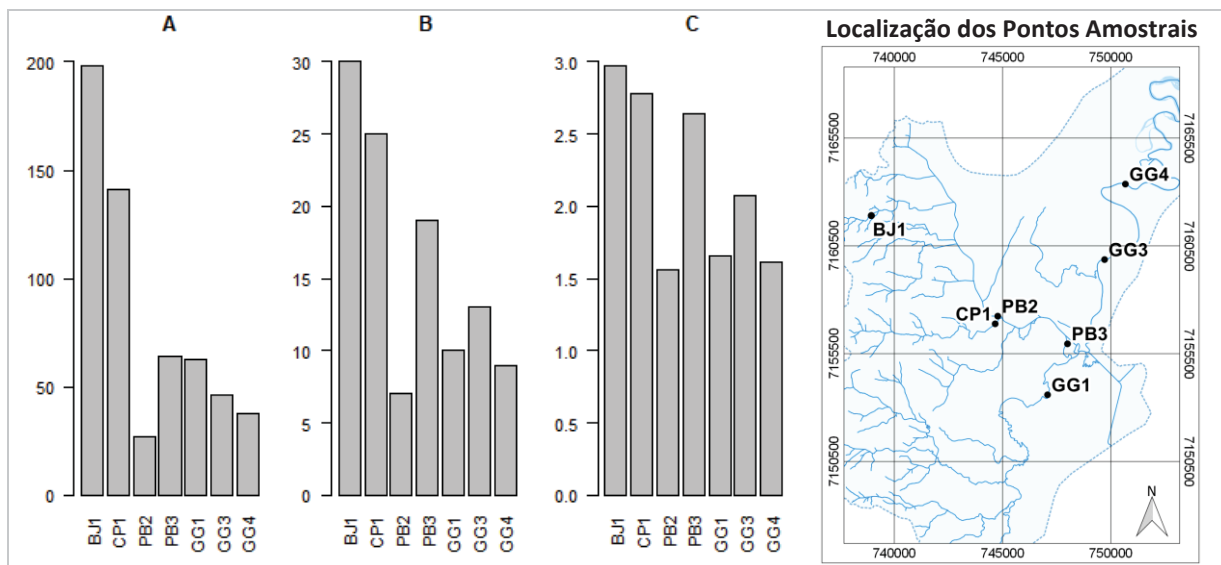
A comunidade de insetos aquáticos foi a mais representativa, com oito ordens e 39 famílias, sendo a ordem Ephemeroptera com o maior número de espécimes coletados (116 indivíduos), seguindo da ordem Hemiptera (95 indivíduos) e Odonata (91 indivíduos), que juntas correspondem 52% do total da amostra. A ordem Odonata obteve a maioria dos gêneros registrados (12 gêneros pertencentes a sete famílias), enquanto a ordem Hemiptera apresentou o maior número de famílias (nove famílias distribuídas em 11 gêneros).

Em relação a abundância dos táxons, os camarões de água doce do gênero *Macrobrachium* (Palaemonidae, Decapoda) foram os mais coletados (83 indivíduos), em segundo o gênero *Baetis* (Baetidae – Ephemeroptera) (61 indivíduos), e em terceiro o gênero *Chironomos* (Chironomidae – Diptera) (54 indivíduos). Os gêneros *Macrobrachium* e *Baetis* foram os únicos encontrados em todos os sete pontos amostrais, e *Chironomos* só não foi registrado no ponto de coleta situado mais a jusante na bacia (GG4 – Rio Guaraguaçu), demonstrando, portanto, que esses organismos possuem uma ampla distribuição geográfica ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu.

Comparando o resultado das métricas biológicas nos trechos amostrados, a abundância absoluta, riqueza e diversidade de Shannon-Weaver (H') foram elevadas nos pontos BJ1 e CP1, dando destaque para o ponto BJ1 onde a área é mais preservada e se encontra dentro do PARNA de Saint-Hilaire/Lange próximo a nascente, que contabilizou 198 organismos coletados pertencentes a 30 táxons. O ponto PB2 apresentou as menores medidas, com 27 indivíduos identificados dentre sete gêneros, sendo aproximadamente 90% do total da amostra pertencentes a classe Insecta, e o restante a família Palaemonidae (Decapoda – Crustacea). Nos pontos PB3 e GG1, foram coletados 63 e 64 organismos respectivamente, no

entanto, o PB3 obteve maior riqueza e diversidade de Shannon-Weaver. Os pontos GG3 e GG4 apresentaram métricas constantes, diminuindo os valores no sentido a jusante, e o GG4 foi o único ponto que registrou mais organismos pertencentes aos crustáceos em relação aos insetos.

FIGURA 5 - GRÁFICOS APRESENTANDO AS MÉTRICAS BIOLÓGICAS: ABUNDÂNCIA ABSOLUTA (A), RIQUEZA (B), E DIVERSIDADE DE SHANNON-WEAVER (C), EM FUNÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ



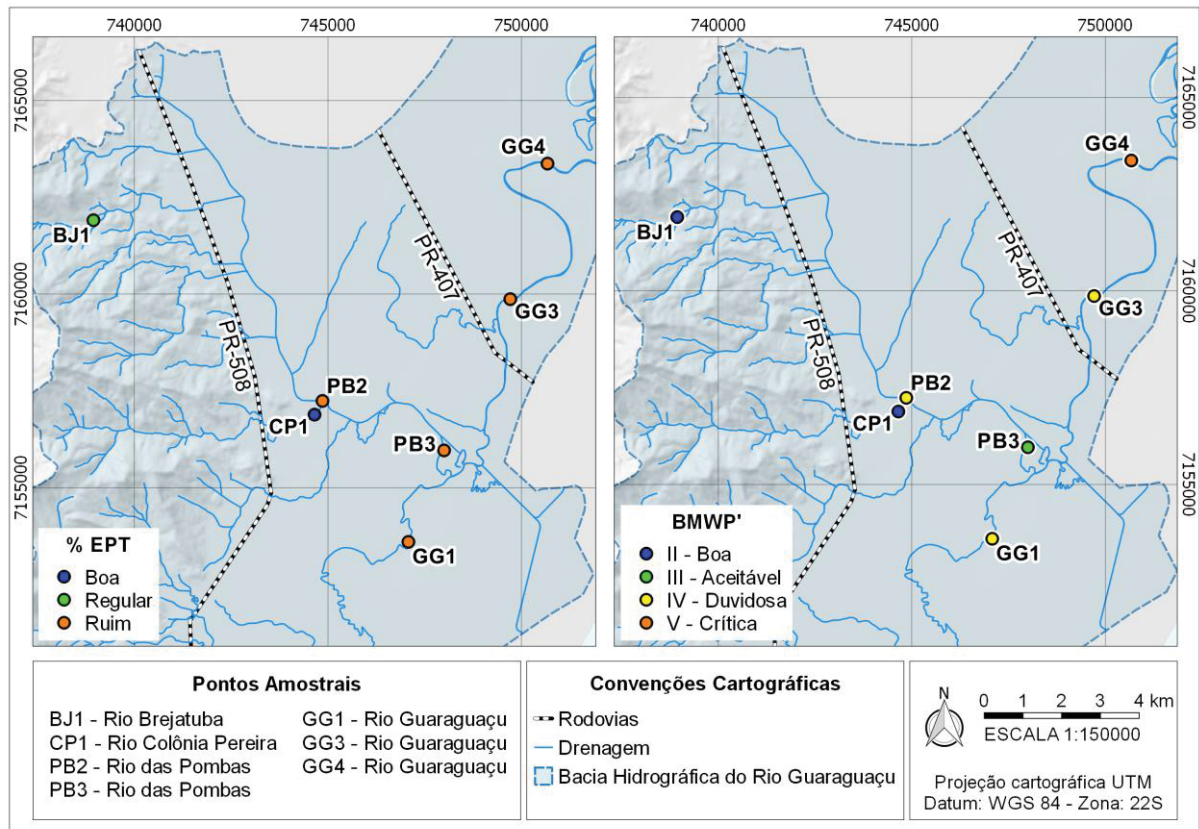
FONTE: A autora (2020).

Os resultados obtidos por meio da porcentagem EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) demonstraram que nenhum dos pontos amostrais foram considerados com qualidade de água Muito Boa, apresentando apenas os pontos BJ1 e CP1 com qualidade de água Regular e Boa respectivamente, e os demais pontos amostrais classificados como qualidade Ruim.

Similar, os somatórios dos escores de cada família para o índice BMWP', conduziram ao enquadramento dos ecossistemas aquáticos em quatro classes dentre as seis propostas pelo IAT (2008), sendo: os pontos BJ1 e CP1 com qualidade de água Boa; o ponto PB3 como Aceitável; os pontos PB2, GG1 e GG3 como Duvidosa; e o GG4 como Crítica (APÊNDICE 2). Assim, os índices mostram valores com tendência decrescente ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, o que pode indicar que as condições ambientais foram cada vez menos favoráveis para os organismos sensíveis a poluição, especialmente os

espécimes pertencentes a ordem Plecoptera, que só foram registrados nos pontos BJ1 e CP1.

FIGURA 6 - MAPAS TEMÁTICOS APRESENTANDO OS ÍNDICES BIÓTICOS: PORCENTAGEM EPT (A), E BMWP' (B), PARA OS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ



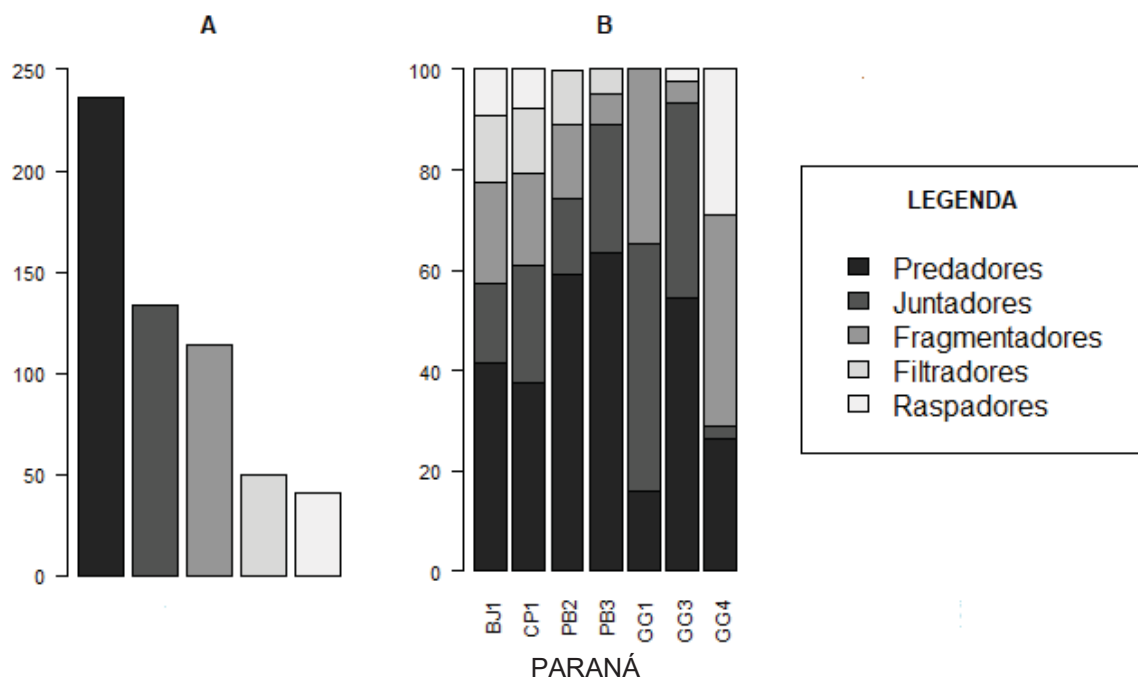
FONTE: A autora (2020).

