

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS**

DIOGO RAFAEL DAMMANN

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E INFILTRAÇÃO DA
ÁGUA NO SOLO EM UMA MICROBACIA DE PRIMEIRA ORDEM
DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU**

DISSERTAÇÃO

**MEDIANEIRA
2016**

DIOGO RAFAEL DAMMANN

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E INFILTRAÇÃO DA ÁGUA
NO SOLO EM UMA MICROBACIA DE PRIMEIRA ORDEM DO
PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTAMB – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR – Câmpus Medianeira.

Discente: Diogo Rafael Dammann

Orientadora: Prof^a. Dra. Carla Daniela Câmara

Coorientador: Prof. Dr. Vanderlei L. Magalhães

**MEDIANEIRA
2016**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

D154m Dammann, Diogo Rafael

Macroinvertebrados bentônicos e infiltração da água no solo em uma microbacia de primeira ordem do Parque Nacional do Iguaçu / Diogo Rafael Dammann – 2016.

86 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Carla Daniela Câmara

Coorientador: Vanderlei Leopold Magalhães

Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 2016.

Inclui bibliografias.

1. Indicadores biológicos. 2. Água qualidade. 3. Meio Ambiente – Dissertações. I. Câmara, Carla Daniela, orient. II. Magalhães, Vanderlei Leopold, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambientais. IV. Título.

CDD: 620.1



TERMO DE APROVAÇÃO

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO EM UMA MICROBACIA DE PRIMEIRA ORDEM DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU

Por

DIOGO RAFAEL DAMMANN

Essa dissertação foi apresentada às quatorze horas, do dia trinta e um de março de dois mil e dezesseis, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, Linha de Pesquisa Tecnologias de Prevenção e Controle de Impactos Ambientais, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais - PPGTAMB, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof^a. Dra. Carla Daniela Câmara (Orientadora – PPGTAMB)

Prof. Dr. Vanderlei Leopold Magalhães (Coorientador – PPGTAMB)

Prof. Dr. Daniel Rodrigues Blanco (Membro Externo – UTFPR)

Prof^a. Dra. Yara Moretto (Membro Externo – UFPR - Palotina)

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Programa

À memória de Nils Dammann, por ter me ensinado a enfrentar, com sabedoria, caminhos repletos de desafios e obstáculos.

À Griziele, por todo amor, conforto, apoio e paciência, alicerce que me fez chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por cada dia que tenho vivido, por cada pessoa que tenho conhecido, por cada momento que tenho desfrutado e por cada conquista que tenho obtido, pois sem a fé que tenho Nele nada disso seria possível.

À minha esposa Griziele, pelo amor, confiança, compreensão e apoio na realização de mais essa etapa da minha vida.

À minha orientadora Carla a qual, mais que professora, foi minha amiga ao longo desses três anos, obrigado pela confiança, incentivo, ensinamentos e dedicação a este projeto.

Ao professor Vanderlei pela coorientação, ensinamentos e contribuições ao longo deste trabalho, acima de tudo pela amizade.

A todos os professores pela dedicação, atenção e entusiasmo com que passaram seus conhecimentos ao longo do curso, em especial aos que participaram das bancas de avaliação do projeto, da qualificação e dessa dissertação.

Aos coordenadores, idealizadores e todos os servidores da UTFPR, Câmpus Medianeira, responsáveis pelo desenvolvimento e aprimoramento do curso.

Ao graduando e companheiro de pesquisa Anmoran, por ter sido meu braço direito nas atividades de campo e nas análises laboratoriais e aos demais colegas da pós-graduação pela espontaneidade e companheirismo na troca de informações, conhecimentos e experiências no decorrer do curso.

À equipe do ICMBio de Céu Azul que contribuíram nas atividades de campo no Parque Nacional do Iguaçu, nos acompanhando e trocando informações.

Ao amigo Patrick por ter disponibilizado seu tempo para me acompanhar e ajudar nas atividades de campo, mesmo sabendo dos riscos.

Aos motoristas da UTFPR que fizeram parte desta pesquisa, participando mensalmente de cada coleta de água, sedimentos, entre outras atividades.

À professora Marinês Corso por ter ensinado como utilizar as ferramentas estatísticas e aos servidores Daniel e José pela confecção de alguns materiais.

À toda minha família como de minha esposa, por compreender minha ausência e sempre colaborar para o meu melhor desempenho no decorrer do curso.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que contribuíram, apoiaram e incentivaram, de alguma maneira, minha participação nesse curso de mestrado.

A natureza é racional e revelará seus segredos àqueles que aprenderem a ler e a entender sua linguagem (LECLERC, Georges-Louis - Conde de Buffon).

RESUMO

DAMMANN, Diogo Rafael. **Macroinvertebrados bentônicos e infiltração da água no solo em uma microbacia de primeira ordem do Parque Nacional do Iguaçu.** 2016. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2016.

As Unidades de Conservação da Natureza são espaços territoriais destinados à proteção e conservação dos recursos naturais sendo que os Parques Nacionais são considerados como uma de suas categorias mais importantes. O Parque Nacional do Iguaçu, localizado na região oeste do estado do Paraná, é considerado como uma referência ambiental para estudos que possam fornecer subsídios para o desenvolvimento de programas de monitoramento e para a implementação de ações de recuperação do meio ambiente. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi estudar os macroinvertebrados bentônicos e sua relação com a qualidade da água, além de verificar a dinâmica da água no solo. A área de estudo corresponde a uma microbacia onde está inserido o Córrego da Boa Vista, localizado na porção norte do Parque Nacional do Iguaçu, na região do município de Céu Azul. Ao longo deste córrego, foram selecionados pontos para aplicação do protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat; para coleta e análise dos parâmetros físico-químicos da água e dos sedimentos e; para coleta de amostras para identificação da fauna bentônica. Nessa microbacia, foram realizados ainda oito ensaios com permeâmetro de Guelph para verificar a velocidade de infiltração da água e a condutividade hidráulica do solo. Os pontos onde foi aplicado o protocolo de avaliação ecológica foram classificados como trechos naturais. Os sedimentos analisados apresentaram pouca variação entre os percentuais de areia, silte e argila, entretanto, foram encontrados valores diferentes para a matéria orgânica. As análises das variáveis físicas e químicas da água apresentaram pequenas alterações ao longo do período estudado. Foram identificados 2282 macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em 36 famílias de 9 diferentes ordens, tendo como mais abundantes os Chironomidae. A avaliação dos grupos ecológicos mostrou que 46,67% dos indivíduos eram coletores, seguido dos fragmentadores com 25,46%. Os valores obtidos por meio da aplicação de índices indicaram uma diversidade de organismos, sendo que a temperatura da água e a precipitação foram as variáveis que mais se relacionaram com as alterações da comunidade bentônica. Os ensaios de infiltração da água apresentaram altas velocidades de infiltração e variações da condutividade hidráulica do solo, características de áreas florestais.

Palavras-chave: Unidades de Conservação. Bioindicadores. Qualidade da água. Condutividade hidráulica.

ABSTRACT

DAMMANN, Diogo Rafael. **Benthic macroinvertebrates and water infiltration in soil in a catchment basin of first order of Iguassu National Park.** 2016. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2016.

The Unities of Nature Conservation are territorial spaces destined to the protection and conservation of the natural resources, among then, the National Parks are considered one of their most important categories. The Iguassu National Park, located in the West region of the State of Parana, is considered as an environmental reference for studies that may provide subsidies for the development of monitoring programs and for the settling of actions for environmental recovering. In this context, the aim of this work was to study the benthic macroinvertebrates and their relation to the water quality, besides investigate the dynamics of water in soil. The study area matches a catchment basin where the Stream of Boa Vista is inserted, located in the North portion of the Iguassu National Park, in the region of Céu Azul city. Throughout this stream course, points were selected for the application of the quick evaluation protocol of the habitat diversity; for the collect and analysis of the water and sediment physicochemical parameters e; for the sampling collect for the identification of the benthic fauna. In this catchment basin, eight trials have been conducted with Guelph permeameter to verify the water infiltration speed and the soil hydraulics conductivity. The points where the ecological assessment protocol was applied were classified as natural extracts. The analyzed sediments showed little variation among the percentage of sand, silt and clay, however, they were found different values for organic matter. The analyses of physical and chemical parameters showed little change over the period studied. Were found 2282 benthic macroinvertebrates, distributed in 36 families of 9 different orders, having as more abundant the Chironomidae. The evaluation of the ecological groups showed that 46,67% of the individuals are collectors, followed by the shredders with 25,46%. The values obtained by the application indexes indicated a diversity of organisms, where the water temperature and precipitation were the variables most correlated with changes in the benthic community. The trials of the water infiltration presented high speeds of infiltration and variations of soil hydraulic conductivity, features of the forestry areas.

Keywords: Conservation Units. Bioindicators. Water quality. Hydraulic conductivity.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	31
FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS UTILIZADOS NOS ESTUDOS	32
FIGURA 3 – ILUSTRAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DOS MACROINVERTEBRADOS, DO SEDIMENTO E DA ÁGUA	33
FIGURA 4 – PERMEÂMETRO DE GUELPH SOILMOISTURE	39
FIGURA 5 – PRECIPITAÇÕES DIÁRIAS EM CÉU AZUL - PR NOS MESES DE COLETA DOS ORGANISMOS BENTÔNICOS COM O ACUMULADO MENSAL DE CHUVA E O NÚMERO DE ORGANISMOS ENCONTRADOS NO MÊS	60
FIGURA 6 – (a) NITOSSOLO ENCONTRADO NOS PONTOS E5 E E7 (b) NEOSSOLO ENCONTRADO NO PONTO E8	68
FIGURA 7 – CEROSIDADE (BRILHO) CARACTERÍSTICO DO NITOSSOLO.....	70

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 – TEMPERATURAS MENSAIS DA ÁGUA E DO AMBIENTE NO PNI EM 2015.....	50
GRÁFICO 2 – PRECIPITAÇÕES MENSAIS ACUMULADAS NA REGIÃO DE CÉU AZUL EM 2015.....	50
GRÁFICO 3 – DISTRIBUIÇÃO DA NUVEM DE VARIÁVEIS DA ÁGUA DA ACP.....	53
GRÁFICO 4 – DISTRIBUIÇÃO DA NUVEM DAS COLETAS CONSIDERADAS NA ACP.....	53
GRÁFICO 5 – DISTRIBUIÇÃO DA NUVEM DAS FAMÍLIAS BENTÔNICAS DA ACP.....	64
GRÁFICO 6 – DISTRIBUIÇÃO DA NUVEM DAS COLETAS REALIZADAS EM CADA PONTO CONSIDERADAS NA ACP	64
GRÁFICO 7 – DISTRIBUIÇÃO DA NUVEM DOS PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA, DA PRECIPITAÇÃO E DAS FAMÍLIAS BENTÔNICAS NA ACP REALIZADA.....	66

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – UNIDADES DE CONSERVAÇÃO FEDERAIS SEGUNDO O GRUPO E CATEGORIAS DE MANEJO.....	18
TABELA 2 – CLASSIFICAÇÃO DOS SEDIMENTOS DE ACORDO COM A GRANULOMETRIA.....	26
TABELA 3 – METODOLOGIAS UTILIZADAS PARA ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA.....	37
TABELA 4 – ALTURAS DA CARGA HIDRÁULICA (H) UTILIZADAS NOS PONTOS PARA OS ENSAIOS COM O PERMEÂMETRO	39
TABELA 5 – VALORES SUGERIDOS PARA A VARIÁVEL α EM FUNÇÃO DA MACROPOROSIDADE E TEXTURA DO SOLO.....	40
TABELA 6 – COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO ANALISADAS	46
TABELA 7 – QUANTIDADE DE MATÉRIA ORGÂNICA PRESENTE NO SEDIMENTO ANALISADO	47
TABELA 8 – VALORES ENCONTRADOS PARA OS PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA ANALISADOS	49
TABELA 9 – CONCENTRAÇÕES DOS COMPOSTOS QUÍMICOS ANALISADOS PRESENTES NA ÁGUA	49
TABELA 10 – MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS IDENTIFICADOS EM CADA PONTO DO CÓRREGO DA BOA VISTA E A CLASSIFICAÇÃO DESSES ORGANISMOS DE ACORDO COM SEU GRUPO TRÓFICO FUNCIONAL	55
TABELA 11 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ORGANISMOS BENTÔNICOS SEGUNDO SUA FUNÇÃO ECOLÓGICA.....	57
TABELA 12 – VALORES DOS ÍNDICES CALCULADOS PARA A COMUNIDADE BENTÔNICA POR PONTO AMOSTRAL	61
TABELA 13 – VALORES DOS ÍNDICES CALCULADOS PARA A COMUNIDADE BENTÔNICA POR PERÍODO AMOSTRAL	61
TABELA 14 – RESULTADOS DA VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO DA ÁGUA E A CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO SOLO.....	67

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU.....	17
3.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	20
3.3 QUALIDADE FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA	23
3.4 SEDIMENTOS DE AMBIENTES AQUÁTICOS	26
3.5 MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS E A DINÂMICA DA ÁGUA NO SOLO	27
4 ÁREA DE ESTUDO	31
5 MATERIAIS E MÉTODOS	35
5.1 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT	35
5.2 AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA BENTÔNICA.....	35
5.3 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA	36
5.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DO SEDIMENTO	37
5.5 INFILTRAÇÃO DA ÁGUA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO SOLO.....	38
5.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS	41
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6.1 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA	42
6.2 COMPOSIÇÃO E ANÁLISE DO SEDIMENTO.....	46
6.3 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA	48
6.4 COMUNIDADE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	54
6.4.1 Análises dos Dados da Fauna Bentônica do Córrego da Boa Vista.....	60
6.5 INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO	67
7 CONCLUSÃO	72
REFERÊNCIAS	73
ANEXOS	84

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, assim como em outras partes do mundo, no que diz respeito à degradação dos ecossistemas, a criação de áreas legalmente protegidas, também conhecidas por Unidades de Conservação, tem sido uma das alternativas buscadas pelos organismos governamentais para frear os impactos, muitas vezes irreversíveis, nos seus recursos naturais (COSTA, 2004).

A região oeste do estado do Paraná, inserida na Ecorregião Florestas do Alto Paraná, uma das 15 ecorregiões identificadas no bioma Mata Atlântica, é considerada uma das porções com maior fragmentação de vegetação do estado e possui importantes áreas de conservação, entre elas, a Unidade de Conservação do Parque Nacional do Iguaçu (TOSSULINO et al., 2007).

Os córregos e rios inseridos no interior do Parque Nacional do Iguaçu (PNI) são conhecidos por seu estado natural devido ao fato de, em sua maioria, não terem sofrido qualquer tipo de interferência humana. Nesse contexto, as microbacias inseridas no PNI constituem referências em termos de funcionamento hidrológico, podendo fornecer subsídios para o desenvolvimento de programas de monitoramento ambiental e para a implementação de ações de recuperação de ambientes degradados.

O estudo ambiental é um instrumento necessário à preservação e gerenciamento dos recursos naturais, pois fornece indicativos para a racionalização do seu uso e manejo (SILVA, 2002). Muitos desses estudos vêm sendo realizados em áreas de referência, locais minimamente expostos a fontes antrópicas de estresse. A utilização dessas áreas apresenta como vantagens a descrição da saúde dos ecossistemas e suas variações, além de permitir a mensuração da diferença de um local com suas características alteradas em relação a um local em condição de referência devido aos efeitos das fontes de estresse no ecossistema (BAILEY; NORRIS; REYNOLDSON, 2004). De acordo com Baptista (2008), uma das características que se espera dos ecossistemas de referência é que ele seja um ambiente com alta resiliência, capaz de tamponar as pressões exercidas por perturbações e distúrbios naturais ou de pequenas disfunções de origem antropogênica, ou seja, ser eficiente para reconduzir o ambiente a um estado mais estruturado.

O conhecimento da diversidade e abundância das comunidades aquáticas evidencia quais as condições de preservação ambiental do ecossistema em questão. Nesse sentido, o uso de parâmetros biológicos para avaliar a qualidade da água baseia-se nas respostas dos organismos ali presentes. Como esses ambientes estão sujeitos a diversos tipos de perturbação, naturais ou não, esses organismos aquáticos reagem a essas transformações servindo como bioindicadores.

A fauna de macroinvertebrados bentônicos é um elo importante dentro do fluxo de energia do ambiente, alimentando-se de matéria orgânica viva ou em decomposição e servindo de alimento para outros seres vivos. Além disso, é uma ferramenta moderna para o monitoramento dos ecossistemas aquáticos de água doce (BAPTISTA, 2008).

Segundo Rosenberg e Resh (1993), os métodos biológicos têm sido recomendados e incluídos em programas de monitoramento, na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e da qualidade ambiental. A vantagem desses métodos avaliativos é o de refletir as condições existentes no local, obtendo-se uma visão retrospectiva do que ocorreu há tempos atrás, diferentemente dos métodos tradicionais que se baseiam em avaliações físico-químicas que oferecem uma análise da situação atual da qualidade das águas (ALBA-TERCEDOR, 1996). Portanto, a definição de estado ecológico da água é muito mais abrangente do que o exame usual dos parâmetros físicos e físico-químicos da água que são comprovadamente insuficientes para mensurar sua qualidade (BAPTISTA, 2008). Ainda, de acordo com Sé (1993), os métodos físicos, químicos e biológicos de monitoramento ambiental se completam, pois se o método biológico indica a existência de problemas, os parâmetros físicos e químicos fornecem elementos para auxiliar na qualificação e na quantificação dos distúrbios.

Outro aspecto importante relacionado ao conhecimento sobre o ecossistema aquático refere-se aos efeitos do uso do solo. Dentre as variáveis que influenciam de forma determinante esses efeitos está a capacidade de infiltração da água no solo. Sempre que esta for suplantada pela intensidade de uma dada chuva, será gerado o escoamento superficial. Dentre os componentes do deflúvio, o escoamento direto é o que tem maior efeito sobre a comunidade bentônica, em função de seu potencial de arraste de sedimentos aos corpos d'água.

Ranzini et al. (2004), em estudo sobre os processos hidrológicos em uma microbacia com Mata Atlântica na Serra do Mar em São Paulo, concluíram que o

escoamento superficial até a profundidade de 30 cm alcançou apenas 1% da precipitação durante o período experimental. De fato, não são recentes as pesquisas que apontam para a baixa representatividade do escoamento superficial em pequenas bacias florestadas, não sendo este suficiente para explicar a totalidade do escoamento direto (HIBBERT; TROENDLE, 1988).

O conhecimento da capacidade de infiltração em um ambiente de referência, como é o Parque Nacional do Iguaçu, pode fornecer informações aplicáveis à avaliação de ações de recuperação de solos degradados, bem como para a proposição de medidas de prevenção de erosão do solo tendo como base características locais e regionais da precipitação.

O estudo integrado das variáveis biológicas, químicas e físicas da água, por meio da identificação de organismos bentônicos e de análises laboratoriais, associadas ao estudo da infiltração da água no solo, constitui uma oportunidade para a ampliação do conhecimento sobre o sistema lótico de uma microbacia.

Nesse contexto, esta pesquisa analisou as hipóteses de que as condições de um ambiente de referência podem propiciar maiores valores de riqueza e diversidade de táxons de macroinvertebrados bem como o fato de que os grupos tróficos funcionais desses organismos podem variar gradual e longitudinalmente, devido às características físicas e químicas do ecossistema, de acordo com a teoria do contínuo lótico de Vannote et al. (1980). Uma outra hipótese analisada foi a de que a presença de uma vegetação ripária totalmente preservada em uma microbacia, aliada a fatores estruturais do solo, pode interferir favoravelmente na velocidade de infiltração da água e na condutividade hidráulica do solo.

