

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
ANA CAROLINA DE DEUS BUENO

**DIVERSIDADE DA ENTOMOFAUNA AQUÁTICA E COMPLEXIDADE DO
HABITAT EM CAVAS DO ALTO IGUAÇU: INFLUÊNCIA DAS
CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS**

CURITIBA
2011

ANA CAROLINA DE DEUS BUENO

**DIVERSIDADE DA ENTOMOFAUNA AQUÁTICA E COMPLEXIDADE DO
HABITAT EM CAVAS DO ALTO IGUAÇU: INFLUÊNCIA DAS
CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha.

CURITIBA

2011



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Ana Carolina de Deus Bueno** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 22 de fevereiro de 2011.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Mário Antonio Navarro da Silva
Membro

Prof. Dr. Luís Fernando Fávaro
Membro

Visto:

Prof.ª Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

Deus,

Muito obrigada pelo carinho e cuidado com que me direcionou em cada decisão, por me dar força e ânimo todas as vezes que precisei, e, sobretudo obrigada pelo seu amor. Jamais teria conseguido se não fosse Sua presença em minha vida!

AGRADECIMENTOS

Quando do cumprimento de um objetivo, uma pessoa jamais luta, sofre, se sacrifica ou vence sozinha. Até a finalização deste trabalho foram muitos os que me ajudaram e hoje recebem, do fundo do meu coração, o mais sincero agradecimento:

À minha mãe Dirce, que nunca mediu esforços para que eu pudesse sonhar com minha carreira profissional e pudesse realizar todos os meus objetivos. À tia Rosi que sempre me incentivou e sentiu-se realizada a cada conquista minha. À minha doce avó por sempre cuidar de mim, mesmo eu não tendo muito tempo em ficar com ela ultimamente.

Ao meu amado esposo Felipe, que mesmo deixado de lado em vários momentos deste nosso início de vida juntos, não mediu esforços para que eu pudesse concluir este trabalho da melhor maneira possível, sendo sempre meu melhor amigo e mais fiel companheiro. Amo muito você.

Ao meu orientador, professor Marcelo, que me recebeu de braços abertos em seu laboratório, me ajudando desde os estudos para a prova de seleção até agora. Minha constante gratidão.

Ao meu amigo Álvaro, que é um verdadeiro irmão caçula para mim, que zelou por mim neste tempo em Curitiba e me ajudou com sua experiência prévia, me fazendo pensar em vários momentos graças às suas inesgotáveis doses de realidade. Obrigada pelo seu humor.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior – CAPES – pela bolsa concedida através do REUNI para o mestrado.

Aos professores do colegiado de Ecologia, em especial ao professor Mauricio pelas dicas com análises estatísticas.

Ao professor Mário Navarro por identificar um dos gêneros de culicídeos e pelas considerações pertinentes quanto à forma de discussão destes resultados.

À Valéria Romeiro pela constante disponibilidade em ceder os documentos dos quais precisei, em conversar e rir sobre aquilo que poderia preocupar.

À professora Cristina, do laboratório de Hidrologia (UFPR) por permitir que seu técnico fizesse as análises químicas para este trabalho.

À querida Cida, do departamento de Zoologia, que foi uma 'mãezona', sempre preocupada com o almoço e o café de quem passa horas e horas no laboratório. Valeu, Cida!

À Thais e Cyntia por terem trabalhado comigo neste projeto e por sempre se esforçarem. Também agradeço à Thais pela identificação dos gêneros da família Chironomidae.

À Suelen, que mais do que uma colega de laboratório, tem me mostrado que amizade verdadeira e trabalho em equipe sempre funcionam e devem fazer parte da vida das pessoas. Obrigada por ser leal.

Ao Fagner, nosso companheiro de luta, sofredor quando das conversas femininas, inigualável dançarino e eterno otimista. Não é que deu tudo certo, Fagner.

À Karine pelas divagações, pelo seu desespero engraçado, pelas demonstrações de *Muai-Thai* e, claro, por me ensinar a análise no Statistica. Grande, Karine!

Ao Vinicius, à Vanessa e à Deborah, por serem pessoas verdadeiras e dedicadas em seus trabalhos. Obrigada por demonstrarem companheirismo e profissionalismo. Vocês vão longe.

À Jana por discutir comigo análises multivariadas e me ajudar a compreender um pouco do que pode ser feito em análises exploratórias.

A Deus, principalmente, por me amar e cuidar de mim em todo o tempo e por não me deixar desanimar.

Foi um sonho realizado por todos nós!

“O valor de um homem deve medir-se pelo que dá e não pelo que recebe. Não se converta em um homem de sucesso senão num homem de valores”.

Albert Einstein

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
RESUMO.....	13
ABSTRACT	14
1 INTRODUÇÃO	15
2 MATERIAL E MÉTODOS	21
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	21
2.2 AMOSTRAGEM	28
2.3 CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS	30
2.4 DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	31
2.5 ANÁLISE DOS DADOS.....	33
3 RESULTADOS.....	37
3.1 QUALIDADE DA ÁGUA.....	37
3.1.1 Parâmetros físicos, químicos e estado trófico	37
3.1.2 Composição da comunidade bentônica.....	41
3.1.3 Índices bióticos.....	47
3.2 Morfometria das cavas	49
3.3 COMPOSIÇÃO DA ENTOMOFAUNA.....	51
3.3.1 Composição da entomofauna nos pontos amostrais.....	51
3.3.2 Similaridade em relação à composição e abundância	55
3.3.3 Análise de autocorrelação espacial	56
3.3.4 Relação entomofauna – ambiente.....	58
4 DISCUSSÃO	60
4.1 QUALIDADE DA ÁGUA.....	60
4.2 ÍNDICES BIÓTICOS.....	62
4.3 MORFOMETRIA	65
4.4 COMPOSIÇÃO DA ENTOMOFAUNA.....	66

4.5 RELAÇÃO ENTOMOFAUNA-AMBIENTE	68
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
REFERÊNCIAS	73
Anexos.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização dos pontos de coleta. (a) Representação do mapa do Estado do Paraná localizando o município de Curitiba. (b) Mapa de localização dos 15 pontos amostrais da planície de inundação do Rio Iguaçu. (c) destaque dos pontos amostrais em relação a tamanho e forma.	23
Figura 2: Pontos de coleta na planície de inundação do Rio Iguaçu. Pontos CV1 até CV12 pertencem à área do Parque Costa. Pontos CV13 a CV15 são antigos meandros do Rio Iguaçu. Ponto CV16 localiza-se em São José dos Pinhais. (continua)	25
Figura 3: Representação gráfica das médias mensais de precipitação registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2009. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, referentes ao município de Curitiba na estação do Alto Iguaçu, 2009.	28
Figura 4: Representação gráfica das médias mensais de temperatura (em °C) registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2009. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, referentes ao município de Curitiba na estação do Alto Iguaçu, 2009. ...	29
Figura 5: Abundância relativa dos táxons com contribuição acima de cinco por cento (5%) nos 16 pontos amostrais.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Faixas aproximadas para o grau de trofia a partir de nitrito e fosfato total.	32
Tabela 2: Faixas de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) que servem como determinação do grau de trofia em ambientes lênticos.	32
Tabela 3: Valores médios das variáveis físicas e químicas nas 16 cavas estudadas em julho/2009. T _(água) = temperatura da água; T _(ar) = temperatura do ar; OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; DBO ₅ = demanda bioquímica de oxigênio; P-total = fosfato total; O-fosfato = ortofosfato; COD = carbono orgânico dissolvido.....	38
Tabela 4: Variáveis físicas e químicas da água nas 16 cavas do Alto Iguaçu e suas correlações com os eixos principais 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) referentes à caracterização feita no período de amostragem (julho/2009).....	39
Tabela 5: Pontos amostrais da região do Alto Iguaçu com respectivas correlações com os eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) em relação às variáveis físicas e químicas.....	40
Tabela 6: Classificação em relação à trofia das 16 cavas da região do Alto Iguaçu conforme as concentrações de nitrito, fosfato total e carbono orgânico dissolvido (COD).....	41
Tabela 7: Abundâncias totais dos <i>taxa</i> nos 16 pontos amostrais.....	42
Tabela 8: Resultados da comunidade bentônica em cada ponto amostral nas cavas do Alto Iguaçu. N = riqueza de indivíduos; nº Uts = número de unidades taxonômicas em cada ponto; <i>Taxa</i> represent. = taxa representativos (com maiores abundâncias percentuais) em cada cava; Abd. Perc (%) = abundância percentual dos <i>taxa</i> , em porcentagem, em cada ponto; Interp. Abd. = interpretação do valor da abundância para os <i>taxa</i>	46
Tabela 9: Resultados dos índices biológicos para a qualidade da água nas 16 cavas da região do Alto Iguaçu.	48
Tabela 10: Características morfométricas dos 15 pontos amostrais localizados na planície de inundação do Rio Iguaçu. A = área; P = perímetro; Prof. = profundidade; Alt. = cotas altimétricas; Ds = índice de desenvolvimento da margem; Dist = distância do ponto em relação ao Rio Iguaçu.....	50

Tabela 11: Valores absolutos para os atributos de riqueza e número de organismos entre as regiões das cavas amostradas. RP = região profunda; RL = região litoral; os números correspondem aos pontos amostrados; S = riqueza taxonômica; N = número de organismos. Destaque em itálico para a região e ponto correspondente.....	52
Tabela 12: Táxons exclusivos nos 16 pontos amostrais.	53
Tabela 13: Atributos da entomofauna nas cavas do Alto Iguaçu. S = Riqueza Taxonômica; H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener; D = dominância; E = Equitabilidade.....	55
Tabela 14: Coeficiente de Morisita calculado em relação às matrizes de abundância absoluta das 16 cavas analisadas. Destaque em negrito para as similaridades maiores de 50% e grifado e negrito para as mais altas entre todas.	57
Tabela 15: Resultado do <i>Partial Least Square Model</i> para os atributos das 16 cavas do Alto Iguaçu para os fatores que mais explicaram a variabilidade do Componente Principal. Os maiores λ s foram escolhidos (maiores de 0,3) e destacados em negrito . H' = diversidade de Shannon-Wiener; S = riqueza; D = dominância; E = equitabilidade; R^2 = Coeficiente da regressão; p = Significância; Explicação = soma dos quadrados das variáveis preditoras com maiores λ s, corresponde à explicação fornecida somente pelos maiores λ s em relação ao componente principal em questão.	59

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo determinar a composição das comunidades de insetos bentônicos e relacioná-las às condições ambientais de 16 cavas da região do Alto Iguaçu, com características morfométricas e paisagísticas distintas entre si. As amostragens ocorreram no período de seca (julho/2009), sendo realizadas três amostragens com auxílio de dois amostradores em cada ponto amostral. Com draga Ekman-Birge (15X15 cm) foram coletadas amostras de fundo e com peneira (0,05 mm) foram feitas as amostragens na região litoral. As variáveis abióticas foram mensuradas no laboratório, exceto temperaturas do ar e da água. Diferentes métricas foram aplicadas visando a comparação entre a qualidade da água e a entomofauna dos 16 pontos. As análises indicaram que há comprometimento na qualidade da água e também que a composição da comunidade entre os pontos é distinta, ocorrendo maior abundância dos organismos com plasticidade fenotípica mais ampla. As cavas marginais ao rio Iguaçu foram similares em termos de composição faunística e dissimilares do ponto que não sofre influência do Rio por conta do gênero *Cyrmellus sp* ter sido abundante nesta e ausente nas outras. Pelas análises morfométricas, a possibilidade de inundação dos pontos mais próximos ao canal extravasor ficou clara, o que sugere que os períodos de cheia representem distúrbio considerável para alterações na estrutura da comunidade. Foram identificados 3656 insetos aquáticos, sendo que o táxon mais abundante e diverso foi Chironomidae (Ordem Diptera). Dentre as variáveis testadas como descritores destes ambientes, as macrófitas e a vegetação ciliar foram predominantes sobre as comunidades. Compreende-se que propostas de manejo devem focar nestas duas características ambientais juntamente com as variáveis fósforo, oxigênio dissolvido, nitrito, profundidade e área, a fim de complementar as análises ecológicas nestes.

Palavras-chave: manejo ambiental, invertebrados bentônicos, ambientes lênticos.

ABSTRACT

The purpose of this study was to determine the composition of the benthic insect communities and relate them to the environmental conditions of 16 riparian wetland ponds in the Upper Iguaçu region, with morphometric and landscape characteristics which differ from one another. 12 riparian wetland ponds which occurred as a result of sand mining activities were selected, as well as 3 isolated meanders and 1 distant point without any influence from the channel. The samples occurred in the period of drought (July/2009), there were 3 with two samplers. Bottom samples were collected using an Ekman-Birge dredge (15X15 cm) and the samples which were made in the coastal areas were collected using a sieve. The abiotic variables were measured in the lab, except air and water temperatures. Different metrics were applied aiming the comparison of the quality of the water and the entomofauna. The analysis showed that the quality of the water was compromised, which was justified due to the high abundance of organisms with wide phenotypic plasticity in detriment of the sensitive ones. In relation to phosphorus, there were no occurrences of oligotrophic environments. There were six meso-eutrophic environments, seven eu-politrophic ones and three polytrophic ones. Concerning nitrate, a point was oligotrophic, five were mesotrophic and ten were eutrophic. As for the dissolved organic carbon, two environments were classified as lakes surrounded by forests, four were mesotrophic and ten were oligotrophic. The faunistic composition was extremely similar among the riparian ponds of the Iguaçu River and more dissimilar when compared to the abandoned meanders. The distant pond from the river was the most different one due to the abundance of *Cynellus sp*, which was abundant in this and absent in the others. The topographic profile showed that some points might possibly be flooded by the channel of the Iguaçu River in the inundation period, what suggests a higher probability of alterations in the communities of these points due to this disturbance. From the variables which were tested as descriptors for these environments, the macrophytes and the riparian vegetation were predominant over the communities. Regarding the water quality parameters, the use of phosphorus, dissolved oxygen and nitrate variables were efficient. As for the morphometry, the depth and area were related to the community in the ponds. Thus, these variables are suggested to be used together when analyzing these environments.

Keywords: environmental management, benthic invertebrates, lentic environments

1 INTRODUÇÃO

A planície de inundação compreende a zona de transição terra/água, que é, periodicamente drenada por conta da inundação por rios e lagos ou pela própria precipitação. Esta região, por receber aporte da biota, possui características físicas, químicas e morfológicas que moldam a estrutura da comunidade que nela se insere (JUNK *et al.*, 1989).

O movimento horizontal da água do rio tem importância na planície, visto que o potencial de alcance por parte do rio, para a inundação, garante a extensão da planície que será inundada (CARIGNAN e NEIF, 1992; NEIFF *et al.*, 2001). Desta forma, este movimento do curso do rio até a planície lateral condiciona a comunidade da planície, a aquática e a terrestre. Isto porque o rio coleta e transporta água e materiais de terras firmes. A planície recebe estes materiais durante o período de cheia e o redistribui para a bacia e, também, na própria planície. Essa troca garante pressão seletiva sobre as espécies que se estabelecem nestas regiões de terras úmidas, permitindo, à composição da comunidade, espécies com ampla plasticidade que conseguem sobreviver num ambiente que sofre variações espaciais e temporais (NEIFF, 1975; 1978; 1990; POI DE NEIFF e BRUQUETAS, 1989).

A planície de inundação tem sido explorada para a extração mineral, em especial para a retirada de areia para o fornecimento à construção civil. Em geral, a retirada de areia ocorre nas regiões metropolitanas, ocasionando impactos ambientais negativos, que, muitas vezes, são irreversíveis (BRANDT, 1998). Grande parte da mineração de areia é feita pela escavação da várzea (LELLES *et al.*, 2005), o que resulta em um terreno perfurado, com formação de cavas que são abandonadas e que, sendo drenadas pela bacia hidrográfica, formam o espelho d'água.

Embora a formação dos espelhos d'água pela mineração seja característica de um ambiente alterado, as condições da paisagem podem favorecer o estabelecimento das populações no ambiente lântico em formação (MOLETTA *et al.*, 2005). Há algumas propostas em transformar as antigas áreas da extração de areia em lagos com caráter recreativo e paisagístico, pois o enchimento destas cavas e seu aproveitamento são alternativas muito melhores do que as depressões

remanescentes do terreno (PELÁEZ *et al.*, 2005; BAPTISTA e VON SPERLING, 2007).

A importância da qualidade da água para a população humana ultrapassa as necessidades básicas do indivíduo, uma vez que este recurso é utilizado nos processos de irrigação, dessedentação de animais, uso industrial, lazer e transportes. No entanto, as alterações à qual os sistemas estão sujeitos pela ação antrópica, tal como a formação de cavas citada acima, possibilitam um quadro de poluição ambiental aquática. Esta situação de degradação dos recursos hídricos tem recebido especial atenção nos últimos anos por causa da percepção das consequências adversas nos ecossistemas aquáticos e nos organismos que neles vivem (FREIRE *et al.*, 2008).

Alterações físicas, químicas e biológicas definem o termo poluição aquática. As fontes dessas alterações geralmente são descarte de esgotos sanitários, águas residuárias industriais e resíduos sólidos (FERNANDES, 2007). Neste contexto existem características físicas, químicas e biológicas que podem estabelecer o grau de integridade de um sistema aquático, tal como a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, o pH, os cloretos, entre outros (BENETTI e BIDONE, 2001).

O pH é uma das variáveis ambientais mais importantes e também das mais complexas em termos de interpretação. Ele caracteriza os ambientes em mais ácidos ou mais alcalinos (Esteves, 1998), podendo ser indicativo de mudanças no estado fisiológico de determinado ambiente, ou seja, pode inferir sobre eutrofização e poluição de determinado sistema, além de influenciar a comunidade estabelecida no ambiente (BISPO *et al.*, 2006).

O balanço de oxigênio dissolvido fornece uma boa medida do seu estado trófico para rios e lagos, pois está estritamente relacionado aos processos metabólicos (HORNE e GOLDMAN, 1994; SCHÄFER, 1985). As fontes principais de oxigênio dissolvido são a fotossíntese e a atmosfera, e as principais perdas, no sistema aquático, são pela decomposição orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos (ESTEVES, 1998). A concentração de oxigênio dissolvido na água implica sua condição sanitária. Águas superficiais de boa qualidade têm altas concentrações de oxigênio (BENETTI e BIDONE, 2001).

O carbono orgânico dissolvido (COD) representa disponibilidade de carbono em ecossistemas aquáticos, o qual pela ação bacteriana é convertido em carbono

orgânico particulado (COP) que fica disponível aos níveis tróficos superiores (SONDEGAARD, 1984; ESTEVES, 1998). Segundo Wetzel (1984) há contribuição de carbono por parte da vegetação marginal nos lagos, o que favorece a relação entre o estado trófico e a contribuição alóctone. O problema se concentra quando o corpo hídrico sofre contribuição alóctone adicionada pelo despejo de esgotos (Esteves, 1998).

A turbidez mensura a capacidade da água em dispersar radiação. Conceitualmente pode ser o grau de interferência para a passagem de luz através da água, o que pode conferir aspecto turvo (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 2005). Ela consiste na presença de partículas inorgânicas originadas da erosão do solo, da resuspensão do sedimento, ou, pela via antropogênica, a partir do enriquecimento de partículas oriundas dos despejos domésticos e industriais (WETZEL, 2001). Aumentos excessivos na quantidade de sólidos na água podem reduzir a atividade fotossintética e interferir na cadeia trófica.

Embora nitrogênio e fósforo sejam importantes nos sistemas biológicos por conta das participações ativas na formação de proteínas e ATP, respectivamente, são nutrientes que, em excesso, podem caracterizar eutrofização da água, e, subseqüentemente, depleção de oxigênio (ESTEVES, 1998; HUNSAKER e LEVINE, 1995). A utilização desses nutrientes inorgânicos dissolvidos pode auxiliar na determinação de trofia de ambientes lênticos. Isto quer dizer que, se os valores das concentrações ultrapassarem limites estabelecidos, podem caracterizar enriquecimento orgânico a partir de esgoto ou lixiviação de resíduos nitrogenados (FERNANDES, 2007).

Além dos fatores citados anteriormente, a alteração do habitat é determinante para a colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos (MARQUES *et al.*, 1999). O manejo inadequado das áreas adjacentes aos corpos d'água (NERBONE e VONDRACEK, 2001), desvio do curso natural dos rios, construção de barragens e desmatamento são estressores múltiplos que desestruturam o ambiente físico e alteram a dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (GOULART e CALLISTO, 2003; CALLISTO *et al.*, 2001).

Em especial nos ecossistemas aquáticos, por mais que se saiba que a relação existente entre ambiente físico e organismos seja de interdependência, a classificação das comunidades é complicada pela falta de interpretação de fatores que promovem a distribuição e abundância das espécies. Frissel *et al.* (1996)

atribuem aos padrões geomorfológicos a regulação das comunidades, e destacam a influência da paisagem de modo especial nos ecossistemas aquáticos com pouca profundidade, como lagoas, lagos pequenos e águas costeiras.

Embora esteja comprovado que a heterogeneidade ambiental favorece a diversidade, a forma como ela e as variáveis abióticas interagem com os organismos nas planícies de inundação tropicais não são amplamente conhecidas (PETRY *et al.*, 2003), por isso vê-se a importância da busca de descritores que expliquem a distribuição e diversidade dos organismos. Segundo Sandin e Johnson (2004) esta busca envolve a análise dos componentes da paisagem, do uso do solo, de fatores ambientais considerados no local de amostragem, além dos fatores geográficos.

A diversidade numa determinada área, ou seja, o conjunto de organismos presentes em um determinado espaço é o resultado dos processos locais sobre a comunidade. Como regra ela é comparada com as condições físicas do habitat onde se insere (RICKLEFS, 1987). Esta conjuntura permite que na análise de presença e abundância dos integrantes da comunidade aquática, os organismos sejam empregados como metodologia para a análise da qualidade ambiental em rios e lagos, em especial por conta da sensibilidade ou tolerância a poluição orgânica, alterações no pH e lançamentos de efluentes que acabam refletindo nos padrões da estrutura da comunidade. Pragmaticamente, organismos mais ou menos tolerantes a qualidade do ambiente podem ser utilizados como bioindicadores (WASHINGTON, 1984).

A prática do biomonitoramento em águas continentais difere do método tradicional por não mensurar somente as variáveis físicas e químicas. Embora tais análises sejam essenciais, como a verificação contínua de metais pesados em águas superficiais (INHAT *et al.*, 1993; YABE, 1998; DORES; 2001), a evidência gerada é um fato pontual que, inclusive pode ser mascarado se a amostragem ocorrer longe da fonte poluidora (BASTOS *et al.*, 2006). Merrit e Cummins (1996) e Johnson *et al.* (1993) comparam esta evidência pontual a uma fotografia, ou seja, as análises são instantâneas e descrevem condições que existem no momento em que a amostra foi coletada. Em contrapartida a credibilidade do monitoramento a partir de indivíduos (ou comunidade) é como um vídeo porque demonstra o componente temporal, evidenciando a resposta dos organismos em relação as condições passadas pelas quais o corpo d'água passou. No entanto, os mesmos autores juntamente com Segnini (2003) e Rosernberg e Resh (1993) afirmam que ambos

métodos não são mutuamente exclusivos, havendo a necessidade da união deles para que o monitoramento seja efetivo e denote qualidade.

Segundo Alba-Tercedor (1996) vários organismos podem ser utilizados no biomonitoramento, tais como bactérias, protozoários, algas, macrófitas, peixes e macroinvertebrados. Dentre estes, a utilização de macroinvertebrados é a mais difundida (HELLAWELL, 1986).

São chamados macroinvertebrados os animais invertebrados que habitam sistemas aquáticos e que possuem mais de 0,5 mm (SILVEIRA *et al.*, 2004; MUGNAI *et al.*, 2009). Neste grupo estão incluídos os filos Mollusca, Platyhelminthe, Crustacea, Arachnida, Hexapoda e a subclasse Oligochaeta. Destes, o táxon que apresenta-se mais numeroso é Insecta, com grande contribuição dos imaturos. (SILVEIRA *et al.*, 2004). Embora não existam similaridades filogenéticas entre os *taxa*, (BEMVENUTI e ROSA-FILHO, 2000), eles apresentam uniformidade no modo de vida, fazem associações peculiares na composição específica, na riqueza de espécies, na densidade, na biomassa e nas relações tróficas (LEVINTON, 1995).

Para Cummins (1992), este grupo é importante para o entendimento de ecossistemas aquáticos. Em relação aos ambientes lênticos rasos, eles participam ativamente do processo de decomposição e são itens alimentares aos peixes (BERG *et al.*, 1997; MCQUEEN *et al.*, 1986; KEAST, 1985). Sua ocorrência se dá no sedimento e na vegetação aquática e do entorno (BOTTIS e COWELL, 1993; KURASHOV, 1996), o que facilita a amostragem nas avaliações de integridade ambiental. Os insetos são os representantes mais diversos do grupo e possuem papel importante na ciclagem dos nutrientes (VANNOTE *et al.*, 1980; CUMMINS *et al.*, 1989), respondem de modo satisfatório às alterações na qualidade da água, por causa das características morfológicas do ambiente e pela disponibilidade de alimento (USSEGLIO-POLATERA e TACHET, 1994; DINIZ-FILHO *et al.*, 1998; GALDEAN *et al.*, 2001).

A forma como as comunidades de insetos aquáticos estão estruturadas pode responder sobre a integridade ambiental de um sistema lêntico, sendo importante o conhecimento dos fatores que agem como alteradores na composição e abundância destes animais. Para verificar quais fatores são potenciais na estrutura da entomofauna em sistemas lênticos, o presente estudo verificou variáveis ambientais em 16 cavas da região do Alto Iguaçu e as relacionou à composição e atributos da entomofauna aquática. Isto encaminhou a quatro objetivos específicos: (i) verificar a

qualidade da água nas 16 cavas a partir de métodos tradicionais de análise; (ii) classificar a qualidade da água mediante uso de índices bióticos, considerando toda a comunidade de macroinvertebrados; (iii) identificar se há áreas com qualidade de água excelente, e (iv) reconhecer, dentre as variáveis analisadas, as determinantes para os atributos da comunidade de insetos aquáticos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Parte da área de estudo compreendeu o antigo Parque Ecológico Costa. Este parque é uma antiga área de extração de areia, na qual restaram aproximadamente 30 depressões que formaram espelho d'água, as cavas; e que há algum tempo foi disponibilizado para atividades de recreação, estando, atualmente, em desuso por determinações de órgãos governamentais. Além da área do Parque Costa foram analisadas cavas que compreendem antigos braços do Rio Iguaçu na planície de inundação, fora das imediações do parque, além de um ponto no município de São José dos Pinhais. Este ponto em São José dos Pinhais foi o ponto controle, pois não apresenta influência do Rio Iguaçu.

O Parque Costa (latitude 25°35'49" e 25°36'54" Sul e longitudes 49°18'45" e 49°15'45" Oeste) que tem 337,1 hectares localizados na margem direita da planície de inundação do rio Iguaçu localiza-se no bairro Umbará, município de Curitiba. A unidade geomorfológica é a denominada de Primeiro Planalto Paranaense. Uma característica marcante da extensa planície do Alto do Iguaçu é ser ladeada por relevo com formas suavemente onduladas a onduladas (MAACK, 1981). O clima da região é do tipo *Cfa*, sendo subtropical, temperatura inferior a 18°C no inverno (mesotérmico), com geadas pouco freqüentes, verões quentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2009).

Para o presente estudo foram estabelecidos 16 pontos amostrais, sendo que destes doze foram selecionados nos limites do Parque Costa. Três pontos compreenderam antigos meandros do rio Iguaçu, recentemente isolados, sendo um na margem direita da planície de inundação e dois na margem esquerda (Figura 1). O último ponto foi escolhido em São José dos Pinhais por não sofrer influência do rio Iguaçu.

Cada cava foi escolhida por apresentar características ambientais peculiares em relação à vegetação ripária, vegetação submersa, tamanho e forma, embora a

maioria fosse próxima entre si e relativamente próximas ao canal extravasor e ao rio Iguaçu.

A cava 1 (25°36.406' S; 49°17.435' W) (Figura 2) apresentou bancos de macrófita em todo o entorno. É um dos maiores espelhos d'água do Parque Costa, bem como um dos mais antigos, 30 anos. Também neste ponto teve a presença de árvores e arbustos no entorno (Figura 1).

A cava 2 (25°36.360'S; 49°17.456'W) também tem 30 anos. Em relação às macrófitas, os estandes se concentraram mais próximos às margens. Em todo o entorno ocorreram arbustos e árvores (Figura 1).

A cava 3 (25°36.360'S; 49°17.456'W) tem o mesmo período de tempo que a 1 e a 2, 30 anos. Embora seja paralela à cava 2, não possui complexidade de vegetação marginal, ocorrendo somente gramínea. Também não teve composição de estandes de macrófitas (Figura 1).

A cava 4 (25°36.099'S; 45°17.299'W) teve toda a superfície da água coberta por macrófitas. Em relação à complexidade da vegetação, não ocorreram árvores, somente arbustos e gramínea no entorno. Este sistema apresentou o solo com uma depressão peculiar, o que o caracterizou com o leito bem abaixo do nível em relação às demais cavas (Figura 1).

A cava 5 (25°36.100'S;49°17.299'W) é paralela à cava 6. Os estandes de macrófitas se aglomeram nas margens e ocupam aproximadamente 30% da superfície do espelho d'água. A presença de arbustos na vegetação adjacente se deu somente em uma das margens, não sendo muito expressiva, mas gramínea ocorreu em todo o entorno. Esta cava possui sistema de canalização que, provavelmente, serve como abastecedor de água a partir de algum tributário. Uma das margens possui a delimitação feita de alvenaria (Figura 1).

A cava 6 (25°36.109'S; 49°17.304'W) não apresentou vegetação marginal. Apresentou proporção de bancos de macrófitas semelhantes à cava 5. Este ambiente possui todas as margens delimitadas por alvenaria (Figura 1).

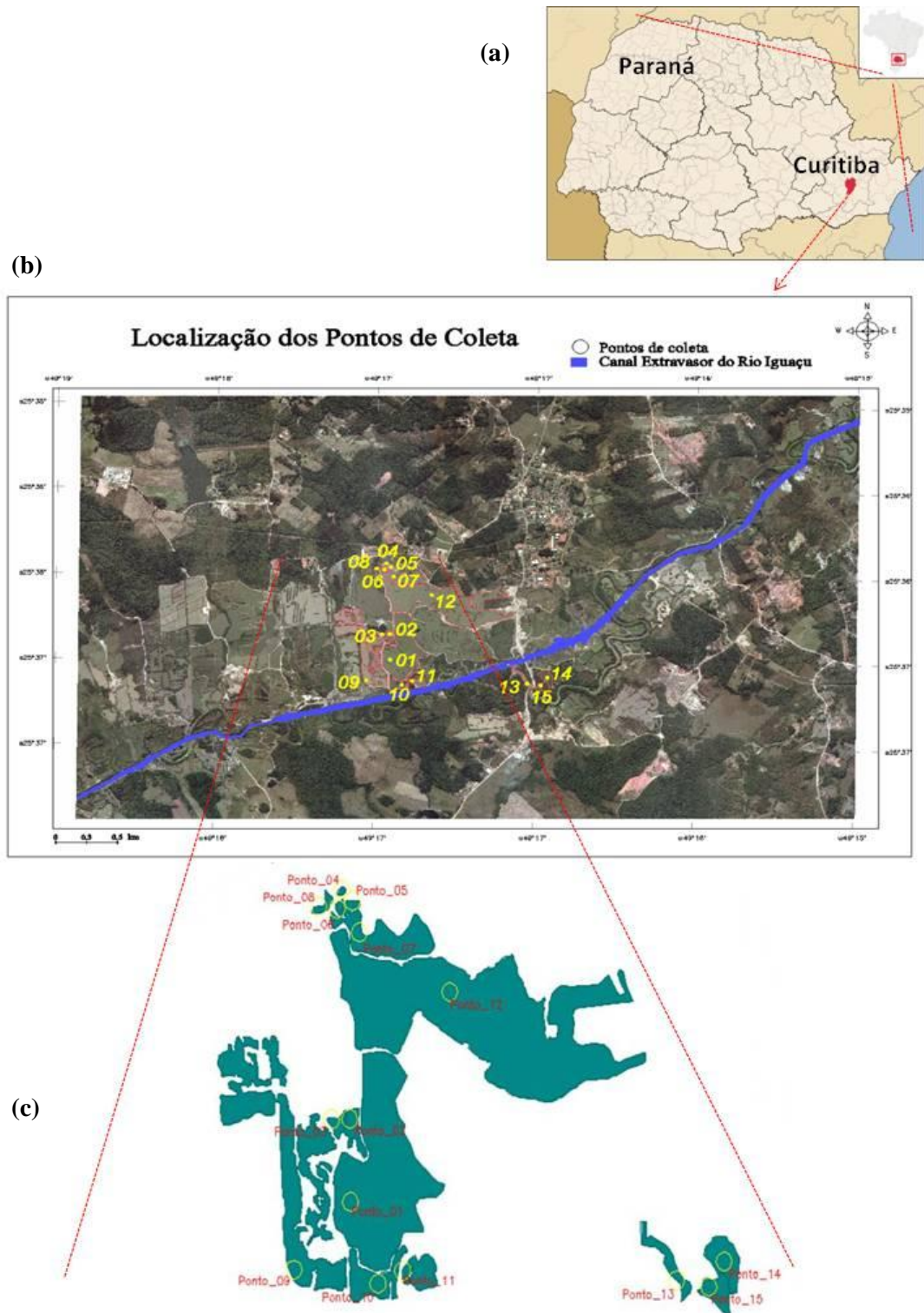


Figura 1: Localização dos pontos de coleta. (a) Representação do mapa do Estado do Paraná localizando o município de Curitiba. (b) Mapa de localização dos 15 pontos amostrais da planície de inundação do Rio Iguaçu. (c) destaque dos pontos amostrais em relação a tamanho e forma. Fonte: (a) Wikimedia, 2010. (b) Alterado de Google Earth, 2010.

A cava 7 ($25^{\circ}36.136\text{S}$; $49^{\circ}17.298\text{W}$) teve ocupação dos estandes de macrófitas em toda a lâmina d'água e houve poucos arbustos no entorno. É um

ambiente grande e antigo, com aproximadamente 30 anos. Nas margens teve a presença de gramínea, com notável processo erosivo. Existe uma ponte de concreto no interior da cava, a qual, inclusive, permitiu o acesso para a coleta. Uma das margens também é limitada por parede de alvenaria (Figura 2).

A cava 8 (25°36.114S; 49°17.342'W) também apresentou ocupação expressiva da lâmina d'água por macrófitas. É um ambiente pouco profundo, com ocorrência de vegetação no entorno. Não há evidência de processo erosivo. Trata-se de um fragmento próximo ao original (Figura 2).

A cava 9 (25°36.690S; 49°17.423'W) teve vegetação no entorno, composta por árvores grandes. Trata-se de um ambiente grande, que comporta ilhas em alguns trechos do centro do lago. Para fins paisagísticos esta cava possui em alguns limites da sua margem pedras e cercas. Cerca de 50% da superfície da água é coberta por macrófitas (Figura 2).

A cava 10 (25°38.718S; 49°17.201'W) também apresentou macrófitas na lâmina d'água, cerca de 40% de ocupação; além de arbustos e árvores grandes no entorno. Nesta também foram observadas ilhas no centro do ambiente, algo talvez favorecido pelo tamanho grande da cava. Esta cava é uma das mais próximas ao canal extravasor do Rio Iguaçu (Figura 2).

A cava 11 (25°36.700S; 49°17.197'W) era um meandro do Rio Iguaçu, que, hoje, isolado, tem aproximadamente 100% da superfície coberto com macrófitas. Ela se localiza ao lado da cava 10 e também é próxima ao canal extravasor (Figura 2).

A cava 12 (25°36.397S; 49°16.845'W) foi a última cava amostrada no Parque Costa. Apresentou gramínea no entorno, com poucos arbustos e árvores grandes na vegetação adjacente. É uma das maiores cavas do parque e a mais profunda, tanto que, outrora, quando do funcionamento do Parque, era o mais utilizado para pesca e passeios a barco ou pedalinhos (Figura 2).



Figura 2: Pontos de coleta na planície de inundação do Rio Iguaçu. Pontos CV1 até CV6 pertencem à área do Parque Costa.



Figura 3: Pontos de coleta na planície de inundação do Rio Iguaçu. Pontos CV7 até CV12 pertencem à área do Parque Costa.

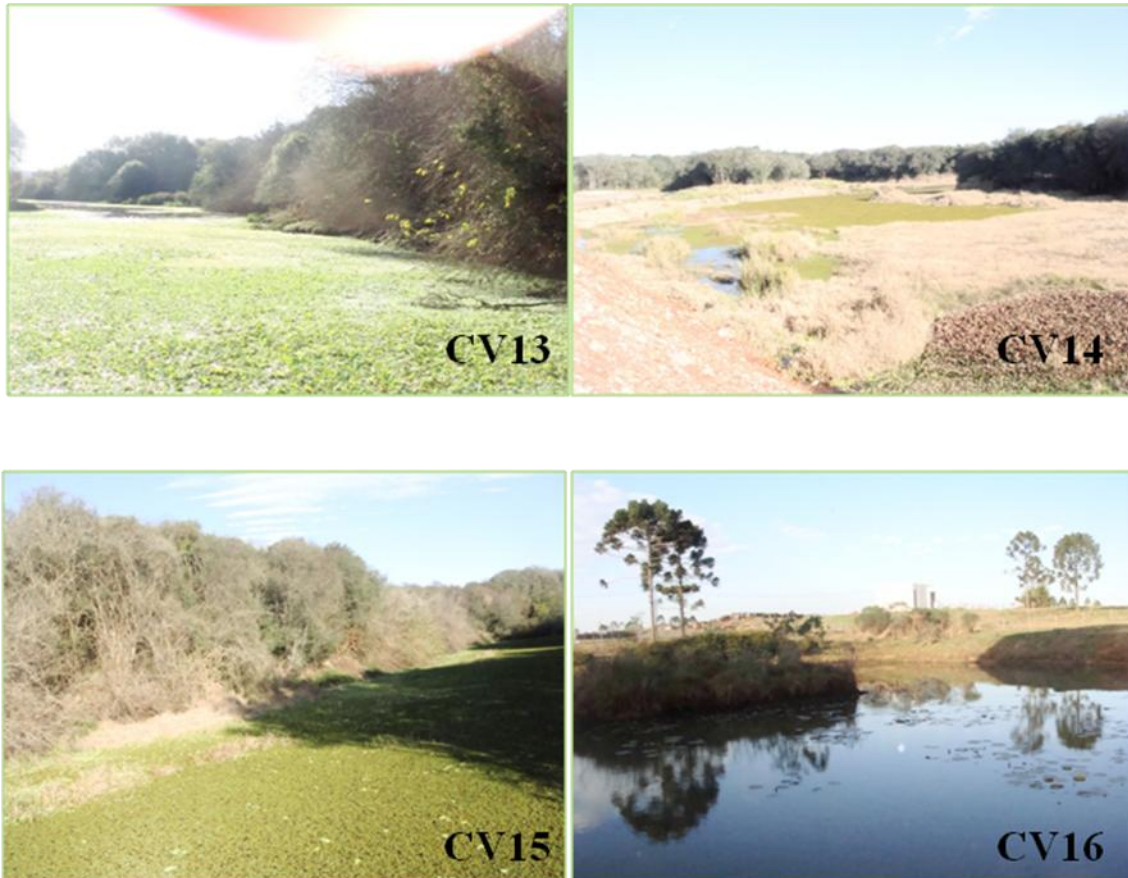


Figura 4: Pontos CV13 a CV15 são antigos meandros do Rio Iguaçu. Ponto CV16 localiza-se em São José dos Pinhais.

A cava 13 localiza-se fora dos limites do Parque Costa, assim como os pontos 14 e 15. O ponto 13 ($25^{\circ}36.684\text{S}$; $49^{\circ}16.605\text{W}$) é um antigo meandro do rio Iguaçu localizado na margem direita da planície de inundação. Embora contenha vegetação adjacente complexa, além da vegetação ripária (capim), esta cava possui uma das margens com processo erosivo muito expressivo. Além destes aspectos ambientais, o odor forte de podre foi característico (Figura 4).

As cavas 14 ($25^{\circ}36.649\text{S}$; $49^{\circ}16.494\text{W}$) e 15 ($S25^{\circ}36.681$ $WO49^{\circ}16.491'$) também possuem complexidade em vegetação adjacente e ripária, sendo que na 14 a ripária é mais expressiva pela presença de capim e *Taboa*. É possível que a expressividade esteja relacionada a níveis mais baixos da água do que nas outras. Em adição, na cava 14 ocorreram as macrófitas praticamente toda a lâmina d'água. O processo erosivo foi expressivo. A cava 15 também teve quase toda a superfície da água coberta por macrófitas, com vegetação no entorno composta por arbustos e árvores grandes. Uma das margens apresentou processo erosivo (Figura 4).

A cava 16 (S25°38.931 WO49°15.366') foi o controle das amostragens em relação à possível influência do Rio Iguaçu. A vegetação adjacente não foi expressiva, composta por poucos arbustos e algumas árvores grandes (Figura 4).

2.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram desenvolvidas no mês de julho de 2009 por representar o período seco do ano para a região, permitindo assim inferências em relação à comunidade de macroinvertebrados aquáticos sem a influência do distúrbio ocasionado pelas cheias. Este período foi determinado a partir da análise da precipitação ocorrida na área nos últimos dez anos (Figura 3). A série histórica demonstrou que, na área de estudo, há ocorrência de chuva o ano todo, oscilando em quantidade ao longo das estações do ano. Durante o período analisado, os meses com menor precipitação foram os de junho, julho e agosto, com picos de maior ocorrência de chuva em setembro e janeiro. De fato, isto corrobora com o tipo de clima *Cfa*, com tendência de chuva no verão, mas sem uma estação seca determinada.

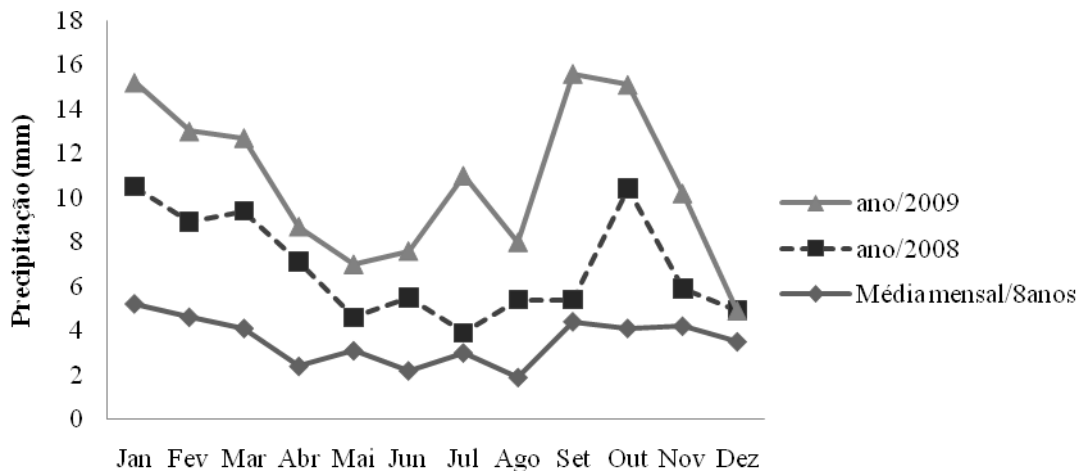


Figura 3: Médias mensais de precipitação registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2009. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, referentes ao município de Curitiba na estação do Alto Iguaçu, 2009.

O mês de julho, ao longo da série, foi característico por representar as menores taxas de precipitação, no entanto, no ano de 2009 foi um mês atípico com incidência total de 29mm no mês, o que permitiu uma média de 7,1mm de chuva, maior do que para todos os anos anteriores.

Muito embora tenha chovido mais do que o esperado para o mês de julho, a coleta não sofreu efeito da precipitação e cheia nas cavas, pois as amostragens aconteceram na primeira quinzena do mês, enquanto os picos de chuva ocorreram na segunda quinzena.

A média da temperatura para a amostragem foi 13,4°C. Observou-se que esta não foi muito diferente em relação à média da temperatura para este período nos últimos dez anos (14,2°C) (Figura 4).

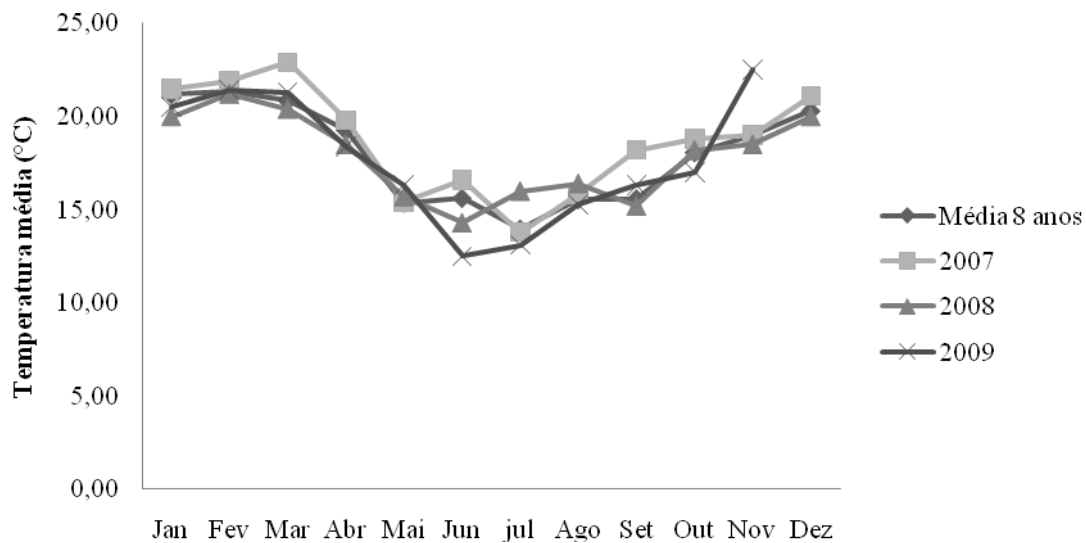


Figura 4: Médias mensais de temperatura (em °C) registradas de janeiro de 2000 até novembro de 2009. Dados fornecidos pelo SIMEPAR, referentes ao município de Curitiba na estação do Alto Iguaçu, 2009.

Foram utilizados dois amostradores para a coleta dos animais, o amostrador tipo draga Ekman-Birge (15X15 cm) para amostragem de sedimento para a análise da comunidade bentônica e uma peneira (30X30 cm), com 0,05 mm de abertura de malha, para a coleta na vegetação marginal e submersa da zona litoral. O sedimento contido na draga foi armazenado em baldes com substância formalina a 10%, enquanto o material recolhido na peneira foi acondicionado em sacos plásticos também com formalina a 10%.

Em cada cava foram feitas três réplicas para cada amostrador. Desta forma, cada cava compreendeu seis amostragens, totalizado 96 amostras para os sistemas analisados.

Os organismos foram identificados sob microscópios estereoscópico e ótico, com auxílio de chaves de identificação e literatura especializada (MERRIT e CUMMINS, 1996; WIGGINS, 1996; TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995;

PÉREZ, 1988; MUGNAI *et al.*, 2009). A maioria dos táxons foi identificada no nível de gênero.

2.3 CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS

A profundidade considerada foi obtida pela média registrada pelo monitor do parque para as cavas do Parque Costa e região adjacente. Também para a cava 16 foi considerada a média registrada para o período de julho pelo responsável da área.

O levantamento morfométrico das 15 cavas do Alto Iguaçu foi feito por meio de mapeamento, utilizando ortofoto na projeção UTM, *datum* SAD-69 referente ao período seco (julho, 2009). A imagem foi convertida do formato de arquivo *tiff* para arquivo *ascii-spring* através do software Impima; que é um módulo do SPRING (Sistema de Processamento de Informação Georreferenciada) e registrada segundo pontos georreferenciados obtidos de sensoriamento remoto. A manipulação dos dados bem como a edição (imagens) foram feitas pelo SIG (Sistema de Informação Geográfica) SPRING (versão 5.1.3) (CAMARA *et al.*, 1996). O ponto CV16 não foi georreferenciado por não ser marginal do Rio Iguaçu, bem como por não haver pontos cotados para a altimetria para a área.

A partir da geração do Modelo Numérico do Terreno (MNT) foi possível estabelecer os polígonos (cada ambiente de cava analisado) e, em cada um verificar dados morfométricos primários como área e perímetro.

Após o estabelecimento dos dados primários foi calculado o índice de desenvolvimento da margem (Ds), usado na determinação da forma de um ambiente lântico. Este é um dos índices mais utilizados em Limnologia (WETZEL, 1990) por representar a razão entre o perímetro do corpo d'água em relação ao comprimento da circunferência de um círculo com área equivalente ao corpo d'água. Os valores obtidos para o Ds podem ser próximos ou distantes a um (1). Desta forma, quando mais próximos de um, tendem a ser circulares, enquanto os mais distantes de um são alongados, com padrão dendrítico (ASSIREU *et al.*, 2009). Assim, lagos com Ds = 1,0 são lagos perfeitamente circulares; lagos com Ds entre 1,5 e 2,5 representam ambientes cuja forma se afasta do formato circular; lagos dendríticos possuem Ds entre 3 e 5 (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). A equação pela qual se obteve este índice foi:

$$D_s = L / 2\sqrt{\pi A}$$

onde L foi o comprimento do polígono (cada ponto amostral) e A a circunferência de um círculo com a mesma área do lago. Segundo Assireu *et al.* (2009) quanto maior o índice de desenvolvimento da margem, maior a probabilidade do estabelecimento de comunidades aquáticas e da interferência da bacia de captação próxima ao corpo d'água considerado.

Também foi feito um modelo de mapa hipsométrico, gerado a partir da classificação (fatiamento) do mapa com o plano-altimétrico, e da sua imagem matricial, em níveis altimétricos representados por intervalos de 10 metros, gerando legenda explicativa, cujos valores resultantes foram apresentados em tabelas no texto.

2.4 DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Para a análise da qualidade da água foram considerados os seguintes parâmetros físicos e químicos: temperatura da água, temperatura do ar, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), ortofosfato, fosfato total, nitrito e carbono orgânico dissolvido (COD). Excetuando temperatura do ar e da água que foram verificadas em campo, as demais análises foram realizadas no Laboratório de Hidrologia da Universidade Federal do Paraná. As variáveis físico-químicas foram relacionadas aos limites estabelecidos pelo CONAMA para águas de classe tipo II, visto que esta classe contempla águas com uso secundário (BRASIL, 2005).

O grau de trofia para cada ambiente foi estabelecido conforme os intervalos limite para a concentração de fósforo e nitrogênio nos ambientes lacustres (ESTEVES, 1998).

Embora seja difícil generalizar dados de um ecossistema para outros, principalmente em ecossistemas lacustres tropicais, nos quais a assimilação de fósforo é mais facilitada do que em regiões temperadas, o estabelecimento da trofia com base na concentração de fósforo tem se mostrado útil, especialmente para predições em modelagem matemática (VON SPERLING, 1994). Os valores para as concentrações de nitrito caracterizam o ambiente em oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Para o fósforo, a caracterização se dá em ultraoligotrófico,

oligomesotrófico, meso-eutrófico, eu-politrófico e politrófico. As faixas aproximadas para as concentrações de fósforo e nitrito são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Faixas aproximadas para o grau de trofia a partir de nitrito e fosfato total.

Trofia	P-total (mg l⁻¹)	Nitrito (mg l⁻¹)	Trofia
Ultra-oligotrófico	< 5	0,0 - 0,5	Oligotrófico
Oligomesotrófico	5 a 10		
Meso-eutrófico	10 a 30	0,5 - 5,0	Mesotrófico
Eu-politrófico	30 a 100		
Politrófico	> 100	0,5 - 5,0	Eutrófico

Fonte: Esteves (1998).

Também verificou-se o grau de trofia pela concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) em cada sistema analisado. A Tabela 2 demonstra as concentrações consideradas para a classificação dos ambientes em oligotrófico, mesotrófico, lagos cercados por florestas e lagos poluídos.

Tabela 2: Faixas de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) que servem como determinação do grau de trofia em ambientes lênticos.

Tipo de lago	COD (mg C l⁻¹)
Oligotrófico	0,5 - 3
Mesotrófico	5,0 - 10,0
Lagos cercados por florestas	10,0 - 20,0
Lagos poluídos	15,0 - 30,0

Fonte: Esteves (1998)

A classificação do tipo de água bem como os limites estabelecidos para as variáveis físicas e químicas foi feita com base na Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

A fim de verificar a qualidade da água por meio da comunidade bentônica foram utilizadas três métricas: EPT/C; BMWP' e O/O+C. A primeira considera a identificação ao nível taxonômico de ordem (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e família (Chironomidae); o segundo índice considera a identificação dos táxons no nível taxonômico de família, e o terceiro considera a identificação em subclasse (Oligochaeta) e família (Chironomidae).

A métrica EPT/C é a razão entre o somatório de representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera pelos espécimes amostrados da família Chironomidae.

Visto que a maioria das famílias dentro de EPT são sensíveis à poluição de corpos hídricos, Resh e Jackson (1993) propõem que a razão entre o EPT e Chironomidae, que é um táxon resistente à poluição orgânica, é interessante para análise ambiental.

A proporção entre o táxon Oligochaeta e Chironomidae foi realizada porque, com a degradação ambiental, tende-se a ter mais espécies de oligoquetas que são tolerantes compondo o sedimento dos corpos hídricos. Para isto, o cálculo proposto é: $O/O+C$, no qual O representa o total de oligoquetas amostrados e C , o total de quironomídeos. Quanto mais próximo de um (1) o valor da razão, maior o grau de poluição orgânica (WIEDERHOLM, 1980).

O BMWP' (*Biological Monitoring Work Party System*) leva em consideração os macroinvertebrados identificados a nível taxonômico de família e foi utilizado tal índice com as adaptações propostas para a Bacia Litorânea do Paraná (TONIOLO *et al.*, 2001). Este índice reconhece nove níveis de tolerância (pontuações de 1 a 10), conferindo os valores mais altos para as famílias com maior sensibilidade à poluição orgânica. Os resultados (valores não fixos) classificam a qualidade da água em categorias de excelente a péssima (Anexo I).

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados físicos e químicos da água foram utilizados para ordenar os pontos amostrais de acordo com a qualidade da água pelo método de análise multivariada ACP (Análise de Componentes Principais) com auxílio do pacote estatístico.

Para a abundância percentual de cada táxon foi feita a relação entre o número de indivíduos do respectivo táxon dividido pelo total de indivíduos amostrados no ponto de coleta, seguindo a seguinte fórmula:

$$A = N \times 100 / n$$

na qual A representa a abundância; N = número de indivíduos do táxon identificado, e n = número total de indivíduos no ponto amostral. Interpretou-se a abundância

percentual da seguinte maneira: < 10% = Rara; entre 10 e 30% = pouco abundante; de 30 a 50% = abundante, e > 50% = dominante (MARANHÃO, 1997).

Quando da análise dos atributos da comunidade, foi relacionada a identificação no nível taxonômico de gênero.

A estrutura da comunidade foi verificada em relação aos parâmetros de diversidade, dominância e equitabilidade. Ambos foram calculados por meio de pacote estatístico.

Foram elaboradas matrizes de similaridade a fim de verificar as diferenças quantitativas entre as cavas em relação à abundância total dos táxons. Elas foram feitas com base nos dados de abundância absoluta a partir do coeficiente de Morisita. Este coeficiente foi estabelecido para dados de contagem de indivíduos e recebe pouca influência do tamanho das amostras (KREBS, 1989), além de ser considerado o melhor índice para medidas de similaridade nas análises ecológicas (WOLDA, 1981). A variação do índice vai de 0 (indicando dissimilaridade) a 1 (ambientes muito similares). A análise foi feita com auxílio de pacote estatístico (HAMMER *et al.*, 2007).

Para verificar se há estrutura espacial influenciando na distribuição da comunidade entre os pontos amostrais foi feita a análise de autocorrelação espacial de Mantel. Os valores do coeficiente de correlação são de -1 (sem qualquer indício de correlação) a 1 (forte correlação). Primeiro foi testado se a distância geográfica entre as cavas influenciaram na distribuição da entomofauna e depois, se a distância geográfica de cada cava ao canal extravasor influenciava na abundância dos táxons. A matriz utilizada foi a de similaridade faunística elaborada pelo coeficiente de Morisita. Ambas análises foram feitas com 5000 aleatorizações.

A diversidade foi mensurada pelo índice de Shannon-Wiener, o qual considera os padrões de abundância, ou seja, biomassa da comunidade estudada quanto à riqueza de espécies. Ele é calculado obtendo-se, para cada espécie, a proporção de indivíduos em relação ao total da amostra, da seguinte maneira:

$$H' = \sum (PI * \log(PI))^{-1}$$

O parâmetro dominância, que equivale à alta representatividade em número de um determinado táxon em relação aos demais, avalia como zero os taxa que se distribuem de modo equivalente na amostra e com um, aos que apresentam superioridade numérica (HAMMER *et al.*, 2007). Em contrapartida, a equitabilidade

mensura a uniformidade na distribuição dos taxa na amostra. Desta forma, é mensurado como a razão entre o índice de diversidade calculado e o máximo esperado. Assim sendo:

$$E = H'/H' \text{ máx}$$

O atributo riqueza foi considerado como o número de *taxa* identificados na unidade de amostragem determinada.

Também foi aplicada uma ANOVA para a verificação de diferenças espaciais nos atributos calculados para a comunidade nos 16 pontos amostrais. Os dados atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade a partir do teste de Shapiro-Wilk.

As variáveis ambientais determinadas no campo foram categorizadas para a comparação com a estrutura da comunidade. Assim foram estabelecidas cinco categorias, sendo: (a) perfil da margem; (b) vegetação no entorno da cava; (c) ocupação da superfície da água pelos estandes de macrófitas; (d) tempo de estabelecimento das cavas, e (e) tamanho.

Em relação ao perfil da margem foram feitas as seguintes pontuações: (1) quando a margem só apresentava aspecto plano, sem barrancos, e (2) quando além do aspecto plano ocorreram barrancos na margem. Sobre a vegetação no entorno estabeleceu-se a pontuação: (1) só vegetação rasteira; (2) vegetação rasteira e arbustos, e (3) vegetação rasteira, arbustos e árvores. A pontuação sobre a ocupação da superfície da água pelos estandes de macrófitas foi: (1) de 0 a 25% de ocupação; (2) de 26 a 65% de ocupação e, (3) de 66 a 100% de ocupação. Sobre o tempo de estabelecimento das cavas, pontuou-se: (1) cavas com menos de 1 ano; (2) de 1 a 15 anos de espelho d'água formado e, (3) de 16 a 30 anos de formação. Por fim, o tamanho das cavas seguiu a seguinte categorização: (1) pequeno, quando menor do que 1 Km²; (2) médio, quando entre 1 e 10 Km² e, (3) grande, quando maior do que 10 Km².

Para testar as variáveis ambientais que mais influenciaram nos parâmetros da comunidade foi utilizada a técnica *Partial Least Square Models* (PLSM) (CARRASCAL *et al.*, 2009), com auxílio de pacote estatístico (STATSOFT, 2005).

Esta técnica consiste numa extensão da regressão múltipla, na qual os efeitos das combinações lineares de vários preditores sobre uma variável dependente são

analisados. As associações são estabelecidas com fatores latentes que maximizam o poder preditivo (CARRASCAL *et al.*, 2009; BRAAK e JUGGINGS, 1993).

Os fatores latentes são combinações lineares entre o preditor e as variáveis resposta, de tal forma que a multi-dimensionalidade original é reduzida a um número menor de fatores ortogonais a fim de verificar a estrutura dos fatores latentes e sua correspondência com as variáveis resposta. Isto quer dizer que esta técnica de regressão procura um cenário de componentes (os fatores latentes) que reduzam a variável preditora bem como a variável resposta na finalidade de explicar o máximo possível a covariância entre as duas. Isto seria uma generalização da análise dos componentes principais (ACP) e é seguido pela regressão para a predição entre as variáveis propostas (ABDI, 2003; SOBEK *et al.*, 2007; CARRASCAL *et al.*, 2009). Na PLSM, o coeficiente de regressão para cada variável ambiental expressa a ligação entre a variação na variável e a variação associada com uma determinada variável resposta (ALLEN *et al.*, 2005).

Esta análise é especialmente utilizada quando o número de variáveis preditoras é similar ou maior do que o número de observações (o que não permite o cálculo do coeficiente) e/ou quando os preditores são altamente correlacionados, exibindo forte colinearidade (gera dificuldades na interpretação da correspondência linear entre as variáveis) (CARRASCAL *et al.*, 2009). Sendo assim, essas duas características são importantes em estudos ecológicos que compreendem estrutura de comunidade com baixa riqueza e alta colinearidade entre as variáveis ambientais analisadas para os atributos, tal como neste estudo.

A aplicação da técnica PLSM origina Componentes Principais. Estes componentes podem ser interpretados a partir do valor do peso de cada variável baseando-se no valor de R^2 (SOBEK *et al.*, 2007). Já a soma dos quadrados em cada componente, sempre totaliza um, o que permite a estimativa de cada variável no componente. Conforme esta análise, as variáveis com maiores pesos foram elevadas ao quadrado e somadas, o que permitiu a explicação para a variação contida no componente (CARRASCAL *et al.*, 2009). Os demais componentes representam a variação residual que não foi explicada. Logo, a proporção da variação residual de cada componente explica a variação original das variáveis preditoras sobre a variável dependente (ou resposta) (CARRASCAL *et al.*, 2009).

Foi realizada uma análise para todos os ambientes considerados.

3 RESULTADOS

3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

3.1.1 Parâmetros físicos, químicos e estado trófico

Conforme os critérios propostos pelo CONAMA para corpos de água doce, (BRASIL, 2005), as cavas marginais analisadas foram classificadas como classe II, por causa das atividades de contato secundário, em especial a criação de peixes e pesca.

Das variáveis químicas e físicas analisadas, a turbidez foi expressiva no CV5 (306 UNT), ultrapassando o limite de máximo de 100 UNT para águas de classe tipo II. Esta cava sofre entradas de água de um tributário com aporte de matéria particulada suspensa. Também o ponto CV7 ultrapassou os limites para a turbidez (133UNT). Embora neste caso não exista sistema de canalização para entrada de água, é possível que o alto valor para a turbidez tenha ocorrido pela abundância de raízes no sedimento, além de uma das margens ser em alvenaria, o que limita a troca de nutrientes, e a lâmina d'água ser repleta de macrófitas flutuantes. Estes fatores juntos podem comprometer a radiação inibir a dissolução dos sólidos suspensos (Tabela 3).

Não houve a ocorrência de valores de pH inferiores a 6,0 nem superiores a 7,9 entre os ambientes amostrados, o que caracterizou ambientes neutros. Nos pontos CV12 e 15 ocorreram, respectivamente, o maior (7,9) e menor (6,9) valores para o pH. Nos demais pontos os valores permaneceram entre 6,9 e 7,8 (Tabela 3).

O maior valor para concentração de oxigênio dissolvido foi na cava 8 (10,05 mg L⁻¹), enquanto as concentrações mais baixas de OD foram nas cava 13 (2,01 mg L⁻¹) e 14 (1,20 mg L⁻¹). As variações de oxigênio não indicaram relação inversa à temperatura nos pontos, no entanto confirmam o enriquecimento por fósforo e nitrogênio que levam a eutrofização desses dois ambientes (Tabela3).

Sobre a DBO₅, o ideal para as águas do tipo II proposto pelo CONAMA (Brasil, 2005) é o limite de 5 mg L⁻¹ a 20°C de temperatura, mas na cava 14 ocorreu 28,1 mg L⁻¹ a 16°C de temperatura. Também nos pontos CV13 e 15 o valor de DBO₅

foi mais alto do que nos demais, $14,7 \text{ mg L}^{-1}$ e $14,8 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. A mais baixa concentração de DBO_5 ocorreu na cava 12 ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$).

Em relação ao ortofosfato ocorreram valores altos nas cavas 13 ($92,28 \text{ mg L}^{-1}$) e 14 ($62,48 \text{ mg L}^{-1}$), enquanto na cava 16 o valor foi o mais baixo ($1,98 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 3)

Tabela 3: Valores médios das variáveis físicas e químicas nas 16 cavas estudadas em julho/2009. $T_{(\text{água})}$ = temperatura da água; $T_{(\text{ar})}$ = temperatura do ar; OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; DBO_5 = demanda bioquímica de oxigênio; P-total = fosfato total; O-fosfato = ortofosfato; COD = carbono orgânico dissolvido.

Pontos	T (água) (°C)	T (ar) (°C)	Turbidez (UNT)	OD (mg/L)	pH	DBO_5	P-total (mg/L)	O-fosfato (mg/L)	COD (mg/L)	Nitrito (mg/L)
CV1	15	14	21,3	7,6	7,8	2,6	26,7	9,9	12,7	6,5
CV2	15	13,5	67	8,4	7,6	2,6	54,32	16,8	4,2	7,7
CV3	15	14	11,8	6,4	7,7	9,4	19,9	12,3	10,5	3,8
CV4	16	13,5	16,2	4,8	6,9	6,6	24,4	9,2	4,5	3
CV5	14,5	13,5	306	7,2	7,4	4,08	135	6,8	1,8	21,1
CV6	15	13,5	20,7	8,8	7,6	13,44	29,1	17,7	3,1	2,9
CV7	15	15	133	6,4	7,4	4	57,8	41,6	1,8	6,1
CV 8	15	11	17,6	10,1	7,2	2,6	56,5	14,3	2,7	6,6
CV 9	15	14,7	26,5	8,4	7,6	2,7	40,3	14,6	4	7,8
CV 10	16	11	22,5	7,6	7,6	6,8	28,9	8,8	2,7	7
CV 11	16	11,5	47,8	6,4	7,6	2,7	39,2	22,2	3,1	4,3
CV 12	15	10,5	97,7	8,4	7,9	1,4	75,3	33,4	4	6,3
CV 13	16	16,5	38,2	2,0	7,2	14,7	252	92,2	6,6	67,8
CV 14	15,5	15,5	46,2	1,2	6,9	28,1	165	62,4	7,6	4,9
CV 15	15,5	13,5	117	4,0	6,9	14,8	85,8	17,7	3,6	4,9
CV 16	15	14	40,5	6,8	7,3	5,4	14,9	1,9	2,5	8,3

A Análise de Componentes Principais (ACP) dos dados físicos e químicos da água, verificados na caracterização, explicou 61,67% da variação espacial na qualidade da água entre as 16 cavas consideradas. Os autovalores registrados para as variáveis também demonstram a baixa capacidade de alguns parâmetros físicos e químicos em explicar as variações espaciais (Tabela 4).

Fosfato total, ortofosfato e demanda bioquímica de oxigênio foram os que melhor explicaram a variação espacial da qualidade da água, uma vez que apresentaram as maiores correlações com o eixo principal um. A turbidez teve forte

correlação com o eixo dois, possivelmente pelos altos valores apresentados pelos pontos CV5, CV7 e CV15 em comparação aos demais ambientes. Assim, os dois eixos da ACP representam um tipo diferente de poluição, o eixo um impactado principalmente por fosfato total e ortofosfato, e o eixo dois representando ambientes caracterizados por alteração ocasionada pela turbidez.

Os pontos que se relacionaram negativamente aos dois eixos (CV1, CV3, CV6, CV10, CV11, CV16) foram os que tiveram os menores valores em concentração para o fosfato total, e também apresentaram valores reduzidos para o ortofosfato em relação aos outros pontos, embora, para esta variável, também o ponto CV5 tenha apresentado menor concentração em relação aos demais. Para a DBO₅ também foi verificado que os pontos que se relacionaram negativamente aos dois eixos principais tiveram as menores concentrações, no entanto os pontos CV2, CV8, CV9 e CV12 também apresentaram reduções na DBO₅ em relação aos demais.

Tabela 4: Variáveis físicas e químicas da água nas 16 cavas do Alto Iguaçu e suas correlações com os eixos principais 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) referentes à caracterização feita no período de amostragem (julho/2009).

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	4,4	1,7
T_(água) (°C)	0,465	-0,532
T_(ar) (°C)	0,696	0,072
Turbidez	-0,012	0,875
OD (mg/L)	-0,915	0,152
pH	-0,593	0,126
DBO₅	0,771	-0,249
Fosfato Total (mg/L)	0,852	0,430
Ortofosfato (mg/L)	0,852	0,117
COD (mg/L)	0,244	-0,465
Nitrito (mg/L)	0,683	0,380

Os pontos CV13, 14 e 15 relacionaram-se positivamente com o eixo principal um, enquanto CV5 e CV7 tiveram forte correlação positiva com o eixo dois (Tabela 5). Esta ordenação denota gradiente da qualidade da água, visto que as concentrações mais elevadas de fosfato total foram nos pontos que tiveram correlação positiva com o eixo um. Em adição à ordenação, os pontos CV5, 7 e 15

tiveram os maiores valores para a variável turbidez.. Ressalta-se que os três pontos com expressivas concentrações de ortofosfato e fosfato total (CV13, 14 e 15) compreendem os trechos isolados a partir do antigo curso normal do Rio Iguaçu.

Tabela 5: Pontos amostrais da região do Alto Iguaçu com respectivas correlações com os eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) em relação às variáveis físicas e químicas.

Ponto	Eixo 1	Eixo 2
CV1	-0,524	-0,823
CV2	-0,568	0,349
CV3	-0,253	-0,975
CV4	0,168	-12,563
CV5	-0,213	28,701
CV6	-0,444	-0,258
CV7	0,007	0,963
CV8	-0,791	0,017
CV9	-0,486	0,041
CV10	-0,575	-0,784
CV11	-0,381	-0,567
CV12	-0,815	0,704
CV13	27,608	0,626
CV14	19,722	-0,780
CV15	0,592	-0,080
CV16	-0,451	-0,047

Na classificação de trofia em termos de fosfato total, as concentrações obtidas não permitiram a classificação de ambiente oligotrófico (Tabela 6). Os pontos CV1, 3, 4, 6, 10 e 16 foram classificados como meso-eutróficos; os pontos CV2, 7, 8, 9, 11, 12 e 16 foram eu-politróficos, enquanto politróficos foram considerados os pontos CV5, 13 e 14.

A trofia em relação ao nitrito permitiu que somente a cava 4 fosse tida como ambiente oligotrófico, sendo que as cavas 3, 6, 11, 14 e 15 foram classificadas como mesotróficas, e as demais foram consideradas eutrofizadas (Tabela 6).

O carbono orgânico dissolvido favoreceu a determinação de que a cava 1 (12,7 mg L⁻¹) e a cava 3 (10,5 mg L⁻¹), portando os maiores valores, obedecem à classificação de ambientes lênticos cercados por vegetação ripária (Tabela 6). Já as cavas 2, 4, 13 e 14 foram consideradas mesotróficas, enquanto as demais foram classificadas como oligotróficas considerando esta variável.

Tabela 6: Classificação em relação à trofia das 16 cavas da região do Alto Iguaçu conforme as concentrações de nitrito, fosfato total e carbono orgânico dissolvido (COD).

Ponto	Nitrito (mg/L)	Trofia	P-total (mg/L)	Trofia	COD (mg/L)	Trofia
CV1	6,48	Eutrófico	26,7	Meso-eutrófico	12,7	Lagos cercados por florestas
CV2	7,67	Eutrófico	54,32	Eu-politrófico	4,2	Mesotrófico
CV3	3,76	Mesotrófico	19,9	Meso-eutrófico	10,5	Lagos cercados por florestas
CV4	2,95	Oligotrófico	24,4	Meso-eutrófico	4,5	Mesotrófico
CV5	21,13	Eutrófico	135	Politrófico	1,8	Oligotrófico
CV6	2,92	Mesotrófico	29,1	Meso-eutrófico	3,1	Oligotrófico
CV7	6,08	Eutrófico	57,8	Eu-politrófico	1,8	Oligotrófico
CV8	6,64	Eutrófico	56,5	Eu-politrófico	2,7	Oligotrófico
CV9	7,77	Eutrófico	40,3	Eu-politrófico	4	Oligotrófico
CV10	6,97	Eutrófico	28,9	Meso-eutrófico	2,7	Oligotrófico
CV11	4,26	Mesotrófico	39,2	Eu-politrófico	3,1	Oligotrófico
CV12	6,33	Eutrófico	75,3	Eu-politrófico	4	Oligotrófico
CV13	67,84	Eutrófico	252	Politrófico	6,6	Mesotrófico
CV14	4,92	Mesotrófico	165	Politrófico	7,6	Mesotrófico
CV15	4,89	Mesotrófico	85,8	Eu-politrófico	3,6	Oligotrófico
CV16	8,3	Eutrófico	14,9	Meso-eutrófico	2,5	Oligotrófico

Por si só estes espelhos d'água representam uma alteração ambiental na planície de inundação da região do Alto Iguaçu. No entanto, percebe-se que, em relação à poluição orgânica pelas métricas de fósforo e nitrogênio, os pontos que são os antigos meandros do rio apresentam os valores mais expressivos. Isto pode ocorrer pela demanda orgânica presente no rio Iguaçu que, quando do contato com estes ambientes os enriquecem, ou pela contribuição da vegetação do entorno, embora as quantidades de COD para a cava 15 tenha sido baixa. Por sua vez, os ambientes com menores concentrações de nutrientes característicos de poluição consistem em áreas isoladas do canal do Iguaçu, como a cava 16.

3.1.2 Composição da comunidade bentônica

Foram coletados 8071 espécimes de macroinvertebrados bentônicos. Foi registrada a presença de 68 unidades taxonômicas, sendo 52 correspondentes a nível taxonômico de família, 11 a nível taxonômico de ordem, três registradas como classe (Turbellaria, Gastropoda e Bivalvia), uma subclasse (Oligochaeta) e uma como filó (Mollusca) (Tabela 7).

Tabela 7: Abundâncias totais dos *taxa* nos 16 pontos amostrais.

Táxon		CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16	
Odonata	Aeshnidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	
	Lestidae	1	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Libellulidae	5	0	2	38	2	6	1	0	5	6	7	0	1	14	14	4	
	Coenagrionidae	7	6	9	51	58	35	29	0	11	20	24	1	23	33	26	0	
	Dictericidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	21
	Odonata <i>NI</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0
Malacostraca	Amphipoda	0	0	0	21	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Amphipoda	Ampuladidae	1	0	5	0	0	1	0	0	4	0	5	0	0	0	0	0	
	Hyallelidae	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	
Gastropoda	Ancilidae	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	
Basommatophora	Physidae	2	19	0	0	4	2	6	0	3	0	4	3	2	9	0	0	
	Planorbidae	3	1	1	9	0	1	0	1	14	2	0	0	3	12	6	0	
	Gastropoda <i>NI</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Bivalvia	Bivalvia	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	26	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	18	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Caenidae	5	0	1	7	7	8	1	0	5	3	0	0	0	0	2	3	
	Leptohiphyidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	
	Leptophlebiidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
	Ephemeroptera <i>NI</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hexapoda	Collembola	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	
Hemiptera	Belostomatidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3	0	0	
	Mesoveliidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	
	Corixidae	0	1	1	1	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	3	0	
	Pleidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
	Notonectidae	0	0	0	7	0	3	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	
Annelida	Oligochaeta	101	33	280	684	160	157	7	141	211	92	63	34	265	499	412	66	

Táxon		CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
Crustacea	Ostracoda	0	34	6	7	0	2	13	0	3	1	17	3	0	7	6	0
	Cladocera	0	1	1	99	10	101	4	12	22	4	6	0	0	3	1	0
	Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Copepoda	0	0	0	0	2	93	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Decapoda	Palaemonidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Platyhelminthe	Turbellaria	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhynchonbdellida	Glossiphoniidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clitellata	Hirudinida	2	0	6	69	15	8	0	1	4	1	29	2	60	13	6	17
Acari	Hidracarina	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	1	0	5	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Polycentropodidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	5	7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	2	3	0
	Halplidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0
	Hebridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	2	1	4	40	1	2	6	0	6	6	2	0	9	12	7	1
	Lampyridae	0	1	1	1	1	0	0	0	1	4	0	0	1	3	16	0
	Melolonthidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Chrysomelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
	Staphilinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Georyssidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Scirtidae	0	0	0	20	35	6	25	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Noteridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16	
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
Diptera	Pupa Diptera	9	1	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chaoboridae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	347	5	74	156	157	153	14	57	165	197	34	2	1	605	77	1
	Culicidae	64	0	0	50	143	111	36	13	127	44	5	0	2	20	15	0
	Dixidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Empididae	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	0	0
	Ceratopogonidae	5	0	1	4	4	3	1	13	1	8	17	0	0	34	26	0
	Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Stratiomyidae	3	0	0	0	7	3	0	1	3	6	0	0	10	58	17	0
	Syrphidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	2	0	2	2	2	3	1	4	3	0	1	0	0	25	48	0
	Tipulidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
	Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Total	568	107	403	1319	617	705	145	250	603	402	252	51	394	1363	718	174

Os táxons Oligochaeta (Annelida), Chironomidae (Diptera) e Culicidae (Diptera) representaram, respectivamente, 39,7%; 25,3% e 7,8% da taxocenose macrobentônica amostrada entre as cavas do Alto Iguaçu. Da mesma forma, a família Chironomidae e a subclasse Oligochaeta foram os únicos táxons que tiveram ocorrência nos 16 ambientes analisados (Anexo II).

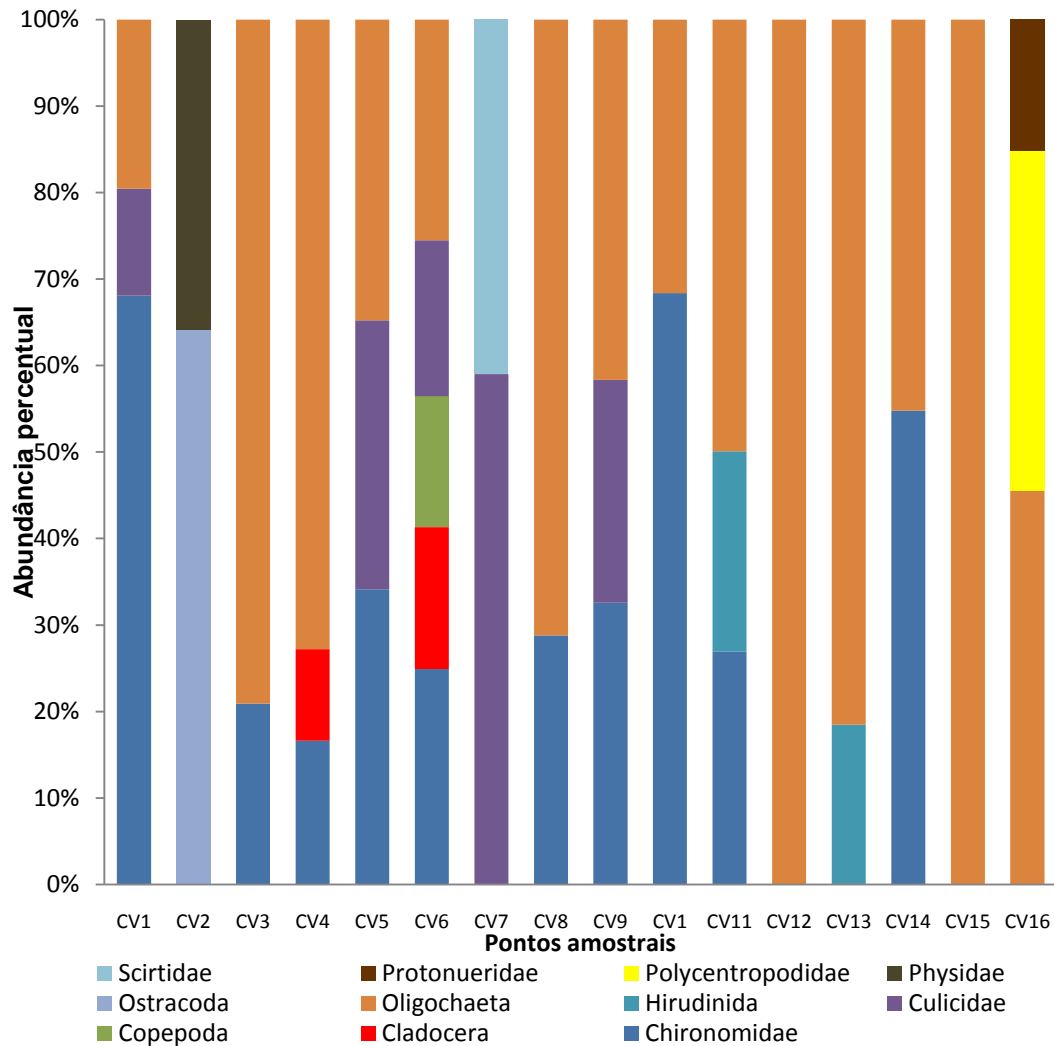


Figura 5: Abundância percentual dos táxons com as maiores contribuições nos 16 pontos amostrais.

O ponto CV14 foi a mais numerosa, com 1363 indivíduos compondo a comunidade amostrada. Entretanto, o ponto CV15 apresentou o maior número de unidades taxonômicas (33). Nos dois pontos, o táxon Oligochaeta exerceu dominância em relação aos demais *taxa*. (Tabela 8)

Tabela 8: Resultados da comunidade bentônica em cada ponto amostral nas cavas do Alto Iguaçu. N = riqueza de indivíduos; nº Uts = número de unidades taxonômicas em cada ponto; *Taxa* represent. = taxa representativos (com maiores abundâncias percentuais) em cada cava; Abd. Perc (%) = abundância percentual dos taxa, em porcentagem, em cada ponto; Interp. Abd. = interpretação do valor da abundância para os *taxa*.

continua

Ponto	N	nº Uts	<i>Taxa</i> represent.	Abd. Perc. (%)	Interp. Abd.
CV1	568	22	Chironomidae	61	Dominante
			Oligochaeta	17,7	Pco. Abundante
			Culicidae	11	Pco. Abundante
CV2	107	14	Ostracoda	32	Abundante
			Oligochaeta	31	Abundante
CV3	403	20	Oligochaeta	69,4	Dominante
			Chironomidae	18,3	Pco. Abundante
CV4	1319	32	Oligochaeta	51	Dominante
			Chironomidae	11,8	Pco. Abundante
CV5	617	20	Chironomidae	25,9	Pco. Abundante
			Oligochaeta	25,4	Pco. Abundante
			Culicidae	23,1	Pco. Abundante
CV6	705	24	Oligochaeta	22,2	Pco. Abundante
			Chironomidae	21,7	Pco. Abundante
			Culicidae	15,7	Pco. Abundante
			Cladocera	14,3	Pco. Abundante
			Copepoda	13,1	Pco. Abundante
CV7	145	14	Culicidae	24,8	Pco. Abundante
			Scirtidae	17,2	Pco. Abundante
CV8	250	14	Oligochaeta	56,4	Dominante
			Chironomidae	22,8	Pco. Abundante
CV9	603	24	Oligochaeta	34,9	Abundante
			Chironomidae	27,3	Pco. Abundante
			Culicidae	21,06	Pco. Abundante
CV10	402	20	Chironomidae	49	Abundante
			Oligochaeta	22,8	Pco. Abundante
			Culicidae	10	Pco. Abundante
CV11	252	21	Chironomidae	13	Pco. Abundante
			Oligochaeta	11,5	Pco. Abundante

Ponto	N	nº Uts	Taxa represent.	Abd. Perc. (%)	Interp. Abd.
CV12	51	12	Oligochaeta	66,6	Dominante
CV13	394	17	Oligochaeta	67,2	Dominante
			Hirudinida	15,2	Pco. Abundante
CV14	1363	26	Chironomidae	44,3	Abundante
			Oligochaeta	36,6	Abundante
CV15	718	33	Oligochaeta	57,3	Dominante
			Chironomidae	10	Pco. Abundante
CV16	174	11	Oligochaeta	37,9	Abundante
			Polycentropodidae	32,7	Abundante

3.1.3 Índices bióticos

3.1.3.1 EPT/C

A ordem Plecoptera foi ausente em todas as amostragens e em todos os pontos de coleta. Já Trichoptera representou 33,86% da abundância da cava 16, tendo sido rara nas cavas 2, 3, 6 e 10 (n=1) bem como na cava 4 (n=6). Ephemeroptera foi amostrada nos pontos CV1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 15 e 16, em geral contribuindo com menos de 2% na comunidade. A família Chironomidae, por sua vez, teve amostragem em todos os ambientes analisados.

O maior valor para EPT/C foi encontrado no ponto CV16, indicando menor degradação neste local. As cavas 11, 13 e 14 tiveram valores nulos para esta métrica, visto que não apresentaram representantes de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Os demais pontos tiveram razão menor do que um como resultado para esta métrica (Tabela 9).

Tabela 9: Resultados dos índices biológicos para a qualidade da água nas 16 cavas da região do Alto Iguaçu.

Ponto	EPT/C	O/O+C	BMWP IAP
CV1	0,014	0,225	78
CV2	0,2	0,868	31
CV3	0,04	0,791	62
CV4	0,198	0,814	92
CV5	0,044	0,505	48
CV6	0,071	0,506	65
CV7	0,142	0,333	46
CV8	0,017	0,712	31
CV9	0,03	0,561	77
CV10	0,02	0,318	57
CV11	0	0,649	54
CV12	0,5	0,944	27
CV13	0	0,996	48
CV14	0	0,452	85
CV15	0,077	0,843	95
CV16	63	0,985	42

Legenda para o BMWP'

	Aceitável
	Duvidosa
	Crítica
	Muito crítica

3.1.3.2 O/O+C

Esta razão apresentou as menores proporções para os pontos CV1, CV7 e CV10 (Tabela 9). Os ambientes cuja razão esteve mais próxima a um foram CV2, 12, 13, 15 e 16. Assim como na análise pelo EPT, os resultados foram corroborados pela abundância total muito baixa do táxon Chironomidae em alguns pontos, como no CV16. Desta forma, os pontos com valores mais próximos de um foram considerados poluídos por matéria orgânica.

3.1.2.3 BMWP'

Não ocorreram ambientes com qualidade da água classificada como excelente ou boa (Tabela 9). A maioria dos pontos analisados foi considerada com

qualidade aceitável ou duvidosa, enquanto o ponto CV2 foi tido como qualidade muito crítica para a água.

Os dois ambientes considerados poluídos pelas concentrações de fósforo e nitrogênio, CV14 e CV15 tiveram classificação da água como aceitável pelo BMWP'.

3.2 Morfometria das cavas

A profundidade variou de 0,5 a 7 metros entre as 15 cavas da região do Alto Iguaçu. Os pontos CV3, 4 e 8 apresentaram os menores valores para esta característica (0,5 metros), enquanto a cava 7 apresentou a maior profundidade (7 metros) (Tabela 10).

Houve uma grande variação areal entre as 15 cavas marginais ao rio Iguaçu, analisadas no período de seca. A variação na análise espacial foi de 0,47 Km² (cava 4) a 237,2 Km² (cava 12) (Tabela 10).

O ponto CV12 foi o maior em área, seguido pelo CV1, com 124,525 Km². Já os pontos que apresentaram menor área foram CV4, 5 e 6, com respectivamente, 0,47 Km² e 1,55 Km² e 0,97 Km².

O perímetro teve importância como dado primário porque subsidiou o cálculo do Índice de Desenvolvimento da Margem. Também houve variação expressiva sobre este dado, de 0,087 Km na cava 4 até 5,89 Km na cava 9 (Tabela 10).

A cava 12 apresentou o maior tamanho de área entre o conjunto de sistemas amostrado, e teve o segundo perímetro mais longo, 4,11 Km. Já a cava 1 que apresentou 124,52 Km² de área, contou com 1,88 Km para o perímetro. Os pontos que apresentaram menor área também obtiveram os menores valores para o perímetro.

O índice de desenvolvimento da margem (Ds) variou de 1,1 a 5,4, predominando os valores entre 1,1 e 2,3, que caracteriza ambientes com pouca irregularidade nas margens. Ressalta-se que quanto mais distante de um for o valor do índice, mais se aproxima de um padrão dendrítico aumentando a probabilidade de estabelecimento de comunidades aquáticas bem como o a interferência do canal principal. Desta forma, teve-se como formato dendrítico somente a cava 9, com índice de 5,4. As demais apresentaram formato circular e perfeitamente circular.

Este padrão foi favorecido porque as áreas tenderam a ser maiores do que a extensão do perímetro.

Tabela 10: Características morfométricas dos 15 pontos amostrais localizados na planície de inundação do Rio Iguaçu. A = área; P = perímetro; Prof. = profundidade; Alt. = cotas altimétricas; Ds = índice de desenvolvimento da margem; Dist = distância do ponto em relação ao Rio Iguaçu.

Pontos	A (Km²)	P (Km)	Prof. (m)	Alt. (m)	Ds	Forma	Dist. (m)
CV1	124,52	1,88	2,00	2,00	1,50	circular	326,00
CV2	5,37	0,43	2,50	2,00	1,60	circular	571,00
CV3	2,67	0,25	0,50	2,00	1,30	circular	574,00
CV4	0,47	0,08	0,50	3,00	1,10	perfeitamente circular	1,23
CV5	1,55	0,17	2,00	3,00	1,20	perfeitamente circular	1,20
CV6	0,97	0,13	2,00	3,00	1,10	perfeitamente circular	1,18
CV7	26,08	1,05	2,00	3,00	1,80	circular	1,09
CV8	1,79	0,24	0,50	3,00	1,50	circular	1,19
CV9	93,99	5,89	2,00	2,00	5,40	dendrítico	174,00
CV10	15,54	0,90	2,50	2,00	2,00	circular	65,00
CV11	9,13	0,50	1,50	2,00	1,40	circular	88,00
CV12	237,20	4,11	7,00	1,00	2,30	circular	841,00
CV13	7,50	0,68	1,50	2,00	2,20	circular	215,00
CV14	11,41	1,47	1,50	2,00	1,20	perfeitamente circular	218,00
CV15	7,37	0,41	1,50	3,00	1,30	circular	277,00

A análise do mapa hipsométrico, em relação aos perfis topográficos das 15 cavas do Alto Iguaçu, demonstrou que houve pouca variação em relação ao plano altimétrico, mas estas pequenas diferenças já podem servir para influenciar os aspectos morfológicos de cada sistema hídrico considerado. A variação topográfica entre as 15 cavas foi de 1 a 5 metros em relação ao canal extravasor do rio Iguaçu.

Dos pontos analisados, a cava 12 foi apresentada a menor cota altimétrica (865 metros) em relação ao canal do Rio (866 metros), com diferença de um metro. Possivelmente ela apresentou o menor valor por ser a mais profunda e escavada, por isso a mais baixa para o perfil topográfico. Os pontos CV1, 2, 3, 9 e 10 apresentaram 867 metros para a altimetria, enquanto o canal apresentou 865 metros. As cavas 7, 11, 13 e 14 apresentaram 868 metros de altitude. Em relação ao ponto CV7 o canal do Rio teve variação de 865 metros no trecho analisado; já em

relação aos pontos CV11, 13 e 14, o perfil do canal foi de 866 metros de altitude. O perfil das cavas 4, 5, 6, 8 e 15 foi de 869 metros. Neste trecho as cotas do canal variaram de 865 a 866 metros em relação aos pontos.

A maioria dos pontos amostrais esteve entre 2 e 4 metros acima das cotas altimétricas para o canal. Isto pode ser um indicativo de que os pontos com as menores cotas, como o CV12 (com um metro de diferença em relação ao canal) e os pontos CV1, 2, 3, 7, 9, 10, 11, 13, 14 (com diferença de dois metros em relação ao canal) têm maior risco de serem drenadas pelo Rio Iguaçu quando do período de cheia. Dos pontos citados, o CV10 é o mais próximo ao canal do Rio (65 metros), seguido pelo CV11, que é um antigo meandro do Rio nas imediações do Parque Costa (88 metros)

3.3 COMPOSIÇÃO DA ENTOMOFAUNA

3.3.1 Composição da entomofauna nos pontos amostrais

Foram registrados 3656 insetos (45,29%) dos 8071 macroinvertebrados coletados nos 16 ambientes de cavas estudados. Identificou-se 96 gêneros entre os espécimes amostrados e alguns foram identificados a nível taxonômico de família e subfamília pela falta de condições nas estruturas morfológicas necessárias para a identificação à resolução mais genérica (Anexo III).

Na região litoral, pela coleta da vegetação marginal e vegetação submersa, foram amostrados 3225 insetos, enquanto da zona profunda foram, pela coleta com draga, 431. Tanto riqueza quanto abundância absoluta de organismos foram maiores na região litoral do que na zona profunda (Tabela 11).

Tabela 11: Valores absolutos para os atributos de riqueza e número de organismos entre as regiões das cavas amostradas. RP = região profunda; RL = região litoral; os números correspondem aos pontos amostrados; S = riqueza taxonômica; N = número de organismos. Destaque em itálico para a região e ponto correspondente.

Região/ponto	S	N	Região/ponto	S	N
<i>RP1</i>	17	29	<i>RP9</i>	16	33
<i>RL1</i>	23	157	<i>RL9</i>	26	228
<i>RP2</i>	1	1	<i>RP10</i>	4	40
<i>RL2</i>	13	24	<i>RL10</i>	27	320
<i>RP3</i>	7	14	<i>RP11</i>	4	4
<i>RL3</i>	11	29	<i>RL11</i>	23	105
<i>RP4</i>	20	67	<i>RP12</i>	3	4
<i>RL4</i>	36	434	<i>RL12</i>	6	6
<i>RP5</i>	11	86	<i>RP13</i>	4	6
<i>RL5</i>	21	273	<i>RL13</i>	14	58
<i>RP6</i>	6	12	<i>RP14</i>	9	15
<i>RL6</i>	32	246	<i>RL14</i>	38	701
<i>RP7</i>	2	2	<i>RP15</i>	21	67
<i>RL7</i>	15	128	<i>RL15</i>	42	374
<i>RP8</i>	7	10	<i>RP16</i>	7	41
<i>RL8</i>	16	77	<i>RL16</i>	9	65

A maioria dos gêneros ocorreu em mais de uma das cavas amostradas, enquanto alguns foram exclusivos de alguns pontos, tal como: *Coryphaesna* (Odonata:Aeshnidae), *Rheotanytarsus* (Diptera: Chironomidae: Chironominae) e *Dicrotendipes* (Diptera:Chironomidae: Chironominae) que ocorreram somente na cava 9; *Limnetron* (Odonata:Aeshnidae) exclusivo da cava 14; *Chaoborus* (Diptera:Chaoboridae), *Procladini* (Diptera:Chironomidae:Tanypodinae) e *Dixa* (Diptera: Dixidae) ocorridos somente na cava 1; *Cryptochironomus* (Diptera: Chironomidae: Chironominae) e *Cricotopus* (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae) ocorreram somente na cava 5; *Ischnura* (Ephemeroptera: Coenagrionidae), *Berosus* (Coleoptera: Hydrophilidae), *Clynotanytus* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae), *Pronotus* (Coleoptera: Noteridae), *Heliocharis* (Odonata: Dictyrididae) e *Mansonia* (Diptera: Culicidae) somente na cava 4; *Badius* (Diptera: Chironomidae: Chironominae) foi amostrado somente na cava 11; *Corynoneura* (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae), *Disonycha* (Coleoptera: Chrysomelidae), *Listronotus* (Coleoptera: Curculionidae), *Trycorithopsis* (Ephemeroptera: Leptohiphidae), *Pelocoris* (Hemiptera: Naucoridae) e *Mixosargus* (Diptera: Stratiomidae), somente na

cava 15; *Pontamalota* (Coleoptera: Staphilinidae) e *Culiseta* (Diptera: Culicidae), registrados somente para a cava 13; *Toxorhynchites* (Diptera: Culicidae) foi encontrado somente na cava 8; *Oocetis* (Trichoptera: Leptoceridae), na 16; *Traverypbes* (Ephemeroptera: Leptohiphidae) foi amostrado somente na cava 7, *Perilestes* (Odonata: Perilestidae), na cava 6, e *Epipleoneura* (Odonata: Protoneuridae), não ponto CV10 (Tabela 12).

Tabela 12: Táxons exclusivos nos 16 pontos amostrais.

Pontos	Táxons exclusivos					
CV1	<i>Chaoborus</i>	<i>Procladini</i>	<i>Dixa</i>			
CV2	X					
CV3	X					
CV4	<i>Ischnura</i>	<i>Berosus</i>	<i>Clynotanytus</i>	<i>Pronoterus</i>	<i>Heliocharis</i>	<i>Mansonia</i>
CV5	<i>Cryptochironomus</i>	<i>Cricotopus</i>				
CV6	<i>Perilestes</i>					
CV7	<i>Traverypbes</i>					
CV8	<i>Toxorhynchites</i>					
CV9	<i>Coryphaesna</i>	<i>Dicrotendipes</i>				
CV10	<i>Epipleoneura</i>					
CV11	<i>Beadius</i>					
CV12	X					
CV13	<i>Pontamalota</i>	<i>Culiseta</i>				
CV14	<i>Limnetron</i>					
CV15	<i>Corynoneura</i>	<i>Trycorithopsis</i>	<i>Pelocoris</i>	<i>Mixosargus</i>		
CV16	<i>Oocetis</i>					

O ponto com maior abundância total de espécimes foi a cava 14, com 716 indivíduos. Em seguida, os pontos CV4 e CV15 foram os mais numerosos com, respectivamente, 501 e 441 animais coletados (Anexo II). Nos três pontos o gênero que mais contribuiu para a comunidade foi *Monopelopia* (Diptera:Chironomidae:Tanypodinae). Na cava 10 contou-se 360 espécimes, sendo que também o gênero *Monopelopia* foi mais expressivo (213 indivíduos) para esta comunidade. Dos 359 insetos coletados na cava 5, 84 foram representantes do gênero *Wyeomyia* (Diptera:Culicidae), que foi o táxon mais abundante neste ponto. No ponto CV9 foram amostrados 261 espécimes e o gênero mais abundante também foi *Wyeomyia*, com 110 indivíduos. Na cava 6 foram coletados 258 insetos e *Wyeomyia* foi o táxon mais abundante, com 103 representantes para esta comunidade. As cavas 1 e 7 tiveram, respectivamente, amostragem de 186 e 130 espécimes. Nestes dois pontos também o gênero *Wyeomyia* foi o mais

representativo para a fauna, ocorrendo 56 e 35 indivíduos para cada ponto. Na cava 11 foram registrados 109 insetos, dos quais o gênero *Telebasis* (Odonata: Coenagrionidae) destacou-se com 24 indivíduos. Já na cava 16 o gênero mais numeroso foi *Cyrnellus* (Trichoptera: Polycentropodidae), com amostragem de 83 indivíduos dos 106 totais para este ponto. Os pontos CV2, 3, 8, 12 e 13, tiveram, respectivamente, 25, 43, 87, 10 e 64 indivíduos. Nas cavas 2, 3 e 13 o gênero mais abundante foi *Telebasis* com 9, 10 e 23 indivíduos. Já na cava 8 a maior contribuição foi do gênero *Larsia* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae), com 24 indivíduos. Na cava 12 não ocorreu abundância expressiva de um táxon.

Chironomidae apresentou a maior riqueza taxonômica e a maior abundância relativa entre os demais grupos taxonômicos (43,9%) coletados. Desta família, o gênero *Monopelopia* foi o mais abundante, tendo abundância relativa de 25%. Culicidae também teve amostragem representativa na comunidade, com 14,8% de abundância.

Os atributos da entomofauna (riqueza, dominância, equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener) não apresentaram diferenças espaciais significativas (ANOVA) ($F=0,1958$; $p=0,9994$). A riqueza taxonômica foi baixa na cava 12 e mais alta na cava 15.

Para a diversidade entre os sistemas aquáticos analisados ocorreu um padrão espacial semelhante. O menor valor para a diversidade foi na cava 16 e o maior na cava 4. Os menores valores para a dominância foram nas cavas 15 e 3. A equitabilidade também foi semelhante entre os pontos (Tabela 13).

Tabela 13: Atributos da entomofauna nas cavas do Alto Iguaçu. S = Riqueza Taxonômica; H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener; D = dominância; E = Equitabilidade.

Pontos	S	H'	D	E
CV1	32	2.669	0,1287	0,4506
CV2	13	2.206	0,168	0,6985
CV3	18	2.595	0,1011	0,7443
CV4	43	2.681	0,1124	0,3395
CV5	25	2.196	0,1511	0,3596
CV6	35	2.459	0,1875	0,3342
CV7	16	2.052	0,174	0,4863
CV8	20	2.434	0,1296	0,5701
CV9	33	2.383	0,2036	0,3284
CV10	28	1.786	0,3686	0,213
CV11	25	2.601	0,1132	0,5393
CV12	9	2.164	0,12	0,9673
CV13	17	2.135	0,1865	0,4973
CV14	43	1.918	0,349	0,1582
CV15	50	2.966	0,09047	0,3881
CV16	12	0,9999	0,6193	0,2265

3.3.2 Similaridade em relação à composição e abundância

Constatou-se alta similaridade entre alguns pontos analisados (>50%) (Tabela 14). Os pontos CV10 e 14 apresentaram a similaridade mais alta (97%) seguidos dos pontos CV 9 e 6 (95%). As cavas 10 e 14 compartilharam os táxons *Dasyhelea* (Diptera: Ceratopogonidae), *Probezzia* (Diptera: Ceratopogonidae), *Stilobezzia* (Diptera: Ceratopogonidae), Tanypodinae (Diptera: Chironomidae), *Wyeomyia*, Lampyridae (Coleoptera), *Dibolocelus* (Coleoptera: Hydrophilidae), *Helobata* (Coleoptera: Hydrophilidae), *Erythrodiplax* (Odonata: Libellulidae), *Brechmorhoga* (Odonata: Libellulidae), *Thienemannimyia* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae), *Larsia* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae), *Labrundinia* (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae), pupa de Chironomidae, pupa de *Wyeomyia*, *Telebasis*, que foi um grupo abundante nos dois pontos, e *Monopelopia* que apresentou a maior abundância dentre os táxons nos dois pontos. Já as cavas 9 e 6 tiveram o compartilhamento de *Caenis* (Ephemeroptera: Caenidae), *Probezzia*, *Tanytarsus* (Diptera: Chironomidae: Chironominae), *Monopelopia*, *Parachironomus* (Diptera: Chironomidae: Chironominae), *Labrundinia*, *Larsia*, Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae), *Telebasis*, Coenagrionidae (Odonata), *Cymatia* (Hemiptera:

Corixidae), *Erythrodiplax*, *Brechmorhoga*, *Helobata*, *Notonecta* (Hemiptera: Notonectidae), *Euparyphus* (Diptera: Stratiomidae), *Chrysops* (Diptera: Tabanidae), e *Wyeomyia* que foi o táxon com maior valor de abundância nos dois pontos.

O ponto CV16 apresentou os valores mais baixos para a similaridade com os demais ambientes analisados, o que caracterizou uma composição distinta da fauna, que foi dominada pelo gênero *Cyrnellus*, representado por somente um indivíduo na cava 3 e ausente nos demais pontos amostrais.

3.3.3 Análise de autocorrelação espacial

A comparação entre as matrizes de similaridade de abundância e as matrizes-hipóteses (distância entre as cavas e distância de cada ponto amostral em relação ao canal extravasor do rio Iguaçu) não foi significativa. No caso da distância entre as cavas a relação foi positiva com baixa significância ($r = 0,1395$; $p = 0,0628$), o que ocorreu também na consideração da distância em relação ao canal extravasor ($r = 0,1214$; $p = 0,1158$). Isto indicou que a distância geográfica entre estas parcelas e entre elas e o canal extravasor não estiveram fortemente relacionadas à composição da fauna em cada ambiente.

Tabela 14: Coeficiente de Morisita calculado em relação às matrizes de abundância absoluta das 16 cavas analisadas. Destaque em negrito para as similaridades maiores de 50% e grifado e negrito para as mais altas entre todas.

	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
CV1																
CV2	0,3															
CV3	0,16	0,7														
CV4	0,52	0,26	0,21													
CV5	0,78	0,48	0,37	0,41												
CV6	0,88	0,41	0,18	0,51	0,717											
CV7	0,71	0,61	0,41	0,57	0,8	0,805										
CV8	0,32	0,06	0,12	0,47	0,19	0,27	0,21961									
CV9	0,9	0,32	0,14	0,46	0,745	0,951	0,74292	0,25								
CV10	0,38	0,12	0,07	0,61	0,23	0,37	0,33	0,32	0,24							
CV11	0,34	0,62	0,66	0,47	0,43	0,37	0,53032	0,4	0,25	0,41						
CV12	0,051	0,3	0,27	0,07	0,11	0,07	0,15177	0,22	0,04	0,02	0,22					
CV13	0,15	0,77	0,69	0,19	0,39	0,23	0,48545	0,05	0,18	0,09	0,57	0,24				
CV14	0,28	0,1	0,07	0,6	0,18	0,27	0,31	0,31	0,12	0,97	0,4	0,03	0,06			
CV15	0,35	0,31	0,3	0,56	0,27	0,32	0,34	0,39	0,22	0,59	0,55	0,11	0,34	0,6		
CV16	0,005	0,003	0,07	0,008	0,004	0,006	0,00604	0,01	0,004	0,001	0,01	0	0,01	0,004	0,004	

3.3.4 Relação entomofauna – ambiente

Foram testadas 16 variáveis, dentre as quais, 11 revelaram relação com os atributos da entomofauna das cavas do Alto Iguaçu, sendo agrupadas em Estabelecimento (período de tempo em que as cavas estão no ambiente), Morfometria (classes de tamanho e profundidade), Margem (perfil da margem), Vegetação (vegetação do entorno e vegetação submersa, sendo as macrófitas enraizadas e flutuantes que ocupam a superfície da água) e Qualidade da água (temperatura do ar e da água, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, DBO₅, fosfato total, orto-fosfato, carbono orgânico dissolvido e nitrito) (Tabela 15).

O tempo de estabelecimento das cavas esteve relacionado à dominância, bem como o COD e a DBO₅. A vegetação aquática influenciou a variabilidade de todos os atributos, exceto equitabilidade. Por sua vez, a equitabilidade foi relacionada à temperatura do ar, à profundidade e à DBO₅. O tamanho foi responsável pela variabilidade na diversidade e dominância. Sobre a variabilidade da diversidade, estiveram também relacionadas a turbidez e COD. A riqueza relacionou-se ao OD, pH e DBO₅.

Tabela 15: Resultado do *Partial Least Square Model* para os atributos das 16 cavas do Alto Iguaçu para os fatores que mais explicaram a variabilidade do Componente Principal. Os maiores lâmbidas foram escolhidos (maiores de 0,3) e destacados em negrito. H' = diversidade de Shannon-Wiener; S = riqueza; D = dominância; E = equitabilidade; R² = Coeficiente da regressão; *p* = Significância; Explicação = soma dos quadrados das variáveis preditoras com maiores lâmbidas, corresponde à explicação fornecida somente pelos maiores lâmbidas em relação ao componente principal em questão.

Grupo	Parâmetro	H'		S		D		E
		CP1	CP2	CP1	CP1	CP2	CP1	
Estabelecimento	Tempo	0,237	0,246	-0,258	-0,491	-0,306	0,298	
Morfometria	Tamanho	-0,424	-0,280	-0,137	0,303	0,355	0,042	
	Profundidade	-0,181	0,166	-0,275	-0,189	-0,090	0,453	
Margem	Perfil da margem	0,118	0,417	0,190	-0,091	-0,239	0,033	
Vegetação	Vegetação no entorno	0,028	0,125	0,044	-0,038	-0,042	0,031	
	Vegetação aquática	0,558	0,417	0,412	-0,389	-0,539	-0,290	
	T _(áqua)	0,173	-0,080	0,261	0,042	-0,041	-0,212	
	T _(ar)	-0,156	-0,115	0,142	0,259	0,099	-0,315	
	Turbidez	-0,061	0,331	-0,064	-0,273	-0,274	0,026	
Qualidade da água	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	0,033	0,074	-0,313	-0,196	0,014	0,296	
	pH	-0,132	0,078	-0,459	-0,161	0,017	0,453	
	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	-0,056	-0,123	0,418	0,359	0,159	-0,395	
	Fosfato Total (mgL ⁻¹)	-0,127	0,133	0,008	-0,090	-0,242	-0,048	
	Orto-fosfato	-0,147	-0,004	-0,066	-0,077	-0,226	0,058	
	COD (mgL ⁻¹)	0,484	0,541	0,104	-0,346	-0,443	0,138	
	Nitrito (mgL ⁻¹)	-0,233	-0,061	-0,200	0,001	-0,076	0,018	
	R ²	0,337	0,413	0,410	0,314	0,347	0,330	
	<i>p</i>	<i>0,018</i>	<i>0,007</i>	<i>0,006</i>	<i>0,023</i>	<i>0,016</i>	<i>0,006</i>	
	Explicação (%)	72	75	65	73	70	66	

4 DISCUSSÃO

4.1 QUALIDADE DA ÁGUA

A importância da temperatura se dá pelo seu potencial em influenciar a distribuição dos macroinvertebrados, uma vez que possui a capacidade de alterar a dissolução de gases, como o oxigênio, na água (MAIER, 1978; BISPO *et al.*, 2006). Nos sistemas analisados a temperatura da água não exerceu papel limitante, havendo variação de 14,5 a 16°C.

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes na caracterização limnológica pela sua importância biológica e por sua participação em várias reações químicas na água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). A maioria dos pontos apresentou boa oxigenação da água, exceto os três pontos adjacentes ao desativado Parque Costa, os antigos meandros do rio Iguaçu, que possuem contato freqüente com este. Vale lembrar que este Rio recebe descargas de esgoto de Curitiba e região metropolitana, o que sugere o aporte de material do Rio para estas cavas, por conta da proximidade deles ao canal. O fósforo, nas formas particulada e solúvel, pode se acumular nos corpos hídricos via lixiviação dos resíduos das áreas agrícolas (DILS e HEATHWAITE, 1996). Verificou-se que, mesmo com vegetação aquática e no entorno, os antigos meandros adjacentes ao parque foram os ambientes com grau de impacto mais acentuado para este parâmetro de qualidade da água.

Geralmente o nitrito não exibe altas concentrações em ambientes lânticos, salvo quando os ambientes encontram-se poluídos (ESTEVES, 1998). Na cava 13, além da concentração significativa de nitrito, o quadro de degradação na qualidade da água é composto pelas altas concentrações de DBO₅, ortofosfato e fosfato total. Observou-se que, os valores altos para estas variáveis foram combinados à baixa oxigenação da água, favorecendo um período de anoxia para o corpo hídrico. Já na cava 5, a alta concentração de nitrito foi acompanhada por alta concentração de fosfato total e turbidez. O fato de este ambiente possuir sistema de canalização que, possivelmente, é um abastecedor a partir de algum tributário ou mesmo da entrada pluvial, pode favorecer os sólidos dissolvidos. Mesmo a cava 6 estando ao lado da cava 5 as concentrações dos parâmetros da qualidade da água são diferentes e,

este ponto apresenta elevada DBO_5 e não as concentrações de nitrito, fosfato total e turbidez que o ponto CV5 apresenta. Kubitzka (1998) remete as concentrações de nitrito entre $0,7 \text{ mgL}^{-1}$ e 200 mgL^{-1} à massiva mortalidade de peixes, e alega que a exposição contínua a concentrações subletais ($0,3$ a $0,5 \text{ mgL}^{-1}$) nos tanques de água doce podem causar redução no crescimento e na resistência destes animais. Isto caracteriza um problema visto que a área do antigo parque tem potencial para sustentar a prática de pesca, bem como já a realizava, além de que, nesta área ainda há criação de peixes para a população próxima.

A cava 7 foi considerada eutrofizada, havendo expressivas concentrações de fosfato total, ortofosfato e turbidez. Uma das margens é em alvenaria e não há vegetação ripária, o que desfavorece as trocas de nutrientes do ambiente aquático com o terrestre. Em adição a ocupação da lâmina d'água por macrófitas em toda sua extensão pode ter sido o fator físico ordenador destas concentrações, visto que as macrófitas aquáticas absorvem entre 16 a 34% das quantidades de fósforo e nitrogênio disponíveis no sistema lacustre (CARPENTER e ADAMS, 1977). Além disso, o crescimento exponencial destes vegetais faz com que ocorra maior oxidação do sedimento, o que disponibiliza mais nutrientes na água, principalmente fósforo, limitando a radiação para a biota (Thiébaud, 2008) e favorecendo elevada turbidez.

Para Vannote *et al.* (1980) há redução da atividade fotossintética com o aumento da turbidez, pois há substancial depleção de oxigênio dissolvido. Quando há a turbulência das águas nos ambientes lóticos, a difusão do gás é aumentada (MAIER, 1978), o que não é disponível no ambiente lêntico, por isso é importante o manejo das macrófitas e a revitalização da vegetação do entorno em casos de eutrofização, como na cava 7.

O pH não apresentou variações espaciais consideráveis nem valores extremos. Geralmente, este parâmetro influencia na fauna quando da ocorrência de extremos para acidez ou alcalinidade ou quando há associação de seus valores à poluição orgânica (BISPO *et al.*, 2006).

A mensuração do carbono orgânico dissolvido (COD) pode permitir inferências sobre os 'inputs' de COD ao sistema. Sendo um discriminador dos tipos de lagos (HESSEN *et al.*, 1990), duas cavas tiveram valores que atribuem a concentração de COD à produtividade primária, CV1 e CV3 (caracterizadas como contendo vegetação no entorno), embora na cava 3 não tenha havido ocorrência de

vegetação no entorno, a verificação da trofia via concentração do COD permitiu tal inferência. Isto não qualifica esta métrica para mensurar a integridade ambiental destes locais. De um modo geral, o parâmetro indicou baixa produção nestes sistemas, pois a maioria foi oligotrófica. Os pontos CV2, CV4, CV13 e CV14 foram mesotróficos. Segundo Wetzel (1984) as macrófitas aquáticas podem agir aumentando ou reduzindo a concentração de COD. A relação observada foi que, nos ambientes com menor ocupação da lâmina d'água por macrófitas foram maiores as concentrações de COD (CV1 e CV3), e que, as menores concentrações de COD ocorreram nos ambientes com abundância destes vegetais (os pontos tidos como oligotróficos).

4.2 ÍNDICES BIÓTICOS

Comparativamente, ambientes lóticos e lênticos possuem diferenças consideráveis na estruturação de comunidade de bentos. Nos ambientes lóticos estes animais têm maior disponibilidade de micro-habitats, enquanto nos lagos, em especial na zona profunda, há limitação por parte das condições ambientais, como por exemplo, a baixa velocidade da corrente, que inibe a composição faunística (TUNDISI e MATSUMARA-TUNDISI, 2008).

Em geral, ocorre maior abundância de oligoquetas nas amostragens em ambientes lênticos, principalmente pelas áreas mais profundas (sedimento), (MILBRINK, 2002), havendo também a relação entre o aumento da abundância de oligoquetas com o aumento da ocorrência de poluição orgânica (LANG, 1997, 1998).

Verificou-se que os maiores valores para a proporção Oligochaeta/Chironomidae ocorreram nos ambientes enriquecidos por fósforo e nitrito, o que, possivelmente é ocasionado pelo enriquecimento de nutrientes no sedimento, conforme proposto por Wiederholm (1980). Com relação à qualidade da água estabelecida pelo BMWP', a proporção Oligochaeta/Chironomidae foi maior nos pontos com efeitos de poluição evidentes, situação crítica e muito crítica da qualidade da água. Corbi (2001) constatou que a fauna bentônica de reservatórios oligotróficos era composta por menos de 20% de oligoquetas, enquanto Pamplin (1999) registrou 73% de oligoquetas em ambientes lênticos hipereutróficos.

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são organismos sensíveis ao distúrbio ambiental, apresentando a peculiaridade de ocorrer em ambientes bem oxigenados e limpos (BISPO *et al.*, 2006), sendo, por isso, considerados bons indicadores da qualidade da água em ecossistemas aquáticos (ROSENBERG e RESH, 1993; SILVEIRA *et al.*, 2004). A abundância destes organismos é modificada ao longo do ano, respondendo à variação de fatores ambientais ou simplesmente ao ciclo de vida (HYNES, 1970). No presente trabalho verificou-se que a métrica EPT/C teve resposta satisfatória somente na cava 16 (63 de pontuação), nos demais pontos os valores para a razão não ultrapassaram 0,5.

A maior proporção de EPT na cava 16 denota melhores condições ambientais, principalmente pelo fato de ter ocorrido reduzida proporção de oligoquetas e quironomídeos em comparação aos tricópteros. Em termos de riqueza para os tricópteros ocorreram somente duas famílias: Leptoceridae e Polycentropodidae, das quais, Polycentropodidae foi de longe a mais numerosa. O resultado da métrica remete às condições do entorno desses ambientes, já que a distribuição de plecópteros é mais corriqueira quando em lagos oligotróficos com abundante movimentação da água (HYNES, 1976; HARPER e STEWART, 1996). Em relação à região tropical, Bispo *et al.* (2001) já registraram que as espécies da ordem Plecoptera são limitadas a áreas montanhosas e com vegetação abundante. A adaptação a águas mais frias e mais bem oxigenadas faz com que tenham maior ocorrência nos ambientes lóticos do que nos lênticos, oposto ao que já foi verificado para a ordem Ephemeroptera na região tropical, pois o grupo é mais bem distribuído, havendo maior diversidade e amplitude de ocorrência (BRITAIN, 1990).

Esta maior proporção para a razão EPT/C na cava 16 deu-se pela presença de *Cyrnellus*, que é um gênero da ordem Trichoptera (família Polycentropodidae). No trabalho de Johnson *et al.* (1998) a presença dessas larvas foi constante nas madeiras submersas e não no sedimento composto por areia fofa e lama, inclusive a madeira que, potencialmente, seria abrigo para a larva quando neste tipo de sedimento, não teve ocorrência. As maiores densidades, no entanto, foram registradas nas áreas com depósito de lodo e areia não fofa, distribuição que, para os autores, se relaciona a um substrato mais estável para abrigo e resistência às cheias. Neste contexto, possivelmente a possibilidade de inundação justifique a abundância de tricópteros na cava 16 e baixa ocorrência (ou nula) nas demais localizadas na planície lateral do Rio Iguaçu.

O BMWP' não mostrou nenhum dos sistemas hídricos analisados com qualidade da água boa ou excelente, tal como os demais índices biológicos e as análises tradicionais. Em linhas gerais, a utilização do índice de Shannon-Wiener permite a verificação da sensibilidade quando as comunidades são expostas a alterações no habitat ou a qualquer estresse ambiental (ANDRADE, 2009) como as alterações na qualidade da água. Assim, verificou-se que os pontos CV4 e CV15 tiveram, a partir do BMWP', a qualidade da água como aceitável, apresentando concomitantemente as maiores diversidades entre os pontos amostrais, enquanto os pontos CV10 e CV16 consistiram nos ambientes com menores valores para o índice de diversidade de Shannon-Wiener e, juntamente, tiveram classificação da qualidade da água como duvidosa.

Para Minshall (1984) ambientes com algum tipo de vegetação tendem a conter maior diversidade de macroinvertebrados, o que ocorreu nos pontos CV4 e CV15, pois apresentaram maior superfície ocupada por macrófitas aquáticas, bem como o entorno composto por arbustos e/ou árvores grandes. Já as cavas 10 e 16, comparativamente, tiveram menor cobertura vegetal na lâmina d'água e o entorno com inferior complexidade de vegetação, o que pode ter influenciado na diversidade da comunidade. Em adição, Ward (1992) afirma que, em especial nos ambientes lênticos, a ocupação da zona litoral por vegetação proporciona um ambiente com grande diversidade e riqueza de organismos bentônicos, o que pode justificar a classificação da qualidade da água pela análise dos organismos, pois com o aumento da diversidade pode ocorrer o aumento de organismos sensíveis a impactos, que, por sua vez, aumentam os valores não pontuais do índice biológico (CORGOSINHO *et al.*, 2004).

A utilização dos índices biológicos para a classificação da qualidade da água foi eficiente e concordou com os resultados apontados pelas análises tradicionais. Assim, a utilização dos macroinvertebrados como indicadores da qualidade da água neste tipo de ambiente, através dos índices, é propícia (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO *et al.*, 2001). Entretanto o monitoramento de corpos hídricos utilizando os invertebrados bentônicos ainda é difícil, principalmente, pela falta de conhecimento específicos sobre estes animais no Brasil. Isso acaba limitando a padronização dos procedimentos e o estabelecimento de índices regionais. Guerreschi (2004) propõe que estudos que visem o conhecimento mais específico da fauna sejam feitos a fim de fechar esta lacuna e fornecer informações mais amplas para o manejo ambiental.