Quanto a composição do grupo de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, 236 organismos coletados foram identificados como predadores (41% do total da amostra), 134 como juntadores (23,3%), 114 como fragmentadores (19,8%), 50 como filtradores (8,7%), e 41 como raspadores (7,13%). Os predadores também se destacaram em relação ao maior número de famílias, contabilizando 26, seguindo dos raspadores, que embora tenham representado somente 7,13% do total da amostra, registraram sete famílias. Nos demais grupos de alimentação funcional, seis famílias corresponderam aos fragmentadores, cinco famílias aos juntadores e quatro famílias aos filtradores. Ademais, foram coletados dois indivíduos do gênero *Nectopsyche* (Leptoceridae, Trichoptera), um no ponto BJ1 e o outro no ponto PB3, e, por ser considerado de hábito generalista, ou seja,

de acordo com a disponibilidade de alimento participam de mais de um grupo trófico, não foram contabilizados nas análises a seguir.

Considerando os pontos amostrais, somente o BJ1 e CP1 registraram espécimes pertencentes aos cinco grupos de alimentação funcional, sendo os predadores encontrados em maior proporção, e os raspadores em menores. Já no PB2 e PB3 não foram coletados raspadores, mas os predadores se mantiveram como o grupo mais representativo. O GG1 não apresentou registros de raspadores e filtradores, e obteve a maior proporção de juntadores, seguido de fragmentadores e predadores. No GG3 e GG4 não foram coletados filtradores, sendo que no GG3 a maior proporção também foi de predadores e a menor de raspadores, enquanto o GG4 foi o único ponto com maior abundância de fragmentadores e menor de juntadores.

FIGURA 7 - GRÁFICOS APRESENTANDO A COMPOSIÇÃO DOS GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS: ABUNDÂNCIA ABSOLUTA (A) E PROPORÇÃO POR PONTO AMOSTRAL (B), EM FUNÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO



FONTE: A autora(2020).

Os critérios utilizados para avaliar os atributos ecológicos de rios por meio do cálculo das proporções dos grupos de alimentação funcional, caracterizaram os pontos BJ1, CP1, GG3 e GG4 como heterotróficos (valor < 0,75), ou seja, nessas

localidades há maior concentração de carbono resultante do processo de decomposição de matéria orgânica de origem alóctone. Nos pontos PB2, PB3 e GG1 não foi possível determinar o parâmetro P/R devido à ausência de raspadores.

A ligação entre a entrada de matéria orgânica particulada grossa da vegetação ripária com a cadeia alimentar fluvial (MOPG/MOPF), a qual representa a qualidade da cobertura de matas ciliares, indicou pobre relação nos pontos PB3 e GG3 (valor < 0,25), nos demais pontos amostrais a ligação foi considerada boa, especialmente no BJ1, que obteve um valor de 0,70, e no GG4, onde foi registrado somente um organismo coletor em comparação com 16 organismos fragmentadores, evidenciando, portanto, a importância do PARNA de Saint-Hilarie/Lange e a ESEC de Guaraguaçu na proteção da vegetação ripária.

A medida entre MOPF em transporte (carga suspensa) em comparação com a depositada nos sedimentos bentônicos (TFPOM/BFPOM) mostrou níveis elevados de partículas orgânicas em suspensão nos pontos BJ1, CP1 e PB2 (valor > 0,50), no PB3 a carga de MOPF foi considerada abaixo do normal (valor < 0,50), e no GG1, GG3 e GG4 não foi possível a análise em razão da falta de registro de filtradores nesses pontos. Quanto a estabilidade do canal, só foram considerados adequados nos pontos BJ1 e GG4, e no GG1 não foi possível devido à ausência de organismos filtradores e raspadores (APÊNDICE 3).

4.2.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats

A maior diversidade de habitats do corpo hídrico foi encontrada no ponto BJ1 no rio Brejatuba (96 pontos). Com largura de aproximadamente 10 m e formações de remansos e poças que variam de 30 cm até 1,5 m de profundidade, as corredeiras bem desenvolvidas, em conjunto com o fundo predominantemente constituído por pedras, cascalhos e areia, caracteriza este trecho com mais de 50% de habitats diversificados. As águas são altamente transparentes, sem a presença de oleosidade e odor, e a boa cobertura vegetal das matas ciliares encobre quase que totalmente o leito deste rio (FIGUARA 8a).

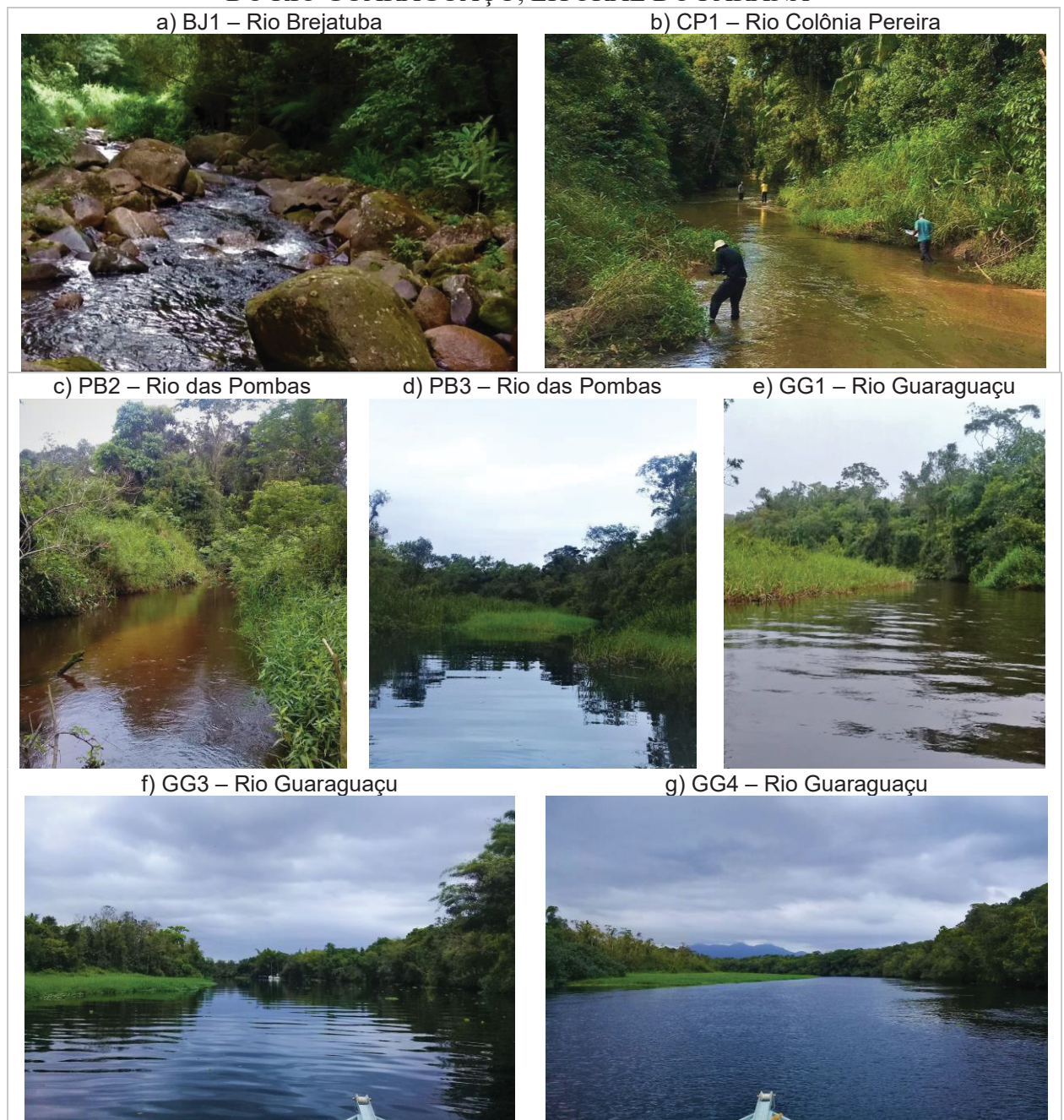
O ponto CP1 no rio Colônia Pereira foi o único trecho classificado como alterado (56 pontos), demonstrando as piores condições na maioria dos parâmetros analisados, especialmente para alterações de origem antrópica, ocupações das margens com uso residencial, assoreamento moderado e pouca presença de mata

ciliar nativa. A largura desse rio variou de 6 a 10 m em função da instabilidade das margens e a profundidade não ultrapassou 50 cm. A ausência de corredeiras e o fundo coberto por deposição de areia indica pobreza de habitats, entretanto, mantém suas características de transparência da água, ausência de odor e oleosidade (FIGURA 8b).

Os pontos PB2 e PB3 no rio das Pombas e o ponto GG1 no rio Guaraguaçu foram avaliados como natural (80 pontos) e apresentaram os seguintes atributos em comum (FIGURA 8c, 8d, 8e): fluxo de águas relativamente igual em toda a largura do rio, ausência de corredeiras, e boa cobertura de mata ciliar nativa, incluindo árvores, arbustos e macrófitas, porém com elevada presença de gramínea semi-aquática (*Echinochloa polystachya*) introduzida nas margens. No ponto PB2 o fundo é coberto por sedimento inconsolidado, a largura é em torno de 15 m e possui uma profundidade de 60 cm, enquanto no PB3 o fundo é formado predominantemente por areia fina, largura de 25 m e profundidade de 1,5 m. No GG1 a profundidade encontrada foi de 4 m e a largura de 10 m.

Os pontos GG3 e GG4, também foram classificados como natural (73 pontos), porém com menores pontuações devido à falta de substrato estável para a fixação dos organismos, a ausência de corredeiras, águas cor de chá, e com menos de 10% de habitats diversificados. Os dois pontos apresentaram uma profundidade em torno de 4,5 m, fundo coberto por areia fina e lama argilosa, e a largura ficou compreendida entre 80 m no GG3 e 100 m no GG4 (FIGURA 8f e 8g). Os resultados completos da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats são apresentados no APÊNDICE 4.

FIGURA 8 - COMPOSIÇÃO DE IMAGENS FOTOGRÁFICAS DOS DIFERENTES AMBIENTES AMOSTRAIS NO PERFIL LONGITUDINAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ



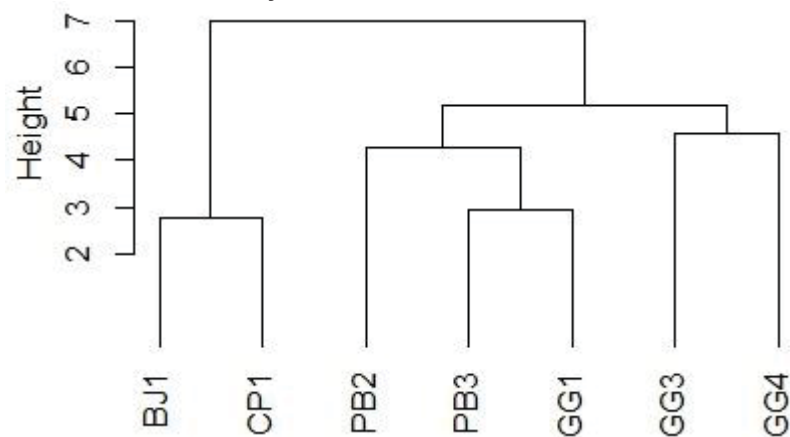
FONTE: A autora (2020).

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA

Por meio da análise de agrupamentos em função das variáveis físico-químicas de água e grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, é possível verificar dois grupos principais distintos. O grupo um é constituído pelos pontos BJ1 e CP1, localizados a montante da bacia

hidrográfica do rio Guaraguaçu. O segundo grande grupo é formado por dois subgrupos, sendo o primeiro composto pelos pontos PB2, PB3 e GG1, entretanto o ponto PB3 e GG1 apresentaram maior grau de similaridade entre si em comparação com o ponto PB2. O segundo e menor subgrupo evidenciou a semelhança dos pontos GG3 e GG4 situados a jusante na bacia. O valor de correlação cofenética $r = 0,8329$ apontou que o dendrograma gerado foi representativo para os dados analisados.