2 OBJETIVOS

Esta pesquisa teve como objetivo geral monitorar a qualidade da água bem como sua relação com a distribuição dos organismos bentônicos, além de coletar informações a respeito da infiltração da água no solo de uma microbacia totalmente inserida no Parque Nacional do Iguaçu, na expectativa de reunir informações que auxiliem na gestão e conservação dos recursos hídricos.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- Caracterizar o ambiente físico e as condições ecológicas de um ecossistema aquático e de seu entorno;
- Quantificar variáveis físicas e químicas da água e do sedimento buscando identificar variações sazonais;
- Analisar a estrutura e a composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um córrego de primeira ordem;
- Relacionar a estrutura e composição da fauna bentônica estudada com as condições físicas e químicas do ambiente aquático;
- Quantificar a capacidade de infiltração da água no solo por meio de ensaios com permeâmetro de Guelph.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU

As Unidades de Conservação da Natureza (UCs) são espaços territoriais mundialmente reconhecidos como instrumentos fundamentais à conservação *in situ* de espécies, populações e ecossistemas, incluindo os sistemas e meios tradicionais de sobrevivência de comunidades humanas (MEDEIROS et al., 2011). Segundo Costa (2004), os objetivos para a criação destas áreas foram mudando ao longo das décadas em função do aumento crescente da degradação ambiental, retratando uma preocupação mundial com a conservação e manejo dos ecossistemas nativos e de espécies que neles habitam. No entanto, para esta mesma autora, a manutenção e/ou criação de UCs, certamente, ainda é a maneira mais eficaz de manter a biodiversidade, na medida em que elas quase sempre congregam os últimos redutos de determinados ecossistemas do planeta.

As Unidades de Conservação, de acordo com Oliveira e Ogata (1998), possuem grande importância no que diz respeito às funções naturais, sociais e econômicas que desempenham. As suas funções naturais compreendem a regularização da composição química da atmosfera e dos oceanos; regularização climática; proteção de bacias hidrográficas; proteção contra a erosão e controle de sedimentos; fixação de energia solar e produção de biomassa; armazenamento e reciclagem de matéria orgânica e nutrientes; controle biológico; habitat para animais silvestres e manutenção da diversidade biológica.

As funções sociais e econômicas das áreas legalmente protegidas compreendem a alimentação e nutrição; recursos genéticos e medicinais; matéria-prima para diversos setores produtivos; habitação de povos indígenas; recreação e turismo; além de informação educativa, científica, estética e cultural.

As Unidades de Conservação gozam de estatuto legal e regime de administração diferenciados, sendo que, no Brasil, elas são regidas pela Lei Federal Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), composto pelo conjunto das Unidades de Conservação Federais, Estaduais e Municipais. Essa lei define as UCs como

espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob-regime especial de administração ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

A Lei Nº. 9.985/2000 estabelece dois grupos de Unidades de Conservação, sendo eles: o grupo das unidades de proteção integral e o grupo das unidades de uso sustentável. O objetivo das unidades de proteção integral é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto de seus recursos naturais, enquanto as unidades de uso sustentável têm como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, sendo uso sustentável interpretado como a exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos renováveis e dos processos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável. A Tabela 1 apresenta as UCs federais segundo o grupo e categorias de manejo.

Tabela 1 – Unidades de Conservação Federais segundo o Grupo e Categorias de Manejo

Grupo	Categoria	Quantidade	Área (km²)
Proteção Integral	Estação Ecológica	32	74.691
	Monumento Natural	3	443
	Parque Nacional	71	252.978
	Refúgio de Vida Silvestre	7	2.017
	Reserva Biológica	30	39.034
Uso Sustentável	Floresta Nacional	65	163.913
	Reserva Extrativista	62	124.362
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	2	1.026
	Reserva de Fauna	0	0
	Área de Proteção Ambiental	32	100.101
	Área de Relevante Interesse Ecológico	16	447
	RPPN	634	4.832

Fonte: Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC (2015).

Os Parques Nacionais podem ser considerados como uma das mais importantes categorias de Unidades de Conservação, pois têm uma finalidade múltipla, servindo tanto para estudos científicos quanto para o lazer, sendo, geralmente, a categoria mais conhecida pela população (COSTA, 2004).

De acordo com o Artigo 11 da Lei Federal Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, o Parque Nacional tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico.

Segundo Savi (1997 apud WALTRICK, 2001), embora representem a maior extensão contínua de Mata Atlântica do Brasil, a maioria das Unidades de Conservação do estado do Paraná são pequenas e muitas vezes totalmente isoladas de outras áreas que possam intercambiar e ofertar material genético para garantir a efetiva conservação de seus recursos, como é o caso do Parque Nacional do Iguaçu. De acordo com Bonassa (2004), originalmente 97,35% do território paranaense era coberto pela Mata Atlântica, porém esta área foi reduzida para 8,83% sendo que o Parque Nacional do Iguaçu, com uma área de 185.262,50 hectares e 420 km de perímetro, representa um remanescente importante deste bioma, sobressaindo-se como uma ilha em meio às plantações agrícolas.

O Parque Nacional do Iguaçu (PNI), cujo nome de origem guarani significa água grande, é considerado como a maior Unidade de Conservação de Proteção Integral da Região Sul do Brasil, e está localizado no oeste do estado do Paraná, distribuído nos municípios de Céu Azul (49,56%), Matelândia (19,87%), Serranópolis do Iguaçu (16,92%), São Miguel do Iguaçu (11,73%) e Foz do Iguaçu (7,48%). Margeiam ainda o Parque os municípios de Capanema, Capitão Leônidas Marques, Diamante do Oeste, Lindoeste, Ramilândia, Santa Lúcia, Santa Tereza do Oeste e Santa Terezinha de Itaipu (MELO, 2005).

Criado em 10 de janeiro de 1939 por meio do Decreto-Lei Nº. 1.035 pelo então Presidente da República Getúlio Vargas, o PNI é atualmente dirigido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão brasileiro responsável pela gestão das Unidades de Conservação. O Parque protege nascentes próximas à rodovia BR-277 e toda bacia do Rio Floriano, uma raridade no sul do Brasil pela qualidade de água e um dos afluentes do Rio Iguaçu. Além disso, o PNI representa um patrimônio genético riquíssimo, protegendo uma grande parte da Floresta Estacional Semidecidual, sendo que nas porções altas, a mais de 800 metros do nível do mar, pode ser encontrada a Floresta Ombrófila Mista ou Mata de Araucária (ICMBio, 2015).

A vegetação da Floresta Estacional Semidecídua está condicionada pela exposição a dois tipos de clima: um tropical, com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada, com temperaturas médias em torno de 22°C; outro subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno, com temperaturas médias inferiores a 15°C (ICMBio, 2015).

O Parque Nacional do Iguaçu apresenta uma variada fauna, já foram feitos registros de várias espécies de borboletas, mamíferos, anfíbios, serpentes, lagartos, peixes e aves. O Parque funciona como um último abrigo para uma enorme quantidade de animais que tiveram seus habitat reduzidos aos próprios limites da Unidade. Além desse abrigo, o PNI representa também uma rara oportunidade para estudos sobre a variação da fauna em ambientes de transição entre distintas formações florestais (ICMBio, 2015).

3.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A avaliação da qualidade biológica da água começou a ser desenvolvida por ter sido observado que as informações obtidas apenas por meio das análises dos parâmetros físicos e químicos da água não eram suficientes para descrever integralmente o nível de qualidade dos corpos hídricos (BAPTISTA, 2008). Contudo, Alba-Tercedor (1996) afirma que existe uma grande dificuldade de sincronização entre os valores dos parâmetros físicos e químicos da água e os índices biológicos de qualidade. As avaliações de qualidade baseadas apenas em condições abióticas da água apresentam caráter pontual, enquanto que as respostas das comunidades bentônicas podem ser observadas semanas, e até meses após os impactos.

O monitoramento biológico é uma abordagem alternativa em casos de fontes pontuais e não pontuais de poluição (ROSENBERG; RESH, 1993). Diversas atividades humanas podem alterar os processos biológicos, físicos e químicos associados aos recursos hídricos e, assim, modificar as assembleias biológicas residentes (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

A avaliação da qualidade dos habitat físicos é fundamental para qualquer planejamento de biomonitoramento de qualidade de água, uma vez que a biota aquática muitas vezes possui requerimentos específicos de habitat (HANNAFORD;

BARBOUR; RESH, 1997). Mudanças na riqueza e abundância de espécies pode ser um sinal de deficiência e, em conjunto com outras medidas tradicionais, pode ser usado para registrar a degradação ambiental (ROSENBERG; RESH, 1993).

A etapa inicial de um biomonitoramento é a busca por um indicador (bioindicador ou indicador biológico) ideal cuja presença, abundância, e/ou comportamento refletem os efeitos estressores sobre a biota. Prabhu (1998 apud CÂMARA, 2004) define indicador como uma variável ou componente do ecossistema que pode ser utilizado para a avaliação da sustentabilidade de um recurso ou de sua utilização.

Conforme Callisto e Gonçalves (2002), a quantidade e distribuição dos organismos indicadores refletem a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem, refletindo a integridade ecológica dos ecossistemas onde vivem, o histórico de degradação e a resposta a diferentes agentes estressantes.

As vantagens do uso de indicadores biológicos incluem avaliações de longo prazo e de maior sensibilidade para detectar mudanças sutis na qualidade da água e as baixas concentrações de produtos químicos presentes. Além disso, respostas biológicas tendem a integrar os efeitos independentes e interativos de muitos fatores de estresse, resultando em indicadores mais robustos do que a análise de produtos químicos individuais (CAIRNS; MCCORMICK; NIEDERLEHNER, 1993).

O conhecimento da diversidade dos macroinvertebrados bentônicos em Unidades de Conservação, como o Parque Nacional do Iguaçu, é de fundamental importância para o desenvolvimento de estratégias eficientes de manejo e recuperação da biodiversidade de ecossistemas aquáticos.

As complexas interações entre a fauna bentônica e o meio ambiente fazem destes organismos ferramentas úteis na avaliação da qualidade da água e no desenvolvimento de índices biológicos (NIJBOER; VERDONSCHOT; VAN DER WERF, 2005; ROCHE et al., 2010). O uso destes indicadores para o monitoramento biológico foi adaptado para atender às diferenças regionais e locais, especialmente para comparar áreas preservadas com ambientes impactados (BAGATINI; DELARIVA; HIGUTI, 2012).

Esses bioindicadores, de acordo com Niemi e McDonald (2004), podem ainda ser usados de três maneiras distintas: para refletir o estado biótico e abiótico

do ambiente; para revelar evidências de impacto devido à variação ambiental e; indicar a diversidade de espécies, táxons ou comunidades dentro de uma área.

Os organismos bentônicos fazem parte de um conjunto faunístico de grande importância ecológica em ambientes lóticos, devido à sua participação nas redes tróficas, diversidade apresentada e ocorrência em diversos habitat (ARAÚJO-JR, 2008). De acordo com Brandimarte et al. (2004), a comunidade aquática de organismos invertebrados bentônicos é formada por vários grupos taxonômicos, entre eles protozoários, vermes de diferentes filos, crustáceos, moluscos e insetos. Esses animais têm como características viverem associados ao substrato, seja na superfície ou no seu interior.

Os organismos macroinvertebrados bentônicos são importantes na dinâmica dos processos ecológicos em sistemas de água doce e também têm várias características intrínsecas que os tornam bons indicadores biológicos: abundância e distribuição ampla em todos os tipos de ambientes aquáticos; mobilidade reduzida, que garante que as comunidades se fixam em um lugar; diferentes níveis de tolerância (espécies sensíveis) para os vários tipos de poluição; integradores das condições ambientais; fácil coleta e identificação (ROSENBERG; RESH, 1993).

Brandimarte et al. (2004) enfatizam que, além do tamanho desses seres vivos, a forma e o modo de vida variam muito na comunidade bentônica, de acordo com o tipo de habitat em que vivem (fundos de corredeiras, riachos, rios, lagoas e represas), substratos consolidados ou não e cobertos ou não por plantas. Uma das dificuldades da amostragem de macroinvertebrados bentônicos reside no fato de que a maioria das espécies bentônicas apresenta distribuição espacial agregada, sendo necessário grande número de unidades amostrais para obter amostragem estatisticamente aceitável da comunidade.

Os córregos, onde a vegetação ciliar e as características geomorfológicas são preservadas, permitem a formação de áreas de remanso e corredeiras onde são observados diversos microhabitat que oferecem abrigo e fontes de alimento para uma diversidade de grupos taxonômicos (BAGATINI; DELARIVA; HIGUTI, 2012). De acordo com Baptista (2008), os ambientes mais favoráveis à colonização de organismos bentônicos são as bordas das lagoas e lagos e as seções dos córregos e rios onde a água flui rapidamente, denominadas áreas de corredeiras, e nas águas que fluem mais lentamente ou zonas de remansos dos rios, capazes de sustentarem elevados valores de riqueza de espécies.

Segundo Vannote et al. (1980), a riqueza da diversidade taxonômica baseia-se na existência de organismos pertencentes a vários grupos funcionais (coletores, filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores) que são modificados conforme o gradiente e as alterações morfológicas dos córregos. Fernandes (2007) cita que a noção de grupo funcional representa a intenção de síntese frente ao estudo exaustivo das espécies que compõem uma comunidade, podendo definir os tipos funcionais de acordo com as propriedades inerentes às espécies (morfologia, fisiologia, entre outros), particularmente, quando estão ligadas à utilização de recursos e às interações entre as espécies e até mesmo diferentes comunidades.

A qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento da comunidade bentônica e a distribuição desses organismos aquáticos é o resultado da disponibilidade e qualidade do alimento, tipos de sedimento, substrato, temperatura do meio, concentração de oxigênio, entre outros (ESTEVES, 1998).

3.3 QUALIDADE FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA

A água contém diversos componentes os quais podem ter como origem o próprio ambiente natural ou podem ser introduzidos a partir das mais variadas atividades humanas. Ecossistemas lóticos, como rios e córregos, são ambientes que integram a paisagem terrestre sendo receptores de poluentes da atmosfera e do ambiente terrestre, refletindo impactos cumulativos nos sistemas. Um bom exemplo são os padrões de distribuição das chuvas, que têm grande impacto nas características químicas da água e na dinâmica populacional da fauna bentônica (ONYEMA et al., 2009), além da variação entre as estações seca e chuvosa, que pode resultar em mudanças ecológicas nos trópicos (CHUKWU; NWANKWO, 2004).

Segundo Fernandes (2007), várias características físicas, químicas e biológicas podem ser consideradas importantes no meio aquático para identificar sua condição de preservação, sendo muitas vezes denominadas parâmetros de qualidade da água. Esses parâmetros se comportam como indicadores da qualidade da água e, de acordo com Meybeck e Helmer (1992), podem ser estimados por meio de medidas quantitativas analisando a temperatura, o potencial hidrogeniônico (pH),

a condutividade elétrica, o oxigênio dissolvido, a turbidez, a transparência da água, testes bioquímicos e biológicos.

A temperatura, importante para caracterizar outros parâmetros físicos como viscosidade, densidade, pressão de vapor e solubilidade de gases dissolvidos, determina vários processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem em um sistema aquático, tais como o metabolismo dos organismos e a degradação da matéria orgânica (ZUIN; IORIATTI; MATHEUS, 2009).

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar em função do grande número de fatores que podem influenciá-lo. O pH de um sistema natural constitui uma das principais variáveis que proporcionam a descrição do estado da água, como por exemplo, a condição de equilíbrio ácido-base, dos processos biológicos e cinéticos e da especiação de elementos-traços (FERNANDES, 2007). Seu valor influencia na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos (ESTEVES, 1998).

De acordo com Zuin, Ioriatti e Matheus (2009), a condutividade elétrica é uma medida da capacidade da água em conduzir corrente elétrica, sendo proporcional à concentração de íons dissociados em um sistema aquoso. Com relação ao oxigênio dissolvido, Schütz (2014) comenta o quanto é importante sua determinação, pois contribui na avaliação das condições naturais da água por detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Geralmente, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece. Suas variações, a curto e a longo prazo, revelam uma boa medida do estado trófico de rios e lagos.

A concentração de oxigênio dissolvido na água é um índice expressivo de sua qualidade sanitária. Águas superficiais de boa qualidade devem estar saturadas de oxigênio, podendo ou não estar poluídas, uma vez que a porcentagem de saturação indica apenas que esta água não está contaminada por matéria oxidável (BENETTI; BIDONE, 2001).

A turbidez e a transparência das águas são parâmetros de grande relevância no estudo de ecossistemas aquáticos e o que os controla é o tipo e a concentração da matéria em suspensão. Segundo Macêdo (2004), turbidez é a alteração da

penetração de luz pelas partículas em suspensão, que provocam sua difusão e absorção e, de acordo com Esteves (1998), a transparência das águas, sob o ponto de vista ótico, pode ser considerada o oposto da turbidez, ela geralmente é medida para indicar a profundidade onde ocorre atividade biológica.

Quanto à composição química de córregos, um aspecto importante é a contribuição da água do lençol freático para as águas superficiais. A água que percola através da zona não saturada irá, com o tempo, ser incorporada à água superficial. Esta interface entre a água do lençol freático e a água superficial exerce influência na dinâmica do fluxo de nutrientes e materiais. Como o fluxo superficial é mais rápido que o de base, é neste último que a água realiza a maior parte das trocas químicas que determinarão suas características (CÂMARA, 2004).

Fernandes (2007) relata que macronutrientes como nitrogênio, ortofosfato e silício, são requeridos em significativas quantidades em rios e podem ser limitantes ao crescimento de plantas e à produtividade. Sua ciclagem é um dos processos mais importantes nos ecossistemas de rios, entretanto, o nitrogênio e o ortofosfato são nutrientes que, em excesso, podem causar a eutrofização e, conseqüentemente, perda de oxigênio dissolvido no meio.

De acordo com Horne e Goldman (1994 apud FERNANDES, 2007), a maioria do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos está presente na forma de gás. O nitrato, a amônia, o nitrito, a ureia e os componentes orgânicos dissolvidos são menos abundantes, mas usualmente de maior interesse biológico. O nitrato é normalmente a forma mais comum de nitrogênio inorgânico combinado em lagos e rios, sua concentração e taxa de suprimento estão intimamente relacionadas às práticas de uso da terra nas margens desses corpos d'água.

Câmara (2004) cita ainda que substâncias presentes na água que se dissociam em ânions e cátions interferem na condutividade elétrica, quanto maior for a concentração de íons, como cálcio, ferro, magnésio, potássio, entre outros, maior deverá ser sua condutividade.

3.4 SEDIMENTOS DE AMBIENTES AQUÁTICOS

Os sedimentos depositados no fundo de ambientes aquáticos constituem verdadeiros arquivos de informações da natureza química, biológica e física, uma vez que as camadas de deposição são temporal e sequencialmente acumuladas. Eles são constituídos por três componentes primários: a matéria orgânica em vários estágios de decomposição; matéria mineral particulada e; componentes inorgânicos. Além dessas origens, os sedimentos depositados contêm materiais precipitados oriundos de processos químicos e biológicos realizados nos próprios ambientes aquáticos, sendo que a proporção entre as partículas de origem terrestre e as de origem interna varia muito para diferentes ambientes (MOZETO, 2004).

Os sedimentos, de acordo com Mozeto (2004), são partículas de grande variedade de tamanho, formas geométricas e composição química, que são transportadas pela água ou vento dos pontos de origem nos ambientes terrestres e depositadas nos fundos de rios, lagos e oceanos. O transporte no meio aquático é dependente de vários fatores como a morfologia do canal, velocidades da corrente, peso específico das partículas, além de obstáculos como troncos e seixos.

De acordo com Fernandes (2007), o tamanho dos grãos dos sedimentos de fundo de rios e lagos é o fator mais importante e que determina mecanismos e taxas de transferência de substâncias entre o sedimento e a coluna d'água. A Tabela 2 apresenta a classificação dos sedimentos de acordo com sua granulometria.

Tabela 2 – Classificação dos sedimentos de acordo com a granulometria

Granulometria do Sedimento (mm)	Tipo de Sedimento
< 0,045	Silte + Argila
0,045 a 0,18	Areia Muito Fina
0,18 a 0,420	Areia Fina
1 a 5	Areia Grande
> 5	Areia Muito Grossa

Fonte: Suguio (1973 apud FERNANDES, 2007).

Os sedimentos têm como papel efetivo acumular ou estocar espécies nutrientes e contaminantes, bem como intercambiar tais espécies com a coluna

d'água. O sedimento constitui um importante compartimento na avaliação da intensidade e tipos de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão submetidos, uma vez que realizam constantes trocas de nutrientes e outras substâncias, poluentes ou não, com a coluna d'água (FERNANDES, 2007).

