

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

MARLON PANIZON

**BIOMONITORAMENTO DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS DE UM RESERVATÓRIO DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO NO SUL DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

CURITIBA
2016

MARLON PANIZON

**BIOMONITORAMENTO DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS DE UM RESERVATÓRIO DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Avaliação de Bacias Hidrográficas.

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro
Coorientador (a): Prof^ª Dra. Edinalva Oliveira

CURITIBA
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

P193b Panizon, Marlon
2016 Biomonitoramento da comunidade de macroinvertebrados
 de um reservatório de abastecimento público no sul
 do Brasil / Marlon Panizon.-- 2016.
 94 f.: il.; 30 cm

 Texto em português, com resumo em inglês.
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica
 Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência
 e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2016.
 Bibliografia: p. 72-75.

 1. Animais aquáticos. 2. Indicadores ambientais. 3.
 Levantamentos de recursos naturais. 4. Animais aquáticos
 - Inventários. 5. Tecnologia ambiental - Dissertações.
 I.Pagioro, Thomaz Aurélio. II.Oliveira, Edinalva.
 III.Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Programa
 de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.
 IV. Título.

CDD: Ed. 22 -- 363.7

Biblioteca Ecoville da UTFPR, Câmpus Curitiba

TERMO DE APROVAÇÃO

Título da dissertação nº 062

BIOMONITORAMENTO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS DE UM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NO SUL DO BRASIL

por

MARLON PANIZON

Dissertação apresentada às 14:00 horas do dia 29 de fevereiro de 2016, como requisito parcial para obtenção do grau de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, na área de concentração Tecnologia e Processos Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Curitiba. O candidato foi arguido pela Banca examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após a deliberação, a Banca examinadora considerou o trabalho aprovado.

Orientador:

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro
Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental,
Universidade Tecnológica Federal do Paraná-UTFPR

Membro:

Prof^a. Dra. Jana Magaly Tesserolli de Souza
Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental,
Universidade Tecnológica Federal do Paraná-UTFPR

Membro:

Prof. Dr. André Andrian Padial
Programa de Pós Graduação em Ecologia
Universidade Federal do Paraná-UFPR

Visto da coordenação :

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Coordenador do PPGCTA

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na coordenação do Programa.

EPIGRAFE

*“Alguns sonhos vivem para sempre no tempo
Aqueles sonhos, que você anseia com todo coração.
Se eu pudesse alcançar, mais alto
Só por um instante tocar o céu
Deste momento único em minha vida
Eu vou ser mais forte
Eu colocaria meu espírito a teste
Se eu pudesse alcançar”* (Glória Estefan).

....

*“A prova científica,
Por si só, não tem o poder de comprovar nada,
Tudo que ela pode fazer é refutar e, mesmo assim
Provisória e circunstancialmente
Um fato ou um fenômeno estudado.”*
(Herbert Alexandre Galdino Pereira)

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a minha família, sem ela eu jamais teria forças de chegar até aqui no mestrado e concluir este grau. Em especial dedico esta dissertação à minha mãe Célia Rosa por me apoiar nos momentos difíceis da vida e por ser uma grande mãe. Também dedico a minha segunda mãe que infelizmente nos deixou saudades, minha avó materna Sra. Cacilda Rodrigues, onde estiver. Dedico ao meu pai Sr. Antoninho Panizon por ser um grande pai e pela força de sempre ao longo da vida. Aos irmãos: Marcelo, Márcia e Marco que igualmente moram no meu coração. A toda família sem exceção Isabel, Júlia e Alice e Thiago.

Agradeço imensamente a este excelente programa de mestrado, o qual possibilitou não somente ampliar os meus conhecimentos científicos e profissionais, mas também pelas pessoas boas que colocou em meu caminho. Agradeço e dedico especialmente ao meu orientador prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro por ser mais que um professor orientador e sim um amigo especial, pela sua calma, compreensão, ensinamentos e conselhos ao longo deste mestrado. Sou muito grato ao prof. Thomaz, inclusive por me ajudar nas coletas de campo e pelos bons momentos proporcionados durante nossa participação do XV Congresso de Limnologia em Maringá. Também agradeço a professora Dra. Lúcia Martins, uma ótima pessoa, bondosa e uma professora exemplar. Agradeço-a pela amizade e confiança no laboratório.

Agradeço a todo o corpo Docente do PPGCTA, são excelentes professores: Dra. Adriani Freitas, Dra. Tamara van Kaick; Dra. Wanessa Ramsdorf, Dra. Érica Felix, Dr. Julio César Azevedo, Dra. Josmaria Lopes. Agradeço em especial a professora Dra. Jana Magaly, excelente professora, pessoa querida, que me ajudou em algumas análises estatísticas para as quais tive dificuldades. Agradeço ao professor Dr. André Andrian Padial pelo aceite do convite para contribuição nesta banca e também admiro-o por ser um excelente ecólogo. Dedico com carinho ao prof. Dr. Fernando H. Passig pelos seus ensinamentos, também pela amizade, diálogo e auxílio a todos os discentes.

Jamais poderia esquecer-me de todos os amigos conquistados neste período, são sentimentos bons que levamos para a vida toda. Em especial dedico com carinho à Thayze Rochele por compartilhar bons momentos durante o mestrado e na pesquisa. As minhas companheiras de laboratório: a Mariana Torres, pessoa alegre, amorosa e muito dedicada, agradeço-a pela amizade, nossas conversas e cafézinhos. A Larissa Utzig pela parceria de sempre e alegrias compartilhadas. A Joicy Micheletto pela amizade e seu jeito carismático. Em especial também dedico a Luciana Mueller, uma grande amiga e pessoa maravilhosa, pela sua simplicidade, parceria, carisma e energia positiva. Agradeço-a inclusive por ela se atolar junto comigo em uma das coletas de macrófitas no reservatório quando um dia que precisei de sua ajuda.

Agradeço também a colega Maiara Soares, a qual tive o prazer de compartilhar coisas da pesquisa e bons momentos. Igualmente ao colega e amigo Paulo Bairros, uma pessoa que me ajudou e acompanhou os primeiros passos no laboratório. Agradeço a Vânia Cerutti por me apresentar ao Rio Verde e pela boa profissional que é. Também agradeço ao amigo Kleber Taveira companheiro na área de Ciências Biológicas e pelo auxílio em todas as amostragens

de campo. Agradeço a Aldria Belini pela parceria de mestrado e pela ajuda na análise de nitrogênio total em laboratório. Ao colega de mestrado Thiago Maniero por me ajudar em campo e por ser um grande amigo.

Dedico a Suellyn Homan, parceira da vida acadêmica, somos amigos desde os tempos de graduação, nos quais realizamos muitas coletas juntos e atualmente defendemos o mestrado no mesmo mês. Também dedico aos amigos especiais que jamais esquecerei, Mayara Putrique, Simone Satsuki.

Sou muito grato a minha mentora e mãe científica Prof.^a Dra. Edinalva Oliveira que me iniciou na carreira de biólogo. Se hoje tenho uma formação de qualidade devo quase que exclusivamente aos seus ensinamentos. Sempre me orientou e me aconselhou nos momentos mais difíceis da pesquisa e da vida acadêmica. Edinalva é mais que uma professora, é uma amiga, uma mãe protetora. Eu nunca esqueço, por exemplo, durante o meu trabalho de conclusão de curso de graduação, no qual ela subiu em árvores altas e perigosas para me ajudar a coletar exemplares de bromélias para o estudo ser desenvolvido. Por tantas saídas de campo, lugares e pelas alegrias compartilhadas. Admiro-a por tudo, pela sua ética profissional, como professora e pela grande pesquisadora que é. Por realmente se entregar de coração ao processo de ensino aprendizagem proporcionado a todos os seus alunos, tanto na teoria quanto na prática em campo. Edinalva você é nota dez. Esta dissertação dedico especialmente a você, que esteve presente em cada uma das etapas.

Também agradeço e dedico com carinho a prof. Dra. Leila Teresinha Maranhão pelo auxílio na identificação botânica, exclusivamente para os espécimes de *Potamogeton sp.* e *Myriophyllum sp.* aqui coletados.

Agradeço imensamente a CAPES pela bolsa de pesquisa concedida, sentindo-me honrado e realizado profissionalmente pela confiança depositada nesta pesquisa científica. Sinto-me muito feliz por saber que existem pessoas que lutam pela pesquisa científica do Brasil em prol do desenvolvimento humano, científico e tecnológico.

RESUMO

PANIZON, Marlon. **Biomonitoramento da comunidade de macroinvertebrados de um reservatório de abastecimento público no sul do Brasil**. 2015. 94 f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

O inventário faunístico da comunidade de macroinvertebrados aquáticos é importante ao diagnóstico ambiental, uma vez que esta biota é sensível a perturbações antrópicas. O reservatório do Rio Verde, situado no primeiro planalto paranaense, está inserido em uma região agrícola que apresenta diversos fragmentos de Floresta com Araucária. O objetivo do presente estudo foi avaliar a integridade ambiental do reservatório através de índices ecológicos da comunidade de macroinvertebrados bênticos e associados à macrófitas aquáticas. Foram delimitados cinco pontos amostrais na área de estudo, os quais compreendem microhabitats distintos na bacia hidrográfica. Realizaram-se quatro campanhas amostrais, cada uma por estação climática: primavera (2014); verão (2015); outono (2015) e inverno (2015). Em cada coleta foram mensurados diversos parâmetros abióticos em campo e coletaram-se amostras de água para análise de nutrientes em laboratório. Os macroinvertebrados foram coletados em triplicatas pelo método de Macan adaptado, utilizando-se peneiras de malha 1 mm e CPUE (Captura por unidade de esforço) de 20 minutos. Para amostra do sedimento utilizou-se uma draga modelo Petersen de 2L. Ainda em campo, por estação, foram coletadas amostras das macrófitas aquáticas *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc. e *Potamogeton montevidensis* A. Benn. em triplicatas na região fluvial do reservatório, para análise da macrofauna associada e dimensão fractal. Para tal foi utilizado um amostrador de PVC específico com volume 0,025 m³. Foram calculadas os seguintes descritores ecológicos em cada caso: abundância, riqueza de taxa, riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou através do software Past. Também foi calculado o índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) para monitoramento dos pontos amostrais. Em relação às análises estatísticas, foram utilizadas as análises de PERMANOVA para comparação entre pontos e estações climáticas e análise de correspondência canônica (CCA) para variáveis. Em relação a *M. aquaticum* e *P. montevidensis* não foi verificada diferença entre a riqueza de macroinvertebrados associados. Contudo houve diferença para abundância de organismos, na dimensão fractal e biomassa dos exemplares. *M. aquaticum* é mais complexa e abrigou mais macrofauna em relação a *P. montevidensis*. Em relação ao monitoramento do reservatório, este apresentou-se mesotrófico com concentrações de nutrientes moderadas e dentro dos limites normativos. A macrofauna bêntica apresentou diferenças estatísticas em relação a região do reservatório, ponto amostral e variação temporal. O índice de BMWP mostrou que a região fluvial apresenta a maior integridade biótica (em todas as coletas acima dos 70 pontos), bem como os descritores ecológicos de riqueza de Margalef e diversidade de Shannon-Wiener mais elevados. No ponto 4 (jusante da barragem) foram registradas evidências de possíveis impactos em função da riqueza menos elevada e pelo índice de BMWP o qual resultou em uma água de qualidade duvidosa. São necessárias novas abordagens com foco na comunidade aquática visando o melhor entendimento deste ecossistema e também com vistas a preservação ambiental da bacia do Rio Verde.

Palavras chave: *Macrofauna, Índices ecológicos, Inventário faunístico*

ABSTRACT

PANIZON, Marlon. **Macroinvertebrate community biomonitoring of a public water supply reservoir in southern Brazil**. 2015. 94 f. Masters dissertation. Graduate Program in Environmental Science and Technology. Federal Technological University of Paraná, Curitiba, 2016.

The faunal inventory of the macroinvertebrate community is important to the environmental assessment, since this biota is sensitive to human disturbance. The reservoir of Rio Verde, located on the first plateau of Paraná, is inserted into an agricultural region with several forest fragments Araucaria. The aim of this study was to evaluate the environmental integrity of the reservoir through ecological indexes of macroinvertebrate community benthic and associated with macrophytes. Five sampling points were defined in the study area, which comprise distinct microhabitats in the basin. There were four sampling campaigns, each by weather station: Spring (2014); Summer (2015); Autumn (2015) and Winter (2015). In each sample were measured abiotic various parameters in the field and be collected water samples for nutrient analysis in the laboratory. The macroinvertebrates were collected in triplicate at adapted Macan method using mesh sieve 1 mm and CPUE (catch per unit effort) for 20 minutes. In order to pellet sample was used a dredger model Petersen 2L. Still in the field, by season, samples were collected from macrophytes *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc. and *Potamogeton montevidensis* A. Benn. in triplicates in the fluvial region of the reservoir, to analyze the associated fractal dimension and macrofauna. For this we used a PVC sampler specific volume 0.025 m³. the following ecological descriptors were calculated in each case: abundance, wealth tax, wealth Margalef, Shannon-Wiener diversity, evenness evenness through the Past software. The index Biological Monitoring Working Party (BMWP) for monitoring sampling points was also calculated. Regarding the statistical analysis, we used the analysis of PERMANOVA to compare points and seasons and canonical correspondence analysis (CCoA) for variables. Regarding *M. aquaticum* and *P. montevidensis* it was not verified difference to the average associated macroinvertebrates. However there was a difference for abundance of organisms in the fractal dimension and biomass of specimens. *M. aquaticum* is more complex and took more macrofauna in relation to *P. montevidensis*. Regarding the monitoring of the reservoir, it showed up mesotrophic with moderate nutrient concentrations and within the regulatory limits. Benthic macrofauna showed statistical differences in relation to the reservoir region, sample point and temporal variation. The BMWP index showed that the river region has the highest biotic integrity (in all samples above 70 points), and the ecological descriptors of wealth and Margalef diversity of Shannon-Wiener higher. In point 4 (dam downstream) were recorded evidence of possible impacts due to lower wealth and BMWP index which resulted in a questionable quality water. New approaches are needed to focus on the aquatic community in the best understanding of this ecosystem and also with a view to environmental preservation of the Green River Basin.

Keywords: *Macrofauna, ecological indices, this faunal*

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 -Esquemática das três zonas de um reservatório linear e suas diferenças principais.....	16
FIGURA 2 - Esquemática das regiões do perfil litorâneo de um reservatório.....	17
FIGURA 3 -Representação esquemática dos principais grupos de macroinvertebrados aquáticos, com destaque para ordem Insecta.....	19
FIGURA 4 - Esquemática dos principais tipos de macrófitas aquáticas e sua distribuição em um ambiente aquático.....	22
FIGURA 5 - <i>Myriophyllum aquaticum</i> , desenho esquemático da macrófita e a planta no seu ambiente natural.....	24
FIGURA 6 - Exsicata de <i>Potamogeton montevidensis</i> e fotografia evidenciando a arquitetura da macrófita.....	24
FIGURA 7 - Mapa de localização da área de estudo	29
FIGURA 8 - Mapa da Área de Proteção Ambiental e área de abrangência da bacia hidrográfica do Rio Verde, Paraná.....	30
FIGURA 9 - Vista aérea do reservatório do Rio Verde.....	31
FIGURA 10 -Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 1.....	34
FIGURA 11 -Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 2.....	34
FIGURA 12 - Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 3.....	35
FIGURA 13 -Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 4.....	35
FIGURA 14 - Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 5.....	36
FIGURA 15 - Localização da área de estudo e pontos amostrais na bacia hidrográfica do Rio Verde. Coordenadas geográficas.....	40
FIGURA 16 -Dados pluviométricos	44
FIGURA 17 - Distribuição da abundância e riqueza de taxa da comunidade de macroinvertebrados por ponto e estação climática.....	46
FIGURA 18 - Distribuição da riqueza de Margalef e diversidade Shannon-Wiener da comunidade de macroinvertebrados do Rio Verde.....	46
FIGURA 19 - Análise de correspondência canônica entre as variáveis bióticas e abióticas por estação climática.....	48
FIGURA 20 - Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Verde e localização da região do ponto de amostragem das macrófitas.....	60
FIGURA 21 - Vista geral e superior do amostrador para macrófitas aquáticas constituído de PVC.....	61
FIGURA 22 - Análise de correspondência canônica por estação entre as variáveis ambientais e táxons registrados nos bancos de macrófitas aquáticas	67
FIGURA 23 - Exsicata de <i>M. aquaticum</i> , escaneada para análise de dimensão fractal (Anexo).....	89
FIGURA 24 Exsicata de <i>P. montevidensis</i> escaneada em triplicata para análise de dimensão fractal (Anexo)	90
FIGURA 25 . Fotografias dos principais táxons (Anexo).....	91

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Parâmetros abióticos mensurados nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática.....	45
TABELA 2- Descritores ecológicos registrados nos pontos amostrais por estação climática no Rio Verde, Araucária, Paraná, Brasil.....	47
TABELA 3- Resultados da análise de Permanova.....	49
TABELA 4- Variáveis abióticas (limnológicas e biomassa) mensurados para <i>M. aquaticum</i> e <i>P. montevidensis</i> por estação climática no Rio Verde, Paraná.....	63
TABELA 5- Dimensão fractal, abundância e riqueza de taxa registrada para <i>M.aquaticum</i> e <i>P.montevidensis</i>	64
TABELA 6- Frequência absoluta e característica do hábito na macrófita dos taxa amostrados em <i>M. aquaticum</i> e <i>P. montevidensis</i> durante o período amostral.....	64
TABELA 7- Descritores ecológicos da comunidade de macroinvertebrados associados a <i>M.aquaticum</i> e <i>P. montevidensis</i> por estação climática.....	66
TABELA 8- Resultados do teste de Wilcoxon Mann Witney pareado entre as estações climáticas.....	68
TABELA 9- Macroinvertebrados amostrados pelo método de Macan (1977) nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática (anexo).....	85
TABELA 10 -Macroinvertebrados amostrados no sedimento dos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática (anexo).....	88

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1- Pontuação para aplicação do índice BMWP adaptado para bacias hidrográficas do estado do Paraná.....	26
QUADRO 2- Classificação da qualidade hídrica em função das pontuações do Índice de BMWP proposto para bacias hidrográficas do estado do Paraná.....	26
QUADRO 3- Principais estudos relacionados à macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas.....	70

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVO GERAL.....	14
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	15
3.1 RESERVATÓRIOS COMO SISTEMAS ECOLÓGICOS.....	15
3.2 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.....	18
3.3 ASSOCIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS À MACRÓFITAS.....	22
3.3.1 <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell) Verdcourt.....	23
3.3.2 <i>Potamogeton montevidensis</i> A. Benn.....	24
3.4 QUALIDADE AMBIENTAL E ÍNDICES ECOLÓGICOS.....	25
3.4.1 <i>Outros descritores de comunidade.....</i>	27
3.5 ÁREA DE ESTUDO.....	29
3.5.1 <i>Fatores antrópicos na bacia do Rio Verde.....</i>	32
3.5.2 <i>Ambientes amostrais.....</i>	33
4. CAPÍTULO I: BIOMONITORAMENTO DE UM RESERVATÓRIO NO SUL DO BRASIL ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS... ..	37
4.1 INTRODUÇÃO.....	38
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	40
4.2.1 Amostragens de parâmetros abióticos.....	41
4.2.2 Amostragem de macroinvertebrados.....	42
4.2.3 Análise dos dados.....	42
4.3 RESULTADOS.....	44
4.4 DISCUSSÃO.....	49
4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	50
4.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46
5. CAPÍTULO II: MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell) Verdc. E <i>Potamogeton montevidensis</i> A. Been., EM UM RESERVATÓRIO NO SUL DO , BRASIL.....	57
5.1 INTRODUÇÃO.....	58
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	60
5.3 RESULTADOS.....	63
5.4 DISCUSSÃO.....	68
5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	71
5.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78
ANEXOS.....	88

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso imprescindível para todas as formas de vida do planeta e a sua disponibilidade interfere no desenvolvimento social e econômico humano. Esta temática ambiental tem sido amplamente discutida entre diversos países, sendo que o último relatório do desenvolvimento da água no mundo, World Water Development Report (UNESCO, 2009), relata que a disponibilidade dos recursos hídricos e seu manejo são determinantes para o crescimento nacional.

Atualmente, diversos impactos de origem antrópica têm influenciado as características dos ambientes aquáticos. Estas são refletidas nos índices ecológicos da comunidade. Muitos ambientes naturais vêm sendo degradados nas proximidades de áreas urbanas. A gradativa transformação de áreas florestais nativas em locais para agricultura, pastagem de animais ou espaços urbanos alteram a estrutura e composição das comunidades aquáticas (MOORE & PALMER, 2005; LORION & KENNEDY, 2009).

Neste contexto ambiental-social, as análises ecológicas sobre as comunidades aquáticas, em especial aquelas que utilizam de inventários faunísticos são importantes para o conhecimento da composição da biodiversidade local, no intuito da preservação destes ecossistemas. Contribuem também para a determinação de áreas protegidas, bem como, tem importância em relação ao potencial bioindicador de muitos organismos (AGOSTINHO, THOMAS & GOMES, 2005).

Atualmente, diversos impactos de origem antrópica têm influenciado as características dos ambientes aquáticos. Estas são refletidas nos índices ecológicos da comunidade. Muitos ambientes naturais vêm sendo degradados nas proximidades de áreas urbanas. A gradativa transformação de áreas florestais nativas em locais para agricultura, pastagem de animais ou espaços urbanos alteram a estrutura e composição das comunidades aquáticas (MOORE & PALMER, 2005; LORION & KENNEDY, 2009).

Na avaliação da qualidade ambiental através de análises biológicas, usualmente são utilizados métodos de levantamento das espécies, estes dados, permitem inferir sobre as condições ambientais prevalentes. Os organismos bioindicadores são sensíveis a perturbações, dessa forma é possível testar e responder questões ambientais através da comunidade (DORNFELD & ESPINDOLA, 2005). Além disso, amostras temporais da comunidade podem indicar os efeitos de poluentes os quais não podem ser detectados somente por amostragens físico-químicas intermitentes (QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000).

Saúde de ecossistemas é uma abordagem recente, a qual busca integrar conhecimentos da ecologia e medicina sobre a influência das metas socialmente definidas para a natureza. Assim, podem ser avaliados três atributos físicos e químicos de um rio: 1 - sua fonte de energia; 2 - qualidade de água e fluxo; 3- sua biota e seus habitats, formando as condições naturais de funcionamento do ecossistema (CALLISTO, MORETTI & GOULART 2001).

Os macroinvertebrados são organismos que atendem a requisitos básicos para o biomonitoramento: 1-definição taxonômica; 2 - ampla distribuição geográfica; 3 –elevada abundância; 4 - fácil amostragem; 5- baixa mobilidade. Também respondem a diferenças sutis de habitat no tempo e espaço (BASSET et al., 1998).

Diversas abordagens no âmbito do monitoramento ambiental através da macrofauna aquática têm sido realizadas em áreas de proteção ambiental (APA) no estado Paraná (BARBOLA, et al 2011; GONÇALVES & MENEZES, 2011; CERUTTI, 2015). A APA do Rio Verde apresenta relevância ecológica, uma vez que possui diversos fragmentos de vegetação nativa (Floresta com Araucária) e também área de reservatório. Em contrapartida há riscos de degradação ambiental da bacia por diversas atividades humanas, tais como o uso do solo, destacando-se o cultivo com uso de fertilizantes, agrotóxicos e o desmatamento (CANEPARO, PASSOS & MURATORI, 2012).

Registros na literatura relacionados ao levantamento da comunidade de macroinvertebrados no Rio Verde são poucos (CERUTTI, 2015). Também não há estudos específicos sobre macrofauna associada à gêneros de macrófitas aquáticas ocorrentes nesta região. Desta forma, o presente estudo busca contemplar esta comunidade no âmbito do monitoramento da qualidade ambiental, com o intuito de analisar a composição de táxons, reconhecer os principais locais de recrutamento e estabelecimento das populações.

A presente dissertação está organizada em: Introdução geral, Objetivos, Revisão de literatura, seguida por dois artigos: O primeiro intitulado “Biomonitoramento de um reservatório no sul do Brasil através da comunidade de macroinvertebrados” e o segundo intitulado “Macroinvertebrados associados à *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc. e *Potamogeton montevidensis* (A. Been), em um reservatório no sul do Brasil.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bênticos e associados a macrófitas aquáticas com vistas à avaliação da integridade ambiental do reservatório do rio Verde.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar qualidade da água através da aplicação de índices ecológicos fundamentados na comunidade de macroinvertebrados;
- Comparar a variação temporal de ocorrência dos taxa de macroinvertebrados para distintos pontos amostrais;
- Reconhecer a variação temporal de parâmetros abióticos e sua relação com a comunidade de macroinvertebrados;
- Interpretar a composição da macrofauna associada às macrófitas aquáticas *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc. e *Potamogeton montevidensis* A. Benn e sua relação com a arquitetura do vegetal;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 RESERVATÓRIOS COMO SISTEMAS ECOLÓGICOS

Reservatórios são classificados como ambientes aquáticos intermediários entre rios e lagos, sendo originados a partir do represamento de rios e apresentam uma saída de superfície ou de fundo para vertedouros ou turbinas. Estes ambientes têm sido utilizados para diversas funções, tais como: abastecimento público, geração de energia elétrica, na piscicultura e aquicultura como berçário de peixes e produção de plantas aquáticas, além de local de recreação (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O represamento pode causar alterações efetivas do curso hídrico, modificando a vazão natural da água corrente, prejudicando a capacidade de transporte de matéria e energia ao longo do sistema. Conseqüentemente, há um aumento da retenção de sedimentos e nutrientes, que por fim, alteram as características físicas e químicas da água (PRADO & MORAES-NOVO, 2007). Existem, ainda, outros efeitos negativos da construção da barragem, tais como: alteração da reprodução de espécies aquáticas pela destruição de lagoas marginais; modificações de habitats diversos; aumento das populações de macrófitas aquáticas; possibilidade da ocorrência dos processos de eutrofização e inundação de áreas florestadas (ESTEVES, 2011).

