



PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DANIELE JOVEM DA SILVA AZEVÊDO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
**FATORES ESTRUTURANTES DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS
PLANCTÔNICOS E BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA PARA O
BIOMONITORAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

CAMPINA GRANDE – PB

2013

Daniele Jovem da Silva Azevêdo

**FATORES ESTRUTURANTES DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS
PLANCTÔNICOS E BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA PARA O
BIOMONITORAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador (a): Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Co-orientador (a): Prof^ª. Dra. Joseline Molozzi

Campina Grande – PB

2013

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL – UEPB

A994f Azevêdo, Daniele Jovem da Silva.
Fatores estruturantes das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos como ferramenta para o biomonitoramento de reservatórios no semiárido. [manuscrito] / Daniele Jovem da Silva Azevêdo. – 2013.
79 f. : il: color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação, 2013.
“Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Ciências Biológicas”.
“Co-Orientação: Joseline Molozzi, Universidade Estadual da Paraíba”

1. Biomonitoramento. 2. Ecologia. 3. Ecossistemas aquáticos. I. Título.

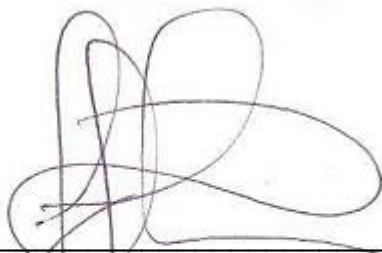
Daniele Jovem da Silva Azevêdo

**FATORES ESTRUTURANTES DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS
PLANCTÔNICOS E BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA PARA O
BIOMONITORAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

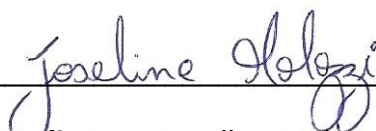
Dissertação apresentada junto ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação, da
Universidade Estadual da
Paraíba, como requisito para
obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Conservação.

Aprovada em Março de 2013

Comissão examinadora:



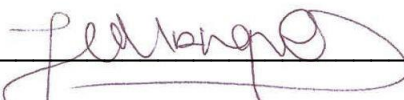
Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
(Orientador – UEPB)



Prof.ª Dra. Joseline Molozzi
(Co-Orientadora – UEPB)



Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria Pereira
(Examinador interno – UEPB)



Prof. Dr. João Carlos Marques
(Examinador externo – IMAR/Coimbra)

Dedico este trabalho a Aluizio Freire da Silva e a Josefa Jovem da Silva, por dedicarem suas vidas ao trabalho para minha formação. Tudo o que sou é fruto do vosso e amor e das vossas mãos calejadas que me permitiram estar caminhando na estrada do conhecimento.

Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus por estar ao meu lado durante todo o tempo e por sempre me fazer sentir confortada em seus braços.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, nas pessoas da coordenadora (Prof^ª Thelma Dias), funcionário e professores (especialmente ao professor André Pessanha que nos ensina constantemente com seus gestos o exemplo de humildade e companheirismo com seus alunos).

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa para auxílio à pesquisa.

Ao meu orientador, José Etham de Lucena Barbosa, pela formação, paciência e, sobretudo, confiança e por muitos momentos durante essa caminhada ter sido mais que um orientador, ter sido um companheiro, conselheiro, torcendo por nossos resultados, vibrando com nossas conquistas, sofrendo com nossas angústias... Tenho certeza que a família LEAq admira-o por sua essência! Muito obrigada!

A minha co-orientadora, Joseline Molozzi, por tudo o que tem me ensinado (que é infinito)... por todos os conselhos e puxões de orelha... A você tão meiga e inteligente que nos conquistou por ser um exemplo de caráter, ética e coragem! Minha linda orientadora e amiga isso é apenas o início de uma longa caminhada que temos pela frente e espero responder a altura. Muito obrigada por tudo!

Ao Professor João Marques por ter aceitado compor a banca de avaliação, sabemos que suas contribuições serão essenciais para este trabalho.

Ao professor Marcos Callisto, pela parceria e também por ter aceitado contribuir com este trabalho através de sua participação na banca de avaliação.

Ao Professor Elvio Medeiros, quem me proporcionou embarcar no caminho da pesquisa e a ter gosto e zelo pelo que faço, obrigada pelos ensinamentos!

Aos meus companheiros do Laboratório de Ecologia Aquática: Maria José, Daianne, Paulo, Morgana, Virginia, Carlinda, Lígia, Cíntia, Geneton, Gustavo, Leandro, Raiane, Flávia, Iara, Jany e Rosa, por todo o companheirismo durante esse tempo. Especialmente a Silvana por estar comigo durante os períodos tristes e por me proporcionar momentos maravilhosos. A Camila, em quem descobri uma amizade maravilhosa (que nunca imaginei), esses últimos momentos estivemos nos apoiando, nos consolando, nos alegrando... Aos que passaram pelo Leaq que nos ensinaram tanto: Gil, Paty, Neto (amigo especial), Raquel (companheira), Alessandra, Klívia, Gaby, Daniel... Muito obrigada !

A Izabelly, peça fundamental no desenvolvimento deste trabalho, sem você Iza seria muito mais difícil e para mim você é um exemplo de responsabilidade e compromisso, obrigada por estar comigo!

Aos meus Pais, Aluizio e Josefa, a quem devo tudo o que sou e me proporcionaram estar trilhando nos caminhos do conhecimento.

Ao meu irmão Aluizio Jr. (minha fonte de inspiração) e minha cunhada Nuara por me auxiliarem em tudo que precisei durante todo o tempo, pelos conselhos... a vocês devo muito e por mais que viva durante 300 anos será impossível retribuí-los a altura.

Aos meus cunhados Simone e Edvaldo que suportaram durante muitos dias os estresses e minhas caras feias... sei que vocês torcem por tudo!

Dentre todos que tenho que agradecer existe alguém que preciso enfatizar. Esta pessoa me apoiou desde o início e mesmo antes de pensar em fazer a pós ele já me incentivava a prestar seleção e me cobrava de amor, mesmo tendo esse jeito durão e grosso de ser. Evaldo (esposo, companheiro e amigo)... agradeço por TUDO que fizestes e fazes por mim, a mulher que sou é graças a sua presença em minha vida, para mim você é um exemplo em todos os âmbitos, principalmente na paciência... e sei que você a usou muito na reta final de construção deste trabalho. Por tudo que és dedico meu amor... sempre!

A todos vocês que fizeram parte dessa história, muito obrigada por existirem em minha vida!

“...este afã de entregar ao papel pensamentos fugidos,
estas correntes de raciocínio que nos parecem quase
ilógicas mas que deviam ter sentido muito claro para o autor,
fazem com que possamos quase testemunhar a labuta mental
do cientista, e nos permitem conhecê-lo de forma
mais humana do que qualquer biografia.”

(Mario Fondelli)

RESUMO

O extenso processo de degradação sobre os ecossistemas aquáticos continentais tem levado ao desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e de medidas de mitigação de impactos. As ferramentas com base em indicadores biológicos têm sido amplamente desenvolvidas e aplicadas, pois possibilita uma maior precisão na obtenção da imagem real da qualidade ecológica do ecossistema, quando comparado aos métodos tradicionais. Com isso, o objetivo geral desta dissertação é estabelecer, dentre os fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos, quais poderiam compor ferramenta de biomonitoramento da qualidade ecológica de reservatórios no semiárido. Para isso foram: i) analisados os aspectos da abundância, riqueza, diversidade e biomassa de invertebrados planctônicos e bentônicos; ii) relacionados os fatores direcionadores (físicos, químicos e biológicos) para cada um dos aspectos estruturais avaliados; iii) identificado se a resposta de cada aspecto estrutural (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) frente aos fatores ambientais testados, reflete a condição ecológica do ecossistema e iv) relacionados quais fatores estruturadores poderiam ser utilizados como ferramenta para o biomonitoramento de reservatórios inseridos em clima semiárido. Nossa hipótese é que o padrão de distribuição dos fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados é direcionada pelo mesmo conjunto de variáveis ambientais, exibindo potencial de indicação semelhante para avaliação do estado ecológico de reservatórios no semiárido. Os dados foram coletados no reservatório Poções e Camalaú, ambos inseridos no alto curso do rio Paraíba, Paraíba, Brasil. Foram realizadas coletas com intervalos quinzenais em dois períodos hidrológicos no ano de 2012: abril (período seco na região) e junho (período chuvoso na região). Em cada reservatório as coletas ocorreram em duas estações, sendo: estação 1 - próxima à entrada do principal tributário (rio Paraíba) e estação 2 - próxima ao talude do reservatório e, em cada estação, foram coletadas amostras de água, do sedimento e de macrófitas aquáticas submersas para compor o conjunto de variáveis ambientais, além da realização de experimento da produtividade primária do fitoplâncton, como variável biológica. As amostras do zooplâncton foram coletas pela filtragem de 25 litros de água, em rede de plâncton, e as amostras de macroinvertebrados foram obtidas a partir da coleta do sedimento com auxílio da draga de Ekman-Birge. O conjunto de dados mostra que a distribuição da abundância, riqueza, diversidade e biomassa das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos ocorrem de forma semelhante frente as variáveis ambientais, mas que há diferenciadas nos padrões de distribuição dos caracteres estruturais entre os reservatórios Poções e Camalaú, entre zona litorânea e limnética e entre os períodos de seco e chuvoso, de modo que as variáveis ambientais atuam em escala espacial (entre os reservatórios), nos compartimentos dos reservatórios (litorâneo e pelágico) e em escala sazonal (período de menor e maior volume nos reservatórios), sugerindo que as ferramentas para o biomonitoramento desses corpos aquáticos englobem estas referentes escalas de variação. A estrutura do zooplâncton esteve associada a variáveis mais frequentemente ligadas a indicação de impactos antropogênicos (como altas concentrações de fósforo, nitrogênio e altas taxas de produtividade primária do fitoplâncton), enquanto que a estrutura de macroinvertebrados esteve sensivelmente associada a fatores da estrutura do habitat (como composição do sedimento e presença do banco de macrófitas submersas), isto mostra que as comunidades de

invertebrados planctônicos e bentônicos exibem sensibilidade a fatores ambientais diferenciados e com informações complementares e que deste modo, programas de monitoramento de reservatórios no semiárido devem incluir ambas as comunidades para maior precisão na avaliação da qualidade ecológica dos corpos aquáticos. Para ambas as comunidades de invertebrados, a diversidade mostrou não ser um bom atributo a ser utilizado individualmente como ferramenta de avaliação desses corpos aquáticos, visto que em ambientes onde há dominância espécies, este fator é fortemente influenciado. A abundância, se utilizada isoladamente como indicador biológico, pode levar a conclusões divergentes para classificação da qualidade ecológica, pois pode refletir a plasticidade de espécies generalistas. A biomassa foi uma boa ferramenta indicativa para biomonitoramento em reservatórios, tendo em vista que, para ambas as comunidades de invertebrados, as variáveis controladoras desse aspecto estruturador são variáveis relacionadas tanto ao estado trófico dos ecossistemas, quanto a estrutura física do habitat, o que permite inferir áreas sujeitas a degradação e áreas prioritárias a conservação na bacia hidrográfica do rio Paraíba. Os resultados ainda evidenciam que em programas de biomonitoramento para reservatórios do semiárido devem ser consideradas variáveis como: fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a, oxigênio dissolvido, %oxigênio dissolvido e elementos relacionados à estrutura do habitat, visto que o referente conjunto de variáveis esteve associada ao padrão de distribuição da abundância, riqueza, diversidade e biomassa das comunidades de invertebrados durante o período do estudo.

Palavras-chave: biomonitoramento, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos, variáveis preditoras, reservatórios.

ABSTRACT

The extensive degradation on freshwater ecosystems has led to the development of tools for monitoring and actions mitigation of impacts. The tools based on biological indicators have been widely developed and applied, as it allows greater accuracy in obtaining the actual picture of the ecological quality of the ecosystem, when compared to traditional methods. Thus, the goal of this dissertation is to establish, among the factors structuring (abundance, richness, diversity and biomass) communities of planktonic and benthic invertebrates, which could compose biomonitoring tool for the ecological quality of the reservoirs in the semiarid region. For this were: i) analyzed aspects of abundance, richness, diversity and biomass of planktonic and benthic invertebrates ii) drivers related factors (physical, chemical and biological) for each of the structural aspects evaluated iii) identified the response each structural aspect (abundance, richness, diversity and biomass) in relation to environmental factors tested, reflects the ecological condition of the ecosystem and iv) related factors structuring which could be used as a tool for biomonitoring of reservoirs inserted in semi-arid climate. Our hypothesis is that the biomass among the factors structuring (abundance and diversity) of invertebrate communities is the best biological indicator for assessing the quality of reservoirs in the semiarid region, in view of sensitivity to variables related to anthropogenic influences (loading nutrient) composition and physical structure of the habitat. Data were collected in the reservoir and Poções and Camalaú, both located on the upper course of the river Paraíba, Paraíba, Brazil. Samplings were made fortnightly in two hydrological periods in 2012: April (dry season in the region) and June (rainy season in the region). In each shell collections occurred in two seasons, being: Station 1 - near the entrance of the main tributary (Paraíba river) and Station 2 - next to dam of the reservoir and, at each station, samples were collected from water, sediment and submerged plants to compose the set of environmental variables, in addition to performing the experiment in the primary productivity of phytoplankton as biological variable. Zooplankton samples were collected by filtering 25 liters of water, plankton net, and macroinvertebrate samples were obtained from the collection of the sediment with the assistance collector Ekman-Birge. The data set shows that the distribution of abundance, richness, diversity and biomass of planktonic communities and benthic invertebrates occur similarly front environmental variables, but that there are different patterns of distribution of structural features between the reservoirs Poções and Camalaú, between limnetic and littoral zone and between the dry and rainy periods, so as that the environmental variables acting on spatial scale (between reservoirs), the compartments of reservoirs (littoral and pelagic) and seasonal scale (period of lesser and greater volume the reservoirs), suggesting that the tools for biomonitoring of these bodies of water these scales of variation. The structure of zooplankton was most often associated with variables related to human impacts indication (such as high concentrations of phosphorus, nitrogen and high rates of phytoplankton primary productivity), while the structure of macroinvertebrates was significantly associated with the structure factor of the habitat (as sediment composition and presence of the submerged plants), this shows that communities of planktonic and benthic invertebrates exhibit sensitivity to environmental factors differentiated, with complementary information and thus monitoring programs reservoirs in the semiarid should include both communities for greater accuracy in assessing the ecological quality of water bodies. For both invertebrate communities, the diversity showed not to be a good attribute to be used individually as a tool for evaluating these water

bodies, whereas in environments where there are dominant species, this factor is strongly influenced. The abundance, if used in isolation as a biological indicator, can lead to different conclusions for classification of ecological quality, it can reflect the plasticity of generalist species. The biomass was a good tool for biomonitoring in reservoirs, considering that for both invertebrate communities that the control variables the aspect structuring are variables related to trophic state of the ecosystem and with the physical structure of the habitat, which allows inferred areas subject to degradation and conservation priority areas in the watershed of the river Paraíba. The results also show that in biomonitoring programs for semi-arid reservoirs must be considered variables, such to: total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll a, dissolved oxygen, dissolved oxygen% and elements related to habitat structure, since the referent set of variables was associated with the distribution pattern of abundance, richness, diversity and biomass of invertebrate communities during the study period.

Keywords: biomonitoring, zooplankton, benthic macroinvertebrates, control variables and reservoirs.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS.....	13
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1.1 Alterações dos Ecossistemas Aquáticos e as Ferramentas de Biomonitoramento.....	16
1.2 Estrutura das Comunidades como Ferramentas para Biomonitoramento de Água Doce.....	18
1.3 Características gerais das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos.....	20
2 PERGUNTA E HIPÓTESE.....	22
2.1 Pergunta.....	22
2.2 Hipótese Nula.....	22
2.2 Hipótese Alternativa.....	22
3 OBJETIVOS.....	23
3.1 Objetivo Geral.....	23
3.2 Objetivo Específico.....	23
4 REFERÊNCIAS.....	24
5 CAPÍTULO : Fatores Estruturantes das Comunidades de Invertebrados Planctônicos e Bentônicos como Ferramenta para o Biomonitoramento de Reservatórios no Semiárido.....	32

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1: Localização dos reservatórios Poções e Camalaú na bacia do rio Paraíba, Paraíba, Brasil. Localização das estações e zonas de amostragem e respectivos códigos (sendo: E1 = estação próxima a entrada do principal tributário; E2 = estação próxima a barragem do reservatório; lit = litorânea e lim = limnética).38

Figura 2: A “Canonical analysis of principal coordinates” (CAP) mostra a distribuição da abundância da comunidade zooplanctônica em relação às variáveis preditoras. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. (A) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camalaú, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Paraíba, Brasil; (B) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética) e (C) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). Onde: Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4^- ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_3^- ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária PP; Biomassa de Chara sp = Chara sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.51

Figura 3: Canonical analysis of principal coordinates (CAP) mostra a distribuição da biomassa da comunidade zooplanctônica em relação às variáveis preditoras. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. (A) Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camalaú, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; (B) Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre

Zonas (litorânea e limnética) e (C) Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). Onde: Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4^- ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_3^- ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.....55

Figura 4: A “Canonical analysis of principal coordinates” (CAP) mostra a distribuição da abundância da comunidade de macroinvertebrados em relação às variáveis ambientais. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. (A) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camaláu, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; (B) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética) e (C) Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). Onde: Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4^- ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_3^- ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.....59

Figura 5: A CAP (“Canonical Analysis of Principal Coordinates”) mostra a distribuição da biomassa da comunidade de macroinvertebrados em relação às variáveis ambientais. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da

abundância da comunidade. (A) Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camaláu, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; (B) Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética). Onde: Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4^- ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_3^- ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.....62

Tabela 1: Variáveis ambientais (média e desvio padrão) mensuradas nos meses de Abril (maior volume nos reservatórios) e Junho (menor volume nos reservatórios) para os reservatórios Poções e Camaláu, localizados bacia do rio Paraíba, Brasil.....46

Tabela 2: Lista de táxons da comunidade zooplanctônica. Valores de abundância (nº de indivíduos), biomassa (μgDWm^{-2}), riqueza (nª de espécies) e diversidade de Shannon-Winer entre zonas e períodos amostrais, coletados nos reservatórios Poções e Camaláu, bacia do Rio Paraíba, Paraíba, Brasil.....49

Tabela 3: Resultados da análise PERMANOVA: análise multivariada para os aspectos estruturais das comunidades zooplanctônica e de macroinvertebrados bentônicos e das variáveis ambientais. Análise de variação entre zonas, reservatórios, estações e períodos de amostragem.....50

Tabela 4: A “Distance-based linear models” (DISTLM): indica as variáveis direcionadoras do aspecto da abundância, riqueza, diversidade e biomassa da comunidade zooplanctônica e de macroinvertebrados bentônicos entre zona, reservatório e período amostral.....54

Tabela 5: Lista de táxons da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre zona e período de amostragem. Valores de abundância (nº de indivíduos),

biomassa (mg/m^2), riqueza (n° de espécies) e diversidade de Shannon-Weiner, coletados nos reservatório Poções e Camalaú, bacia do rio Paraíba, Brasil.....58

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Alterações dos Ecossistemas Aquáticos e as Ferramentas de Biomonitoramento

O desenvolvimento extensivo das atividades humanas tem provocado distúrbios nas mais diversas escalas sobre os ecossistemas naturais (Duffy et al., 2007) e com isso, os ecólogos nas últimas décadas têm direcionado esforços para entender como tais alterações influenciam na perda da diversidade, no funcionamento e nos serviços ecossistêmicos (Cardinale et al., 2012; Peh and Lewis, 2012).

Os ecossistemas aquáticos continentais têm sido exemplos da rápida modificação do estado natural e são considerados como os mais ameaçados do mundo (Abell, 2002; Dodson et al., 2005). As pressões mais frequentes estão relacionadas às mudanças dos padrões hidromorfológicos da bacia, adição de nutrientes, homogeneização de habitats e introdução de espécies exóticas (Chapin et al., 2000; Li et al., 2012) e a alteração do habitat é classificada, entre todas essas, como a maior ameaça para os sistemas aquáticos (Paulsen et al., 1997; Österling et al., 2010).

Os reservatórios são produtos da alteração dos padrões hidromorfológicos, construídos a partir de barramento do fluxo natural de um rio, convertendo sistemas lóticos em lênticos (Fanny et al., 2013). A condição de alteração fluvial afeta a natureza física, química e biológica do sistema, incluindo condições de aumento no tempo de residência, na concentração de nutrientes, alteração nos ciclos biogeoquímicos, efeito cumulativo na composição do fitoplâncton e aumento da produção primária (Burford and O'Donohue, 2006; Cao et al., 2011; Simaika and Samways, 2011).

Apesar de artificiais, os reservatórios formam uma rede de elementos diferenciados na paisagem que desempenham um importante papel na conservação da biodiversidade aquática, devendo ser monitorados para a manutenção da qualidade dos sistemas fluviais (Tundisi, 1999), principalmente porque os fatores que direcionam a dinâmica em reservatórios são diferenciados dos que agem em águas naturais (Tundisi and Matsumura-Tundisi 2003; Poznańska et al., 2009).

A construção desses ecossistemas artificiais é frequente em áreas de clima árido e semiárido, devido a escassez de água. As características peculiares na

região semiárida, como: baixa precipitação anual (400-800 mm), altas taxas de evaporação (Barbosa et al., 2012; Sousa et al., 2008) faz com que a maioria desses reservatórios sejam construídos em rios e riachos intermitentes (Maltchik, 1999). O semiárido brasileiro é marcado pelo grande número de reservatórios que permitem a retenção da água para provimento de necessidades das populações humanas durante a seca (Annor et al., 2009), além do desenvolvimento de atividades de irrigação, piscicultura, industriais e lazer (Chellappa et al., 2009).

As atividades desenvolvidas, em muitos casos, não planejadas e alinhadas aos arredores desses sistemas favorecem o processo de eutrofização artificial, perda da qualidade da água, da biodiversidade e redução crítica de habitats (Smith et al., 1999; Revenga et al., 2005). Devido a este extenso processo de degradação sobre os ecossistemas aquáticos, ferramentas de monitoramento e medidas de mitigação dos impactos têm sido amplamente desenvolvidas e aplicadas (Tixier et al., 2011), e apesar da abordagem do monitoramento ser relativamente recente, inúmeros estudos foram realizados para discussão de medidas adequadas de acompanhamento.

Tradicionalmente, a avaliação é baseada em parâmetros químicos (ex. concentração de nutrientes na coluna de água, principalmente, nitrogênio e fósforo), físicos (ex. transparência da água) (McMurtry et al., 1989) e biológicos (ex. concentração da clorofila-a) (Sousa et al., 2008; Perilla et al., 2012). Na maioria dos casos, estas medidas permitem uma avaliação instantânea, restringindo o conhecimento para avaliações em longo prazo (Bere and Tundisi, 2010).

Outra abordagem é a utilização de variáveis biológicas para classificação da saúde do sistema, chamado biomonitoramento. Esta abordagem teve início com no século XX, quando a ausência e a presença de espécies passou a ser utilizada como fator indicador (Hall and Grinnell, 1919; Karr, 1981; Doherty, 1990; Moyle and Randall, 1998; Harig and Bain, 1998), no entanto, este enfoque recebeu maior atenção somente no século XXI (Carignan and Villard, 2002).

Atualmente, devido à necessidade do refinamento das ferramentas para a investigação da degradação ambiental, a análise de características múltiplas vem sendo empregadas (Demars et al., 2012). Este método de análise oferece vantagens sobre os métodos tradicionais, pois: independe da escala geográfica, possui indicativos específicos da comunidade, podem indicar pressões antrópicas sutis (Ferreira et al., 2004; Bonada et al., 2007) e formam um conjunto de elementos para

a elaboração de modelos e índices holísticos que categorizem ecossistemas aquáticos (Chalar et al., 2011).

O conjunto de medidas utilizadas para o biomonitoramento deve ser formado por elementos adequados e mensuráveis que permita entender as relações entre múltiplas variáveis e os desvios sofrido pelas comunidades frente a alterações, possibilitando quantificar e classificar as pressões humanas (McGoff et al., 2013; Fanny et al., 2013).

Neste sentido, a ampliação do conhecimento sobre aspectos mais refinados dos componentes biológicos torna-se necessário para proposta de ferramentas de biomonitoramento alternativas as tradicionais, que possam ser aplicáveis a reservatórios, sobretudo, os que estão inseridos em regiões áridas e semiáridas, e assim compor um conjunto de dados que possibilite propor medidas para conservação e restauração de áreas em processo de degradação.

1.2 Estrutura das Comunidades como Ferramentas para Biomonitorização de Água Doce

As abordagens de biomonitoramento para avaliação dos impactos antropogênicos têm crescido significativamente (Moreno et al., 2009). Ferramentas biológicas, mesmo tendo o início no século XX, foram sendo empregadas mais amplamente só a partir da década de 70 e têm ganho impulso devido a maior precisão na avaliação, quando comparada aos métodos tradicionais (Bonada et al., 2006, Bailey et al., 2007; Bere and Tundisi, 2010). A maior parte dos estudos utilizando componentes biológicos baseia-se em aspectos da estrutura das comunidades, como: diversidade taxonômica, riqueza, abundância e biomassa.

Estudos que empregam a diversidade taxonômica consideram a presença e ausência de espécies como critério de avaliação do sistema e por vezes relacionam o padrão observado com variáveis abióticas (Arcifa, 1984; Patalas, 1971), no entanto, a medida de espécie indicadora não é recomendada para avaliação da qualidade ecológica do sistema, pois ainda há controvérsias no estabelecimento das relações causa-efeito (Jun et al., 2012).

A riqueza é considerada um importante atributo das comunidades, pois sua variação está associada com inúmeros fatores intrínsecos a dinâmica do sistema. Pesquisadores admitem que através da riqueza é possível relacionar áreas que

sejam prioritárias para a conservação, apesar ser um fator influenciado pela região geográfica e pelo esforço amostral (Graça et al., 2004; Fleishman et al., 2006).

A flutuação na abundância das comunidades é utilizada como ferramenta principalmente no contexto do estado trófico do sistema, relacionando o número de indivíduos observados associada a flutuação de fatores ambientais (Watson and Carpenter, 1974; Guijun et al., 2012; Tasevska et al., 2012).

A biomassa, em menor proporção, também é utilizada no desenvolvimento de métricas para avaliação ambiental, principalmente no que está relacionado a energia de manutenção do sistema (Jørgensen and Mejer, 1979). Este componente estrutural das comunidades reflete a matéria orgânica disponível em uma área e permite avaliar a estrutura da comunidade independente da sua composição taxonômica (Ahrens and Peter, 1991).

Ao longo das décadas, os pesquisadores tem concluído que a biomassa é uma ferramenta abrangente para avaliação da saúde e dos estresses provocado sobre os ecossistemas de água doce, pois permite incluir, além dos indicadores estruturais, indicadores funcionais das comunidades (Bays and Crisman, 1983; Pace, 1986; Xu et al., 1997; Xu et al., 1999; Xu et al., 2002; Marques et al., 2003; Peretyatko et al., 2007; Silow and Mokry, 2010). No entanto, a utilização desse aspecto das comunidades é mais frequente para ambientes temperados e subtropicais (Wang et al., 2007) e no Brasil poucos estudos já foram desenvolvidos utilizando a biomassa como medida de avaliação ambiental (Branco et al., 2002; Bonecker et al., 2007; Molozzi et al., 2013).

No contexto do biomonitoramento inúmeros índices multimétricos foram propostos na intenção de refletir os tipos de degradação e influências antropogênicas (Rapport et al., 1985; Karr et al., 1986; Ulanowicz, 1986, 1992; Costanza, 1992; Warwick and Clarke, 1995), baseados em múltiplos atributos biológicos com mudança previsível junto a perturbação antropogênica.

Jørgensen (1995) afirma que os indicadores estruturais diferem entre si frente aos estressores ambientais para classificação do ecossistema e que para se ter uma imagem completa das condições poderá ser necessário a aplicação simultânea dos indicadores. Por isto, conhecer os fatores que direcionam os múltiplos aspectos da estrutura (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) de invertebrados planctônicos e bentônicos deve ser fundamental para compor medidas de avaliação da saúde de reservatórios, como um passo para construção de índices

multiparamétricos que permitam a avaliação do sistema e a proposta de medidas mitigadoras frente a degradação dos sistemas fluviais.

1.3 Características gerais das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos

i) Zooplâncton

O zooplâncton é formado pelo conjunto de organismos que vivem distribuídos na coluna d'água com movimento proporcionado pelas correntes e participando da transferência da energia para vários níveis tróficos e da ciclagem de nutrientes (Ren et al., 2011). Esta comunidade foi selecionada, pois sua estrutura têm sido relacionada com a química das águas e pressões antropogênicas nos ambientes aquáticos (An et al., 2012) e são classificados em diversos estudos como bons indicadores do estado ecológico do sistema (Gannon and Stemberger, 1978; Bays and Crisman, 1983; Saksena, 1987; Stemberger and Lozorchak, 1994; Jeppesen et al., 2000; Webber et al., 2005; Jeppesen et al., 2011), inclusive alguns autores tem usado alterações nas comunidades de zooplâncton para acompanhar processos de restauração de ambientes aquáticos (Benndorf, 1995; Zhao et al., 2008; Peretyatko et al., 2009).

ii) Macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam a interface do sedimento e de acordo com a qualidade do habitat, a abundância, diversidade e biomassa da comunidade pode interferir em níveis tróficos inferiores e superiores (James et al., 1998; Odume and Muller, 2011). Esta comunidade já é amplamente utilizada para avaliação da integridade ecológica de sistemas aquáticos, pois apresentam inúmeras vantagens: i) possuem baixa mobilidade; ii) são sensíveis a distúrbios; iii) apresentam tempo de vida relativamente longo que permite avaliações por períodos mais extensos e iv) apresentam espécies tolerantes a diferentes graus de alteração (Barbour et al., 1996; Melo and Froehlich, 2001). Por estas características, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos tornou-se uma das mais importantes e mais utilizados na linha de avaliação de ecossistemas aquáticos em várias partes do mundo (Stark, 1993; Pinel-Alloul et al., 1996; Brodersen et al., 1998; Castillo et al., 2006; Hering et al., 2006; Moreno and Callisto, 2006; Feio et al.,

2007; Moreno et al., 2009; Friberg et al., 2010; Dallas, 2012; Molozzi et al, 2012; Molozzi et al., 2013).

2 PERGUNTA E HIPÓTESE

2.1 Pergunta

Diante do exposto, nosso principal questionamento é: Os padrões de distribuição dos fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos são direcionados pelas mesmas variáveis ambientais, exibindo potencial de indicação semelhante para avaliação do estado ecológico de reservatórios no semiárido?

2.2 Hipótese

Hipótese Nula: A distribuição dos fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos não é direcionada pelo mesmo conjunto de variáveis ambientais, exibindo potencial de indicação diferenciada para avaliação do estado ecológico de reservatórios no semiárido.

Hipótese Alternativa: A distribuição dos fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados é direcionada pelo mesmo conjunto de variáveis ambientais, exibindo potencial de indicação semelhante para avaliação do estado ecológico de reservatórios no semiárido.

3 OBJETIVOS

Estabelecer, dentre os fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos, quais poderiam compor ferramenta de biomonitoramento da qualidade ecológica de reservatórios no semiárido.

3.1- Objetivos Específicos

- i) Analisar os aspectos da abundância, riqueza, diversidade e biomassa de invertebrados planctônicos e bentônicos;
- ii) Relacionar os fatores direcionadores (físicos, químicos e biológicos) para cada um dos aspectos estruturais avaliados;
- iii) Identificar se a resposta de cada aspecto estrutural (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) frente aos fatores ambientais testados, reflete a condição ecológica do ecossistema;
- iv) Relacionar quais fatores estruturadores poderiam ser utilizados como ferramenta para o biomonitoramento de reservatórios inseridos em clima semiárido. Nossa hipótese é que a biomassa, dentre os fatores estruturadores (abundância, riqueza e diversidade) das comunidades de invertebrados, é o melhor indicador biológico para avaliação da qualidade de reservatórios no semiárido, tendo em vista a sensibilidade a variáveis relacionadas a influências antropogênicas (carga de nutrientes) e composição da estrutura física do habitat

REFERÊNCIAS

- Abell, R. (2002). Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. **Conservation Biology**, v. 16. p.1435-1437.
- Ahrens M. A.; Peter, R. H. (1991) Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 48. p. 1967-1978.
- An, X. P.; Du, Z. H.; Zhang, J. H.; Li, Y. P.; Qi, J. W. (2012). Structure of the zooplankton community in Hulun Lake, China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13. p. 1099-1109.
- Annor, F. O., Van de Giesen, N., Liebe, J., Van de Zaag, P., Tilmant, A., & Odai, S. N. (2009). Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34. p. 309-315.
- Arcifa, M. S. (1984). Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113. p. 137-145.
- Bailey, D.; Herzog, F.; Augenstein, I.; Aviron, S.; Billeter, R.; Szerencsits, E.; Baudry, J. (2007). Thematic resolution matters: indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 7. p. 692-709.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenbourg, R.; McCarron, E.; White, J.S.; Bastian, M.L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15. p. 185–211.
- Barbosa, J. E. D. L.; Medeiros, E. S. F.; Brasil, J.; Cordeiro, R. D. S.; Crispim, M. C. B.; Silva, G. H. G. D. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24. p. 103-118.
- Bays J.S.; Crisman T.L. (1983) Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 40. p. 1813–1819.
- Benndorf, J. (2007). Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. Internationale **Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 80. p. 519-534.
- Bere, T.; Tundisi, J. G. (2010). Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70. p. 493-502.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H.; Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 51. p. 495-523.

- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. **Hydrobiologia**, v. 589. p. 91-106.
- Bonecker, C. C.; Nagae, M. Y.; Blettlér, M. C. M.; Velho, L. F. M.; Lansac-Tôha, F. A. (2007). Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 579. p. 115-123.
- Branco, C. W.; Rocha, M. I. A.; Pinto, G. F.; Gômara, G. A.; Filippo, R. D. (2002). Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 7. p. 87-92.
- Brodersen, K. P.; Dall, P. C.; Lindegaard, C. (2008). The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. **Freshwater Biology**, v. 39. p. 577-592.
- Burford, M. A.; O'DONOHUE, M. J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 51. p. 973-982.
- Cardinale, B. J.; Duffy, J. E.; Gonzalez, A.; Hooper, D. U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G. M.; Tilman, D.; Wardle, D. A.; Kinzig, A. P.; Daily, G. C.; Loreau, M.; Grace, J. B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D. S.; Naeem, S. (2012). **Biodiversity loss and its impact on humanity**. *Nature*, v. 486. p. 59-67.
- Carignan, V.; Villard, M. A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. **Environmental monitoring and assessment**, v. 78. p. 45-61.
- Castillo, L. E., Martínez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M., & Solis, E. (2006). Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. **Science of the total environment**, v. 367. p. 418-432.
- Cao, C.; Zheng, B.; Chen, Z.; Huang, M.; Zhang, J. (2011). Eutrophication and algal blooms in channel type reservoirs: A novel enclosure experiment by changing light intensity. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23. p. 1660-1670.
- Chalar, G.; Arocena, R.; Pacheco, J. P.; Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). **Ecological Indicators**, v. 11. p. 362-369.
- Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D. U.; Lavorel, S.; Salal, O. E.; Hobbie, S. E.; Mack, M. C.; Díaz, S. (2000). **Consequences of changing biodiversity**. *Nature*, v. 405. p. 234-242.
- Chellappa, S.; Bueno, R. M.; Chellappa, T.; Chellappa, N. T.; Almeida e Val, V. M. F. (2009). Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 39. p. 325-329.

- Costanza R. (1992) Toward an operational definition of ecosystem health. In *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management* (eds R. Costanza, B. G. Norton and B. D. Haskell). **Island Press**, Washington, DC, Covelo. pp. 239–256.
- Dallas, H. F. (2012). Ecological status assessment in mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. **Hydrobiologia**. p. 1-25.
- Demars, B. O., Kemp, J. L., Friberg, N., Usseglio-Polatera, P., & Harper, D. M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. **Ecological Indicators**, v. 23. p. 301-311.
- Dodson, S. I.; LILLIE, R. A.; WILL-WOLF, S. (2005). Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. **Ecological Applications**, v. 15. p. 1191–1198.
- Doherty, F. G. (1990). The Asiatic clam, *Corbicula* spp., as a biological monitor in freshwater environments. **Environmental monitoring and assessment**, v. 15. p. 143-181.
- Duffy, J. E.; Cardinale, B. J.; France, K. E.; McIntyre, P. B.; Thébault, E.; Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. **Ecology Letters**, v. 10. p. 522-538.
- Fanny, C.; Virginie, A.; Jean-François, F.; Jonathan, B.; Marie-Claude, R.; Simon, D. (2013). Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 703. p. 149-164.
- Ferreira, V.; Graça, M. A.; Feio, M. J.; Miei-ro, C. (2004). Water quality in the Mondego river basin: pollution and habitat heterogeneity. *Limnetica*, v. 23. p. 295-306.
- Feio, M. J.; Reynoldson, T. B.; Ferreira, V.; Graça, M. A. S. (2007). A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). **Hydrobiologia**, v. 589. p. 55-68.
- Fleishman, E.; Noss, R. F.; Noon, B. R. (2006). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. **Ecological Indicators**, v. 6. p. 543-553.
- Friberg, N.; Skriver, J.; Larsen, S.E.; Pedersen, M.L.; Buffagni, A. (2010). Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. **Freshwater Biology**, v. 55. p. 1405–1419.
- Gannon J. E; Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Am. Micros. Soc.**, v. 97. p. 16-35.

- Graça, M. A.; Pinto, P.; Cortes, R.; Coimbra, N.; Oliveira, S.; Morais, M.; Malo, J. (2004). Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two- Scale Analysis. **International Review of Hydrobiology**, v. 89. p. 151-164.
- Guijun, Y.; Boqiang, Q.; Xiangming, T.; Zhijun, G.; Chunni, Z.; Hua, Z.; Xiaodong, W. (2012). Contrasting zooplankton communities of two bays of the large, shallow, eutrophic Lake Taihu, China: Their relationship to environmental factors. **Journal of Great Lakes Research**, v. 38. p. 299–308.
- Hall, H. M. and Grinnell, J.: 1919, 'Life-zone indicators in California', **Proc. Calif. Acad. Sci.** v. 9. p. 37–67.
- Harig, A. L.; Bain, M. B. (1998), 'Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes', **Ecology Applied**, v. 8. p. 71–87.
- Hering, D.; Johnson, R. K.; Kramm, S.; Schmutz, S.; Szoszkiewicz, K.; Verdonschot, P. F. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric- based analysis of organism response to stress. **Freshwater Biology**, 51. p. 1757-1785.
- James, M. R.; Weatherhead, M.; Stanger, C.; Graynoth, E. (1998). Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand—effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 32. p. 287-305.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology**, v. 45. p. 201-213.
- Jeppesen, E.; Nöges, P.; Davidson, T. A.; Haberman, J.; Nöges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T. L.; Søndergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L. S.; Bjerring, R.; Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676. p. 279-297.
- Jørgensen, S. E.; Nielsen, S. N.; Mejer, H. (1995). Emergy, environ, exergy and ecological modelling. **Ecological Modelling**, v. 77. p. 99-109.
- Jørgensen, S.E.; Mejer, H. (1979). A holistic approach to ecological modelling. **Ecological Modelling**, v. 7. p. 169–189.
- Jun, Y. C.; Won, D. H.; Lee, S. H.; Kong, D. S.; Hwang, S. J. (2012). A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9. p. 3599-3628.
- Karr, J.R., (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v.6. p. 21–27.

- Karr, J. R.; Fausch K. D.; Angermeier P. L.; Yant P. R.; Schlosser I.G. (1986) Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Champaign, **Illinois National History Survey**, Special Publication 5.
- Li, F.; Baea, M-J.; Kwona, Y-S.; Chunga, N.; Hwangb, S-J; Parkc, S-J; Parkc, H-K.; Kongd, D. S.; Park, Y-S (2012). Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. **Ecological Modelling**. p. 1-10.
- Marques, J. C.; Nielsen, S. N.; Pardal, M. A.; Jørgensen, S. E. (2003). Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. **Ecological Modelling**, v. 166. p. 147-168.
- Maltchik, L. (1999). Ecologia de Rios Intermitentes Tropicais. In: M. L. M. Pompêo (Ed.). Perspectivas da limnologia no Brasil. São Luís, Brasil: Gráfica e editora União. **Ecologia de rios intermitentes tropicais**. p.77-89.
- McGoff, E.; Aroviita, J.; Pilotto, F.; Miler, O.; Solimini, A. G.; Porst, G.; Jurca, T.; Donohue, L.; Sandin, L. (2013). Assessing the relationship between the Lake Habitat Survey and littoral macroinvertebrate communities in European lakes. **Ecological Indicators**, v 25. p. 205-214.
- Melo, A. S.; Froehlich, C. G. (2001). Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 711-721.
- Molozzi, J.; Feio, M. J.; Salas, F.; Marques, J. C.; Callisto, M. (2012). Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 23. p. 155-165.
- Molozzi, J.; Salas, F.; Callisto, M.; Marques, J. C. (2013). Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 24. p. 543-551.
- Moreno, P.; Callisto, M. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560. p. 311-321.
- Moreno, P.; França, J. S.; Ferreira, W. R.; Paz, A. D.; Monteiro, I. M.; Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. **Hydrobiologia**, v. 630. p. 231-242.
- Moyle, P. B.; Randall, P. J. (1998). 'Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California', **Conservation Biology**, v. 12. p. 1318–1326.
- Odume, O. N.; Muller, W. J. (2011). Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 36. p. 929-938.

- Österling, M. E.; Arvidsson, B. L.; Greenberg, L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. **Journal of Applied Ecology**, v. 47. p. 759–768.
- Pace M. L. (1986). An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. **Limnology and Oceanography**, v. 31. p. 45-55.
- Patalas, K. (1971). Crustacean plankton communities in forty five lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario . **J. Fish. Res. Board Can**, v. 28. p. 231-244.
- Paulsen, S. G.; Baker, J.R.; Dixit S. S.; Kaufmann, P. R.; Kinney, W.L.; Stemberger, R.; Sutton, D. W.; Whittier, T.R.; Yearley, R. B. (1997). Introduction and overview of EMAP surface waters. In **Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Field Operations Manual for Lakes**, Baker JR, Peck DV, Sutton DW (eds). EPA/620/R-97/001, US Environmental Protection Agency: Washington, DC; 1.1–1.16.
- Peh, K. S. H.; Lewis, S. L. (2012). Conservation implications of recent advances in biodiversity–functioning research. **Biological Conservation**, v.151. p. 26-31.
- Peretyatko, A.; Teissier, S.; De Backer, S.; Triest, L. (2009). Restoration potential of biomanipulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. **Hydrobiologia**, v. 634, p. 125-135.
- Peretyatko, A.; Teissier, S.; Symoens, J. J.; Triest, L. (2007). Phytoplankton biomass and environmental factors over a gradient of clear to turbid peri- urban ponds. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 17. p. 584-601.
- Perilla, O. L. U.; Gómez, A. G.; Gómez, A. G.; Díaz, C. Á.; Cortezón, J. A. R. (2012). Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses: An application to the Albufera lagoon of Valencia (Eastern Spain). **Ecological Indicators**, v. 13. p. 129-143.
- Pinel-Alloul, B.; Méthot, G.; Lapierre, L.; Willsie, A. (1996). Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in Lake Saint-François (Québec). **Environmental Pollution**, v. 91. p. 65-87.
- Poznańska, M.; Kobak, J.; Wolnomiejski, N.; Kakareko, T. (2009). Shallow-water benthic macroinvertebrate community of the limnic part of a lowland Polish dam reservoir. **Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 39. p. 163-176.
- Rapport, D. J.; Regier, H. A.; Hutchinson T. C. (1985) Ecosystem behavior under stress. **Am. Nat.**, v. 125. p.617–640.
- Revenga, C.; Campbell, I.; Abell, R.; De Villiers, P.; Bryer, M. (2005). Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360. p. 397-413.

- Saksena, DN. Rotifers as indicators of water quality. (1987) *Acta Hydrochimica et Hydrobiologia*, v. 15. p.481–485.
- Silow, E. A.; Mokry, A. V. (2010). Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy*, v. 12, p. 902-925.
- Simaika, J. P.; Samways, M. J. (2011). Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators*, v. 11. p. 370-378.
- Smith, V. H.; Tilman, G. D.; Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, v. 100. p. 179-196.
- Sousa, W.; Attayde, J. L.; Rocha, E. D. S.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. (2008). The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, v. 30. p. 699-708.
- Stark, J. D. (1993). Performance of the Macroinvertebrate Community Index: effects of sampling method, sample replication, water depth, current velocity, and substratum on index values. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, v. 27, p. 463-478.
- Stemberger, R. S.; Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 51. p. 2435-2447.
- Tasevska, O.; Jersabek, C. D.; Kostoski, G.; Gušeska, D. (2012). Differences in rotifer communities in two freshwater bodies of different trophic degree (Lake Ohrid and Lake Dojran, Macedonia). *Biologia*, v. 67. p. 565-572.
- Tixier, G.; Lafont, M.; Grapentine, L.; Rochfort, Q.; Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, v. 11. p. 1497-1506.
- Tundisi, J. G. (1999). Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*, p. 19-38.
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. (2003). Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoir: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*. v. 500. p. 231–242.
- Ulanowicz B. E. (1992) Ecosystem health and trophic flow networks. In *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management* (eds. R. Costanza, B. G Norton and B. D. Haskell). **Island Press, Washington, DC**, Covelo. p. 190–206.

- Ulanowicz, R. E. (1986) Growth and Development. **Ecosystem Phenomenology**. Springer, New York.
- Wang, S.; Xie, P.; Wu, S.; Wu, A. (2007). Crustacean zooplankton distribution patterns and their biomass as related to trophic indicators of 29 shallow subtropical lakes. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 37. p. 242-249.
- Warwick, R.M.; Clarke, K.R. (1995). New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog.* p.301–305.
- Watson, N.H.F., Carpenter, G.F. (1974). Seasonal abundance of crustacean zooplankton and net plankton biomass of Lakes Huron, Erie, and Ontario. **J. Fish. Res. Board Can.**, v. 31. p. 309–317.
- Webber, M.; Edwards-Myers, E.; Campbell, C.; Webber, D. (2005). Phytoplankton and zooplankton as indicators of water quality in Discovery Bay, Jamaica. **Hydrobiologia**, v. 545. p.177-193.
- Xu F. -L. (1997). Exergy and structural exergy as ecological indicators for the development state of the Lake Chao ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 99. p. 41–49.
- Xu F. -L., Tao S. and Xu Z. R. (1999) The restoration of wetlands and macrophytes in the Lake Chao: possibility and effects. **Hydrobiology**, v. 405. p. 169–178.
- Xu, F.L., Dawson, R.W., Tao, S., Li, B.G., Cao, J., 2002. System level responses of lake ecosystems to chemical stresses: exergy and structural exergy as ecological indicators. **Chemosphere**, v. 46. p. 173–185.
- Zhao, J.; Ramin, M.; Cheng, V.; Arhonditsis, G. B. (2008). Plankton community patterns across a trophic gradient: The role of zooplankton functional groups. **Ecological modelling**, v. 213. p. 417-436.

CAPÍTULO:

**FATORES ESTRUTURANTES DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS
PLANCTÔNICOS E BENTÔNICOS COMO FERRAMENTA PARA O
BIOMONITORAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**



Fatores estruturantes das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos como ferramenta para o biomonitoramento de reservatórios no semiárido

AZEVEDO, D.J.S.^a; BARBOSA, J.E.L.^b and MOLOZZI, J.^b;

^aPós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, Av. das Baraúnas 351, Bodocongó Universitário, Campina Grande - PB – Brasil.

^bDepartamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Av. das Baraúnas 351, Bodocongó Universitário, Campina Grande - PB – Brasil.

^cPós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais, Av. Colombo, 5790 - PEA - Bloco G90 Maringá - PR – Brasil.

ABSTRACT

The tools based on biological indicators have been widely developed and applied, as it allows greater accuracy in obtaining the actual picture of the ecological quality of the ecosystem, when compared to traditional methods. Thus, the goal present study is to establish, among the factors structuring (abundance, richness, diversity and biomass) communities of planktonic and benthic invertebrates, which could compose biomonitoring tool for the ecological quality of the reservoirs in the semiarid region. Data were collected in the reservoir and Poções and Camalaú, both located on the upper course of the river Paraíba, Paraíba, Brazil. Samplings were made fortnightly in two hydrological periods in 2012: April (dry season in the region) and June (rainy season in the region). In each shell collections occurred in two seasons, being: Station 1 - near the entrance of the main tributary (Paraíba river) and Station 2 - near to dam of the reservoir and, at each station, samples were collected from water, sediment and submerged plants to compose the set of environmental variables, in addition to performing the experiment in the primary productivity of phytoplankton as biological variable. Zooplankton samples were collected by filtering 25 liters of water, plankton net, and macroinvertebrate samples were obtained from the collection of the sediment with the assistance collector Ekman-Birge. The data set shows that the distribution of abundance, richness, diversity and biomass of planktonic communities and benthic invertebrates occur similarly front environmental variables, but that there are different patterns of distribution of structural features between the reservoirs Poções and Camalaú, between limnetic and littoral zone and between the dry and rainy periods, so as that the environmental variables acting on spatial scale (between reservoirs), the compartments of reservoirs (littoral and pelagic) and seasonal scale (period of lesser and greater volume the reservoirs), suggesting that the tools for biomonitoring of these bodies of water these scales of variation. The structure of zooplankton was most often associated with variables related to human impacts indication (such as high concentrations of phosphorus, nitrogen and high rates of phytoplankton primary productivity), while the structure of macroinvertebrates was significantly associated with the structure factor of the habitat (as sediment composition and presence of the submerged plants), this shows that communities of planktonic and benthic invertebrates exhibit sensitivity to environmental factors differentiated, with complementary information and thus monitoring programs reservoirs in the semiarid should include both communities for greater accuracy in assessing the ecological quality of water bodies. For both invertebrate communities, the diversity showed not to be a good attribute to be used individually as a tool for evaluating these water bodies, whereas in environments where there are dominant species, this factor is strongly influenced. The abundance, if used in isolation as a

biological indicator, can lead to different conclusions for classification of ecological quality, it can reflect the plasticity of generalist species. The biomass was a good tool for biomonitoring in reservoirs, considering that for both invertebrate communities that the control variables the aspect structuring are variables related to trophic state of the ecosystem and with the physical structure of the habitat, which allows inferred areas subject to degradation and conservation priority areas in the watershed of the river Paraíba.

Keywords: biomonitoring, zooplankton, benthic macroinvertebrates, control variables and reservoirs.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento extensivo das atividades humanas tem provocado distúrbios nas mais diversas escalas sobre os ecossistemas naturais (Duffy et al., 2007). Os ecólogos nas últimas décadas têm direcionado esforços para entender como tais alterações influenciam na perda da diversidade, no funcionamento e nos serviços ecossistêmicos (Cardinale et al., 2012; Peh and Lewis, 2012).

Os ecossistemas aquáticos continentais têm sido exemplos da rápida modificação do estado natural e são considerados como os sistemas mais ameaçados do mundo (Abell, 2002; Dodson et al., 2005). As pressões mais frequentes estão relacionadas às mudanças nos padrões hidromorfológicos da bacia, adição de nutrientes, homogeneização de habitats e introdução de espécies exóticas (Chapin et al., 2000; Li et al., 2012). E dentre estas, a alteração do habitat é considerada como a maior ameaça a biodiversidade (Paulsen et al., 1997; Österling et al., 2010).

Os reservatórios são produtos da alteração dos padrões hidromorfológicos, construídos a partir de barramento do fluxo natural de um rio, convertendo sistemas lóticos em lênticos (Fanny et al., 2013). No semiárido brasileiro há um grande número desses ecossistemas artificiais que são construídos principalmente para provimento de necessidades das populações humanas durante a seca (Annor et al., 2009). A maioria desses reservatórios são construídos em rios intermitentes onde em função de múltiplos usos alinhados ao entorno (ex. irrigação, piscicultura, industriais e lazer) (Chellappa et al., 2009), bem como das características peculiares da região (ex. baixa precipitação, altas taxas de evaporação) favorecem o processo de eutrofização artificial, perda da qualidade da água, da biodiversidade e redução de habitats (Sousa et al., 2008).

O extenso processo de degradação sobre os ecossistemas aquáticos continentais tem levado ao desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e de medidas de mitigação dos impactos (Moreno et al., 2009; Tixier et al., 2011). Ferramentas biológicas vêm sendo utilizadas principalmente em Países da Europa e dos EUA (Bonada et al., 2006; Feio and Poquet, 2011; Berthon et al., 2011; Smith et al., 1999; Demars et al., 2012) e tem ganhado impulso devido a maior precisão na avaliação, quando comparado aos métodos tradicionais (ex. físicos e químicos).

Associada as abordagens biológicas, modelos preditivos têm sido desenvolvidos como ferramenta multivariada de avaliação da qualidade ecológica em sistemas de água doce e é mais frequentemente aplicada para avaliação da qualidade em rios (Feio et al., 2007; Feio and Poquet, 2011). Recentemente no Brasil, estudos com base em índices multimétricos foram realizados para avaliação do estado ecológico em rios (Baptista et al., 2007; Oliveira et al., 2011) e reservatórios da região tropical do Brasil (Molozzi et al., 2012), mas, para a região semiárida o aspecto com base no biomonitoramento é incipiente, sendo ainda um desafio para manutenção e gestão da qualidade ecológica dos sistemas fluviais (Attayde and Bozelli, 1998; Eskinazi-Sant'Anna et al., 2007; Sousa et al., 2008; Cunha et al., 2009).

A abordagem de índices multimétricos tem sido utilizada mundialmente, pois permite a avaliação global das condições ambientais com base nos atributos das comunidades, relacionando com as várias medidas de perturbação antropogênicas. A maior parte desses estudos é desenvolvida utilizando diatomáceas, macrófitas aquáticas, macroinvertebrados e peixes (Hering et al., 2006; Bere and Tundisi, 2010; Chalar et al., 2013; Haase et al., 2013). No entanto, muitos desses estudos, avaliam os aspectos estruturais das comunidades separadamente (Marques et al., 2003; Graça et al., 2004; Tasevska et al., 2012; Molozzi et al. 2013; Schneider et al., 2013;), tornando necessária a avaliação dos aspectos estruturais em conjunto, relacionando os padrões de distribuição desses atributos estruturais aos estressores ambientais para obtenção da imagem real da qualidade ecológica em ecossistemas continentais.

Os macroinvertebrados bentônicos são comumente usados em programas de avaliação da qualidade em sistemas de água doce por diversas razões: possuem baixa mobilidade; sensibilidade a distúrbios; tempo de vida relativamente longo que permite avaliações por períodos mais extensos; presença de espécies tolerantes a

diferentes graus de alteração (Barbour et al., 1996; Melo and Froehlich, 2001), motivos que os tornam bons indicadores ecológicos (Feio et al., 2007). Assim como os macroinvertebrados bentônicos, o zooplâncton também é utilizado como ferramenta para indicação do estado ecológico em sistemas aquáticos continentais, principalmente por sua estrutura está intimamente relacionada com as alterações na qualidade da água a partir do *input* de nutrientes (Gannon and Stemberger, 1978; Bays and Crisman, 1983; Saksena, 1987; Berzins and Pejler 1989; Stemberger and Lozorchak, 1994; Attayde and Bozelli, 1998; Jeppesen et al., 2000; Webber et al., 2005; Jeppesen et al., 2011).

Por apresentarem características potencialmente indicadoras, as comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos foram selecionadas para a realização deste estudo. Jørgensen (1995) enfatiza que pelo fato de diversos indicadores diferirem entre si, torna necessária a aplicação simultânea para obter uma imagem completa de avaliação da qualidade de água do sistema. Por isto, conhecer os fatores ambientais que direcionam os múltiplos aspectos da estrutura (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) de invertebrados planctônicos e bentônicos deve ser fundamental para compor medidas de avaliação da saúde de reservatórios, bem como um passo para construção de índices multimétricos que permitam a avaliação do sistema e a proposta de medidas mitigadoras frente a degradação dos sistemas fluviais.

O presente estudo tem como objetivo estabelecer, dentre os fatores estruturadores (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos, quais poderiam compor ferramenta de biomonitoramento da qualidade ecológica de reservatórios no semiárido. Tendo a seguinte hipótese: as variáveis ambientais direcionam os múltiplos aspectos estruturais das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos são diferenciados para aspecto estrutural, sendo que a biomassa é o fator que engloba o maior número de variáveis ambientais relacionadas a impactos, tendo em vista o seu papel na composição dos aspectos estruturais e funcionais do sistema.

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado com base em dados coletados em pontos distribuídos em dois reservatórios, Camalaú e Poções, localizados na bacia do Rio Paraíba, nordeste do Brasil (6°51'31"; 8°26'21" Sul e as longitudes 34°48'35"; 37°2'15" Oeste de Greenwich), esta é classificada como a segunda maior bacia hidrográfica do estado da Paraíba. Esta bacia é referência geográfica desse estudo por abrigar 82% da população do Estado da Paraíba, ser responsável por mais de 90% do seu PIB e integrar o projeto de Transposição das águas do rio São Francisco, sendo o reservatório Poções o eixo receptor.

O clima predominante na região, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, é do tipo semiárido quente com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm ao ano. As variações de temperatura atingem mínimas mensais de 18 a 22°C entre os meses de julho e agosto, e máximas mensais de 28 a 31°C entre os meses de novembro e dezembro (AESAs, 2010).

O reservatório Poções está situado alto curso do rio Paraíba (7°53'38"S e 37°0'30"W), localizado a 596m de altitude, tendo iniciado as operações no ano de 1982. Apresenta capacidade máxima de acumulação de 29.861.562 m³, espelho d'água de 19.005.95m² e desde 2009 não há registro de transbordamento para este reservatório. O reservatório Camalaú está situado no Cariri Ocidental (7°53'33.94"S e 36°50'39.16"W), localizado a 565m de altitude, com capacidade máxima de acumulação de 48.107.240m³ e de espelho d'água de 19.457.18m², nesse reservatório é observada a presença de macrófitas submersas da espécie *Egeria densa* e do gênero *Chara* sp. O tempo de retenção hidráulica, para ambos os reservatórios, é de 3 a 5 anos e apresentam como principal finalidade de uso o abastecimento e irrigação (AESAs, 2013).

Estações, Períodos de amostragem

As amostragens ocorreram a intervalos quinzenais nos meses de Abril (período seco) e Junho (período chuvoso) do ano de 2012 em duas estações de coleta ao longo do eixo longitudinal de ambos os reservatórios, uma localizada na região próxima a entrada do principal tributário (rio Paraíba) e outra na região de barragem, próxima ao talude do reservatório. Em cada estação amostral foram realizadas coletas em duas zonas distintas: zona litorânea e zona limnética (Figura

1). Na zona litorânea as coletas se deram na sub-superfície da água (± 30 cm da lâmina de água), e na zona limnética foram delimitadas três profundidades da coluna d'água: sub-superfície, 1% de incidência luminosa e zona afótica. As amostras de água para análises físicas, químicas e biológicas foram coletadas com auxílio de uma garrafa de Van Dorn.

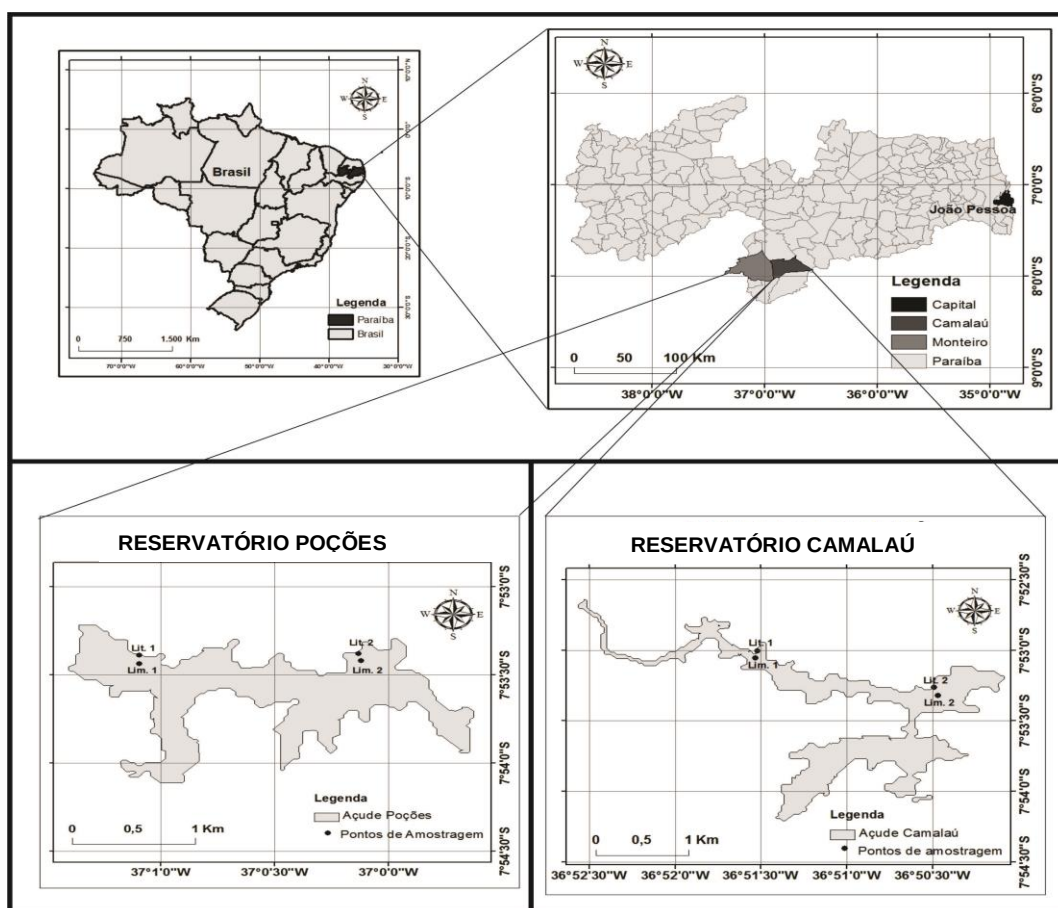


Figura 1: Localização dos reservatórios Poções e Camalaú na bacia do Rio Paraíba, Paraíba, Brasil. Localização das estações e zonas de amostragem e respectivos códigos (sendo: E1 = estação próxima a entrada do principal tributário; E2 = estação próxima a barragem do reservatório; Lit = litorânea e Lim = limnética).

Pluviometria e volume hidráulico

Durante os períodos de coleta os índices pluviométricos foram diferenciados nas regiões onde estão situados os reservatórios. No mês de Abril para a região do reservatório Poções foram registrados volumes acumulados 5,6mm e para a região do reservatório Camalaú não houve registro de chuvas. Durante o mês de Junho ocorreu os maiores índices pluviométricos, sendo 19,0mm para a região do

reservatório Poções e 15,3mm para a região de Camalaú. Apesar dos maiores índices pluviométricos terem ocorrido durante o mês de Junho, os maiores volumes nos reservatórios ocorreram durante o mês de Abril, sendo no reservatório Poções 12.657.210m³ (42,4% da capacidade máxima) e no reservatório Camalaú 23.894.517m³ (49,7% da capacidade máxima), enquanto que no mês de Junho os volumes passaram a 11.092.275m³ (37,2% da capacidade máxima) e 22.123.615m³ (46% da capacidade máxima), respectivamente (AESAs, 2013).

Fatores ambientais

i) Fatores físicos e químicos da água

Em *in situ* foram medidas as seguintes variáveis: temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (µS/cm), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L), percentual de saturação do oxigênio, sólidos totais dissolvidos (g/L), potencial de oxi-redox e salinidade (ppm), utilizando multi-analisador (Horiba/ U-50). A transparência da água foi estimada pela extinção do disco de Secchi e a zona eufótica foi calculada como 2,7 vezes a transparência da água (Cole, 1994). Em laboratório, as concentrações de fósforo total (µg/L); fosfato solúvel reativo (µg/L); nitrogênio total (µg/L); íon amônio (µg/L), nitrato (µg/L) e nitrito (µg/L), foram determinadas de acordo com “Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater” (APHA, 1992) e a concentração da clorofila-a (µg/L) através da extração do pigmento em acetona 90% (Lorenzen, 1967).

ii) Fatores biológicos: produtividade primária do fitoplâncton

A produtividade primária do fitoplâncton foi estimada com base na técnica dos frascos claros e escuros (Gaarder and Gran, 1927) e determinação do oxigênio dissolvido de acordo com os procedimentos descritos por Winkler (1888), o período de incubação compreendeu cerca 3h (com realização do experimento entre 09-12:00h). Na zona litorânea os frascos foram dispostos a 30 cm de profundidade, enquanto na zona limnética, os frascos contendo fitoplâncton foram dispostos em profundidade de acordo como a incidência luminosa na coluna d’água. A estimativa

da produtividade foi calculada com base em equações propostas por Vollenweider (1974) modificadas por Roland:

$$(1) \text{ PPL (mgC/ m}^3\text{/ h}^{-1}\text{)} = (\text{FC-FR} \times 375,36) / \text{TI}$$

$$(2) \text{ PPB (mgC/ m}^3\text{/ h}^{-1}\text{)} = (\text{FC-FE} \times 375,36) / \text{TI}$$

$$(3) \text{ RC(mgC/ m}^3\text{/ h}^{-1}\text{)} = (\text{FR-FE} \times 375,36) / \text{TI}$$

Onde:

FC= concentração de oxigênio após período de incubação, sem impedimento da luz para a produção (frasco claro).

FE= concentração de oxigênio após período de incubação, com impedimento da luz para a produção (frasco escuro).

FR= concentração de oxigênio antes do período de incubação (frasco de referência).

RC= concentração do oxigênio atual (estimativa da respiração das comunidades).

375,36= constante correspondente à conversão do oxigênio em carbono.

TI= Tempo de incubação.

Os dados de produtividade primária obtidos foram utilizados somente correlacionados com a estrutura do zooplâncton, tendo em vista o seu papel como consumidor primário e a influência deste fator biológico na estrutura da comunidade (Carpenter et al., 1987).

iii) Complexidade do habitat

a) *Análise do sedimento*

O sedimento foi coletado com o auxílio de draga tipo Ekman-Birge (área de 225 cm²), em todos os pontos de amostragem. Os teores de matéria orgânica do sedimento foram determinados utilizando o método de gravimetria, após queima em forno mufla a 550° C durante três horas. A composição granulométrica foi realizada segundo metodologia de Suguio (1973), modificada por Callisto and Esteves (1996) e classificados de acordo com o tamanho das partículas: cascalho (2 - 64mm); areia grossa (1 - 0,50mm); areia média (0,250 - 1mm); areia fina (0,250 - 0,062mm); silte/argila (<0,062mm).

b) Biomassa de macrófitas aquáticas

As macrófitas submersas foram amostradas com auxílio de gancho coletor ($0,62\text{m}^2$) na zona litorânea e fixadas com formol a 10% (Medina-gómez and Herrera-Silveira, 2006). Os exemplares foram identificados e posteriormente colocados em estufa a 105°C para obtenção da fito-massa-seca. A estimativa da biomassa foi realizada segundo a metodologia descrita por Blindow et al. (2006).

Comunidades de Invertebrados

i) Amostragem do zooplâncton

As amostras da comunidade zooplanctônica foram obtidas a partir da filtragem (em rede de plâncton com malha de $68\mu\text{m}$) de um volume correspondente a 25L de água coletados com auxílio de Garrafa de van Dorn em todos os sites de amostragem e as alíquotas foram fixadas com formol a 4% glicosado. Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997) e contados em lâmina de Sedgwick-Rafter (capacidade de 1 mL) até que o coeficiente de variação das espécies mais abundantes seja inferior a 20%.

Para estimar a biomassa de microcrustáceos (copépodos e cladóceros), quando possível, 30 indivíduos das espécies mais abundantes foram medidos aleatoriamente e, posteriormente, calculada a estimativa usando regressões relacionando peso seco e comprimento corporal (Bottrell et al., 1976). Para rotíferos, fórmulas geométricas aproximadas foram utilizadas para estimar o biovolume (Ruttner-Kolisko, 1977; Pinto-Coelho, 2004). O peso fresco de cada indivíduo foi estimado a partir do biovolume, assumindo que $106\mu\text{m}^3$ corresponde a $1\mu\text{g}$ de peso fresco e o peso seco estimado como sendo 10% do peso úmido (Pace and Orcutt, 1981).

ii) Amostragem de macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados com auxílio da draga tipo Ekman-Birge (área de 225 cm^2) em todos os pontos de amostragem. O material

coletado foi fixado com formol a 4% e a identificação foi feita em nível de família, exceto para as larvas de Chironomidae identificadas até gênero (Peterson, 1960; Boffi, 1979; Péres, 1988; Trivinho-Strixino and Strixino 1995; Merritt and Cummins, 1996; Carvalho and Calil, 2000; Epler, 2001; Fernández and Domínguez, 2001; Costa et al., 2006; Trivinho-Strixino, 2011). Para a estimativa da biomassa os indivíduos foram secos em estufa a 60°C durante 72h e pesados (mg precisão 10^{-5}). Os indivíduos do Filo Mollusca, após a secagem, foram queimados em forno mufla a 450°C durante 4h para estimativa do peso de cinzas.

Análise de dados

O Índice de diversidade Shannon-Wiener (H') (Shannon and Weaver, 1963) foi calculado com base na matriz de dados da comunidade do zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos e calculado de acordo com o seguinte algoritmo:

$$(1) H' = -\sum p_i^{\log_2} p_i.$$

Onde: p_i = abundância da espécie na amostra

O Índice da diversidade de Shannon-Wiener foi selecionado por considerar a riqueza de espécies, a abundância relativa, o número total de indivíduos e por atribuir peso intermediário entre espécies comuns e espécies raras, o que é indicado para regiões de clima árido e semiárido (Melo, 2008). A riqueza foi calculada com base no número das diferentes espécies em cada ponto de amostragem. Tanto os valores de diversidade quanto da riqueza das comunidades foram calculados utilizando o software PRIMER + PERMANOVA (2006).

Para detectar variações significativas nos padrões de distribuição dos aspectos estruturais das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos entre zonas, reservatórios, estações e períodos de amostragem foi realizada “Permutational Multivariate Analysis of Variance” (PERMANOVA) (Anderson, 2001a, b; Anderson and Braak, 2003, Anderson et al., 2008). Quatro fatores fixos foram selecionados: zona (dois níveis: litorânea e limnética); reservatório (dois níveis: Poções e Camalaú); estação amostral (dois níveis: estação 1 e estação 2) e período amostral (dois níveis: maior volume no reservatório e menor volume no reservatório).

termos significativos foram investigados utilizando testes com 999 permutações e nível de significância escolhido a priori de $\alpha \leq 0,05$. Os dados ambientais foram previamente transformados em $\log_{x+1}$ e os dados de abundância e biomassa em raiz quadrada, para os dados de riqueza e diversidade foi utilizado o critério de transformação individual. Como medida de similaridade “Bray Curtis” foi utilizada para os aspectos da abundância e biomassa e “Distância Euclidiana” para os aspectos da riqueza e diversidade.

Para relacionar os fatores que direcionam os aspectos estruturais das comunidades de invertebrados, foi realizada a análise “Distance-based linear models” (*DISTLM*) (Legendre and Anderson, 1999). A análise permite determinar a relação entre uma ou mais variáveis preditoras para o conjunto de dados biológicos propostos, a partir de uma matriz de dissimilaridade. Através de 999 permutações, é testada a relação da hipótese nula entre as matrizes das variáveis ambientais e dos dados das comunidades. No estudo aplicamos para a previsão das variáveis, o “Forward test” que utiliza primeiramente modelos nulos sem variáveis preditoras e adiciona a variável com melhor valor para o critério de seleção e as demais variáveis de acordo com o conjunto já selecionado, melhorando o critério de seleção. Associado “Forward test” o critério AIC, sendo os melhores valores para o AIC indicativos dos melhores modelos.

Finalmente, a avaliação da distribuição dos aspectos estruturais em relação às variáveis ambientais foi feita através da análise “Canonical analysis of principal coordinates” (CAP) (Clarke e Warwick, 2001), que proporciona a ordenação dos dados com base na dissimilaridade entre os grupos, permitindo observar as quais variáveis ambientais, dentre as preditoras, apresentam maior força de correlação para cada aspecto estrutural, o que permite classificar as variáveis ambientais mais importantes para compor programas de monitoramento. Em nosso caso, os aspectos estruturais que não apresentaram diferenças significativas em relação aos fatores testados (zona, reservatório, estação e período amostral) foram desconsiderados para a realização da CAP. A construção da CAP para os fatores avaliados foi feita com base somente nas variáveis classificadas como preditoras, sendo excluídas as que não apresentaram tal relação. Todas as análises do estudo foram realizadas usando o software PRIMER + PERMANOVA, 2006 (Mc Ardelle and Anderson, 2001).

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Os valores médios e os respectivos desvios das variáveis ambientais mensuradas nos pontos e períodos de amostragem para os reservatórios Poções e Camalaú são apresentados na Tabela 1. A média da temperatura das águas nos reservatórios foi elevada, com maior valor registrado no reservatório Camalaú ($27,13^{\circ}\text{C} \pm 1,35$) na zona litorânea durante o período de maior volume no reservatório, e menor valor no reservatório Poções ($25,00^{\circ}\text{C} \pm 1,11$) na zona litorânea durante o período de menor volume. A média geral dos valores de pH mostram pouca variação durante o período do estudo e os reservatórios permaneceram com pH indicando condição básica das águas. A concentração de fósforo total foi diferenciada para ambos os reservatórios, sendo os maiores valores observados no reservatório Poções ($273,27\mu\text{g/L} \pm 2,66$) na zona limnética durante o período de maior volume, para o reservatório Camalaú o maior valor ($163,83\mu\text{g/L} \pm 40,05$) ocorreu na zona litorânea durante o período de menor volume. Elevados valores de nitrogênio total ocorreram no reservatório Poções ($1585,53\mu\text{g/L} \pm 190,51$) na zona litorânea durante o período de maior volume, em comparação ao reservatório Camalaú, no qual o maior valor foi registrado também na zona litorânea, mas durante o período de menor volume no reservatório ($886,42\mu\text{g/L} \pm 411,42$). Os valores de clorofila-a tiveram ampla variação entre os reservatórios, sendo a maior concentração média observada no reservatório Poções ($128,23\mu\text{g/L} \pm 19,86$) na zona limnética no período de maior volume, enquanto que no reservatório Camalaú ($10,89\mu\text{g/L} \pm 1,39$) o maior valor ocorreu na zona litorânea no período de menor volume.

A produtividade primária média do fitoplâncton, atingiu altos valores no reservatório Poções ($1058,69\text{mgC/m}^3/\text{h}^{-1} \pm 115,38$) na zona litorânea durante o período de menor volume, quando comparado ao reservatório Camalaú com maior valor de produtividade ($133,4169\text{mgC/m}^3/\text{h}^{-1} \pm 143,85$) registrado na zona limnética no período de menor volume.

Os valores da composição granulométrica foram pouco variáveis durante o período do estudo. Em ambos os reservatórios, Poções e Camalaú, o sedimento foi predominantemente composto por cascalho, sendo os maiores valores médios observados na zona limnética ($1,56 \pm 0,001$ e $1,49 \pm 0,006$, respectivamente).

Nos pontos com cobertura de macrófitas submersa foi registrada variação na composição do banco da vegetação aquática em relação aos períodos de amostragem. Durante o período de maior volume no reservatório Camalaú os maiores valores médios da biomassa ocorreu para a espécie *Egeria densa* ($21,51\text{gC/m}^2 \pm 17,82$), enquanto que para o período de menor volume o maior valor médio de biomassa foi para *Chara* sp ($15,64\text{ gC/m}^2 \pm 12,30$).

Para as variáveis ambientais, diferenças significativas ocorreram entre zonas ($p = 0,001$), reservatórios ($p = 0,001$), estação ($p = 0,007$) e períodos de amostragem ($p = 0,002$) (Tabela 3).

Tabela 1: Variáveis ambientais (média e desvio padrão) mensuradas nos meses de Abril (maior volume nos reservatórios) e Junho (menor volume nos reservatórios) para os reservatórios Poções e Camalaú, localizados bacia do rio Paraíba, Brasil.

Parâmetros Ambientais	Reservatório Poções				Reservatório Camalaú			
	Abril		Junho		Abril		Junho	
	Litorânea	Limnética	Litorânea	Limnética	Litorânea	Limnética	Litorânea	Limnética
Profundidade (m)	1,23±0,17	4,65±0,84	0,90±0,08	4,55±0,83	0,87±0,17	6,82±1,48	0,93±0,09	4,52±1,40
Secchi (m)	0,39±0,01	0,44±0,02	0,37±0,02	0,42±0,08	0,66±0,34	1,69±0,16	0,81±0,08	1,86±0,38
Temperatura (°C)	26,80±0,29	26,77±0,32	25,00±1,11	25,04±1,32	27,13±1,35	26,50±0,61	25,7±1,08	25,18±0,98
pH	9,00±0,10	8,93±0,23	9,28±0,20	9,11±0,12	9,07±0,21	8,29±0,26	9,47±0,32	8,66±0,13
ORP (mV)	82,25±27,43	70,83±39,98	79,25±38,57	95,66±29,66	106,75±48,95	140,16±27,62	110,5±64,70	165,79±37,18
Condutividade (mS/cm)	1,00±0,005	1,02±0,008	0,97±0,19	1,06±0,045	0,72±0,007	0,71±0,01	0,74±0,02	0,74±0,02
Turbidez (NTU)	136,00±32,50	157,53±59,79	132,50±23,47	176,49±42,71	50,32±20,71	79,75±34,27	75,15±12,74	39,36±14,92
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,17±1,48	6,28±1,17	8,85±0,36	6,31±0,70	8,17±1,44	6,51±1,28	9,54±2,11	5,54±0,50
%Oxigênio dissolvido	90,87±19,05	79,82±14,91	110,15±4,59	78,51±9,36	103,97±19,44	82,22±16,52	119,27±28,09	68,60±7,05
STD (g/L)	0,65±0,002	0,65±0,005	0,61±0,13	0,68±0,02	0,46±0,005	0,45±0,006	0,47±0,01	0,47±0,01
Salinidade (%)	0,05±0,00	0,05±0,00	0,04±0,01	0,05±0,001	0,03±0,005	0,03±0,005	0,04±	0,03±0,005
Clorofila-a (µm/L)	120,33±22,15	128,23±19,86	78,20±23,50	73,07±12,88	10,33±10,08	7,17±2,81	10,89±1,39	9,28±0,72
Feofitina (µm/L)	125,04±27,65	117,40±23,21	60,88±22,94	56,33±14,06	10,37±10,64	5,18±3,53	2,45±2,87	1,91±1,29
Fósforo total (µm/L)	151,75±13,83	273,27±2,66	236,75±14,03	249,80±11,37	50,91±33,62	33,83±9,58	163,83±40,05	135,98±4,15
Fosfato solúvel reativo (µm/L)	14,60±9,59	80,16±7,26	34,60±37,39	41,81±24,56	6,90±7,90	27,23±25,54	12,10±9	27,93±4,64
Nitrogênio total (µm/L)	1585,53±190,51	1553,09±148,03	1213,75±142,46	1224,74±97,74	859,82±445,01	680,14±142,99	886,42±411,42	531,17±46,27
Íon amônio (µm/L)	84,37±1,69	132,03±31,66	119,60±32,41	313,86±62,59	74,01±11,96	83,59±41,76	23,76±14,76	55,97±14,70
Nitrato (µm/L)	25,56±6,31	25,11±8,71	22,92±2,84	28,78±5,19	43,68±17,21	43,22±6,29	33,67±8,16	43,22±12,44
Nitrito (µm/L)	2,83±0,54	2,50±0,40	1,18±0,69	6,72±10,38	3,09±2,12	10,15±2,01	0,79±1,05	6,71±6,42
Matéria orgânica (%PS/m ²)	0,15±0,07	0,32±0,16	0,12±0,09	0,42±0,10	0,30±0,32	0,42±0,02	0,41±0,27	0,32±0,09
Cascalho% (2-64mm)	1,44±0,09	1,56±0,01	1,30±0,15	1,55±0,01	1,42±0,26	1,49±0,06	1,43±0,19	1,47±0,12
Areia grossa% (1-0,50mm)	1,42±0,05	1,30±0,22	1,29±0,22	1,26±0,12	1,33±0,30	1,12±0,24	1,28±0,13	1,03±0,21
Areia Média% (0,250-1mm)	1,38±0,07	1,38±0,08	1,46±0,03	1,26±0,11	1,35±0,06	1,32±0,12	1,33±0,07	1,39±0,06
Areia fina% (0,250-0,062mm)	1,20±0,10	1,19±0,15	1,43±0,03	1,30±0,04	1,26±0,22	1,35±0,13	1,41±0,05	1,45±0,06
Silte/Argila% (<0,062mm)	1,38±0,08	1,38±0,16	1,32±0,31	1,44±0,08	1,43±0,08	1,52±0,03	1,37±0,12	1,46±0,17
Biomassa <i>Chara</i> sp (gC/m ²)	*	*	*	*	13,07±8,88	*	15,64±12,30	*
Biomassa <i>Egeria densa</i> (gC/m ²)	*	*	*	*	21,51±17,82	*	12,10±8,26	*
Produtividade primária (mgC/ m ³ / h ⁻¹)	492,66±422,21	511,12±469,78	1058,69±115,33	731,12±418,71	34,70±47,26	133,41±143,85	15,46±30,93	13,30±26,61

Zooplâncton

i) Abundância

Um total de 28 táxons (13 Rotíferos, 11 Cladóceros e 4 Copépodos) foi encontrado durante o período de estudo nos dois reservatórios. Em Poções os maiores valores de abundância foram registrados na zona limnética durante o período de menor volume no reservatório, sendo a espécie mais abundante *Brachionus havanaensis* (10.220 indivíduos), seguida de *Filinea opolienses* (5.411 indivíduos) e Copepodos/Nauplios (1.550 indivíduos), o que representa respectivamente 28,10%, 14,87% e 4,26% dos organismos coletados (Tabela 2). Em Camalaú, os maiores valores de abundância ocorreram para os mesmos táxons, no entanto, em ordem de representatividade diferenciada, sendo o táxon mais abundante *Filinea opolienses* (1.838 indivíduos), *Brachionus havanaensis* (664 indivíduos) e Copepodos/Nauplios (502 ind.), o que representa respectivamente 5,05%, 1,82% e 1,38% dos organismos coletados. As abundâncias máximas no reservatório Camalaú foram registradas na zona limnética durante o período de maior volume (Tabela 2).