Estudos de sedimentos contaminados por grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, xenobióticos ou não, oriundos de múltiplas atividades antrópicas, ganharam notoriedade e constituem os axiomas centrais de projetos ambientais que passaram a envolver, inclusive, órgãos governamentais de gerenciamento ambiental (MOZETO, 2004).

3.5 MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS E A DINÂMICA DA ÁGUA NO SOLO

A legislação brasileira regulamenta que a bacia hidrográfica deve ser utilizada como a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Borsato e Martoni (2004) definem a bacia hidrográfica como uma área limitada por um divisor de águas que a separa das bacias adjacentes e que serve de captação natural da água de precipitação através de superfícies vertentes, guiadas por meio de uma rede de drenagem, formada por cursos da água, fazendo convergir seu escoamento para um único ponto, o exutório.

A área de contribuição desses cursos d'água contempla, em termos da paisagem, a unidade geomorfológica chamada microbacia hidrográfica (CALIJURI, 2006), cujo tamanho é bastante variável. Em uma escala maior, pode-se considerar que o conjunto de microbacias contribui de forma decisiva para a manutenção do regime hidrológico das bacias hidrográficas, como é o caso das microbacias do Rio Azul localizadas no Parque Nacional do Iguaçu, que contribuem diretamente no sistema fluvial da bacia do Iguaçu.

Segundo Valente (1999 apud LEONARDO, 2003), para a produção de água com regularidade na microbacia, dois processos do ciclo hidrológico são fundamentais: a infiltração e a evapotranspiração. O autor explica que a infiltração possibilita o armazenamento temporário de uma parte da água no solo e o segundo devolve parte dela à atmosfera, onde o balanço entre ambos quantificará a água que

irá formar a vazão do curso da água ao longo do ano, ou seja, determinará o regime de vazão.

A dinâmica da água no solo tem um papel decisivo na geração do deflúvio nas microbacias. O deflúvio é resultante de dois processos principais, sendo o escoamento direto das águas, que deixa a microbacia imediatamente após as chuvas, e outro que se refere à parcela de água que infiltra no solo e alimenta o curso de água, considerado escoamento de base (RANZINI et al., 2011).

O solo funciona como um reservatório dinâmico de água, onde suas características podem influenciar especialmente a infiltração, uma vez que ela está diretamente associada à estrutura, textura, porosidade e permeabilidade do solo. De acordo com Magalhães (2013), tem-se definido por diversos pesquisadores que os solos são constituídos por matéria orgânica e inorgânica, água, ar e seres vivos. Segundo o mesmo autor, a matéria orgânica interfere nas propriedades físicas, químicas e biológicas, melhorando características como agregação, porosidade, fertilidade e atividade microbiana, entre outras, e os componentes inorgânicos são responsáveis pela estrutura e fertilidade dos solos.

Vieira (1975) define a estrutura do solo como sendo a agregação de suas partículas individuais em partículas compostas que recebem o nome de agregados e, estes por sua vez, associam-se dando origem aos torrões. Estes são a parte macroscópica da estrutura do solo. Com uma estrutura estável, o solo tem possibilidade de resistir às pressões de alterações no arranjo da sua estrutura, sua deformação ou desestruturação tem uma consequência direta na redução da porosidade do solo que, segundo Vieira (1975), é determinada pela distribuição espacial das partículas sólidas no corpo do solo, sendo, portanto, menor a porosidade quanto maior o contato entre essas partículas, o que leva ao conceito de densidade do solo. Em resumo, quanto mais poroso for um solo, maior será a quantidade de vazios, conseqüentemente, mais permeável.

De acordo com Leonardo (2003), as práticas de manejo do solo que favorecem a aproximação entre suas partículas, causam um aumento na densidade e conseqüentemente uma redução na sua porosidade. O incremento no teor de matéria orgânica do solo, por sua vez, tende a reduzir a densidade real e, pelos benefícios advindos da sua presença na estruturação do solo, a matéria orgânica também reduz a densidade aparente, o que favorece também a infiltração da água.

Outra característica importante do solo é com relação à sua condutividade hidráulica, que representa um parâmetro chave para a análise da intensidade do deslocamento da água no solo. Para a sua determinação, existe uma grande variedade de métodos com diferentes níveis de precisão, os quais de modo geral, podem ser agrupados em métodos indiretos ou diretos. Os métodos indiretos relacionam a condutividade hidráulica com as propriedades do solo (tamanho dos poros, textura, densidade, entre outros) enquanto os métodos diretos podem ser desenvolvidos diretamente no campo com auxílios de equipamentos específicos (MARQUES et al., 2008).

Gomes e Pereira (2009) citam que a condutividade hidráulica expressa a drenabilidade natural do solo e, conseqüentemente, está relacionada com o transporte de água, soluto e substâncias químicas. Os mesmos autores argumentam ainda que solos com classes texturais diferentes podem evidenciar uma distribuição contrastante na sua porosidade e, por conseguinte, na sua carga hidráulica.

A habilidade do solo em transmitir água constitui uma das mais importantes propriedades hidráulicas e sua estimativa é fundamental em estudos de degradação ambiental, de planejamento de uso do solo, de investigação de processos erosivos e geotécnicos, de irrigação e drenagem, entre outros. A capacidade de infiltração é uma propriedade do solo que representa a intensidade máxima que o solo, em dada condição e tempo, pode absorver a água da chuva. Contudo, esse processo não é constante ao longo do tempo. Por ocasião de uma precipitação, a velocidade de infiltração é máxima no início do evento e decresce rapidamente de acordo com as condições do solo. Numa precipitação contínua, a velocidade de infiltração se aproxima gradualmente de um valor mínimo e constante, sendo este valor conhecido como velocidade de infiltração básica (SALES et al., 1999).

Assim como na condutividade hidráulica, vários são os fatores do solo que interferem na magnitude da velocidade de infiltração básica. Esses fatores estão associados às propriedades físicas do solo (estrutura, textura, tamanho e disposição dos espaços porosos), do manejo do solo, da mineralogia, da umidade inicial e das características da própria água (SALES et al., 1999).

De acordo com Leonardo (2003), a medida da taxa de infiltração da água no solo (que pode ser expressa em mm.h^{-1}) é o principal indicador hidrológico da saúde de microbacias hidrográficas porque, a partir desse indicador, pode-se avaliar a predominância dos processos hidrológicos, uma vez que, numa microbacia

saudável, predomina o processo de infiltração em detrimento do escoamento superficial.

A velocidade de infiltração é um dos fatores que exercem grande influência sobre o escoamento superficial, podendo fornecer subsídios para as estruturas de controle de erosão, sistemas de irrigação e drenagem, entre outros (JOSÉ et al., 2013). Solos não perturbados, como é o caso da área em estudo, constituem uma condição singular para a investigação dessa característica, podendo subsidiar estudos sobre os efeitos do uso do solo sobre essa variável, bem como contribuir para a gestão integrada da bacia hidrográfica.

Comparativamente às metodologias tradicionais de sondagens, o uso do permeâmetro, além de permitir o cálculo da velocidade de infiltração, apresenta como principal vantagem a possibilidade de determinação da condutividade hidráulica do solo *in situ*, demandando poucas pessoas para o seu manuseio e dispensando análises laboratoriais (CELLIGOI et al., 2006). De acordo com Soto, Chang e Vilar (2009), o método do permeâmetro Guelph foi desenvolvido por Reynolds, Elrick e Topp (1983) para determinar *in situ* a condutividade hidráulica saturada de campo (Kfs) e, posteriormente estendida, por Reynolds e Elrick (1985), considerando os efeitos do fluxo não saturado.

As informações obtidas com o uso desse equipamento têm ampla aplicabilidade nas ciências ambientais, como os trabalhos desenvolvidos por Cooper et al. (2013), que realizaram medidas de condutividade hidráulica saturada no campo com o objetivo de conhecer a dinâmica físico-hídrica dos solos do Parque Estadual de Carlos Botelho, um remanescente da Floresta Ombrófila Densa. Os autores concluíram que o conhecimento da dinâmica hidrológica do solo é de fundamental importância para a restauração de áreas degradadas.

4 ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa foi desenvolvida ao longo de um córrego de primeira ordem conhecido como Córrego da Boa Vista, cuja nascente está situada em uma microbacia localizada na porção norte do Parque Nacional do Iguaçu, na região pertencente ao município de Céu Azul, oeste do estado do Paraná (Figura 1). Este córrego, um dos formadores do Rio Azul que pertence às cabeceiras da bacia do Rio Floriano, está totalmente inserido no PNI e possui aproximadamente 700 metros de comprimento e uma altitude variando de 676 metros (nascente) a 638 metros (foz). A nascente do Córrego da Boa Vista está localizada na latitude sul de $25^{\circ}07'50,9''$ e longitude oeste de $53^{\circ}49'18,2''$.

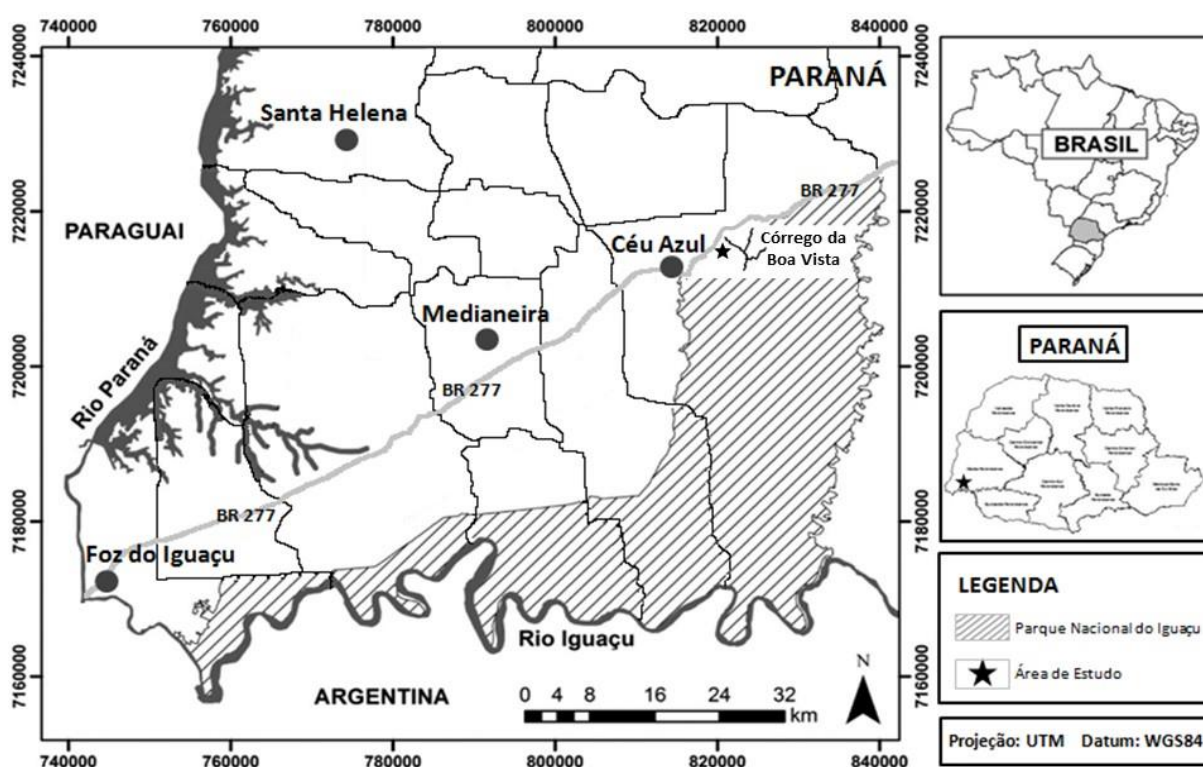


Figura 1 – Localização da área de estudo
Fonte: Adaptado de Marcon et al. (2013).

Para as análises de qualidade da água e caracterização do sedimento e da comunidade bentônica do Córrego da Boa Vista, foram realizadas coletas de amostras longitudinalmente, da foz à nascente, em pontos denominados Ponto 1

(P1), Ponto 2 (P2), Ponto 3 (P3) e Ponto 4 (P4). Para o estudo da infiltração da água no solo, foram selecionados na região da microbacia outros oito pontos distribuídos em transectos perpendiculares ao Córrego da Boa Vista denominados como Ensaio 1 (E1), Ensaio 2 (E2), Ensaio 3 (E3), Ensaio 4 (E4), Ensaio 5 (E5), Ensaio 6 (E6), Ensaio 7 (E7) e Ensaio 8 (E8). A Figura 2 abaixo representa esquematicamente a localização dos pontos utilizados nos estudos mencionados.

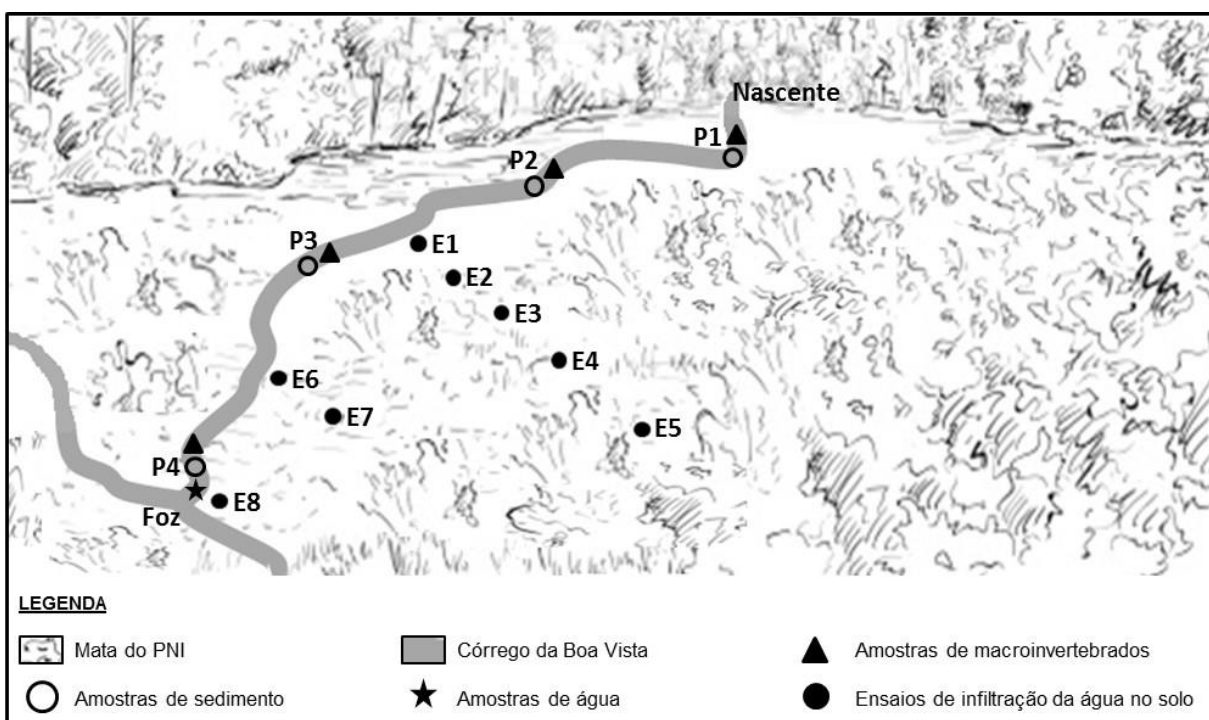


Figura 2 – Representação esquemática da localização dos pontos utilizados nos estudos

A distância entre os Pontos 1, 2, 3 e 4 foi de aproximadamente 200 metros, sendo que o Ponto 1 estava localizado mais próximo à nascente, e o Ponto 4 imediatamente anterior à foz do córrego. A Figura 3 a seguir ilustra os pontos de amostragem dos organismos bentônicos e do sedimento.

A porção norte do Parque Nacional do Iguaçu pertencente ao município de Céu Azul apresenta um clima do tipo subtropical úmido, de acordo com a classificação de Köppen. A temperatura média mínima é de 17°C e a máxima de 26°C, com precipitação média anual de 1959 mm, o que reflete um comportamento de clima de transição.

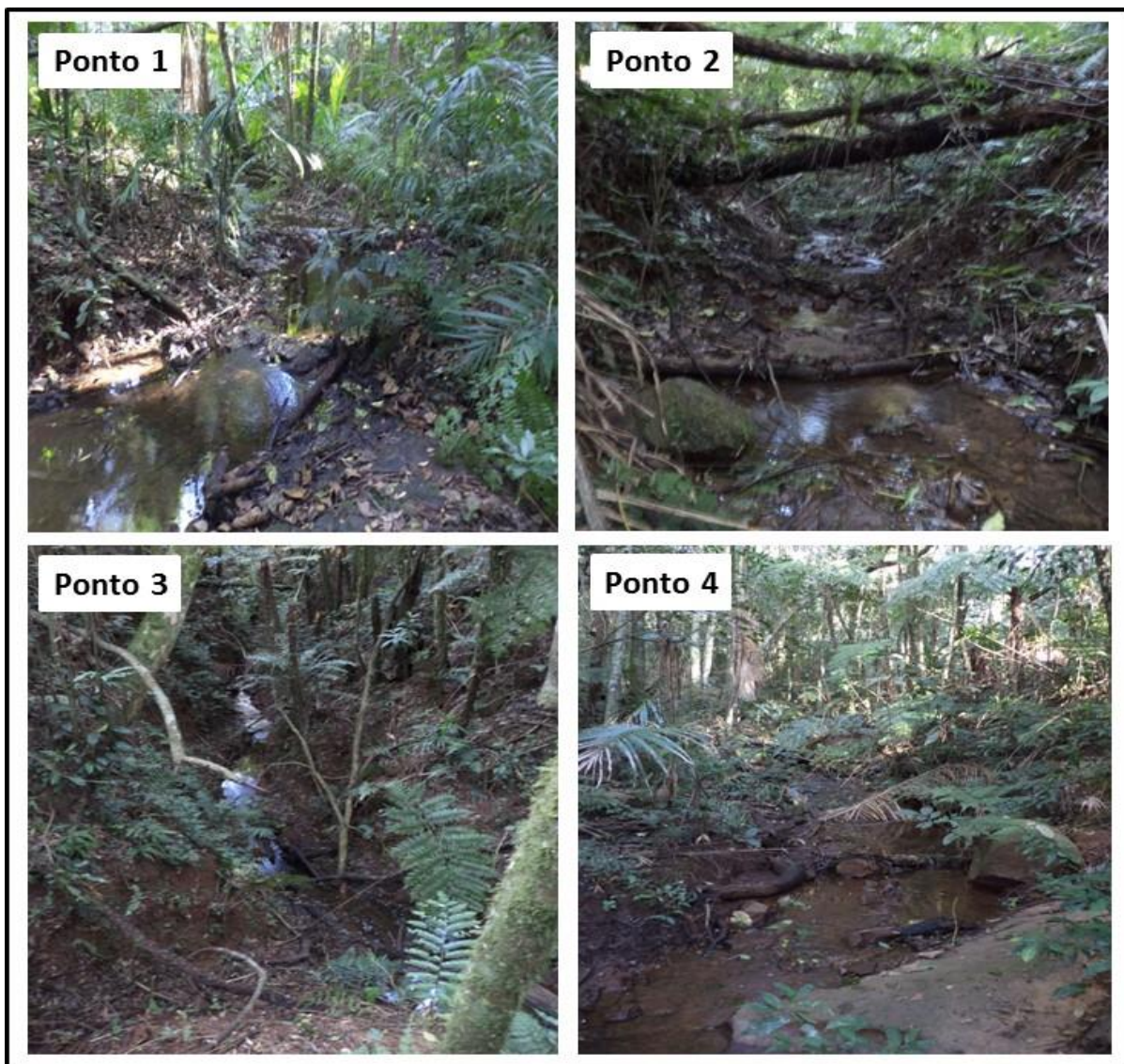


Figura 3 – Ilustração dos pontos de amostragem dos macroinvertebrados, do sedimento e da água

De acordo com os dados de precipitação do Instituto das Águas do Paraná (ÁGUASPARANÁ, 2016) entre o período de 1965 a 2013, março é o mês que representa um menor armazenamento de água no solo e outubro é o mês mais chuvoso.