O represamento também pode causar a diminuição da riqueza e diversidade de espécies nativas por homogeneizar os ambientes naturais, eliminando espécies endêmicas e especialistas e abrindo espaço para espécies generalistas (PAGIORO et al., 2005). Reservatórios lineares apresentam longitudinalmente três regiões distintas: zona fluvial, zona de transição e zona lacustre (TUNDISI, 1985; HENRY, 1989) (Figura 1). A **zona fluvial** é um ambiente que possui características de ambiente lótico: largura mais estreita e em forma de canal e elevados valores de turbidez. A zona eufótica com altura menor que a zona de mistura. A velocidade e renovação de água são aliadas as concentrações de nutrientes também são mais elevadas em especial devido ao aporte de matéria orgânica proveniente do rio. Paralelamente ambientes represados apresentam alta taxa de sedimentação e tendem a possuir graus de trofia mais elevados (ESTEVES, 2011). A **zona intermediária ou de transição** apresenta uma região mais larga e profunda, com característica e fluxo similar ao de ambiente lêntico. A velocidade e renovação de água são mais baixas. Os valores de turbidez são menores e há uma ampliação da zona eufótica. A produção de matéria orgânica passa a ser principalmente autóctone. A sedimentação de material ocorre em menor proporção. Esta

região tende a apresentar níveis de trofia menos elevados (TUNDISI, 2003). A **zona Lacustre** está localizada nas imediações à montante da barragem, sendo uma área mais ampla. Apresenta caracteristicamente maior profundidade e possui grande similaridade a um ambiente lântico (lago), no qual a velocidade e a renovação da água são muito baixas; a turbidez é muito reduzida, sendo que a camada eufótica pode apresentar uma extensão que ultrapassa a zona de mistura; as quantidades de nutrientes são em geral baixas, especialmente de nitrogênio e fósforo, que por sua vez, são limitantes para a produção de biomassa. Desta forma, a zona lacustre é muitas vezes identificada como um compartimento oligotrófico (ESTEVEVES, 2011).

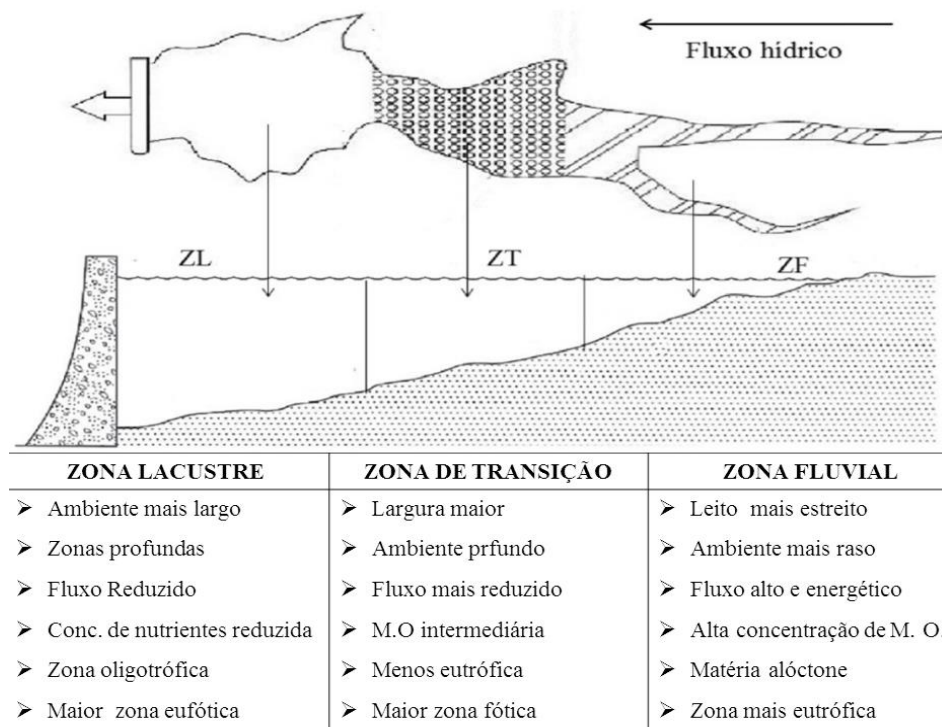


FIGURA 1. Esquematização das três zonas de um reservatório linear e suas diferenças básicas. Legenda: ZF= Zona Fluvial; ZT= Zona de Transição e ZL= Zona Lacustre. M.O=matéria orgânica. Fonte: Adaptado de Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008 pag. 58 e 332

A macrofauna bêntica em lagos e represas podem ocupar três habitats caracteristicamente distintos, sendo eles: a região litorânea, que apresenta pouca profundidade e sua camada bêntica, onde a ocorrência destes organismos geralmente está relacionada à presença de macrófitas aquáticas; a camada bêntica da região limnética (ou pelágica), que não possui vegetação e a terceira corresponde a uma área de transição chamada de sublitorânea (Figura

2). A diversidade e a riqueza dos grupos que habitam as regiões mais rasas (litorânea e sublitorânea) são frequentemente mais elevadas (MANDAVILLE, 2002).

Segundo Molozzi (2011), alguns estudos em reservatórios brasileiros demonstram que a riqueza de macroinvertebrados em áreas profundas é geralmente reduzida. Na região litorânea, por sua vez, a riqueza de macrofauna é elevada, em função da maior disponibilidade de habitats. Esta região apresenta substratos mais heterogêneos e as concentrações de oxigênio dissolvido são mais elevadas (THOMPSON & THOMPSON, 2007).

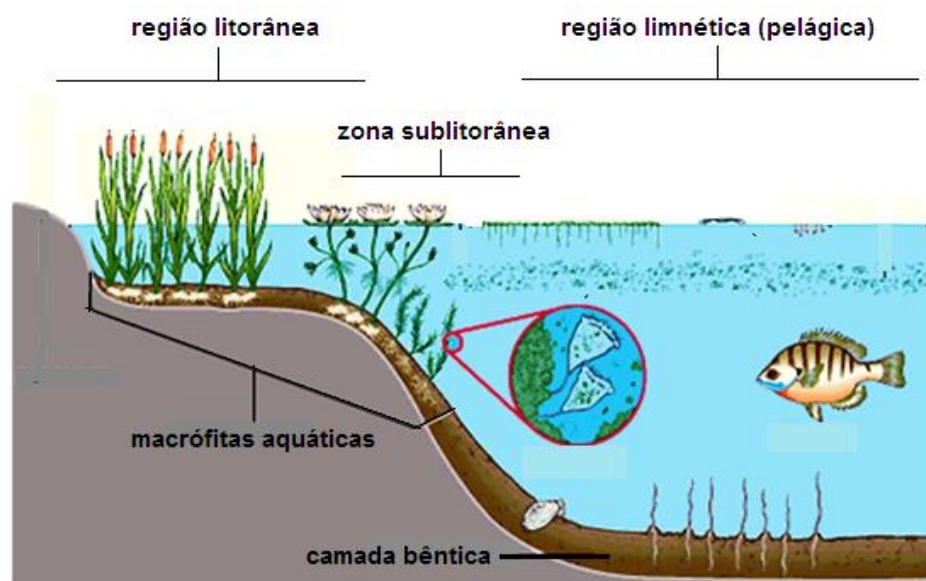


FIGURA 2. Esquemática das regiões do perfil litorâneo de um reservatório. A zona litoral é composta por plantas aquáticas diversas. Fonte da imagem (adaptada) <http://docentes.educacion.navarra.es/metayosa/CTMA/biosfera3.html>

Em relação ao eixo longitudinal, regiões fluviais de reservatórios comumente apresentam maior quantidade de nichos ecológicos, especialmente porque possuem maior ocorrência dos bancos de macrófitas aquáticas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Estes ocorrem em função do elevado aporte de nutrientes provenientes do rio a montante. A complexidade da vegetação aquática, por sua vez, serve de abrigo para fauna aquática como suporte, locais de refúgio, alimentação e reprodução (ESTEVES, 2011).

3.2 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

As comunidades bênticas de água doce, em geral, são formadas por organismos do *Zoobentos*, constituído por todos os animais vertebrados ou invertebrados associados ao sedimento; e *Fitobentos* onde encontramos algas, vegetais inferiores ou superiores colonizando a superfície do sedimento em regiões litorâneas. Os invertebrados são representados por organismos pertencentes a diversos filos como: Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda e Plathyelminthes.

O termo “macroinvertebrados bêntônicos” deriva do grego e significa *macro* = grande e *benthos*= profundidade. Refere-se à organismos aquáticos visíveis a olho nu que possuem tamanho superior a 500 µm. Outros autores, consideram os macroinvertebrados como organismos que ficam retidos em malhas de 1mm (HYNES, 2001; ROSENBERG & RESH, 1993). Em geral podem habitar o sedimento, vivem associados ao folhiço em córregos, às margens, em substratos de rocha, na superfície da água (nêuston) e principalmente associados à macrófitas aquáticas na margem (SONODA, 2009).

Compreendem uma ampla e diversa comunidade que interage em ambientes aquáticos, marinhos ou de água doce. Em águas continentais ocorrem em ambientes lóticos (rios, riachos e córregos) ou lênticos (lagos e reservatórios) e até fitotelmos (ex. bromélias). Possuem importância em termos ecológicos na ciclagem de nutrientes, pois participam das cadeias alimentares, formando um elo entre os recursos basais do sistema (algas e detritos) e os peixes (CARVALHO & UIEDA, 2004; ESTEVES, 2011).

O filo Mollusca (gastrópodes e bivalves), possui importância sanitária, pois alguns são vetores de doenças e outros possuem potencial para bioinvasão. O filo Annelida (oligoquetos e sanguessugas) é importante uma vez que participa na decomposição de matéria orgânica e auxilia no transporte do material de camadas mais profundas à superfície do sedimento (biorrevolvimento). Os Nematoda (não segmentados) são comumente parasitas de peixes. Os Plathyelminthes (turbelários) geralmente estão associados à presença de macrófitas aquáticas e locais onde há pouca movimentação da água (MERRIT & CUMMINS, 1996).

Dentre os principais grupos de invertebrados (Figura 3), a classe Insecta é a mais numerosa e diversificada, com maior importância nas abordagens de monitoramento (RIBEIRO & UIEDA, 2005). É o grupo animal mais diversificado do planeta que possui uma história evolutiva que se iniciou há aproximadamente 300 milhões de anos (BORROR & DELONG, 1963). Embora representem somente cerca de 3% das espécies do filo Arthropoda, a classe Insecta constitui cerca de 90% de toda fauna de invertebrados dos ambientes de água

doce. Assim têm papel fundamental nos ecossistemas aquáticos continentais, com participação em diversos processos ecológicos (HAMADA, NESSIMIAN & QUERINO, 2014).

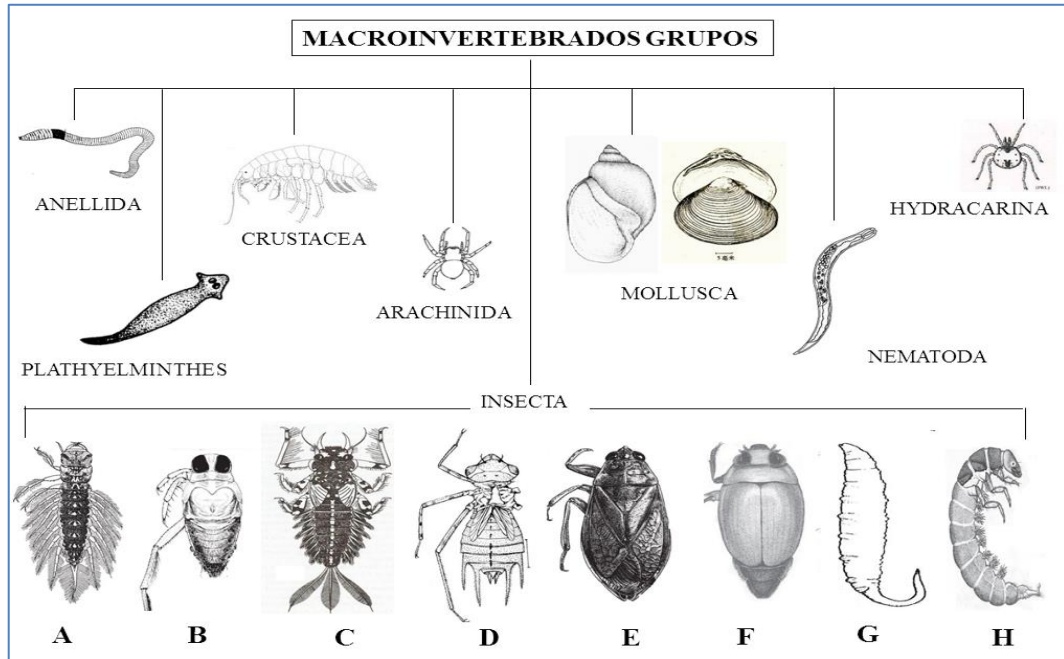


FIGURA 3. Representação esquemática dos principais grupos de macroinvertebrados aquáticos, com destaque para ordem Insecta. Legenda: A=ordem Megaloptera; B= ordem Hemiptera; C= ordem Ephemeroptera; D= ordem Odonata; F=ordem Coleoptera; G=ordem Diptera; H=ordem Trichoptera. Fonte: Composição do autor, figuras adaptadas de Dominguez e Fernandez (2009).

Destacam-se as principais ordens: Coleoptera é a maior ordem que apresenta cerca de 400 mil espécies em todo o mundo, contudo, apenas 4% das espécies são aquáticas, porém é abundante e diversificada nos ambientes de água doce (SEGURA et al., 2011). Odonata é uma ordem representativa e suas ninfas aquáticas são predadoras. São subdivididos em três subordens: Anisozygoptera (restrita à região asiática), Anisoptera e Zygoptera. A região Neotropical abriga em torno de 1650 espécies e no Brasil, são encontradas cerca de 800 espécies pertencentes à 14 famílias e 128 gêneros (SOUZA, COSTA & OLDRINI, 2000).

Igualmente apresenta relevância a ordem Ephemeroptera, cujas ninfas se alimentam basicamente de material vegetal (algas unicelulares e coloniais do biofilme), além de detritos, incluindo material vegetal alóctone. Estas ninfas ocupam posição de destaque manutenção da cadeia trófica, pois servem de alimento para outros invertebrados ou peixes. A ordem Plecoptera é relativamente pequena, com cerca de 2000 espécies em 16 famílias, sendo que no Brasil são conhecidas cerca de 140 espécies; os imaturos vivem em águas correntes e limpas, encontrados sob pedras em riachos, e ocasionalmente em qualquer lugar onde exista oxigênio

e alimento. Ninfas muito jovens se alimentam de partículas finas e posteriormente diferenciam-se em formas predadoras alimentando-se de outros insetos aquáticos (MARIANO & FROELICH, 2007). Nos ecossistemas aquáticos continentais, outros grupos da classe Insecta merecem destaque, como a ordem Diptera, que em sua maioria inclui larvas de vida livre natante ou que rastejam ativamente (Culicidae e Simuliidae). Ainda, podem viver enterrados no sedimento e na superfície de rochas (Tabanidae e Tipulidae), vivem submersas ou associados a macrófitas (Chironomidae) ou como parasitóides (larvas de Sciomyzidae). São importantes e atuam na ciclagem de matéria orgânica (PINHO, 2008).

Os Hemiptera são diversificados, a maioria atua como predadores de outros insetos (destacando-se Belostomatidae), enquanto outros são herbívoros (MERRIT & CUMMINS, 1996). Os Trichoptera compreendem a maior ordem de insetos estritamente aquáticos e uma proporção alta da comunidade dos macroinvertebrados com cerca de 13.000 espécies descritas para os ecossistemas dulcícolas. São insetos holometábolos que vivem a maior parte do ciclo de vida em corpos d'água bastante oxigenados (larvas apnêusticas) as quais são encontradas principalmente em ambientes lóticos (CALOR, 2007; BORROR & DELONG, 1963).

No âmbito do monitoramento ambiental, os macroinvertebrados possuem elevada importância, pois apresentam vantagens tais como: ciclo de vida relativamente longo, amostras de fácil obtenção e observação; métodos de amostragem e equipamentos simplificados. Além disso, apresentam baixa mobilidade (se comparados aos peixes por exemplo) e possuem uma grande diversidade de hábitos alimentares (MONTEIRO et al., 2008; SONODA, 2009).

Especificamente no Brasil, os estudos direcionados à comunidade de macroinvertebrados bentônicos tem seguido diversas vertentes, tanto ecológicas quanto de indicadores de biomonitoramento em reservatórios. Ambientes que formam planície de inundação frequentemente apresentam elevada abundância e riqueza de macroinvertebrados (JUNK, et al., 1989). Os pulsos de inundação influenciam diversos fatores como velocidade de correnteza, profundidade e a área de superfície inundada, controlando dessa forma a estrutura da comunidade (THOMAZ & ROCHA, 2004). Na planície de inundação do Rio Paraná, Petsch et al. (2013) registrou abundância de 17.039 invertebrados bentônicos, os quais apresentaram riqueza de *taxa* elevada, sendo pertencentes à 27 táxons distintos. Jancsó (2005), verificou a macrofana fitófila de *Eichhornia azurea* em lagoas marginais no período de estiagem no rio Mogi-Guaçu no estado de São Paulo e notificou a presença de 1894 indivíduos distribuídos em 28 táxons, sendo que Insecta representou mais de 84% da fauna total. Em áreas amazônicas os macroinvertebrados foram estudados por Callisto & Esteves

(1995), com foco em ambientes impactados por rejeito de bauxita, impacto que ocasionou valores negativos para os descritores ecológicos desta comunidade. Cleto-Filho & Walker (2001), analisaram os efeitos de atividades urbanas sobre a comunidade de invertebrados em um igarapé próximo de Manaus e concluíram que houve déficits de táxons na composição da macrofauna. Jesus (2008) analisou a distribuição espaço-temporal da macrofauna no médio rio Xingu, Altamira, Pará, evidenciando que esta área é de relevante interesse ecológico e possui uma alta riqueza de macroinvertebrados. No bioma Caatinga dentre alguns estudos, destaca-se o de Souza & Abílio (2006), que estudaram na região da Paraíba a comunidade de Zoobentos em duas lagoas intermitentes e as influências do ciclo hidrológico, destacando uma alta variação sazonal de dominância para alguns táxons (gêneros) da macrofauna.

Em áreas de Mata Atlântica, os estudos sobre macrofauna aquática são diversificados. Amorim & Castillo (2009), analisaram a fauna de invertebrados bentônicos como bioindicadores no baixo rio Perequê na cidade de Cubatão-SP e evidenciaram uma diminuição significativa na riqueza taxonômica, equitabilidade, diversidade e densidade total de organismos em pontos amostrais localizados próximo à áreas industriais.

No estado do Paraná já foram realizadas algumas abordagens com objetivo de monitoramento ambiental. Barbola *et al.* (2011) realizou a avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitanguí, Paraná. Foi verificado que esta região atende a legislação brasileira do CONAMA (BRASIL, 2005); contudo, os valores pouco elevados dos índices ecológicos refletiram certa perturbação ambiental, decorrente de impactos como desestruturação de áreas marginais e contaminação do sistema por poluentes orgânicos.

Em ambientes límnicos do Parque Estadual de Vila Velha-Paraná, foi realizado um estudo por Teitge, Oliveira & Meyer (2011), com foco na análise da qualidade hídrica através de guildas tróficas de macroinvertebrados. A pesquisa revelou integridade trófica e valores ótimos dos índices de riqueza e diversidade. Contudo, para a região de Curitiba e seu entorno, pesquisas de biomonitoramento por macroinvertebrados tem sido raras. Dentre elas, destaca-se a abordagem desenvolvida por Cerutti (2015), na bacia do Rio Verde, na qual verificou-se a variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos. A autora concluiu que este ambiente apresentou integridade ecológica.

3.3 ASSOCIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS À MACRÓFITAS

Macrófitas aquáticas são as maiores produtoras de biomassa em ambientes lânticos, tornando-os mais produtivos através dos processos de incorporação e reciclagem de nutrientes. Aumentam o número de microhabitats para fauna aquática e interferem na dinâmica de comunidades lacustres (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1993). Sobre a superfície das macrófitas há formação de biofilme, composto em geral por bactérias, protozoários e algas. Tal formação é fonte primária de alimento à espécies fitófilas (PEIRÓ & ALVES, 2009). Estudos da complexidade e a colonização por invertebrados tem sido pouco contemplados possivelmente à dificuldade da aplicação de métodos padronizados para medir tal complexidade de estruturas vegetais (SCEALY et al., 2007; DIBBLE et al., 2006).

A tipologia da macrófita aquática pode interferir na distribuição da macrofauna em zonas litorais de reservatório, pois há variação de sua complexidade. Segundo Thomaz & Bini (2003), distinguem-se três tipos de plantas aquáticas quanto à posição na superfície: **1. Submersas:** são plantas que ocupam áreas de margem nos rios, lagos e reservatórios podendo chegar a profundidades de no máximo 10 m por limitações de luz. Podem estar livres ou fixas ao sedimento por meio de raízes. **2. Emergentes:** plantas enraizadas, suas folhas e flores são flutuantes (*Nymphaea* sp.), ou emergentes eretas (por exemplo: *Typha* sp.) **3. Flutuantes:** apresentam sistema radicular subaquático. Podem cobrir extensas áreas de lagos e reservatórios, impedindo a penetração de luz e, por conseguinte, o desenvolvimento de algas e da vegetação submersa (ex. *Salvinia* sp.) (Figura 4).

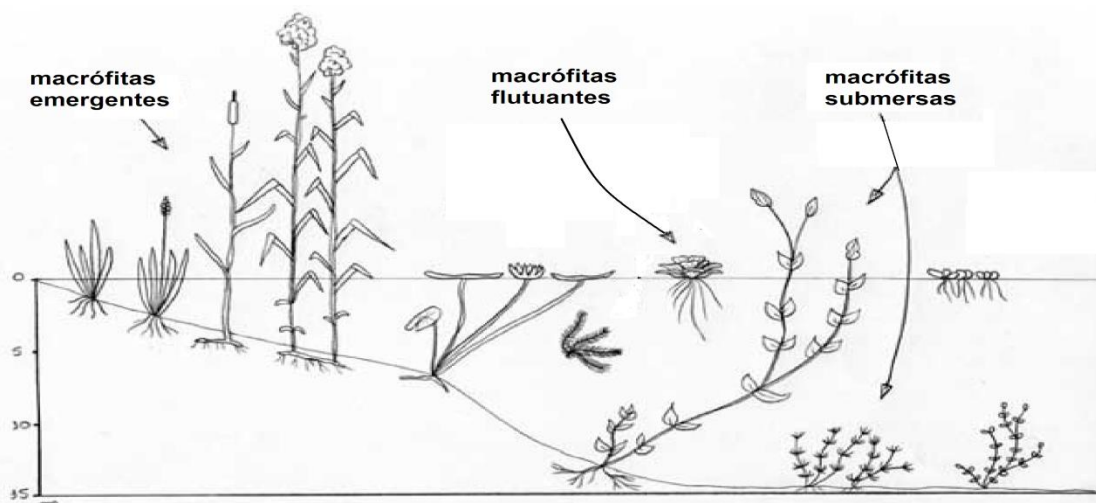


FIGURA 4. Esquemática da disposição das macrófitas aquáticas em uma zona litoral de lago. Principais tipologias de macrófitas aquáticas. Fonte da imagem Kátia Sendra Tavares, UFScar, 2015. Disponível em http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg.

Os habitats de bancos de macrófitas aquáticas são ambientes propícios à colonização por diversos organismos fitófilos; estes participam do fluxo de energia do ecossistema, atuando como raspadores, filtradores ou coletores de matéria orgânica (TAKEDA & SOUZA-FRANCO, 2000). O *Zoobentos* pode associar-se de forma que alguns organismos livre natantes fixam-se na estrutura da planta.

Diversas ordens como Coleoptera, Diptera, Odonata utilizam-se deste substrato para aderência, proteção e alimentação (MERRIT & CUMMINS, 1996). Ninfas de Libellulidae e Aeshinidae (Odonata) prendem-se com os membros a estrutura da macrófita e caçam de espreita outros insetos com sua eficaz mandíbula (SOUZA, COSTA & OLDRINI, 2007). Neste sentido a arquitetura do caule e estrutura foliar tem importância para muitas espécies. A complexidade vegetal influencia em relação ao tamanho dos indivíduos de macroinvertebrados. Os habitats mais complexos são colonizados em geral por organismos de tamanho corpóreo pequeno, enquanto, na menor complexidade podem ser observados organismos de tamanhos maiores (MORMUL, 2008).

Dentre as macrófitas aquáticas presentes no reservatório do Rio Verde, há destaque para a ocorrência das espécies: *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdcourt e *Potamogeton montevidensis*.

3.3.1 *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdcourt

Myriophyllum aquaticum, conhecido pelo nome popular pinheirinho d'água (Figura 5), pertence à família Haloragaceae, a qual é composta por dez gêneros e 150 espécies. Sua distribuição predominante é no hemisfério sul. São ervas aquáticas submersas ou emergentes. Mantém-se enraizadas no solo ou sedimento, podendo sobreviver até dois metros de profundidade.

As condições ótimas são: água parada ou com pouca movimentação, elevado teor de nutrientes, em especial nitrogênio e temperaturas entre 8 e 30 °C. A porção emersa da planta pode atingir 30 cm de comprimento, sendo estas folhas mais densas que as submersas, e medem de 1,5 a 3,0 cm de comprimento. Reproduzem-se basicamente de forma vegetativa, na qual uma nova planta se desenvolve a partir de ramos (KISSMANN & GROTH, 2000).

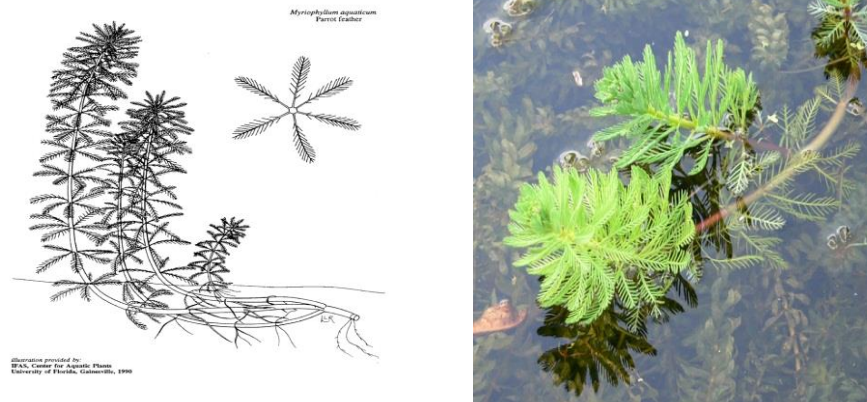


FIGURA 5. *Myriophyllum aquaticum*, desenho esquemático da macrófita e planta no seu ambiente natural. Fonte da ilustração: University of Florida, Gainesville, 1990 disponível em: [http:// "plants.ifas.ufl.edu/images/myraqu/myraqu2.jpg"](http://plants.ifas.ufl.edu/images/myraqu/myraqu2.jpg) Créditos da fotografia: Eric B. Holt

3.3.2 *Potamogeton montevidensis* A. Benn

É uma macrófita aquática de folhas submersas, sendo enraizada no sedimento de reservatórios e lagos. A. Benn., Ann. K. K. Naturhist. Hofmus. 7: 293 (1892). Os rizomas são presentes e possui caule ereto podendo alcançar 35-60 cm de comprimento (Figura 6). A coloração das folhas é verde escuro a quase preto e marrom. As inflorescências não são ramificadas. Apresenta ampla ocorrência em reservatórios e lagos principalmente da América do Sul (BIJL et al., 1989). As distâncias interfoliares são de 2 cm. Durante o inverno desenvolve gemas especializadas dormentes, que germinam na próxima estação de crescimento. Possui crescimento apical e desenvolve abundante biomassa estratificada quando as condições ambientais de nutrientes, temperatura e luz são favoráveis (COLARES, et al., 2007).