FIGURA 9 - DENDROGRAMA APRESENTANDO A SIMILARIDADE DOS PONTOS AMOSTRAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ, BASEADO NAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS, AFERIDOS ENTRE MARÇO E DEZEMBRO DE 2019



FONTE: A autora (2020).

Na análise de correlação de Pearson entre a frequência de utilização das tocas de lontras (expressa pela métrica R/D e replicada para os pontos amostrais a montante (ver TABELA 1)) e as variáveis limnológicas estudadas, apenas os valores de sólidos totais em suspensão (seston) obteve correlação moderada ($p = 0,5$). A temperatura e transparência da água apresentam correlação positiva bem fraca ($p = 0,1$). O oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO5) e fosfato não demonstraram associação linear ($p = 0$), e as demais variáveis físico-químicas de água superficial mostraram-se inversamente proporcionais ($p < 0$).

As variáveis referentes a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (abundância absoluta, riqueza, diversidade de Shannon-Weaver (H'), porcentagem EPT, índice BMWP' e grupos de alimentação funcional), atributos ecossistêmicos (P/R; MOPG/MOPF; TFPOM/BFPOM e estabilidade do canal), e a classificação do trecho amostral segundo a aplicação do PAR, apresentaram relação negativa com o

R/D ($p < 0$), exceto as espécies pertencentes ao grupo de alimentação funcional dos juntadores que não apresentaram associação linear ($p = 0$).

5 DISCUSSÃO

5.1 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS

Quando analisado o dendrograma resultante da análise de agrupamento baseada nas variáveis físico-químicas de águas superficiais e dos grupos de alimentação funcional dos macroinvertebrados aquáticos e excetuados os pontos Pery e GG2 (onde os macroinvertebrados não foram amostrados), observa-se a variação espacial ao longo da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, conforme o conceito de contínuo fluvial. Dessa forma, os pontos amostrais com características semelhantes foram agrupados e identificados em três grupos principais: zona de erosão e transporte (cabeceira); zona de transferência (trecho médio); e zona de deposição (trecho final da planície até a foz).

Zona de alta erosão e transporte:

Caracterizada pelos pontos BJ1 no Rio Brejatuba e CP1 no Rio Colônia Pereira, os quais formaram um agrupamento bem definido, e são os mais diferentes dos demais pontos amostrais.

A grande energia hidráulica, em decorrência das declividades acentuadas das regiões serranas, faz com que o material orgânico e inorgânico seja intensamente carregado rio abaixo, implicando no aumento da erosão (CRISTOFOLETTI, 1981). Dessa forma, os baixos níveis de sólidos totais em suspensão (seston) e de teores de substâncias biogênicas (nutrientes), especialmente nitrito, fosfato e amônio encontradas nas análises de água superficial (FIGURA 4) são característicos de rios serranos, pois embora seja grande a incorporação de biomassa vegetal proveniente do ambiente florestal, a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) é rapidamente exportada, antes que os processos de decomposição ou metabolização pela biota aquática liberem os nutrientes na coluna d'água (WANTZEN et al., 2008). Ainda, o afloramento rochoso e a alta densidade de drenagem contribuem para a diferença significativa de oxigênio dissolvido em relação aos demais trechos, e nas concentrações de silicato, o qual está relacionado ao processo de lixiviação de minerais oriundos das rochas da bacia de drenagem (SZIKSZAY, 1993).

A presença de vales modelados pela erosão fluvial, em conjunto com a extensão e fluxo de rápidos, alternam trechos de corredeira e remansos que apresentam fundo de areia grossa, refletindo na grande diversificação de habitats encontrados (de acordo com os parâmetros analisados no PAR). Segundo Garcia, Schanauder e Pusch (2012), a complexidade estrutural nos ecossistemas lóticos geram um mosaico de diferentes condições ambientais, proporcionando a biota residente maior disponibilidade de abrigo e de recursos alimentares, e, conseqüentemente, resultando em maior abundância e riqueza de macroinvertebrados aquáticos, corroborando com os dados obtidos na presente pesquisa. Além disso, tanto o índice BMWP' quanto a porcentagem EPT evidenciaram as melhores condições ecológicas destes trechos em relação aos demais pontos amostrais. Vale ressaltar ainda, que embora as espécies pertencentes a ordem Ephemeroptera tenham sido as mais coletadas ao longo de toda a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu (116 organismos), quase 90% do total da amostra foram coletadas nestes trechos, assim como a ordem Trichoptera (90%), e a ordem Plecoptera que foram coletados apenas nestes pontos amostrais.

Em relação a proporção dos grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, os predadores foram os mais representativos, seguindo dos fragmentadores. Os predadores são organismos menos restritivos e habitam locais com disponibilidade de presas, e, portanto, não retratam diretamente a influência externa do ambiente ribeirinho (VANNOTE et al., 1980). Por outro lado, os fragmentadores estão associados às áreas com dossel denso e elevada disponibilidade de matéria orgânica particulada grossa (MOPG), indicando a boa cobertura de vegetação ripária encontrada nestes trechos. Ademais, embora a proporção de raspadores tenha sido baixa ao longo de toda a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, representando 7,13% do total da amostra, mais de 70% destes organismos foram coletados nestes trechos, demonstrando maior disponibilidade de substratos estáveis, como seixos e cascalhos de tamanhos variados, assim como fragmentos de madeira (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

O ponto CP1 parece marcar o final da zona de erosão e transporte, pois está na planície e caracteriza-se por menor energia hidrodinâmica, com formação de extensos depósitos de sedimentos, mas ainda guarda as características limnológicas influenciadas pelas regiões serranas. No entanto, a aplicação do PAR indica a

alteração antrópica desse ambiente – chegando a pontuar 56, sendo classificado como alterado. Por outro lado, o ponto BJ1 atingiu 96 pontos que corresponde a um ambiente natural, segundo a classificação do PAR. Essa análise denota a importância do PARNA de Saint-Hilarie/Lange, unidade de conservação de proteção integral que protege a floresta e os recursos hídricos na Serra da Prata, a partir de 60 m s.n.m. na região do Rio Brejatuba.

Zona de transferência:

Nos pontos PB2 e PB3, que compreendem o curso principal do rio das Pombas e no ponto GG1 no rio Guaraguaçu, observa-se um o comportamento típico de zona de transferência das teorias que descrevem o contínuo fluvial.

O pH mostra uma leve acidificação do ambiente, provavelmente em decorrência dos processos de lixiviação e decomposição dos detritos vegetais, que libera ácidos húmicos e fúlvicos (LOPES; MARALHÃES, 2010). Com maior área de drenagem, o incremento do material em suspensão e dos níveis de nutrientes nitrogenados e fosfatados detectados nas amostras superficiais de água seguem a tendência natural de aumento da concentração no gradiente rio abaixo. Ainda, a correnteza moderada, reduz a aeração, e, conseqüentemente, as concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água diminuem. O silicato apresenta diminuição em relação ao trecho anterior, pois o maior volume de água e a menor energia hidráulica fazem com que as partículas mais pesadas precipitem e se depositem (SZIKSZAY, 1993).

Os níveis de DBO₅ podem ser associados tanto ao início da metabolização da matéria orgânica particulada grossa (MOPG) importada do trecho a montante, quanto aos impactos difusos das atividades agrícolas e dos esgotos domésticos advindos das diversas propriedades rurais existentes ao longo da rodovia PR-508. Entretanto, além do incremento na DBO₅, observa-se elevada presença de vegetação perifítica e de gramíneas invasoras, indicando ambientes submetidos a um forte processo de enriquecimento orgânico (BUSS et al., 2002).

De acordo com Fonseca (2011), embora alguns estudos mostrem a importância de macrófitas aquáticas para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, uma vez que fornecem abrigo contra distúrbios e o acúmulo de recursos alimentares, bem como aumenta a complexidade do habitat, elas geram

significativas mudanças no funcionamento ecossistêmico, influenciando nos padrões naturais de distribuição das espécies além de serem utilizadas principalmente por táxons oportunistas, o que resulta em menor diversidade nestas áreas. Dessa forma, os valores obtidos por meio da porcentagem EPT e do índice BMWP', que apresentaram classificação intermediária entre água aceitável e duvidosa, podem estar relacionados a este fato. Segundo Callisto, Moreno e Barbosa (2001), não somente a presença de organismos sensíveis deve ser avaliada, mas sim a sua abundância na estrutura da comunidade e contribuição à diversidade de espécies.

Ainda, como reflexo da maior quantidade de nutrientes, a qual está relacionada com o aumento de matéria orgânica no ambiente, os coletores (juntadores e filtradores) são o segundo grupos funcionais de alimentação mais representativos nessa região, sendo o primeiro constituído pelos predadores. Entretanto, vale ressaltar que 62% do total de coletores pertencem ao gênero *Chironomos* (Chironomidae – Diptera), considerados altamente tolerantes a poluentes orgânicos e industriais e adaptados à baixa disponibilidade de oxigênio (OLIVEIRA; MARTINS; ALVES, 2010). Ademais, a pequena proporção de fragmentadores e a ausência de raspadores nestes trechos pode estar relacionada a quantidade e a qualidade inferior da matéria orgânica alóctone (MARQUES et al., 1999).

A pontuação final do PAR demonstra que embora estes trechos apresentem largura e profundidade diferenciados, a alternância de fundos de areia grossa nos leitos e grandes depósitos de sedimentos mais finos nas margens, formadas a partir da erosão progressiva das margens côncavas e a deposição nos leitos convexos, estão associados a variação de maior ou menor energia características dos rios meandrantés.

Zona de deposição:

Nessa região, caracterizada pelos pontos GG3 e GG4, o material biogênico importado de rio acima se deposita e há predomínio de processos locais de produção, decomposição e reciclagem biogênica. Como características gerais, os dados mostram: ambiente com pH mais ácido, em decorrência da decomposição de matéria orgânica, com a típica coloração dos ácidos orgânicos (cor de chá) e diminuição da transparência da água.

Em relação às demais variáveis físico-químicas de água superficial deve-se considerar uma importante alteração de origem antrópica: o aporte do rio Pery, que embora não tenha sido incluindo na análise de agrupamento, acredita-se que foi o fator determinante para a subdivisão no dendrograma gerado. O rio Pery é um tributário localizado na margem direita do rio Guaraguaçu, e recebe efluente da estação de tratamento de esgotos dos municípios de Pontal do Paraná e Matinhos, e também drenam extensas áreas ainda não atendidas por rede de esgoto. Além disso, o percurso do rio Pery passa pelo Aterro Sanitário, que recebe todo tipo de lixo dos mesmos municípios, antes de desaguar no rio Guaraguaçu.

Assim, as diferenças marcantes em todos as variáveis do ponto PERY é consequência dessa intensa descarga de efluentes, podendo verificar que praticamente todos os dados coletados rio abaixo (pontos GG2, GG3 e GG4) são influenciados por este aporte de origem antrópica. Dentre as variáveis que indicam a poluição por matéria orgânica destaca-se: os elevados valores de condutividade, DBO₅, sólidos totais em suspensão (seston), fosfato, amônio, nitrito e as baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Já em relação aos níveis de silicato verifica-se altos valores no ponto PERY, provavelmente em decorrência da extração de areia em torno da bacia, e baixos valores no ponto GG4 devido ao menor fluxo da água que faz com que as partículas mais pesadas comecem a se depositar.