A intensidade média dos ventos na região é em torno de 11 km.h^{-1} , não apresentando variações significativas ao longo do ano. Apesar da sazonalidade apresentada pelo fenômeno da evapotranspiração, a umidade apresenta elevados níveis durante todo o ano, em torno de 80%. As demais características ambientais descritas a seguir foram obtidas do Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu (1999).

O Parque está localizado no Terceiro Planalto Paranaense e a área desta pesquisa refere-se a uma porção superficial de basalto invariavelmente alterada, composta por regolito argiloso ou argilo-arenoso, de espessura muito variável, sendo que os minerais essenciais predominantes são a labradorita (35%) e augita (45%).

Seus comportamentos geomorfológicos correspondem a terrenos menos acidentados, prevalecendo em geral formas arredondadas, suavemente ondulados a ondulados, desenvolvendo padrão de drenagem dendrítico, retangular a sub-retangular, interflúvios amplos e baixas declividades.

O solo da região é classificado, em sua maior parte, como Latossolo Vermelho Eutroférico (ou Distroférico) com textura argilosa (acima de 80%) e relevo suave ondulado. No Parque Nacional do Iguaçu, os solos são muito profundos, formados a partir de rochas eruptivas básicas, com sequência de horizontes A, B e C pouco diferenciados, com transições geralmente difusas. A textura é muito uniforme em todo perfil, sendo que a classe textural, tanto no horizonte A como no B é muito argilosa, possuindo, portanto, baixo gradiente textural.

Com relação à sua vegetação, ocorrem no PNI três diferentes formações vegetais, sendo elas: Floresta Estacional Semidecídua; Floresta Ombrófila Mista e; Formações Pioneiras de Influência Fluvial. Na região de estudo predomina a Floresta Estacional Semidecídua cujas espécies perdem suas folhas durante a estação seca em graus variados de deciduidade. Constituem em formações florestais de grande porte, com alturas máximas do estrato emergente em 35 metros e maiores diâmetros à altura do peito (DAP) superiores a um metro. A região possui três estratos arbóreos definidos, além do sub-bosque herbáceo-arbustivo. O estrato superior apresenta grande número de espécies, em geral de valor econômico, distribuídas de forma esparsa e em baixas densidades.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT

Uma das primeiras etapas deste projeto foi a aplicação nos Pontos 1 a 4 do protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat em trechos de bacias hidrográficas, proposto por Callisto et al. (2002). O objetivo da aplicação do protocolo foi avaliar as características da água e sedimento, tipo de ocupação das margens, erosão e assoreamento, extensão da mata ciliar, cobertura vegetal, largura de rápidos e remansos, presença de poluentes, tipos de substrato, modificações do canal, fluxo da água, entre outros.

Neste protocolo são avaliados 22 parâmetros que recebem escores maiores para as condições naturais e menores para as alteradas (ANEXOS A e B). O somatório dos escores varia de zero a 100, sendo que o estado de preservação é definido conforme a pontuação total: impactado (de zero a 40 pontos); alterado (entre 41 a 60 pontos) e; natural (acima de 60 pontos).

5.2 AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA BENTÔNICA

Nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2015 foram realizadas as coletas do material biológico para identificação da fauna bentônica, totalizando quatro amostragens por ponto. Este trabalho foi assim realizado para compreender todas as estações do ano bem como abranger a diversidade de habitat presentes no leito do Córrego da Boa Vista.

As amostras destinadas à avaliação dos organismos bentônicos foram coletadas com amostrador tipo Surber, com área de 30 por 30 cm e abertura de malha de 0,250 mm, permitindo que os resultados fossem expressos em números de indivíduos ou de táxons por m² ou por unidade amostral (BRANDIMARTE et al., 2004). Elas foram transportadas em baldes plásticos até o Laboratório de Zoobentos

e Organismos Aquáticos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Medianeira, para triagem e identificação.

Inicialmente, o material foi lavado em sistema de peneiras de solos sendo o material retido na menor malha (0,250 mm) utilizada. A separação dos organismos foi realizada em bandejas brancas sob iluminação. Depois de separados, os invertebrados foram fixados em álcool 70% (SILVEIRA; QUEIROZ; BOEIRA, 2004), uma vez que a ingestão do líquido pelos organismos, mesmo em pequenas quantidades, melhora as condições de preservação (PAPAVERO, 1994).

A identificação da fauna bentônica foi feita até o nível de família com o uso de microscópio estereoscópico com máquina fotográfica acoplada marca Carl Zeiss, modelo Stemi 2000-C, com capacidade de aumento de 0,65 a 5,0. Como referências para a identificação dos organismos, foram usadas as chaves taxonômicas de Mc Cafferty (1981), Mugnai, Nessimian e Baptista (2010) e Pes, Hamada e Nessimian (2005).

5.3 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

No período de janeiro a dezembro de 2015, foram coletadas amostras da água do Córrego da Boa Vista para análise da sua qualidade por meio de variáveis físico-químicas. Durante o período, foram coletadas doze amostras mensais únicas, todas do Ponto 4, local próximo à foz do córrego. As amostras foram coletadas e acondicionadas em garrafas plásticas e armazenadas sob refrigeração.

O oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) foram medidos *in loco* com uso do medidor multiparâmetros marca Lutron, modelo DO-5519. A turbidez (NTU), a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e o pH foram determinados no Laboratório de Biotecnologia e Saneamento Ambiental da UTFPR Câmpus Medianeira, utilizando um turbidímetro marca Hanna, um condutivímetro marca Digimed modelo CD-21 e um potenciômetro marca Hanna, respectivamente.

Foram realizadas também análises de outros parâmetros da água como o nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, sólidos em suspensão e matéria orgânica. Estes parâmetros foram analisados de acordo com as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* –

SMWW (APHA, 2012), na NBR 10739 (ABNT, 1989) e NBR 12620 (ABNT, 1992). A Tabela 3 apresenta as metodologias utilizadas para cada parâmetro da água analisado.

Tabela 3 – Metodologias utilizadas para análise dos parâmetros físico-químicos da água

Parâmetro	Unidade de Medida	Metodologia
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	SMWW 4500 P, E
Matéria Orgânica	mg.L ⁻¹	NBR 10739/1989
Nitrato	mg.L ⁻¹	NBR 12620/1992
Nitrito	mg.L ⁻¹	SMWW 4500 NO ₂ ⁻ B
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	SMWW 4500 NH ₃ ⁻ F
Sólido Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	SMWW 2540 D

Para complementar as análises da qualidade da água, foram obtidos os valores da precipitação na região em estudo referente ao ano de 2015. Esses dados foram fornecidos pelo Instituto das Águas do Paraná, que utiliza uma estação de coleta de dados de precipitação (código 2553009) localizada no município de Céu Azul (ÁGUASPARANÁ, 2016). As temperaturas do ambiente foram medidas no interior do Parque Nacional do Iguaçu no momento das coletas das amostras de água com um termômetro de mercúrio.

5.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DO SEDIMENTO

As amostras para análise do sedimento aquático foram coletadas nos meses de junho e novembro de 2015, sendo uma para cada ponto onde foram coletados os organismos bentônicos, totalizando assim oito amostras. Para essas coletas também foi utilizado o amostrador Surber, com área de 30 por 30 cm e abertura de malha de 0,250 mm, para delimitação da área de onde era retirado o sedimento. Após coletadas, as amostras foram secas ao ar para posterior envio ao laboratório para determinação das suas composições granulométricas e teores de matéria orgânica.

Para a análise granulométrica e a determinação da concentração de matéria orgânica presente no sedimento, foram adotadas as metodologias descritas no Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa (EMBRAPA, 1997).

A análise granulométrica do sedimento consistiu na velocidade de queda das partículas, fixando o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de um dispersante químico. Para determinação da argila, pipetou-se um volume da suspensão, que foi seca em estufa e após pesada. As frações grosseiras foram separadas por tamisação e secas em estufas para pesagem, com isso, o silte correspondeu ao complemento dos percentuais.

A metodologia utilizada para determinar as concentrações da matéria orgânica presentes nas amostras se baseou na oxidação da matéria orgânica via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, empregando-se como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e o aquecimento em uma placa elétrica. O excesso de dicromato após a oxidação foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (EMBRAPA, 1997).

5.5 INFILTRAÇÃO DA ÁGUA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO SOLO

A velocidade de infiltração da água e a condutividade hidráulica do solo foram determinadas com o uso do permeâmetro de Guelph da marca Soilmoisture modelo 2800K1 (Figura 4). O permeâmetro de Guelph é um permeâmetro de furo e de carga hidráulica constante que mede a condutividade hidráulica saturada de campo acima do lençol freático e é projetado para medir a condutividade entre 10^{-2} e 10^{-6} cm.s⁻¹ (AGUIAR, 2001).

Foram realizados oito ensaios *in situ*, sendo que a metodologia utilizada foi baseada no manual do próprio permeâmetro bem como na literatura pesquisada (AGUIAR, 2001; CELLIGOI et al., 2006; MORAIS, 2007).

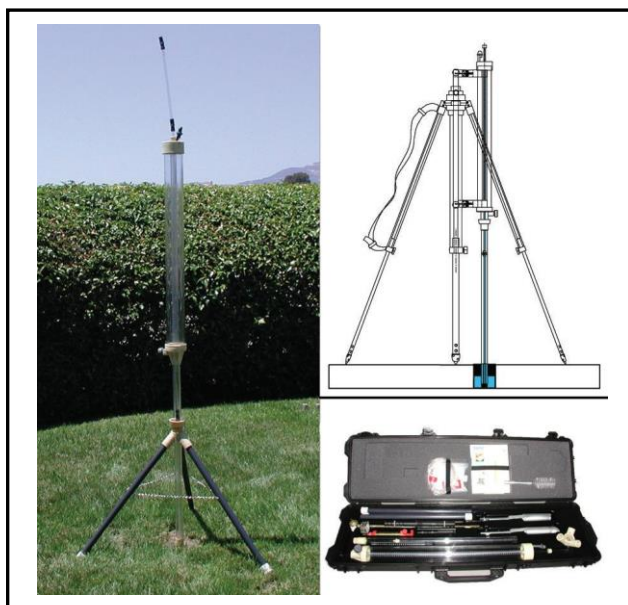


Figura 4 – Permeâmetro de Guelph Soilmoisture

Para os ensaios, foi removida a serrapilheira sobre a superfície do solo e efetuada uma tradagem de 30 cm de profundidade e 3,1 cm de diâmetro. As paredes laterais e o fundo do orifício foram escarificados com uma escova rígida de nylon. Os ensaios foram todos executados imediatamente após a perfuração do solo para prevenir possíveis alterações nas características do material.

Após a injeção de água no permeâmetro, foi estabelecido um nível de água como carga hidráulica constante no interior da abertura do trado, originando um bulbo de saturação de água a partir de sua base. Devido às características estruturais do solo destas áreas (textura, porosidade e densidade), particulares para cada ponto, os valores da altura da carga hidráulica tiveram que ser diferenciados. A Tabela 4 apresenta as alturas da carga hidráulica (H) utilizadas nos ensaios.

Tabela 4 – Alturas da carga hidráulica (H) utilizadas nos pontos para os ensaios com o permeâmetro

Ponto	Carga Hidráulica (cm)	Ponto	Carga Hidráulica (cm)
E1	10,00	E5	20,00
E2	5,00	E6	15,00
E3	10,00	E7	20,00
E4	20,00	E8	15,00

O volume de água que infiltra no solo por unidade de tempo (taxa de infiltração básica) se torna constante depois de determinado tempo de estabilização. O controle do volume de água infiltrada, em função do tempo, foi realizado por meio da leitura da variação do nível da água através do tubo graduado do reservatório interno do permeâmetro, até atingir o regime permanente, com três a quatro medições iguais consecutivas, seguindo as orientações descritas por Morais (2007). As leituras foram realizadas em intervalos de trinta segundos para os pontos E2, E4, E5, E6, E7 e E8 e, sessenta segundos para os pontos E1 e E3. A determinação da velocidade de infiltração foi calculada por meio da equação (1) abaixo:

$$V_i = \frac{h_1 - h_2}{t_1 - t_2} \quad (1)$$

O valor da velocidade de infiltração da água no solo (V_i) foi dado em mm.h^{-1} , considerando as alturas da lâmina d'água no permeâmetro (h_1 e h_2) e o tempo decorrido nas leituras da variação do nível de água (t_1 e t_2).

A determinação da condutividade hidráulica do solo (K_{fs}) foi calculada a partir da equação (2) e Tabela 5 a seguir, que descreve os valores da variável α de acordo com a macroporosidade e textura do solo.

$$K_{fs} = \frac{CQ}{(2\pi H^2 + \pi a^2 C + 2\pi H / \alpha)} \quad (2)$$

Tabela 5 – Valores sugeridos para a variável α em função da macroporosidade e textura do solo

α (cm^{-1})	Tipos de Solo
0,01	Argilas compactas (aterros, liners, sedimentos lacustres e marinhos)
0,04	Solos de textura fina, principalmente sem macroporos e fissuras
0,12	Argilas até areias finas com alta a moderada quantidade de macroporos e fissuras
0,36	Areia grossa inclui solos com macroporos e fissuras

Fonte: Elrick, Reynolds e Tan (1989).

A condutividade hidráulica (K_{fs}) foi expressa em cm.s^{-1} , considerando o fator de forma do solo (C), o qual depende da relação da altura da carga hidráulica (H) e o diâmetro do orifício; a vazão do regime permanente (Q), determinado pela área do reservatório do permeâmetro ($35,22 \text{ cm}^2$) multiplicado pela medição constante do

nível da água em função do tempo; a altura da carga hidráulica (conforme Tabela 4); o diâmetro do orifício ($a = 3,1$ cm) e; a macroporosidade e textura do solo (α) que, de acordo com a Tabela 5, foi inferida por avaliação visual em $0,12 \text{ cm}^{-1}$.

5.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS

As análises estatísticas foram realizadas com a intenção de estudar a estabilidade do ambiente e a variação das suas características ao longo do ano; as diferenças existentes entre os pontos de coleta e; a relação da qualidade da água e a composição da comunidade bentônica.

As análises estatísticas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos encontrada no Córrego da Boa Vista basearam-se nos cálculos dos índices de diversidade de Shannon (heterogeneidade) e Simpson (dominância). Também foi calculado o índice de Pielou (equidade), que mede a distribuição do número de indivíduos por táxon de uma determinada comunidade, ou seja, indica se diferentes famílias possuem abundância semelhante ou divergente (MAGURRAN, 2004).

A densidade dos organismos bentônicos foi calculada utilizando o número de indivíduos encontrados em cada ponto por metro quadrado (WELCH, 1948), e a riqueza foi estimada por meio da somatória do número de táxons presentes em cada amostra coletada.

A análise dos dados físico-químicos para avaliar a qualidade da água bem como a análise da estrutura da comunidade bentônica foi realizada por meio da análise multivariada de componentes principais (ACP) fazendo uso do pacote estatístico Statistica 7 (STATSOFT, 2004). Nos cálculos para a execução da análise de componentes principais, todos os dados foram padronizados, utilizando-se o método do escore Z, a fim de atenuar o efeito das diferentes unidades de medida e dos valores zero. Para a fauna bentônica utilizou-se matriz de covariância e, para a qualidade da água, matriz de correlação.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO ECOLÓGICA

Na aplicação do protocolo de avaliação das condições ecológicas do Córrego da Boa Vista, o Ponto 1, localizado mais próximo à nascente, têm como medidas 2,15 metros de largura e 0,20 metros de profundidade. Possui uma fina lâmina de água e, diferente dos demais pontos, seu fluxo é mais lento. Refere-se a um trecho natural (78 pontos) totalmente sombreado pela vegetação ciliar e apresenta mínimos processos erosivos nas margens.

O Ponto 2 corresponde também a um trecho natural com 72 pontos no protocolo, tendo aproximadamente 1,10 metros de largura e 0,20 metros de profundidade. Sua vegetação ciliar apresenta-se bem preservada, com estrato arbóreo denso, no entanto, há um risco moderadamente elevado de erosão devido à altura de suas encostas. Este ponto possui uma lâmina de água com um fluxo visualmente mais rápido do que no Ponto 1.

O Ponto 3, medindo 0,90 metros de largura e 0,15 metros de profundidade e com 69 pontos (trecho natural), apresenta características semelhantes às do Ponto 2, suas margens também são moderadamente erodidas e há um predomínio de sedimento fino e detritos vegetais, como folhas e galhos, no leito. Ambos os pontos possuem elevada diversidade de substratos e de habitat, bem como pequenas quedas d'água e remansos.

O Ponto 4, com valores aproximados de 1,50 metros de largura e 0,15 metros de profundidade, foi classificado pelo protocolo como um trecho natural (76 pontos) sendo que neste ecossistema há um predomínio de detritos vegetais, principalmente folhas e galhos, cobrindo quase que totalmente o leito. As margens deste ponto apresentaram-se moderadamente estáveis, sem sinais de fortes processos erosivos, e sua vegetação está totalmente preservada. Possui elevada diversidade de habitat, com remansos, pequenas quedas d'água e corredeiras com um fluxo de água turbulento.

Em resumo, os quatro pontos avaliados possuem vegetação natural com processos erosivos ausentes a moderados e sem alterações antrópicas. O Quadro 1

descreve detalhadamente as condições ecológicas dos pontos pesquisados de acordo com o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat.

Parâmetros	Pontos de Coleta			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Vegetação natural	Vegetação natural	Vegetação natural
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Moderada	Ausente
3. Alterações antrópicas	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
4. Cobertura vegetal no leito	Total	Total	Parcial	Total
5. Odor da água	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
6. Oleosidade da água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
7. Transparência da água	Transparente	Transparente	Transparente	Transparente
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
10. Tipo de fundo	Pedras e cascalho	Lama e areia	Lama e areia	Pedras, cascalho, lama e areia
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitat diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitat estáveis.	Mais de 50% com habitat diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitat estáveis.	Mais de 50% com habitat diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitat estáveis.	Mais de 50% com habitat diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitat estáveis.
12. Extensão de rápidos	Rápidos com a largura igual à 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.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.
14. Tipos de substrato	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.

Quadro 1 – Resultados do protocolo de avaliação rápida das condições ecológicas nos pontos de coleta do córrego em estudo (continua)

15. Deposição de lama	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.
18. Características do fluxo das águas	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	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 acima de 75% do canal do rio, ou menos de 25% do substrato exposto.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".
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.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.
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 maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).
22. Presença de plantas aquáticas	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (por exemplo: aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (por exemplo: aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (por exemplo: aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (por exemplo: aguapé).
Resultado	78 Pontos Trecho Natural	72 Pontos Trecho Natural	69 Pontos Trecho Natural	76 Pontos Trecho Natural

Quadro 1 – Resultados do protocolo de avaliação rápida das condições ecológicas nos pontos de coleta do córrego em estudo

A avaliação da diversidade de habitat consiste em uma ferramenta para avaliação dos níveis de impactos ambientais em trechos de bacias hidrográficas, colaborando com os programas de monitoramento ambiental. Segundo Hannaford, Barbour e Resh (1997), a qualidade do habitat físico é essencial em qualquer pesquisa biológica porque a fauna aquática frequentemente tem exigências específicas de habitat que são independentes da qualidade de água.

De forma geral, o córrego verificado está aparentemente em equilíbrio com seu fluxo de água, com o transporte de sedimentos, com a erosão e a deposição de material, mantendo uma proporcionalidade do tamanho da sua calha até a sua foz. A presença da vegetação ciliar, além de proporcionar ao ecossistema uma maior estabilidade das margens, reduzindo os efeitos dos processos erosivos, contribui para os sistemas lóticos fornecendo substratos que se transformam em uma elevada variedade de habitat para os seres vivos. Todos os pontos onde foi aplicado o protocolo de avaliação ecológica apresentaram pontuações acima de 60, refletindo assim as condições naturais do ambiente estudado.

Protocolos simplificados com parâmetros de fácil entendimento e utilização são ferramentas que contribuem para a avaliação da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos contribuindo para o seu manejo e conservação (CALLISTO et al., 2002). O protocolo aplicado mostrou-se uma ferramenta eficiente e acessível para a realização de um diagnóstico ambiental preliminar, no entanto, é importante que ele seja associado a informações relativas a diversas dimensões territoriais como: uso e ocupação do solo na bacia; dados hidrográficos e morfométricos; informações sobre os cursos d'água na área em estudo e; possíveis dados de monitoramento quando existentes (LEMOS et al., 2014).