Inferências sobre a fauna local são importantes porque, quando da utilização dos índices já estabelecidos, é necessário cautela, uma vez que eles foram desenvolvidos em regiões climáticas diferentes (ANDRADE, 2009). Assim, propõe-se que sejam utilizados como métrica aditiva e complementar às tradicionais.

4.3 MORFOMETRIA

Houve variação areal considerável entre os pontos amostrais. A área representa a região de exposição do espelho d'água à radiação, o que regula o crescimento e a fotossíntese. Além disso, quanto maior a área de um lago, mais se espera que ele seja capaz de receber nutrientes e sedimentos (MORAIS *et al.*, 2005). No entanto esta relação foi inversa ao que se esperava para a fauna sobre este parâmetro, visto que o ambiente de maior área (CV12) apresentou a menor diversidade e abundância total de organismos.

A profundidade variou de 0,5 (CV8) a 7 metros (CV12). Segundo Von Sperling (1999) a profundidade pode ser reguladora da circulação e distribuição de compostos químicos e de organismos na água. Além disso, pode apresentar estreita relação com a área, pois quando a radiação atinge o fundo de um lago raso pode aumentar a atividades dos organismos autótrofos. A combinação de grande tamanho de área e profundidade para a cava 12 pode ter sido o fator regulador da comunidade neste ambiente.

A maioria dos pontos amostrais estiveram entre 1 a 3 metros acima das cotas altimétricas do canal do Rio, o que indicou possibilidade de inundação quando nos períodos de cheia. Este distúrbio pode interferir de modo significativo na abundância dos invertebrados bentônicos (BOON *et al.*, 1986), como no trabalho de Oliveira *et al.* (1997) cuja conclusão foi que a inundação interferiu significativamente nas densidades das formas imaturas de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Também Andrade (2009) teve maior abundância para os macroinvertebrados no período seco, por conta da redução do revolvimento do sedimento, o que facilitou o estabelecimento dos animais.

A hipsometria favoreceu a identificação das classes altimétricas, permitindo a distinção das diferentes cotas altimétricas ao longo da área marginal ao Rio Iguaçu, favorecendo o mapeamento e o uso destes perfis topográficos na identificação de

áreas favoráveis à inundação. O padrão é corroborado pela distância ao canal do Rio, que, teve os pontos CV4, 5, 6, 7 e 8 como os mais distantes. Embora distantes, o perfil topográfico foi muito próximo ao do canal por se tratarem de ambientes escavados em regiões do terreno com maior depressão. Em linhas gerais, sazonalidade do ciclo hidrológico tem influência na comunidade bentônica de forma mais acentuada nos ambientes lóticos do que nos lênticos, reduzindo drasticamente o número de organismo na época chuvosa (HYNES, 1970). No entanto, como os pontos são próximos, em termos de distância e diferença no plano altimétrico, ao canal do Rio, além de a maioria ser pouco profunda, sugere-se que pode ocorrer vasta influência do canal no período de cheias, favorecendo a lixiviação do sedimento e da vegetação submersa, o que, possivelmente, sujeita os imaturos à uma permanência inconstante e à deriva.

Um dos índices mais utilizados em Limnologia para a descrição da morfometria de um corpo d'água é o índice de desenvolvimento da margem (WETZEL, 2001). No caso dos ambientes estudados, praticamente todas as cavas tiveram formato considerado perfeitamente circular ou circular, com exceção da cava 9 que foi caracterizada com formato dendrítico. Quanto mais irregular o contorno do lago, maior é a possibilidade do aporte de nutrientes de origem terrestre e dos sedimentos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008; Silva, 2009), além de aumentar a probabilidade do desenvolvimento de comunidades aquáticas e a interferência da bacia de captação próxima ao corpo d'água. Entretanto no presente estudo, a maior diversidade e riqueza taxonômica ocorreram num ambiente com forma circular. Mesmo os valores do índice de desenvolvimento da margem sendo considerados descritores simplificados dos padrões espaciais deste tipo de ambiente (ASSIREU *et al.*, 2009) mostrou-se importante a junção de mais métricas para avaliar (e predizer) a diversidade de organismos nestes ambientes.

4.4 COMPOSIÇÃO DA ENTOMOFAUNA

Os insetos aquáticos são bem-sucedidos nos sistemas de água doce. A abundância e diversidade que este táxon apresenta nos ecossistemas dulcícolas se dá pela habilidade em explorar uma gama de habitats, e sua importância é concentrada na dinâmica de nutrientes da qual participam ativamente, perfazendo o

elo entre a os produtores primários e consumidores secundários nestes ambientes (CALLISTO e ESTEVES, 1995; MERRIT e CUMMINS, 1996; MARQUES *et al.*, 1999).

A região litoral apresentou maior quantidade de organismos bem como a maior riqueza taxonômica, o que já era esperado considerando que na zona litoral há maior disponibilidade de micro-habitats e maior diversidade de condições ambientais (FERNANDES, 2007; ANDRADE, 2009; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) a região profunda é mais uniforme e apresenta baixas concentrações de oxigênio, quando em lagos estratificados. Já a zona litoral tem maior variabilidade e heterogeneidade espacial, há maior acúmulo de biomassa e maior diversidade. Isto faz com que a zona litoral oscile mais, requerendo adaptações e flutuações populacionais em curtos intervalos de tempo. Em contrapartida a zona profunda possui condições limitantes que restringem, no caso dos insetos, a acomodação de dípteros, principalmente Chironomidae.

Nos ambientes estudados a maior riqueza taxonômica esteve relacionada à família Chironomidae, com identificação de 28 gêneros distribuídos nas três subfamílias. Esta diversidade pode ser decorrente do amplo hábito alimentar e ciclo de vida rápido. Em adição, algumas espécies são tolerantes a baixas concentrações de oxigênio (ROLDÁN, 1992). Segundo Fuller e Cowell (1985) as larvas de quironomídeos são r-estrategistas e habitam locais com as mais variadas condições ambientais, o que pode justificar sua predominância entre a comunidades nos ambientes analisados, visto que os ambientes apresentaram variadas condições ambientais. Além disso, a maior diversidade e número de organismos ocorreram na zona litoral junto à vegetação marginal e submersa, o que corrobora a importância da vegetação marginal e da presença de macrófitas aquáticas como micro-habitats propícios aos insetos aquáticos.

Dentre os fatores que influenciam a utilização de um determinado habitat, a restrição fisiológica para aquisição de oxigênio pode ter facilitado tanto a abundância de quironomídeos quanto a de culicídeos, que compreenderam o segundo grupo mais abundante da amostragem da entomofauna nas 16 cavas. Esta tolerância a reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido, em alguns casos perfazendo condições anóxicas, faz com que os quironomídeos tolerem condições ambientais

extremas. Isto porque possuem o pigmento hemoglobina para a respiração. As larvas realizam movimentos ondulatórios que permitem a oxigenação da água, logo conseguem saturar a hemoglobina com oxigênio pelo contato da água que foi oxigenada com a cutícula. Assim, há uma oxigenação mais rápida do que pela difusão somente (ARMITAGE *et al.*, 1995; MERRIT e CUMMINS, 1996). Já nos culicídeos a respiração ocorre pela obtenção do oxigênio atmosférico via sifão respiratório. Este aparato pode ter determinado a ocorrência e maior abundância destes grupos nas cavas 14 e 15, que apresentaram reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido.

A similaridade faunística apresentada entre os ambientes foi bem alta em alguns pontos (CV10 e 14; CV 9 e 6) e muito baixa quando da relação entre a cava 16 e os demais pontos amostrais. É possível que a similaridade das cavas 10 e 14 tenha sido conduzida pela abundância do gênero *Monopelopia*. Já os pontos CV9 e CV16 apresentaram abundância relativa alta por conta do gênero *Wyeomyia*. A abundância do gênero *Monopelopia* (Chironomidae: Tanypodinae) pode ser relacionado à abundância de macrófitas que foram registradas para estes ambientes, pois a larva deste gênero possui setas em forma de gancho que permitem a ela prender-se nas folhas de macrófitas submersas (ARMITAGE *et al.*, 1995).

A análise da autocorrelação espacial (Legendre e Fortin, 1989; Rieradevall *et al.*, 1999) não demonstrou contribuição para a similaridade da entomofauna aquática entre os pontos amostrados, ou seja, não inferiu sobre uma distribuição contagiosa para os pontos (CORTEZZI *et al.*, 2009). Entende-se que os efeitos da distância geográfica foram suprimidos pelas condições do habitat e que os fatores que regularam a similaridade faunística entre os pontos foram os tamanhos variados, a qualidade da água e a vegetação aquática e ciliar. Em especial, os maiores valores de similaridade faunística ficaram a cargo dos pontos com semelhantes padrões de distribuição de macrófitas na lâmina d'água.

4.5 RELAÇÃO ENTOMOFAUNA-AMBIENTE

Espera-se que a variabilidade na comunidade de macroinvertebrados seja grande quanto mais complexo for o habitat, permitindo faixa maior de nichos (HEINO, 2000; HARRISON e HILDREW, 2001). Trisal-Dominguez *et al.* (2009) num

estudo em 35 poças, visando analisar a importância do habitat no contexto do biomonitoramento, verificaram que as assembléias de macroinvertebrados apresentaram variações entre as abundâncias dos táxons componentes conforme alterou-se o tipo de habitat. As poças haviam sido caracterizadas conforme os padrões de qualidade da água, composição da vegetação marginal e submersa. Também encontraram neste estudo distinção entre a fauna do sedimento e a fauna da região litoral.

Embora os atributos de qualidade da água tenham caracterizado alguns ambientes eutróficos e hipertróficos, a regressão pelo método dos quadrados (*Partial Least Square Model* – PLSM) não relacionou os atributos da comunidade aos parâmetros de qualidade da água, fósforo e nitrogênio.

O modo como a vegetação aquática influenciou os atributos da comunidade provavelmente é por conta do seu importante papel ecológico como fonte de alimento, local de refúgio para diversas espécies de invertebrados e vertebrados e na ciclagem de nutrientes (ESTEVES, 1998; BIGGS e MALTHUS, 1982; CORREIA e TRIVINHO-STRIXINO, 1998; ALVES *et al.*, 2003). Em especial nos ecossistemas rasos, como as planícies de inundação, estes organismos podem ser colonizadores de grandes áreas, apresentando altas taxas de produção primária (NEIFF, 1996; 1978). Segundo Petry *et al.* (2003) as macrófitas aquáticas têm um papel modelador no ambiente aquático, sendo elementos importantes para a complexidade e heterogeneidade do habitat, por, geralmente, dominarem as zonas costeiras dos lagos, onde há segregação aparente de nichos.

As análises químicas sugeriram poluição orgânica pelas concentrações de nitrogênio e fósforo, entretanto as abundâncias dos organismos e os atributos da comunidade foram relacionados mais às condições do habitat do que propriamente aos parâmetros de trofia e qualidade da água. Esta falta de relação entre o estado trófico e a fauna bentônica também foi verificada por Braun *et al.* (2007) quando do experimento em 36 lagos germânicos. Os autores visaram detectar se a trofia e os parâmetros de qualidade da água ou as condições do habitat influenciavam a comunidade de macroinvertebrados. Foi constatado que, embora a comunidade se relacionasse ao pH, ao OD e à condutividade, não ocorreram efeitos diretos entre estes fatores e a fauna. Em suma, o estudo demonstrou que a composição da comunidade esteve fortemente relacionada à presença de fragmentos de mata e

presença de macrófitas, que são bons preditores para a composição da comunidade de macroinvertebrados (HARRISON e HILDREW, 2001).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A qualidade da água entre as cavas estudadas apresentou comprometimento. As principais variáveis analisadas que se relacionaram à qualidade da água foram o fósforo e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5).

Os meandros isolados do Rio Iguaçu (CV13, 14 e 15) devem ser periodicamente inundados pelo canal do Rio e apresentaram altas concentrações para os parâmetros químicos que sugerem poluição orgânica.

Os valores expressivos para turbidez ocorreram por conta do aporte de um tributário e à cobertura da lâmina d'água por vegetação aquática.

A concentração de fosfato total não indicou nenhuma cava como oligotrófico e em relação ao nitrito, a CV4 considerada oligotrófica.

A variável COD classificou os pontos CV1 e CV3 como ambientes cercados por vegetação, sugerindo contribuição alóctone para a fauna, mas como o ponto CV3 não teve vegetação ciliar, esta métrica foi desqualificada para análise ecológica destes ambientes.

Os índices biológicos utilizados na classificação da qualidade da água mostraram-se eficientes e concordaram com os resultados das análises tradicionais.

A cava com maior diversidade de insetos não possui forma dendrítico mas em formato circular.

As cavas com perfil mais próximo ao do canal do Rio Iguaçu devem sofrer inundações mais frequentes quando do período de chuvas, o que pode perturbar a estrutura da comunidade.

A entomofauna nas 15 cavas do Alto Iguaçu apresentou alta diversidade, baixa dominância e, em geral, baixa equitabilidade. A cava 16 (mais distante do Iguaçu) apresentou baixa diversidade, alta dominância e baixa equitabilidade.

Alguns pontos na planície de inundação do Rio Iguaçu apresentaram alta similaridade, enquanto a cava 16 foi dissimilar em relação a todos os outros pontos.

A principal diferença na composição faunística na cava 16 em relação as demais foi a alta abundância de *Cyrnellus*, organismo sensível à poluição orgânica.

Das variáveis testadas, as macrófitas e a vegetação ciliar foram as que predominaram sobre os atributos da comunidade, sugerindo que propostas de

manejo nestes ambientes devem focar na restauração da vegetação ciliar, no manejo de macrófitas aquáticas.

Propõe-se, então, que vegetação ciliar e aquática juntamente com fósforo, oxigênio dissolvido, nitrito, profundidade e área sejam variáveis consideradas em análises ecológicas nestes ambientes

REFERÊNCIAS

ALBA – TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería*, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784, 1996.

ALVES, E.; CARDOSO, L. R., SAVRONI, J., FERREIRA, L. C., BOARO, C. S. F., CATANEO, A. C. 2003. Physiological and biochemical evaluations of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), cultivated with excessive nutrient levels. *Planta Daninha*, 21: 27-35.

ABDI, H. Partial least squares (PLS) regression. *In: Lewis-Beck M., Bryman, A., Futing T. (Eds.). 2003. Encyclopedia of Social Sciences Research Methods*. Thousand Oaks (CA): Sage.

ALBA – TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería*, 2: 203-13.

ALLAN, J.D.; JOHNSON, L.B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37:107-111.

ALLEN A E, BOOTH M G, VERITY P G, FRISCHER M E. 2005. Influence of nitrate availability on the distribution and abundance of heterotrophic bacterial nitrate assimilation genes in the Barents Sea during summer. *Aquatic Microbiology Ecology*, 39: 247-255.

ANDRADE, C.C. 2009. *Macroinvertebrados bentônicos e fatores físicos e químicos como indicadores de qualidade de água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu (SP)*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Carlos, 75p.

ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. 1995. *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall, 572p.

ASSIREU, A.T.; FREITAS, R.M.; NOVO, E.M.L.M.; PACHECO, F.S.; STECH, J.L. 2009. *Índice de criticidade da qualidade da água em lagos e reservatórios: Uma proposta de metodologia baseada em variáveis estáticas e dinâmicas*. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p.4639-4646. Natal, RN.

BAPTISTA, M.G.; VON SPERLING, E. 2007. *Sucessão ecológica em lagos profundos de Mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras-MG*. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Caderno de resumo expandido.

BASTOS, I.C.O.; LOVO, I.C.; ESTANISLAU, C A.M.; SCOSS, L.M. 2006. Utilização de bioindicadores em diferentes hidrossistemas de uma indústria de papéis reciclados em Governador Valadares – MG. *Engenharia sanitária ambiental*, 2(3): 203-211.

BEMVENUTI, C.E.; ROSA-FILHO, J.S. 2000. *Estrutura e dinâmica das associações de macroinvertebrados bentônicos dos ambientes estuarinos do Rio Grande do Sul: um estudo de caso*. In: Workshop: Avaliação e Ações Prioritárias para a Zona Costeira e Marinha, PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica brasileira), 49p.

BENETTI, A.; BIDONE, F. 2001. *O meio ambiente e os recursos hídricos*. In: Tucci, C.E.M. Hidrologia: Ciência e aplicação. Editora da Universidade, Rio Grande do Sul. 943p.

BERG, M.V.D.M.; COOPS, H.; NOORDHUIS, R.; SCHIE, J.V.; SIMONS, J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia*, 342(343): 143-150.

BIGGS, B.J.F.; MALTHUS, T.J. 1982. Macroinvertebrates associated with various aquatic macrophytes in the backwaters and lakes of the upper Clutha Valley, New Zealand. *N.Z. J. Marine and Freshwater. Resources*, 16: 81–88.

BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G.; OLIVEIRA, L.G. 2001. Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 62(3): 409-417.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G.; BINI, L.M.; SOUSA, K.G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: environmental factor influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 611-622.

BOON, P. J., JUPP, B. P.; LEE, D. G. 1986. The benthic ecology of rivers in the Blue Mountains (Jamaica) prior to construction of a water regulation scheme. *Archiv für Hydrobiologie./Supplement*, 74: 315-355.

BOTTS, P.S.; COWELL, B.C. 1993. Temporal Patterns of Abundance of Epiphytic Invertebrates on Typha Shoots in a Subtropical Lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1): 27-39.

BRAAK, C. J. F.; JUGGINS, S. 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia*, 269-270: 485-502.

BRANDT, W. 1998. *Avaliação de cenários em planos de fechamento de minas*. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.). Recuperação de áreas degradadas. Viçosa, MG: UFV/DPS/Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas.

BRASIL. 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março. *Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional*. Diário Oficial da União, Brasília: p.58-63.

BRAUN, M.; GARCIA, X.F.; PUSCH, M.T.; WALZ, N. 2007. Eullitoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. *Freshwater Biology*, 52: 1022-1032.

BRITTAİN, J.E. 1990. *Life history strategies in Ephemeroptera and Plecoptera*. Ed. J.C. Campbell. Kluwer Academic Publishers.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6(1): 71-82.

CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS U. M.; GARRIDO, J. C. P. 1996. Spring: Integrating Remote Sensing and GIS with Object-Oriented *Data Modelling*. *Computers and Graphics*, 15(6): 13-22.

CARIGNAN, R. e NEIFF, J.J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, 17: 85-121.

CARPENTER, S.R.; ADAMS, M.S. 1977. The macrophyte tissue nutrient pool for a hardwater eutrophic lake: implication for macrophyte harvesting. *Aquatic Botany*, 3: 239-255.

CARRASCAL, L.M.; GALVÁN, I.; GORDO, O. 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos*, 118: 681-690.

CORBI, J.J. 2001. *Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados bentônicos da represa do Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense SP)*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Carlos, 65p.

CORGOSINHO, P.H.C.; CALIXTO, L.S.F, FERNANDES, P.L., GAGLIARDI, L.M., BALSAMÃO, V.L.P. 2004. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de três marias, MG. *Arquivos do Instituto Biológico.*, 71(2): 227-232.

CORREIA, L.C.S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 1998. Macroinvertebrados da Rizosfera de *Scirpus cubensis* na Lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP): estrutura e função. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10 (in press).

CORREIA, L.C.S. 1999. *Comparação entre as assembléias de macroinvertebrados associados a substratos naturais e artificiais na Represa do Monjolinho (São Carlos – SP)*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Carlos, 78p.

CORTEZZI, S.S.; BISPO, P.; PACIENCIA, G.P.; LEITE, R. 2009. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. *Iheringia*, 99(1):36-43.

CUMMINS, K. W. 1992. *Invertebrates*. In: P. Calow & G. E. Petts. The rivers handbook – hydrological and ecological principles. Blackwell Science Ltd., Oxford, v. 2, 526p.

CUMMINS, K.W., WILZBACH, M.A., GATES, D.M., PERRY, J.B.; TALIAFERRO, W.B. 1989. Shedders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *BioScience*, 39: 24-30.

DILS, R.M.; HEATHWAITE, A.L. 1996. *Phosphorus fraction in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff*. In: Anderson, M.G.; Brooks, S. M. (ed.). Advances in hillslope processes. Chichester: John Wiley & Sons, cap.10, p.229-251.