Ainda, as menores abundância absoluta da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, riqueza, diversidade e porcentagem de EPT, somadas as pontuações inferiores do índice BMWP', evidenciam eutrofização de origem antrópica e consequente poluição da água. Para o grupo de alimentação funcional observa-se uma diferença de proporções entre os pontos GG3 e GG4. No ponto GG3, os juntadores foram os mais representativos, seguindo dos predadores, enquanto no GG4, foram os fragmentadores seguido de raspadores, e em nenhum deles foram coletados filtradores. Os filtradores são organismos associados a regiões de águas bem oxigenadas, não turva e onde se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM). No GG3 a maior proporção de juntadores pode estar relacionada com a maior concentração de material orgânico oriundo das atividades antrópicas na bacia de drenagem. Os fragmentadores estão ligados a regiões com boa qualidade de vegetação ripária, indicando a importância da ESEC de Guaraguaçu na proteção das matas ciliares (ponto GG4) (OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). Cabe ressaltar que a presença de raspadores neste trecho está

associada exclusivamente a gastrópodes (Molusca), que foram coletados nas gramíneas das margens em uma única saída de campo. Outro fator importante a ser observado é a falta de substrato estável para a fixação dos organismos e a baixa diversidade de habitats (menos que 10%), atribuindo a estes trechos a menor pontuação obtida pelo PAR.

5.2 CONTRIBUIÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA LONTRA NEOTROPICAL

As lontras neotropicais são predadores importantes na teia trófica dos ecossistemas aquáticos continentais, e sua distribuição e abundância estão relacionadas a um complexo de fatores ambientais, como a quantidade de recursos alimentares, cobertura vegetal adequada, disponibilidade de tocas e locais para descanso (KASPER et al., 2008; COLETTI et al., 2013; NAVARRO; QUADROS, 2017). Além disso, monitorando uma lontra por meio de radiotelemetria na região estuarina de Cananéia, litoral sul de São Paulo, Nakano-Oliveira et al. (2004) observaram que o animal amostrado percorreu pelo menos três tocas e se locomoveu frequentemente entre duas ilhas separadas por 1km, constatando a importância de grandes extensões de habitats aquáticos para a manutenção de uma população estável de lontras.

Aparentemente, o bom estado de conservação da vegetação ciliar encontradas nos diferentes trechos da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu proporciona condições favoráveis à presença de lontras, pois além de serem locais apropriados para a formação de tocas, as quais oferecem abrigos para descanso, reprodução e proteção contra predadores (CHANIN 1985; GALLO, 1996; PARDINI; TRAJANO, 1999), são fundamentais na conectividade entre os ambientes aquáticos e habitats adjacentes (NORRIS; MICHALSKI, 2009; RHEINGANTZ; MENEZES; THOISY, 2014). Os registros obtidos pelas armadilhas fotográficas demonstraram que as lontras utilizam todo o gradiente longitudinal da bacia, no entanto, as sete tocas monitoradas não apresentaram frequência de utilização uniforme (TABELA 2). Apesar de não terem sido detectadas correlações diretas entre a frequência de utilização das tocas por lontras e as variáveis limnológicas estudadas, o dendrograma gerado pela Análise de Agrupamento demonstrou diferentes condições ambientais, onde as variações da comunidade de macroinvertebrados aquáticos seguem o mesmo sentido das variáveis físico-químicas de água superficial. Dessa

forma, a frequência de utilização das tocas por lontras será realizada com base na análise espacial, representada pela ordenação e aspectos gerais dos trechos fluviais, e buscando identificar possíveis ameaças a espécie.

O rio Brejatuba (ponto BJ1) na região de cabeceira apresentou as melhores condições ambientais segundo as variáveis limnológicas analisadas, entretanto, a toca T01 foi a que obteve o menor número de registros por dia, indicando um uso menos frequente pelas lontras. Botero-Botero et al. (2016) verificaram que a distribuição de *L. longicaudis* na bacia do rio La Vieja, centro-oeste da Colômbia, também esteve restringida nos setores superiores da bacia, em razão do regime hidrodinâmico destas localidades se caracterizarem por canais estreitos, fluxo rápido das correntezas e baixa oferta de presas. No bioma Mata Atlântica os estudos sobre a ictiofauna, principal item alimentar na dieta de lontras, confirmam essa tendência, onde há poucas espécies na região de cabeceira e a riqueza e diversidade aumentam em direção a foz (SARMENTO-SOARES; MAZZONI; MARTINS-PINHEIRO, 2007; FERREIRA; SOUZA; PETRERE, 2010).

Considerando que as lontras são animais territorialistas e concentram suas atividades em áreas relacionadas as tocas (QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2002; COLETTI et al., 2013), os trechos amostrados na planície litorânea parece ser o mais importante para a espécie, pois as tocas T02 no rio das Pombas, T03 e T05 no rio Guaraguaçu obtiveram o maior número de registros por dia (R/D). Ainda, por ser uma espécie de hábito solitário, cujo agrupamento de indivíduos ocorre apenas na época reprodutiva e de cuidado parental (LARIVIÈRE, 1999; QUADROS, 2009), os registros obtidos de duplas ou trios na toca T02 no rio das Pombas e T03 no rio Guaraguaçu, que somaram 16 dos 17 registros, além de sub-adultos e filhotes, denota a importância destas áreas para a reprodução da *L. longicaudis* (ZANLORENCI; QUADROS, 2018).

Marcias-Sánchez (2003), ao amostrar os rios Los Pescados e Actopan no estado de Veracruz, México, comparou a abundância da *L. longicaudis* em três zonas de fluxos de águas caracterizados como: poça (área com pouca correnteza e maior profundidade); remanso (correnteza moderada e pouca profundidade); e rápido (onde a água flui em grande velocidade), e constatou que o maior número de rastros foram obtidos nos ambientes de remansos, uma vez que estes trechos indicaram conter maior disponibilidade de alimentos. Nesse sentido, os atributos hidrodinâmicos encontrados nas proximidades das tocas T02 e T03 pode ser algumas

das razões que influenciam o abrigo de filhotes nestas áreas, pois ambas apresentaram fluxo de água relativamente igual em toda a largura do rio, ausência de corredeiras e boa cobertura de mata ciliar nativa do tipo floresta ombrófila densa das terras baixas, incluindo formações pioneiras de influência fluvial e marinha, como várzeas, caxetais e restingas.

Contudo, embora a aplicação do protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats tenha enquadrado o rio das Pombas e o rio Guaraguaçu dentro dos parâmetros aceitáveis de condições físicas naturais preservadas, o que se observa é a deterioração do estado ecológico da qualidade de água resultante de ações antrópicas no entorno.

Na sub-bacia do rio das Pombas, a supressão da vegetação nativa para a conversão em áreas agrícolas, pecuárias e de mineração, geram diferentes graus de perturbação ambiental e diminuem a adequação do habitat para as lontras. Rodrigues et al. (2013) avaliou que o desmatamento no bioma Mata Atlântica, com significativos impactos nas matas ciliares, é um dos fatores mais relevantes para a extinção regional da espécie, pois causam a redução do habitat e, conseqüentemente, o declínio populacional. Visto que a toca T02 está localizada a jusante destas áreas, concorre como agravante no quadro de vulnerabilidade ambiental a poluição das águas por efluentes provenientes das diversas atividades agrícolas, e dos esgotos domésticos das propriedades rurais existentes ao longo da rodovia PR-508. Dentre elas, destaca-se a orizicultura que vem se expandindo na região, modificando os pequenos corpos d'água em sistemas de drenagem e irrigação, e utilizando agrotóxicos e fertilizantes, influenciando diretamente na estrutura e dinâmica ecológica de toda a biota aquática (TORRES, 2019). De fato, Cavallini (2018) analisando elementos traços nas fezes de lontras coletadas nesta área encontrou teores de cádmio, manganês e chumbo em níveis que ultrapassam ao atendimento dos padrões máximos permitidos.

Ainda, em função das alterações no uso e ocupação do solo que compõe a sub-bacia do rio das Pombas, o assoreamento das calhas dos rios afeta a disponibilidade e qualidade de refúgios para as lontras, e contribui para o incremento da carga orgânica e de sólidos totais em suspensão, evidenciados pelos altos níveis de seston na análise físico-química da qualidade de água, especialmente no ponto PB2, situado a montante da toca T02. Por outro lado, Quadros e Monteiro-Filho

(2010) apontam que a presença de lontras em ambientes com baixa visibilidade pode ser explicada pelo fato da espécie utilizar vibrissas para detectar suas presas.

Já no rio Guaraguaçu, as variáveis limnológicas analisadas apresentaram valores muito inferiores à dos demais pontos amostrados, principalmente no trecho médio inferior. Em razão da grande carga poluidora oriunda do rio Pery, os impactos mais notáveis para a população de lontras estão relacionados as mudanças qualitativas e quantitativas de níveis tróficos inferiores. Segundo Reppert (1999), as consequências de ações antrópicas nos ecossistemas aquáticos, em especial a eutrofização gerada pelo aumento das concentrações de nutrientes, alteram a produtividade primária e secundária, e modificam a dinâmica das comunidades bióticas. De forma geral, o excesso de matéria orgânica reduz o oxigênio dissolvido, afetando o metabolismo dos peixes, que em casos extremos (anóxia) podem chegar a morte e, conseqüentemente, influencia na abundância de espécies presas consumidas pelas lontras (CASARIEGO-MADORELL; CEBALLOS, 2008).

Em contrapartida, Vitulle (2007) analisando a distribuição de peixes introduzidos no rio Guaraguaçu, constatou que a maior abundância foi encontrada no trecho médio inferior, assim como indivíduos de maior porte. Nesse sentido, o uso deste ambiente pela lontra pode estar relacionado a maior disponibilidade de presas em relação aos outros trechos amostrados na presente pesquisa, uma vez que estudos apontam para importância da ictiofauna na distribuição das lontras (RHEINGANTZ et al., 2017). Além disso, o consumo de espécies introduzidas pelas lontras tem sido reportada em pesquisas anteriores. A exemplo, Sanches, Blake e Hellgren (2019), analisando a variação da dieta de *L. longicaudis* em três rios localizados no norte da Guatemala, dois com a presença de espécies exóticas e um sem a presença, observaram que nos dois rios onde as espécies exóticas ocorreram foi o principal item alimentar, representando 49% da dieta. Também, Costa-Braga et al. (2019), em quatro diferentes regiões hidrográficas da porção sul do Corredor Ecológico da Mata Atlântica Central, registraram que os ciclídeos exóticos foram as principais presas.

Assim, em consequência de grandes impactos nos ecossistemas fluviais, a tendência a longo prazo é que as espécies exóticas e mais tolerantes passem a representar a maior parte dos indivíduos da ictiofauna (LYONS et al., 1995; MOYLE; LIGHT, 1996), podendo reduzir a amplitude do nicho alimentar das lontras

(SANCHES; BLAKE; HELLGREN, 2019) que habitam a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das variáveis limnológicas analisadas foi possível verificar alguns padrões espaciais do contínuo fluvial bem como alterações na qualidade dos ambientes causados por atividades antrópicas. Em geral, a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos retratou adequadamente a qualidade de água na bacia, uma vez que os trechos com menores presenças de organismos sensíveis a poluição apresentaram valores inferiores de qualidade de água.

Observa-se que ao longo da bacia o aporte da água contaminada do rio Pery gera uma quebra no contínuo fluvial. Porém, há uma tendência de restabelecer melhores condições ambientais à medida que a poluição dilui no maior volume de água do rio Guaraguaçu, e, sobretudo, pelas áreas a jusante desta localidade serem constituídas por áreas protegidas (ESEC de Guaraguaçu e TI de Sambaqui).

Em relação aos registros obtidos pelas armadilhas fotográficas, todas as tocas apresentaram frequência de utilização por lontras, demonstrando que a espécie ocorre ao longo de todo o gradiente longitudinal na bacia. A menor frequência de utilização de tocas ocorreu na encosta (toca T01 no rio Brejatuba), no limite do Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange. Segundo as variáveis limnológicas analisadas é esse ponto que apresenta a melhor qualidade ambiental. Uma explicação para este aparente paradoxo, pode vir de pesquisas futuras que investiguem o principal grupo de presas das lontras na região, os peixes.