Além da praticidade e ampla aplicabilidade para o monitoramento dos recursos hídricos, os protocolos de avaliação rápida são instrumentos que podem ser estendidos à comunidade tornando-a um agente participante no processo de gerenciamento ambiental. Segundo Rodrigues e Castro (2008), quando a sociedade se torna agente participante, a gestão ambiental ganha forças, ficando clara a importância da integração da comunidade com o ecossistema. As informações obtidas nas avaliações realizadas pela comunidade possibilitam uma maior percepção da realidade ambiental dos recursos hídricos, permitindo que os tomadores de decisões programem políticas públicas voltadas para as reais necessidades identificadas.

6.2 COMPOSIÇÃO E ANÁLISE DO SEDIMENTO

Nas amostras de sedimento analisadas, as frações granulométricas apresentaram-se bem distribuídas em todos os pontos. Os teores de matéria orgânica foram consideravelmente altos, havendo alterações entre os pontos devido às suas características físicas, conforme o protocolo de avaliação ecológica.

Não foi possível realizar a análise granulométrica do Ponto 1 pois sua superfície é constituída quase que totalmente por uma laje natural, o que inviabilizou a coleta de amostra na quantidade necessária em detrimento dos métodos de coleta aplicados nos demais pontos. Essa característica também pode justificar o maior teor de matéria orgânica encontrado neste ponto, aliado ao fluxo lento da água ali identificado, o que facilita o acúmulo de material. As Tabelas 6 e 7 apresentam a composição granulométrica e o teor de matéria orgânica do sedimento coletado de cada ponto, respectivamente.

Tabela 6 – Composição granulométrica das amostras de sedimento analisadas

Ponto de Coleta	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)
Ponto 1			
1ª Coleta	-	-	-
2ª Coleta	-	-	-
Ponto 2			
1ª Coleta	32,10	39,80	28,10
2ª Coleta	65,00	12,00	23,00
Ponto 3			
1ª Coleta	22,30	42,00	35,70
2ª Coleta	24,00	40,55	35,45
Ponto 4			
1ª Coleta	23,70	42,05	34,25
2ª Coleta	29,80	39,25	30,75

Tabela 7 – Quantidade de matéria orgânica presente no sedimento analisado

Ponto de Coleta	Matéria Orgânica (g.kg ⁻¹)	
	1ª Coleta	2ª Coleta
Ponto 1	295,33	306,65
Ponto 2	23,73	141,60
Ponto 3	178,81	109,23
Ponto 4	160,74	48,82

Com relação ao Ponto 2, observou-se na segunda coleta uma variação da granulometria do sedimento, coincidindo com o aumento no teor de matéria orgânica quando comparado à primeira coleta. Essas variações podem estar relacionadas à influência temporal, mais especificamente aos períodos de seca e chuva. Os Pontos 3 e 4, no que se refere à composição granulométrica, apresentaram valores semelhantes, destacando-se apenas a menor quantidade de matéria orgânica presente na segunda coleta em ambos os pontos, o que pode ser justificado pelo seu arraste devido a quantidade de chuva ocorrida no mês de novembro como também pela maior velocidade do fluxo da água observado nesses pontos, diferentemente do Ponto 1, onde o fluxo da água é muito mais lento.

Com base nos dados obtidos, pode-se considerar que houve um leve impacto da precipitação nas características do sedimento, uma vez que a chuva aumenta a quantidade de material em suspensão nos rios e arrasta grande quantidade de sedimentos, embora haja, teoricamente, uma boa capacidade de infiltração da água no solo de florestas além da interceptação da chuva pelas árvores (FERNANDES, 2007).

Segundo Paz et al. (2008), uma possível explicação para os altos teores de matéria orgânica em períodos de seca, como os registrados na primeira coleta realizada no mês de junho, reside no fato de que não ocorre turbilhonamento e ressuspensão de sedimentos e, conseqüentemente, a matéria orgânica sedimenta-se e concentra-se no fundo do córrego. Ainda, de acordo com os mesmos autores, essas maiores concentrações resultam no aumento do número de organismos e, eventualmente, em aumento do consumo de oxigênio em um rio.

As porções de areia e argila, segundo Fernandes (2007), constituem as frações granulométricas mais importantes do sedimento de rios por acumularem matéria orgânica e nutrientes que podem causar a eutrofização de ecossistemas

aquáticos. França, Moreno e Callisto (2006) citam que as condições ecológicas das áreas de entorno do ambiente aquático influenciam a composição granulométrica dos sedimentos, refletindo na heterogeneidade de habitat no leito dos corpos d'água, sendo assim, ambientes naturais bem preservados, como o aqui estudado, tendem a possuir uma elevada diversidade granulométrica.

O sedimento do ambiente lótico analisado foi, de modo geral, heterogêneo. De acordo com Boyero (2003), estudos sobre a composição granulométrica de sedimentos em ambientes aquáticos demonstraram que a heterogeneidade do substrato, aliado a outros fatores, é interessante para a composição e distribuição da fauna bentônica.

6.3 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA

As variáveis físicas e químicas mensuradas na coluna d'água do ecossistema estudado compreendendo os doze meses de 2015 estão descritas nas Tabelas 8 e 9 a seguir. A Tabela 8 apresenta os valores encontrados para os parâmetros físicos da água e a Tabela 9 as concentrações dos compostos químicos avaliados.

Tabela 8 – Valores encontrados para os parâmetros físicos da água analisados

Data da Coleta	pH	Turbidez (NTU)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	Sólidos Suspensos Totais (mg.L^{-1})	Matéria Orgânica (mg.L^{-1})
27/01/2015	6,05	2	17,95	6,80	< 1,00	3,78
24/02/2015	6,01	2	16,52	5,00	5,00	2,19
19/03/2015	6,15	2	15,01	7,20	< 1,00	1,39
16/04/2015	6,03	2	17,15	7,70	4,00	1,85
22/05/2015	6,21	2	17,17	7,40	8,75	1,88
29/06/2015	6,12	2	19,97	7,50	8,75	1,63
27/07/2015	6,12	2	18,80	8,00	5,00	0,99
26/08/2015	6,22	2	19,81	6,80	1,00	5,42
30/09/2015	6,08	2	23,78	7,50	< 1,00	3,15
27/10/2015	6,34	2	26,91	7,60	< 1,00	2,05
27/11/2015	6,13	2	22,71	7,60	8,00	2,45
11/12/2015	6,25	2	18,22	8,10	< 1,00	1,96

Tabela 9 – Concentrações dos compostos químicos analisados presentes na água

Data da Coleta	Fósforo Total (mg.L^{-1})	Nitrato (mg.L^{-1})	Nitrato (mg.L^{-1})	Nitrogênio Amoniacal (mg.L^{-1})
27/01/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
24/02/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	0,120
19/03/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	0,211
16/04/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	0,137
22/05/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
29/06/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
27/07/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
26/08/2015	0,011	< 0,025	< 0,05	0,130
30/09/2015	0,060	0,0310	< 0,05	< 0,05
27/10/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
27/11/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05
11/12/2015	< 0,01	< 0,025	< 0,05	< 0,05

As variações registradas das temperaturas da água do Córrego da Boa Vista e do ambiente, no interior do Parque Nacional do Iguaçu, estão demonstradas no Gráfico 1.

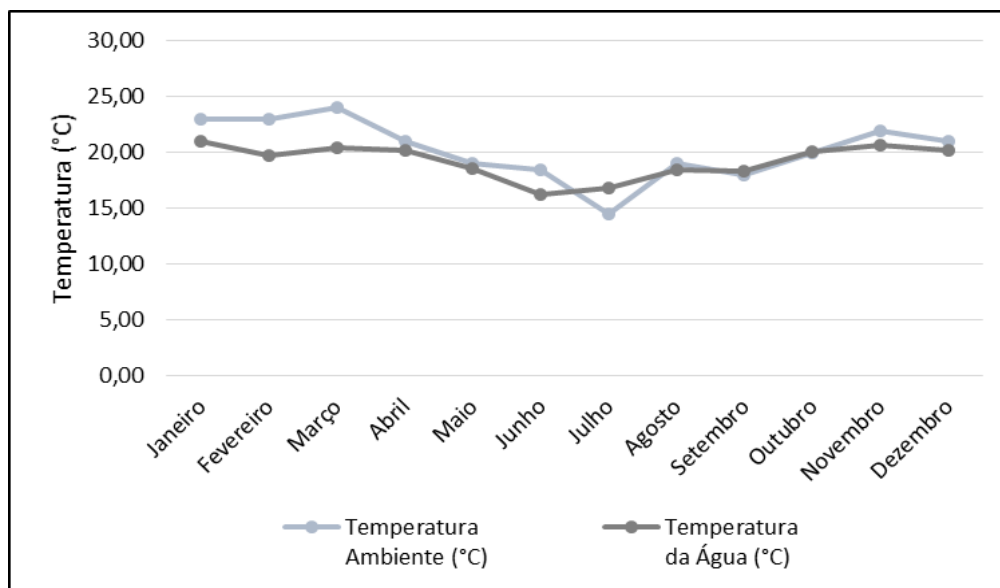


Gráfico 1 – Temperaturas mensais da água e do ambiente no PNI em 2015

As variações das precipitações mensais acumuladas e registradas na região do município de Céu Azul – Paraná estão representadas no Gráfico 2.

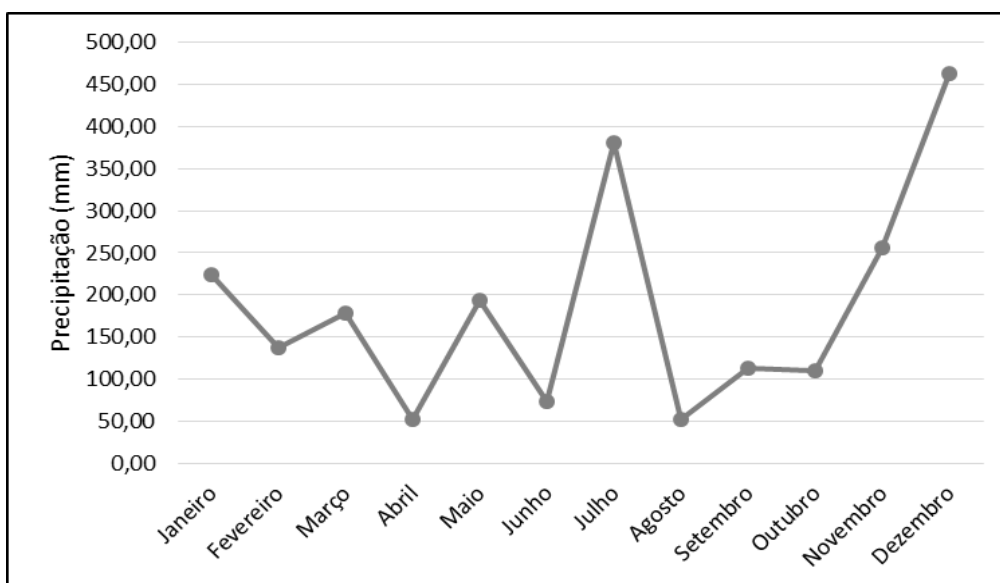


Gráfico 2 – Precipitações mensais acumuladas na região de Céu Azul em 2015
Fonte: Instituto das Águas do Paraná (2016).

Os valores registrados para a temperatura da água indicaram variações temporais relacionadas às temperaturas do ambiente, mais elevadas nos períodos

chuvosos, principalmente no verão; e temperaturas mais amenas durante o outono e o inverno. Segundo Guerreschi (2004), as variações sazonais de temperatura da água dos corpos d'água são parte do regime climático, no qual a temperatura atmosférica é influenciada por fatores como a latitude, altitude, estação do ano, período do dia, entre outros.

As concentrações de oxigênio dissolvido, considerado um dos mais importantes parâmetros de qualidade da água, em geral, pouco variou em relação a temperatura. A semelhança entre os dados mensais pode ser justificada pela existência de trechos com corredeiras que favorecem a manutenção de águas mais oxigenadas devido ao seu fluxo mais turbulento.

De acordo com Wetzel (1983 apud GUERRESCHI, 2004), a concentração de oxigênio na água depende do equilíbrio que ocorre entre a sua entrada pela atmosfera e pela fotossíntese e as perdas devido às oxidações químicas e bióticas. Para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos, a água precisa apresentar concentrações de oxigênio dissolvido superiores a 5 mg.L^{-1} e pH entre 6 e 9 (ZAGATTO et al., 1999). Em ambientes lóticos, sob circunstâncias naturais e totalmente preservadas, como é o caso da área em estudo, as concentrações de oxigênio costumam ser altas e com pouca variabilidade. Um fator que contribui para a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido é a entrada de material alóctone, proveniente da mata ripária próxima aos córregos. Este material intensifica os processos biológicos o qual provoca um maior consumo de oxigênio (ZUIN; IORIATTI; MATHEUS, 2009).

A água do córrego analisado apresentou valores de pH com pouca variação, entre 6,01 a 6,34, indicando um estado próximo a neutralidade. O pH de sistemas naturais é influenciado pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do dióxido de carbono, que gera valores baixos de pH, e das reações entre íons carbonato e bicarbonato com a água, que elevam os valores de pH para uma faixa alcalina. Fatores como a geologia e a decomposição da matéria orgânica contribuem para o aumento ou diminuição do pH em ecossistemas lóticos (ESTEVES, 1998). Zuin, Ioriatti e Matheus (2009) comentam que o pH é um importante parâmetro que, juntamente com outros, pode fornecer indícios do grau de poluição, metabolismo de comunidades ou ainda impactos em um ecossistema aquático.

A condutividade elétrica ficou abaixo de $30,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ durante todo o período de análise, caracterizando águas com poucos íons dissolvidos e que não

sofrem com interferências antrópicas. Estes valores característicos também foram encontrados por Guerreschi (2004) na Estação Ecológica de Jataí em São Paulo. Esteves (1998) cita que a condutividade elétrica da água fornece informações sobre o metabolismo do ambiente aquático e sobre os fenômenos que ocorrem na sua bacia de drenagem. O aumento da condutividade significa o aporte de materiais e deterioração da qualidade da água. Este parâmetro não discrimina quais são os íons presentes em água, mas é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (ZUIN; IORIATTI; MATHEUS, 2009).

A quantidade de nutrientes, sólidos em suspensão e matéria orgânica encontrada em todas as amostras indicaram pequenas concentrações. Os baixos teores de sólidos em suspensão, resultantes da erosão de rochas e solos ou provenientes do sistema terrestre ou do próprio sistema aquático, não indicou entrada de sólidos carregados pela chuva que justificasse também alterações na turbidez da água.

Segundo Schäfer (1985) citado por Guerreschi (2004), os ambientes lóticos tropicais caracterizam-se pelos valores da temperatura mais elevados durante a maior parte do ano, acelerando os processos biológicos e químicos. Essas altas taxas de metabolismo provocam uma circulação rápida dos nutrientes, diminuindo assim sua quantidade na água. Semelhante ao encontrado no córrego avaliado no interior do Parque Nacional do Iguaçu, Bueno, Bond-Buckup e Ferreira (2003) também verificaram baixos valores de fósforo, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal no Arroio de Tainhas no Rio Grande do Sul, assim como Ramos (2012) no Rio Azul, em Céu Azul no Paraná, e Paz et al. (2008) em sub-bacias de referência ambiental no Rio das Velhas em Minas Gerais.

Com o conjunto das variáveis físico-químicas da água analisadas e considerando as precipitações ocorridas nos doze meses de 2015, foi realizada a análise de componentes principais (ACP) para verificar a relação existente entre as variáveis da qualidade da água bem como identificar aquelas que mais explicam as mudanças nas características do ambiente aquático. Ressalta-se que não foi possível incluir nessa análise o Nitrato devido ao fato dessa variável não ter apresentado nenhuma variação ao longo do estudo. Os Gráficos 3 e 4 a seguir apresentam os resultados da ACP realizada, sendo que o Gráfico 3 apresenta a distribuição da nuvem das variáveis físico-químicas da água e da precipitação e, o Gráfico 4, a distribuição da nuvem das coletas realizadas.

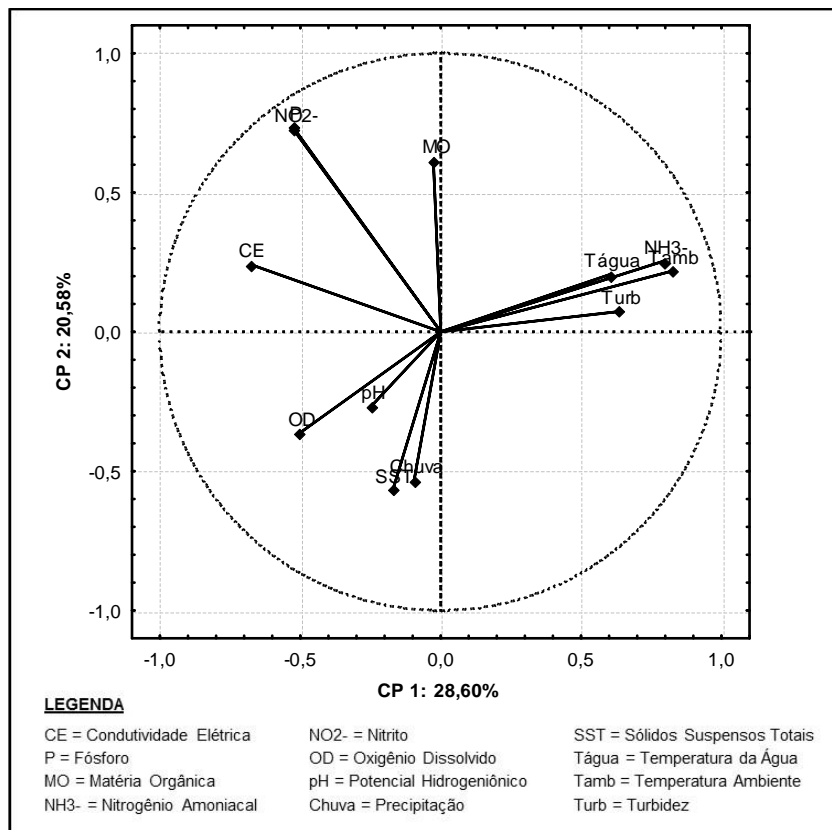


Gráfico 3 – Distribuição da nuvem de variáveis da água da ACP

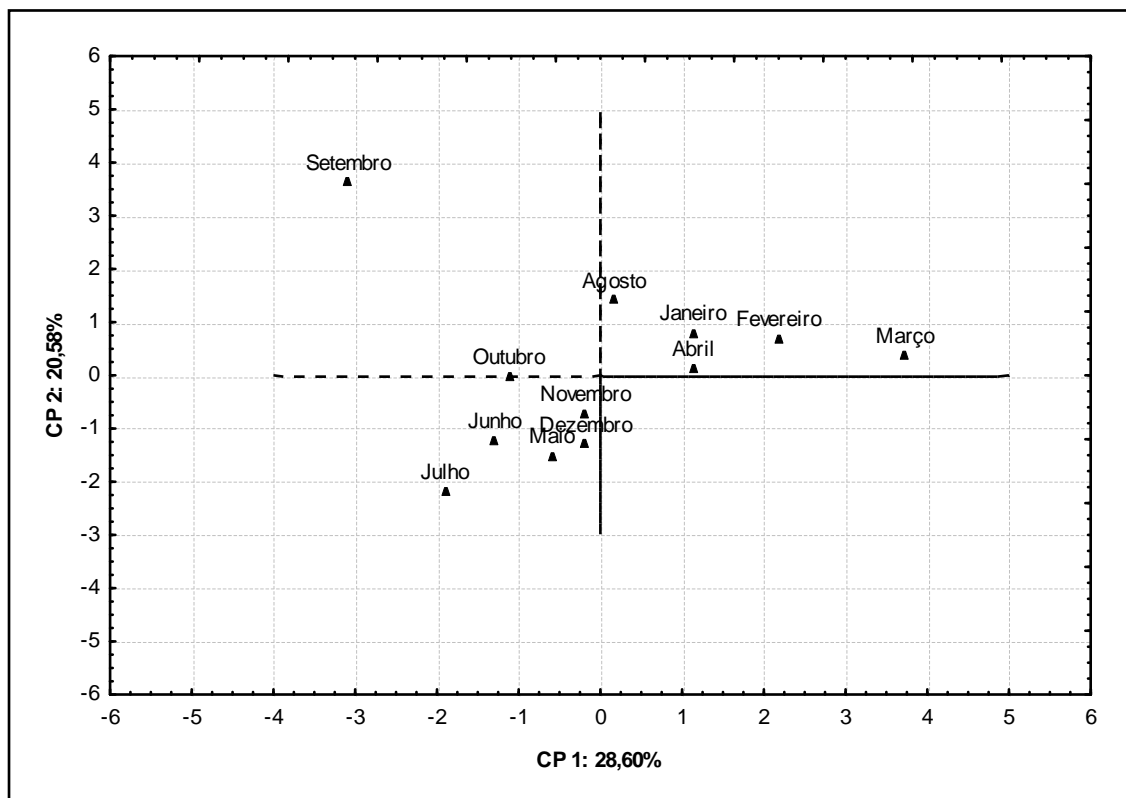


Gráfico 4 – Distribuição da nuvem das coletas consideradas na ACP

A análise realizada indicou que os dois componentes principais são capazes de explicar 49,18% da variabilidade dos dados abióticos. O primeiro componente principal (CP 1), que explica 28,60% das variações, foi negativamente associado com as variáveis pH, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais, precipitação, condutividade elétrica, matéria orgânica, fósforo e nitrito e; positivamente associado às variáveis nitrogênio amoniacal, turbidez e as temperaturas da água e do ambiente.