FIGURA 6. Exsicata de *Potamogeton montevidensis*, fotografia e desenho evidenciando a arquitetura da macrófita. Fonte: Museu botânico online (Tropicos org) disponível em: <http://www.tropicos.org/Image/34392>

3.4 QUALIDADE AMBIENTAL E ÍNDICES ECOLÓGICOS

Qualidade ambiental de corpos hídricos é um termo muito amplo que está relacionado à diversos fatores químicos, físicos ou biológicos. A má qualidade da água, em geral, é consequência das alterações antrópicas, as quais provocam a redução da fauna e impactos negativos diversos sobre as relações ecológicas do meio aquático (BARBOSA & CALLISTO, 2000). A qualidade ambiental aquática pode ser definida como o equilíbrio trófico entre diversos elos das cadeias alimentares, sejam produtores, consumidores ou decompositores. Os parâmetros químicos ambientais e toda a dinâmica dos nutrientes, níveis de oxigenação e matéria orgânica são conjuntamente com a biota utilizados como indicadores de integridade ao longo do tempo, pois são fatores limitantes em todos os elos de cadeias tróficas (ESTEVES, 2011).

Segundo Silva et al., (2011), a integridade biótica de ecossistemas naturais pode ser medida e interpretada por mudanças na abundância, diversidade e composição de táxons da comunidade. Em função de alterações de origem antrópica, alguns componentes da comunidade podem se tornar mais escassos e outros adquirem hábitos mais generalistas. Mudanças sutis nas proporções relativas destes recursos refletem na composição e estrutura da comunidade.

Diversos índices ecológicos sobre as comunidades aquáticas podem ser aplicados para se obter respostas ambientais. Segundo Alba-Tercedor (1996), os índices de qualidade biológica são ferramentas de primeira grandeza para avaliar a qualidade biológica da água, uma vez que as legislações encontram dificuldades em estabelecer limites sobre as quantidades permitidas de cada contaminante que podem ou não ser toleradas.

Dentre os índices mais utilizados está o *Biological Monitoring Working Party System* (BMWP). O índice original foi proposto por Armitage (1983), para diversas bacias hidrográficas no mundo. Este índice utiliza a ocorrência de famílias de macroinvertebrados, as quais, são ordenadas em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família se faz corresponder uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações mais elevadas, chegando em ordem decrescente até 1, onde estão os grupos mais tolerantes. Logo, pontuações muito baixas podem indicar impactos ambientais que refletem sobre a biota e pontuações elevadas indicam maior integridade da comunidade aquática (Quadro 1 e Quadro 2) (LOYOLA, 2000).

QUADRO 1. Pontuação para aplicação do índice BMWP adaptado para bacias hidrográficas do estado do Paraná. Fonte Loyola et al 2000.

Famílias de macroinvertebrados	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae.	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae.	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophilidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagrionidae.	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Crysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae.	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae.	3
Chironimidae	2
Oligochaeta (Todas as classes)	1

QUADRO 2. Classificação da qualidade hídrica em função das pontuações do Índice de BMWP proposto para bacias hidrográficas do estado do Paraná. Fonte Loyola et al 2000

Classe	Pontuação	Qualidade da água
I	> 81	Excelente
II	61-80	Boa
III	41-60	Regular
IV	26 – 40	Ruim
V	25 <	Péssima

3.4.1 Outros descritores de comunidade

Há diversos índices ecológicos que podem e têm sido utilizados em estudos ecossistêmicos. O resultado do uso dos mesmos pressupõe que a biodiversidade pode apresentar graus de seletividade de habitats ou tolerância à poluição (MARQUES et al. 2009).

Destaca-se para análise da comunidade o índice de riqueza de Taxa (S) o mais simples de todos, também denominado densidade de espécies. É o número absoluto de espécies (N) presentes na comunidade de determinado local e tempo. Quanto maior o número de espécies, considera-se maior complexidade e integridade.

Igualmente salienta-se em análises ecológicas o índice de riqueza de Margalef, como uma medida para estimar a biodiversidade local de determinada comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies representado pela expressão abaixo:

$$D=(S-1)/\text{Log } N$$

Na qual: D= a diversidade; S= número de espécies presentes; N= número total de indivíduos encontrados ou amostrados (pertencentes a todas as espécies). Se o valor deste índice for elevado, maior é a biodiversidade do local. Valores de Margalef acima de 5,0 significam grande riqueza biológica e consequente uma maior integridade trófica (MARGALEF, 1968).

A diversidade de Shannon-Wiener é um índice que representa quantas espécies estão presentes na coleção de dados (riqueza) e quão similares são as suas respectivas abundâncias (equitabilidade). O índice considera que os organismos são amostrados ao acaso a partir de uma população “indefinidamente grande” e que todas as espécies estão representadas. É dada pela seguinte equação:

$$\sum^s = (\text{Pi} * (\text{Log Pi}))$$

Na qual: S – número de espécies; Pi – proporção da espécie. Um baixo valor de diversidade H' significa dominância de um determinado táxon ou espécie e um elevado valor

significa distribuição semelhante de espécies, ou seja, um ambiente mais diverso. Este índice é bastante sensível a alterações nas espécies raras amostradas

O índice de dominância de Berger-Parker também é muito utilizado, sendo fortemente influenciados pelas espécies dominantes presentes. É calculado da seguinte forma:

$$d = N_{(\max)}/N$$

Para o qual $N_{(\max)}$ é o número de indivíduos da espécie mais abundante e N é o número de organismos presentes na amostra.

O índice de equitabilidade de Pielou (J') permite compreender a relação entre a diversidade real e a diversidade máxima teórica. É uma medida de uniformidade sendo expressa pela fórmula:

$$J = H'/H_{\max}$$

Para o qual, $H_{\max} = \ln(S)$; J = Equabilidade de Pielou S = número total de espécies amostradas. H' = índice de diversidade de Shannon-Weaner.

O estimador de riqueza de Jackknife estima a riqueza total somando a riqueza observada sendo calculada a partir do número de espécies raras e do número de amostras.

3.5 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Verde está localizada a oeste na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná e abrange os municípios de Campo Magro, Campo Largo e Araucária (Figura 7). O Rio Verde é afluente do Rio Iguaçu e deságua a margem esquerda. A bacia possui uma área total de 237,13 km² e suas nascentes localizam-se junto ao divisor de águas das bacias do Iguaçu e Ribeira de Iguape no município de Campo Magro. O Rio Verde tem como seus principais tributários o rio Cambuí (eminentemente urbano), o rio Rondinha, o rio Cristal, entre outros (VIEIRA, 2009).

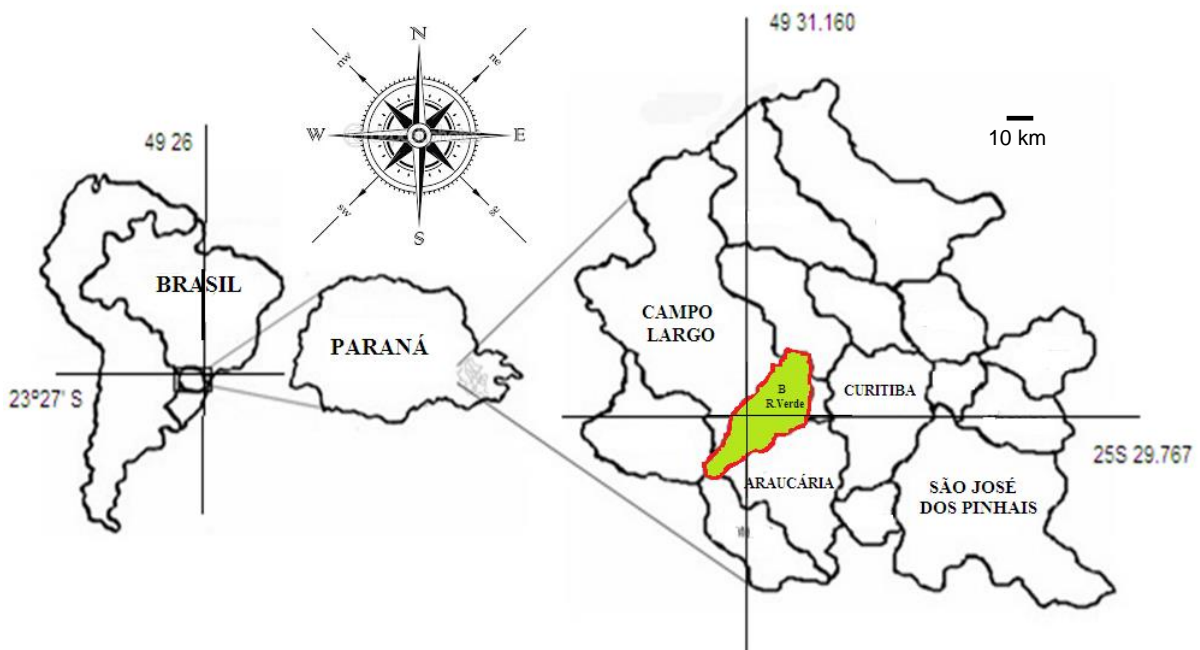


FIGURA 7. Mapa de localização da área de estudo, Bacia hidrográfica do Rio Verde, Araucária, Paraná em detalhe na delimitação em vermelho e área em verde. Fonte: adaptado de Medeiros, Ludka, & Caneparo (2010).

A área de drenagem da bacia é de 242 Km² e representa 9 % da área de drenagem da bacia do Alto Iguaçu. O padrão de drenagem é denso, classificado como subdendrítico e dendrítico (Figura 8 e Figura 9). É pouco afetado tectonicamente. As vertentes de água são retilíneas e muito enérgicas em função das altas declividades. O reservatório do Rio Verde está localizado entre as coordenadas: longitude 49°31'W e na latitude 25°31'S, possui uma área total de 5.971.731,0 m², profundidade média de 5,6 m, volume de 25.543.732 m³. É considerado mesotrófico, apresentando uma concentração média de 6,9 µg/L de clorofila-a e tempo de residência médio de 218 dias (ANDREOLI et al.,2011).

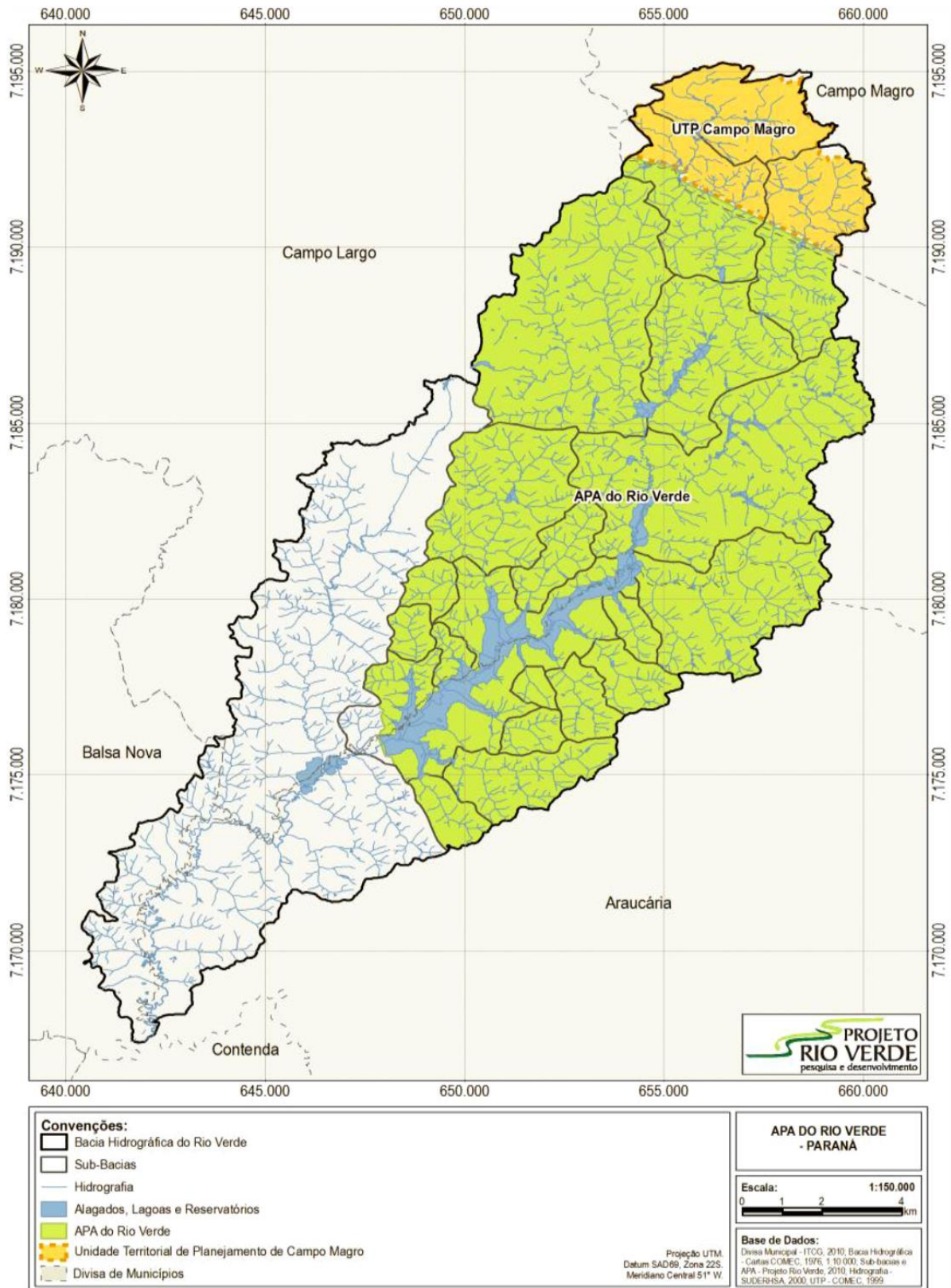


FIGURA 8. Mapa da Área de Proteção Ambiental e área de abrangência da bacia hidrográfica do Rio Verde, Paraná. Fonte: Andreoli et al 2010.



Figura 9. Vista aérea do reservatório do Rio Verde FONTE: Construtora C.R. Almeida (Fonte:OLIVEIRA, 2010).

A bacia hidrográfica do Rio Verde apresenta um conjunto de canais de escoamento inter-relacionados que formam a bacia de drenagem, os depósitos de aluviões da bacia datam do Holoceno e predominam nas partes mais baixas e planas, formando pequenos terraços fluviais, ocupando grande área da bacia, principalmente próximo a sua foz (MINEROPAR, 1999; OLIVEIRA, 2010)

O Rio Verde assumiu grande importância ao sistema de abastecimento de água de Curitiba, o que levou o Governo do Estado do Paraná, a criar a Área de Proteção Ambiental do Rio Verde, para garantir a qualidade da água da bacia. (Decreto N° 2.375). Dessa forma, APA do Rio Verde visa à proteção da natureza e a manutenção dos valores naturais e humanos, fazendo com que a maioria desta área se mantenha protegida para a sobrevivência humana (OLIVEIRA 2010). O objetivo principal é conservar a diversidade de ambientes, de espécies e de processos naturais pela adequação das atividades humanas às características ambientais da área, seus potenciais e limitações (Decreto N° 2.375).

O clima da região é caracterizado como Cfb (Köppen), sendo esta uma região em zona temperada úmida, com verões moderados e sem estação seca bem definida. Os verões frescos, são sempre úmidos e no inverno é comum a ocorrência de geadas. Na bacia do Rio Verde há ocorrência de solos dos tipos Gleissolos, Latossolos, Nitossolos, Cambiossolos e Organossolos (MAACK, 1981).

A vegetação desta região originalmente predominante é Floresta com Araucária com presença do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*) e um conjunto diversificado de outras espécies arbóreas como a imbuia (*Ocotea porosa*); o cedro (*Cedrela fissilis*) e a canela-sassafrás (*Ocotea odorífera*). Em relação ao uso do solo, predominam atividades agrícolas sendo a principal cultura a do milho (BRITEZ & CASTELLA 2004; MAACK, 1981).

Registra-se no local ambientes com estágio inicial de sucessão vegetal arbustiva; estágio inicial arbóreo (Bracatingais); estágios médios (Capoeirões); estágio avançado (Floresta Ombrófila Mista) e Floresta de Galeria. Ressalta-se que grande parte da região encontra-se modificada em função do desmatamento e a floresta bem preservada se restringe praticamente a áreas sob a égida da legislação ambiental (BRITEZ & CASTELLA 2004).

3.5.1 Fatores antrópicos na bacia do Rio Verde

A APA do Rio Verde vem sendo impactada por diversas atividades antrópicas principalmente nos últimos dois séculos. Atividades como exploração madeireira, aumento de atividades agropecuárias, uso do solo e expansão urbana tem comprometido a bacia (Andreoli et al 2010).

A cobertura florestal da bacia já está bastante alterada e nos poucos remanescentes que restam, há pouca mata ciliar. De todos os impactos oriundos da expansão humana, o comprometimento dos mananciais deste reservatório é o mais grave. São visíveis os processos de erosão e assoreamento do rio em muitos trechos principalmente na micro-bacia do rio Cachoeira, Cambuí os quais apresentam pouca cobertura florestal e intensa atividade agrícola e urbana (CANEPARO, PASSOS & MURATORI, 2012). Já ocorreu um evento de floração de cianobactéria no reservatório do Rio Verde no ano de 2005, sendo amostrada o desenvolvimento da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, a qual é potencialmente tóxica e atingiu 96.489 células/mL (IAP, 2009).

Na região norte da bacia (a montante do reservatório) há extensas ocupações de área, efetuada sem planejamento adequado. Tal fato associado as condições de alta energia no ambiente e mudanças hidrológicas resulta na redução da permeabilidade de amplas áreas, dentre outros fatores. Isso altera a atuação dos processos morfogenéticos, onde a erosão hídrica por escoamento superficial difuso e concentrado predomina (CANEPARO, PASSOS & MURATORI, 2012).

Também nesta região há relato de contaminação das águas subterrâneas e poços de abastecimento público por necrochorume provenientes do cemitério de Campo Magro (MEDEIROS et al 2012). A contaminação pode atingir o aquífero através do escoamento no solo do necrochorume (o qual pode conter microorganismos patogênicos) e são transportados pelas chuvas infiltradas nas covas ou pelo contato dos corpos com a água subterrânea.

Ainda, as áreas de agricultura estão avançando sobre os solos inseridos principalmente em áreas declivosas, notadamente os argilosos; e também estão muito próximas das margens dos contribuintes do Rio Verde. Destaca-se também nessas atividades o uso de pesticidas que são potenciais contaminadores dos mananciais de água ameaçando a qualidade da água do sistema de recarga do aquífero.

3.5.2 Ambientes amostrais

No presente estudo foram delimitados na área cinco pontos amostrais, os quais, compreendem trechos do Rio Verde e do reservatório totalizando uma distância linear de aproximadamente 10 km da bacia. São pontos ecologicamente relevantes, pois formam microambientes e apresentam habitats distintos na Bacia do Rio Verde.

O ponto 1 (25° 28' 35,9" S 49° 28' 02,1 W) está localizado a montante do reservatório próximo da região fluvial, possui profundidade de aproximadamente 5 metros e largura média de 7 metros. Apresenta áreas desmatadas na margem e ocorrência de *Eichornia crassipes* na região litorânea. É um ponto bastante frequentado por pescadores para atividade de lazer (Figura 10).



FIGURA 10. Bacia Hidrográfica do Rio Verde. Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 1.
Fonte: Autor

O Ponto 2 ($25^{\circ} 29' 10.10''$ S – $49^{\circ} 28' 02.20''$ W) localiza-se no início do reservatório (região fluvial, onde há forte influência do rio). No seu entorno existem pequenas propriedades rurais e vegetação ripária, em sua grande maioria. É uma área com grande quantidade de matéria orgânica e o sedimento é fino e muito escuro. Neste local, predominam extensos bancos de macrófitas aquáticas (Figura 11).



FIGURA 11. Bacia hidrográfica do Rio Verde. Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 2.
Fonte: Autor.

O Ponto 3 ($25^{\circ} 30'17.28''$ S – $49^{\circ} 29' 50.02''$ W) está localizado na região de transição do reservatório e possui características conspícuas de ambiente lântico, sendo um braço do reservatório. Possui vegetação ripária às margens e também há ocorrência de macrófitas aquáticas das espécies *Eichornia crassipes* e *Salvinia herzogii* (Figura 12).



FIGURA 12. Bacia hidrográfica do Rio Verde. Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 3. Fonte: Autor.

O Ponto 4 ($25^{\circ} 31'51.57''$ S - $49^{\circ} 32'14.37''$ W) está localizado após a barragem do reservatório. Encontra-se às margens da ponte da rodovia que liga Campo Largo a Araucária (PR-423). Nesse ponto o rio apresenta uma largura média de 5 metros. Há pouca ocorrência de macrófitas aquáticas. Parte da margem esquerda (sentido à jusante) já está bastante desmatada e assoreada. É um local muito frequentado por pescadores para atividade de lazer (Figura 13). O sedimento do local é de tonalidade cinza-claro e bastante argiloso.



FIGURA 13. Bacia hidrográfica do Rio Verde Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 4. Fonte: autor.

O ponto 5 (25° 32' 02.68" S – 49° 32' 23.43" W), também localizado após a barragem do reservatório, possui como característica a formação de uma planície de inundação (área de várzea), possivelmente uma área natural inundada. O ambiente é mais aberto e com pouca vegetação às margens. Contudo apresenta diversas macrófitas a exemplo de *Eichornia crassipes*, *Salvinia* sp, e *Myriophyllum aquaticum* (Figura 14). O sedimento do local possui partículas finas e grande quantidade de matéria orgânica, apresentando coloração escura.



FIGURA 14. Bacia hidrográfica do Rio Verde. Vista parcial da região amostral do ponto de coleta 4.
Fonte: autor.

4-CAPÍTULO I

BIOMONITORAMENTO DE UM RESERVATÓRIO NO SUL DO BRASIL ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

RESUMO

A comunidade de macroinvertebrados apresenta elevada abundância e diversidade em reservatórios tropicais. A área de estudo compreende pontos do rio e do reservatório do Rio Verde, localizado a oeste na região metropolitana de Curitiba, em Araucária, Paraná. O objetivo da pesquisa foi analisar a riqueza, diversidade local e realizar o biomonitoramento da água através da comunidade de macroinvertebrados. Foram delimitados cinco pontos amostrais na área e realizadas quatro campanhas de coleta nas estações climáticas: Primavera (2014); Verão (2015); Outono (2015) e Inverno (2015). Em cada campanha foram mensurados em campo diversos parâmetros abióticos. Os macroinvertebrados foram coletados em triplicatas pelo método de Macan adaptado utilizando-se de uma CPUE (captura por unidade de esforço) de 20 minutos por ponto. Os organismos foram fixados em campo utilizando-se formol a 10%. Ainda, foram coletadas amostras de água para determinação dos principais nutrientes. Foram registrados ao total N=2341 organismos, enquanto que no sedimento ocorreram N=227. Os valores mais elevados da abundância, riqueza de Margalef e demais descritores foram registrados na região fluvial do reservatório (Ponto 2) com um pico mais pronunciado no outono. Os índices ecológicos menos elevados foram registrados na região à jusante da barragem. Houve variação temporal de abundância, sendo no Inverno, 27,9%; Outono 27,5%, na primavera 24% e no verão 20%. A análise de PERMANOVA e CCA evidenciaram diferenças na composição da macrofauna por região do reservatório e estação climática. Em relação aos descritores ecológicos a área do Rio Verde apresentou diversidade taxonômica e qualidade hídrica aceitável pelo BMWP para todos os pontos, com melhor integridade para a região fluvial. Contudo, são necessárias mais abordagens contemplando outros elos da cadeia trófica e demais áreas de entorno.

Palavras Chave: *Zoobentos, Qualidade, Índices ecológicos*

ABSTRACT

The macroinvertebrate community has high abundance and diversity in tropical reservoirs. The study area comprises parts of the River and the Green River Reservoir, located west of the metropolitan region of Curitiba, in Araucaria, Parana. The objective of the research was to analyze the wealth, local diversity and conduct biomonitoring of water through the macroinvertebrate community. five sampling points in the area and held four collection campaigns in the seasons were defined: Spring (2014); Summer (2015); Autumn (2015) and Winter (2015). In each campaign were measured in various abiotic parameters field. The macroinvertebrates were collected in triplicate at Macan method adapted using a CPUE (catch per unit effort) 20 minutes per point. The bodies were fixed in the field is using 10% formalin. Still, water samples were collected for determination of the main nutrients. They recorded the total N = 2341 organisms, whereas the pellet there were N = 227. The highest values of abundance, richness of Margalef and other descriptors were recorded in the fluvial reservoir region (Point 2) with a more pronounced peak in the fall. Less high ecological indices were recorded in the region downstream the dam. There was plenty of time variation, and in winter, 27.9%; 27.5% fall in spring and summer 24% to 20%. The PERMANOVA analysis and CCA showed differences in the composition of macrofauna by region of the reservoir and weather station. Regarding the ecological descriptors area of Rio Verde presented taxonomic diversity and water quality acceptable by BMWP to all points with better integrity to the river region. However, more needed approaches contemplating other links in the food chain and other surrounding areas.

Keywords: *Zoobenthos, Quality, Ecological Indices*

4.1 INTRODUÇÃO

Estimar a diversidade biológica em multi-escalas, considerando o grau de diversidade e como variam ao longo do tempo possibilita uma melhor compreensão de sua variação e dos processos biológicos que essas comunidades regulam (SCHLUTER & RICKLEFS, 1993; MELO et al. 2011). Em geral, nos ecossistemas aquáticos, as variações na comunidade ocorrem em função de elevada heterogeneidade ambiental, especialmente nas características químicas e físicas das águas (BINI et al., 2014).

Dentre os vários componentes da biota aquática, destaca-se a comunidade de macroinvertebrados, a qual apresenta elevada abundância e diversidade tanto em ambientes lóticos quanto em lênticos. Sua distribuição é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos, especialmente temporais (QUEIROZ et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2005). Essencialmente estes organismos são responsáveis por diversos serviços ecológicos destacando-se: o biorrevolvimento do sedimento, fragmentação de matéria orgânica proveniente da vegetação ripária e transferência de nutrientes a diversos elos da cadeia alimentar. Estes processos biológicos são fundamentais para a saúde do ecossistema (ROSENBERG & RESH, 1996; MARQUES, FERREIRA & BARBOSA, 1999).

Os macroinvertebrados tem se mostrado de fundamental importância em análises de biomonitoramento ambiental de corpos hídricos, pois são adaptativos a diferentes condições (BIASI et al., 2010). Alguns estudos a exemplo de Callisto, Moretti & Goulart (2001); Cortezzi et al., (2009); Colpo, et al., (2009), relatam a importância da utilização deste grupo como ferramenta de biomonitoramento. Dentre os diversos protocolos de avaliação, o índice Biological Monitoring Working Party System (BMWP') consiste na amostragem e verificação da pontuação (score) das famílias de macroinvertebrados registradas, podendo ser amostrados organismos mais ou menos sensíveis a perturbações antrópicas (ARMITAGE, 1983; LOYOLA, 2000).

Ambientes lóticos quando transformados em reservatórios sofrem diversas modificações em função do barramento, principalmente em relação à dinâmica de nutrientes (TUNDISI, 2008). Por apresentar regiões distintas são verificados padrões de diversidade diferenciados entre a região fluvial e área após a barragem, uma vez que há uma diminuição da concentração de nutrientes e da transparência da água neste sentido (STRASKRABA. TUNDISI & DUNCAN, 1993; ESTEVES, 1998). O represamento causa a diminuição da riqueza e diversidade de espécies nativas por homogeneizar os ambientes naturais, eliminando

espécies endêmicas e especialistas e abrindo espaço para espécies generalistas (PAGIORO et al 2005).

A bacia hidrográfica do Rio Verde é um ecossistema relevante para análises de diversidade biológica e de monitoramento ambiental, uma vez que apresenta habitats diferenciados em uma área de reservatório. Ainda, a região é potencialmente interessante ao abastecimento público. Contudo, o reservatório está ameaçado por diversas pressões antrópicas sobre a qualidade hídrica e sua biodiversidade.

O biomonitoramento através dos macroinvertebrados é um método vantajoso e pode gerar uma melhor compreensão sobre a qualidade e integridade deste ecossistema. Os diversos taxa registrados refletem qualidade hídrica prevacente. Dentre poucos estudos, exclusivamente sobre a comunidade aquática do rio Verde, há destaque para a abordagem de Cerutti (2015), no qual foi realizada a análise de vários parâmetros bióticos e abióticos da comunidade de macroinvertebrados. Verificou-se que alguns pontos apresentaram evidências de impactos ambientais. O presente estudo teve por objetivo ampliar estes resultados para demais pontos amostrais e comparar distintas regiões do reservatório a partir do levantamento da macrofauna e do biomonitoramento.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do Rio Verde está localizada a oeste na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná e abrange os municípios de Campo Magro, Campo Largo e Araucária. O Rio Verde é afluente do Rio Iguaçu e deságua a margem esquerda. A bacia possui uma área total de 237,13 km² e suas nascentes localizam-se junto ao divisor de águas das bacias do Iguaçu e Ribeira de Iguape no município de Campo Magro. O Rio Verde tem como seus principais tributários o rio Cambuí, eminentemente urbano, o rio Rondinha, o rio Cristal, entre outros (SILVA, 2009). Na área amostral foram delimitados cinco pontos amostrais (Figura 15). O reservatório do Rio Verde possui uma área total de 5.971.731,0 m², profundidade média de 5,6 m, volume de 25.543.732 m³. É considerado mesotrófico, apresentando uma concentração média de 6,9 µg/L de clorofila-a e tempo de residência médio de 218 dias (ANDREOLI et al., 2011).

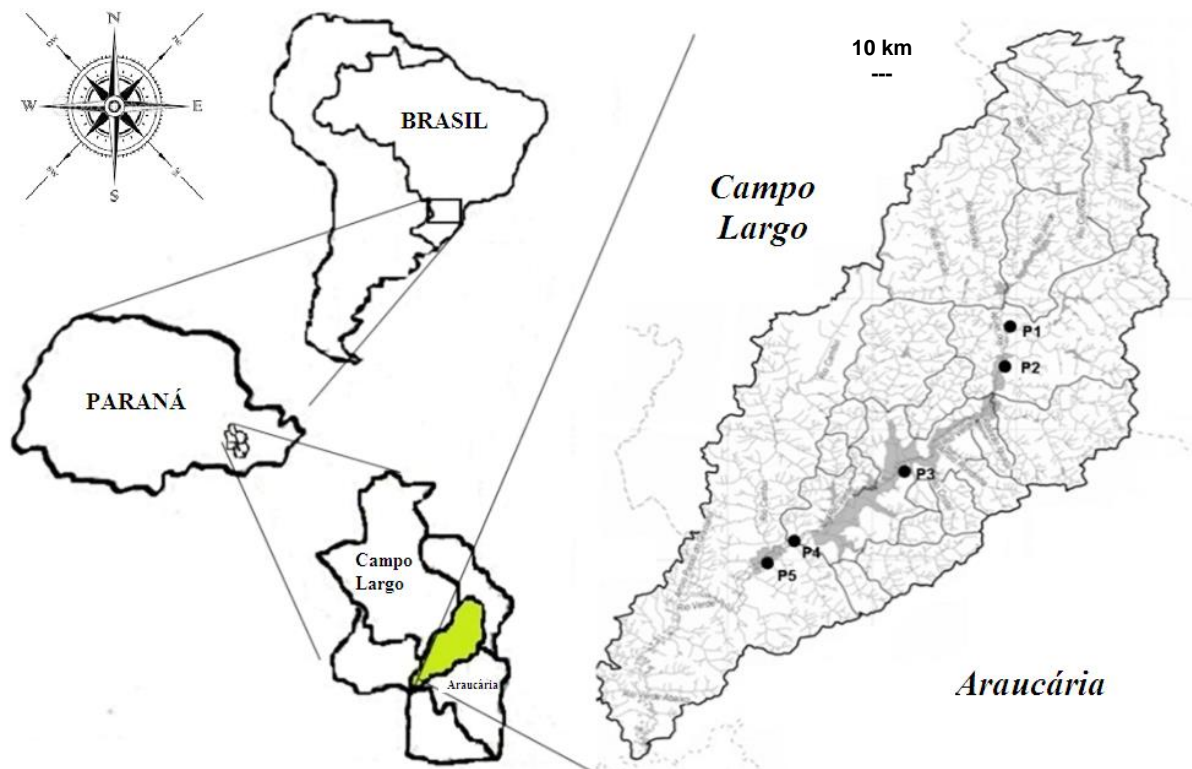


FIGURA 15. Localização da área de estudo e pontos amostrais na bacia hidrográfica do Rio Verde. Coordenadas geográficas dos pontos: P1= 889m 25° 28' 35,9"/49° 28' 02,1" P2= 895m 25° 29' 10,3"/49° 28' 02,1" P3= 897m 25° 32' 06,2"/49° 32' 22,7" P4= 897m 25° 31' 50,5"/49° 32' 16,7" P5= 897m 25° 32' 06,2"/49° 32' 22,7". Fonte da Imagem: Adaptado de Andreoli (2010).

Dentre todos os impactos oriundos da expansão humana, o comprometimento dos mananciais deste reservatório é o mais grave. São visíveis os processos de erosão e assoreamento do rio em muitos trechos principalmente na micro-bacia do rio Cachoeira, Cambuí os quais apresentam pouca cobertura florestal e intensa atividade agrícola e urbana (CANEPARO, PASSOS & MURATORI, 2012). A cobertura florestal já está bastante alterada e nos poucos remanescentes que restam há pouca mata ciliar. Também há relato na literatura de um evento de floração (*bloom*) da cianobactéria da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, potencialmente tóxica, no reservatório do Rio Verde no ano de 2005, a qual atingiu registro de 96.489 células/mL (IAP, 2009).

4.2.1 AMOSTRAGENS DE PARÂMETROS ABIÓTICOS

Realizaram-se quatro campanhas de amostragens, cada uma por estação climática: primavera (novembro/2014); verão (março/2015); outono (maio/2015) e inverno (julho/2015). Os dados pluviométricos (médias mensais) de cada período amostral foram consultado através do site Instituto das Águas do Paraná-Sistema de Informações Hidrológicas (SIH), da estação mais próxima, Barragem Sanepar, localizada município no município de Araucária-PR, nas coordenadas 49° 23' 11" e latitude 25° 32' 00" (PARANÁ, 2015).

Para cada ponto amostral e estação climática os seguintes parâmetros abióticos foram mensurados em campo: concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e saturação de O_2 (%) com auxílio de um oxímetro da marca YSI 550A previamente calibrado; pH com a utilização de phametro da marca Qualxtron QX110; condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) utilizando-se um condutivímetro da marca Ioncon 500. Amostras de água foram coletadas na superfície, utilizando-se recipientes de polietileno de volume 5L, previamente descontaminados em banho de HCl à 10%. As amostras de água foram transportadas ao laboratório de Limnologia sob refrigeração.

No laboratório a turbidez (NTU) foi mensurada imediatamente utilizando-se um turbidímetro da marca Lovibond 210 IR. As amostras de água foram filtradas por sistema de bomba a vácuo, com utilização de membrana de microfibras de vidro com diâmetro 47 mm e porosidade 1,2 μm da marca Axiva e conservadas por congelamento. Também foram congeladas amostras sem filtrar e as membranas para posterior análise de clorofila- *a*.

Foram realizadas as análises dos seguintes parâmetros de nutrientes: Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), (STRICKLAND & PARSONS, 1960), Nitrogênio Amoniacal

($\mu\text{g.L}^{-1}$)(KOROLEFF, 1976), Nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (GOLTERMAN et al., 1978), Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (VALDERRAMA, 1981). A análise de clorofila *-a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) consistiu na maceração da membrana filtrante em acetona 90%. O conteúdo de cada amostra foi acondicionado em tubos Falcon de 15 ml e centrifugado à 5500 RPM durante 30 minutos. O sobrenadante foi extraído em balão volumétrico de 10 ml e as absorvâncias foram lidas em um espectrofotômetro da marca Shimadzu UV-1800 à 650nm e 750 nm. Para efeito de cálculo as amostras foram lidas acidificadas com HCl à 10% e não acidificadas (WETZEL & LIKENS, 1996).

4.2.2 AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS

Em cada campanha amostral os macroinvertebrados foram coletados em triplicatas com CPUE (Captura por unidade de esforço) de 20 minutos, utilizando-se uma adaptação do método de Macan (1977). Este método consiste na passagem de peneiras com malha 1 mm e diâmetro de 20 cm, junto à vegetação marginal e no sedimento superior. Em campo os organismos retidos foram fixados em formol a 10%. Além disso, para amostragem da macrofauna do sedimento foram coletadas amostras de sedimento utilizando-se uma draga modelo Petersen com capacidade de 2L. A fixação destes organismos foi realizada em campo utilizando-se formol à 10%.

No laboratório, os organismos foram transferidos para álcool 70% e identificados com auxílio de estereomicroscópio da marca Carl Zeiss ao menor nível taxonômico possível. A bibliografia utilizada para identificação foi composta de vários autores (PEREZ, 1988; MERRIT & CUMMINS 1996; SOUZA, COSTA & OLDRINI, 2004; PEREIRA, MELO & HAMADA, 2007).

4.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

A partir da contabilização e identificação dos organismos foram calculados os índices ecológicos de abundância; riqueza de Taxa (S); riqueza de Margalef; diversidade de Shannon-Wiener; equitabilidade de Joule dominância de Berguer-Parker e estimador de riqueza de Jackknife de 2 ordem, utilizando-se o software Past. Para análise do biomonitoramento da qualidade aquática foi calculado o índice de BMWP' (LOYOLA, 2000).

Foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA) para interpretação da influência de variáveis ambientais na composição taxonômica da macrofauna, sendo esta análise mais indicada quando o objetivo é obter a relação das variáveis abióticas com a abundância de espécies (DIGBY & KEMPTON 1996). A CCA tem como foco a geração de um eixo unimodal em relação às variáveis respostas como a ocorrência de espécies e um eixo linear de preditores do habitat (GOTELLI & ELLISON, 2011). Para fins de melhor visualização gráfica, foram consideradas os gêneros mais abundantes de ocorrência igual ou superior 5 indivíduos ao longo estudo. Foi realizada uma CCA para cada estação climática. Os dados foram normalizados por $(\log x + 1)$, sendo a CCA realizada a partir do software Past, para a qual utilizou-se de duas matrizes, uma contendo a abundância dos gêneros e outra com os valores das variáveis ambientais mensuradas.

Também foi realizada a análise de variância permutacional multivariada dos dados PERMANOVA (ANDERSON, 2001), para testar se houve diferença entre as composições da macrofauna entre os pontos amostrais e estações. Para tal, uma matriz utilizando as pseudoréplicas foi utilizada, com os dados log transformados $[\log(x+1)]$, e testada com 999 permutações.

4.3 RESULTADOS

A pluviosidade obtida a partir do Sistema de Informações Hidrológicas do Paraná foi mais acentuada nas estações de primavera e verão enquanto nas estações de outono e inverno os valores foram menos elevados (Figura 16).

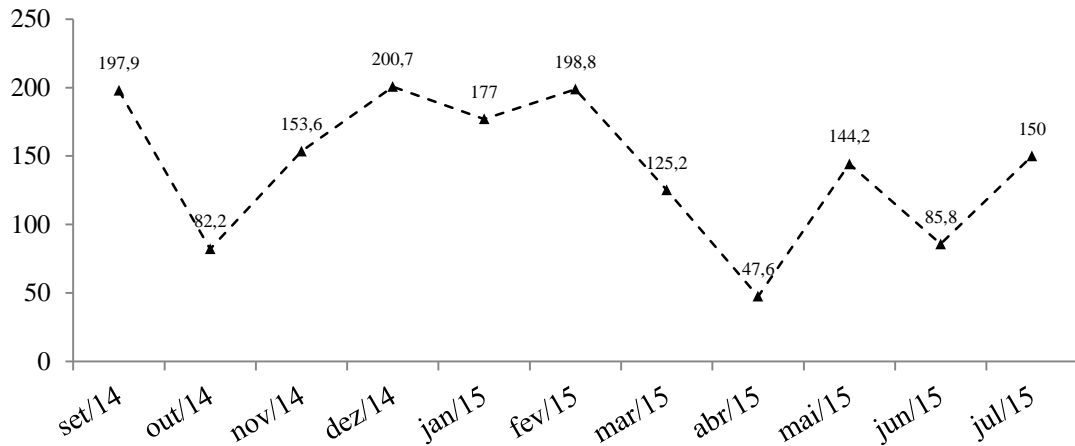


FIGURA 16. Variação pluviométrica mensal da região amostral na estação Barragem da Sanepar Araucária PR. Altitude 902 m, latitude 25° 32' 00" S e longitude 49° 23' 11" W. Fonte: PARANÁ-Instituto das Águas do Paraná- Sistema de informações Hidrológicas- Águas Paraná, (2015).

A concentração de oxigênio da água foi mais elevada no ponto 3 (104%) e no ponto 5 (104,1%) durante o outono, enquanto os valores menos elevados ocorreram no ponto 1 (65% na primavera) e no ponto 2 (48% na primavera), nestes pontos a oxigenação foi menos elevada em todas as estações climáticas (Tabela 1).

O pH manteve-se próximo a neutralidade e obteve variação pequena entre os diversos pontos e estações, sendo que no outono no ponto 2 ocorreu o valor menos elevado (5,8) e o valor mais elevado ocorreu no ponto 4 no verão (7,7). A condutividade elétrica da água apresentou oscilações entre pontos e estação climática, sendo menos elevada no ponto 2 em todas as estações. Todos os parâmetros mensurados são mostrados na tabela 1.

TABELA 1. Parâmetros abióticos mensurados nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática. Legenda: Temp=temperatura da água; Cond=condutividade; OD=oxigênio dissolvido; N-Nitrogênio; P-Fósforo

PARÂMETRO PONTO/ESTACÃO	Temp (C)	pH	OD (mg.L)	Cond. (μScm^{-1})	Turbidez (ntu)	Clorofila ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P-Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	PO ₄ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NH ₃ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	N- total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	
P1	Primavera	19	7,6	5,9	114±4,2	15,6±0,3	1,1	78,2±1,2	6,09±0,4	6,09±0,6	20,8±0,2	610±5,7	475±7,4
	Verão	21	7,4	4,8	103±3,1	30,8±2,4	0,53	54,3±3,1	8,71±3,2	1,7±0,2	42,8±1,4	710±7,2	610±10,1
	Outono	16,7	7,1	8,4	121±1,8	9,1±0,4	1,6	33,9±0,8	2,2±0,01	1,7±0,1	27,2±3,3	657±8,2	233±8,3
	Inverno	16,3	6,4	7,2	135±5,1	22±1,1	0,19	41,2±2,1	10,5±0,2	1,52±0,3	42,8±2,1	1101±7,3	378±9,5
P2	Primavera	20	7,2	8,3	90±3,8	18 ±0,6	7,47	29,77±1,4	2,42±0,1	2,42±0,2	7,55±3,1	418±5,4	494±6,7
	Verão	25,6	7,7	6,9	62,1±2,2	51,2±5,5	1,6	37,04±3,3	4,35±0,2	0,42±0,3	46,4±4,2	70,7±2,2	450±8,9
	Outono	17,8	5,8	3,6	71±1,7	19,3±1,5	1,6	22,3±2,1	3,17±0,2	0,18±0,0	23,7±2,4	80±3,8	421±3,8
	Inverno	21	7,1	13	80±2,1	8,9±0,1	2,4	65,8±5,3	7,9±0,5	0,25±0,01	24,4±3,9	115±4,3	339±7,9
P3	Primavera	20	7,2	8,3	90±3,2	18,8±0,3	7,4	29,7±4,7	2,4±0,2	2,4±0,2	7,5±1,6	418±12,2	494±11,3
	Verão	24,2	7,6	6,2	91±3,3	6,23±0,2	3,2	21,5±3,6	4,19±0,4	0,72±0,02	47,4±4,9	106±6,7	420±7,9
	Outono	19,5	7,21	9,5	92±2,4	4,7±0,4	4,8	20,4±2,2	1,16±0,2	0,53±0,03	43,3±2,4	158±7,9	423±12,3
	Inverno	20,7	7,05	8,7	84±2,1	8,74±1,0	6,7	28,8±3,8	7,3±0,9	0,43±0,04	23,5±1,1	207±6,5	360±8,8
P4	Primavera	21,3	6,8	7,4	123±4,7	12,6±0,3	0,53	28,2±1,2	3,3±0,4	3,3±0,1	20,8±3,3	356±11,3	289±9,4
	Verão	24	7,7	6,7	105±6,2	5,6±0,4	5,8	21,1±0,8	5,3±0,1	0,4±0,02	44,4±2,5	134±6,5	580±10,5
	Outono	19	7	8,8	96±2,2	2,6±0,3	4,2	19±2,5	1,4±0,2	1,7±0,2	76±3,5	154±9,7	175±7,1
	Inverno	20,2	6,41	7,1	82±3,1	5,31±0,5	3,3	33,9±3,8	7,5±0,2	0,22±0,01	50,2±3,9	184±12,3	326±9,2
P5	Primavera	22	7,1	7,9	82±6,1	13,7±0,1	2,6	30,2±2,6	4,9±0,3	3,8±0,3	28±4,6	145±8,4	462±4,4
	Verão	24	7,4	2,6	88,3±2,1	5,5±0,9	2,6	21,2±3,1	4,51±0,2	0,41±0,04	31,5±2,8	113±3,3	790±6,3
	Outono	19,3	6,76	9,6	84±3,3	6,1±0,1	5,8	36,7±3,2	1,42±0,1	0,13±0,0	30,2±4,7	67±1,4	334±6,1
	Inverno	20,8	5,79	7,2	74±4,4	13,6±0,4	6,63	56,3±4,6	7,7±0,2	0,7±0,02	28,8±2,3	205±4,8	210±8,5

Nas amostras obtidas em campo pelo método de Macan (1977) foram registrados N=2341 organismos, enquanto que no sedimento ocorreram N=227, estes dados totalizaram N=2568 organismos. A Figura 17 apresenta a distribuição de abundâncias e a riqueza de táxons registrados em cada ponto amostral ao longo do período de estudo. Houve diferença entre os valores registrados nos pontos nos diferentes períodos de estudo. Com destaque para o Ponto 2, o qual apresenta valores superiores para a abundância em todos os períodos, totalizando N= 754 (32,2%), além disso, a riqueza neste ponto foi mais acentuada (S=27). Valores menos representativos para abundância e riqueza foram registrados no Ponto 4; a abundância totalizou N=286 (12,2%), enquanto que a Riqueza de táxons foi equivalente a S=9. Nos Pontos 1 e 3 a abundância foi mais elevada no outono, enquanto que nos Pontos 4 e 5 foi mais elevada no inverno.

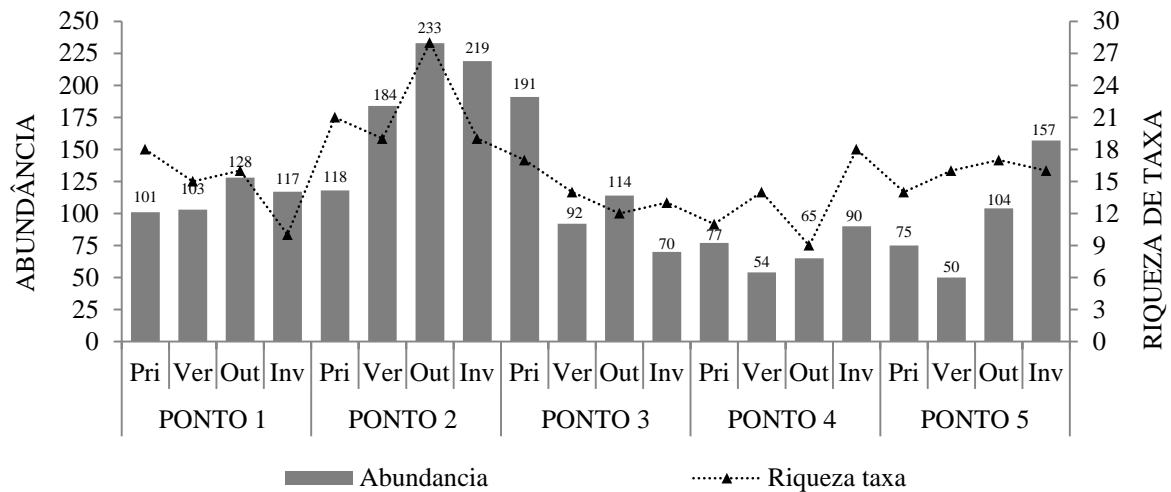


FIGURA 17. Distribuição da abundância e riqueza de taxa da comunidade de macroinvertebrados por estação climática amostrados nos cinco pontos do Rio Verde, Araucária, Paraná.

A tabela completa de todos os taxa registrados por ponto e estação climática é apresentada em anexo no final da dissertação. Em relação aos descritores de comunidade a diversidade de Shannon-Wiener e riqueza de Margalef foram mais elevados no ponto 2 durante todas as estações (Figura 18). Os demais descritores da comunidade são mostrados na tabela 2.

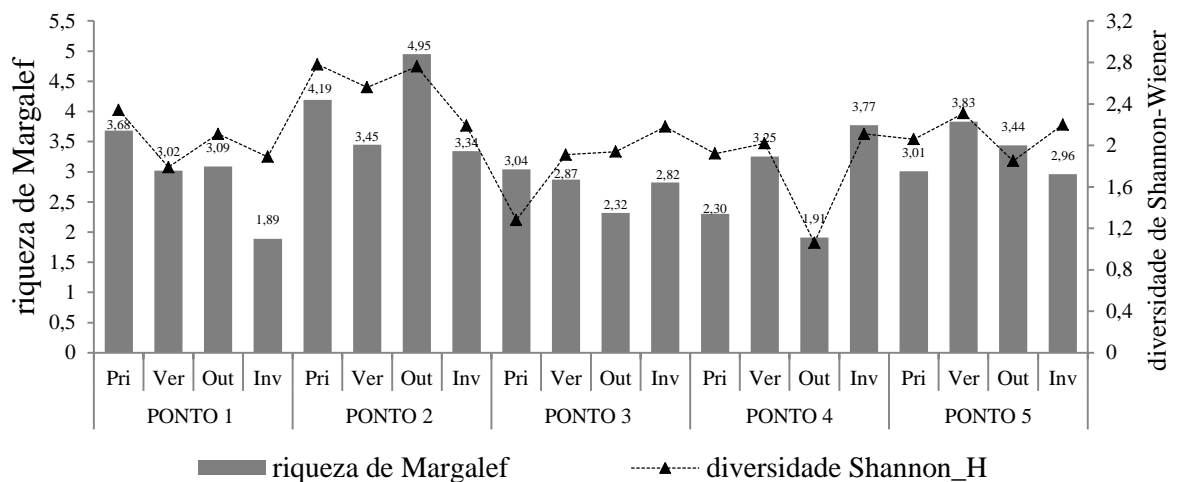


FIGURA 18. Distribuição da riqueza de Margalef e diversidade de Shannon-Wiener da comunidade de macroinvertebrados por estação climática amostrados nos cinco pontos do Rio Verde, Araucária, Paraná.

TABELA 2. Descritores ecológicos registrados nos pontos amostrais por estação climática no Rio Verde, Araucária, Paraná, Brasil. Classificação do índice BMWP (Loyola 2000) >150 101-120=água bem limpa; 61-100= água aceitável, ligeiramente contaminada; 36-60=duvidosa, água moderadamente contaminada (na tabela representado em negrito); 16-35=água crítica, muito contaminada; <15=água muito crítica, fortemente contaminada

Ponto Amostral	Estação climática	Equitabilidade de Pielou	Dominância Berger-Parker	Jackniffe 2 ordem	Índice de BMWP
PONTO 1	Primavera	0,81	0,26	19,2	61
	Verão	0,66	0,46	18,75	51
	Outono	0,76	0,26	18,5	57
	Inverno	0,82	0,27	10	43
PONTO 2	Primavera	0,92	0,18	21,33	71
	Verão	0,87	0,20	19,33	81
	Outono	0,83	0,22	28,75	114
	Inverno	0,75	0,29	24	79
PONTO 3	Primavera	0,45	0,69	21,2	65
	Verão	0,73	0,43	15,5	43
	Outono	0,78	0,29	12,75	37
	Inverno	0,85	0,30	14,5	47
PONTO 4	Primavera	0,80	0,35	11	40
	Verão	0,77	0,33	50	38
	Outono	0,48	0,72	14	58
	Inverno	0,73	0,36	40,5	73
PONTO 5	Primavera	0,78	0,36	15,5	41
	Verão	0,84	0,24	23	47
	Outono	0,65	0,45	35	59
	Inverno	0,80	0,23	21	71

A análise de correspondência canônica (CCA) evidenciou correspondência entre diversos representantes da ordem Odonata (principalmente da família Coenagrionidae e Libellulidae) em relação à concentração de oxigênio dissolvido. Os moluscos da família Physidae apresentaram correspondência com a turbidez e condutividade da água principalmente no verão e no ponto 1. *Buenoa* sp. e *Tenagobia* sp. (Corixidae, Heteroptera) apresentaram correspondência com a condutividade elétrica. *Pomacea* sp. (Mollusca, Ampulariidae) apresentou correspondência com o ponto 4 em todas as estações e também com a condutividade elétrica. As demais correspondências são mostradas nos gráficos da figura 19.

O resultado da análise permutacional (PERMANOVA) evidenciou variação na composição da comunidade de macroinvertebrados considerando regiões do reservatório. Além disso, ocorreu variação entre pontos amostrais; variação entre região e estação climática (Tabela 3)

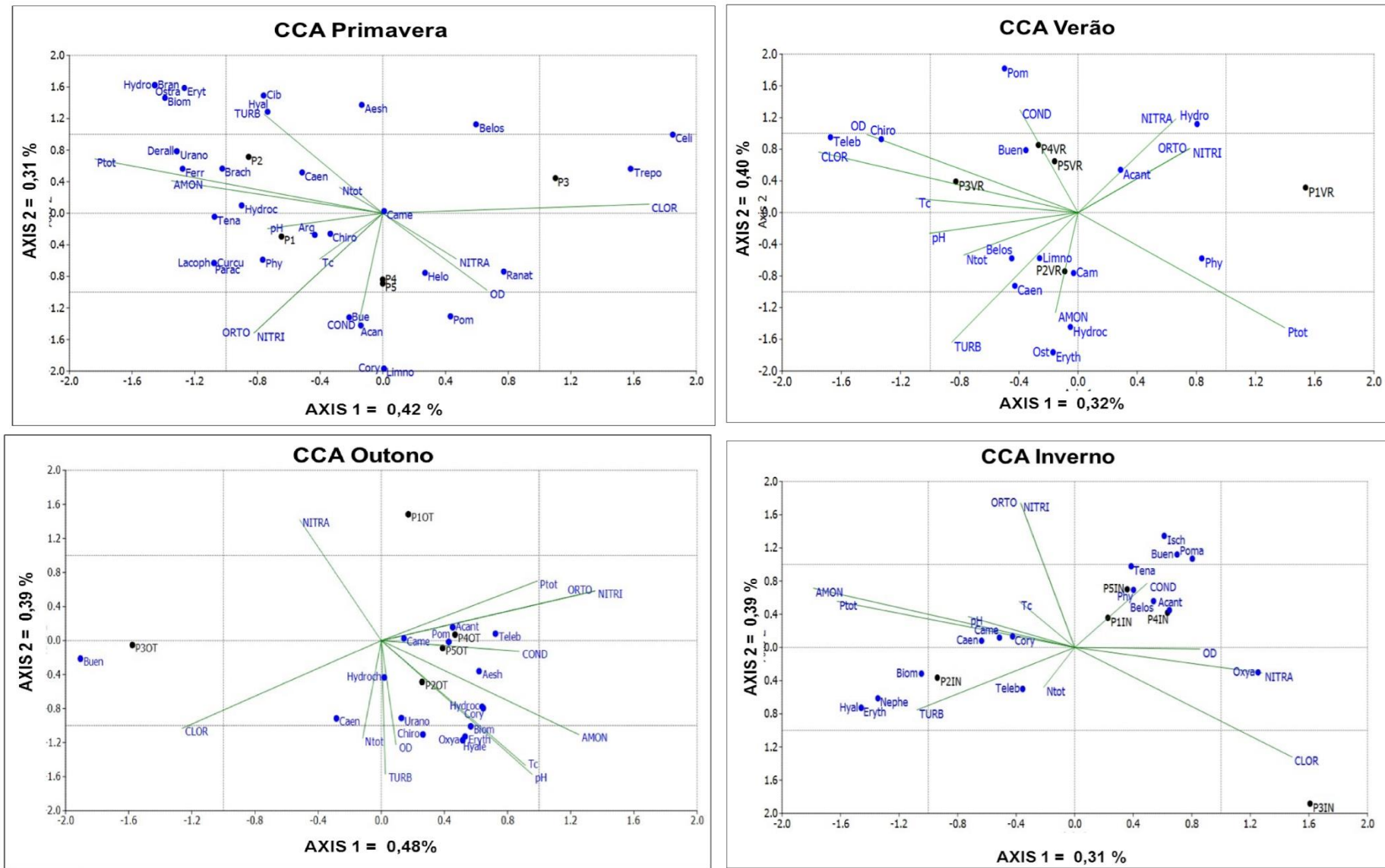


FIGURA 19- Análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais e táxons registrados nos pontos amostrais do Rio Verde por estação. Legenda: OD: Oxigênio dissolvido TEMP-temperatura da água (C); CLOR-clorofila (μL^{-1}); COND-condutividade (μScm^{-1}); P-TOT-fósforo total (μL^{-1}); N-TOT-nitrogênio total (μL^{-1}); NITRI-nitrito(μL^{-1}); AMON-nitrogênio amoniacal (μL^{-1}). ORTO- Ortofosfato (μL^{-1}) Gêneros: Bran=*Branchiura* sp. (Naididae) Ost=*Ostracoda*; Neph=*Nephepeltia* sp.; Cyb=*Cybister* sp.; Biom=*Biomphalaria* sp.; Der=*Derallus* sp. Eryt=*Erithrodiplax* sp.; Dug=*Dugesia* sp.; Cam= *Camelobaetidium* sp. Bue=*Buenoa* sp. Hyd=*Hydrochara* sp. Hydr=*Hydrocanthus* sp. Arg=*Argia* sp. Ter=*Tenagobia* sp. Cali=*Calibaetis* sp. Isc=*Ischnura* sp. Chiro=*Crironomus* sp. Pom=*Pomacea* sp.

Ainda, houve correspondência entre a concentração de clorofila-*a* em relação ao ponto amostral 3; a correspondência entre a concentração de ortofosfato em relação ao ponto 1; condutividade e o ponto 4;

TABELA 3 - Resultados da análise de PERMANOVA. Legenda: DF: graus de liberdade, Sums Of Sqs=soma dos quadrados; nidade MeanSqs: média dos quadrados, F: valor do teste F; Valores de Pr (significância estatística)

Análise	DF	Sums Of Sqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Regiao:Estação	1	0.2997	0.29969	2.1709	0.02293	0.017 * (0,05)
Regiao:Ponto	1	1.1871	1.18708	8.5988	0.09081	0.001 *** (0)
Estação:Ponto	1	0.2610	0.26099	1.8905	0.01997	0.038 * (0,05)
Regiao:Estação:Ponto	1	0.3777	0.37765	2.7356	0.02889	0.003*** (0,01)
Residuals	52	7.1787	0.13805	0.54915	-	-
Total	59	13.0723	1.00000	-	-	-

4.4 DISCUSSÃO

Análises de parâmetros abióticos e sua relação com a biota são importantes para a compreensão de variáveis que atuam em conjunto nos ambientes aquáticos, como a dinâmica das características químicas, físicas e biológicas da água (BAYLEY & LI, 1992). A pluviosidade pode alterar a composição das comunidades aquáticas, pois regula os níveis da zona litoral e do aporte de nutrientes (ESTEVES, 2011; WEBSTER & MEYER 1997). Verificou-se no presente estudo que houve menor abundância nos períodos mais chuvosos (de primavera) este fato pode estar associado maior carreamento de partículas e organismos fenômeno conhecido como “drifting” (ALLAN, 1995).

Todos os pontos apresentaram concentrações de oxigênio elevadas, contudo a região fluvial (ponto 2) apresentou concentrações menos elevadas por ser uma região onde naturalmente ocorrem processos de decomposição no sedimento e elevada taxa de oxidação no epilímnio, com conseqüente consumo de oxigênio (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O pH da água, segundo Esteves (1998), deve permanecer entre 6 e 9 para manter-se a homeostase da vida aquática. Verificou-se no presente estudo que o pH permaneceu dentro deste intervalo. A condutividade elétrica deve permanecer entre 10 e 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (ROSSARO et al., 2007). Na presente análise os pontos 1 e 4 mostraram-se mais elevados, evidenciando possíveis impactos ambientais.

A concentração de clorofila-*a* deve ser inferior à 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para reservatórios não eutrofizados de acordo com o CONAMA 357 (BRASIL, 2004). Em todas as estações, o Rio Verde apresentou concentrações inferiores à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Este dado é coincidente com estudo

realizado no reservatório por Fernandes et al., (2010), que registrou $14 \mu\text{g.L}^{-1}$ próximo da barragem. Estes dados também são similares aos obtidos por Cerutti (2015). A concentração de nutrientes do reservatório do Rio Verde segundo o IAP (2009), com dados entre 2005 à 2008, apresentou características de ambiente mesotrófico: fósforo total ($14 \mu\text{g.L}^{-1}$); nitrito ($6 \mu\text{g.L}^{-1}$); nitrato ($34 \mu\text{g.L}^{-1}$); nitrogênio amoniacal ($28 \mu\text{g.L}^{-1}$). Estes dados similares ao presente estudo com exceção do nitrato que foi mais elevado exclusivamente no ponto 1. Cerutti (2015), também constatou concentração similar neste ponto ($600 \mu\text{g.L}^{-1}$). Contudo, este valor ainda está de acordo com o máxima concentração permitida para rios classe II, que segundo o CONAMA de 2004, não deve ultrapassar 10mg.L^{-1} .

A qualidade hídrica através do índice BMWP foi aceitável em todos os casos. Taniwaki & Smith (2011), em estudo similar no reservatório de Itupararanga SP (de grau eutrofizado), verificaram as seguintes pontuações de BMWP: 6; 14; 48 e 57 estes registros indicaram para os autores a presença de efeitos antrópicos. No presente estudo nenhuma coleta/estação ou ponto apresentou qualidade crítica ou inferior a 25 pontos. O ponto 4 obteve pontuações menos elevadas, contudo, apresentou alguns taxa de pontuação 8 no BMWP' (Aeshinidae e Libellulidae), famílias que naturalmente não ocorrem em ambiente severamente impactados. A favor desta hipótese os registros de Cerutti (2015) no reservatório do Rio Verde também não indicaram criticidade da água.

Os resultados de BMWP aqui obtidos quando comparados à ao IQA do Rio Verde (Índice de Qualidade das Águas) (ANA, 2005 pg 161) com dados de 2001, que apresentou IQA=65, pontuação correspondente à qualidade aceitável. No relatório mais recente divulgado pelo IAP (2009) com dados entre 2004 e 2008 foi classificado como moderadamente degradado e dentro dos limites aceitáveis. Cabe ressaltar que estes índices refletem aceitabilidade da água, a qual vem sendo utilizada para atividades de lazer e abastecimento. Contudo, os resultados de BMWP obtidos no presente estudo refletem uma certa fragilidade ambiental da bacia, especialmente na região à jusante da barragem.

Em relação aos índices ecológicos da macrofauna, Cerutti (2015), analisou a comunidade de macroinvertebrados em quatro pontos do Rio Verde. Três destes pontos foram igualmente analisados no presente estudo. A autora obteve um total de 53 táxons, destes 35 foram igualmente aqui registrados. Além disso, os resultados das análises de abundância, riqueza, diversidade aqui apresentadas corroboram-se com os resultados da autora. Dessa forma é possível ressaltar que o ambiente apresenta um padrão temporal de espécies, o qual é verificado através do recrutamento das populações.

Todos os índices ecológicos foram mais elevados no ponto 2 durante todas as estações. Possivelmente a integridade da zona litoral deste ponto (mais complexa em relação aos demais) seja uma explicação, pois diversos autores têm registrado efeitos positivos e significativos da complexidade de habitat sobre a densidade e diversidade de invertebrados aquáticos (TANIGUCHI et al., 2003; TANIGUCHI & TOKESHI, 2004).

Uma abordagem similar em reservatório foi desenvolvida por Barbola et al., (2011), no reservatório do rio Pitangui, Ponta Grossa – Paraná. Os autores registraram valores de riqueza de Margalef em todos os pontos superiores a 9. Na presente análise os valores menos elevados foram próximos a 2 no ponto 4, enquanto que os valores máximos foram próximos de 5. Para Odum (1988), os valores da Riqueza de Margalef inferiores a 2 indicam presença de poucas espécies no ambiente e podem representar impactos ambientais, enquanto que valores superiores a 5,0 representam uma maior complexidade faunística. Desta forma, os registros sugerem que na área jusante à barragem há evidências de impactos ambientais.

A equitabilidade de Pielou mostrou que os pontos do Rio Verde diferem em termos de composição da biota e também evidenciou variações temporais. A dominância de Berguer Parker apresentou-se pouco elevada. Dessa forma, ressalta-se que não há espécies extremamente dominantes. Contudo há uma exceção para o ponto 4 (jusante a barragem) para o qual foram registrados valores superiores a 7,0. Possivelmente isso ocorreu em função das altas frequências de *Pomacea lineata* (Mollusca, Ampulariidae) em todas as estações.

Em relação a macrofauna do sedimento a família Chironomidae em diversos estudos é o grupo dominante, pois estas são larvas mais resistentes a perturbações e têm maior capacidade de armazenamento de oxigênio em seus tecidos (COSTA, OLIVEIRA & CALLISTO, 2006). A riqueza de Margalef do sedimento foi pouco expressiva com valores inferiores a 1. Segundo Esteves (2011), a homogeneidade ambiental da região profunda, com pouca variação anual de temperatura, pouca diversidade de cadeias alimentares (predominância da cadeia detritívora e microfágica), faz com que se desenvolva uma comunidade zoobentônica pouco variada, que pode, no entanto, apresentar número elevado de indivíduos. No ponto 4 no verão houve ausência de indivíduos no sedimento, fato que possivelmente pode estar associado a erosão das margens nesse ponto.

Pomacea linata (Gastropoda, Ampulariidae), apresentou frequência elevada nos pontos 3, 4 e 5. Segundo Barbosa (1995), as espécies do gênero *Pomacea* sp. distribuem-se por quase toda a Região Neotropical, geralmente habitam águas de curso lento e estagnadas. De acordo com Guimarães (1981), são raspadores e estão associados às margens, em locais com ocorrência de vegetação aquática. Durante épocas de estiagem podem se enterrar no solo

e esperar condições favoráveis. *P. lineata* ocorre naturalmente desde o nordeste ao sul do país e no Uruguai esta espécie é considerada como praga de arrozais. O reservatório do rio Verde e suas margens podem oferecer recursos de vegetação e habitat para esta espécie. Contudo não foram registrados indivíduos de *P. lineata* nos pontos 1 e 2, o que sugere que existem possíveis barreiras ou limitações por recursos para a espécie neste ambientes.

Ainda, foram capturados indivíduos da espécie *Corbicula fluminea* (Mollusca, Corbiculidae), organismo bioinvasor, que foi registrado no sedimento do ponto 1 e do ponto 3. No estudo Cerutti (2015) no Rio Verde esta espécie havia sido registrada apenas no ponto 1 durante estação de verão. A presença de *C. fluminea* e conchas vazias da mesma pode impactar a fauna bentônica local devido à biodeposição de fezes e pseudofezes e alteração na estrutura do substrato por deposição de valvas (OLIVEIRA, MEYER E ARMSTRONG, 2014). Para Mansur & Garces (1988), densidades a partir de 200 ind./m² são capazes de gerar danos para populações de bivalves nativos. No Rio Verde não haviam sido notificados indivíduos de *Corbicula* sp. até o estudo de Cerutti (2015). Logo, são necessário mais estudos de densidade populacional da espécie neste reservatório.

4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As variáveis analisadas em conjunto no Rio Verde possibilitaram a percepção de que este reservatório mantém suas características naturais já citadas na literatura, especialmente quanto ao grau de trofia. O reservatório é classificado como mesotrófico, em função da concentração da concentração de nutrientes e clorofila-*a*. Não houve parâmetros que apresentaram concentração extremamente elevadas e que comprometeram a integridade química desta água. Em relação à comunidade de macroinvertebrados bênticos, esta se mostrou abundante e diversa, sendo que o ponto de maior integridade biótica (riqueza de taxa) ocorreu na região fluvial do reservatório (ponto 2), enquanto nos demais pontos os descritores ecológicos apresentaram valores menos elevados. A qualidade hídrica calculada através desta biota foi aceitável em todos os casos e não obteve valores críticos em relação a outros estudos. As pontuações duvidosas do índice de BMWP e índices de riqueza menos elevados pressupõe a presença de algumas atividades antrópicas na região do Rio Verde que possivelmente estão atuando sobre a comunidade. Dessa forma se faz necessário um olhar holístico para a fragilidade da bacia do Rio Verde como um todo, especialmente em relação à

presença de espécies invasoras a exemplo de *Corbicula sp.* São necessárias mais abordagens de monitoramento, com vistas à preservação ambiental da área, abrangendo outros elos da biota aquática e demais áreas de entorno.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, Marty. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDREOLI, Cleverson V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, Kelly.; XAVIER, Cristine .F. Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, Cyanara L.N. **Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. Estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: UFPR. p. 39-58, 2011.

ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters.** Chapman & Hall, New York, 1995

BARBOLA, Ivana F.; MORAES, Marcos F. P. G.; ANAZAWA, Tathiane M.; NASCIMENTO, Elynton A.; SEPKA, Everton R.; POLEGATTO, Cleber M.; MILLÉO, Julianne.; SCHÜHLI, Guilherme S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n.1-2, p.15-23, jun, 2011.

BARBOLA, Ivana de Freitas; MORAES, Marcos Flávio Pádua Góes de; CAMILOTTI, Elen Mariana; NASCIMENTO, Elynton Alves do. Macroinvertebrados do rio Pitangui. In: GEALH, Ana Maria; MELO, Mário Sérgio; MORO, Rosemeri Segecin. **Pitangui, rio de contrastes, seus sonhos, seus peixes, sua gente.** Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J.; CARDOS, R. S. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-77, 2010.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 344, de 25 de Março de 2004.** Diário Oficial da União, Brasília, 2004.

CERUTTI, Vania Eloiza. **Varição espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do Rio Verde, Paraná, Brasil.** 2015.101 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

COLPO, Karine Develati.; BRASIL, Maria Teresinha.; CAMARGO, Bruna Vielmo. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural.** v. 39, n.7, p. 2087-2092, 2009.

DYGBY, Paul. G. N.; KEMPTON, Ryan. A. **Multivariate analysis of ecology communities.** London: Chapman & Hall,. 206 p., 1996.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602 p., 1998.

FERNANDES, Luciano Felicio; GUTSEIT, Kelly Cristiany *et al.* Ecologia do fitoplâncton no Reservatório do Rio Verde. In: CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: Editora: UFPR, p. 39-58, 2011

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater.** Oxford: Blackwell Scientific Publications., 213p. 1978.

GOTELLI, Nicholas J.; ELLISON, Aaron M. **Princípios de estatística em ecologia.** Artmed, Porto Alegre, 1ª ed. 528 p.

HARRISON, Simon.; ROSS, S.J.; J.H. LAWTON.. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology** v.61, p. 151-158, 1992.

KOROLEFF, Fernand. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. 1ed. **Methods of seawater analysis.** Verlag Chemie Weinheim, p. 117-181, 1976.

LOYOLA, Rosana Graça. Naldony. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade.** Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. ACIESP, São Paulo, pp. 46-52, 2000.

MACAN, Thomas Townley. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. **Hydrobiologia,** v. 55, p. 3-15, 1977.

MAGURRAN, Anne. E. **Medindo a diversidade biológica**. Editora da UFPR. 261p tradução Dana Moiana Vianna, Curitiba UFPR, 2011.

MARQUES, Maria Margarida.; FERREIRA, Rodrigo Lopes.; BARBOSA, Francisco Antonio Rodrigues. 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.

MELO, Adriano Sanchez.; SCHNECK, Fabiana.; HEPP, Luís.; SIMÕES, Nadson. R.; SIQUEIRA, Tadeu.; BINI, Luis Mauricio. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3 p. 318-331, 2011.

MERRITT, Richard. W.; CUMMINS, Ken. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3ed. Iowa, Kendall/Hunt. 862 p. 1996.

OLIVEIRA, A.; MORGAN, F. L.; MORENO, P.; CALLISTO, Moreno. **Inventário da fauna de insetos aquáticos na estação Ambiental de Peti (CEMIG)**. In: SILVEIRA, F. ed. Anais da ANEEL – projeto Peti/UFMG. Belo Horizonte, EDUFMG. p.25-30, 2005.

PAGIORO, Tomaz Aurélio; THOMAZ, Sidnei Magela.; ROBERTO, M.C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, Liliana.; THOMAZ, Sidnei Magela.; GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, p.17-38, 2005.

PARANA. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos- Instituto das Águas do Paraná **Sistema de Informações Hidrológicas (SIH)**, 2015.

PEREIRA, Domingos L. V.; MELO, Alan A.; HAMADA, Neusa. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology** v.36, n.1, 2007.

QUEIROZ, Julio Ferraz; TRIVINHO-STRIXINO, Susana.; NASCIMENTO, Vera Maria da Costa. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco**. Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente, v.3, p. 1-4, 2000.

RICKLEFS, Robert. E.; SCHLUTER, Dolf. **Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives**. University of Chicago Press, 414 pp. 1993.

ROSSARO, B.; MARZIALI, L.; CARDOSO, A. C.; SOLIMINI, A.; FREE, G.; GIACCHINI, R. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian Lakes. **Ecological Indicators** v.7, p. 41-429, 2007.

ROSENBERG, Davi. M.; RESH Vicent H. Use of insects in biomonitoring. p. 8797 in:

MERRITT, Richard. W.; CUMMINS, Ken. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3ed. Iowa, Kendall/Hunt. 862 p. 1996.

SILVA, Edson José. **Estudo do entendimento sobre meio ambiente e educação ambiental com a comunidade da bacia do Rio Verde, na região metropolitana de Curitiba**. 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado). Centro Universitário Franciscano do Paraná – FAE, Curitiba, 2009.

SOUZA, Luis Onofre Irineu.; COSTA, Janira Martins.; OLDRINI, Barbara Botelho. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das larvas de Odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n.99, p.3-42, jan.2004.

STRASKRABA, Michael.; TUNDISI, José Galizia.; DUNCAN, Alex. State-of-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 213-288, 1993.

STRICKLAND, Jordan. D. H.; PARSONS, T. R. **A manual of seawater analysis**. Bull. Fisheries Research Board Canada. n. 125, p.1-185, 1960.

TANIWAKI , Ricardo Hideo; SMITH, Welber Senteio. Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim – SP, Brasil. **Journal Health Science Institute** v.29, n.1, p.7-10, 2011.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. **Marine chemistry**, v.10, p.109-222. 1981.

WETZEL, Robert G.; LIKENS, Gene E.; **Limnological analyses**. 2. ed., New: York: Saunders, 1996.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

5-CAPÍTULO II

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc E *Potamogeton montevidensis* A.Benn EM UM RESERVATÓRIO NO SUL DO BRASIL

RESUMO

Macrófitas aquáticas abrigam uma diversa comunidade de macroinvertebrados. O objetivo do presente estudo foi realizar o levantamento dos macroinvertebrados associados à *M. aquaticum* e *P. montevidensis* ocorrentes na região fluvial do reservatório do Rio Verde. Foram realizadas quatro campanhas amostrais nas estações climáticas: Primavera (2014), Verão (2015), Outono (2015) e Inverno (2015). As macrófitas aquáticas foram coletadas em triplicatas lançando-se três vezes no banco amostral de cada espécie um amostrador de PVC de 0,025 m³. Em cada amostragem foram mensurados diversos parâmetros abióticos. A macrofauna foi identificada ao menor nível taxonômico possível. Para análise da comunidade associada, foram calculados os seguintes descritores ecológicos: abundância, riqueza de taxa, riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Ainda, para efeito comparativo foi determinada a dimensão fractal de cada macrófita. Para correspondência das variáveis bióticas e abióticas foi utilizada análise de correspondência canônica (CCA). Foram registrados 1147 organismos, pertencentes à 39 táxons. Destes, 22 ocorreram em ambas as macrófitas, 7 associados somente a *P. montevidensis* e 10 somente à *M. aquaticum*. A média amostral de organismos para *M. aquaticum* foi 43 e de *P. montevidensis* de 30,6. O teste de Mann-Witney evidenciou que houve diferença estatística entre as médias de invertebrados para verão e inverno. Contudo, não apresentou diferença para as demais estações. Durante todas as estações a riqueza de taxa, riqueza de Margalef e diversidade de Shannon-Wiener foram mais elevadas para *M. aquaticum*. Possivelmente este fato pode estar relacionado com a dimensão fractal mais elevada desta macrófita, apresentou maior complexidade (*M. aquaticum* = 1,62 e *P. montevidensis* = 1,28). A arquitetura distinta e mais complexa pode criar condições diferenciadas de microhabitats e recursos, que, por sua vez, refletem na composição da macrofauna em cada arquitetura.