Em contrapartida, as maiores frequências de utilização bem como evidências de reprodução das lontras foram observadas em tocas situadas na planície, nas zonas de transferência e deposição da bacia. Nesse ambiente, a presença da influência antrópica (desmatamento, mineração e poluição) alterando os parâmetros naturais do ambiente foi observada segundo a maior parte das variáveis limnológicas analisadas. A situação mais emblemática, pela influência do rio Pery, é a evidência de eventos de anóxia devido à eutrofização, os quais podem levar à mortandade de peixes (além de outros organismos), e, conseqüentemente, diminuindo a oferta de presas consumidas pelas lontras.

Em conclusão, esta pesquisa permitiu constatar que a maioria das alterações no ambiente fluvial ocorre no trecho da bacia com maior frequência de utilização pelas lontras e onde não há proteção do ambiente por unidades de conservação de proteção integral. À vista disso, estudos futuros podem avaliar a

viabilidade de criação de UC de proteção integral na bacia (entre o PARNA de Saint-Hilaire/Lange e a ESEC de Guaraguaçu), o que certamente contribuiria não só para a conservação da lontra e biodiversidade local, mas também de uma área de manancial importante para o abastecimento de municípios da região.

Além disso, a poluição advinda de diferentes atividades antrópicas, sua influência sobre a teia trófica e a bioacumulação até as lontras, predadoras de topo das teias alimentares, devem ser melhor compreendidas e consideradas na elaboração de estratégias de conservação do ambiente aquático e das lontras. Nesse sentido, recomenda-se investigar os efeitos da poluição sobre as lontras e suas presas, bem como realizar o levantamento quali-quantitativo da ictiofauna no perfil longitudinal da bacia hidrográfica do Guaraguaçu.

Por fim, acredita-se que pesquisas voltadas para a dieta da espécie poderiam subsidiar não só a análise da integridade ambiental da bacia, mas também o potencial serviço ecossistêmico prestado pela lontra na predação e controle de espécies exóticas no ambiente e, conseqüentemente, sua contribuição para a preservação dos sistemas fluviais.

REFERÊNCIAS

- ÁGUAS PARANÁ. Plano da Bacia Hidrográfica Litorânea. 2018. Disponível em: http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-05/p08_rev01.pdf. Acesso em: 27 abr. 2019.
- ALARCON, G.; SIMÕES-LOPES, P. Preserved Versus Degraded Coastal Environments: A Case Study Of The Neotropical Otter In The Environmental Protection Area Of Anhatomirim, Southern Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, v. 20, p. 6–18, 2003.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **SIAGA**, v. 2, p. 203–213, 1996.
- ALMEIDA, L. R.; PEREIRA, M. J. R. Influence of the water quality on the occurrence of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) (Olfers, 1818) in a human-altered river basin. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, 2017.
- ANGULO, R. J. Mapa do Cenozóico do Litoral do Estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, p. 25–42, 2004.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environmental Federation, Washington DC, 1998.
- AZIMI, S.; ROCHER, V. Influence o the water quality improvement on fish population in the Seine River (Paris, France) over the 1990-2013 period. **Science of The Total Environment**, p. 955–964, 2016.
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425–441, 2008.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; MESSIMIAN, J. L. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de mata atlântica no sudeste do Brasil?. **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, n. 1, p. 209–222, 1998.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F., MOREIRA, J. C. (Orgs.). **É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente**, Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. p. 157-175.
- BARBIERI, F.; MACHADO, R.; ZAPPES, C.; OLIVEIRA, L. Interactions between the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) and gillnet fishery in the Southern Brazilian coast. **Ocean & Coastal Management**, n. 63, p. 16–26, 2012.
- BARBOSA, D. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Algumas teorias ecológicas aplicada a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J. ESPÍNDOLA, E. L. G. (Orgs.). **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Ed. Rima, p. xv-xxii, 2003.

BARBOUR, M.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.; STRIBLING, J. **Rapid bioassessment protocols for streams and wadable rivers: Periphyton, benthic invertebrates and fish**. Washington: Environmental Protection Agency, 1999.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: From individuals to ecosystems**. Malden: Blackwell Publishing, 2006.

BIFOLCHI, A.; LODÉ, T. Efficiency of conservation shortcuts: Na investigation with otters as umbrella species. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 523–527, 2005.

BIGARELLA, J. J. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. jubilee, n, p. 65–110, 2001.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **FLORESTA**, v. 41, n. 3, p. 589–598, 2011.

BOTERO-BOTERO, A.; CORREA-VIANA, M.; TORRES-MEJÍA, A. M.; UTRERA, A.; KATTAN, G. Extensión de presencia y área de ocupación de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) em la cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. **Boletim Científico do Centro de Museus de Historia Natural da Universidade de Caldas**, v. 20, n. 1, p. 101-115, 2016.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, p. 125–136, 2002.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, p. 91–98, 2002.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

CARVALHO-JUNIO, O. **No rastro da lontra brasileira**. Florianópolis: Bernuncia, 2007.

CARVALHO-JUNIOR, O.; BANEVICIUS, N. M. S.; MAFRA, E. O. Distribution and Characterization of Environments Used By Otters in the Coastal Region of Santa Catarina State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1087-1089, 2006.

CARVALHO-JUNIOR, O.; BIROLO, A.; MACEDO-SOARES, L. Ecological Aspects of Neotropical Otter (*Lontra longicaudis*) in Peri Lagoon, South Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, v. 27, n. 2, p. 105-115, 2010.

CASARIEGO-MADORELL, M. A.; CEBALLOS, G. Tamaño poblacional y alimentación de la Nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) em la costa de Oaxaca, México. **Acta zoológica mexicana**, v. 24, n. 2, p. 179-199, 2008.

CASARIEGO-MADORELL, M. A.; SÁNCHEZ, R. L.; GONZÁLEZ, G. C. Aspectos básicos sobre la ecología de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) para la costa de Oaxaca. **Revista Mexicana de Mastozoología** (Nueva Época), v. 10, n. 1, p. 71–74, 2006.

CAVALLINI, N. G. **Contaminação ambiental na bacia do rio Guaraguaçu: determinação quantitativa de contaminantes inorgânicos e diagnóstico a partir de bioindicador**. 2018. 156 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável) - Setor Litoral, Universidade Federal do Paraná, Matinhos (PR), 2018. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/56168>. Acesso em: 12 ago. 2019.

CAVALLINI, N. G.; REIS, R. A.; QUADROS, J.; et al. Determination of Lead (Pb) in stools of *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) by flame atomic absorption spectrometry (FAAS). **Eclética Química Journal**, v. 43, n. 1SI, p. 70–78, 2018.

CHANIN, P. **The Natural History of Otters**. Austrália: Croom Helm, 1985.

CHEHÉBAR, C. Action Plan for Latin American Otters. In: FOSTER-TURLEY, P.; MACDONALD, S.; MASON, C. (Orgs.). **Otters:na action plan for their conservation**. Illinois: IUCN/SSC Otter Specialist Group, 1990. p. 64-73.

CHEIDA, C. C.; OLIVEIRA, E. N.; COSTA, R. F., MENDES, F. R.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A.; LIMA, I. (Orgs.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, 2006. p. 231-275.

CHEMES, S. B.; GIRAUDO, A. R.; GIL, G. Dieta de *Lontra Longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) em el Parque Nacional El Rey (Salta, Argentina) y su comparación com otras poblaciones de la cuenca del Paraná. **Mastozoología neotropical**, v. 17, n. 1, p. 19–29, 2010.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1981.

CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. **Appendices I, II and III** Disponível em: <https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>. Acesso em: 22 ago. 2020.

COLARES, E.; WALDEMARIN, H. F. Feeding of the Neotropical River Otter (*Lontra longicaudis*) in the Coastal Region of the Rio Grande Do Sul State, Southern Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, v. 17, p. 6–13, 2000.

COLETTI, L.; MICHEL, T.; SANFELICE, D.; JARDIM, M. Uso do espaço por *Lontra longicaudis* (Mustelidae, Carnivora) em ambiente alterado no rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 103, n. 3, p. 240–245, 2013.

COSTA-BRAGA, D.; ROSSI, J.; SRBEK-ARAUJO, A. C. Exotic species as the main prey items of the Neotropical otter in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. **Tropical Ecology**, v. 60, n. 1, p. 30-40, 2019.

COSTA, M. T.; COSTA, A. P. T. Levantamento bibliográfico sobre lontras (*Lontra longicaudis*) com ênfase às populações do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista da Biologia**, v. 16, n. 1, p. 32-37, 2016.

CUMMINS, K. W. Trophic Relations of Aquatic Insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, n. 1, p. 183-206, 1973.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W. Usando Grupos de Alimentação Funcional de Invertebrados para avaliar a Qualidade ecológica de Córregos e Rios. In: **Programa Proteção da Floresta Atlântica - PRÓ-ATLÂNTICA PARANÁ**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e KfW – Kreditanstalt für Wiederaufbau, Frankfurt. 2003.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in South Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

DEPINÉ, P.; OKA-FIORI, C. Análise ambiental da área do sambaqui do Guaraguaçu, município de Pontal do Paraná, Litoral do Estado do Paraná, Brasil. **RA'E GA**, n. 9, p. 107-122, 2005.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. 1999. **Mammals of the Neotropics**, v. 3, The Central Tropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Chicago, London: University of Chicago Press, 1999.

ELSTE, G. A. S.; ZANLORENCI, G. A.; LAUTERT, L. F. C.; NAZÁRIO, M. G.; MARQUES, P. H. C.; QUADROS, J. A contaminação do rio Guaraguaçu (Litoral do Paraná): limites e riscos ao desenvolvimento territorial regional. **Guaju**, v. 5, n. 2, p. 54–70, 2019.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERREIRA, F. C.; SOUZA, U. P.; PETRERE JR, M. Zonação longitudinal da ictiofauna em ambientes lóticos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, p. 1-17, 2010.

FIGUEIRÊDO, C. D. S. **Caracterização físico-química e microbiológica da lagoa de polimento e das lagoas do entorno do aterro sanitário de Pontal do Paraná**. 2008. 151 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná (PR), 2008. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/17946?show=full>. Acesso em: 27 mai. 2019.

FIGUEIREDO-FILHO, D. B.; ROCHA, E. C.; JÚNIOR, J. A. S.; PARANHOS, R.; NEVES, J. A. B.; SILVA, M. B. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson: o retorno. **Leviathan**, n. 8, p. 66–95, 2014.

FISRWG. FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP. **Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices**, 2001.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 183–193, 2010.

FONSECA, D. C. **Efeitos da presença de macrófitas nos macroinvertebrados de córregos tropicais**. 2011. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Setor de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos (SP), 2011. Disponível em: https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/2049?show=full&locale-attribute=pt_BR. Acesso em: 02 nov. 2020.

FOSTER-TURLEY, P.; MACDONALD, S.; MASON, C. **Otters: na action plan for their conservation**. Illinois: IUCN/SSC Otter Specialist Group, 1990.

FOX, J.; WEISBERG, S. Companion to Applied Regression. (Pacote “car”). 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/car/car.pdf>. Acesso em: 13 set. 2020.

GALLO, J. P. Otters in Mexico. **Journal of the Otter Trust**, v. 1, n. 10, p. 19-24, 1986.

GARCIA, X. F.; SCHANAUDER, I.; PUSCH, M. T. Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 49-68, 2012.

GÓES, L. M. **Conservação e grandes empreendimentos de infraestrutura no litoral do Paraná: a ferrovia Lapa-Paranaguá**. 2014. Dissertação, Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2014. 122 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2014. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/37275?show=full>. Acesso em: 17 jun. 2017.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM.**, v. 2, n. 1, 2003.