Na ACP observa-se ainda que as variáveis químicas (fósforo, nitrito e nitrogênio amoniacal) e a temperatura são as mais próximas do círculo unitário, indicando que são mais representativas em relação às outras. O Gráfico 4 demonstra que as coletas que melhor explicaram a CP 1 são representadas por aquelas realizadas nos meses mais frios (maio, junho e julho) e os mais chuvosos (novembro e dezembro), relacionando-se às variáveis temperatura e precipitação.

Em resumo, os resultados obtidos na análise de componentes principais foram semelhantes aos encontrados por Suriano e Fonseca-Gessner (2013), que avaliaram 29 córregos distribuídos pelo estado de São Paulo, principalmente, no que diz respeito às variáveis pH e oxigênio dissolvido.

De modo geral, os dados da água verificados neste estudo estão próximos dos resultados encontrados por Kuhlmann et al. (2014) que também analisaram a qualidade da água em Unidades de Conservação da Mata Atlântica no estado de São Paulo. Os parâmetros físicos e químicos da água do Córrego da Boa Vista do Parque Nacional do Iguaçu apresentaram pouca variação, o que demonstra que o ecossistema aquático em questão está em equilíbrio, evidenciando a capacidade do ambiente em manter suas características naturais.

6.4 COMUNIDADE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Nas dezesseis amostras para identificação dos organismos bentônicos coletadas nos quatro pontos localizados ao longo do Córrego da Boa Vista, foram encontrados 2282 indivíduos distribuídos em 36 famílias nas ordens Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera e classe Turbellaria. A ordem predominante foi Diptera com 47,45% do total dos

organismos identificados, seguida pela ordem Trichoptera com 24,27%. As ordens Plecoptera e Lepidoptera foram as menos representativas com 0,13% e 0,04%, respectivamente.

As famílias encontradas no Córrego da Boa Vista em Céu Azul também foram classificadas em cinco grupos funcionais ou função ecológica (coletores, filtradores, fragmentadores, raspadores e predadores) segundo Cummins, Merrit e Andrade (2005), Oliveira (2007), Andrade, Santiago e Medeiros (2008) e Ramos (2012). A Tabela 10 apresenta os macroinvertebrados bentônicos identificados em cada ponto amostral do Córrego da Boa Vista bem como a classificação desses organismos de acordo com seu grupo trófico funcional.

Tabela 10 – Macroinvertebrados bentônicos identificados em cada ponto do Córrego da Boa Vista e a classificação desses organismos de acordo com seu grupo trófico funcional (GTF)

Ordem	Família	GTF	P1	P2	P3	P4
Coleoptera						
	Dryopidae	Raspador	+	+	+	+
	Dytiscidae	Predador	+	+	+	+
	Elmidae	Raspador	+	+	+	+
	Hydrophilidae	Predador	+	+	+	+
	Scirtidae	Raspador	+	-	+	+
	Staphylinidae	Predador	-	-	-	+
Diptera						
	Brachycera	Predador	+	+	+	+
	Ceratopogonidae	Predador	+	+	-	+
	Chironomidae	Coletor	+	+	+	+
	Culicidae	Coletor	-	+	-	-
	Stratiomyidae	Coletor	-	-	+	+
	Tabanidae	Fragmentador	+	+	-	-
	Tipulidae	Fragmentador	+	+	+	+
Ephemeroptera						
	Caenidae	Raspador	+	+	+	+
	Ephemerellidae	Coletor	+	+	+	+
	Leptophlebiidae	Raspador	+	+	+	+
Hemiptera						
	Belostomatidae	Predador	+	+	+	+
	Gerridae	Predador	-	-	+	-
	Hebridae	Predador	-	-	-	+
	Mesoveliidae	Predador	+	+	+	-

(continua)

Ordem	Família	GTF	P1	P2	P3	P4
Hemiptera						
	Veliidae	Predador	+	+	+	+
Lepidoptera						
	Pyralidae	Raspador	-	-	-	+
Odonata						
	Aeshnidae	Predador	+	+	-	-
	Calopterygidae	Predador	-	+	-	+
	Coenagrionidae	Predador	+	+	+	+
	Corduliidae	Predador	+	+	+	+
	Gomphidae	Predador	+	+	+	+
	Libellulidae	Predador	+	+	+	+
Plecoptera						
	Perlidae	Predador	-	+	+	+
Trichoptera						
	Calamoceratidae	Fragmentador	+	+	+	+
	Hydropsychidae	Filtrador	-	+	+	+
	Leptoceridae	Fragmentador	+	+	+	+
	Odontoceridae	Raspador	+	+	-	-
	Philopotamidae	Filtrador	-	-	-	+
	Polycentropodidae	Filtrador	-	+	+	+
Filo Platyhelminthes - Classe Turbellaria		Predador	+	+	+	+

O número de indivíduos coletados em um determinado ambiente aumenta com esforço amostral, mas também pode variar de acordo com a biogeografia, comportamento e abundância das espécies (BRANDIMARTE et al., 2004). Segundo Bueno, Bond-Buckup e Ferreira (2003), esse número considerável de famílias identificadas está relacionado com a boa integridade do ambiente. Esta associação sugere que a disponibilidade de habitat, fontes de alimentos e nichos de ocupação é adequada para suportar a sobrevivência dos organismos. Muitos estudos desenvolvidos em áreas protegidas associam os resultados com a integridade ambiental, como nos trabalhos de Paz et al. (2008).

A comunidade bentônica aqui encontrada é semelhante aos resultados de outros trabalhos como o de Ribeiro e Uieda (2005) realizado no Ribeirão da Quinta no município de Itatinga em São Paulo, onde encontraram 25 famílias na estação

chuvosa e 26 famílias na estação seca, e de Remor et al. (2014) no Rio das Pedras em Matelândia, na região oeste do Paraná, que identificaram 30 famílias.

De acordo com os resultados, a família Chironomidae teve uma grande participação em todos os pontos amostrados. Diversos estudos apresentam resultados similares com relação a essa família como, por exemplo, os trabalhos desenvolvidos por Guerreschi (2004) na Estação Ecológica de Jataí em São Paulo e Remor et al. (2014) em Matelândia - Paraná. No entanto, destaca-se também a existência de seis famílias de Trichopteras uma vez que, segundo Mugnai, Nessimian e Baptista (2010), a maioria das famílias pertencentes a essa ordem exigem água de boa qualidade, como as do córrego em questão.

A Tabela 11 apresenta a distribuição espacial e temporal dos organismos bentônicos identificados de acordo com seu grupo trófico funcional.

Tabela 11 – Distribuição espacial e temporal dos organismos bentônicos segundo sua função ecológica

Ponto de Coleta	Coletores (%)	Filtradores (%)	Fragmentadores (%)	Raspadores (%)	Predadores (%)
Ponto 1	28,98	-	42,99	20,25	7,79
1ª Coleta	72,73	-	-	9,09	18,18
2ª Coleta	43,48	-	34,78	19,57	2,17
3ª Coleta	26,06	-	51,06	19,68	3,19
4ª Coleta	21,05	-	34,21	23,68	21,05
Ponto 2	27,96	0,49	32,40	15,46	23,68
1ª Coleta	44,12	-	2,94	41,18	11,76
2ª Coleta	32,50	-	32,50	12,50	22,50
3ª Coleta	26,24	0,83	40,61	10,50	21,82
4ª Coleta	25,76	-	17,42	24,24	32,58
Ponto 3	40,60	0,93	30,63	17,40	10,44
1ª Coleta	44,78	-	11,94	40,30	2,99
2ª Coleta	47,02	1,19	31,55	14,88	5,36
3ª Coleta	30,99	0,70	43,66	9,86	14,79
4ª Coleta	40,74	1,85	16,67	16,67	24,07
Ponto 4	68,00	1,84	12,36	12,36	5,42
1ª Coleta	46,55	-	15,52	36,21	1,72
2ª Coleta	82,70	0,99	6,36	7,75	2,19
3ª Coleta	60,24	4,02	19,28	10,04	6,43
4ª Coleta	30,36	1,79	22,32	25,89	19,64

Em resumo, os organismos coletores se alimentam da matéria orgânica particulada fina ou ultrafina presente no sedimento e os filtradores buscam seu alimento na coluna da água com aparatos de filtração ou por meio de estruturas corporais. Os indivíduos fragmentadores sustentam-se de tecidos vegetais vivos ou de matéria orgânica particulada grossa. Os raspadores se alimentam raspando algas da superfície de diversos tipos de substratos. Os predadores, como o próprio nome supõe, se alimentam de outros organismos vivos de diversos tamanhos utilizando várias formas de predação (OLIVEIRA, 2007).

Considerando todas as coletas realizadas, os macroinvertebrados coletores corresponderam a 46,67% do total de organismos identificados, seguidos dos fragmentadores com 25,46%. A predominância dos indivíduos coletores foi igualmente encontrada nos trabalhos de Callisto, Moreno e Barbosa (2001), que identificaram uma maior abundância de coletores, seguida pelos predadores, na Cerra do Cipó, sudeste do Brasil e; Marques, Ferreira e Barbosa (1999) no Parque Estadual do Rio Doce em Minas Gerais. Essa dominância, segundo Tomanova, Goitia e Helesic (2006), ocorre devido à abundância de recursos oriundos da degradação acelerada da matéria orgânica vegetal alóctone, diferentemente do grupo dos predadores, que possui abundância relativamente constante, uma vez que dependem da presença de outros macroinvertebrados e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas (VANNOTE et al., 1980). Callisto, Moreno e Barbosa (2001) relatam que a diferença de participação dos grupos ecológicos pode estar relacionada à desestabilização de habitat, causada pelas chuvas, reduzindo assim a riqueza dos grupos tróficos funcionais.

Conforme pode ser observado na Tabela 11, a distribuição espacial dos organismos macroinvertebrados bentônicos encontrados no Córrego da Boa Vista, segundo a sua função ecológica, vai ao encontro da teoria do fluxo contínuo de Vannote et al. (1980) onde cita que os organismos e demais estruturas ao longo de um ecossistema lótico, evoluem de acordo com o arranjo mais provável das condições físicas e químicas do ambiente, em função da geologia e geomorfologia da bacia de drenagem e do corredor fluvial; dos excedentes nutritivos e; das estruturas das comunidades de seres vivos, que se modificam ao longo de um contínuo entre as cabeceiras e a foz, em resposta a gradientes longitudinais igualmente contínuos das contribuições relativas das fontes alimentares.

Os tipos de alimento e sua disponibilidade para a biota aquática constituem os principais fatores que influenciam a distribuição dos grupos tróficos funcionais. Ecossistemas preservados com leito sombreado e reduzido fluxo de água, como em córregos e nascentes da Mata Atlântica, caso do córrego em questão, apresentam como principal fonte de recursos a vegetação ciliar, sendo que o transporte de matéria orgânica, sedimentos e elementos químicos do ecossistema terrestre para o leito do córrego é devido principalmente ao movimento das águas das chuvas (OLIVEIRA, 2007).

No decorrer das análises da fauna bentônica observou-se uma grande variação no número de indivíduos coletados entre um período e outro. A variabilidade temporal e o volume de chuvas são geralmente os fatores que podem explicar satisfatoriamente estas mudanças. Como exemplo, nas coletas realizadas em março (mês em que foi registrada uma precipitação de 178,10 mm), ocorridas seis dias após o último evento de chuva, foram encontrados no total 170 indivíduos e nas coletas de junho (mês com volume menor de chuva, 73,60 mm) e que ocorreram dez dias após o último evento de precipitação, foram encontrados 797 organismos. A Figura 5 a seguir apresenta os valores das precipitações diárias ocorridas na região do Parque Nacional do Iguaçu no município de Céu Azul nos meses em que ocorreram as coletas para identificação dos macroinvertebrados com o acumulado mensal de chuva e o número de organismos encontrados no mês.

De fato, em períodos com maior volume de chuva, o aumento da correnteza pode provocar o arraste dos organismos córrego abaixo (RIBEIRO; UIEDA, 2005). Segundo Bueno, Bond-Buckup e Ferreira (2003), a variação da abundância ao longo do ano pode também estar associada às variáveis bióticas, como a reprodução. Normalmente é de se esperar que os macroinvertebrados sejam mais abundantes no outono.

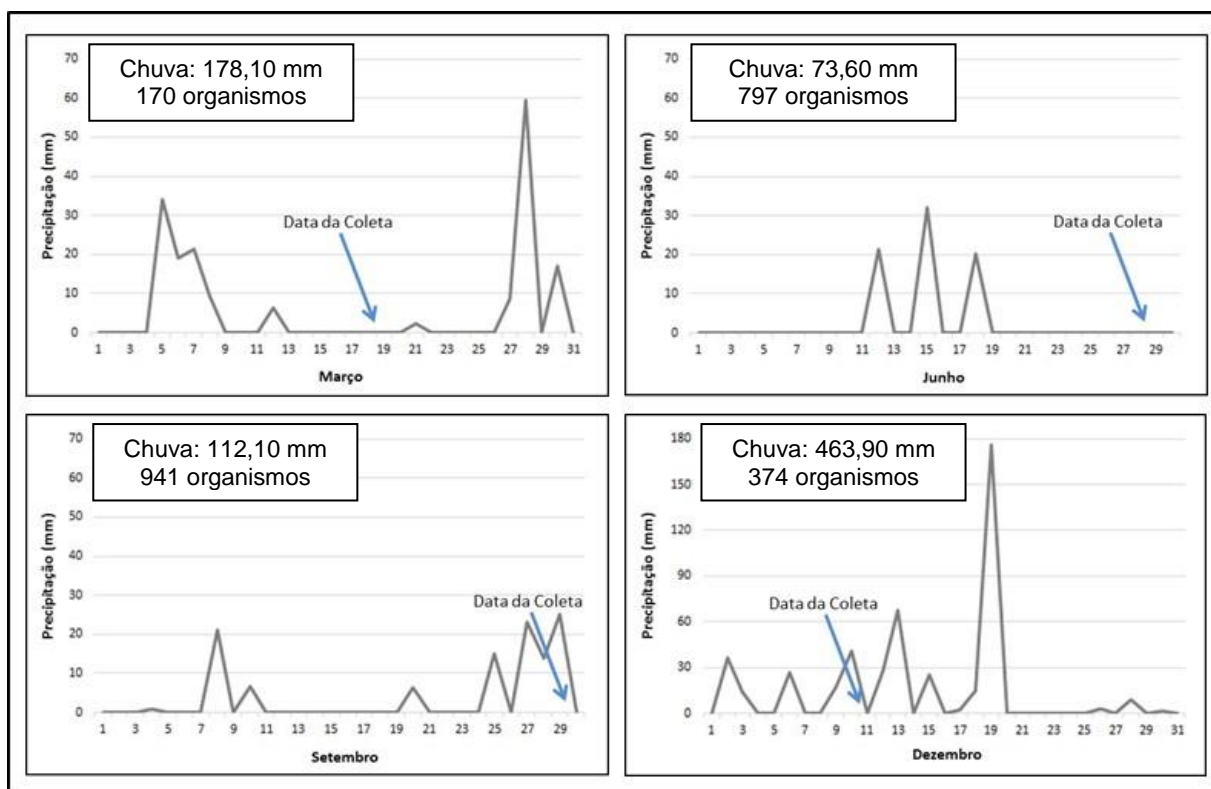


Figura 5 – Precipitações diárias em Ceu Azul - PR nos meses de coleta dos organismos bentônicos com o acumulado mensal de chuva e o número de organismos encontrados no mês
Fonte: Instituto das Águas do Paraná (2016).

Em resumo e concordando com Ribeiro e Uieda (2005), dos diversos fatores abióticos de importância na estruturação da comunidade bentônica, a precipitação foi o fator que, aparentemente, mais influenciou a composição das comunidades dos macroinvertebrados, devido ao aumento do volume da água e, assim, levando ao arraste dos organismos, considerando que, em períodos secos, há uma maior estabilidade dos habitat dos seres vivos.

6.4.1 Análises dos Dados da Fauna Bentônica do Córrego da Boa Vista

A análise da comunidade bentônica foi realizada por meio de índices quantitativos sendo que a Tabela 12 apresenta os valores encontrados para a comunidade bentônica considerando os dados de cada ponto amostral do Córrego

da Boa Vista e, a Tabela 13, os índices calculados considerando os organismos encontrados em cada coleta mensal realizada.

Tabela 12 – Valores dos índices calculados para a comunidade bentônica por ponto amostral

Índices	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Densidade (ind.m ⁻²)	3566	6756	4789	10244
Diversidade de Shannon	2,14	2,29	2,08	1,62
Diversidade de Simpson	0,20	0,17	0,21	0,43
Equidade de Pielou	0,66	0,68	0,64	0,48
Riqueza	25	29	26	30

Tabela 13 – Valores dos índices calculados para a comunidade bentônica por período amostral

Índices	Março	Junho	Setembro	Dezembro
Densidade (ind.m ⁻²)	1889	8856	10456	4156
Diversidade de Shannon	1,84	1,38	2,03	2,61
Diversidade de Simpson	0,26	0,48	0,23	0,10
Equidade de Pielou	0,68	0,43	0,60	0,79
Riqueza	15	24	29	27

Os índices apresentados na Tabela 12 mostraram uma semelhança entre os pontos P1, P2 e P3. A maior densidade e riqueza apresentada no Ponto 4 é resultado do número de indivíduos encontrados nas amostras deste local. As características desse ambiente como o predomínio de detritos vegetais, principalmente folhas e galhos, a existência de remansos, pequenas quedas d'água e corredeiras, resultam em um ecossistema rico em habitat para os organismos bentônicos.

Os índices de diversidade de Shannon apresentaram valores bem próximos nos três primeiros pontos assim como a diversidade de Simpson. Esses dados demonstraram que o ambiente possui uma alta diversidade de indivíduos com uma menor dominância de uma família ou outra. O índice de equidade de Pielou, onde valores próximos de 1 representam a existência de famílias igualmente abundantes, contribuiu com os resultados dos demais índices, representando novamente a heterogeneidade do ambiente no que diz respeito à comunidade bentônica.

Contudo, destaca-se que os menores índices de diversidade e equidade encontrados no Ponto 4, se deve a maior presença de indivíduos de uma mesma família, Chironomidae. De modo geral, os índices obtidos ficaram próximos aos encontrados por Paz et al. (2008) em trechos de sub-bacias tributárias à bacia do Rio das Velhas no estado de Minas Gerais, também localizadas em Unidades de Conservação.

As condições ecológicas do ambiente aquático inserido no Parque Nacional do Iguaçu justificam a abundância e riqueza de invertebrados observados devido, entre outros fatores, à cobertura vegetal, que produz uma grande quantidade de folhiço que serve de alimento e abrigo para muitas larvas de insetos. O papel do folhiço demonstra a importância das variáveis abióticas na distribuição dos invertebrados como o volume de água do rio, o substrato de fundo e a presença de mata ripária (BUENO; BOND-BUCKUP; FERREIRA, 2003).

Os habitat localizados no interior de córregos são heterogêneos com distribuições não uniformes de organismos, o que pôde ser identificado entre os Pontos 1 e 4, cujas estruturas ambientais diferem-se segundo o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat e os resultados das análises do sedimento. Essa desigualdade entre os ambientes, entre outros fatores, por ter motivado a diferença na comunidade bentônica. Os dados mostraram que a riqueza foi significativamente maior nos pontos com alta diversidade de habitat além de uma distribuição homogênea de indivíduos, assim como os resultados observados por Guerreschi (2004) no Córrego Beija-Flor da Estação Ecológica de Jataí no estado de São Paulo.

Os índices disponibilizados na Tabela 13 foram calculados com o objetivo de verificar as modificações da comunidade bentônica relacionadas a variação temporal. Os diferentes índices encontrados nas coletas mensais (considerando todos os pontos amostrais) reforçam a ideia de que a precipitação influencia de forma considerável a estrutura da comunidade bentônica, o que pode ser observado por meio do valor da densidade de indivíduos por metro quadrado.

Os índices de diversidade, riqueza e abundância estão relacionados diretamente aos macroinvertebrados identificados em cada coleta, isto é, dependem do número de famílias encontradas e a quantidade de seus representantes, como por exemplo, as coletas no mês de março, onde foram identificados apenas 170 indivíduos distribuídos em 15 famílias, e as coletas realizadas em junho, onde foram

encontrados 797 macroinvertebrados, sendo que destes 540 pertenciam à família Chironomidae e 97 à família Calamoceratidae. Esses exemplos justificam a baixa riqueza e diversidade de organismos encontrada no primeiro caso e a abundância de uma mesma família bentônica no segundo exemplo.

Entre os períodos escolhidos para realizar as coletas dos invertebrados, as amostras obtidas em dezembro se destacaram por apresentar elevados índices, evidenciando uma rica e bem estruturada fauna bentônica naquele período.

Os índices relacionados à densidade, abundância, riqueza e diversidade são informações inéditas para os córregos localizados na porção norte do Parque Nacional do Iguaçu na região do município de Céu Azul, revelando características da distribuição dos organismos bentônicos encontrados que podem subsidiar futuros trabalhos de monitoramento ambiental na região.

Com o conjunto de dados da fauna bentônica também foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) para verificar a composição da comunidade de macroinvertebrados e a relação existente entre as famílias identificadas. A análise indicou que os dois componentes principais são capazes de explicar 55,08% da variabilidade entre as famílias com representatividade superior a 1% do total amostrado. O primeiro componente principal (CP 1), que explica 30,61% das variações, foi negativamente associado às famílias Libellulidae, Corduliidae, Coenagrionidae e Chironomidae e; positivamente associado às demais famílias verificadas.

Os Gráficos 5 e 6 apresentam os resultados da ACP realizada, sendo que o primeiro apresenta a distribuição da nuvem das famílias dos macroinvertebrados e o segundo a distribuição da nuvem das coletas realizadas em cada ponto do Córrego da Boa Vista.

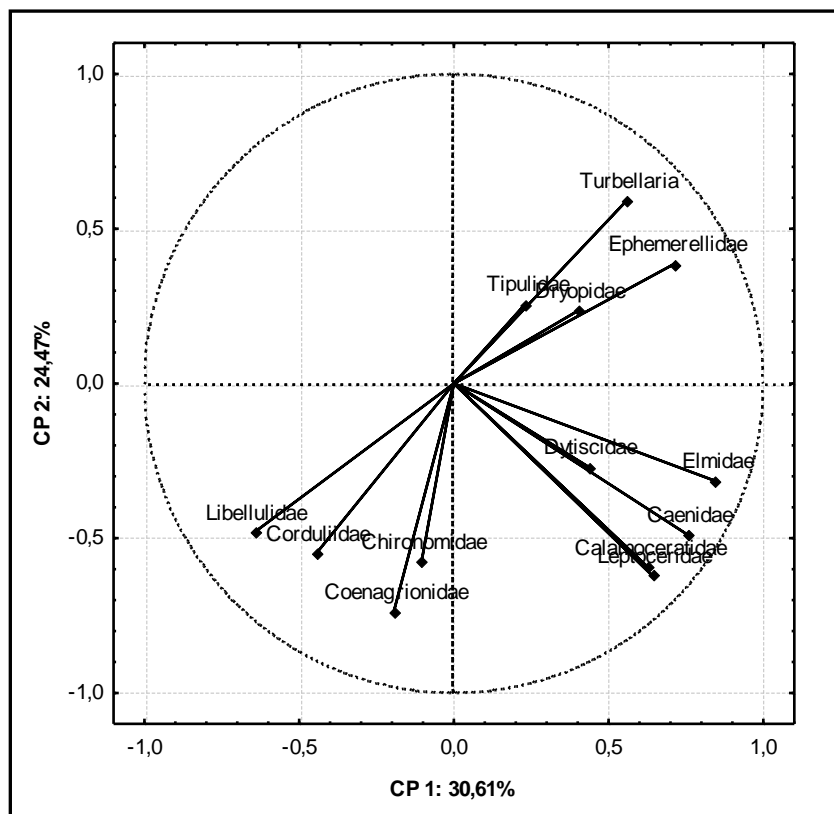


Gráfico 5 – Distribuição da nuvem das famílias bentônicas da ACP

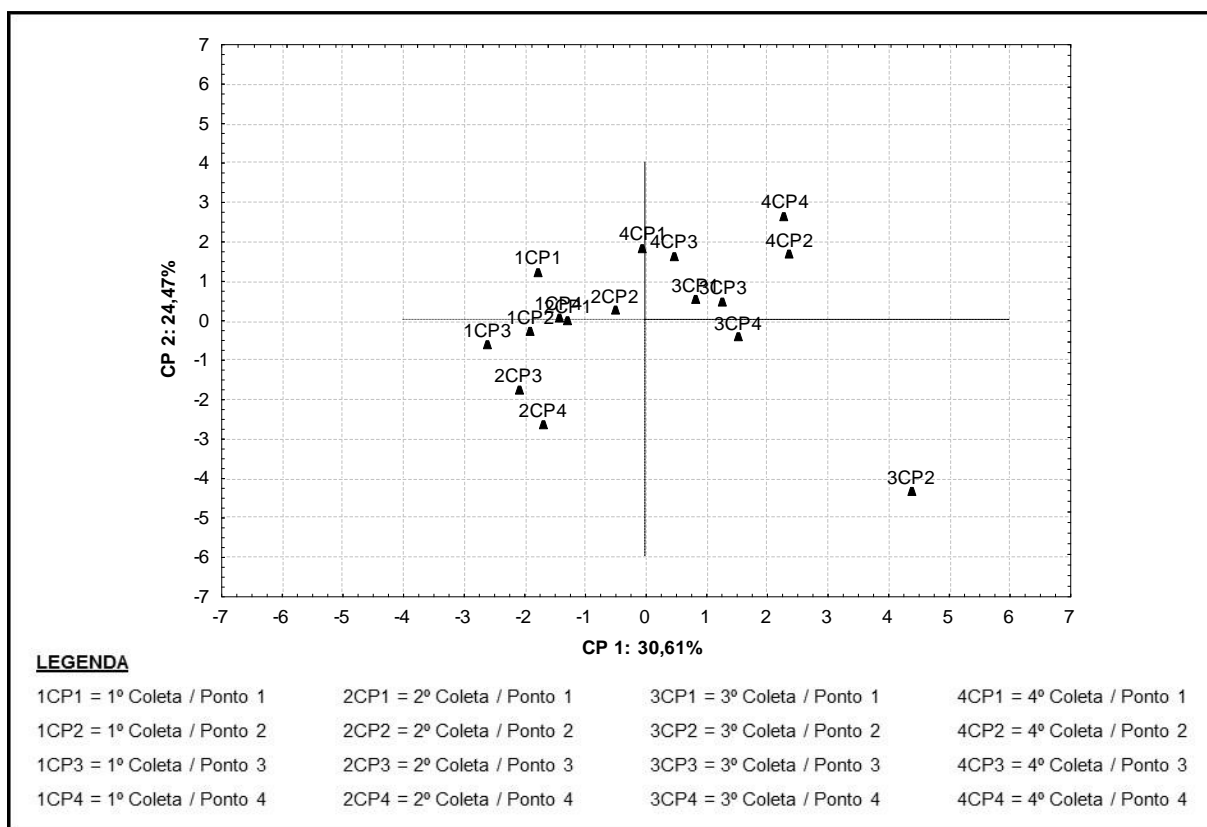


Gráfico 6 – Distribuição da nuvem das coletas realizadas em cada ponto consideradas na ACP

Nesta análise de componentes principais observa-se que as famílias Caenidae e Ephemerellidae (Ephemeroptera) e as famílias Calamoceratidae e Leptoceridae (Trichoptera) estão entre as mais próximas do círculo unitário, indicando as representatividades dos indivíduos fragmentadores e raspadores em relação aos demais. Nota-se ainda que os organismos pertencentes à ordem Odonata, ambos predadores, estão todos representados no quadrante inferior esquerdo, uma vez que dependem da presença de outros macroinvertebrados para a sua existência.

O Gráfico 6 demonstra que as coletas que melhor explicaram a CP 1 são representadas por aquelas que tiveram um maior número de indivíduos identificados em um mesmo ponto, ambas em um período com menor precipitação, como foi o caso da terceira coleta no Ponto 2, onde foram encontrados 362 organismos, e a segunda coleta no Ponto 4, onde foram identificados 503 indivíduos. Destaca-se neste gráfico o fato de que as coletas onde foram identificados um maior número de indivíduos (densidade) distribuídos em várias famílias (diversidade) foram as mais representativas no conjunto dos dados. Observa-se também o agrupamento entre as coletas, explicando de certa forma a variabilidade temporal.

Foi realizada ainda mais uma análise de componentes principais, dessa vez considerando também parâmetros físicos da água e a precipitação, definidos como as variáveis complementares. Essa análise foi executada a fim de se conhecer a relação existente entre essas variáveis e a comunidade bentônica. Os dados foram todos padronizados e a matriz utilizada nessa análise foi de correlação. O Gráfico 7 a seguir apresenta os resultados dessa análise com a distribuição da nuvem das famílias dos macroinvertebrados com representatividade superior a 1% do total amostrado e das variáveis complementares mencionadas.

Essa ACP agrupou a temperatura da água, o oxigênio dissolvido e a precipitação em um mesmo quadrante, demonstrando a influência dessas variáveis sobre as famílias dos macroinvertebrados bentônicos, sendo que o eixo do primeiro componente principal se relacionou positivamente a elas e, considerando a CP 2, que explica 24,47% das variações desse conjunto de dados, a influência sobre a comunidade bentônica fica ainda mais evidente, interferindo na maioria das famílias encontradas no córrego em estudo.

De fato, assim como o observado nos índices descritos anteriormente, a precipitação pode justificar as alterações no número de indivíduos bentônicos. A

influência da temperatura da água na comunidade bentônica está relacionada a sua interferência na solubilidade dos gases dissolvidos (nutrientes para os seres vivos) bem como no metabolismo dos organismos e na degradação da matéria orgânica (ZUIN; IORIATTI; MATHEUS, 2009).

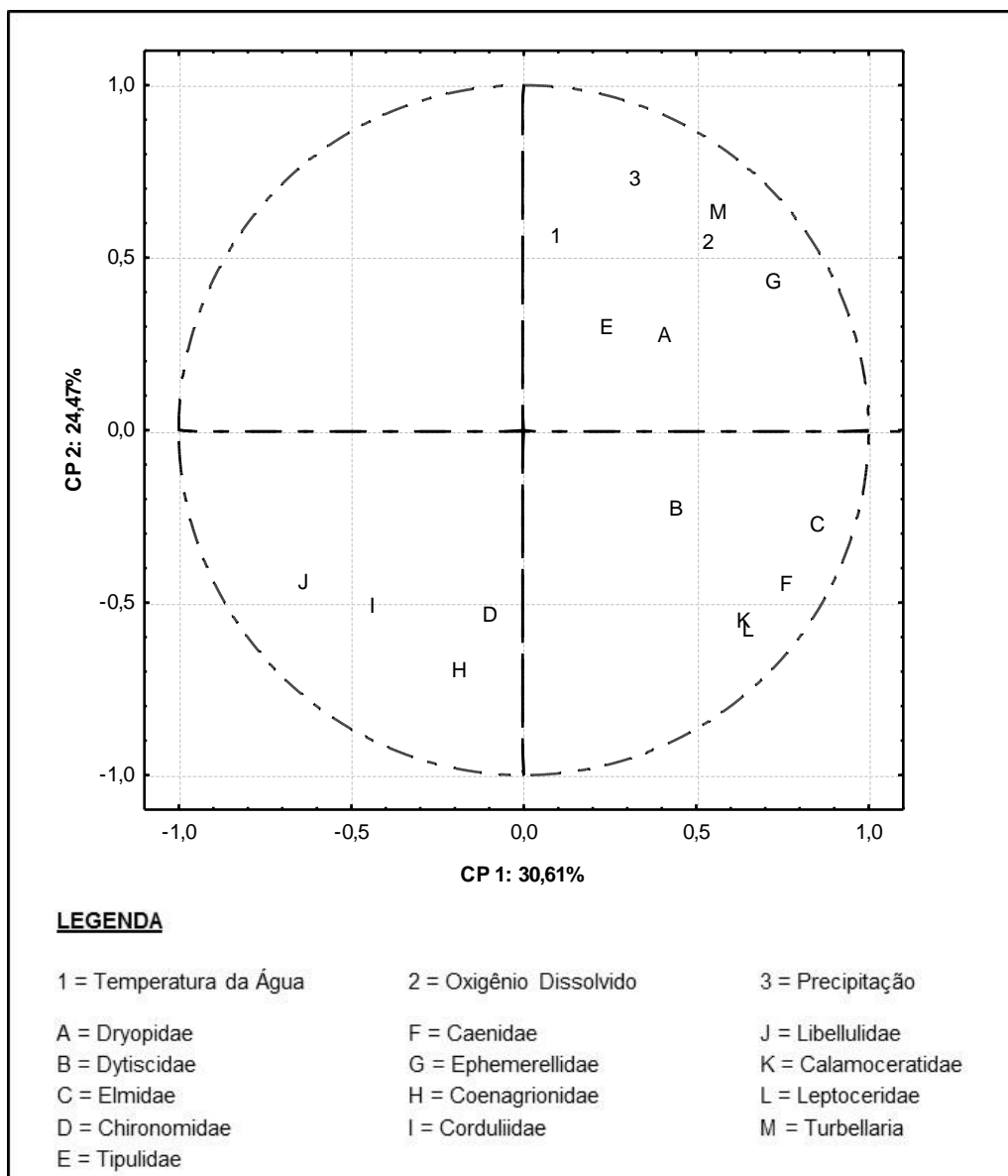


Gráfico 7 – Distribuição da nuvem dos parâmetros físicos da água, da precipitação e das famílias bentônicas na ACP realizada

De modo geral, as análises realizadas evidenciaram que o Córrego da Boa Vista apresenta uma fauna bentônica estável e bem preservada além de uma grande diversidade, assim como o visualizado por Ramos (2012), onde cita que a

integridade ambiental das microbacias inseridas no Parque Nacional do Iguaçu promove uma maior riqueza de táxons quando comparadas com microbacias que possuem áreas predominantemente agrícolas.

6.5 INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO

Os ensaios para medir a velocidade de infiltração da água no solo e sua respectiva carga hidráulica foram realizados na área de estudo no Parque Nacional do Iguaçu conforme a Figura 2, seguindo as recomendações citadas por Sales et al. (1999) e Marques et al. (2008). Esses autores recomendam a utilização de métodos de campo devido ao desenvolvimento de maior incidência de macroporos na superfície nas áreas de floresta, bem como a presença de raízes grandes e finas.

Foram realizados ao todo oito ensaios, a Tabela 14 apresenta os resultados encontrados para a velocidade de infiltração da água no solo e a condutividade hidráulica. Nota-se que todos os pontos apresentaram valores para a condutividade hidráulica que, segundo Aguiar (2001), se enquadram na capacidade de medição do permeâmetro de Guelph, que varia entre 10^{-2} e 10^{-6} cm.s^{-1} .

Tabela 14 – Resultados da velocidade de infiltração da água e a condutividade hidráulica do solo

Ponto	Velocidade de Infiltração (mm.h^{-1})	Condutividade Hidráulica (cm.s^{-1})
Ensaio 1 (E1)	540	$5,59 \times 10^{-4}$
Ensaio 2 (E2)	1200	$2,08 \times 10^{-3}$
Ensaio 3 (E3)	180	$1,86 \times 10^{-4}$
Ensaio 4 (E4)	360	$1,89 \times 10^{-4}$
Ensaio 5 (E5)	840	$4,41 \times 10^{-4}$
Ensaio 6 (E6)	3240	$2,30 \times 10^{-3}$
Ensaio 7 (E7)	480	$2,52 \times 10^{-4}$
Ensaio 8 (E8)	1440	$1,02 \times 10^{-3}$

Destaca-se que os mapas atuais, numa escala mais generalizada, indicam a predominância do Latossolo Vermelho Eutroférico (ou Distroférico) na microbacia hidrográfica pesquisada. Porém, nas sondagens realizadas, evidenciou-se mais

duas classes: nas proximidades da foz do Córrego da Boa Vista o Neossolo Litólico, e no médio curso em direção montante, o Nitossolo Vermelho Eutroférico, conforme pode ser observado na Figura 6.



Figura 6 – (a) Nitossolo encontrado nos pontos E5 e E7
(b) Neossolo encontrado no ponto E8

Com base nos dados obtidos conforme a Tabela 14, pode-se observar que houveram diferenças na velocidade de infiltração da água no solo entre os pontos onde foram efetuados os ensaios, independentemente de estarem próximos ou não à margem do córrego.

Todos os pontos acusaram altas taxas de infiltração, discordando dos valores encontrados em solos agrícolas, como os observados por José et al. (2013), que calcularam a velocidade de infiltração básica (VIB) da água em um latossolo com sistema de plantio convencional e obtiveram resultados como $15,38 \text{ mm.h}^{-1}$; Nunes et al. (2012) que encontraram uma velocidade de infiltração da água de $40,08 \text{ mm.h}^{-1}$ em um solo descoberto e; Sales et al. (1999) que conduziram seus trabalhos em latossolos vermelhos de Minas Gerais e chegaram a valores de $56,60 \text{ mm.h}^{-1}$.

Os baixos valores de infiltração da água em solos utilizados para agricultura podem ser justificados pelo manejo do solo, o que inclui a aração, gradagens e

subsolagens, podendo contribuir para o aparecimento de horizontes do solo com problemas de compactação (JOSÉ et al., 2013).

Com relação à condutividade hidráulica, comparado a outros estudos realizados em solos com características semelhantes à área analisada, os valores alcançados seguem uma tendência para regiões de mata nativa com presença de serrapilheira, caracterizada por folhas e galhos sob a superfície do solo. Marques et al. (2008), em pesquisas realizadas no Baixo Amazonas no município de Parintins, encontraram valores médios para a condutividade hidráulica de $3 \times 10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ para profundidades entre 28 e 58 cm em latossolo vermelho distrófico de encosta cobertos por mata ciliar; Juhász et al. (2006) encontraram valores para a condutividade hidráulica de $16 \times 10^{-4} \text{ cm.s}^{-1}$ para o mesmo tipo de solo na Estação Ecológica de Assis, São Paulo e; Celligoi et al. (2006) determinaram a condutividade hidráulica de áreas com solo não compactado em região florestada no município de Londrina e encontraram valores de $4 \times 10^{-4} \text{ cm.s}^{-1}$ para um profundidade de 40 cm onde concluíram que esse resultado depende não apenas das características do solo como também de todo sistema biogeográfico. Se comparado com áreas agrícolas, a condutividade hidráulica de áreas florestadas pode chegar a valores dez vezes mais altos dependendo das características físicas do solo e ao tipo de uso e manejo.