DINIZ-FILHO, J.A.F., OLIVEIRA, L.G.; SILVA, M.M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in “cerrado” streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(2): 223-231.

DORES, E.F.G.C.; 2001. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: Águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise preliminar. *Revista Química Nova*, 1:27-36.

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

FERNANDES, A.C.M. 2007. *Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos da qualidade da água: Proposta para a elaboração de um índice de integridade biológica*. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, 220p.

FREIRE, M.M.; SANTOS, V.G.; GINUINO, I.S.; ARIAS, A.R.L. 2008. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 347-354.

FRISSEL, C.A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E.; HURLEY, M.C. 1996. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.

FULLER, A.; COWELL, B.C. 1985. Seasonal variation in benthic invertebrate recolonization of small-scale disturbances in a subtropical Florida lake. *Hydrobiologia*, 124: 211-221.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 239-248.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. *Revista FAPAM*, 2:1.

GOOGLE EARTH. 2010. (versão 5.1). Acessado em 10 de abril de 2010. Disponível em: <http://earth.google.com>.

GUERESCHI, R.M. 2004. Macroinvertebrados bentônicos em córregos da estação ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: Subsídios para monitoramento ambiental. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos (Tese de doutorado). 118p.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2007. PAST – Palaeontological Statistics, version 1.89. World Wide Web electronic publication, accessible at <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. Acessado em outubro de 2009.

HARPER, P.P.; STEWART, K.W. 1996. *Plecoptera*. In: MERRITT R.W; CUMMINS K.W. (Orgs.). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque: Kendal/Hunt, USA, p.217-267.

HARRISON, S.S.C.; HILDREW, A.G. 2001. Epilithic communities and habitat heterogeneity in a lake littoral. *Journal of Animal Ecology*, 70, 692-707.

HEINO, J. 2000. Lentic macroinvertebrates assemblages structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418: 229-242.

HELLAWELL, J.M. 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management*. Chichester, Elsevier Applied, 546p.

HESSEN, D.O.; ANDERSEN, T.; LICHE, A. 1990. Carbon metabolism in humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 35 (1): 84-99.

HORNE, A.J.; GOLDMAN, C.R. 1994. *Limnology*. 2ed. New York, McGraw-Hill. 576pp.

HUNSAKER, C.T.; LEVINE, D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers: spatial scale and terrestrial processes are important in developing models to translate research results to management practices. *BioScience* 45:193-203.

HYNES, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Úntario, Liverpool University Press, 555p.

HYNES, H.B.N. 1976. Biology of Plecoptera. *Annual Review of Entomology*. 21: 135-153.

IAPAR (Instituto das Águas do Paraná). 2009. Publicação sobre as cartas climáticas do estado do Paraná. Acessado em 5 de março de 2010. Disponível em <http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=89>.

INHAT, M.; GAMBLE, D. S.; GILCHRIST, G. R.; I 1993. Determination of Trace Element Levels in Natural Fresh Water by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 53(1): 63-78.

JOHNSON, R.K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D.M. 1993. *Freshwater monitoring using individual organisms, populations, and species, assemblages of benthic macroinvertebrates*. In: Rosenberg, D.M. e Resh, V.H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, p. 40-125.

JOHNSON, Z.B.; RIGGS, A.K.; KENNEDY, J.H. 1998. Microdistribution and Secondary Production of *Cyrnellus fratemus* (Trichoptera: Polycentropodidae) from Snag Habitats in the Elm Fork of the Trinity River, Texas. *Annals of the Entomological Society of America*, 91(5): 641-646.

JUNK WJ, BAYLEY PB, SPARKS RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science*, 106: 110–127.

KEAST, A., 1985. Planktivory in a littoral-dwelling lake fish association: prey selection and seasonality. *Canadian Journal of Zoology*. 62: 1289–1303.

KREBS, C.J., *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row, 1989.

KUBITZA, F. 1998. Qualidade da água na produção de peixes – Parte II. *Revista Panorama da Aqüicultura*, 8(46): 35-41.

KURASHOV, E. A. 1996. Invertebrates communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: effects of environmental factors. *Hydrobiologia*, 322: 49-55.

LANG, C. 1997. Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state: how to assess the biological recovery of sediments in lakes? *Aquatic Sciences*, 59:26-33.

LANG, C. 1998. Contrasting responses of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. *Aquatic Sciences*, 61: 206-214.

- LEGENDTRE, P.; M. J. FORTIN. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80: 107-138.
- LELLES, C.L.; SILVA, E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V. 2005. Perfil ambiental qualitativo na extração de areia em curso d'água. *Revista Árvore*, 29(3).
- LEVINTON, J.S. 1995. *Marine biology. Function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press, New York, NY (Usa), 560p.
- MAACK, R. 1981. *Geografia física do estado do Paraná*. Curitiba: Gravatex, 450p.
- MAIER, M.H. 1978. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. *Bolm. Inst. Pesca* 5 (2): 75-90.
- MARANHÃO, G.M.B. 1997. *Composição espaço-temporária da meiofauna de ambientes recifais em Tamandaré – Pernambuco – Brasil*. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco. 70p.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona. 1009p.
- MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L.; BARBOSA, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 59:203-210.
- MCQUEEN, D. J.; POST, J.R.; MILLS, E.L. 1986. Trophic relations in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1571–1581.
- MERRIT, R.W.; e CUMMINS, K.W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3ed., Dabuqye Iowa: Kendall/ Hunt Publishing Company, 862p.
- MILBINK, G.; TIMM, T.; LUNDBERG, S. 2002. Indicative profundal oigochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiology*, 468: 53-61.
- MINSHALL, G.W. 1984. *Aquatic insect-substratum relationships*. In: RESH, V.H. e ROSENBERG, D.M. (eds) *The ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, p.358-400.

MOLETTA, I.M.; NUCCI, J.C.; KRÖKER, R. 2005. *Carta de hemerobia de uma área de extração de areia no bairro do Umbará, Curitiba/PR/ Brasil*. Anais do XI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. USP.

MORAIS, R.P.; OLIVEIRA, L.G.; LATRUBESSE, E.M.; PINHEIRO, R.C.D. 2005. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(3): 203-213.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2009. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro*. Technical Books. 1ed. Rio de Janeiro, 173p.

NEIFF, J.J. 1975. Fluctuaciones anuales en la composición fitocenótica y biomasa en lagunas isleñas del Paraná Medio. *Ecosur*, 3(4): 153-183.

NEIFF, J.J. 1978. Fluctuaciones de la vegetación acuática en lagunas del valle del río Paraná en la transección Paraná-Santa Fe, entre 1970 y 1977. *Physis*, 38(95): 41-53.

NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15 (6): 424-441.

NEIFF, J.J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 167-180.

NEIFF, J.J.; POI DE NEIFF, A.S.G.; CASCO, S. 2001. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13 (1): 51-60.

NERBONE, B.A.; VONDRACEK, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater river, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28(1): 87-99.

OLIVEIRA, L.G.; BISPO, P.C.; SÁ, N.C. 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do parque ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(4): 867-876.

PAMPLIN, P.A.Z. 1999. *Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP-Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos*

e parâmetros ecotoxicológicos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 111p.

PELÁEZ, R.; ALMEIDA, O.; SÁNCHEZ, L.E. 2005. Revegetação de áreas de mineração: critérios de Monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*, 29(1): 47-54.

PÉREZ, G. R. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia*. Bogotá: Editorial Presencia Ltda.

PETRY, A.C., AGOSTINHO, A.A. GOMES, L.C. 2003. Spatial variation of the fish assemblage structure from the upper Rio Paraná floodplain, Brazil, in a dry year. *Acta Limnologica. Brasiliensis*, 15(1):1-13

POI DE NEIFF, A.S.G.; BRUQUETAS DE ZOZAYA, I.Y. 1989. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitam macrófitas emergentes en las islas del rio Paraná. *Revista Hydrobiologia. Tropical*, 22(1): 13-20.

POMPÊO, M. 2008. Biomonitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3) 406-424.

RESH, V.H.; JACKSON, J.K. 1993. *Rapid Assessment Approach to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates*. In: Rosenberg, D.M. e Resh, V.H. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, p. 195-234.

RICKLEFS, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235 (4785): 167-171.

RIERADEVALL, M.; BONADA, N.; PRAT, N. 1999. Substrate and depth preferences of macroinvertebrates along a transect in a yrenean high mountain lake (Lake Redó, NE Spain). *Limnetica* 17: 127-134.

ROLDÁN, G.A.P. 1992. *Fundamentos de limnologia neotropical*. Editora Universidad de Antioquia, Colômbia, 529p.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 488p.

SALLES, F.F.; DA-SILVA, E.R.; SERRÃO, J.E.; FRANCISCHETTI, C.N. 2004. Baetidae (Ephemeroptera) na região sudeste do Brasil: Novos Registros e Chaves Para os Gêneros no Estágio Ninfal. *Neotropical Entomology*, 33(5): 725-735.

SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology*, 19: 501-514.

SCHÄFER, A. 1985. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*, Porto Alegre: EDUNISUL.

SEGNINI, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentônicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Sociedade Venezuelana de Ecologia – ECOTROPICO*, 16(2): 45-63.

SILVEIRA, M. P. 2004. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Documentos, 36. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 68p.

SILVEIRA, M.P.; QUEIROZ, J.F.; BOEIRA, R.C. 2004. Protocolo de Coleta e Preparo de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos – *Comunicado Técnico 19 da Embrapa*. Jaguariúna, SP.

SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná). Informações fornecidas via e-mail através de ofício encaminhado ao SIMEPAR – Curitiba. Informações recebidas em outubro de 2009.

SOBEK, S.; TRANVIK, L.J.; PRAIRIE, Y.T.; KORTELAINEN, P.; COLE, J. 2007. Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 52(3), 1208-1219.

SONDERGAARD, M. 1984. Dissolved organic carbon in Danish lakes: Concentration, composition, and lability. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22:780-784.

STATSOFT. 2005. Statistica for Windows (computer program manual). Versão 7. StatSoft, Inc., Tulsa.

SUDERSHA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). 2007. Publicações das Bacias Hidrográficas. Acessado em 5 de abril de 2010. Disponível em: <http://www.suderhsa.pr.gov.br>.

- THIÉBAUT, G. 2008. Phosphorus and aquatic plants. *Plant Ecophysiology*, 7: 31-49.
- TONIOLLO, V.; MATTIELLO, I.; CAETANO, J.A.; WOSIACK, A.C. 2001. *Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do Rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA*. In Congresso Brasileiro de Limnologia. João Pessoa, PB Anais VIII Congresso Brasileiro de Limnologia. p. 284.
- TORRES, I.C.; ARAÚJO, M.A.R.; PINTO-COELHO, R.M. 1997. Variação temporal de carbono pigmentado, carbono orgânico dissolvido e partilado na represa da Pampulha, Belo Horizonte/MG. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(1): 131-143.
- TRIGAL-DOMÍNGUEZ, C.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; GRACÍA-CRIADO, F. 2009. Habitat selection and sampling design for ecological assessment of heterogeneous ponds using macroinvertebrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Published online in Wiley InterScience. DOI: 10.1002/aqc.1043.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo - Guia de Identificação e Diagnóstico dos Gêneros*. Editora da Universidade de São Carlos. São Carlos, São Paulo.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 63p.
- USSEGLIO-POLATERA, P. e TACHET, H. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Plecoptera and Ephemeroptera in Upper Rhône river and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 357-375.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- VON SPERLING, E.V. 1994. Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. *Revista Bio*, 3: 68-76.
- VON SPERLING, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 2ed. BeloHorizonte: DESA, UFMG. 243p. (v.1, Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

VON SPERLING, M. 1999. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, 33 (6): 1435-1448.

VON, SPERLING, M. 2005. *Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos*. 3ed. 452p. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Editora UFMG.

WARD, J. V. 1992. *Aquatic Insect Ecology*. 1. Biology and Habitat. John Willey & Sons, Inc., New York. 438 p.

WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.

WETZEL, R.G. 1984. Detrital dissolved and particulate organic carbon functions in aquatic ecosystems. *Bulletin of Marine Sciences*, 35(3):503-509.

WETZEL, R.G. 1990. *Reservoir ecosystems: conclusions and speculations*. In: THORTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (Eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, p.227-238.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3ed. London, Uk: Academic Press, an Elsevier Imprint.

WIEDERHOLM, T. 1980. Use of benthos in the lake monitoring. *Journal of Water Pollution Control*, 52 (3): 537-547.

WIGGINS, G. B. 1996. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. 2ed. Toronto: University of Toronto Press.

WIKIMEDIA, File:Parana Municip de Curitiba.svg. acessado em 13/12/2010. Disponível em: [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Parana Municip Curitiba.svg](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Parana_Municip_Curitiba.svg).

WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E.; 1998. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Revista Química Nova*, 21 (5): 551-556.

ANEXO I:

TABELA DE PONTUAÇÃO DO GRAU DE TOLERÂNCIA PARA OS GRUPOS DE MACROINVERBRADOS SEGUNDO O ÍNDICE. BIOLOGICAL MONITORING WORK PARTY SYSTEM (A) E CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA CONFORME O ÍNDICE (B).

A) Avaliação da Qualidade de Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos.

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanathidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheridae, Phryganidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leptodostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae , Blephareceridae , Calamoceratidae , Helicopsychidae , Megapodagrionidae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae , Prosopistomatidae , Nemouridae, Grypopterygidae , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae , Pyralidae , Psephenidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae , Unionidae, Mycetopodidae , Hyriidae , Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae , Atyidae, Palaemonidae , Trichodactilidae , Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohiphidae	6
Oligoneuridae , Polymitarcidae , Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae , Hydrochidae , Hydraenidae , Clambidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiididae , Aeglidae	5
Baetidae, Caenidae , Haliplidae , Curculionidae , Chrysomelidae , Tabanidae , Stratiomyidae , Empididae , Dolichodidae , Dixidae , Ceratopogonidae , Anthomyiidae , Limoniidae , Psychodidae , Sciomyzidae , Rhagionidae , Syalidae, Corydalidae , Hydracarina	4
Mesoveliidae , Hydrometridae , Gerridae , Nepidae , Naucoridae , Limnocoeridae , Pleidae, Notonectidae , Corixidae , Veliidae , Helodidae , Hydrophilidae , Hygrobiidae , Dytiscidae , Gyrinidae , Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bythinellidae , Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erphobdelliidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae , Ephydriidae , Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Azul: pontuação (score) alterado por ALBA-TECEDOR & SANCHEZ-ÓRTEGA (1988).

Vermelho: incluídas por ALBA-TECEDOR & SANCHEZ-ÓRTEGA (1988).

Rosa: Incluídas por LOYOLA (1998 e 1999).

Verde: Incluídas por TONIOLO *et al.* (2001).

B) CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA. SIGNIFICADO DOS VALORES DO ÍNDICE “BIOLOGICAL MONITORING WORK PARTY SYSTEM” E CORES PARA SEREM UTILIZADAS NAS REPRESENTAÇÕES CARTOGRÁFICAS. DE ACORDO COM ALBA-TECEDOR & SANCHEZ-ÓRTEGA (1988), COM MODIFICAÇÕES.

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	Lilás
II	Boa	101 – 120	Águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado.	Azul
III	Aceitável	61 – 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 – 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	Amarela
V	Crítica	16 – 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Laranja
VI	Muito Crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistemas fortemente alterados)	Vermelho

ANEXO II:

TABELA REFERENTE À PRESENÇA DAS FAMÍLIAS NOS PONTOS AMOSTRAIS DA REGIÃO DO ALTO IGUAÇU. DESTAQUE EM VERMELHO PARA OS TÁXONS QUE OCORRERAM EM TODOS OS PONTOS DE COLETA.

(continua)

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
Amphipoda				X	X											
Hyallelidae				X											X	
Anellida																
Glossiphoniidae	X															
Oligochaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hirudinida	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Arachnida																
Hidracarina		X			X								X	X	X	
Coleoptera																
Chrysomelidae																X
Curculionidae											X		X	X	X	
Dytiscidae			X	X						X				X		
Georyssidae			X													
Haliplidae				X							X				X	
Hydrophilidae	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X
Lampyridae		X	X	X	X				X	X			X	X	X	
Melolonthidae								X		X						
Noteridae				X									X			
Scirtidae				X	X	X	X								X	X
Staphilinidae													X			
Collembola					X								X	X		
Cladocera		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	
Copepoda					X	X						X				
Isopoda												X				
Ostracoda		X	X	X		X	X		X	X	X	X		X	X	
Decapoda																
Palaemonidae	X								X							

(continuação)

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
Diptera																
Ceratopogonidae	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	
Chaoboridae	X															
Chironomidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Culicidae	X			X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
Dixidae	X															
Empididae	X							X			X			X		
Ephydriidae																X
Muscidae																X
Pupa Diptera																
Sciomyzidae	X	X			X			X						X		
Stratiomidae	X				X	X		X	X	X			X	X	X	
Syrphidae				X												
Tabanidae	X		X	X	X	X	X	X	X		X			X	X	
Tipulidae				X									X	X		
Ephemeroptera																
Baetidae				X		X		X								X
Caenidae	X		X	X	X	X	X		X	X					X	X
Leptohyphidae							X					X			X	
Leptophlebiidae			X												X	
Heteroptera																
Belostomatomatidae						X					X	X		X		
Corixidae		X	X	X					X		X				X	
Hebridae											X					
Mesoveliidae				X											X	
Notonectidae				X		X			X	X						
Pleidae		X										X			X	

ANEXO III:

ABUNDÂNCIA TOTAL DOS TÁXONS EM CADA PONTO AMOSTRAL.

(continuação)

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
<i>Parachironomus</i>	3	0	0	0	1	2	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0
<i>Rheotanytarsus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	4	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	2	0	0
<i>Tanytarsini gen A</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	34	0
Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i>	1	0	2	3	0	4	0	4	0	0	0	0	1	9	1	5
<i>Djalmabatista</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Tanypodinae</i>	24	0	2	13	65	0	7	2	21	5	3	0	1	13	3	0
<i>Monopelopia</i>	17	0	0	109	12	23	10	10	7	213	14	0	0	414	93	0
<i>Coelotanypus</i>	3	0	0	1	0	2	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	10	2	0	6	2	16	3	0	7	10	3	0	0	29	3	0
<i>Larsia</i>	2	0	0	9	0	2	0	24	0	4	3	1	1	6	6	0
<i>Pentaneura</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Procladini	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanypus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemannimyia</i>	2	0	0	2	1	0	1	0	0	6	10	0	0	3	3	0
<i>Zavreliomyia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0
Orthoclaadiinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthoclaadiinae</i>	8	0	0	94	7	12	8	9	26	5	0	0	0	0	0	0
<i>Cricotopus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parametricnemus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	12	0
<i>Corynoneura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Chrysomelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Disonycha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Telebasis</i>	7	9	10	36	57	25	29	0	15	21	24	1	23	33	30	0

(continuação)

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
Ephemeroptera	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lampyridae	0	1	1	1	1	0	0	0	1	4	0	0	1	3	16	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oocetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Leptohyphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tricorythopsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Traverypes</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptohyphodes</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Traverella</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Lestidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lestes</i>	1	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Libellulidae NI</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Erythrodiplax</i>	0	1	2	25	0	5	1	0	5	1	4	0	1	12	8	3
<i>Brechmorhoga</i>	5	0	2	1	2	1	0	0	4	4	3	0	0	2	7	4
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0
Hebridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hebrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berosus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dibolocelus</i>	0	0	0	45	0	0	4	0	1	2	0	0	0	12	2	0
<i>Helobata</i>	2	1	4	2	1	2	2	0	5	4	2	0	9	1	6	1
<i>Hydrophilidae sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotrichia</i>	0	1	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Melolonthidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0

(conclusão)

Táxon	CV1	CV2	CV3	CV4	CV5	CV6	CV7	CV8	CV9	CV10	CV11	CV12	CV13	CV14	CV15	CV16
Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crambus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetanocera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcara</i>	0	0	0	20	35	6	25	0	0	0	0	0	0	58	3	1
Staphilinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pontamalota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Stratiomidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euparyphus</i>	3	0	0	0	7	3	0	1	7	6	0	0	10	0	54	0
<i>Mixosargus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Syrphidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysops</i>	1	2	2	0	2	3	1	4	3	0	1	0	0	25	48	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tipulidae NI</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Total	186	25	43	501	359	258	130	87	261	360	109	10	64	716	441	106