GRAJALES-GARCÍA, D.; SERRANO, A.; CAPISTRÁN-BARRADAS, A.; NAVAL-ÁVILA, C.; PECH-CACHÉ, J. M.; BECERRIL-GÓMEZ, C. Hábitos alimentícios de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) (Carnivora: Mustelidae) em la zona costera de Tuxpan, Veracruz. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 90, p. 1-8, 2019.

HANSON, P.; SPRINGER, M.; RAMIREZ, A. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 4, 2010.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R, B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014.

HELDER-JOSÉ; ANDRADE, H. K. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). **Mammalia**, v. 61, n. 2, p. 193–203, 1997.

HERSHEY, A.; LAMBERTI, G.; CHALONER, D.; NORTHINGTON, R. Aquatic Insect Ecology. In: TRORP, J.; COVICH, A. **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**. Academic Press, p.659–694, 2010.

HODARA, K; BUSCH, M. Patterns of macro and micro-habitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. **Ecological Research**, v. 25, n. 1, p. 113-121, 2010.

IAT. Instituto Água e Terra. **Índices de qualidade de água** – Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos – Índice BMWP. 2008. Disponível em: http://www.pr.gov.br/meioambiente/iap/qdd_agua_34_bmwp.shtml. Acesso em: 9 jun. 2019.

IAT. Instituto Água e Terra. **Plano de Manejo** - Estação Ecológica de Guaraguaçu. 2006. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Plano-de-Manejo-Estacao-Ecologica-do-Guaraguacu>. Acesso em: 11 out. 2017.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Portaria nº 85, de 24 de agosto de 2016**. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação da Ariranha, estabelecendo seu objetivo, metas, prazo, abrangência e formas de implementação e supervisão - 2º Ciclo, Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 85, 02 ago. 2016. Seção 1, p. 47.

IORIS, A. Desenvolvimento nacional e gestão de recursos hídricos no Brasil. **Revista Crítica de Ciências Sociais**, v. 85, p. 23-41, 2009.

KAMINSKI, F. M. Cipozeiras do Guaraguaçu: entre a proteção ambiental e a manutenção da cultura local. 30 f. Artigo de especialização (Questão Social pela Perspectiva Interdisciplinar) - Universidade Federal do Paraná, Matinhos, 2012.

KASPER, C. B.; BASTAZINI, V. A. G.; SALVI, J.; GRILLO, H. C. Z. Trophic ecology and the use of shelters and latrines by the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the Taquari Valley, Southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 98, n. 4, p. 469–474, 2008.

KASPER, C. B.; FELDENS, M. J.; SALVI, J.; GRILLO, H. C. Z. Estudo preliminar sobre a ecologia de *Lontra longicaudis* (Olfers) (Carnivora, Mustelidae) no Vale do Taquari, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 65–72, 2004.

KINDT, R.; COE, R. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. (Pacote "BiodiversityR"). 2005. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/BiodiversityR/BiodiversityR.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2020.

KRUUG, H. **Otters: ecology, behaviour and conservation**. Oxford University Press, 2006.

LARIVIÈRE, S. *Lontra longicaudis*. **Mammalian Species**, n. 609, p. 1–5, 1999.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659–669, 2009.

LEGENDRE, P.; BIRKS, H. J. B. Clustering and partitioning. In: BIRKS, H. J. B.; LOTTER, A. F.; JUGGINS, S.; SOMOL, J. P. (Orgs.). **Tracking Environmental Change using Lake Sediments**. Dordrecht: Springer, 2012. p. 167-200.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES, A. P. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v.6, n. 1, p. 134-147, 2010.

LYONS, J.; PERÉZ, S. COCHRAN, P.; SANTANA, E.; GUZMÁN-ARROYO, M. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 569-584, 1995.

MARCÁS-SÁNCHEZ, S. Evaluación del hábitat de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis* Olfers, 1818) em dos ríos de la zona centro del Estado de Veracruz, México. 2003. 93 f. Tese (Doutorado em Ciências em Manejo de Fauna Silvestre) - Instituto de Ecología, A. C., Veracruz, 2003. Disponível em: <https://www.ciad.mx/guaymas/nutrias/Lontra%20longicaudis%20Evaluacion%20del%20Habitat.pdf>. Acesso em: 17 out. 2020.

MARGARIDA, A. P.; MARTINS, P. Direitos Indígenas, Território E Resistência: Notas Em Torno De Uma Aldeia Mbyá Guarani No Litoral Do Paraná. **RELACult - Revista Latino-Americana de Estudos em Cultura e Sociedade**, v. 5, n. especial, p. 1-11, 2019.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p.203-210, 1999.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 67–79, 2008.

MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; et al. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. **Endangered Species Update**, v. 18, n. 5, p. 202-210, 2001.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 150, de 8 de maio de 2006**. Cria o Mosaico de Unidades de Conservação abrangendo as unidades de conservação e suas zonas de amortecimento localizadas no litoral sul do Estado de São Paulo e no litoral do Estado do Paraná. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 93, 17 mai. 2006. Seção 1, p. 73.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014**. Dispõe sobre a “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção”, dos grupos: mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 241, 18 dez. 2004. Seção 1, p. 121.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370–374, 2002.

MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Fish Invasions in California: Do Abiotic Factors Determine Success?. **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1666-1670, 1996.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspot for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; E.A.V, D.; MONTEIRO-FILHO, E. New Information About The Behavior Of *Lontra Longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) By Radio-Telemetry. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, v. 21, n. 1, p. 1-4, 2004.

NAVARRO, M. A. **Ocorrência e dieta da Lontra Neotropical, *Lontra longicaudis* (OLFERS, 1818), em dois rios do Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange, Serra da Prata, Paraná**. 2015. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2015. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/38245>. Acesso em: 24 out. 2017.

NAVARRO, M. A.; QUADROS, J. Impacto de um desastre natural sobre o habitat e a ocorrência de *Lontra longicaudis* (Mustelidae, Carnivora) na Serra da Prata, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 107, p. 1-8, 2017.

NORRIS, D.; MICHALSKI, F. Are Otters na Effective Flagship for the Conservation of Riparian Corridors in na Amazon Deforestation Frontier?. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, v. 26, n. 2, p. 73 – 77, 2009.

NORRIS, R. H.; THOMS, M. C. What is river health?. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 197–209, 1999.

NOSS, R. F.; QUIGLEY, H. B.; HORNOCKER, M. G.; MERRILL, T.; PAQUET, P. C. Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 949–963, 1996.

OKA-FIORI, C.; CANALI, N. E.; KOZCIAK, S. Mapeamento Geomorfológico e Hidrográfico do Litoral Sul do Estado do Paraná. In: NEGRELE, R. R. B.; LIMA, R. E.

Meio Ambiente e Desenvolvimento do Litoral do Paraná: Subsídios à Ação. Curitiba: UFPR, 2002, v.1, p. 117-127.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G. Community Ecology Package. (Pacote "vegan"). 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2020.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, p. 424-441, 2010.

OLIVEIRA, V.; MARTINS, R.; ALVES, R. Evaluation of water quality of na urban stream in southeastern Brazil using Chironomidae larvae (Insecta: Diptera). **Neotropical Entomology**, v.39, n. 6, p. 873-878, 2010.

ONOFRE, E. V., ANTIQUERA, M. S.; QUADROS, J. Conflito socioambiental: o caso da comunidade tradicional do Maciel frente à ameaça industrial e portuária em Pontal do Paraná, litoral paranaense. **Realização**, v. 5, n. 9, p. 6-13, 2018.

PADUCH, E.; QUADROS, J. Occurrence of the Neotropical Otter on urban drainage channels at Matinhos County, Paraná, Brazil. In: **XII International Otter Colloquium**, Rio de Janeiro, 2014.

PARDINI, R. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in na Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 245, n. 4, p. 385–391, 1998.

PARDINI, R.; TRAJANO, E. Use of Shelters by the Neotropical River Otter (*Lontra longicaudis*) in na Atlantic Forest Stream, Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 80, n. 2, p. 600-610, 1999.

PARERA, A. Las nutrias verdaderas de la Argentina. **Boletín Técnico 21 de la Fundación Vida Silvestre Argentina**. Buenos Aires, 1996.

PAULA, E. V.; PIGOSSO, A. M. B.; WROBLEWSKI, C. A. Unidades de conservação no litoral do Paraná: evolução territorial e grau de implementação. In: SULZBACH, M. T.; ARCHANJO, D. R.; QUADROS, J. **Litoral do Paraná: território e perspectivas**. Rio de Janeiro: Autografia, v. 3, p. 41–92, 2018.

PDDI PARANAGUÁ. Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado de Paranaguá. 2007. Disponível em: https://www.paranagua.pr.gov.br/plano_diretor/+%20PLANO%20DIRETOR/PDF/PDI%20-%20Volume%20I-%20An%3%A1lise%20e%20Diagn%3%B3stico.pdf. Acesso em: 17 abr. 2018.

PDS LITORAL. Plano para o Desenvolvimento Sustentável do Litoral do Paraná. 2019. Disponível em: http://pdsilitoral.com/wp-content/uploads/2019/11/PDS_book_01112019_web.pdf. Acesso em: 28 mar. 2020.

PETTS, G.; AMOROS, C. **Fluvial Hydrosystems**. 1ed. London: Chapman & Hall, 1996.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de gerromorpha e nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia central. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 2, p. 210-228, 2007.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos**. Colombia: Departamento de Antioquia. Centro de Investigaciones, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Antioquia, 1988.

PES, A. M. A.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.

PIERRE, J. I. S.; KOVALENKO, K. E. Effect of habitat complexity attributes on species richness. **Ecosphere**, v. 5, n. 2, p. 1-10, 2014.

PIERRI, N.; ANGULO, R. J.; SOUZA, M. C.; KIM, M. K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, p. 137–167, 2006.

PIGOSSO, A. M. B. **A abordagem da conservação da natureza na avaliação de impactos ambientais no litoral do Paraná**. 2018. 143 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2018. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/59477>. Acesso em: 27 mai. 2020.

QUADROS, J. Lontra Neotropical (*Lontra longicaudis*). In: IAP, Projeto Paraná Biodiversidade. **Planos de conservação para espécies de mamíferos ameaçados**. Paraná. p. 138–151. 2009.

QUADROS, J. Uso do habitat e estimativa populacional de lontras antes e depois da formação do reservatório de Salto Caxias, rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 7, n. 2, p. 97–107, 2012.

QUADROS, J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Fruit occurrence in the diet of the Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, in Southern Brazilian Atlantic Forest and its implication for seed dispersion. **Mastozoologia Neotropical**, v. 7, n. 1, p. 33–36, 2000.

QUADROS, J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Spraiting sites of the Neotropical River Otter, *Lontra longicaudis*, in na Atlantic Forest área of Southern Brazil. **Mastozoologia Neotropical**, v. 9, n. 1, p. 39–46, 2002.

QUADROS, J.; MONTEIRO-FILHO, E. Diet of the Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, in na Atlantic Forest Area, Santa Catarina State, Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 36, n. 1, p. 15–21, 2010.

QUADROS, J.; NAVARRO, M. A.; TORRES, R. F. Occurrence of the Neotropical Otter in the east side of the Saint-Hilaire/Lange National Park and surroundings, Southern Brazil. In: **XII International Otter Colloquium**, Rio de Janeiro, 2014.

QUINTELA, F. M.; SILVA, F. A.; ASSIS, C. L.; ANTUNES, V. C. Data on *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) Mortality in Southeast and Southern Brazil. **IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin**, v. 29, p. 5–8, 2012.

RAMOS-ROSAS, N.; VALDESPINO, C.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, J.; GALLO-REYNOSO, J. P.; OLGUIN, E. Heavy metals in the habitat and throughout the food chain of the Neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in protected Mexican wetlands. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, 2012.

RAPPORT, D. J. On the transformation from healthy to degraded aquatic ecosystems. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 2 p. 97-103, 1999.