Palavras Chave: Associação, Macrófitas aquáticas, dimensão fractal

ABSTRACT

Macrophytes houses a diverse macroinvertebrate community. The aim of this study was to conduct a survey of macroinvertebrates associated with *M. aquaticum* and *P. montevidensis* occur in the fluvial region of the Rio Verde reservoir. four sampling campaigns in the seasons were held: Spring (2014), Summer (2015), Autumn (2015) and Winter (2015). The macrophytes were collected in triplicate lançando- 3 times in the sample bank for each species a PVC sampler of 0.025 m³. In each sample were measured various abiotic parameters. The macrofauna was identified at the lowest possible taxonomic level. For analysis of the associated community, the following ecological descriptors were calculated: abundance, wealth tax, wealth Margalef, Shannon-Wiener diversity and evenness of evenness. Also, for comparison purposes was determined by the fractal dimension of each macrophyte. Correspondence of biotic and abiotic variables was used canonical correspondence analysis (CCA). 1147 organizations belonging to 39 taxa were recorded. Of these, 22 occurred in both macrophytes, 7 associated only *P. montevidensis* and 10 only to *M. aquaticum*. The sample mean organizations for *M. aquaticum* was 43 and *P. montevidensis* 30.6. The Mann-Whitney test showed that there was statistical difference between the means of invertebrates between summer and winter. However, no difference for other stations. During all seasons the wealth tax, wealth Margalef and Shannon-Wiener diversity were higher for *M. aquaticum*. Possibly this may be related to the higher fractal dimension of this macrophyte, showed greater complexity (*M. aquaticum* = 1.62 and *P. montevidensis* = 1.28). A different and more complex architecture can create different conditions of microhabitats and resources, which, in turn, reflect the composition of the macrofauna in each architecture.

Keywords: Association, aquatic macrophytes, fractal dimension

5.1 INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados compõem a maior parcela da fauna associada à macrófitas aquáticas. A diversidade é composta por vários filos como Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda e Platyhelminthes (CARVALHO & UIEDA, 2004). A classe Insecta é a mais representativa, com maior diversidade, abundância e possui alta sensibilidade às variações. Em relação ao hábito alimentar podem ser coletores, predadores, herbívoros e os raspadores compõem parcela restrita da comunidade (SONODA, 1999). Abordagens com foco nas diferenças de distribuição e abundância dos organismos no espaço e no tempo são comuns em estudos na área ecológica e a busca de explicações para estas diferenças ainda são fontes para pesquisas. A interpretação de padrões e mecanismos que regem comunidades auxilia a reconhecer o papel de cada componente da biota na manutenção e equilíbrio da biodiversidade (ENGELHARDT & RITCHIE, 2002; BALIAN et al., 2008).

Macrófitas aquáticas compreendem um amplo grupo de organismos que incluem algas talóides, musgos, hepáticas, coníferas e magnoliófitas. Estas se desenvolvem em águas interiores, salobras, estuários e áreas costeiras (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Tais vegetais desenvolvem-se em um gradiente que compreende desde solos saturados até submersos na coluna d'água (ESTEVES, 2011; BIANCHINI-JR et al., 2002). Desempenham um importante papel na dinâmica e ciclagem de nutrientes e oportunizam a formação de detritos e microhabitats (ao perifíton) e também para macrofauna aquática (PETRUCIO & ESTEVES 2000; THOMAZ & BINI, 2003). Além disso, oferecem proteção contra predadores e servem de fonte alimentar direta para organismos herbívoros (WARD, 1992).

São categorizadas quanto ao seu biótopo e grau de adaptação ao meio aquático. Os tipos biológicos são: *emersas*- são plantas enraizadas no sedimento e com folhas para fora d'água (Ex. *Typha* sp.); *flutuantes enraizadas*- plantas que apresentam folhas flutuantes conectadas aos rizomas e raízes através de longos pecíolos (Ex. *Nimphaea* sp.); *submersas enraizadas* - plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente sob a superfície, à exceção de estruturas reprodutivas (Ex. *Egeria* sp.); submersas livres – plantas que possuem rizomas pouco desenvolvidos que permanecem geralmente presas a outras macrófitas (Ex. *Utricularia* sp.); flutuantes livres - plantas que flutuam livremente cujas raízes permanecem na superfície (Ex. *Salvinia* sp) (ESTEVES, 2011).

As macrófitas aquáticas apresentam arquitetura foliar distintas e plasticidade fenotípica. *Myriophyllum aquaticum* é uma macrófita aquática emersa pertencente à família

Haloragaceae, originária da América do Sul, de ocorrência natural no Brasil (NEGRISOLI et al. 2003). A porção emersa atinge no máximo 30 cm de comprimento, as folhas tem formato de agulhas e medem de 1,5 a 3,0 cm, apresentando 1,0 cm de distância entrenós (KISSMANN & GROTH, 2000). *Potamogeton sp.* é pertencente à família Potamogetonaceae. É uma macrófita submersa, sendo encontrada em rios, lagoas e áreas costeiras de baixa salinidade. Apresenta folhas alternas, alongadas e finas e os ramos, rizomas são delgados e perenes (COLARES et al., 2007).

Mandelbrot (1988), resgatou o conceito de dimensão fractal e o mesmo tem sido aceito em abordagens ecológicas, com base no fato de que muitos objetos são como fractais, apresentam características relevantes naturais em diferentes escalas. O cálculo empírico da magnitude conhecida como dimensão fractal de dilatação, permite-nos comparar quantitativamente o grau de irregularidade de corpos diferentes e, assim, servir para quantificar complexidade de uma estrutura em diferentes escalas (MACABENDROTH et al., 2005). Nesse contexto uma maior complexidade estrutural corresponderia a uma maior heterogeneidade de habitats, e, por conseguinte maior valor de dimensão fractal.

Análises sobre comunidades associadas à macrófitas aquáticas foram realizadas por diferentes autores em várias regiões: MORMUL et al. (2005), na planície de inundação do alto Rio Paraná determinou a sucessão durante o processo de decomposição de *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth e *Polygonum ferrugineum*, sendo que os resultados apontaram altos valores de densidade. Enquanto que Saulino & Strixino (2011), analisaram apenas as raízes de *E. azuera* em uma lagoa marginal no Pantanal e registraram 21 táxons pertencentes a 13 famílias. Silveira (2007), verificou o impacto do corte de *Schoenoplectus californicus* e *Thypha dominguensis* sobre a diversidade de macrofauna e constatou declínio na frequência, riqueza e diversidade ecológica. Santana et al., (2009), estudou a macrofauna de *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida brasileira, e registrou valores de diversidade elevados.

No Brasil, ainda não foram notificados estudos de comunidades associadas a *M. aquaticum* e *P. montevidensis*. Além disso, no estado do Paraná, especialmente na região de Curitiba, abordagens com foco em comunidades de invertebrados associados a determinadas espécies de macrófitas aquáticas até o presente inexistem. Na área fluvial do reservatório do Rio Verde ocorrem diversos agregados dessas espécies. O presente estudo teve por objetivo determinar a dimensão fractal destas espécies de macrófitas aquáticas e reconhecer o papel desta dimensão na abundância, nos valores de descritores ecológicos e na variação temporal da estrutura da comunidade associada.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do Rio Verde está localizada à oeste na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná e abrange os municípios de Campo Magro, Campo Largo e Araucária. O principal curso de água é o Rio Verde o qual recebe a contribuição de 15 tributários e desemboca na margem esquerda do Rio do Iguaçu. Distribuídos espaçadamente ao longo deste rio formam-se alguns bancos de macrófitas aquáticas, dentre os quais destaca-se a presença de *M. aquaticum* e *P. montevidensis*, em particular na região fluvial do reservatório. O ponto amostral compreende um trecho situado no Ponto 2 desta pesquisa disposto nas seguintes coordenadas: Latitude 25° 29' 10.1" S e Longitude 49° 28' 02.2 W (Figura 20).

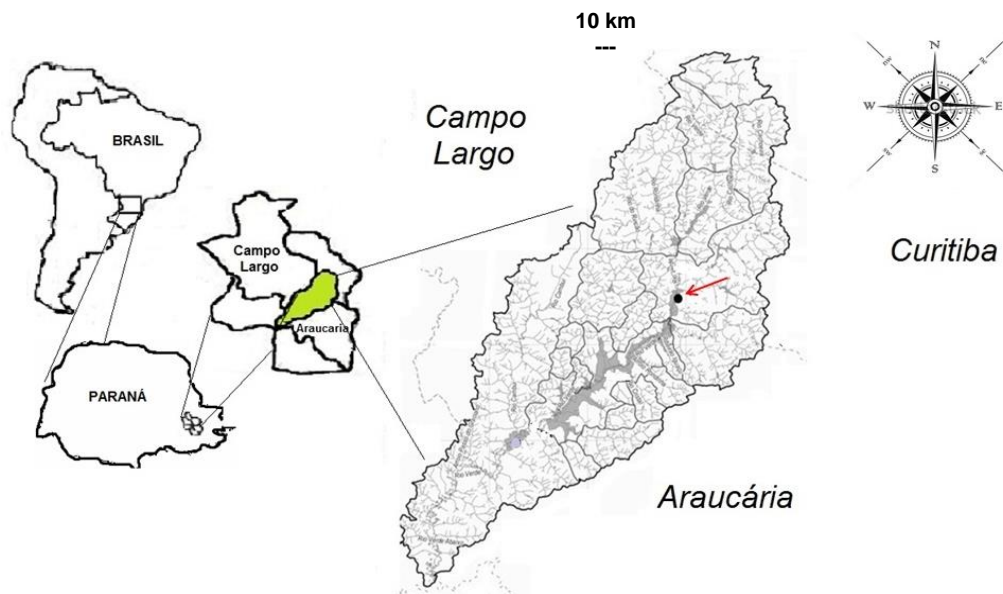


FIGURA 20. Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Verde e localização da região do ponto de amostragem das macrófitas (25 29'10.10" S – 49 28' 02.20"W) (seta vermelha). Fonte: Adaptado de Andreoli et al. (2010).

As amostragens foram realizadas por estação climática (primavera – novembro/2014; verão – fevereiro/2015; outono – maio/2015 e inverno – agosto/2015). Em cada programa foram extraídas três réplicas por unidade de volume amostral de *M. aquaticum* e *P. montevidensis*. Cada unidade de volume amostral consistiu no uso de um quadrado de policloreto de vinila (PVC) com 0,25 m² de área e 0,50m de profundidade revestidos

lateralmente com tela de 0,5 mm de abertura para retenção da macrofauna. A Figura 21 apresenta uma visão geral deste amostrador.



FIGURA 21. Vista geral e superior do amostrador para macrófitas aquáticas constituído de PVC e nas laterais malha de 1mm. Fonte: autor

No campo, as macrófitas aquáticas foram localizadas e o amostrador foi inserido no banco de macrófita até tocar o sedimento, sendo amostradas três réplicas de *M. aquaticum* e três de *P. montevidensis* por estação. Cada lançamento compôs uma unidade amostral. Todos os espécimes presentes no interior do amostrador foram retirados manualmente com o auxílio de uma faca e acondicionados em recipientes plásticos. Para evitar eventual fuga de componentes da macrofauna, nesta etapa procedeu-se uma varredura com peneira de 1,0 mm de abertura de malha no interior do amostrador. Todo o material coletado foi devidamente etiquetado e transportado ao laboratório.

Na proximidade dos bancos de macrófitas foram mensurados os parâmetros abióticos: pH, temperatura da água de superfície, oxigênio da água de superfície, oxigênio a 20 cm e 40 cm de profundidade. Por fim foram coletados 2 litros de água, em recipientes previamente descontaminados. Essas amostras foram mantidas sob-refrigeração e transportados ao laboratório para posterior análise de parâmetros abióticos. No laboratório cada unidade amostral de macrófita aquática foi lavada em água corrente e os macroinvertebrados retidos em peneira de malha de 0,5 mm de abertura. Estes organismos foram fixados em formaldeído à 10% e posteriormente conservados em álcool 70%. Na sequência a macrofauna foi triada e procedeu-se a determinação ao menor nível taxonômico possível utilizando bibliografia especializada (PEREZ, 1988; MERRIT & CUMMIS, 1996). As unidades amostrais das

macrófitas aquáticas foram secas em estufa com lâmpadas incandescentes de 60 W até peso constante e realizou-se a mensuração da biomassa (peso seco em gramas) de cada espécie (*M. aquaticum* e *P. montevidensis*).

No laboratório foi determinada a turbidez e condutividade elétrica da água. De cada amostra foi filtrada 1 litro (L) em bomba a vácuo utilizando-se membrana de fibra de vidro de porosidade 0.45 μm . As amostras foram conservadas por congelamento para posterior análise dos parâmetros: ortofosfato (STRICKLAND & PARSONS, 1960), nitrogênio amoniacal (KOROLEFF, 1976), N-nitrito (GOLTERMAN et al., 1978) e N-nitrato (VALDERRAMA, 1981). Além disso, 1 litro de cada amostra foi conservado sob congelamento sem filtrar para análise de fósforo total (STRICKLAND & PARSONS, 1960) e nitrogênio total. A absorbância em cada análise foi lida em um espectrofotômetro da marca Shimadzu UV-1800. A análise de clorofila -a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) consistiu na maceração da membrana filtrante em acetona 90% (WETZEL & LIKENS, 1996). O conteúdo foi centrifugado à 5500 RPM durante 30 minutos. As absorbâncias foram lidas no espectrofotômetro nos comprimentos de onda 650nm e 750 nm.

Com o intuito de averiguar o papel da arquitetura das macrófitas aquáticas na estrutura e composição da biota associada, foi determinada a dimensão fractal (D) de *M. aquaticum* e *P. montevidensis*. Para tal, inicialmente foram preparadas excicatas de cada espécie em triplicata com material botânico coletado separadamente das demais amostras no ambiente amostral. As excicatas foram escaneadas e transformadas em contorno preto e branco pelo software Photoscape. A seguir as imagens foram importadas para o software Fractop 0.3. A metodologia selecionada no software para cálculo chama-se “*box-counting*” a qual consiste na cobertura da imagem com malhas ou “quadrados” sendo calculada através da equação: $D = \log N / \log (1/r)$, onde N= número de unidades ocupadas e r= comprimento total do objeto. Dessa forma quanto maior é a dimensão fractal (D) mais complexo é o objeto (FERREIRO, 2012). Os tamanhos das malhas utilizadas no presente estudo foram 2, 3, 4, 5, 6, 8, 12, 16, 32, 64, e 128 e 256 mm. Para cada estação climática e suas respectivas unidades amostrais, foram calculados os seguintes descritores ecológicos da comunidade associada: abundância geral, riqueza de taxa (S), riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Berger-Parker, equitabilidade de Pielou e aplicou-se estimador Jackknife de segunda ordem, sendo este mais adequado para ambientes aquáticos (MELO & FROELICH, 2001). Os descritores da comunidade foram calculados utilizando-se o software Past (Versão 3.08).

Foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA), para cada estação climática a partir da utilização de duas matrizes (de dados bióticos e abióticos), as quais foram padronizadas (por $\log X+1$). A CCA realizada a partir do software Past (Versão 3.08).

Para a análise da hipótese nula de diferença estatística entre as médias da macrofauna associada a *M. aquaticum* e *P. montevidensis*, foi utilizado o teste não paramétrico de Wilcoxon Mann-Witney através da utilização do software STATISTICA®.

5.3 RESULTADOS

Os parâmetros abióticos mensurados em campo nas proximidades dos bancos de macrófitas em e os nutrientes por estação climática estão mostrados na Tabela 4. A biomassa de *M. aquaticum* foi mais elevada em relação a *P. montevidensis*;

TABELA 4. Variáveis abióticas (limnológicas e biomassa) mensurados para *M. aquaticum* e *P. montevidensis* por estação climática no Rio Verde, Paraná 2014-2015.

Parâmetro	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Biomassa <i>M.aquaticum</i> (g)	26,9±6,91	25,7±6,15	19,3±16,4	22,1±4,26
Biomassa <i>P. montevidensis</i> (g)	21,8±5,03	14,8±3,66	11,4±1,5	17,6±1,56
Clorofila -A ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,52	3,82	3,34	4,01
Condutividade (uScm^{-1})	114±0,8	67,2±1,2	77,3±0,7	85,2±0,5
Temperatura água ($^{\circ}\text{C}$)	19,8±0,2	25,6±0,3	18,7±0,2	15,6±0,4
pH	7,1	7,7	5,8	6,7
Turbidez (NTU)	16,4±0,89	37,4±6,65	23,3±0,96	17,4±0,7
Precipitação média (mm)	124	235	179	115
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	33,4±1,31	28,2±2,63	24,6±2,11	30,3±1,7
Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	14,8±0,10	10,3±0,50	6,9±0,9	7,6±0,3
Nitrogênio Total - N ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	98,8±3,65	68,8±8,08	79,3±0,4	83,5±0,8
Nitrogênio Amoniacal ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,94±0,03	2,03±0,07	3,85±0,03	3,66±0,04
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,21±0,07	0,24±0,01	0,18±0,05	8,4
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	119±3,3	84,6±7,63	52,6±4,46	112
Oxigênio em <i>P.montevidensis</i> (mg.L^{-1})	5,57	9,18	3,60	4,45
Oxigênio em <i>P. montevidensis</i> 20 cm (mg.L^{-1})	2,23	3,07	1,58	2,34
Oxigênio em <i>P. montevidensis</i> 40 cm (mg.L^{-1})	0,52	0,86	0,36	0,55
Oxigênio em <i>M. aquaticum</i> superfície (mg.L^{-1})	7,33	6,82	3,48	4,92
Oxigênio em <i>M. aquaticum</i> à 20 cm (mg.L^{-1})	2,12	1,32	1,02	1,98
Oxigênio em <i>M. aquaticum</i> à 40 cm (mg.L^{-1})	0,42	0,27	0,34	0,37

A Tabela 5 apresenta uma comparação entre as macrófitas aquáticas em estudo. Para *M. aquaticum* os valores da dimensão fractal (tabelas complementares encontram-se em anexos), abundância total de macroinvertebrados e riqueza total de macroinvertebrados foram superiores aos registrados em *P. montevidensis*.

TABELA 5. Dimensão fractal, abundância e riqueza de taxa registrada para *M.aquaticum* e *P.montevidensis*

Macrófita aquática	Dimensão fractal	Abundância	Riqueza
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	1,62 ± 0,049	659 (57,5%)	32
<i>Potamogeton montevidensis</i>	1,28 ± 0,063	488 (42,5%)	29

A tabela 6 apresenta a composição da comunidade de macroinvertebrados registrados em cada macrófita aquática ao longo das estações climáticas destacando o hábito ecológico desta comunidade. Foram registrados ao total 1147 organismos, distribuídos em 39 táxons. Destes, 22 ocorreram em ambas as macrófitas, 7 associados somente a *P. montevidensis* e 10 somente à *M. aquaticum*. Os quatro táxons mais abundantes em *M. aquaticum* foram *Chironomus* sp.(25,18%), Ostracoda (13,65%), *Tenagobia* sp. (8,49%) e *Erythrodiplax* sp. (6,82%), totalizando 57,5% da fauna amostrada. Associados à *P. montevidensis* os quatro táxons mais abundantes foram: *Chironomus* sp. (23,13%), *Tenagobia* sp. (20,08%), *Sigara* sp. (9,01%) e Ostracoda (6,96%).

TABELA 6. Frequência absoluta e característica do hábito na macrófita dos taxa amostrados em *M. aquaticum* e *P. montevidensis* durante o período amostral. GAF= Grupo de alimentação funcional. Legenda: PRI=primavera; VER= Verão; OUT=outono; INV=inverno

Taxa/Macrófita	<i>M. aquaticum</i>				<i>P. montevidensis</i>				GAF/HÁBITO
	PRI.	VER	OUT	INV	PRI.	VER	OUT	INV	
ANNELIDA									
OLIGOCHAETA									
<i>Branchiura</i> sp	3	11	16	8	5	8	3	8	Coletor/enrolador
HIRUDINEA									
<i>Helobdella</i> sp	5	18	18	4	4	6	3	3	Predador/Fluidos
PLATHYELMINTHES									
TURBELLARIA									
<i>Girardia</i> sp.	12	1	0	0	0	0	0	0	Predador/rastejador
MOLLUSCA									
GASTROPODA									
<i>Ferrisia</i> sp.	0	0	2	1	2	2	4	4	Raspador/Substrato
<i>Physa</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	Raspador/Substrato
CRUSTACEA									
OSTRACODA									
	65	11	13	1	31	0	1	2	Fitrador/Nadador
AMPHIPODA									
<i>Hyallolela</i> sp.	12	17	1	2	6	7	0	0	Detritívoro/Nadador
INSECTA									
EPHEMEROPTERA									
<i>Caenis</i> sp.	1	7	0	1	0	21	0	1	Coletor/Agarrador
<i>Camelobaetidius</i> sp	5	10	1	0	12	0	1	0	Coletor/Agarrador
ODONATA									

TABELA 6. Continuação. Frequência absoluta e característica do hábito na macrófita dos taxa amostrados em *M. aquaticum* e *P. montevidensis* durante o período amostral. GAF= Grupo de alimentação funcional. Legenda: PRI=primavera; VER= Verão; OUT=outono; INV=inverno

Taxa/Macrófito	<i>M. aquaticum</i>				<i>P. montevidensis</i>				GAF/HÁBITO
	PRI.	VER	OUT	INV	PRI.	VER	OUT	INV	
COENAGRIONIDAE									
<i>Argia sp.</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	Predador/Prendedor
<i>Acanthagrion sp.</i>	4	1	3	0	0	1	0	1	Predador/Escalador
<i>Ischnura sp.</i>	0	8	0	0	0	0	0	0	Predador/Escalador
<i>Oxyagrion sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	Predador/Escalador
LIBELULLIDAE									
<i>Anatya sp.</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	Predador/Escalador
<i>Dythemis sp.</i>	2	0	0	2	0	0	0	0	Predador/Agarrador
<i>Erythrodiplax sp.</i>	9	22	5	9	2	7	2	6	Predador/Escalador
<i>Mycrathiria sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	Predador/Agarrador
<i>Nephepeltia sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	Predador/Agarrador
<i>Perithmis sp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	1	Predador/Agarrador
<i>Tauriphila sp.</i>	0	0	1	0	2	0	0	1	Predador/Agarrador
<i>Tramea sp.</i>	0	0	0	0	8	0	0	0	Predador/Agarrador
LEPIDOPTERA									
PYRALIDAE									
<i>Nymphula sp.</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	Fragment./Prendedor
THYSANOPTERA									
PHLAEOTHIRIPIDAE									
<i>Lyothripssp.</i>	21	0	0	0	0	0	0	0	Fitófago/Parte aérea
DIPTERA									
CHIRONOMIDAE									
<i>Chironomus sp.</i>	22	7	58	79	0	7	24	87	Coletor/Prendedor
CULICIDAE									
<i>Aedomya sp.</i>	0	0	0	30	0	7	0	0	Filtrador/Superfície
HEMIPTERA									
CORIXIDAE									
<i>Sigarasp.</i>	0	3	4	0	3	0	41	0	Predador/Nadador
<i>Tenagobiasp.</i>	25	13	17	1	44	23	31	0	Predador/Nadador
NOTONECTIDAE									
<i>Buenoa sp.</i>	3	0	0	0	1	22	0	0	Predador/Nadador
<i>Notonecta sp.</i>	0	2	0	1	2	1	0	0	Predador/Nadador
BELOSTOMATIDAE									
<i>Belostoma sp.</i>	4	5	10	0	0	2	0	0	Predador//Nadador
COLEOPTERA									
CHRYSOMELIDAE									
<i>Prasocuris sp.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	Fragmentador
DYTISCIDAE									
<i>Cybistersp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	Predador- Agarrador
<i>Dibolocellussp.</i>	7	5	0	0	2	0	0	0	Predador- Escalador
NOTERIDAE									
<i>Hydrocanthus sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	Predador/Nadador
HALIPLIDAE									
<i>Peltodytes sp.</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	Predador/Escalador
HYDROPHILIDAE									
<i>Hydrochara sp.</i>	2	6	0	0	0	3	0	0	Predador/Nadador
	0	1	0	0	0	0	0	0	Predador/Nadador
STAPHYLINIDAE									
<i>Stenus sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	Predador/Patinador
HYDRACARINA									
LIMNOCHARIDAE									
	2	6	2	1	1	2	0	0	Predador/Nadador
Total	207	157	151	144	131	128	109	120	1147

A Tabela 7 apresenta os valores dos principais descritores ecológicos para ambas as macrófitas aquáticas por estação. Os valores da diversidade de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, equitabilidade de Pielou e o estimador de diversidade Jackniffe de segunda ordem para *M. aquaticum* foram superiores aos registrados em *P. montevidensis*. A dominância de Berger-Parker foi similar em ambas as macrófitas aquáticas por estação.

TABELA 7-Descritores ecológicos da comunidade de macroinvertebrados associados a *M.aquaticum* e *P.montevidensis* por estação climática

Descritor ecológico/estação	<i>M.aquaticum</i>				<i>P. montevidensis</i>			
	PRI	VER	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV
Riqueza de taxa (S)	21	23	14	15	18	19	10	12
Abundância	207	157	150	144	131	128	109	120
Diversidade Shannon-Wiener	2,36	2,75	2,04	1,50	2,13	2,53	1,57	1,17
Riqueza de Margalef	3,75	4,35	2,59	2,81	3,48	3,71	1,91	2,29
Equitabilidade de Pielou	0,77	0,87	0,75	0,55	0,73	0,85	0,68	0,47
Dominância Berger-Parker	0,31	0,14	0,38	0,54	0,33	0,17	0,37	0,72
Estimador de Jackniffe 2 ordem	22,5	30	15	24,33	19,2	20,2	10,25	14,0

A análise de correspondência canônica (CCoA) utilizando-se os dados da macrofauna associada (da tabela 3) e dos parâmetros abióticos (da tabela 1) por estação climática evidenciou que houve correspondência entre diversos parâmetros e as macrófitas aquáticas. Durante todas as estações a biomassa foi o parâmetro que obteve maior correspondência à *M. aquaticum*. Houve um decréscimo no número de espécies no inverno o que foi proporcional a biomassa.

Os gêneros *Hyalrella* sp, *Erythodiplax* sp. (Odonata, Libellulidae) foram correspondentes a *M. aquaticum* para todas as estações. Por outro lado os parâmetros Clorofila, Oxigênio dissolvido, pH, Nitrito e nitrogênio amoniacal obtiveram maior correspondência a *P. montevidensis*. Os gêneros correspondentes a *P. montevidensis* para todas as estações foram: *Tramea* sp. (Odonata, Libellulidae); *Cybister* sp. (Coleoptera, Dytiscidae); *Ferrisia* sp. (Gastropoda, Physidae) e *Tenagobia* sp. (Hemiptera, Corixidade).

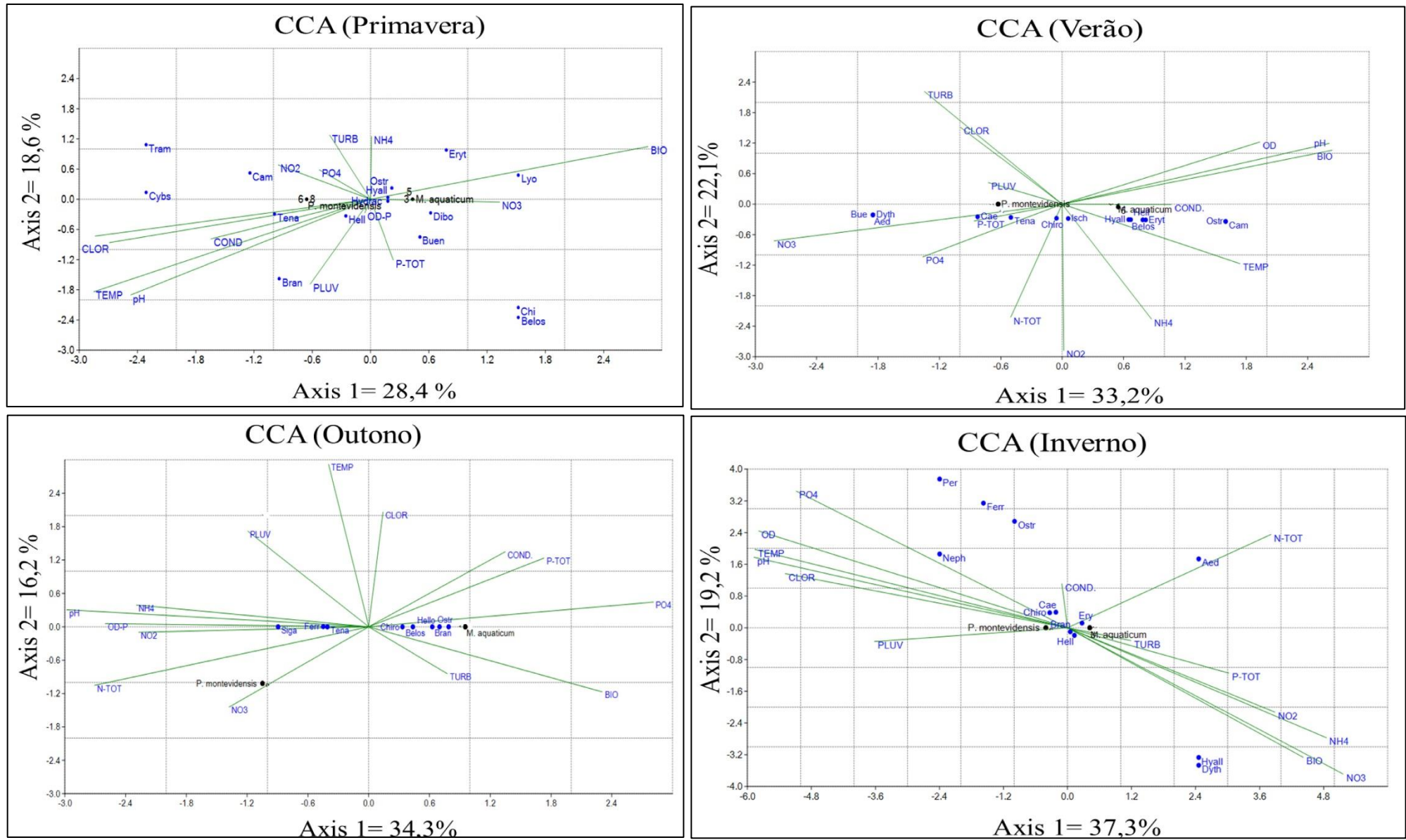


FIGURA 22- Análise de correspondência canônica por estação climática entre as variáveis ambientais e táxons registrados. Legenda: BIO= Biomassa (g) TURB-turbidez (ntu), PLUV-puviosidade (mm), OD- Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)TEMP- temperatura da água (C); CLOR-clorofila (μL^{-1}); COND-condutividade (μScm^{-1}); P-TOT-fósforo total (μL^{-1}); N-TOT-nitrogênio total (μL^{-1}); NO₂-nitrito(μL^{-1}); NH₄-nitrogênio amoniacal (μL^{-1}). Cae=Caenis sp.; Bran=Branchiura sp.; Buen=Buenoa sp.; Hell=Helobdella sp.; Gyr=Gyrinus sp.; Ferr=Ferrisia sp.; Ostr=Ostracoda; Hyall=Hyaella sp.; Cam=Camelobaetidius sp.; Dyt=Dytthemis sp.; Ery=Erythrodiplox sp. Per=Perithemis sp.; Neph= Nephelitia sp.; Isc=Ischnura sp.; Arg=Argia sp.; Oxy=Oxyagrion sp.; Aca=Acanthagrion sp.; Tram=Tramea sp.; Tau=Tauriphila sp.; Lyo=Lyothrips sp.; Aed=Aedomya sp. Chiro=Chironomus sp.; Bue=Buenoa sp. Not=Notonecta sp. Tena=Tenagobia sp. Sig=Sigara sp. Belos= Belostoma sp. Pra= Prasocuris sp. Cyb=Cybister s. Dibo=Dibolocellus sp. Hydr=Hydrocanthus sp. Hydra=Hydracarina

O teste não paramétrico de Wilcoxon Mann-Witney para amostras pareadas não evidenciou diferença significativa para médias da macrofauna entre cada macrófita considerando as estações climáticas, com exceção entre verão e inverno para *M. aquaticum* (Tabela 8).

TABELA 8- Resultados do teste de Wilcoxon Mann Witney pareado entre as estações climáticas

Teste Sazonal	Valid N	T	Z	p-value
<i>M. aquaticum</i> Primavera x Verão	27	173,0000	0,384400	0,700682
<i>M. aquaticum</i> Primavera X Outono	23	98,50000	1,201391	0,229601
<i>M. aquaticum</i> Primavera X Inverno	23	78,50000	1,809690	0,070345
<i>M. aquaticum</i> Verão X Outono	24	113,5000	1,042857	0,297015
<i>M. aquaticum</i> Verão x Inverno	26	73,50000	2,590594	0,009581
<i>M. aquaticum</i> Outono x Inverno	20	86,50000	0,690654	0,489783
<i>P. montevidensis</i> Primavera x Verão	24	132,0000	0,514286	0,607053
<i>P. montevidensis</i> Primavera X Outono	18	43,00000	1,850890	0,064186
<i>P. montevidensis</i> Primavera X Inverno	24	107,0000	1,228571	0,219233
<i>P. montevidensis</i> Verão X Outono	22	74,50000	1,688214	0,091371
<i>P. montevidensis</i> Verão x Inverno	22	71,50000	1,785611	0,074163
<i>P. montevidensis</i> Outono x Inverno	14	36,00000	1,035812	0,300291

Considerando a comparação entre as médias de riqueza dos invertebrados entre as duas espécies de macrófitas, não foi verificada diferença pelo teste de Mann-Witney para amostras independentes em nenhum caso.

5.4 DISCUSSÃO

Na região amostral do reservatório do Rio Verde, os bancos de *M. aquaticum* e *P. montevidensis* ocorrem relativamente próximos entre si. Este fato pode favorecer a distribuição de mesmos gêneros de macroinvertebrados para ambas as macrófitas. A favor desta hipótese 21 táxons de macroinvertebrados foram comuns em ambas as macrófitas aquáticas.

Para Mormul et al. (2011), a distância de um substrato a outro (ex. quando bancos de macrófitas aquáticas distintas encontram-se próximos entre si) é importante para dispersão de invertebrados de água doce e conjuntamente com a complexidade da macrófita aquática favorece esta associação. Embora exista proximidade dos bancos em análise, a maioria das variáveis registradas foram mais elevadas para *M. aquaticum*: dimensão fractal, diversidade

de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, equitabilidade de Pielou e o estimador de Jackniffe de segunda ordem.

A riqueza de organismos associados às macrófitas aquáticas está diretamente relacionada aos recursos (nichos ecológicos) que as mesmas disponibilizam. O caule submerso e as raízes aquáticas retêm uma elevada quantidade de material particulado. A retenção destes detritos favorece o crescimento de perifíton, o qual assimila diversos nutrientes disponíveis da coluna de água. Os detritos e o perifíton constituem um importante recurso alimentar para outros elos das cadeias como o zooplâncton e a comunidade zoobentônica (ESTEVES, 2011).

A produtividade do perifíton, associado às macrófitas submersas, frequentemente, ultrapassa a produção pelas plantas hospedeiras pois a dimensão de associação destas algas se torna mais elevada (THOMAZ & BINI, 2003). Dessa forma, a arquitetura de cada tipo de macrófita pode criar diferentes condições de associação com mais recursos alimentares, resultando em habitats distintos para macrofauna (SÁNCHEZ-BOTERO et al. 2008). O maior valor da dimensão fractal de *M. aquaticum*, quando comparado a de *P. montevidensis*, provavelmente potencializou os valores mais elevados para a maioria dos descritores aqui apresentados.

M. aquaticum possui folhas ramificadas do tipo pinatsectas e menor espaço interfoliar (1cm) podendo abrigar organismos menores como larvas da família Chironomidae que se prendem com mais facilidade aos ramos. Por outro lado *P. montevidensis* é uma aquática com folhas alternas e possui maior espaçamento entrenós (2 cm), o que possivelmente permite a associação de organismos maiores a exemplo de ninfas de tamanho corporal grande (*Tamea* sp.) e também de coleoptera (*Cybister* sp.).

Diversos estudos têm analisado a macrofauna associada à macrófitas. Contudo, não há metodologias padronizadas para tal amostragem, uma vez que podem ser utilizados na forma de quadrado vazado, puçás ou apenas o comprimento de seu estolão ou raízes (ESTEVES, 1998; FULAN, 2009). O quadro 1 apresenta uma síntese comparativa de diversos estudos de macrofauna associada, contudo, na sequência da discussão serão contemplados apenas aqueles que utilizaram-se de quadrado amostral vazado na amostragem.

QUADRO 3. Principais estudos relacionados à macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas.

Autor/ano	Bacia/ Localidade	Macrófita	Metodologia	N	Taxon
Presente estudo (2015)	Rio Verde, Paraná/Brasil	<i>M. aquaticum</i> e <i>P. montevidensis</i>	Quadrado vazado 0,031 m ³ (24 amostras)	1147	54
Cunha & Moreira (1995)	Canal de Mira Portugal	<i>M. aquaticum</i> e <i>P. pectinatus</i>	Quadrado Vazado 2 m e (5 amostras)	376	76
Correia e Trivinho Strixino (1998)	São Paulo, Brasil	<i>Scirpus Cubensis</i>	Coleta de Rizosfera	2205	28
Guedes et al (2011)	Distrito Federal, Brasil	Vários gêneros (7)	Quadrado vazado 0,125 m ³ (16 amostras)	156	15
Saulino e Trivinho- Strixino (2014)	Mato Grosso do Sul, Brasil	<i>Eichhornia azurea</i>	Corte da raiz da planta Pegador triangular (0,042m ³)	371	21
Santana et al. (2009)	Pernambuco, Brasil	<i>Najas marina</i>	Rede malha 500 m	32843	22
Prelvitz & Albertoni (2004)	Rio Grande do Sul, Brasil	<i>Salvinia</i> sp.	11 amostras	5347	27
Prelvitz & Albertoni (2004)	Rio Grande do Sul, Brasil	<i>Pistia</i> sp. e <i>Nimphoides</i> sp.	Rede malha 500 mm 11 amostras		68

Cunha & Moreira (1995), avaliaram a variação sazonal de macroinvertebrados associados nas mesmas espécies de macrófitas no Canal de Mira, uma região estuarina pertencente ao Rio Aveiro em Portugal. Os dados apontaram uma maior abundância de Insecta, quando comparados aos Mollusca e Crustacea. Este fato igualmente ocorreu no presente estudo. Além disso, alguns gêneros foram coincidentes em ambas as análises: *Ferrisia* sp., *Physa* sp., *Branchiura* sp., *Caenis* sp. e *Chironomus* sp.

No estudo de Guedes et al. (2011), no qual também foi utilizado quadrado vazado, as macrófitas ocorrentes foram *Ceratophyllum* sp, *Utricularia* sp. *Cyperus*, *Eleocharis* sp. *Pontederia* sp. e *Nymphoides* sp. Em 24 amostras o autor registrou 156 indivíduos pertencentes a 15 taxons. A maior frequência foi de Hirudinea e Insecta. No presente estudo Hirudinea representou 5,32% do total amostrado enquanto Insecta representou 71,9%.

Em diversos estudos há destaque para complexidade de habitat das raízes de macrófitas aquáticas flutuantes para macrofauna. No estudo de Saulino e Trivinho-Strixino (2014) foram verificados 21 táxons presentes em 20 raízes de *E. azurea*. Comparando-se ao presente estudo, *M. aquaticum* apresentou 32 táxons. Contudo cabe ressaltar que o volume amostral foi maior nesta análise. No estudo de Correia e Trivinho Strixino (1998), ocorreram em 16 amostras das rizosfera de *Scirpus cubensis* (planta emergente) uma abundância mais elevada do que no presente estudo. Contudo a riqueza de taxa foi 28 e no presente estudo *M. aquaticum* apresentou 32 e *P. montevidensis* 28 táxons. Desta forma, a riqueza de macrofauna presente na rizosfera de macrófitas flutuantes pode ser considerada similar a de macrófitas submersas. Destaca-se também neste sentido o estudo de Prelvitz & Albertoni (2004) da macrofauna associada a *Salvinia* sp. no qual foi registrado 22 taxons e 5347 organismos.

No estudo de Santana et al. (2009), foi registrada uma elevada abundância de invertebrados (N= 32843) associada a macrófita complexa *Najas marina*. No entanto, as maiores abundâncias foram da espécie exótica *Melanoides tuberculata* (Gastropoda) para a

qual o autor registrou 20761 indivíduos. A riqueza de taxa registrada pelo autor foi 22, sendo esta riqueza pode ser considerada semelhante a da macrófita *M. aquaticum* (28).

Em estudo similar Taniguchi, et al. (2003) comparou experimentalmente duas macrófitas aquáticas: a primeira de arquitetura mais complexa: *Ranunculus yezoensi* e a segunda menos complexa *Sparganium emersus*. Os resultados indicaram que a complexidade de habitat levou a um maior número de táxons associados à arquitetura mais complexa, tanto nas plantas *in situ* quanto no modelo artificial proposto pelo autor. Corroborando com esta análise, os dados de descritores ecológicos em *M. aquaticum* também foram superiores aos observados para *P. montevidensis*. Esta mesma afirmativa sobre complexidade é destacada pelo estudo de Dibble & Thomaz (2009) no qual as macrófitas *Myriophyllum spicatum* e *Najas conferta* também apresentaram valores mais elevados de dimensão fractal e abundância especialmente para Anellida e Odonata para *M. spicatum*.

A análise de correspondência canônica evidenciou que a variação temporal é um fator que interfere na distribuição dos táxons associados as macrófitas aquáticas, pois houve uma variação na ocorrência dos gêneros por estações. Alguns estudos relatam a tendência de senescência das macrófitas aquáticas durante as estações de outono e inverno para várias espécies (ESTEVES & CAMARGO, 1986; BEYRUTH, 1992; COLARES, et al 2007). Tal fato foi verificado na presente análise.

Em relação ao teste de Mann-Witney não foi verificada diferença temporal entre primavera e verão, contudo, houve entre verão e inverno. Possivelmente essa diferença se deva a redução de biomassa de ambas as macrófitas aquáticas durante o inverno. Ainda, a proximidade dos bancos facilita a associação da macrofauna em geral e as diferenças sejam mais perceptíveis pelo número de espécies raras presentes em cada macrófita e pela diferença nos valores dos descritores ecológicos analisados.

5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença constante do banco das duas espécies de macrófitas aquáticas no reservatório do Rio Verde conjuntamente com a comunidade de macroinvertebrados associada, pode estar relacionada com a integridade deste ambiente, uma vez que a riqueza de táxons foi elevada em ambas as macrófitas. Em relação à distribuição dos gêneros cabe ressaltar que a fonte de dispersão, ou seja, a proximidade destes bancos de macrófitas aquáticas, possivelmente contribuiu para a igualdade estatística no presente estudo, pois diversos macroinvertebrados são nadadores. As diferenças foram mais perceptíveis de forma

pontual, pela análise dos descritores ecológicos, sendo mais acentuados para *M. aquaticum*. Outro fator a ser analisado é a influência da biomassa de cada macrófita na dispersão e preferência de habitat, sendo necessário testar se existe relação entre biomassa da macrófita, perifíton, riqueza e abundância de macrofauna. Em todas as estações *M. aquaticum* apresentou maior biomassa e dimensão fractal. Possivelmente estes fatores influenciam nos valores de descritores ecológicos como já citado em estudos similares. A zona litoral de reservatórios é fundamental para a manutenção da qualidade ambiental, proteção do corpo hídrico e funcionamento desses ecossistemas, uma vez que atua como locais de retenção de material particulado e diversos nutrientes. Houve diferenças nos resultados de alguns índices ecológicos entre a macrofauna associada à *M. aquaticum* e *P. montevidensis*, contudo, são necessárias novas abordagens que contemplem outros fatores relacionados especialmente a dispersão entre bancos e influência da biomassa.

5.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, Cleverson V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, Kelly.; XAVIER, Cristine .F. (2011) Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, Cyanara L.N. **Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. Estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: UFPR. p. 39-58.

BALIAN, Eva. V.; SEGERS, Hendrik.; LÉVÈQUE, Christian.; MARTES; Koen. An introduction to the freshwater animal diversity assesment (FADA) project. **Hydrobiologia.** v.595, n.1, p. 3-8, 2008.

BEYRUTH, Zuleika. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-Mirim, São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública.** v.26, n.4, p. 272-282, 1992.

BIANCHINI JR., Irineu.; PACOBAHYBA, Lucilia Dias.; CUNHA-SANTINO, Marcela Bianchessi. Aerobic and Anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnologica. Brasiliensia** v. 14 n.3, p. 27-34, 2002.

CARVALHO Emerson Machado.; UIEDA Virginia Sanches. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial enatural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** v. 22 n.2, p.87-293 2004.

COLARES, Ioni Gonçalves; SCHLEE, Mirian Daniela.; SANTOS, Luciane Cougo; MAGALHÃES, Ubiracy Allan Souza. Variação da biomassa e produtividade de *Potamogeton*

pectinatus L. (Potamogetonaceae) na Lagoa Verde, Rio Grande, RS. **Iheríngia Série Botânica**, v. 62, n. 1-2, p. 131-137, jan 2007

CORREIA, Leny Celia.; TRIVINHO-STRIXINO, Susana. Macroinvertebrados da rizosfera de *Scirpus cubensis* na Lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí-SP): Estrutura e função. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v. 10, n.1, p. 37-47, 1998.

CUNHA, M. R.; MOREIRA, H. Macrobenthos of *Potamogeton* and *Myriophyllum* beds in the upper reaches of Canal de Mira (Ria de Aveiro, NW Portugal): Community structure and environmental factors. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology** v. 29, n.3-4, p. 377-390, 1995.

ENGELHARDT, Katharina Anna Maria.; RITCHIE, Mary. E. The effect of aquatic plant species richness on wetland ecosystem processes. **Ecology** v. 83, p. 2911–2924, 2002.

ESTEVEES, Francisco de Assis.; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVEES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FERREIRO, Nicolás Andrés. **Influencia de la heterogeneidad ambiental de los lechos de macrófitas en los organismos acompañantes en un arroyo pampeano**. 2012. 172f. Tese (Doutorado). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires, 2012.

GUEDES, Flavio Leoncio.; LINHARES, Brenda Paiva.; CARVALHO, Eduardo Cândido.; BRAND, Daniele Henrique. Fauna associada às macrófitas aquáticas da Lagoa Bonita, Planaltina – DF. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v.11, n.1, 2011.

KISSMANN, Kurt. G.; GROTH, Doris. **Plantas infestantes e nocivas**. 2.ed. São Paulo: BASF Brasileira, v. 3. p. 159-162, 2000.

MACABENDROTH L.; RAMSAY P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S. D.; BILTON, D. T. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos**, v.111, n.2, p. 279–290, 2005.

MANDELBROT Benoit. **Cuánto mide la costa de Bretaña ?**: 27–50. En Mandelbrot B (Ed.). Los objetos fractales. 2ª Ed. Tusquets, Barcelona, 213 pp. 1988.

MELO, Adriano Sanches.; FROEHLICH, Claudio G. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrates species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**. v.46, n.6, p. 711-721, 2001.

MERRITT, Richard. W.; CUMMINS, Ken. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3ed. Iowa, Kendall/Hunt. 862 p. 1996.

MOEN, Ronald Aaron.; COHEN, Young. Growth and competition between *Potamogeton montevidensis* A. Benn. 697 and *Myriophyllum exalbescens* Fern. in experimental ecosystems. **Aquatic Botanic** v.33, p. 257-270, 1989.

MORMUL, Roger Paulo.; VIEIRA, Luis Alberto.; JUNIOR, Sidnei Pressinatti.; MONKOLSKI, Alexandre.; SANTOS, Anderson Medeiros. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*) **Acta Scientiarum Biological Sciences**. Maringá, v. 28, n. 2, p. 109-115, 2006.

MORMUL, Roger Paulo.; THOMAZ, Sidnei Magela., TAKEDA, Alice. M.; BEHREND, Rômulo D. Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. **Biotropica**, v.43, n.6, p. 738-745, 2011.

NEGRISOLI, Eduardo.; TOFOLI, Gustavo Radomille.; VELINI, Edivaldo Domingues.; MARTINS, Dagoberto.; CAVENAGHI, Anderson Luis. Uso de diferentes herbicidas no controle de *Myriophyllum aquaticum*. **Planta Daninha**, v.21, p. 89-92, 2013.

PEIRÓ, Douglas Fernando; ALVES, Roberto da Gama. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v.6, n.2, 2006.

PÉREZ, G. Roldan. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Fondo Fen Colombia/ Colciencias, Bogotá, Colômbia, 217 p., 1988.

PRELLVITZ, Lia Jacobsen., ALBERTONI, Edelti Faria. Caracterização temporal da comunidade de macroinvertebrados associados a *Salvinia* spp. (Salviniaceae) em um arroio da planície costeira de Rio Grande, RS. **Acta Biologica Leopoldensia**, v.26, n.2, p., 213-223, 2004.

PETRUCIO, Mauricio Mello.; ESTEVES, Francisco de Assis. Uptake rates on Nitrogen and Phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia** v.60, n.2, p. 229-236, 2000.

SÁNCHEZ-BOTERO, JI.; ARAUJO-LIMA, Carm.; GARCEZ, D.S. Efeitos dos tipos de estandes de macrófitas aquáticas e variações do oxigênio dissolvido e da temperatura na distribuição de peixes em lagos da várzea amazônica. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 20, n.1, p. 45-54, 2006.

SANTANA Antonio Carlos Dias; SOUZA, Artur Henrique Freitas Florentino de.; RIBEIRO, Leonardo Leôncio.; ABÍLIO, Francisco José Pegado. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.9, n.2, 2009.

SILVA, C. V.; HENRY, Raoul. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swats) Khunt and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.3, n. 1, p. 149-162, 2013.

SILVEIRA, Tiago César Lima. **Impacto do corte das macrófitas aquáticas *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados: subsídios para o extrativismo sustentável**. 2007. 120 f. Dissertação (Mestrado) Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

SAULINO, Hugo Henrique Lanzi.; TRIVINHO-STRIXINO, Susana. Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia azuera* (Swarts) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no pantanal, MS. **Revista Biotemas**, v.27, n.3, p.65-72, 2014.

SONODA, Kátia C. **Chironomidae (Diptera) da fitofauna de *Cabomba piauhyensis***. 1999. 113 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

TUNDISI, José Galizia.; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 631 p. 2008.

THOMAZ, Sidnei Magela; BINI, Luís Maurício. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

TRIVINHO-STRIXINO, Susana.; STRIXINO, Giovanni. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttal. **Revista Brasileira de Biologia**, v.53 p. 103-111, 1993.

WARD, James V. **Aquatic Insect Ecology**, Jonh Wiley & Sons, Inc. 424 p. 1992

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.

O Rio Verde apresentou resultados satisfatórios de integridade ambiental da água e da comunidade de macroinvertebrados. Em relação aos parâmetros físicos e químicos analisados, nenhum dos mesmos apresentou valores extremamente elevados, os quais pudessem indicar a contaminação direta do reservatório e do rio por efluentes domésticos nestes pontos. Outros estudos no local também corroboraram a integridade do Rio Verde, classificando-o como um reservatório mesotrófico. Esta água já tem sido utilizada para fins de abastecimento público na cidade de Campo Largo, fato que também reflete na qualidade ambiental, pois o corpo hídrico deve atender as diversas normativas quando utilizada ao tratamento e abastecimento.

Em termos de composição da macrofauna, esta se apresentou bastante rica e diversa, especialmente na região fluvial do reservatório, no ponto 2. Pode se afirmar que a presença e a complexidade desta comunidade, em geral, pode estar relacionada com a presença de macrófitas aquáticas. O ponto 2 apresentou maior quantidade e diversidade de macrófitas. Conseqüentemente, a macrofauna do local foi mais diversificada e abundante. No ponto 4 a riqueza de invertebrados apresentou-se menos elevada durante as estações. Possivelmente essa redução ocorreu em função do próprio barramento da represa e pela presença de algumas atividades antrópicas evidentes. Destaca-se neste caso a ausência de mata ciliar e conseqüentemente o assoreamento das margens no ponto. Também foram verificados diversos resíduos sólidos proveniente de atividades de pesca. São fatores que podem prejudicar diversas espécies, alterando seu habitat natural.

Apesar de alguns fatores antrópicos difusos estarem atuando na região após a barragem, como um possível escoamento de compostos da rodovia próxima, bem como desmatamento destas margens, pode-se afirmar que a água ainda apresenta um grau de qualidade intermediário (entre duvidoso e bom), pois foram amostrados diversos indivíduos das famílias Aeshinidae e Libellulidae (Odonata). Estes táxons geralmente estão ausentes em águas que apresentam baixa oxigenação ou a presença de compostos tóxicos. A ordem Odonata esteve presente em todos os pontos amostrais, sendo portanto, um ótimo indicativo da integridade da bacia como um todo e sua inter-relação com outros elos do ecossistema.

A presença de diversas macrófitas aquáticas ao longo do rio e do reservatório é um fator importante para o equilíbrio trófico da biota aquática, protegendo suas margens, formando assim um ecossistema complexo. Em relação comparativa dos gêneros de macrófitas aqui analisados e a fauna associada, pode-se afirmar que existem relações entre a

associação de alguns organismos tanto para *M. aquaticum* quanto para *P. montevidensis*. Ressalta-se a importância biológica destas macrófitas na manutenção da biodiversidade local na região fluvial pois são as macrófitas mais abundantes. A presença destas macrófitas no rio Verde em quantidades moderadas (não cobrindo toda a superfície do reservatório) também é um indicativo das condições mesotróficas e naturais deste reservatório. A complexidade de arquitetura das macrófitas influenciou na distribuição da macrofauna, sendo que alguma taxa (espécies raras) apresentaram preferência por *M. aquaticum* e outros para *P. montevidensis*. A dimensão fractal da macrófita interferiu nesta distribuição, pois foi verificada uma maior abundância e riqueza em *M. aquaticum* (fractal mais complexo) em relação a *P. montevidensis* (fractal menos complexo).

A análise de biomonitoramento evidenciou que os pontos amostrais não apresentaram valores críticos de qualidade. Contudo, mostrou que há possíveis efeitos de atividades antrópicas atuando sobre a comunidade, especialmente nos pontos em que as pontuações foram menos elevadas. Destacam-se que os pontos 4 e 5 que apresentaram características duvidosas com pontuações entre 35-60. A integridade da bacia hidrográfica do rio Verde a longo prazo está em constante ameaça de diversos impactos ambientais, uma vez que foi verificada destruição da mata nativa às margens, uso excessivo por pescadores, uso da água. Os relatórios do IAP de 2009 já consideram regiões após a barragem, degradadas. Também há registros de tributários do reservatório que apresentam alta carga orgânica provenientes da cidade de Campo Largo. Logo, são necessários planos de monitoramento contra eutrofização e atividades em educação ambiental para mitigação dos impactos no Rio Verde para que se conserve a biodiversidade de invertebrados, vertebrados e demais elementos que fazem parte deste importante ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, Angelo.; THOMAZ, Sidnei Magela.; GOMES, Luís.C. Conservação da Biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p1-9 2005.

ALBA-TERCEDOR, Javier. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio sobre el agua en Andalucía (Siaga)**, v.2, p. 203-213, Almeria, 1996.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDREOLI, Cleverson V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, Kelly.; XAVIER, Cristine .F. (2011) Caracterização geral da bacia. *In*: CUNHA, Cyanara L.N. **Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. Estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde, PR**. Curitiba: UFPR. p. 39-58.

ARMITAGE, Patrick Desmond.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. **Water Research**. v.17, p. 333-347, 1983.

BARBOLA, Ivana F.; MORAES, Marcos F. P. G.; ANAZAWA, Tathiane M.; NASCIMENTO, Elynton A.; SEPKA, Everton R.; POLEGATTO, Cleber M.; MILLÉO, Julianne.; SCHÜHLI, Guilherme S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n.1-2, p.15-23, jun, 2011.

BARBOSA Francisco Antonio Rodrigues.; CALLISTO, Moreno. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle Paraguai River using the Aqua-Rap approach. **Verh Internat Verein Limnol** v.27, p. 2688-2692, 2000.

BASSET, Y.; NOVOTNY, V.; MILLER, S.E.; SPRINGATES, N.D. Assessing the impact of forest disturbance on tropical invertebrates: some comments. **Journal of Applied Ecology**, v.35, p.461-466, 1998.

BIJL, L. van der; SAND-JENSEN, K.; HJERMIND, A.L. Photosynthesis and canopy structure of a submerged plant, *Potamogeton pectinatus*, in a danish lowland stream. **Journal of Ecology**, v. 77, p. 947-962, 1989.

BORROR, Donald J.; DELONG, Dwigt M. **Introdução ao estudo dos insetos**. Rio de Janeiro: USAID, 653p. 1969.

BRITZ, Ricardo Miranda de CASTELLA, Paulo Roberto. **A floresta com Araucária no Paraná**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 233 p. 2004.

CALLISTO, Moreno.; ESTEVES, Francisco. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita -lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, n.1, p. 281-291, 1995.

CALLISTO, Marcos.; MORETTI, M.; GOULART, Michael. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, n.1, p.71-82, mar, 2001.

CALOR, Adolfo R. **Trichoptera**. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico> 2007)

CARVALHO Emerson Machado.; UIEDA Virginia Sanches. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial enatural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** v. 22 n.2, p.87-293 2004.

CANEPARO, Sony Cortesi.; PASSOS, Eeverton.; MURATORI, Ana Maria. Avaliação da fragilidade ambiental na represa do rio Verde Araucária– região metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. **Revista Geonorte**, v.2, n.4, p.216-228, 2012.

CERUTTI, Vânia Eloiza. **Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do Rio Verde, Paraná, Brasil**. 2015.101 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

COLARES, Ioni Gonçalves; SCHLEE, Mirian Daniela.; SANTOS, Luciane Cougo; MAGALHÃES, Ubiracy Allan Souza. Variação da biomassa e produtividade de *Potamogeton pectinatus* L. (Potamogetonaceae) na Lagoa Verde, Rio Grande, RS. **Iheringia Série Botânica**, v. 62, n. 1-2, p. 131-137, jan 2007.

DOMÍNGUES, Eduardo.; FERNÁNDEZ, Hugo R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, 2009.

DORN, J. Nathan.; CRONIN, Greg.; LODGE, David. M. Feeding preference and performance of an aquatic lepdopteran on macrophytes: plants hosts as food and habitat. **Oecologia**, v. 128, p. 406-415, 2001.

DORNFELD, Carolina Buso; ESPÍNDOLA, Evaldo. L.G.; LEITE, Maurício Augusto. Avaliação da eutrofização e sua relação com Chironomidae no rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (Americana, SP-Brasil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, n.3, p. 53-52, 2005.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

GONÇALVES, Fábio Bertolini.; MENEZES, Márcia Santos . A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná State, Southern Brazil. **Biota Neotropica** v. 11, n.4, p. 27-36, 2011.

HAMADA, Neusa; NESSIMIAN, Jorge Luiz; QUERINO, Ranyse Barbosa. **Insetos aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora do INPA, Manaus, 2014

HENRY, Glynn. **Environmental science and engineering**. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall, 728 p., 1989.

HYNES, Noel. **The Ecology of Running Waters**. 1. ed. Ontario: The blackburn press. 555 p. 1970.

JUNK, Wolfgang. J.; BAILEY, Peter B.; SPARKS, Richard E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Can Species Public Fish Aquatics Science**. v. 106, p. 110-127, 1989.

KISSMANN, Kurt. G.; GROTH, Doris. **Plantas infestantes e nocivas**. 2.ed. São Paulo: BASF Brasileira, v. 3. p. 159-162, 2000.

LOYOLA, Rosana Graça. Naldony. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade**. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. ACIESP, São Paulo, pp. 46-52, 2000.

LORION, Christopher & KENNEDY, Brian. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. **Freshwater Biology**. v.54, n.1, p. 165–180, 2009.

MAACK, Reinhard. **Geografia física do Estado do Parana**. 2a ed. Rio de Janeiro: J. Olympio, 450p, 1981.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters taxa tolerance values, metrics and protocols.** (Project H-1) Soil; water conservation society of Metro Halifax, 2002.

MARGALEF, Ramon. **Perspectives in Ecological Theory.** University of Chicago Press, Chicago, 1968.

MARIANO, Rodolfo.; FROEHLICH, Claudio Gilberto. 2007. **Ephemeroptera.** In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich ed. , Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>

MARQUES, Juracy Cunegatto.; SALAS, Fuensanta.; PATRICIO, Jara Tomckowiack.; TEIXEIRA, H.; NETO, Joao Pedro. **Ecological Indicators for Coast and Estuarine Environmental Assessment.** A user guide. Universidade de Coimbra. Wit Press Southampton, Boston. 208p., 2009.

MEDEIROS, D. R. M. ; LUDKA, V.M. ; CANEPARO, Sony .C. Uso e ocupação do solo da nova sede do município de Campo Magro -PR. In: V Enanppas, Florianópolis - SC. V ENANPPAS - **Encontro Nacional da ANPPAS**, 2010. v. 1. p. 1-17. 2010.

MERRITT, Richard. W.; CUMMINS, Ken. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3ed. Iowa, Kendall/Hunt. 862 p. 1996.

MOLOZZI, Joseline. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ecológica de reservatórios tropicais** (2011). 197 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2011.

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

MOORE, A. Araon.; PALMER, Margaret. A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecological Applications** v. 15, n.4, p. 1169-1177, Aug. 2005.

OLIVEIRA, Edinalva.; TAKEUCHI, Simone Satsuki.; CERUTTI, Vânia Eloiza. Composição de macroinvertebrados em ambientes lênticos do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. In: Odete Terezinha Bertol Carpanezzi; João Batista Campos. (Org.). **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá.** 1ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v. 1, p. 168-177, 2011.

OLIVEIRA, Will Cesar Fiori de. **Determinação de risco ambiental na drenagem fluvial da bacia do rio Verde -PR- através do uso de sistemas de informação geográfica.** 2010, 184 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, 2010.

PEIRÓ, Douglas Fernando; ALVES, Roberto da Gama. Insetos aquáticos associados à macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v.6, n.2, 2009.

PETSCH, Danielle Katharine.; PINHA, Gisele Daiane.; RAGONHA, Flávio Henrique.; TAKEDA Alice Michiyo. Influência dos fatores ambientais sobre a distribuição da comunidade de invertebrados bentônicos em canais de uma planície de inundação neotropical. **Biotemas**, v.26, n.3, p. 127-138, set. 2013.

PINHO, Luis Carlos de. **Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> 2008.

PRADO, Raquel Bardy; MORAES-NOVO, Evelyn Márcia Leão. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**. v. 19, n.2, p. 5-18, dez. 2007.

QUEIROZ, Julio Ferraz; TRIVINHO-STRIXINO, Susana.; NASCIMENTO, Vera Maria da Costa. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco.** Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente, v.3, p. 1-4, 2000.

ROSENBERG, Davi. M.; RESH, Vicente H. 1ed. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.** Chapman & Hall, New York, 1993.

SEGURA, Melissa Ottoboni.; VALENTE-NETO, Francisco.; FONSECA-GESSNER, Alaíde Aparecida. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**. v.11, n.1, 2011.

SILVA, Edson José. **Estudo do entendimento sobre meio ambiente e educação ambiental com a comunidade da bacia do Rio Verde, na região metropolitana de Curitiba.** 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado). Centro Universitário Franciscano do Paraná – FAE, Curitiba, 2009.

SILVA, Fábio Henrique.; FAVERO, Silvio.; SABINO, José.; GARNÉS, Silvio Jacks. Índices bióticos para avaliação da qualidade ambiental em trechos do rio Correntoso, Pantanal

do Negro, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil **Acta Scientiarum Biological Sciences Maringá**, v. 33, n. 3, p. 289-299, 2011.

SONODA, Kátia C. **Monitoramento biológico das águas no bioma Cerrado utilizando insetos aquáticos: uma revisão**. Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, 2009.

SOUZA, Luis Onofre Irineu.; COSTA, Janira Martins.; OLDRINI, Barbara Botelho. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das larvas de Odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n.99, p.3-42, jan.2004.

TAKEDA, Alice Michiyo; SOUZA-FRANCO, Gilza Maria de. Invertebrates associated with *Paspalum repens* (Poaceae) at the mouth of Caracu Stream (1991-1992), affluent of the Paraná River, Porto Rico - (PR) – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n.3, p. 317-325, 2000.

TEITGE, Guilherme Rodrigo; OLIVEIRA, Edinalva.; MEYER, Ana Nogueira. Guildas tróficas e a qualidade de águas com base nos macroinvertebrados límnicos do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil In: Odete Terezinha Bertol Carpanezzi; João Batista Campos. (Org.). **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. 1ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v. 1, p.150-158, 2011.

THOMAZ, Sidnei Magela.; ROCHA, Renata Ribeiro de Araújo. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS - Brasil). **Acta Scientiarum** (UEM), Maringá, v. 26, n.3, p. 261-271, 2004.

THOMAZ, Sidnei Magela; BINI, Luís Maurício. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

THOMPSON, Scott. A.; THOMPSON, Graham.; WITHERS, Philip. Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator. **Ecological Indicators** v. 8 n.10, p. 2-25, 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, Susana.; STRIXINO, Giovanni. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. **Revista Brasileira de Biologia**, v.53 p. 103-111, 1993.

TUNDISI, José Galizia. Represas artificiais: Perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. Anais IV Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, p. 36-59. Tundisi, J.G. 1996. Reservoirs as complex systems. **Ciência e Cultura**, v.48, n.5, p. 383-387, 1985.

TUNDISI, José Galizia. **Gerenciamento integrado de recursos hídricos**: novas perspectivas. Instituto Brasil PNUMA, Rio de Janeiro, n.75, p. 4-5, 2003

TUNDISI, José Galizia.; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 631 p., 2008.

UNESCO. **Water in a changing world**. The United Nations, World Water Development Report 3. Unesco Publishing, Paris, 318 p. 2009.

ANEXO (Macrofauna Amostrada pelo método de Macan, 1977)

TABELA 9. Macroinvertebrados amostrados pelo método de Macan (1977) nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática. Legenda Pri=primavera; Ver=verão; Out=outono; Inv=inverno

TAXA/PONTO/ESTAÇÃO	GAF	PONTO 1				PONTO 2				PONTO 3				PONTO 4				PONTO 5				Tot	
		Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv		
ANELLIDA																							
OLIGOCHAETA																							
	<i>Branchiura sp.</i>	Col	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	1	10	
HIRUDINEA																							
	<i>Helobdella sp.</i>	Pred	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	6
PLATHYELMINTHES																							
TURBELLARIA																							
	<i>Dugesia sp.</i>	Col	0	0	2	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	2	1	0	10
MOLLUSCA																							
GASTROPODA																							
ANCYLIDAE																							
	<i>Ferrissia sp.</i>	Ras	3	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7
AMPULLARIIDAE																							
	<i>Pomacea sp.</i>	Ras	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2	0	2	18	8	16	5	11	3	14	83	
PHYSIDAE																							
	<i>Physa sp.</i>	Ras	12	13	22	28	4	13	5	1	0	2	0	6	1	0	7	1	0	0	0	115	
PLANORBIDAE																							
	<i>Drepanotrema sp.</i>	Filtr	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	7
	<i>Biomphalaria sp.</i>	Filtr	0	0	0	0	21	2	5	4	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	37
CRUSTACEA																							
OSTRACODA																							
		Filtr	0	0	0	5	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
DOGIELINOTIDAE																							
	<i>Hyalella sp.</i>	Col	2	0	0	9	4	10	32	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61
HEXAPODA																							
INSECTA																							
EPHEMEROPTERA																							
BAETIDAE																							
	<i>Calibaetis sp.</i>	Col	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33
	<i>Camelobaetidius sp.</i>	Col	15	4	12	19	11	14	18	38	21	4	9	11	1	1	4	3	1	21	18	225	
	<i>Cleodes</i>	Col																			1		
CAENIDAE																							
	<i>Caenis sp.</i>	Col	1	0	0	2	4	18	19	15	2	5	7	2	1	0	0	0	2	1	9	85	

Tabela 9. Macroinvertebrados amostrados pelo método de Macan (1977) nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática. Legenda Pri=primavera; Ver=verão; Out=outono; Inv=inverno

TAXA/PONTO/ESTAÇÃO	GAF	PONTO 1				PONTO 2				PONTO 3				PONTO 4				PONTO 5				Tot	
		Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv		
ODONATA																							
AESHINIDAE																							
	<i>Aeshna sp.</i>	Pred	0	0	1	3	1	1	4		1	0	0		0	0	1	1	0	0	1	14	
	<i>Coryphaeschna</i>	Pred	0	0	0	0	0	17	8	8	0	0	0		2	0	2	3	2	0	2	4	48
	<i>Limnetron ?</i>	Pred	0	2	0	0	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		
CALOPTERYGIDAE																							
	<i>Hetaerina</i>	Pred																					
COENAGRIONIDAE																							
	<i>Argia sp.</i>	Pred	4	0	9	0	0	0	0		1	0	0		0	0	0		0	0	0	14	
	<i>Acanthagrion sp.</i>	Pred	16	20	28	31	4	15	29	8	5	7	15	10	27	12	47	32	27	12	47	28	420
	<i>Ischnura sp.</i>	Pred	0	0	0	0	0	0	1		0	4	0		0	0	0		0	0	0	6	11
	<i>Telebasis sp.</i>	Pred	0	0	2	14	0	0	3	16	0	6	0	4	0	0	3	2	0	0	3	0	53
	<i>Oxyagrion</i>	Pred	0	0	0	4	0	0	7	0	0	0	0	6	0	0	0	12	0	0	0		29
LESTIDAE																							
	<i>Lestes sp.</i>	Pred	0	0	0	0	0	2	4	2	0	0	0		0	0	0		0	0	0	1	9
LIBELLULIDAE																							
	<i>Erythrodiplax sp.</i>	Pred	0	0	0	0	11	14	51	64	1	0	0		0	0	1		0	0	1		143
	<i>Oligoclada sp.</i>	Pred	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0		0	0	1		0	0	1	3	6
	<i>Perithemis sp.</i>	Pred	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0		0	1	0		0	1	0		2
	<i>Tauriphila sp.</i>	Pred	0	0	0	0	0	0	2		0	0	0		0	0	0		0	0	0		2
	<i>Nephepeltia</i>	Pred	0	0	0	0	0	0	0													1	18
	<i>Tramea</i>									0	0	0	0	4									4
HEMIPTERA																							
BELOSTOMATIDAE																							
	<i>Belostoma sp.</i>	Pred	1	2	0		4	37	2	1	11	16	2	1	0	5	0		0	5	0	6	94
CORIXIDAE																							
	<i>Sigara sp.</i>	Pred	0	0	0		0	0	2	1	0	0	0		0	0	0		0	0	0	1	4
	<i>Tenagobia sp.</i>	Pred	26	47	33	12	5	3	8	4	1	0	0		0	1	0	4	0	1	0	26	171
GERRIDAE																							
	<i>Brachymetra sp.</i>	Pred	0	0	0		9	0	0		0	0	0		2	0	0		2	0	0		13
	<i>Limnogonus sp.</i>	Pred	0	0	1		0	4	2		0	0	0		2	1	0	1	2	1	0	2	16
	<i>Trepobates sp.</i>	Pred	0	2	6		0	0	0	0	132	0	17	21	8	0	0	1	8	0	0		195
	<i>Metrobates sp.</i>	Pred	0	0	0		0	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1

TABELA 9. Macroinvertebrados amostrados pelo método de Macan (1977) nos pontos amostrais do Rio Verde por estação climática. Legenda Pri=primavera; Ver=verão; Out=outono; Inv=inverno

TAXA/PONTO/ESTAÇÃO	GAF	PONTO 1				PONTO 2				PONTO 3				PONTO 4				PONTO 5				Tot
		Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	
NEPIDAE																						0
<i>Ranatra sp.</i>	Pred	0	1	0		0	0	0		2	0	0		1	0	0	1	1	0	0		6
NOTONOECTIDAE																						0
<i>Buenoa sp.</i>	Pred	2	1	4		5	4	12		1	2	33	2	14	5	0	1	14	5	0	36	141
<i>Pelocoris sp.</i>		0	0	0		0	0	2		0	0	0		0	0	0		0	0	0		2
COLEOPTERA		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0
CURCULIONIDAE		1	0	1		0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0		0	0	0		6
DYTISCIDAE																						0
<i>Cybister sp. (larva)</i>	Pred	0	0	0		5	3	2		2	0	0		0	0	0		0	0	0		12
<i>Celina sp.</i>	Pred	0	0	0		0	0	0		1	0	0		0	0	0		0	0	0		1
HYDROPHILIDAE																						0
<i>Hydrochara sp.</i>	Pred	0	3	0		1	0	2		0	1	2	4	0	0	0		0	2	5		20
<i>Paracymus sp.</i>	Pred	4	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		4
<i>Lacophilus sp.</i>	Pred	3	0	1		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		4
GIRINIDAE																						0
<i>Gyrinus sp.</i>	Pred	0	0	1		0	0	0		0	0	0		0	0	0	1	0	0	1		3
NOTERIDAE																						0
<i>Hydrocanthus sp.</i>	Pred	2	1	0	1	6	14	16	2	0	0	0		0	0	0	1	4	1	11		59
<i>Derallus sp.</i>	Pred	3	0	2	3	3	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		11
STAPHILINIDAE																						0
<i>Stenus sp.</i>	Pred	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	0		1
DIPTERA																						0
SCZIOMYDAE																						0
<i>Elgiva ?</i>	Col	0	0	3	0	0	0	0		0	0	0	3	0	0	0		0	0	0		6
CHIRONOMIDAE																						0
<i>Chironomus sp.</i>	Col	2	0	0	0	3	3	11		2	40	1		0	5	0		4	3	0		74
CULICIDAE																						0
<i>Uranotaenia sp.</i>	Col	3	0	0	0	3	0	5		0	0	1		0	1	0	1	0	0	1		15
TIPULIDAE																						0
<i>Limonia ??</i>	Col	0	1	0	0	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1
STRATYOMIDAE																						0
<i>Stratiomys sp.</i>	Col	0	0	0	0	0	0	0		0	2	0		0	0	0		0	0	0		2

ANEXO (MACROFAUNA SEDIMENTO)

TABELA 10. Macroinvertebrados amostrados no sedimento do Rio Verde por estação climática. Legenda Pri=primavera; Ver=verão; Out=outono; Inv=inverno

TAXONS/GENEROS	PONTO 1				PONTO 2				PONTO 3				PONTO 4				PONTO 5			total		
	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O		I	
ANNELIDA																						0
Oligochaeta																						0
Tubificidae																						0
<i>Aulodrilus sp.</i>	3			3	5				4					11			12					38
<i>Branchyura sp</i>		9	7	9		9	8	1		3	2					9			8	12		77
<i>Tubifex sp</i>		1																				1
HIRUDINEA																						0
Glossiphonia sp.		1							2									15	1			19
Helobdella								2								2						4
MOLLUSCA																						0
Gastropoda																						0
Planorbidae						1			3							3						7
Physidae									4							4		1				9
Pomacea sp.									2								3			1		6
Bivalvia																						0
<i>Corbicula Fluminea</i>									1		4											5
Diplodon sp.											1	3										4
NEMATODA	1																					1
HEXAPODA																						0
Chironomidae																						0
Asheum					1																	1
Paratanytarsus												1										0
Chironomus		1	7	1	4		5	3	6	3	1		5	3	2		4	7				52
Ceratopogonidae					1																	1
Total	4	12	14	13	11	10	13	6	22	6	8	4	16	3	2	14	20	26	9	13		226

ANEXO (Figura 23. Exsiccata *M. aquaticum*)

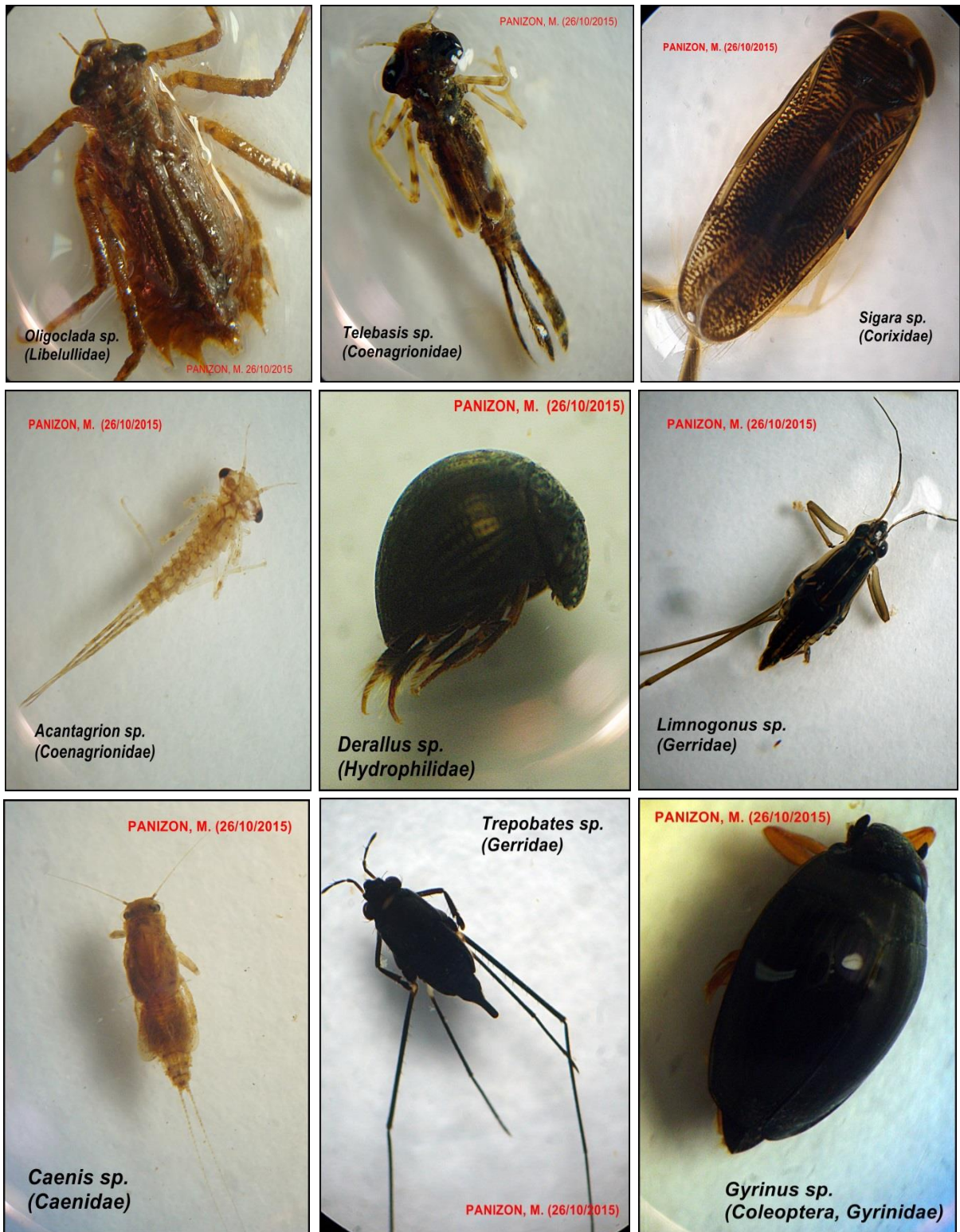


ANEXO (Figura 24. Exsiccata *P. montevidensis*)



ANEXO (Figura 24 Principais táxons da macrofauna registrada no Rio Verde)





ANEXO (Macrofauna: principais táxons registrados no Rio Verde)

ANEXO (Macrofauna: principais táxons registrados no Rio Verde)