Através da PERMANOVA foi possível observar diferenças significativas para os dados de abundância entre zonas ($p = 0,005$), reservatórios ($p = 0,001$) e períodos amostrais ($p = 0,001$) (Tabela 3).

As variáveis ambientais preditoras para a abundância do zooplâncton entre os fatores testados foram diferenciadas. Quando considerado as variáveis que influenciaram a distribuição da comunidade entre as zonas foi possível observar que a profundidade, clorofila-*a*, fósforo total e nitrogênio total atuaram no direcionamento da abundância tanto na zona litorânea quanto na limnética. Entre os períodos de amostragem a profundidade, temperatura, salinidade, biomassa de *Chara* sp e biomassa de *Egeria densa* foram variáveis que atuaram em ambos os períodos amostrais. Entre os reservatórios, nenhuma das variáveis preditoras foram comuns para a distribuição da abundância da comunidade, sendo o reservatório Poções o que englobou o menor número de variáveis (profundidade, oxigênio dissolvido, salinidade e íon amônio).

A CAP (Canonical Analysis of Principal Coordinates) mostra que os eixos de correlação canônica têm força de explicabilidade para a distribuição da abundância da comunidade frente às variáveis preditoras ($\delta_1 = 99\%$ e $\delta_2 = 98\%$). Entre os

reservatórios, nitrogênio total (0,509), produtividade primária (0,420) e a biomassa de *Egeria densa* (-0,365) foram os parâmetros que apresentaram melhor força de correlação para a abundância em relação ao primeiro eixo da CAP, enquanto que profundidade (0,211) e nitrato (0,206) estiveram melhor relacionados ao segundo eixo da CAP (Figura 2A). Entre as zonas, nitrogênio total (0,509), produtividade primária (0,420) e %oxigênio dissolvido (-0,365) foram as variáveis preditoras com melhor força de correlação para abundância em relação ao primeiro eixo da CAP, enquanto que a turbidez (-0,358) e a profundidade (-0,211) para o segundo eixo (Figura 2B). Entre os períodos de amostragem a biomassa de *E. densa* (-0,365), biomassa de *Chara* sp (-0,296) e fósforo total (0,216) foram as variáveis preditoras relacionadas a distribuição da abundância para o primeiro eixo da CAP, enquanto que a profundidade (-0,211) e salinidade (-0,079) apresentaram maior para o segundo eixo (Figura 2C).

Tabela 2: Lista de táxons da comunidade zooplanctônica. Valores de abundância (nº de indivíduos), biomassa (μgDWm^{-2}), riqueza (nº de espécies) e diversidade de Shannon-Winer entre zonas e períodos amostrais, coletados nos reservatórios Poções e Camalaú, bacia do Rio Paraíba, Paraíba, Brasil.

Espécies/Táxons	Reservatório Poções								Reservatório Camalaú							
	Abundância (nº ind)				Biomassa (μgDWm^{-3})				Abundância (nº ind)				Biomassa (μgDWm^{-3})			
	Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética	
	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho
Rotíferos																
<i>Brachionus</i> sp.	32	46	304	218	21,23	30,73	56,89	32,81	2	12	8	44	0,8	2,92	5,3	5,88
<i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	*	*	11	*	*	*	8,42	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>B. dimidiatus</i> (Schmarda, 1854)	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	2,87	*	*	*
<i>B. dolabratus</i> (Harring, 1914)	20	52	55	85	2,49	7,82	2,66	2,98	*	1	8	145	*	0,21	0,49	5,57
<i>B. falcatus</i> (Zacharias, 1898)	*	20	9	66	*	2,34	0,54	2,89	3	1	140	33	0,32	0,1	4,79	1,47
<i>B. havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	4029	1848	10220	4047	316,02	183,31	270,65	80,40	1	19	13	664	0,07	1	0,65	16,5
<i>B. patulus</i> (Müller, 1785)	*	*	*	*	*	*	*	*	29	*	6	3	2,05	*	0,21	0,16
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg 1834)	*	27	8	80	*	2,18	0,69	1,32	*	*	2	4	*	*	0,14	0,19
<i>F. opolienses</i> (Zacharias, 1891)	596	2736	2551	5411	35,90	174,77	34,82	70,23	*	24	12	1838	*	1,59	0,42	27,17
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	5	*	12	*	0,16	*	0,30	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	*	*	*	4	*	*	*	0,18	*	10	*	184	*	0,61	*	3,6
<i>Lecane</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	81	8	*	21	7,09	0,61	*	1,38
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)	*	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	*	0,39	*	*	*
Cladóceros																
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	3	4	*	1	4,62	8,09	*	2,71	5	15	52	72	10,99	100,51	70,06	155,08
<i>C. cornuta</i> (Sars 1886)	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	57	17	2,46	*	30,25	27,76
<i>C. reticulata</i> (Jurine, 1820)	2	*	*	*	2,25	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Diaphanosoma</i> sp.	1	1	*	*	1,92	1,31	*	*	4	*	2	3	5,63	*	4,01	13,95
<i>D. polyspina</i> (Korovchinsky, 1992)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	0,95	*
<i>Daphnia laevis</i> (Birge, 1878)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	15,54	*
<i>D. gessneri</i> (H. Herbst 1967)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	6	10	*	13,9	14,38	25,24
<i>Leydigopsis curvirostris</i> (Sars, 1901)	*	*	*	*	*	*	*	*	16	*	*	*	3,25	*	*	*
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	3	*	*	3	1,26	*	*	1,03	*	*	4	*	*	*	0,62	*
<i>Moina</i> sp.	*	2	*	*	*	1,77	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Macrothrix sioli</i> (Smirnov, 1982)	*	*	*	*	*	*	*	*	16	*	*	1	13,72	*	*	0,78
Copépodos																
<i>Notodiaptomus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	1	62	2	12	2,01	65,91	13,28	30,26
<i>Termocyclops</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	2	56	*	*	2,34	150,04	*	*
Copepodito	*	8	*	16	*	18,22	*	5,77	*	2	5	1	*	3,38	8,45	1,68
Nauplio	*	752	*	1550	*	3500,31	*	1032,43	*	244	24	502	*	619,24	16,86	652,12
Riqueza (nº de espécies)																
Diversidade Shannon (nats)	0,61	1,16	0,64	1,16	-	-	-	-	0,94	1,31	1,41	1,61	-	-	-	-

* sem valores registrados

Tabela 3: Resultados da análise PERMANOVA: análise multivariada para os aspectos estruturais das comunidades zooplancônica e de macroinvertebrados bentônicos e das variáveis ambientais. Análise de variação entre zonas, reservatórios, estações e períodos de amostragem.

Fatores	Zooplâncton											
	df*	Abundância		Riqueza			Diversidade			Biomassa		
		Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)
Estação	1	1,137	0,344	1	0,105	0,757	1	0,765	0,389	1	1,155	0,3
Zona	1	3,865	0,005	1	12,737	0,05	1	1,7	0,233	1	2,489	0,03
Reservatório	1	21,143	0,001	1	10,526	0,001	1	11,406	0,002	1	20,396	0,001
Período amostral	1	7,476	0,001	1	12,737	0,005	1	4,66	0,04	1	13,603	0,001
Total	31			31			31			31		

Fatores	Macroinvertebrados bentônicos											
	df	Abundância		Riqueza			Diversidade			Biomassa		
		Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)
Estação	1	1,5	0,163	1	2,127	0,884	1	1,119	0,334	1	1,767	0,105
Zona	1	6,106	0,001	1	9,383	0,01	1	0,166	0,704	1	5,08	0,001
Reservatório	1	5,453	0,001	1	9,383	0,008	1	8,563	0,01	1	4,668	0,001
Período amostral	1	2,342	0,02	1	2,574	0,134	1	0,171	0,707	1	1,133	0,35
Total	29			31			31			29		

Fatores	Variáveis ambientais		
	df	Pseudo- <i>f</i>	P(perm)
Estação	1	3,27	0,007
Zona	1	10,39	0,001
Reservatório	1	22,25	0,001
Período amostral	1	4,1	0,002
Total	31		

ii) Riqueza e Diversidade

Avaliando a riqueza e a diversidade Shannon-Winer foi possível observar que ambos os aspectos estruturais foram diferenciados entre as zonas e os períodos de amostragem nos reservatórios Poções e Camalaú. No reservatório Poções a riqueza foi semelhante entre a zona litorânea e limnética (11 táxons) durante o período de menor volume do reservatório os valores da diversidade seguem o mesmo padrão de distribuição (1,16) (Tabela 2). No reservatório Camalaú, a riqueza máxima foi encontrada na zona limnética (17 táxons) em ambos os períodos de amostragem e a diversidade seguiu o mesmo padrão de distribuição, sendo 1,61 durante o menor volume no reservatório e 1,41 durante o maior volume no reservatório (Tabela 2).

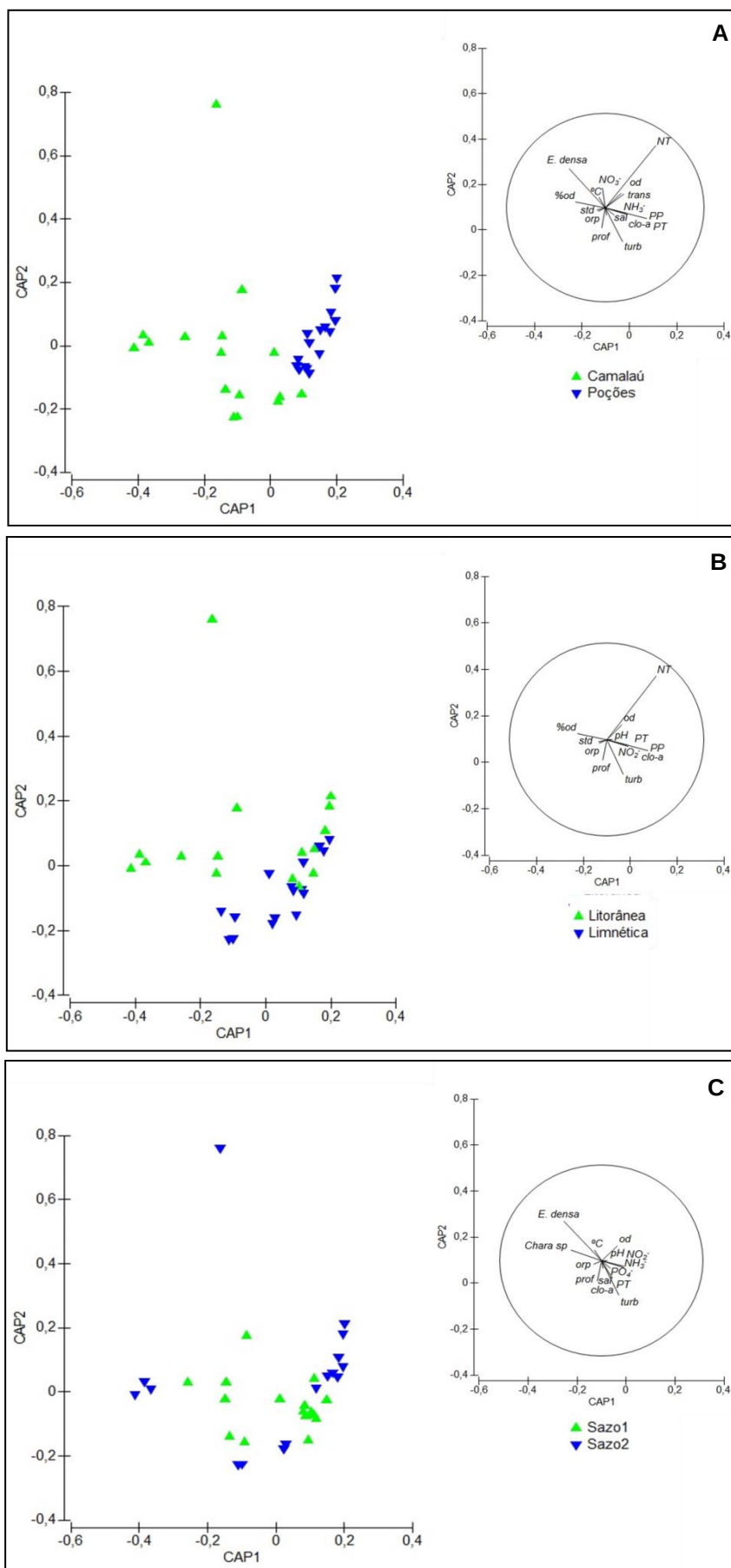


Figura 2: A “Canonical analysis of principal coordinates” (CAP) mostra a distribuição da abundância da comunidade zooplanctônica em relação às variáveis preditoras. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. **(A)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camaláu, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Paraíba, Brasil; **(B)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética) e **(C)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). **Onde:** Profundidade = *prof.*; Transparência = *trans.*; Temperatura = $^{\circ}\text{C}$; Potencial oxi-redox = *orp*; Condutividade = *cond.*; Turbidez = *turb.*; Oxigênio dissolvido = *od*; % Oxigênio dissolvido = $\% \text{od}$; Sólidos totais dissolvidos = *std*; Salinidade = *sal.*; Clorofila-a = *clo-a*; Feofitina = *feo*; Fósforo total = *PT*; Fósforo solúvel reativo = PO_4 ; Nitrogênio total = *NT*; Íon amônio = NH_3 ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária *PP*; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.

Para a distribuição da riqueza a PERMANOVA mostrou diferenças significativas entre as zonas ($p = 0,05$), reservatórios ($p = 0,001$) e períodos amostrais ($p = 0,005$), no entanto, entre as estações de amostragem não foram verificadas diferenças significativas ($p = 0,757$). Para diversidade, diferenças significativas foram observadas entre reservatórios ($p = 0,002$) e períodos amostrais ($p = 0,04$), para o fator zonas ($p = 0,233$) e estações ($p = 0,389$) não houve diferenças significativas (Tabela 3).

As variáveis selecionadas como preditoras para riqueza são comuns às classificadas para a o aspecto da abundância da comunidade. No entanto para a diversidade, entre as variáveis preditoras para a zona litorânea e limnética, a salinidade e a biomassa de *E. densa* foram variáveis diferenciadas em relação a abundância e riqueza da comunidade (Tabela 4).

iii) Biomassa

No reservatório Poções Copépodos dominaram a biomassa total do zooplâncton com 78,43% de representatividade ($4975,82 \text{ DW.m}^{-3}$), seguido pelos Rotíferos 21,16% ($1342,72 \text{ DW.m}^{-3}$) e em menor proporção Cladóceros 0,39% ($24,95 \text{ DW.m}^{-3}$). Entre os táxons, os Nauplios contribuíram com a maior biomassa ($3500,31 \text{ DW.m}^{-3}$), seguido de *Brachionus havanaensis* ($316,02 \text{ DW.m}^{-3}$) e *Filinea opoliensis* ($174,77 \text{ DW.m}^{-3}$). Os maiores valores da biomassa do zooplâncton foram na zona litorânea durante o período de menor volume no reservatório (Tabela 2).

No reservatório Camalaú, os Copépodos também foram os mais representativos para a biomassa do zooplâncton totalizando 72,17% ($1560,50 \text{ DW.m}^{-3}$), seguido dos Cladóceros 23,68% ($512,08 \text{ DW.m}^{-3}$) e dos Rotíferos 4,13% ($89,47 \text{ DW.m}^{-3}$) em menor proporção. Especificamente, Nauplios foi o táxon com maior biomassa ($652,12 \text{ DW.m}^{-3}$), seguido de *Ceriodaphnia* sp ($155,08 \text{ DW.m}^{-3}$) e *Termocyclops* sp ($150,04 \text{ DW.m}^{-3}$). Os maiores valores de biomassa ocorreram da zona limnética durante o período de menor volume no reservatório (Tabela 2).

Para a biomassa, a PERMANOVA mostrou diferenças significativas entre as zonas ($p = 0,03$), reservatórios ($p = 0,001$) e períodos de amostragem, para o fator estação não houve diferenças significativas ($p = 0,3$) (Tabela 3).

O padrão de distribuição da biomassa esteve associada as mesmas variáveis classificadas como preditoras para os demais aspectos estruturadores da

comunidade e entre as variáveis ambientais a profundidade, clorofila-a e fósforo total atuaram no direcionamento dos aspectos estruturais do zooplâncton (abundância, riqueza, diversidade de Shannon-Weiner e biomassa) tanto para as zonas, quanto para os reservatórios e períodos amostrais.

Os vetores de correlação canônica (através “Canonical Analysis of Principal Coordinates”) mostram força de explicabilidade para a distribuição da biomassa em relação às variáveis ambientais ($\delta 1 = 99\%$ e $\delta 2 = 97\%$). Entre os reservatórios o nitrogênio total (-0,597), a produtividade primária (-0,445) e o fósforo total (-0,422) foram os parâmetros ambientais com maior força de correlação para a biomassa e que estiveram melhor relacionados ao primeiro eixo da CAP, enquanto que, clorofila-a (-0,374), biomassa de *E. densa* (0,291) e nitrato (0,281) tiveram maior força de correlação para a biomassa e foram relacionadas ao segundo eixo da CAP (Figura 3A). Para as zonas litorânea e limnética turbidez (-0,597), nitrogênio total (-0,445) e produtividade primária (-0,422) foram os parâmetros ambientais que estiveram relacionados ao primeiro eixo da CAP e para o segundo eixo CAP os parâmetros com maior força no direcionamento da biomassa foram %oxigênio dissolvido (0,223) e oxigênio dissolvido (0,047) (Figura 3B). Entre os períodos de amostragem o fósforo total (-0,422), nitrito (0,241) e profundidade (0,188) foram as variáveis ambientais com maior força de correlação para a biomassa e estiveram relacionadas ao primeiro eixo da CAP e as variáveis a clorofila-a (-0,374), a biomassa de *E. densa* (0,291) e a condutividade (0,253) as que estiveram relacionadas ao segundo eixo da CAP (Figura 3C).

Tabela 4: A “Distance-based linear models” (DISTLM): indica as variáveis direcionadoras do aspecto da abundância, riqueza, diversidade e biomassa da comunidade zooplanctônica e de macroinvertebrados bentônicos entre zona, reservatório e período amostral.

Zooplâncton									
Fatores	Níveis	Abundância		Riqueza		Diversidade		Biomassa	
		Variáveis Predictoras	R2	Variáveis Predictoras	R2	Variáveis Predictoras	R2	Variáveis Predictoras	R2
Zona	Litorânea	1-5; 8; 10-12; 14; 16-19	0,993	1-5; 8; 10-12; 14; 16-19	0,993	1-9;11-22	0,982	1-5; 8; 10-12; 14; 16-19	0,993
	Limnética	1-4; 7; 9-12; 14; 16-20	0,997	1-4; 7; 9-12; 14; 16-20	0,997	1-9;11-22	0,982	1-4; 7; 9-12; 14; 16-20	0,997
Reservatório	Poções	1-8; 11-17	0,993	1-8; 11-17	0,993	1-8; 11-17	0,993	1-8; 11-17	0,993
	Camalaú	2; 3; 5; 7; 9; 10; 12; 14-16; 18-20; 22	0,999	2; 3; 5; 7; 9; 10; 12; 14-16; 18-20; 22	0,999	2; 3; 5; 7; 9; 10; 12; 14-16; 18-20; 22	0,999	2; 3; 5; 7; 9; 10; 12; 14-16; 18-20; 22	0,999
Período amostral	Menor volume no reservatório	1; 3-6; 8; 11; 12; 14; 15; 17-19; 21; 22	0,997	1; 3-6; 8; 11; 12; 14; 15; 17-19; 21; 22	0,997	1; 3-6; 8; 11; 12; 14; 15; 17-19; 21; 22	0,997	1; 3-6; 8; 11; 12; 14; 15; 17-19; 21; 22	0,999
	Maior volume no reservatório	1-3; 5; 7-11; 17-19; 21; 22	0,999	1-3; 5; 7-11; 17-19; 21; 22	0,999	1-3; 5; 7-11; 17-19; 21; 22	0,999	1-3; 5; 7-11; 17-19; 21; 22	0,997
Macroinvertebrados bentônicos									
Fatores	Níveis	Abundância		Riqueza		Diversidade		Biomassa	
		Variáveis Predictoras		Variáveis Predictoras		Variáveis Predictoras		Variáveis Predictoras	
Zona	Litorânea	2; 3; 5; 8; 9; 11; 17-19; 22; 24; 25	0,991	2; 3; 5; 8; 9; 11; 17-19; 22; 24; 25	0,991	-		2; 3; 5; 8; 9; 11; 17-19; 22; 24; 25	0,997
	Limnética	1-4; 7; 9; 16; 18-24; 26; 28	0,998	1-4; 7; 9; 16; 18-24; 26; 28	0,998	-		1-4; 7; 9; 16; 18-24; 26; 28	0,994
Reservatório	Poções	1; 4; 5; 8; 9; 11; 13-15; 19; 25-28	0,997	1; 4; 5; 8; 9; 11; 13-15; 19; 25-28	0,997	1; 4; 5; 8; 9; 11; 13-15; 19; 25-28	0,997	1; 4; 5; 8; 9; 11; 13-15; 19; 25-28	0,991
	Camalaú	2; 5; 7; 9-14; 16; 22; 23; 26; 27	0,994	2; 5; 7; 9-14; 16; 22; 23; 26; 27	0,994	2; 5; 7; 9-14; 16; 22; 23; 26; 27;	0,994	2; 5; 7; 9-14; 16; 22; 23; 26; 27	0,998
Sazonalidade	Menor volume no reservatório	1; 3-6; 10; 14; 17; 24; 25; 27-22	0,999	-		-		-	
	Maior volume no reservatório	2; 3; 8; 10; 14; 16-24; 26-28	0,999	-		-		-	

Onde: 1. Profundidade; 2. Transparência; 3. Temperatura; 4. pH; 5. Potencial oxi-redox; 6. Condutividade; 7. Turbidez; 8. Oxigênio dissolvido; 9. % Oxigênio dissolvido; 10. Sólidos totais dissolvidos; 11. Salinidade; 12. Clorofila-a; 13. Feofitina; 14. Fósforo total; 15. Fosfato solúvel reativo; 16. Nitrogênio total; 17. Íon amônio; 18. Nitrato; 19. Nitrito; 20. Produtividade primária; 21. Biomassa de *Chara* sp; 22. Biomassa de *Egeria densa*; 23. Matéria orgânica; 24. Cascalho; 25. Areia grossa; 26. Areia média; 27. Areia fina; 28. Silte/argila.

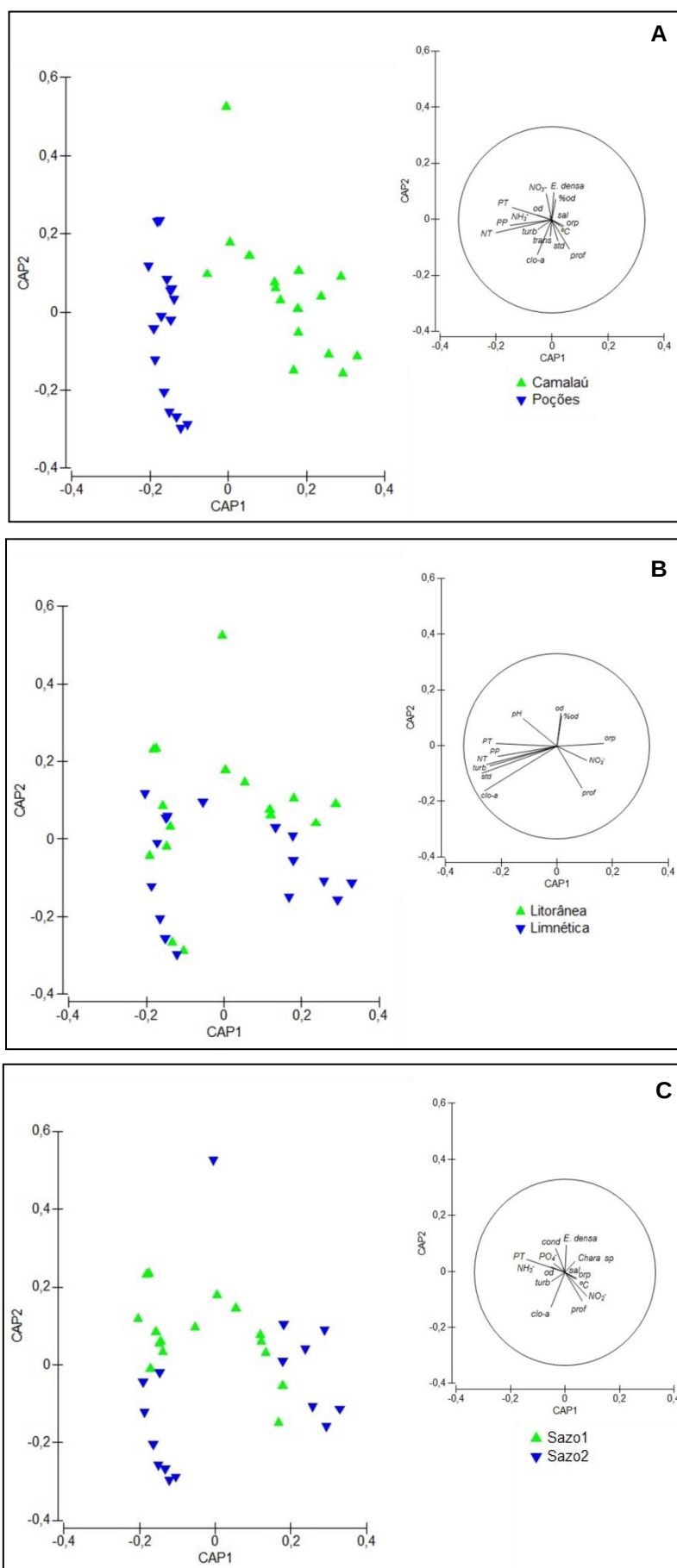


Figura 3: Canonical analysis of principal coordinates (CAP) mostra a distribuição da biomassa da comunidade zooplanctônica em relação às variáveis preditoras. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. **(A)** Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camaláu, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; **(B)** Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética) e **(C)** Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). **Onde:** Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4 ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_4^+ ; Nitrato = NO_3^- ; Nitrito = NO_2^- ; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

i) Abundância

Um total de 20 táxons (2 Mollusca, 2 Annelida, 1 Decapoda e 15 Insecta) foi identificado durante o período de estudo para os dois reservatórios. No reservatório Poções os indivíduos mais abundantes foram *Melanoides tuberculatus* com 91,79% de representatividade (2.965 indivíduos) e Planorbidae com 5,19% (141 indivíduos) na zona litorânea durante o período de menor volume. *Coelotanypus* 2,01% de representatividade (47 indivíduos) foi o terceiro táxon mais abundante ocorrendo zona limnética durante o período de menor volume (Tabela 5).

No reservatório Camalaú os indivíduos mais abundantes foram Oligochaeta 35,62% de representatividade (535 indivíduos) na zona litorânea durante o período de menor volume, *Chaoborus* 26,20% (349 ind.) na zona limnética, e *Melanoides tuberculatus* 25,66% (214 ind.) na zona litorânea, estes últimos foram mais abundantes durante o período de maior volume no reservatório (Tabela 5).

Através da PERMANOVA diferenças significativas para a abundância da comunidade foram observadas entre zonas ($p = 0,001$), reservatórios ($p = 0,001$) e períodos de amostragem ($p = 0,02$), no entanto, entre as estações não ocorreram diferenças significativas ($p = 0,163$) (Tabela 3).

Entre a zona litorânea e limnética a única variável classificada como preditora pelo modelo DISTLM para o direcionamento da abundância de macroinvertebrados foi %oxigênio dissolvido. Entre os reservatórios o potencial de oxi-redox e o %oxigênio dissolvido foram os parâmetros ambientais que atuaram como preditoras para o aspecto da abundância tanto no reservatório Poções, quanto em Camalaú. Para os períodos de amostragem a temperatura, fósforo total e cascalho foram classificadas como as variáveis ambientais determinantes para o aspecto da abundância da comunidade (Tabela 4).

Os vetores de Coordenadas Canônicas (através “Canonical Analysis of Principal Coordinates”) mostram força de explicabilidade elevadas para a distribuição da abundância de macroinvertebrados frente as variáveis ambientais ($\delta_1 = 98\%$ e $\delta_2 = 97\%$). Entre as zonas o primeiro eixo da CAP mostra relação com a biomassa de *E. densa* (0,474), salinidade (-0,256) e areia grossa (-0,226) sendo estas variáveis ambientais as de maior força de correlação para a determinação da abundância; o

segundo eixo da CAP esteve relacionado a nitrogênio total (0,375), clorofila-a (0,252) e oxigênio dissolvido (0,130), estas com maior força de correlação para o aspecto da abundância da comunidade (Figura 4A). Entre os reservatórios, a biomassa de *E. densa* (0,474), o fósforo total (0,273) e a salinidade (-0,256) foram as variáveis ambientais com maior força de correlação para a abundância da comunidade estando relacionadas ao primeiro eixo da CAP; profundidade (-0,470), nitrogênio total (0,375) e %oxigênio dissolvido (0,247) foram as variáveis de maior força e relacionadas ao segundo eixo da CAP (Figura 4B). Para os períodos de amostragem a biomassa de *E. densa* (0,474), condutividade (0,419) e fósforo total (0,273) foram as variáveis ambientais relacionadas ao primeiro eixo da CAP com maior força de correlação para a abundância; para o segundo eixo da CAP a profundidade (-0,470), nitrogênio total (0,375) e transparência (-0,227) foram as variáveis com maior força para a determinação da abundância (Figura 4C).

ii) Riqueza e Diversidade

Avaliando a riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos em ambos reservatórios foi possível observar que em Poções o maior valor da riqueza de espécies foi encontrado na zona litorânea (7 espécies) durante o período de maior volume e maior diversidade de Shannon-Weiner para a zona limnética (0,19) no período de menor volume no reservatório. Em Camalaú a riqueza máxima de espécies ocorreu na zona litorânea (11 espécies) durante o período de maior volume no reservatório e maior diversidade na zona limnética (0,73) para o período de menor volume no reservatório (Tabela 5).

A PERMANOVA mostra que há diferenças significativas na distribuição da riqueza de espécies entre as zonas ($p = 0,01$) e reservatórios ($p = 0,008$), no entanto, para os períodos ($p = 0,134$) e estações amostrais ($p = 0,884$) não houve diferença significativa. Para a distribuição da diversidade da comunidade diferenças significativas ocorreram somente entre os reservatórios ($p = 0,01$), não sendo verificadas tais diferenças entre as zonas ($p = 0,704$), estações ($p = 0,334$) e períodos de amostragem ($p = 0,707$) (Tabela 3).

Tabela 5: Lista de táxons da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre zona e período de amostragem. Valores de abundância (nº de indivíduos), biomassa (mg/m²), riqueza (nº de espécies) e diversidade de Shannon-Weiner, coletados nos reservatório Poções e Camalaú, bacia do rio Paraíba, Brasil.

Espécies/Táxons	Poções								Camalaú							
	Abundância (nº ind)				Biomassa (g/m ²)				Abundância (nº ind)				Biomassa (g/m ²)			
	Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética		Litorânea		Limnética	
	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho	Abril	Junho
MOLLUSCA																
Gastropoda																
Planorbidae	105	141	1	*	0,64	0,58	0,0002	*	10	2	0	0	0,14	0,001	*	*
Thiaridae – <i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)	1394	2965	3	3	14,25	33,98	3,76	0,004	214	185	19	15	0,49	1,86	0,75	0,005
ANNELIDA																
Hirudinea	1	*	*	*	0,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Oligochaeta	*	5	*	*	*	0,33	*	*	10	535	4	52	0,24	0,53	0,2	1,25
DECAPODA																
Palaemonidae	*	*	*	*	*	*	*	*	2	4	*	*	0,12	0,14	*	*
INSECTA																
Ephemeroptera																
Baetidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	3	*	*	0,009	0,16	*	*
Polymitarcyidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	38	87	*	*	0,33	0,77
Odonata																
Coenagrionidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	*	*	0,1	0,1	*	*
Libellulidae	*	*	*	*	*	*	*	*	8	3	*	*	0,11	0,1	*	*
Hemiptera																
Corixidae	*	1	*	*	*	0,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Mesoviliidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	0,009	*	*	*
Diptera																
Chaoboridae - <i>Chaoborus</i> (Lichtenstein, 1980)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	349	93	*	*	0,23	0,2
Chironomidae																
Coelotanypodini																
<i>Coelotanypus</i> (Kieffer, 1913)	4	1	44	47	0,19	0,008	0,34	0,21	2	1	10	12	0,11	0,08	0,28	0,3
Pentaneurini																
<i>Ablabesmyia</i> (Johansen, 1905)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	0,008
Chironominae																
Chironomini																
<i>Aedokritus</i> (Roback, 1958)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	0,08
<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	*	20	1	*	*	0,28	0,08	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Fissimentum</i> (Cranston and Nolte, 1996)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	0,09
<i>Goeldichironomus</i> (Fittkau, 1965)	8	11	*	*	0,17	0,27	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Parachironomus</i> (Lenz, 1921)	*	*	*	*	*	*	*	*	20	*	*	*	0,14	*	*	*
Tanytarsini																
<i>Tanytarsus</i> (van der Wulp, 1984)	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	0,11	*	*	*
Riqueza (nº de espécies)	5	7	4	2					11	8	5	8				
Diversidade de Shannon-Weiner	0,17	0,18	0,19	0,17					0,55	0,56	0,47	0,73				

* sem registro de valores

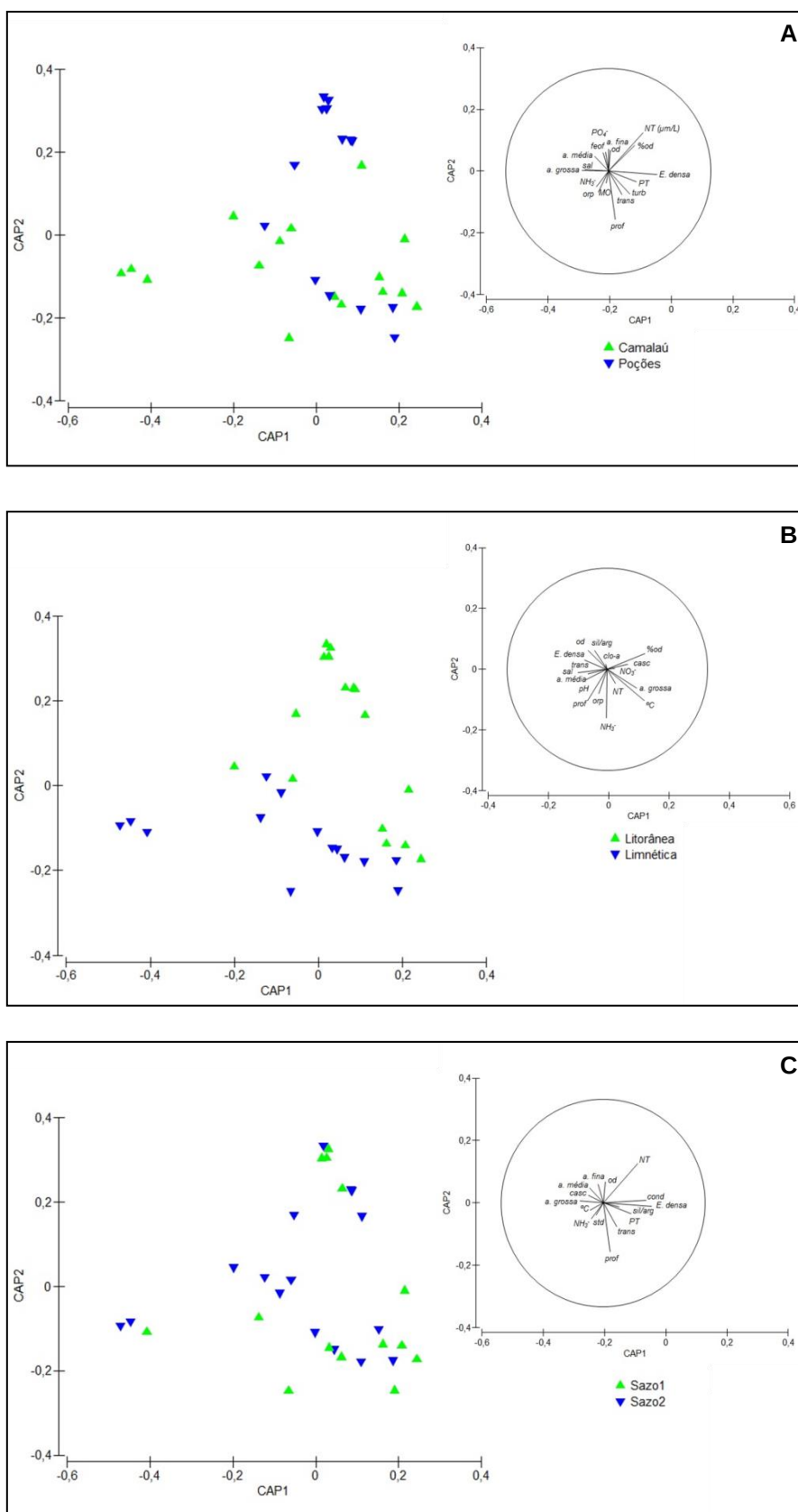


Figura 4: A “Canonical analysis of principal coordinates” (CAP) mostra a distribuição da abundância da comunidade de macroinvertebrados em relação às variáveis ambientais. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. **(A)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camalaú, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; **(B)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética) e **(C)** Distribuição da abundância da comunidade e variáveis preditoras entre os períodos de amostragem (sendo, Sazo 1 = período de menor volume nos reservatórios e Sazo 2 = período de maior volume nos reservatórios). **Onde:** Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fosfato solúvel reativo = PO_4 ; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH_3 ; Nitrato = NO_3 ; Nitrito = NO_2 ; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.