RHEINGANTZ, M. L.; LEUCHTENBERGER, C.; ZUCCO, C. A.; FERNANDEZ, F. A. S. Differences in activity patterns of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* between rivers of two Brazilian ecoregions. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 2, p. 170–174, 2016.

RHEINGANTZ, M. L.; TRINCA, C. S. IUCN Red List of Threatened Species: *Lontra longicaudis*. 2015. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/en>. Acesso em: 27 jun. 2019.

RHEINGANTZ, M.; MENEZES, J.; GALLIEZ, M.; FERNANDEZ, F. Biogeographic patterns in the feeding habits of the opportunist and semiaquatic Neotropical otter. **Hydrobiologia**, v. 792, p. 1–15, 2017.

RHEINGANTZ, M.; MENEZES, J.; THOISY, B. Defining Neotropical Otter *Lontra Longicaudis* Distribution, Conservation Priorities and Ecological Frontiers. **Tropical Conservation Science**, v.7, n. 2, p. 214-229, 2014.

RHEINGANTZ, M.; SANTIAGO-PLATA, V.; TRINCA, C. The Neotropical otter *Lontra longicaudis*: A comprehensive update on the current knowledge and conservation status of this semiaquatic carnivore. **Mammal Review**, v. 47, n. 4, p. 291–305, 2017.

ROBERTS, N.; CLARK, R.; WILLIAMS, D. Otter (*Lontra longicaudis*) Spraint and Mucus Depositions: Early Ecological Insights into the Differences in Marking Site Selection and Implications for Monitoring Prey Availability. **IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin**, v. 33, p. 8–17, 2016.

RODERJAN, C.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 1–16, 2002.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161–170, 2008.

- RODRIGUES, L. A.; LEUCHTENBERGER, C.; KASPER, C. B.; JUNIOR, O. C.; SILVA, V. C. F. Avaliação do risco de extinção da lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 216–227, 2013.
- ROSAS, F. C. W. Lontra, *Lontra longicaudis* (Carnívora: Mustelidae). In: CINTRA, R. (Orgs.). **História Natural, Ecologia e Conservação de algumas espécies de Plantas e Animais da Amazônia**, Manaus: EDUA/INPA/FAPEAM, 2004. p.261–264.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Orgs.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Springer US, 1993.
- RUIZ-OLMO, J.; CALVO, A.; PALAZÓN, S.; ARQUED, Y. V. Is the otter a bioindicator?. **Galemys 10**, n. especial, p. 227-237, 1998.
- SANCHEZ, D. J.; BLAKE, J. G.; HELLGREN, E. C. Variation in neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) diet: Effects of na invasive prey species. **PLoS One**, v. 14, n. 10, p. 1-29, 2019.
- SARMENTO-SOARES, L. M.; MAZZONI, R.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes na bacia do Rio Peruípe, extremo Sul da Bahia. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 291-308, 2007.
- SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J.; VINCENT, A. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 30–41, 2002.
- SCHNECK, F.; MELO, A. High assemblage persistence in heterogeneous habitats: Na experimental test with stream benthic algae. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 2, p. 365–371, 2013.
- SCORPIO, V.; LOY, A.; DI FEBBRARO, M.; RIZZO, A.; AUCELLI, P. Hydromorphology Meets Mammal Ecology: River Morphological Quality, Recent Channel Adjustments and Otter Resilience. **River Research and Applications**, v. 32, n. 3, p. 267–279, 2014.
- SEZERINO, F. S.; TIEPOLO, L. Problemáticas socioambientais e de gestão da Floresta Estadual do Palmito no Litoral do Paraná. In: **III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Goiânia, 2012.
- SHIMAKURA, S. E. Coeficiente de determinação. 2006. Disponível em: <http://leg.ufpr.br/~silvia/>. Acesso em: 27 nov. 2020.
- SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 647–656, 2007.
- STRAUB, L. M. **Uso de habitat e ecologia alimentar de *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) em corpos d'água da bacia hidrográfica litorânea**. 2017. 73 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Ocênicos) - Setor de Ciências da

Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná (PR), 2017. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/52565>. Acesso em: 07 abr. 2018.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSOND, T. R. **A Practical Hand Book of Seawater Analysis**. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada Bulletin, 1972.

SVOLENSKI, A. C. **Aspectos fitossociológicos e pedológicos de três superfícies de degradação do Rio Guaraguaçu, Litoral do Paraná**. 2000. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2000. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/33469>. Acesso em: 11 set. 2015.

SZIKSZAY, M. **Geoquímica das Águas**. São Paulo: Boletim IG-USP, Série didática n. 5, 1993.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Limnologia: enfoques e importância para o manejo dos recursos hídricos. **Cadernos da Biodiversidade**, v. 2, n. 1, p. 11–26, 1999.

TIEPOLO, L. M. A inquietude da mata atlântica: reflexões sobre a política do abandono em uma terra cobiçada. **Guaju**, v. 1, n. 2, p. 96–109, 2015.

TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2006. p. 243-267.

TORRES, G. V. **Dinâmicas da ocupação da terra e transformação da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Guaraguaçu, litoral do Paraná**, 2019. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável) - Setor Litoral, Universidade Federal do Paraná, Matinhos (PR), 2019. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/60413>. Acesso em: 28 mar. 2020.

TRIOLA, M. F. **Elementary statistics**. Boston: Pearson Education, 2005.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n. 70, p. 24–35, 2006.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7–16, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–75, 2010.

UCHÔA, T.; VIDOLIN, G. P.; FERNANDES, T. M.; VELASTIN, G. O.; MANGINI, P. R. Aspectos ecológicos e sanitários da lontra (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Cadernos de Biodiversidade**, v. 4, n. 2, p. 19–28, 2004.

VALENTI, J. L. Agrupamento e Ordenação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 2, p. 27-55, 1995.

VANHONI, F.; MENDONÇA, F. O clima do litoral do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 3, n. 0, p. 49–63, 2008.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130–137, 1980.

VIKOU, S. V. P.; CANEPARO, S. C.; PAULA, E. V. A expansão urbana no entorno do parque nacional de Saint-Hilaire/Lange. **Guaju**, v. 4, n. 1, 2018.

VITULE, J. R. S. **Distribuição, abundância e estrutura populacional de peixes introduzidos no rio Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná, Brasil**. 2008. 162 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/14828>. Acesso em: 22 nov. 2018.

WANTZEN, K. M.; YULE, C. M.; MATHOOKO, J. M.; PRINGLE, C. M. Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: DUDGEON, D. (Orgs.). **Tropical Stream Ecology**. London: Academic Press, 2008. p. 43-64.

WETZEL, R. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3ed. San Diego: Academic Press, 2001.

WOZENCRAFT, W. C. **Order Carnivora. Mammal Species of the World**. 3ed, Baltimore: The Johns Hopkins University Press. p.532–628, 2005.

ZANLORENCI, G. A.; QUADROS, J. A faixa de infraestrutura em Pontal do Paraná: pressões e impactos sobre a população de lontras e seu habitat. In: **VIII Congresso Iberoamericano de estudos territoriais e ambientais**, Foz do Iguaçu (PR), 2018.

ZEE/PR – Litoral. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Paraná - Litoral. 2016. Disponível em: http://www.iat.pr.gov.br/arquivos/File/ZEE_2016/ZEEPRLitoralWEB.pdf. Acesso em 14 de set. 2018.

(continua)

GRUPO TAXONÓMICO	GAF	BJ1	CP2	PB2	PB3	GG1	GG3	GG4	Total
<i>Agriogomphus</i>	Predadores		6						6
<i>Phyllocycla</i>	Predadores		7						7
<i>Phyllogomphoides</i>	Predadores				1				1
Libellulidae									
<i>Dythemis</i>	Predadores		3					1	4
<i>Macrothemis</i>	Predadores		3			2			5
Megapodagrionidae									
<i>Heteragrion</i>	Predadores		1						1
Perilestidae									
<i>Perileste</i>	Predadores	1							1
PLECOPTERA									
Gripopterygidae									
<i>Tupiperla</i>	Juntadores	3							3
Perlidae									
<i>Anacroneuria</i>	Predadores	8							8
<i>Kempnyia</i>	Predadores	7	10						17
MEGALOPTERA									
Corydalidae									
<i>Corydalus</i>	Predadores	1							1
HEMIPTERA									
Belostomatidae									
<i>Belostoma</i>	Predadores				5		1	2	8
Hebridae									
<i>Hebrus</i>	Predadores				1				1
Gelastocoridae									
<i>Nerthra</i>	Predadores		1						1
Gerridae									
<i>Brachymetra</i>	Predadores					1	1	1	3
<i>Limnogonus</i>	Predadores						2		2
Notonectidae									
<i>Buenoa</i>	Predadores				4		1	3	8
Naucoridae									
<i>Heleocoris</i>	Predadores	17							17
<i>Limnocoris</i>	Predadores	21	3						24
Pleidae									
<i>Paraplea puella</i>	Predadores						6		6
Saldidae									
<i>Micracanthia</i>	Predadores				1				1
Veliidae									
<i>Rhagovelia</i>	Predadores	14	7	2	1				24
COLEOPTERA									
Dytiscidae									
<i>Copetalus</i>	Predadores	5							5
Elmidae									
<i>Cylloepus</i>	Raspadores	1							1
<i>Macrelmis</i>	Raspadores	4							4
Gyrinidae									
<i>Andogyrus</i>	Predadores				2	3			5

(conclusão)

GRUPO TAXONÓMICO	GAF	BJ1	CP2	PB2	PB3	GG1	GG3	GG4	Total
Hydrophilidae									
<i>Berosus</i>	Predadores				4				4
Noteridae									
<i>Hydrocanthus</i>	Predadores				2				2
Ptilodactylidae									
<i>Anchytarsus</i>	Fragmentadores		1						1
Staphylinidae									
<i>Bledius</i>	Predadores				3		1		4
TRICHOPTERA									
Calamoceratidae									
<i>Phylloicus</i>	Fragmentadores	14	5						19
Helicopsychidae	Raspadores	1	1						2
Hydropsychidae									
<i>Leptonema</i>	Filtradores		1						1
<i>Smicridea</i>	Filtradores	5	2						7
Leptoceridae									
<i>Nectopsyche</i>	Generalista	1			1				2
<i>Triplectides</i>	Fragmentadores	5	3						8
Philopotamidae	Filtradores				3				3
DIPTERA									
Blephariceridae									
<i>Limnocola</i>	Raspadores	11							11
Chironomidae									
<i>Chironomos</i>	Juntadores	5	2	1	11	24	11		54
Simuliidae									
<i>Simulium</i>	Filtradores	4							4
Tipulidae									
<i>Hexatoma</i>	Predadores	2							2
Stratiomyidae	Raspadores	1							1
Total de Indivíduos		198	141	27	64	63	46	38	577

FONTE: A autora (2020).