Nos resultados dos ensaios realizados pôde ser observada uma grande variabilidade dos dados entre os pontos, mesmo não havendo distâncias consideráveis de um ponto ao outro, como por exemplo do Ensaio 6 para o Ensaio 7. Uma das justificativas para essas diferenças pode ser identificada observando a cerosidade do solo, que é um indicativo de solo mais adensado, com menor porosidade estrutural e intergranular. A Figura 7 a seguir apresenta a cerosidade mais evidente no Nitossolo.

De acordo com Nunes et al. (2012), outra característica que pode justificar uma diferenciação entre os dados está relacionada à presença maior de cobertura vegetal, que facilita a infiltração da água no solo devido aos caminhos preferenciais formados pelas raízes, possibilitando uma maior velocidade de infiltração.

Ainda que extremamente argilosos, essa desigualdade pode também ser explicada pela classificação do solo, embora a maior parte seja do tipo Latossolo Vermelho Distroférico, os ensaios realizados nos pontos E5 e E7 apresentaram solos com características de Nitossolo e o ensaio no ponto E8, Neossolo Litólico,

ambos podem ser observados na Figura 6. Ressalta-se que essa diferenciação dos tipos de solo pode estar relacionada também à proximidade dos pontos ao corpo hídrico, embora todas as tradagens realizadas tiveram a mesma profundidade, 30 centímetros.



Figura 7 – Cerosidade (brilho) característico do Nitossolo

De modo geral, as variações dos resultados apresentados são similares com os obtidos por Eguchi, Silva e Oliveira (2003) em um estudo realizado em Lavras, Minas Gerais. De acordo com esses mesmos autores, a elevada diferenciação dos dados de condutividade hidráulica do solo e velocidade de infiltração da água se devem a heterogeneidade estrutural do solo, presença de raízes de plantas, matéria orgânica, atividade microbiana, entre outros fatores.

A composição mineralógica, o tamanho e a distribuição das partículas, os vazios do solo e a presença de matéria orgânica são fatores que influenciam a permeabilidade do solo. A matéria orgânica, por exemplo, quando encontrada em grande quantidade no solo e pouca decomposta, aumenta a velocidade de percolação da água no solo, e quando encontrada em menor quantidade, porém totalmente composta, diminui a permeabilidade (AGUIAR, 2001).

Destaca-se que os dados de resposta do solo em relação a infiltração da água são muito importantes frente a um evento de precipitação que, dependendo do tipo de uso e manejo do solo, pode prejudicar todo um ecossistema. Com os valores obtidos para o comportamento da água no solo da microbacia do córrego estudado,

pode-se considerar que a área do Córrego da Boa Vista pode suportar grandes volumes de chuva.

Com base nos valores obtidos da precipitação no ano de 2015 na região de Céu Azul, onde está localizada a porção norte do Parque Nacional do Iguaçu, a maior precipitação diária registrada foi de 175,80 mm no mês de dezembro. Considerando a menor velocidade de infiltração da água encontrada na área pesquisada (180 mm.h^{-1}), o solo dessa microbacia suportaria todo o volume ocasional de chuva, não ocorrendo, portanto, escoamento superficial e consequente arraste de material para o ambiente aquático. Todavia, dados de toda a série histórica disponível devem ser considerados.

Em resumo, os processos de infiltração da água no solo assim como sua condutividade hidráulica são de importância prática na determinação do balanço de água nas camadas iniciais do solo e no escoamento superficial. Diante disso, o conhecimento desses processos e das suas relações com as propriedades do solo é de fundamental importância para o eficiente manejo do solo, tanto em áreas agrícolas quanto em áreas preservadas.

7 CONCLUSÃO

A caracterização do ambiente físico e das condições ecológicas da microbacia do córrego estudado apresentou um vegetação ripária bem preservada e ausência de alterações antrópicas. Por meio do protocolo de avaliação de habitat, todos os pontos analisados foram classificados como trechos naturais (acima de 60 pontos) e a utilização deste instrumento se mostrou eficaz e de fácil aplicação.

A qualidade da água bem como as características do sedimento pouco mudou, evidenciando a estabilidade do ambiente frente aos impactos causados, como por exemplo, pelas precipitações.

Os organismos macroinvertebrados bentônicos apresentaram uma elevada riqueza taxonômica com 36 famílias identificadas distribuídas em nove ordens, inclusive com a presença de organismos que exigem águas de ótima qualidade. O grupo trófico funcional predominante foi o dos coletores com 46,67% de participação, sendo representado principalmente pelas larvas de Chironomidae. Os valores dos índices de diversidade e equidade foram semelhantes a outros trabalhos também realizados em Unidades de Conservação.

Conforme verificado na ACP, a temperatura é uma das variáveis da água que mais interferem na comunidade bentônica, devido sua influência sobre os nutrientes e na degradação da matéria orgânica. Destaca-se o impacto da precipitação no número de indivíduos coletados, que variaram para menos em períodos de acumulados mensais de chuvas superiores a 150 mm.

Os resultados obtidos para a velocidade de infiltração da água (180 a 3240 mm.h⁻¹) e a condutividade hidráulica do solo (1,86x10⁻⁴ a 2,30x10⁻³ cm.s⁻¹) reafirmaram a hipótese de que áreas protegidas refletem em uma alta capacidade de infiltração da água no solo e, conseqüentemente, baixo escoamento superficial. Os dados seguiram uma tendência para áreas com vegetação bem preservada.

Os resultados aqui apresentados evidenciam a capacidade dos ambientes naturais de manterem suas características ao longo do tempo, bem como da importância das Unidades de Conservação como áreas de referência. Por meio de estudos desenvolvidos nessas áreas, é possível identificar alterações no ambiente decorrentes de fatores naturais, servindo como subsídio para identificar aquelas que resultam de pressões exercidas pelas atividades humanas.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10739**: Água – Determinação de oxigênio consumido – Método do permanganato de potássio. Rio de Janeiro, 1989.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12620**: Águas – Determinação de nitrato – Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico. Rio de Janeiro, 1992.

AGUASPARANÁ – Instituto das Águas do Paraná. **Sistemas de Informações Hidrológicas**. Disponível em <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=264>>. Acesso em: 20 jan. 2016.

AGUIAR, A. B. de. **O emprego do permeâmetro de Guelph na determinação da permeabilidade do solo, de camadas de lixo e sua cobertura**. 2001. 67 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos**. In: VI Simpósio del Agua em Andalucía. Almeria: v. II, p. 203-213, 1996.

ANDRADE, H. T. de A.; SANTIAGO, A. S.; MEDEIROS, J. F. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos com enfoque nos insetos aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **EntomoBrasilis**, v. 1, n. 3, p. 51-56, 2008.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, 2012.

ARAÚJO-JR, L. M. C. S. **Determinação da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos na sub-bacia do Ribeirão São João - TO**. 2008. 39 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Produção Sustentável, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2008.

BAGATINI, Y. M.; DELARIVA, R. L.; HIGUTI, J. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná state, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 307-317, 2012.

BAILEY, R. C.; NORRIS, R. H.; REYNOLDSON, T. B. **Bioassessment of freshwater ecosystems: using the reference condition approach**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2004.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Rio Grande do Sul: Editora da Universidade, 2001.

BONASSA, T. L. **Estrada do Colono ações e práticas discursivas na relação do homem com a natureza no Parque Nacional do Iguaçu**. 2004. 139 f. Dissertação (Mestrado em Sociologia) – Programa de Pós-Graduação em Sociologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M. Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no município de Maringá, estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Human and Social Sciences**: Maringá, v. 26, n. 2, 2004.

BOYERO, L. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. **Hydrobiologia**, v. 499, p. 161-168, 2003.

BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L. Amostragem de Invertebrados Bentônicos. In: BICUDO, C. E. de M.; BICUDO, D. de C. (Org.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RiMa, p. 213-230, 2004.

BRASIL. **Decreto-Lei Nº. 1.035, de 10 de janeiro de 1939**. Cria o Parque Nacional do Iguaçu e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/declei/1930-1939/decreto-lei-1035-10-janeiro-1939-372797-publicacaooriginal-1-1-pe.html>>. Acesso em: 18 mai. 2015.

BRASIL. **Lei Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 18 mai. 2015.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, 2003.

CAIRNS, J.; MCCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, n. 1, p. 1-44, 1993.

CALIJURI, M. C. Conceituação de microbacias. In: Lima, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitat em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. J. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje**, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 6, p. 61-82, 2001.

CÂMARA, C. D. **Crítérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. 2004. 170 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

CELLIGOI, A.; SOUSA, R. V. B.; MEDEIROS, H. R.; LAMÔNICA, D.; MACHADO, A. de C. Utilização do permeâmetro Guelph na determinação da condutividade hidráulica da zona não-saturada do aquífero freático nas imediações do lixão de Londrina - PR. **Suplemento - XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2006. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23194/15305>>. Acesso em: 10 set. 2014.

CHUKWU, I. O.; NWANKWO, D. I. The impact of land based pollution on the hydrochemistry and macrobenthic community of a tropical west african creek. **Ekologia**, v. 2, p. 1-9, 2004.

CNUC – Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. **Tabela consolidada das Unidades de Conservação**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80112/CNUC_Categoria_Fevereiro_2015.pdf>. Acesso em: 18 mai. 2015.

COOPER, M.; MEDEIROS, J. C.; ROSA, J. D.; SORIA, J. E.; TOMA, R. S. Soil functioning in a toposequence under rainforest in São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 392-399, 2013.

COSTA, N. M. C. da. Gestão e manejo de Unidades de Conservação Urbanas na cidade do Rio de Janeiro - Brasil. **Revista GeolNova**, n. 9, p. 173-193, 2004.

CUMMINS, K. W.; MERRIT, 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.

EGUCHI, E. S.; SILVA, E. L. da; OLIVEIRA, M. S. de. Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado e da taxa de infiltração básica determinadas *in situ*. **Ciência e Agrotecnologia**. Edição Especial, p. 1607-1613, 2003.

ELRICK, D. E.; REYNOLDS, W. D.; TAN, K. A. Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses. **Groundwater Monitoring Review**, v. 9, p. 184-193, 1989.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EUROPEAN COMMISSION. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council, establishing a framework for community action in the field of water policy. **Official Journal of European Parliament**, v. 327, p. 1-72, 2000.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água**: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica. 2007. 226 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FRANÇA, J. S.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). **Anais...** do VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Porto Alegre, 2006.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C. Avaliação da condutividade hidráulica em áreas de recarga do Aquífero Guarani - microbacia hidrográfica do Córrego Espreado (SP). **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 19, p. 65-72, Curitiba, 2009.

GUERESCHI, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP**: subsídios para monitoramento ambiental. 2004. 82 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HIBBERT, A. R.; TROENDLE, C. A. Streamflow generation by variable source area. In: SWANK, W. T.; CROSSLEY JR., D. A. (eds.). **Forest hydrology and ecology at Coweeta**. New York: Springer Verlag, 1988.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Parque Nacional do Iguaçu**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaiguacu>>. Acesso em: 27 jul. 2015.

JOSÉ, J. V.; REZENDE, R.; MARQUES, P. A. A.; FREITAS, P. S. L. de; ALVES, D. S. Determinação da velocidade de infiltração básica de água em dois solos do noroeste do estado do Paraná. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 155-170, 2013.

JUHÁSZ, C. E. P.; CURSI, P. R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T. C.; RODRIGUES, R. R. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob savana florestada (cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 401-412, 2006.

KUHLMANN, M. L.; IMBIMBO, H. R. V.; OGURA, L.L.; VILLANI, J. P.; STARZYNSKI, R.; ROBIM, M. J. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 60-72, 2014.

LEMOS, R. S.; CARVALHO, V. L. M.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; POLIGNANO, M. V.; LOPES, F. Elaboração de um protocolo de avaliação rápida de cursos d'água e aplicação em sub-bacias hidrográficas do ribeirão Pampulha, bacia do Rio das Velhas, Minas Gerais - Brasil. **Anais...** do III Seminário Nacional sobre o Tratamento

de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo, Belém, 2014.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, Região Oeste do estado do Paraná.** 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas.** 2 ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2004.

MAGALHÃES, V. L. **Gênese e evolução de sistemas pedológicos em unidades de paisagem do município de Marechal Cândido Rondon-PR.** 2013. 123 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia – Análise Regional e Ambiental, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity.** USA: Blackwell Science, 2004.

MARCON, T. R.; TEMPONI, L. G.; GRIS, D.; FORTES, A. M. T. Guia ilustrado de Leguminosae Juss. arbóreas do Corredor de Biodiversidade Santa Maria - PR. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 350-373, 2013.

MARQUES, J. D. de O.; TEIXEIRA, W. G.; REIS, A. M.; CRUZ JUNIOR, O. F.; MARTINS, G. C. Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada utilizando dois métodos de laboratório numa topossequência com diferentes coberturas vegetais no Baixo Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 2, p. 193-206, 2008.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. 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.

Mc CAFFERTY, W. P. **Aquatic entomology: the fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives.** Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1981.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F.; PAVESE, H. B.; ARAÚJO, F. F. S. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional.** Sumário Executivo. Brasília: UNEP-WCMC, 2011.

MELO, L. A. M. N. de. **Modelagem de combustíveis florestais no Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil**. 2005. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MEYBECK, M.; HELMER, R. **An introduction to water quality**. Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2 ed. Deborah Chapman, 1992.

MORAIS, F. de. **Estudo dos fatores pedogeomorfológicos intervenientes na infiltração em zonas de recarga no Complexo Metamórfico Bação, Minas Gerais**. 2007. 132 f. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007.

MOZETO, A. A. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: BICUDO, C. E. de M.; BICUDO, D. de C. (Org.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RiMa, p. 295-320, 2004.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. 1 ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NIEMI, G. J.; McDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 89-111, 2004.

NIJBOER, R. C.; VERDONSCHOT, P. F. M.; VAN DER WERF, D. C. The use of indicator taxa as representatives of communities in bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 1427-1440, 2005.

NUNES, J. A. S.; SILVEIRA, M. H. D.; SILVA, T. J. A. da; NUNES, P. C. M.; CARVALHO, K. S. Velocidade de infiltração pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos em latossolo vermelho de cerrado. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 1685-1692, 2012.

OLIVEIRA, A. M. de. **Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água em um fragmento de Mata Atlântica (MG)**. 2007. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

OLIVEIRA, J. A. P. de; OGATA, M. G. Gestão e uso do solo nas áreas protegidas. **Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 8, n. 2/3, p. 89-97, 1998.

ONYEMA, I. C.; LAWAL-ARE, A. O.; AKINREMI, T. A.; BASSEY, O. B. Water quality, parameters, chlorophyll and zooplankton of an estuarine creek in lagos. **Journal of American Science**, v. 5, p. 76-94, 2009.

PAPAVERO, N. **Fundamentos práticos de taxonomia zoológica**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista, 1994.

PAZ, A.; MORENO, P.; ROCHA, L.; CALLISTO, M. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no Rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 149-158, 2008.

PES, A. M. O.; 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.

PLANO DE MANEJO DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU. 1999. Disponível em: <http://www.cataratasdoiguacu.com.br/manejo/siuc/planos_de_manejo/pni/html/index.htm>. Acesso em: 21 jul. 2015.

RAMOS, S. M. **Efeito do percentual florestal sobre a macrofauna bentônica em riachos no Oeste do Paraná**. 2012. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

RANZINI, M.; DONATO, C. F.; CICCIO, V. de; ARCOVA, F. C. S. Geração do deflúvio de uma microbacia com Mata Atlântica, Cunha, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 2, p. 179-190, 2011.

RANZINI, M.; RIGHETTO, A. M.; LIMA, W. P.; GUANDIQUE, M. E. G.; ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Processos hidrológicos em uma microbacia com Mata Atlântica na região da Serra do Mar, SP. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 108-119, 2004.

REMOR, M. B.; HERMOSO, M.; SGARBI, L. F.; PRESTES, T. M. V.; CÂMARA, C. D.; MODEL, K. J. Qualidade da água do Rio das Pedras, oeste do Paraná, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da Unipar**, v. 17, n. 2, p. 121-129, 2014.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E. In situ measurement of field saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the α -parameter using the Guelph permeameter. **Soil Science**, v. 140, n. 4, p. 292-302, 1985.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E.; TOPP, G. C. A reexamination of the constant head well permeameter method for measuring saturated hydraulic conductivity above the water table. **Soil Science**, v. 136, p. 250-268, 1983.

RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 3, p. 613-618, 2005.

ROCHE, K. F.; QUEIROZ, E. P.; RIGHI, K. O. C.; SOUZA, G. M. Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensa**, v. 22, n. 1, p. 105-108, 2010.

RODRIGUES, A. S. de L.; CASTRO, P. de 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.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

SALES, L. E. de O.; FERREIRA, M. M.; OLIVEIRA, M. S. de; CURI, N. Estimativa da velocidade de infiltração básica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 2091-2095, 1999.

SCHÜTZ, F. C. A. **Desenvolvimento de modelos em redes neurais artificiais para a simulação da concentração do oxigênio dissolvido e da autodepuração do Rio Alegria - PR**. 2014. 133 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

SÉ, J. A. S. **Bioindicadores e os ambientes em constantes mudanças – da bioindicação ao biomonitoramento**. 1993. 73 f. Monografia – Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

SILVA, M. L. G. da. **Análise da qualidade ambiental urbana da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição**. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Comunicado Técnico 19. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004.

SOTO, M. A.; CHANG, K. H.; VILAR, O. M. Análise do método do permeâmetro Guelph na determinação da condutividade hidráulica saturada. **Águas Subterrâneas**, v. 23, n. 1, p. 137-152, 2009.

STATSOFT INC. **Statistica** (data analysis software system). Version 7. USA: StatSoft, 2004.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 418-428, 2013.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 251-264, 2006.

TOSSULINO, M. de G. P.; SCHAITZA, E. G.; SIQUEIRA, J. D. P.; SAYAMA, C.; MORATO, S. A. A.; ULANDOWSKI, L. K. M. de A.; CAVILHA, M. R. **Resumo executivo da avaliação ecológica rápida do Corredor Iguaçu-Paraná**. Curitiba: IAP: STCP Engenharia de Projetos, 2007.

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

VIEIRA, L. S. **Manual da ciência do solo**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1975.

WALTRICK, M. S. **Gestão de Unidades de Conservação um estudo de caso do Parque Estadual de Vila Velha**. 2001. 124 f. Dissertação (Mestrado Executivo em Gestão Empresarial) – Escola Brasileira de Administração Pública, Fundação Getúlio Vargas, Curitiba, 2001.

WELCH, P. S. **Limnological methods**. 1 ed. Philadelphia: Blakeston Company, 1948.

ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E. P.; MENEGON JR., N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 111-126, 1999.

ZUIN, V. G.; IORIATTI, M. C. S.; MATHEUS, C. E. O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA. **Química Nova na Escola**, v. 31, n. 1, p. 3-8, 2009.

ANEXOS

ANEXO A – Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat em trechos de bacias hidrográficas (4 pontos: situação natural / 2 e 0: situações leve ou severamente alteradas).

Localização / Estação Amostral:			
Data da 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	2 PONTOS	0 PONTO
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem Agricultura Monocultura Reflorestamento	Residencial Comercial Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de Origem Industrial / Urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retificação do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da 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 Colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo Industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras Cascalho	Lama Areia	Cimento Canalizado

Fonte: Callisto et al. (2002).

ANEXO B – Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitat em trechos de bacias hidrográficas (5 pontos: situação natural / 3, 2 e 0: situações leves ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 PONTOS	3 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTO
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitat diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitat estáveis.	30 a 50% de habitat diversificados: habitat adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitat diversificados: disponibilidade de habitat insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitat diversificados; ausência de habitat óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
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 a largura igual à 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; habitat 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 habitat; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior de 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 como 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.
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 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; 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 de macrófitas (por exemplo: aguapé).
PONTUAÇÃO FINAL	Somatório da pontuação dos 22 parâmetros:			

Fonte: Callisto et al. (2002).