Dentre as variáveis classificadas como preditoras pelo modelo DISTLM o %oxigênio dissolvido e cascalho foram as variáveis ambientais que atuaram para a distribuição da riqueza de espécies de macroinvertebrados tanto na zona litorânea, quanto na zona limnética. Entre os reservatórios, o potencial de oxi-redox e %oxigênio dissolvido atuaram na distribuição da riqueza e diversidade de Shannon-Wiener tanto em Poções, quanto em Camalaú. Para a diversidade o modelo DISTLM não classificou nenhuma variável como preditora para as zonas e o mesmo fato ocorreu para os períodos de menor e maior volume tanto para riqueza quanto para a diversidade (Tabela 4)

iii) Biomassa

No reservatório Poções *Melanoides tuberculatus* dominou a biomassa total da comunidade com 93,76% (33,98 g.m⁻²) de representatividade, seguido *Coelotanytus* com 1,52% (0,33 g.m⁻²), ambos na zona litorânea durante o período de menor volume e em menor proporção indivíduos *Oligochaeta* com 0,60% (0,33 g.m⁻²) na zona limnética durante o período de maior volume no reservatório (Tabela 5).

No reservatório Camalaú a maior biomassa foi de *Melanoides tuberculatus* com 33,25% (1,86 g.m⁻²) de representatividade na zona litorânea durante o período de menor volume, seguido *Oligochaeta* com 23,53% (1,25 g.m⁻²) e em menor proporção *Polymitarcyidae* com 11,76% (0,77 g.m⁻²), estes últimos com maior biomassa na zona limnética durante o período de menor volume (Tabela 5).

Através da PERMANOVA foram observadas diferenças significativas para a distribuição da biomassa entre zonas ($p = 0,001$) e reservatórios ($p = 0,001$), no entanto, entre os períodos ($p = 0,35$) e estações de amostragem ($p = 0,105$) não houve diferenças significativas (Tabela 3).

O modelo DISTLM mostra que o %oxigênio dissolvido foi o único fator que atuou no direcionamento da biomassa para a comunidade bentônica tanto em zona litorânea, quanto na limnética. Entre os reservatórios o potencial de oxi-redox e %oxigênio dissolvido foram fatores que atuaram no direcionamento da biomassa tanto em Poções como em Camalaú (Tabela 5). No entanto, o modelo não selecionou variáveis preditoras para a biomassa no que se refere aos períodos de menor e maior volumes nos reservatórios.

Avaliando a distribuição da biomassa da comunidade em função dos fatores ambientais, através da CAP, é possível observar que os vetores de correlação mostram elevada força de explicabilidade ($\delta_1 = 98\%$ e $\delta_2 = 97\%$). Entre os reservatórios % oxigênio dissolvido (0,379), areia grossa (0,295) e areia média (-0,292) foram as variáveis com maior força de correlação para a biomassa e estiveram relacionadas ao primeiro eixo da CAP e para o segundo eixo da CAP a turbidez (-0,311), matéria orgânica (-0,241) e fosfato solúvel reativo (0,133) foram as variáveis relacionadas ao eixo que apresentaram maior força para o direcionamento da biomassa (Figura 5A). Entre as zonas o %oxigênio dissolvido (0,379), temperatura (0,372) e areia grossa (0,295) foram as variáveis relacionadas ao primeiro eixo da CAP com maior força de correlação, enquanto que o potencial de oxi-redox (-0,311), íon amônio (-0,241) e silte/argila (0,185) foram as de maior força relacionadas ao segundo eixo da CAP (Figura 5B).

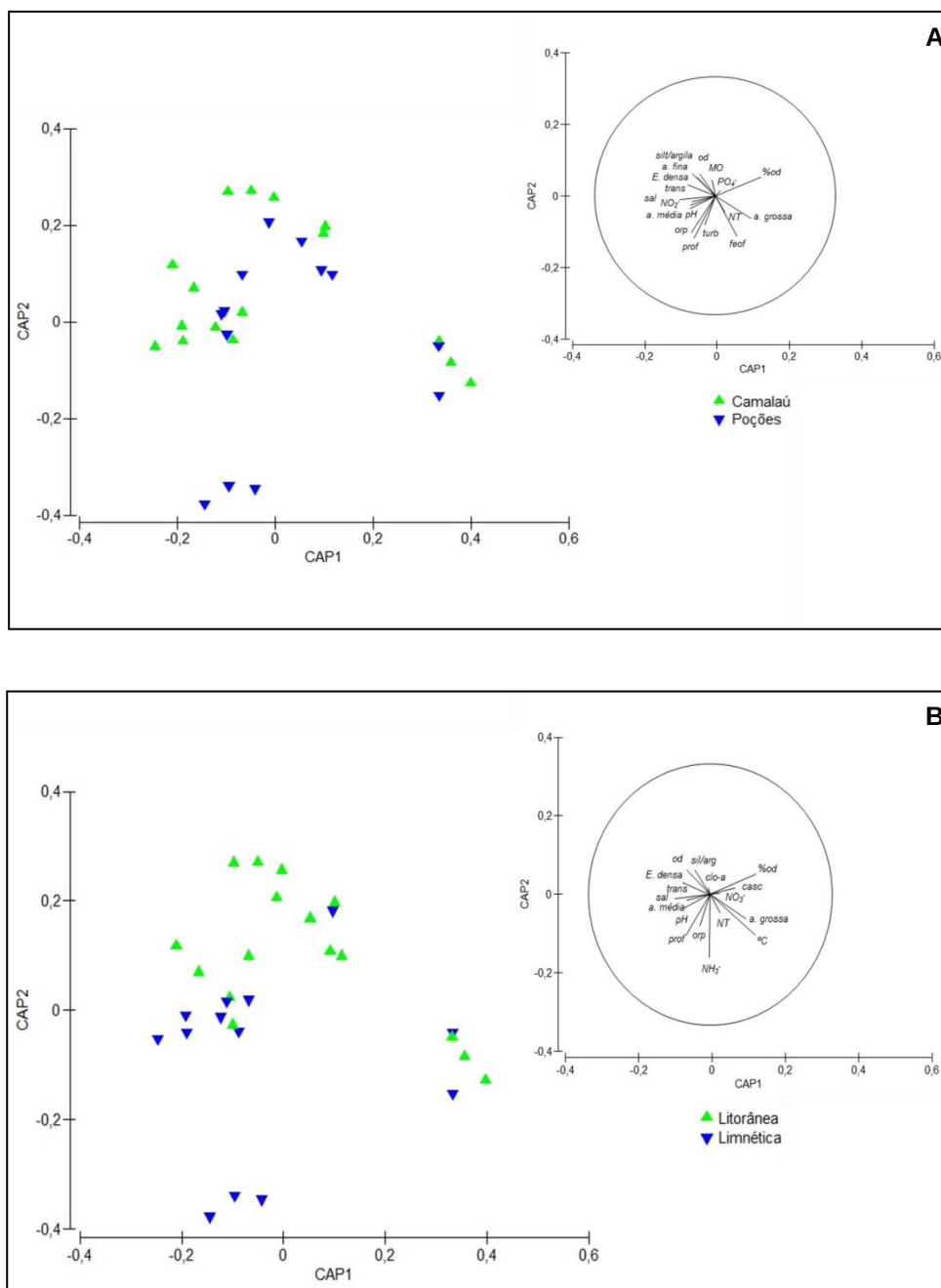


Figura 5: A CAP ("Canonical Analysis of Principal Coordinates") mostra a distribuição da biomassa da comunidade de macroinvertebrados em relação às variáveis ambientais. A imagem superior direita mostra a sobreposição dos vetores da CAP, que indicam as variáveis direcionadoras para a distribuição da abundância da comunidade. **(A)** Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre os Reservatórios Poções e Camaláu, bacia hidrográfica do rio Paraíba, Nordeste Brasil; **(B)** Distribuição da biomassa da comunidade e variáveis preditoras entre Zonas (litorânea e limnética). **Onde:** Profundidade = prof.; Transparência = trans.; Temperatura = °C; Potencial oxi-redox = ORP; Condutividade = cond.; Turbidez = turb.; Oxigênio dissolvido = od; % Oxigênio dissolvido = %od; Sólidos totais dissolvidos = std; Salinidade = sal.; Clorofila-a = clo-a; Feofitina = feo; Fósforo total = PT; Fósforo solúvel reativo = PO₄; Nitrogênio total = NT; Íon amônio = NH₃; Nitrato = NO₃⁻; Nitrito = NO₂⁻; Produtividade primária PP; Biomassa de *Chara* sp = *Chara* sp; Biomassa de *Egeria densa* = *E. densa*.

DISCUSSÃO

O conjunto de dados apresentados mostra que os aspectos da estrutura (abundância, riqueza, diversidade e biomassa) das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos responderam de forma diferenciada frente às variáveis ambientais entre as zonas, reservatórios e períodos de amostragem, mas não entre os fatores estruturais, tal como esperávamos. Este aspecto sugere que o padrão de distribuição da estrutura das comunidades seja condicionado pelas mesmas variáveis ambientais, mas que estas atuam em diferentes graus de intensidade apresentando maior ou menor força no direcionamento de um ou mais aspectos estruturais. A flutuação da estrutura das comunidades de invertebrados de acordo com a intensidade dos estressores ambientais é relatada por estudos anteriores, relacionando principalmente as mudanças das condições tróficas do ambiente (Jensen et al., 2012; Vignatti et al., 2012; Al-Shami et al., 2013)

Considerando a comunidade zooplânctônica, os picos da abundância de rotíferos filtradores e copépodos/Nauplios observados no reservatório Poções podem ser associados a altas concentrações de nutrientes que favorecem o aumento da produtividade primária do fitoplâncton, sendo este um fator preditor para o direcionamento da abundância neste reservatório, tal como mostram o conjunto de dados. Estudos anteriores relatam o mesmo padrão de distribuição da comunidade relacionando as altas abundâncias de rotíferos e copépodos com ambientes mais eutróficos (Attayde and Bozelli, 1998; Sousa et al., 2008). A abundância desses organismos no reservatório Camalaú, ambiente com concentrações de nutrientes abaixo dos valores registrados para o reservatório Poções, indicam suas condições generalistas, visto que o grupo apresenta, dentre os táxons do fitoplâncton, preferência por espécies de Chlorophyta, comuns em ambientes oligo-mesotróficos, mas que também tem alta capacidade de crescimento e reprodução quando submetidos a dietas com Cyanobacterias comumente encontradas em ecossistemas eutróficos (Xi et al., 2002; Claps et al., 2011).

A biomassa do zooplâncton mostra diferença de representatividade quando comparado à abundância dos táxons. No reservatório Camalaú a contribuição representativa da biomassa incluiu *Ceriodaphnia* sp e *Thermocyclops* sp diferindo dos táxons mais abundantes. Estes gêneros são comumente encontrados em ambientes com melhor qualidade ecológica (Hynynen et al., 1999; Silva and

Matsumura-Tundisi, 2005; Sendacz et al., 2006), refletindo o conjunto de dados ambientais para este reservatório. Isto sugere que a abundância, individualmente, não seja uma boa ferramenta na avaliação e monitorização de reservatórios no semiárido, pois, pode refletir a plasticidade de espécies generalistas, como foi o observado para os dados de abundância no reservatório Camalaú. Hessen et al. (2008) afirmam que espécies generalistas do zooplâncton têm ampla distribuição (mesmo em lagos com diferentes graus de trofia) e ocorrem geralmente com elevada proporção numérica.

Ao contrário da abundância, a biomassa refletiria a representatividade das espécies para a comunidade e estariam ligadas às condições ambientais do sistema, como mostra o conjunto de dados apresentados em ambos os reservatórios. Este aspecto de associação entre a qualidade ecológica em ambientes aquáticos continentais e o padrão de distribuição biomassa tem sido utilizado como indicador das condições ecológicas, visto que este componente estrutural reflete a matéria orgânica disponível em uma área e permite avaliar a estrutura da comunidade independente da sua composição taxonômica (Ahrens and Peter, 1991). Além disso, os pesquisadores tem concluído que a biomassa é uma ferramenta abrangente para avaliação da saúde e dos estresses provocado sobre os ecossistemas de água doce, pois permite incluir, além dos indicadores estruturais, indicadores funcionais das comunidades (Pace, 1986; Xu et al., 1997a; Xu et al., 1997b; Xu et al., 1999; Xu et al., 2002; Marques et al., 2003).

As variáveis que apresentaram maior força de correlação para a distribuição da abundância, riqueza e biomassa da comunidade atuaram no direcionamento desses aspectos estruturais em escala espacial (entre os reservatórios), micro espacial (entre a zona litorânea e limnética) e sazonal (entre os períodos de menor e maior volume nos reservatórios). A escala espacial e sazonal já é reconhecida como um fator relacionado com as mudanças dos padrões ambientais e consequentemente as mudanças da abundância, riqueza, diversidade e biomassa do zooplâncton (Branco et al., 2007; Mukhopadhyay et al., 2007; Modéran et al., 2010; Bonecker et al., 2013).

Os padrões de distribuição horizontal, flutuação das espécies entre zona litorânea a limnética, podem ter forças de direcionamento diferenciadas, como mostram os dados para os atributos estruturais da comunidade do zooplâncton e isto sugere que o acompanhamento da qualidade ecológica em reservatórios do

semiárido possa ser feito considerando a variação dos padrões da comunidade em escala espacial mais reduzida, entre o compartimento litorâneo e limnético, (Le´vesque et al., 2010).

A diversidade de Shannon-Weiner da comunidade zooplânctonica englobou variáveis ambientais diferenciadas dos demais aspectos estruturais para a zona litorânea e limnética. Esta associação sugere que este fator estruturador individualmente não seja recomendado para avaliação da qualidade ecológica, tendo em vista que o conjunto de variáveis preditoras incluiu um número reduzido de variáveis ligadas à indicação de impactos ambientais. Além disso, a diversidade e riqueza de espécies são atributos estruturais diretamente influenciados pelo esforço amostral, o que pode levar o pesquisador a conclusões divergentes na classificação da qualidade ecológica e a influência do tamanho da amostra já é reconhecida como o fator influenciador na composição da riqueza em estudos ecológicos tanto para o zooplâncton, quanto para macroinvertebrados bentônicos (Brose et al., 2003).

Para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a alta abundância de indivíduos de *Melanoides tuberculatus* no reservatório Poções pode ser associada com a alta capacidade de adensamento da espécie em ambientes mais eutróficos, refletindo o conjunto de dados ambientais do reservatório. O mesmo aspecto de adensamento da espécie em lagos eutróficos foi observado em estudos anteriores (Martins-Silva and Barros, 2001; Callisto et al., 2005; Giovanelli et al., 2005; Vidigal et al., 2005; Rocha-Miranda and Martins-Silva, 2006). Santos and Eskinazi-Sant'Anna (2010) ainda enfatizam que o tempo de residência da água em reservatórios do semiárido pode ser outro fator que favorece as altas densidades desses organismos. No reservatório Camalaú a maior abundância de *Chaoborus* na zona limnética pode estar associada à abundância de Cladóceros nesta mesma zona, considerando a preferência alimentar do táxon e a ocorrência de maiores abundâncias em ambientes com características oligo-mesotróficas (Sutor et al., 2001).

Apesar da riqueza e diversidade de macroinvertebrados ser reconhecidamente maior em zona litorânea (James et al. 1998), no presente estudo, os maiores valores da diversidade ocorreram na zona limnética. Este padrão observado pode ser relacionado a dominância da espécie de *Melanoides tuberculatus* na região litorânea o que influencia no valor da diversidade, sugerindo que, assim como para o zooplâncton, o atributo da diversidade como fator individual

também pode não ser uma boa ferramenta para avaliação da condição ecológica, visto que a dominância de espécies pode gerar conclusões divergentes (Brose et al., 2003).

A biomassa de macroinvertebrados bentônicos, assim como para o zooplâncton, também mostrou divergência quanto à representatividade dos táxons mais abundantes. No reservatório Camalaú, a alta biomassa de indivíduos da *Polymitarcydae* na zona limnética pode ser associado ao baixo volume no reservatório durante o período de amostragem, o que possibilitou iluminação de toda a coluna de água e a colonização de espécies de macrófitas, proporcionando maior diversidade de nicho, visto que indivíduos dessa família são encontrados comumente associados à macrófitas aquáticas (Lopes et al., 2011). Este padrão de divergência entre a abundância e a biomassa, também se repete para a comunidade de zooplâncton, sugerindo que a abundância como fator individual não seja uma ferramenta indicada por, em alguns casos, refletir o padrão de espécies generalistas.

No reservatório Poções os gêneros *Coelotanypus*, *Chironomus* e *Goeldichironomus* foram os mais abundantes e com maiores valores de biomassa para o reservatório. Esses gêneros são encontrados em altas densidades para habitats tipicamente impactados, sendo tolerantes a altas concentrações de nutrientes, e matéria orgânica (Helson et al., 2006; Resende and Takeda, 2007; Morais et al., 2010), o que reflete o conjunto de variáveis preditoras para o reservatório. No reservatório Camalaú os gêneros *Ablabesmyia*, *Fissimentum*, *Tanytarsus* e *Parachironomus* são indicadores de ambientes com boa qualidade, pois são intolerantes à condições de habitat alterado (Morais et al., 2010; Odume and Muller, 2011). Este último ainda é frequentemente encontrado em ambientes com águas claras, devido a presença de macrófitas submersas estrutura em que encontram-se associados, como ocorreu no reservatório Camalaú (Anjos e Takeda, 2010).

Para a abundância de macroinvertebrados bentônicos, as variáveis preditoras com maior força de correlação são variáveis frequentemente relacionadas a avaliação de impactos e de classificação da trofia (McMurtry et al., 1989; Sousa et al., 2008; Perilla et al., 2012), estudos mostram a associação das mudanças na abundância da comunidade frente aos estressores ambientais (Bonada et al., 2006; Helson et al., 2013). Para a biomassa, além dessas variáveis, foram também englobadas as que são associadas a composição do sedimento e este fator é

reconhecido como fundamental para a composição e estrutura de macroinvertebrados bentônicos, visto que a diferenciação na composição do sedimento pode afetar a mobilidade dos organismos, disponibilidade de habitats e mesmo de fontes alimentares (Schofield et al., 2004; Bertrab et al., 2013) .

A estrutura das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos também esteve associada a presença do banco de biomassa de macrófitas submersas. Para a comunidade do zooplâncton, a biomassa de *Chara* sp e *Egeria densa* foram variáveis preditoras aos todos os aspectos estruturais da comunidade, enquanto que para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apenas a biomassa de *E. densa* foi um fator preditor para a comunidade.

A relação positiva entre a estrutura das comunidades de invertebrados é explicada pelo fato que áreas que apresentam maior grau de heterogeneidade aumentam a disponibilidade de micro-habitats e nichos eficazes, o que permite a coexistência de espécies, diminui a partilha de recursos e consequente competição (Pianka, 1988; Bell et al., 1991; Downes et al., 2000; Taniguchi et al., 2003; Burlakova et al., 2012). Além disso, está relacionada principalmente com o fornecimento de alimento (e.g. algas epifíticas aderidas a estrutura vegetal), refúgio contra predadores (Onsem et al., 2010) e determinação do sucesso de colonização por parte dos organismos (Thomaz et al.; 2008; Humphries et al., 2011; Kovalenko et al., 2012).

Os pontos de coleta onde havia bancos dessas macrófitas submersas foram os que apresentaram maior riqueza e diversidade, devido ao favorecimento de habitats heterogêneos e adequados. Essas áreas são reconhecidas como áreas de manutenção da biodiversidade', por sustentarem maior riqueza e diversidade de comunidades em diversos níveis tróficos, quando comparados a áreas homogêneas (Attrill et al., 2000; Kostylev et al., 2005; Gomes et al., 2012). Isto sugere que os sites com a presença dessas espécies esteja listadas para a conservação de habitats no alto curso do rio Paraíba.

A biomassa foi o aspecto estrutural que englobou o maior número de variáveis, principalmente as que estão relacionadas ao estado trófico e a complexidade do habitat. Alguns estudos realizados mundialmente para as comunidade de invertebrados, classificam a biomassa como o componente estrutural que permite a avaliação em múltiplas escalas incluindo a avaliação de aspectos funcionais (Zhao et al., 2008), fluxo e organização energética (Peretyatko et al., 2007; Persson et al.,

2007; Silow and Mokry, 2010), permitindo um processo de avaliação e monitorização mais completa sobre a saúde do ecossistema.

Conclusões

As principais contribuições desse estudo são as seguintes:

- (1) As variáveis ambientais que direcionam a estrutura das comunidades de invertebrados planctônicos e bentônicos em reservatórios do semiárido atuam em escala espacial (reservatórios), micro espacial (zona litorânea e pelágica) e sazonal, sugerindo que as ferramentas de monitoramento desses corpos aquáticos englobem estas referentes escalas;
- (2) A diversidade mostrou não ser um bom atributo das comunidades a ser utilizado individualmente como ferramenta de avaliação desses corpos aquáticos, visto que em ambientes onde há dominância espécies, este fator é fortemente influenciado;
- (3) A abundância, se utilizada individualmente, pode levar a conclusões divergentes para classificação da qualidade ecológica em reservatórios do semiárido, pois pode refletir a plasticidade de espécies generalistas;
- (4) A biomassa foi uma boa ferramenta indicativa para biomonitoramento em reservatórios, tendo em vista o número de variáveis ambientais que esteve associada e, para ambas as comunidades de invertebrados, serem variáveis relacionadas ao estado trófico e complexidade do habitat, podendo inferir áreas sujeitas a degradação e área prioritárias a conservação na bacia hidrográfica do rio Paraíba.

Considerações Finais

- (1) Estudos futuros são sugeridos em outras partes da bacia hidrográfica (médio e baixo curso) na intenção de identificar se os padrões observados se repetem ou se sofrem influência do gradiente altitudinal. Além disso, incluir outras comunidades (ex. fitoplâncton, perifiton, bacterioplâncton) para o

desenvolvimento de índices multiparamétricos e modelos de previsão para avaliação, classificação e monitoramento de reservatórios em região semiárida é recomendado.

- (2) Em programas de biomonitoramento para reservatórios do semiárido é recomendada, quando avaliada a comunidade do zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos, a utilização dos aspectos estruturais associados ao conjunto de variáveis ambientais, como: fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a, oxigênio dissolvido, %oxigênio dissolvido e elementos relacionados à complexidade do habitat.

REFERÊNCIAS

- Abell, R. (2002). Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. **Conservation Biology**, v. 16. p.1435-1437.
- AESA. Comitê do Rio Paraíba. **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba**. 2010; 2013.
- Ahrens M. A.; Peter, R. H. (1991) Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 48. p. 1967-1978.
- Al- Shami, S. A.; Heino, J.; Che Salmah, M. R.; Abu Hassan, A.; Suhaila, A. H.; Madrus, M. R. (2013). Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. **Freshwater Biology**. p. 1-12.
- Anderson, M. J.; Gorley, R. N.; Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. **Primer-e, Plymouth**, UK, 214p.
- Anderson, M.J. (2001a). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** v. 26. p. 32-46.
- Anderson, M.J. (2001b). Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58. p. 626-639.
- Anderson, M.J.; ter Braak, C.J.F. 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73. p. 85-113.
- Anjos, A. F.; Takeda, A. M. (2010). Estrutura da comunidade das larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera), em diferentes substratos artificiais e fases

- hídricas, no trecho superior do rio Paraná, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 2. p. 131-140.
- Annor, F. O., Van de Giesen, N., Liebe, J., Van de Zaag, P., Tilmant, A., & Odai, S. N. (2009). Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 34. p. 309-315.
- APHA, AWWA and WPCF. (1992). **Standard methods for the examination of waster and waster-water**. 18 ed. New York, APHA/AWWAWPCF, 1193p.
- Attayde, J. L.; Bozelli, R. L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55. p. 1789-1797.
- Attrill, M.J.; Strong, J.A.; Rowden, A.A. (2000). Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? *Ecography*, v. 23. p.114-121.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F., Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.P.; Nessimian, J. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 575. p. 83–94.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenbourg, R.; McCarron, E.; White, J.S.; Bastian, M.L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 15. p. 185–211.
- Bays J.S.; Crisman T.L. (1983) Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 40. p. 1813–1819.
- Bell, S.S.; Mccoy, E.D.; Mushinsky, H.R. (1991). Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space. **Chapman and Hall**, London.
- Bere, T.; Tundisi, J. G. (2010). Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70. p. 493-502.
- Berthon, V.; Bouchez, A.; Rimet, F. (2011). Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia*, v. 673. p. 259-271.
- Bertrab, M. G.; Krein, A.; Stendera, S.; Thielen, F.; Hering, D. (2013). Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? *Ecological Indicators*, v. 24. p. 589-598.
- Blindow, I.; Hargeby, A.; Meyercordt, J.; Schubert, H. (2006). Primary production in two shallow lakes with contrasting plant form dominance: A paradox of enrichment? *Limnology and Oceanography*, v. 51. p. 2711–2721.

- Boffi, A.V. (1979). **Moluscos brasileiros de interesse médico e econômico**. São Paulo. HVCITEC. 181p.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H.; Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 51. p. 495-523.
- Bottrell, H.H.; Duncan, A.; Gliwicz, Z.M.; Grygierek, E.; Herzig, A.; Hillbricht-Ilkowska, A. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies: Contribution from the Plankton Ecology Group (IBP). **Norwegian Journal of Zoology**, v. 24, 419–456.
- Branco, C. W.; Rocha, M. I. A.; Pinto, G. F.; Gômara, G. A.; Filippo, R. D. (2002). Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 7. p. 87-92.
- Brose, U. (2003). Regional diversity of temporary wetland Carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 98. p. 163–167.
- Burlakova, L.E.; Karatayev, A.Y.; Karatayev, V.A. (2012). Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. **Hydrobiologia**, 685, p.121-134.
- Callisto, M.; Esteves, F. (1996). Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 8, p.115-126.
- Cardinale, B. J.; Duffy, J. E.; Gonzalez, A.; Hooper, D. U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G. M.; Tilman, D.; Wardle, D. A.; Kinzig, A. P.; Daily, G. C.; Loreau, M.; Grace, J. B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D. S.; Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486. p. 59-67.
- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F.; Hodgson, J. R.; Cochran, P. A.; Elser, J. J.; Elser, M. M.; Lodge, D. M.; Kretchmer, D.; He, X.; von Ende, C. N. (1987). Regulation of lake primary productivity by food web structure. **Ecology**, v. 68. p. 1863-1876.
- Carvalho, A.L. and Calil, E.R. (2000). Chaves de identificação para Famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adulto e larvas. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 41. p. 223-241.
- Chalar, G.; Arocena, R.; Pacheco, J. P.; Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). **Ecological Indicators**, v. 11. p. 362-369.
- Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D. U.; Lavorel, S.; Salal, O. E.; Hobbie, S. E.; Mack, M. C.; Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405. p. 234–242.

- Chellappa, S.; Bueno, R. M.; Chellappa, T.; Chellappa, N. T.; Almeida e Val, V. M. F. (2009). Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 39. p. 325-329.
- Claps, M. C.; Gabellone, N. A.; Benítez, H. H. (2011). Seasonal Changes in the Vertical Distribution of Rotifers in a Eutrophic Shallow Lake with Contrasting States of Clear and Turbid Water. *Zoological Studies*, v. 50. p. 454-465.
- Costa, C., Ide, S.; Simonka, C. S. 2006. **Insetos Imaturos Metamorfose e Identificação. Ribeirão Preto**. Ed. Helos. 249p.
- Cunha, S. R. D. S.; Panosso, R.; Araújo, M. F. F.; Melo, J. L. D. S.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Australis*, v. 13. p. 382-401.
- Demars, B. O., Kemp, J. L., Friberg, N., Usseglio-Polatera, P., & Harper, D. M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological Indicators*, v. 23. p. 301-311.
- Dodson, S. I.; LILLIE, R. A.; WILL-WOLF, S. (2005). Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. *Ecological Applications*, v. 15. p. 1191–1198.
- Downes, B.J.; Lake, P.S.; Shreiber, E.S.G.; Glaister, A. (2000). Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, v.123. p.569-581.
- Duffy, J. E.; Cardinale, B. J.; France, K. E.; McIntyre, P. B.; Thébault, E.; Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*, v. 10. p. 522-538.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasília: **Universo**. UCB.
- Epler, J.H. (2001). Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. **Aquatic Entomologist. North Carolina Department of Environmental and Natural Resources Division of Water Quality**. 1073p.
- Eskinazi-Sant'Anna, E. M.; Menezes, R.; Costa, I. S.; Panosso, R. D. F.; Araújo, M. F.; Attayde, J. L. D. (2007). Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11. p. 410-421.
- Fanny, C.; Virginie, A.; Jean-François, F.; Jonathan, B.; Marie-Claude, R.; Simon, D. (2013). Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 703. p. 149-164.
- Feio, M. J.; Poquet, J. M. (2011). Predictive Models for Freshwater Biological Assessment: Statistical Approaches, Biological Elements and the Iberian

- Peninsula Experience: A Review. **International Review of Hydrobiology**, v. 96. p. 321-346.
- Feio, M. J.; Reynoldson, T. B.; Ferreira, V.; Graça, M. A. S. (2007). A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). **Hydrobiologia**, v. 589. p. 55-68.
- Fernández, H. R; Domínguez, E. (ed.). (2001). Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos. Sudamericanos. **Tucumán**. UNT, 282p.
- Gaarder, T. and Gran, H. H. (1927). Investigation of the Production of Plankton in the Oslo Fjord. **Journal of Conservation Institute Exploration Marine**, 42, p.1-48.
- Gannon J. E; Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Am. Micros. Soc.**, v. 97. p. 16-35.
- Gomes, L. C.; Bulla, C.K.; Agostinho, A.A.; Vasconcelos, L.P.; Miranda, L.E. (2012). Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. **Hydrobiologia**, v. 685, p.97-107.
- Graça, M. A.; Pinto, P.; Cortes, R.; Coimbra, N.; Oliveira, S.; Morais, M.; Malo, J. (2004). Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two- Scale Analysis. **International Review of Hydrobiology**, v. 89. p. 151-164.
- Haase, P.; Hering, D.; Jähnig, S. C.; Lorenz, A. W.; Sundermann, A. (2012). The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. **Hydrobiologia**. p.1-14.
- Helson, J. E.; Williams, D. D. (2013). Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. **Ecological Indicators**, v. 29. p. 167-178.
- Helson, J. E.; Williams, D. D.; Turner, D. (2006). Larval Chironomidae community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. **Hydrobiologia**, v. 559. p.413-431.
- Hering, D.; Johnson, R. K.; Kramm, S.; Schmutz, S.; Szoszkiewicz, K.; Verdonshot, P. F. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric- based analysis of organism response to stress. **Freshwater Biology**, 51. p. 1757-1785.
- Hessen, D. O.; Walseng, B. (2008). The rarity concept and the commonness of rarity in freshwater zooplankton. **Freshwater Biology**, v. 53. p. 2026-2035.
- Humphries, Austin T.; Peyre, M.K.L.; Kimball, M.E. and Lawrence, P.R. (2011). Testing the effect of habitat structure and complexity on nekton assemblages using experimental oyster reefs. **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, v. 409. p.172-179.

- Hynynen, J.; Palomäki, A.; Veijola, H.; Meriläinen, J. J.; Bagge, P.; Manninen, P.; Ustinov, A.; Bibiceanu, S. (1999). Planktonic and zoobenthic communities in an oligotrophic, boreal lake inhabited by an endemic and endangered seal population. **Boreal Environmental Research**, v. 4. p. 145-161.
- Jensen, T. C.; Dimante-Deimantovica, I.; Schartau, A. K.; Walseng, B. (2012). Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. **Hydrobiologia**, p. 1-12.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology**, v. 45. p. 201-213.
- Jeppesen, E.; Nöges, P.; Davidson, T. A.; Haberman, J.; Nöges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T. L.; Søndergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L. S.; Bjerring, R.; Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676. p. 279-297.
- Jørgensen, S. E.; Nielsen, S. N.; Mejer, H. (1995). Emergy, environ, exergy and ecological modelling. **Ecological modelling**, v. 77. p. 99-109.
- Koste, W. (1978). **Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Überordnung Monogonta. 2. Berlin, Gebrüder Borntraeger.** 637p.
- Kostylev, V.E.; Erlandsson, J.; Ming, M.Y.; Williams, G.A. (2005). The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. **Ecological Complexity**, v. 2, p.272-286.
- Kovalenko, K.E.; Thomaz, S.M.; Warfe, D. M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685. p.1-17.
- Legendre, P.; Anderson, M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, 69(1), p. 1-24.
- Li, F.; Baea, M-J.; Kwona, Y-S.; Chunga, N.; Hwangb, S-J; Parkc, S-J.; Parkc, H-K.; Kongd, D. S.; Park, Y-S (2012). Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. **Ecological Modelling**, p. 1-10.
- Lopes, A.,; de Paula, J. D. A.; Mardegan, S. F.; Hamada, N.; Teresa, M.; Piedade, F. (2011). Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de Eichhornia crassipes na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 41. p. 493-502.

- Marques, J. C.; Nielsen, S. N.; Pardal, M. A.; Jørgensen, S. E. (2003). Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. **Ecological Modelling**, v. 166. p. 147-168.
- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v.8. p. 21-27.
- Melo, A. S.; Froehlich, C. G. (2001). Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 711-721.
- Merritt, R.W.; Cummins, K. W. (1996). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3 re edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 862.p.
- Modéran, J.; Bouvais, P.; David, V.; Le Noc, S.; Simon-Bouhet, B.; Niquil, N.; Miramand, P.; Fichet, D. (2010). Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88. p. 219-232.
- Molozzi, J.; Feio, M. J.; Salas, F.; Marques, J. C.; Callisto, M. (2012). Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 23. p. 155-165.
- Molozzi, J.; Salas, F.; Callisto, M.; Marques, J. C. (2013). Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 24. p. 543-551.
- Morais, S.; Molozzi, J.; Lessa, A.; Viana, T. H.; Callisto, M. (2010). Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera-Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70. p.13-23.
- Moreno, P.; França, J. S.; Ferreira, W. R.; Paz, A. D.; Monteiro, I. M.; Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. **Hydrobiologia**, v. 630. p. 231-242.
- Mukhopadhyay, S. K.; Chattopadhyay, B.; Goswami, A. R.; Chatterjee, A. (2007). Spatial variations in zooplankton diversity in waters contaminated with composite effluents. **Journal of Limnology**, v. 66. p. 97-106.
- Odume, O. N.; Muller, W. J. (2011). Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 36. p. 929-938.
- Oliveira, R.; Baptista, D. F.; Mugnai, R.; Castro, C. M.; Hughes, R. M. (2011). Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 11. p. 1584-1593.

- Onsem, S.; Backer, S.; Triest, L. (2010). Microhabitat–zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds. **Hydrobiologia**, v. 656. p. 67-81.
- Österling, M. E.; Arvidsson, B. L.; Greenberg, L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. **Journal of Applied Ecology**. v. 47. p. 759–768.
- Pace, M.L.; Orcutt J.D.Jr. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. **Limnology and Oceanography**, v. 26, p. 822-830.
- Paulsen, S. G.; Baker, J.R.; Dixit S. S.; Kaufmann, P. R.; Kinney, W.L.; Stemberger, R.; Sutton, D. W.; Whittier, T.R.; Yearley, R. B. (1997). Introduction and overview of EMAP surface waters. In Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Field Operations Manual for Lakes, Baker JR, Peck DV, Sutton DW (eds). EPA/620/R-97/001, **US Environmental Protection Agency**: Washington, DC; 1.1–1.16.
- Péres, G.P. (1988). **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Editorial Presencia Ltda. Bogotá. 217p.
- Peretyatko, A.; Teissier, S.; Symoens, J. J.; Triest, L. (2007). Phytoplankton biomass and environmental factors over a gradient of clear to turbid peri-urban ponds. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 17. p. 584-601.
- Persson, J.; Brett, M. T.; Vrede, T.; Ravet, J. L. (2007). Food quantity and quality regulation of trophic transfer between primary producers and a keystone grazer (*Daphnia*) in pelagic freshwater food webs. **Oikos**, v. 116. p. 1152-1163.
- Peterson, A. (1960). **Larvae of Insects. An Introduction to Nearctic Species**. **Columbus**: OHIO. 250p.
- Pianka, E.R. (1988). **Evolutionary Ecology**. Harper and Row, New York.
- Pinto-Coelho, R. M. (2004). Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação da biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: Bicudo, E. M.; Bicudo, D. de C. (Eds). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RiMa: 149-165.
- Reid. J.W., 1985. Chave de Identificação e lista de referência bibliográficas para as espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Bolm. Zool. Univ. S. Paulo**. v. 9. p.17 – 143.
- Resende, D. L. M. C.; Takeda, A. M. (2008). Larvas de Chironomidae (Diptera) em três Reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 9. p.

- Ruttner-Kolisko A. (1977) Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v. 8, p.71-76.
- Ruttner-Kolisko, A. (1974). **Plankton Rotifers. Biology and taxonomy (Monogononta)**. Buchhandlung Stuttgart: Schweizerbart'sche verlags, p. 1-146.
- Saksena, DN. Rotifers as indicators of water quality. (1987) *Acta Hydrochimica et Hydrobiologia*, v. 15. p.481–485.
- Schneider, S. C.; Kahlert, M.; Kelly, M. G. (2013). Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. **Science of The Total Environment**, v. 444. p. 73-84.
- Schofield, K.; Pringle, C.M.; Meyer, J.L. (2004). Effects of increased bedload on algal and detrital-based stream food webs: experimental manipulation of sediment and macro consumers. **Limnology and Oceanography**, v. 49. p. 900–909.
- Sendacz, S.; Caleffi, S.; Santos-Soares, J. (2006). Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66. p. 337-350.
- Shannon, C. E.; WEAVER, W. (1963). **"The Mathematical Theory of Communication"**. Urbana: University of Illinois Press.
- Silow, E. A.; Mokry, A. V. (2010). Exergy as a tool for ecosystem health assessment. **Entropy**, v. 12, p. 902-925.
- Silva, W. M.; Matsumura-Tundisi, T. (2005). Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65. p. 521-531.
- Smith, V. H.; Tilman, G. D.; Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental pollution**, v. 100. p. 179-196.
- Sousa, W.; Attayde, J. L.; Rocha, E. D. S.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. (2008). The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 30. p. 699-708.
- Stemberger, R. S.; Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51. p. 2435-2447.
- Suguio, K. (1973). **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blucher. 317p.

- Taniguchi, H.; Nakano, S. Tokeshi, M. (2003). Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. **Freshwater Biology**, v. 48. p.718-728.
- Tasevska, O.; Jersabek, C. D.; Kostoski, G.; Gušeska, D. (2012). Differences in rotifer communities in two freshwater bodies of different trophic degree (Lake Ohrid and Lake Dojran, Macedonia). **Biologia**, v. 67. p. 565-572.
- Thomaz, S. M.; Dibble, E. D.; Evangelista, L. R.; Higuti, J.; Bini, L. M. (2007). Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology**, v. 53. p. 358-367.
- Tixier, G.; Lafont, M.; Grapentine, L.; Rochfort, Q.; Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. **Ecological Indicators**, v. 11. p. 1497-1506.
- Trivinho-Strixino, S. (2011). Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**. v. 11. p. 1-10.
- Trivinho-Strixino, S.; Strixino, G. (1995). **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo**: Guia de identificação e diagnose dos gêneros.
- Vignatti, A.; Cabrera, G.; Echaniz, S. (2012). Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during its drying. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7. p. 93-106.
- Vollenweider, R.A. (1974). **A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments**. Oxford: Blackweel Scientific Publications Osney mead 225p.
- Webber, M.; Edwards-Myers, E.; Campbell, C.; Webber, D. (2005). Phytoplankton and zooplankton as indicators of water quality in Discovery Bay, Jamaica. **Hydrobiologia**, v. 545. p.177-193.
- Winkler, L. W. (1888). Die Bestimmung des im Wasser Gelösten Sauerstoffs. **Ber. Dtch Chemie Gestamenn**, v. 21. p. 2843-2354.
- Xi, Y. L.; Liu, G. Y. Jin, H. J. (2002). Population growth, body size, and egg size of two different strains of *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera) fed different algae. **J. Freshw. Ecol.**, v. 17. p. 185-190.