**APÊNDICE 2 – PONTUAÇÃO OBTIDA PELO ÍNDICE BMWP' PARA AS
FAMÍLIAS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS ENCONTRADOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DO PARANÁ**

(continua)

GRUPO TAXONÓMICO	BMWP'	BJ1	CP1	PB2	PB3	GG1	GG3	GG4
PLATHYELMINTHES								
Planariidae	5							5
ANNELIDA								
OLIGOCHAETA	1	1			1	1	1	
HIRUDINEA								
Glossiphoniidae	3		3					
MOLLUSCA								
GATROPODA								
Pachychilidae	-							0
Planorbidae	3						3	
ARTHROPODA								
CRUSTACEA								
AMPHIPODA								
Hyalellidae	6					6		
DECAPODA								
Trichodactylidae	6	6						
Palaemonidae	6	6	6	6	6	6	6	6
INSECTA								
EPHEMEROPTERA								
Caenidae	4	4	4					
Baetidae	4	4	4	4	4	4	4	4
Leptophlebiidae	10	10	10	10				
ODONATA								
Aeshnidae	8			8	8			
Calopterygidae	8	8	8	8	8	8	8	
Coenagrionidae	6	6	6		6	6	6	6
Gomphidae	8		8		8			
Libellulidae	8		8			8		8
Megapodagrionidae	10		10					
Perilestidae	-	0						
PLECOPTERA								
Gripopterygidae	7	7						
Perlidae	10	10	10					
MEGALOPTERA								
Corydalidae	4	4						
HEMIPTERA								
Belostomatidae	-				0		0	0

(conclusão)

GRUPO TAXONÓMICO	BMWP'	BJ1	CP1	PB2	PB3	GG1	GG3	GG4
Hebridae	-				0			
Gelastocoridae	-		0					
Gerridae	3					3	3	3
Notonectidae	3				3		3	3
Naucoridae	3	3	3					
Pleidae	3						3	
Saldidae	-				0			
Veliidae	3	3	3	3	3			
COLEOPTERA								
Dytiscidae	3	3						
Elmidae	5	5						
Gyrinidae	3				3	3		
Hydrophilidae	3				3			
Noteridae	-				0			
Ptilodactylidae	-		0					
Staphylinidae	-				0		0	
TRICHOPTERA								
Calamoceratidae	10	10	10					
Helicopsychidae	10	10	10					
Hydropsychidae	5	5	5					
Leptoceridae	10	10	10		10			
Philopotamidae	8				8			
DIPTERA								
Blephariceridae	10	10						
Chironomidae	2	2	2	2	2	2	2	
Simuliidae	5	5						
Tipulidae	5	5						
Stratiomyidae	-	0						
TOTAL		137	120	41	73	47	39	35
CLASSE		II	II	IV	III	IV	IV	V

Qualidade da água: II = Boa; III = Aceitável; IV = Duvidosa; V = Crítica.

FONTE: A autora (2020).

APÊNDICE 3 – RAZÕES ENTRE GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL (GAF) DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO SUBSTITUTOS PARA ATRIBUTOS DE RIOS E A INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Ponto Amostral	Parâmetros do ecossistema	Limiar Proposto	Cálculo	Proporção do GAF	Interpretação
BJ1	P/R	> 0,75	$18/(40+31+26)$	0,19	Altamente heterotrófico
CP1	P/R	> 0,75	$11/(26+33+18)$	0,14	Altamente heterotrófico
PB2	P/R	> 0,75	$0/4+4+3$	0	-
PB3	P/R	> 0,75	$0/4+16+3$	0	-
GG1	P/R	> 0,75	$0/22+31+0$	0	-
GG3	P/R	> 0,75	$1/(2+18+0)$	0,05	Extremamente heterotrófico
GG4	P/R	> 0,75	$11/(16+1+0)$	0,65	Heterotrófico
BJ1	CPOM/FPOM	> 0,25	$40/(31+26)$	0,70	Boa relação entre fragmentadores
CP1	CPOM/FPOM	> 0,25	$26/(33+18)$	0,51	Boa relação entre fragmentadores
PB2	CPOM/FPOM	> 0,25	$4/(4+3)$	0,57	Boa relação entre fragmentadores
PB3	CPOM/FPOM	> 0,25	$4/(16+3)$	0,21	Pobre relação entre fragmentadores
GG1	CPOM/FPOM	> 0,25	$22/(31+0)$	0,71	Boa relação entre fragmentadores
GG3	CPOM/FPOM	> 0,25	$2/(18+0)$	0,11	Pobre relação entre fragmentadores
GG4	CPOM/FPOM	> 0,25	$16/(1+0)$	16	Boa relação entre fragmentadores
BJ1	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$26/31$	0,84	Carga de FPOM em suspensão acima do normal
CP1	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$18/33$	0,55	Carga de FPOM em suspensão um pouco acima do normal
PB2	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$3/4$	0,75	Carga de FPOM em suspensão acima do normal
PB3	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$3/16$	0,19	Carga de FPOM em suspensão muito baixa
GG1	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$0/31$	0	-
GG3	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$0/18$	0	-
GG4	TFPOM/BFPOM	> 0,50	$0/1$	0	-
BJ1	Estabilidade do leito	> 0,50	$(18+16)/(40+31)$	0,62	Substrato estável adequado
CP1	Estabilidade do leito	> 0,50	$(11+18)/(26+33)$	0,49	Substrato estável sub-adequado
PB2	Estabilidade do leito	> 0,50	$(0+3)/(4+4)$	0,38	Substrato estável sub-adequado
PB3	Estabilidade do leito	> 0,50	$(0+3)/(4+16)$	0,15	Substrato estável inadequado
GG1	Estabilidade do leito	> 0,50	$(0+0)/22+31)$	0	-
GG3	Estabilidade do leito	> 0,50	$(1+0)/(2+18)$	0,05	Substrato estável inadequado
GG4	Estabilidade do leito	> 0,50	$(11+0)/(16+1)$	0,65	Substrato estável adequado

FONTE: A autora (2020).

**APÊNCIDE 4 – PONTUAÇÃO DOS PARÂMETROS REFERENTES À APLICAÇÃO
DO PAR DE CALLISTO EL AL., (2002) NOS PONTOS AMOSTRAIS**

Parâmetros	BJ1	CP1	PB2	PB3	GG1	GG3	GG4
1	4	0	4	4	4	4	4
2	4	2	4	4	4	4	4
3	4	2	4	4	4	4	4
4	2	4	4	4	4	4	4
5	4	4	4	4	4	4	4
6	4	4	4	4	4	4	4
7	4	4	4	4	4	4	4
8	4	4	4	4	4	4	4
9	4	4	4	4	4	4	4
10	4	2	2	2	2	2	2
11	5	3	3	2	2	0	0
12	5	0	2	0	0	0	0
13	5	0	2	0	0	0	0
14	5	0	0	0	0	0	0
15	5	5	5	5	5	0	0
16	5	5	5	5	5	5	5
17	5	3	5	5	5	5	5
18	5	5	5	5	5	5	5
19	5	2	5	5	5	5	5
20	5	3	5	5	5	5	5
21	5	0	5	5	5	5	5
22	3	0	0	5	5	5	5
TOTAL	96	56	80	80	80	73	73
RESULTADO	Natural	Alterado	Natural	Natural	Natural	Natural	Natural

FONTE: A autora (2020).

ANEXO 1 – PORCENTAGEM DE EPT (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA), E SUA RESPECTIVA CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO GONÇALVES (2007)

- **CÁLCULO:**

$$\text{EPT} = \frac{\text{n}^\circ \text{ indivíduos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)}}{\text{N}^\circ \text{ total de indivíduos}} \times 100$$

CLASSE DE QUALIDADE E SIGNIFICADO DOS VALORES DO ÍNDICE EPT

PORCENTAGEM EPT	QUALIDADE DA ÁGUA
75% - 100%	Muito Boa
50% - 74%	Boa
25% - 49%	Regular
0% - 24%	Ruim

**ANEXO 2 - PONTUAÇÃO DESIGNADAS ÀS DIFERENTES FAMÍLIAS DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS PARA A OBTENÇÃO DO ÍNDICE
BIOLOGICAL MONITORING WORK PARTY SYSTEM, E SUA RESPECTIVA
CLASSIFICAÇÃO (IAT, 2008)**

**PONTUAÇÃO DO GRAU DE TOLERÂNCIA PARA OS GRUPOS DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS SEGUNDO O ÍNDICE BMWP'**

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae, Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae , Nouridae, Gripopterygidae , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae , Hydroptilidae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae , Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae , Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohyphidae	6
Oligoneuridae, Polymitarcyidae , Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae , Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae, Aeglidae	5
Baetidae, Caenidae, Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae , Piscicolidae, Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae) , Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephyridae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Itálico - o score foi mudado por ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ÓRTEGA (1988)

Negrito - foram incluídas por ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ÓRTEGA (op. cit.)

azul: foram incluídas por LOYOLA (1998, 1999 e 2000)

verde: foram incluídas para rios da Bacia Litorânea (TONIOLLO et al.; 2001)

CLASSES DE QUALIDADE E SIGNIFICADOS DOS VALORES DO BMWP'

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO	COR
I	ÓTIMA	> 150	• Águas muito limpas (águas pristinas)	LILÁS
II	BOA	101 - 149	• Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	AZUL
III	ACEITÁVEL	61 - 100	• Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	VERDE
IV	DUVIDOSA	36 - 60	• Águas poluídas (sistema alterado)	AMARELO
V	CRÍTICA	16 - 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	LARANJA
VI	MUITO CRÍTICA	< 15	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	VERMELHO

**ANEXO 3- RAZÃO ENTRE OS GRUPOS DE ALIMENTAÇÃO FUNCIONAL (GAF)
 COMO INDICADORES DE ATRIBUTOS DE RIACHOS DE ACORDO COM
 CUMMINS E MERRIT (2003)**

PARÂMETROS DO ECOSISTEMA	SÍMBOLOS	RAZÃO ENTRE GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO	NÍVEL DE CRITÉRIO DAS RAZÕES
Índice de Autotrofia (Produção primária dividido por Respiração)	P/R	Raspadores / Fragmentadores + Coletores	Autotrófico > 0.75
Índice de Matéria Orgânica Particulada Grossa (CPOM) dividido por Matéria Orgânica Particulada Fina (FPOM)	CPOM/FPOM	Fragmentadores / Coletores	Associação normal do elo entre fragmentadores e a zona riparia funcional > 0.25
FPOM em Transporte (Suspensão) dividido por Armazenamento	MOPF/MOPFB	Filtradores / Juntadores	Mais FPOM em transporte (em suspensão) do que a carga normal de partícula em suspensão >0.50
Estabilidade dos substratos no leito	Estabilidade do leito	Raspadores + Filtradores / Fragmentadores + Juntadores	Substrato estável abundante >0.50

**ANEXO 4 – MODELO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DA
DIVERSIDADE DE HABITATS PROPOSTO POR CALLISTO ET AL. (2002)**

QUADRO I

Localização:			
Data de Coleta:		Hora da Coleta:	
Tempo (situação do dia):		Modo de coleta (coletor):	
Tipo de Ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura:		Profundidade:	
Temperatura da água:			
Parâmetros	Pontuação 4 pontos	Pontuação 2 pontos	Pontuação 0 pontos
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagens / Agricultura / Monocultura / Reflorestamento	Residencial / Comercial / Industrial
2. Erosão próxima e/ou margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alteração de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origens industrial / urbana (fábricas, siderúrgicas, canalização, reutilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal do leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor de água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. transparência da água	Transparente	Turva / cor de chá-forte	Opaca ou colorida
8. odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipos de fundo	Pedras / cascalho	Lama / areia	Cimento / canalizado

QUADRO II

(continua)

Parâmetros	Pontuação 5 pontos	Pontuação 3 pontos	Pontuação 2 pontos	Pontuação 0 pontos
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalhos ou outros habitats estáveis	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos	10 a 30% de habitats diversificados: disponibilidade de habitats insuficientes; substratos frequentemente modificados	Menos de 10% de habitats diversificados: ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos

(continua)

Parâmetros	Pontuação 5 pontos	Pontuação 3 pontos	Pontuação 2 pontos	Pontuação 0 pontos
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas: rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Rápidos com largura igual á do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos podem estar ausentes: rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistentes
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes: distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7	Rápidos não frequentes: distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15	Rápidos ou corredeiras ocasionais: habitats formados pelos contornos do fundo, distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos: pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes)	Seixos abundantes: cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente com o aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos

(conclusão)

Parâmetros	Pontuação 5 pontos	Pontuação 3 pontos	Pontuação 2 pontos	Pontuação 0 pontos
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal"	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal"	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal"	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.)	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18m; mínima influência antrópica	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m; influência antrópica intensa	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé)