



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**  
**CAMPUS I**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO**

**A ECO-EXERGIA E ECO-EXERGIA ESPECÍFICA NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE  
AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS NO SEMIÁRIDO**

**CAMPINA GRANDE-PB**

**2018**

**ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO**

**A ECO-EXERGIA E ECO-EXERGIA ESPECÍFICA NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE  
AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS NO SEMIÁRIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), como requisito para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Área de Concentração: Ecologia

Orientadora: Prof. Dr<sup>a</sup> Joseline Molozzi

Coorientador: Dr. Evaldo Lira de Azevêdo

CAMPINA GRANDE-PB

2018

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na 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 do trabalho.

A472e Alvaro, Erica Luana Ferreira.  
A eco-exergia e eco-exergia específica na avaliação da saúde ambiental de ecossistemas aquáticos no semiárido [manuscrito] / Erica Luana Ferreira Alvaro. - 2018.  
35 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2018.  
"Orientação : Prof. Dr. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS."  
"Coorientação: Prof. Dr. Evaldo Lira de Azevêdo, IFPB - Instituto Federal da Paraíba"  
1. Meio ambiente. 2. Macroinvertebrados. 3. Ecossistemas aquáticos. 4. Eco-exergia. I. Título

21. ed. CDD 577.6

**ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO**

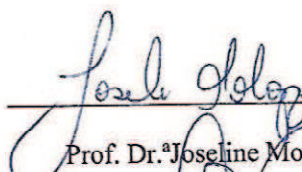
**A ECO-EXERGIA E ECO-EXERGIA ESPECÍFICA NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE  
AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS NO SEMIÁRIDO**

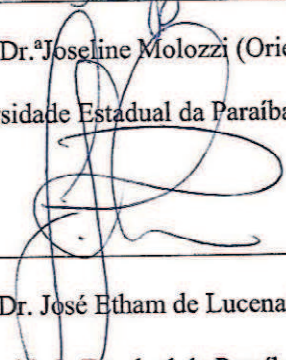
Artigo apresentado ao Curso de Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), como requisito para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

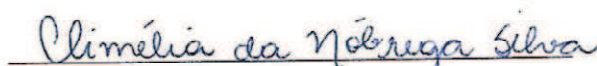
Área de concentração: Ecologia.

Aprovada em: 09/11/2018.

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr.ª Joseline Molozzi (Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

  
\_\_\_\_\_  
Me. Climélia da Nóbrega Silva  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Aos meus pais, por seu amor incondicional, cuidado e  
abdicação, DEDICO.

## AGRADECIMENTO

Primeiramente agradeço à Deus, por me guiar, fortalecer e me permitir realizar o que aos meus olhos foram grandes conquistas, pois nada veio de mim, tudo veio Dele.

Agradeço aos meus pais, Maria Estela e Josivando, por seu cuidado e amor! Apesar de todas as lutas e dificuldades que temos passado, eles tem permanecido ao meu lado, me apoiando e torcendo por meu sucesso. Ao meu irmão, agradeço por conseguir me fazer rir, mesmos nos meus dias mais escuros. Aos demais familiares também agradeço, por me apoiarem e acreditarem em mim.

Agradeço à minha orientadora Joseline Molozzi por ser fonte de inspiração para mim, e para todos nós que integramos a equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos. Sua presença em nossas vidas tem sido uma bênção de Deus e é muito especial para cada um de nós!

Ao meu coorientador Evaldo Azevêdo por sempre acreditar em mim! Por lutar junto comigo pelo meu sucesso, ensinando-me lições valiosas ao longo dessa caminhada de anos, afinal, como bem lembrado, “o trabalho dignifica o homem.”

À Climélia Nóbrega agradeço por toda ajuda, apoio e compreensão ao longo desses anos de convívio no laboratório. És uma das poucas pessoas com as quais me abro, e sou muito grata a Deus por sua vida.

Agradeço à Iara Maria e a Fraciely Ferreira por toda a ajuda e amizade ao longo desses anos, vocês me acompanham desde o começo, e são pessoas incríveis que possuem um grande coração.

Agradeço a todos os membros do Laboratório de Ecologia de Bentos, graças à vocês tenho conseguido realizar grandes conquistas, coisas que para mim muitas vezes pareciam impossíveis e inalcançáveis. Agradeço aos doutores formados no laboratório, aos atuais doutorandos e mestrandos por toda ajuda e carinho com os quais sempre me trataram. Agradeço aos alunos de TCC, desde os que entraram no LEB comigo aos mais recentes, por toda sua amizade e companheirismo. Agradeço aos novos estagiários por toda a descontração e ajuda na conquista de novos sonhos, com a ajuda de Deus teremos muito sucesso.

Agradeço ao meu grande amigo Jefferson Deyveson por me apoiar e compreender ao longo desses cinco anos de curso. O seu apoio e brincadeiras foram fundamentais. Aos meus demais colegas de curso Alef Nunes, Monaliza Geovana, Geizy Bernardo, Karolina Borges, Auta Paulina e Humberto Almeida, os quais me acompanharam nessa longa caminhada desde quando éramos “ferinhas”, agradeço por todo apoio, compreensão, amizade e carinho. Todos vocês sempre estarão em minha memória.

Aos meus amigos de anos, Michel Galdino, Amilson Santos, Mateus Alves e Wellington Aragão, agradeço por todo apoio e por torcerem por mim.

Às funcionárias da UEPB, Edilma e Dona Mary, agradeço por toda a ajuda e carinho que vocês sempre tiveram por mim. Vocês contribuíram para que essa caminhada se tornasse mais leve.

Ao técnico de laboratório Adriano, agradeço por toda ajuda e apoio, é um grande ser humano.

Agradeço à todos os professores que compõem o corpo docente do curso de biologia da UEPB por todos os seus ensinamentos, vocês foram fundamentais para o meu crescimento e amadurecimento. Agradeço a coordenação do curso de biologia por toda ajuda e apoio.

Agradeço à Universidade Estadual da Paraíba por me possibilitar realizar meus sonhos.

Agradeço ao Projeto REHISA pelo financiamento das coletas dos dados desse estudo, assim como ao Laboratório de ecologia aquática (Leaq) pelo auxílio na pesquisa e apoio acadêmico. Sem vocês esse sonho não seria alcançado.

## Resumo

A avaliação da saúde de ecossistemas aquáticos é de extrema importância para a sua gestão e conservação. Com este propósito, nas últimas décadas surgiram diversos índices que possuem o objetivo de avaliar o funcionamento desses ecossistemas, seu desenvolvimento e armazenamento energético. Entre esses índices se destaca os com base no conceito termodinâmico de exergia, sendo eles a Eco-exergia e Eco-exergia específica. Devido à ausência de estudos utilizando índices termodinâmicos em regiões semiáridas, este trabalho tem por objetivo aplicar os índices de Eco-exergia e Eco-exergia específica em reservatórios artificiais de uma região semiárida durante um período de seca extrema. Juntamente com os índices termodinâmicos foram utilizados o Índice de Estado Trófico e os Índices de Diversidade de Shannon e Margalef. Foram avaliados três reservatórios artificiais durante cinco períodos de amostragem entre o ano de 2015 e 2016. Cada reservatório foi dividido em três regiões, e em cada região foram coletadas três unidades amostrais, nas quais foram coletados organismos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Viu-se que a Eco-exergia não apresentou diferenças significativas entre os períodos estudados. Enquanto a riqueza de espécies assim como os índices de diversidade e a Eco-exergia específica tenderam à aumentar entre os períodos de estudo, assim como a classificação trófica dos reservatórios. Concluiu-se que os índices termodinâmicos são úteis indicadores da saúde ambiental refletindo a capacidade de autorganização dos sistemas quando esses sofrem alterações consideráveis geradas pela seca, porém, devesse utilizar estes índices conjuntamente com outros indicadores ecológicos, pois eles podem ser influenciados pela presença de espécies dominantes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Termodinâmica. Macroinvertebrados. Gestão ambiental.



## Sumário

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>8</b>
<b>2. METODOLOGIA</b> .....	<b>11</b>
<b>2.1. Área de estudo</b> .....	<b>11</b>
<b>2.2. Desenho amostral</b> .....	<b>12</b>
<b>2.3. Parâmetros ambientais</b> .....	<b>12</b>
<b>2.4. Macroinvertebrados bentônicos</b> .....	<b>13</b>
<b>2.5. Biomassa</b> .....	<b>13</b>
<b>2.6. Estimativas da eco-exergia</b> .....	<b>13</b>
<b>2.7. Medidas de diversidade</b> .....	<b>14</b>
<b>2.8. Índice de estado trófico</b> .....	<b>15</b>
<b>2.9. Análise de dados</b> .....	<b>16</b>
<b>3. RESULTADOS</b> .....	<b>17</b>
<b>3.1. Caracterização da Comunidade</b> .....	<b>17</b>
<b>3.2. Eco-exergia e Eco-exergia específica</b> .....	<b>18</b>
<b>3.3. Diversidade</b> .....	<b>20</b>
<b>3.4. Índice de Estado Trófico</b> .....	<b>21</b>
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	<b>22</b>
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	<b>26</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>28</b>
<b>ANEXO A- RESULTADOS DA SIMPER</b> .....	<b>35</b>

## A ECO-EXERGIA E ECO-EXERGIA ESPECÍFICA NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS NO SEMIÁRIDO

Érica Luana Ferreira Álvaro\*

### 1. INTRODUÇÃO

A caracterização e avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos é uma ação primordial para o desenvolvimento de uma gestão eficaz e elaboração de políticas ambientais (BAE et al., 2013). Desse modo, diversos índices têm sido propostos nas últimas décadas para avaliar a integridade ambiental, contudo ainda há controvérsias sobre qual índice é mais eficaz para uma análise com este fim (NGUYEN et al., 2014; VERÍSSIMO et al., 2017). Por isso é importante a realização de estudos em diferentes regiões geográficas e cenários de pressão ecológica para que se analise o desempenho de tais índices (BORJA et al., 2009; BORJA et al., 2015).

Entre os índices utilizados para avaliar a saúde ambiental dos ecossistemas, a fim de analisar seu funcionamento, desenvolvimento e as informações energéticas incorporadas em sua estrutura, estão os baseados na análise de rede (ULANOWICZ, 1986) na emergia (ODUM, 1988) e na ascendência (STRASKRABA, 1980). Há ainda os com base no conceito de exergia (JORGENSEN, 1992), a qual tem sido definida como o máxima de trabalho que o sistema pode produzir quando se encontra em equilíbrio com o meio ambiente no qual está inserido (JORGENSEN & NIELSEN, 2007). Em estudos ecossistêmicos, se destaca por expressar a sobrevivência de organismos, assim como refletir uma medida da complexidade biológica e ecológica do sistema (JORGENSEN, 2007), expressando também a dinâmica de comunidades biológicas (NGUYEN et al., 2014). A exergia é um índice orientado termodinamicamente que teve sua aplicação como um indicador da saúde de ecossistemas no final da década de 70 (JORGENSEN & MEJER, 1979), sendo denominado de eco-exergia (SUSANI et al., 2006). Esse índice tem sido aplicado amplamente em vários estudos em ecossistemas aquáticos, como em lagos (SILOW & IN-HYE, 2004), estuários (VERÍSSIMO et al., 2017), áreas costeiras (TANG et al., 2015; TANG et al., 2018), rios (LI et al., 2013) e reservatórios (MOLOZZI et al., 2013), sendo usado como um indicador do estado ambiental desses sistemas.

---

\* Aluna de Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas na Universidade Estadual da Paraíba- Campus I.  
Email:ericaluanaa@hotmail.com.br

Como um complemento da Eco-exergia, a Eco-exergia específica oferece informações sobre a saúde do ecossistema e das alterações antropogênicas sofridas por ele (SILOW & IN-HYI, 2004). Desse modo, a Eco-exergia é uma medida extensiva (isto é, depende da quantidade de matéria) da complexidade do sistema, ela mede a capacidade que o sistema tem de armazenar matéria orgânica e biomassa, o que expressa a capacidade do sistema manter seu funcionamento, enquanto que a Eco-exergia específica é uma medida intensiva (isto é, não depende da quantidade de matéria), refletindo a eficiência global do sistema e a sua capacidade para transferir a biomassa através da cadeia trófica rumo à níveis superiores e a organismos mais complexos (MARQUES et al., 1997; VASSALO et al., 2012).

Nesse contexto, observada a ausência de estudos utilizando o Índice de Eco-exergia e Eco-exergia específica em ecossistemas aquáticos nas regiões semiáridas, este estudo foi realizado em ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro. Regiões semiáridas costumam caracterizar-se como zonas de transição entre regiões áridas e sub-úmidas, nas quais a evaporação é maior que a precipitação, com altas temperaturas nos meses mais quentes do ano (BARBOSA et al., 2012), além de apresentar períodos de secas prolongadas (OLIVEIRA & CEBALLOS, 2014). As secas são caracterizadas como eventos climáticos nos quais há uma redução na quantidade de precipitação da região durante um longo período, sendo reconhecidas mundialmente como um grave estresse ambiental (MISHRA & SINGH, 2017; MACHADO et al., 2017). Eventos extremos de seca acabam reduzindo a qualidade ambiental, o suprimento de água para a população humana, afetando diversas atividades econômicas e sociais (RIEBSAME et al., 1991), causando problemas ecológicos, sociais e econômicos (AZEVEDO et al., 2017). Esses eventos podem ser agravados por eventos climáticos globais, tal como ocorreu com a grave seca do período de 2012-2013 que afetou cerca de 85% da região semiárida brasileira (CUNHA et al., 2015) e teve seus resultados prolongados no período de 2015-2016 com o forte El Niño que gerou alterações climáticas mundiais e que levou à redução drástica do volume hídrico de reservatórios brasileiros (MISHRA & SINGH, 2017; REZENDE et al., 2018).

Reservatórios, comuns em regiões semiáridas como no Nordeste do Brasil, acabam expostos à elevado estresse hídrico (ESTEVES, 1998; AMMAR et al., 2017). Uma vez que são fortemente afetados pelas elevadas taxas de evaporação, decorrentes das altas temperaturas, o que intensifica o acúmulo e concentração de nutrientes, tornando-os mais vulneráveis à eutrofização do que os reservatórios de zonas úmidas (BARBOSA et al., 2012). A eutrofização cultural também é um fator que afeta esses reservatórios, esta é causada pelo

estabelecimento de atividades antrópicas nas bacias de drenagem, o que aumenta a descarga de nutrientes nos corpos aquáticos (BARBOSA et al., 2006).

Ludovisi & Poletti (2003) relataram que há uma correlação negativa entre os Índices de Eco-exergia e Eco-exergia específica com o grau de eutrofização dos sistemas aquáticos, fato que também tem sido relatado em outros estudos (JORGENSEN, 2008; MOLOZZI et al., 2013). Assim, tendo em vista esta correlação e o contexto de vulnerabilidade à eutrofização no qual os reservatórios do semiárido estão inseridos, optou-se por avaliar o Índice de Estado Trófico (CARLSON, 1977) modificado por Toledo et al., (1983). Este índice representa um aspecto importante de análise da água, possui por base variáveis simples, tais como a produtividade primária a qual pode ser mensurada a partir dos dados da clorofila, o nível de transparência da água e a concentração de nutrientes presentes na coluna da água. É um índice que estabelece uma relação direta ou indireta das variáveis analisadas com as fontes de enriquecimento de nutrientes dos sistemas aquáticos (PETRUCIO et al., 2006, DODDS & COLE, 2007; CUNHA et al., 2013, AZEVÊDO et al., 2015).

Com o intuito de realizar uma comparação dos valores da eco-exergia e da eco-exergia específica com outros indicadores biológicos para testar sua eficácia na descrição do estado do ecossistema, foram estimados os índices de diversidade de Margalef (MARGALEF, 1969) e de Shannon-Wiener (SHANNON & WEAVER, 1963), os quais priorizam a riqueza e a uniformidade das comunidades (DEATH, 2008; SPELLEBERG, 2008).

A fim de avaliar como as comunidades biológicas se comportam diante das respostas fornecidas por estes índices verificou-se a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a qual também tem recebido destaque em estudos de avaliação da saúde de ecossistemas a partir da mensuração dos índices de Eco-exergia e Eco-exergia específica (PAOLI et al.; 2016; LINARES et al., 2018 a; LINARES et al., 2018b). Uma vez que essa comunidade constitui um elo importante entre os produtores primários, depósitos de detritos e os mais elevados níveis tróficos dos ecossistemas aquáticos, com sua estrutura podendo refletir mudanças de acordo com um amplo espectro de respostas em relação a diferentes níveis de degradação ambiental (LENAT & BABOUR, 1994; ALBA-TERCEDOR, 1996; BETTINETTI, 2012; THEODOROPOULOS et al., 2017, MIKRA & HEINO, 2017).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi usar os Índices de Eco-exergia e de Eco-exergia específica na avaliação da integridade ambiental de reservatórios localizados na zona semiárida em um período extremo de seca. Analisando-se este índice em conjunto com o Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977) modificado por Toledo et al., (1983), o Índice de

Margalef (MARGALEF, 1969) e o Índice de Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1963), afim se realizar uma análise robusta dos sistemas.

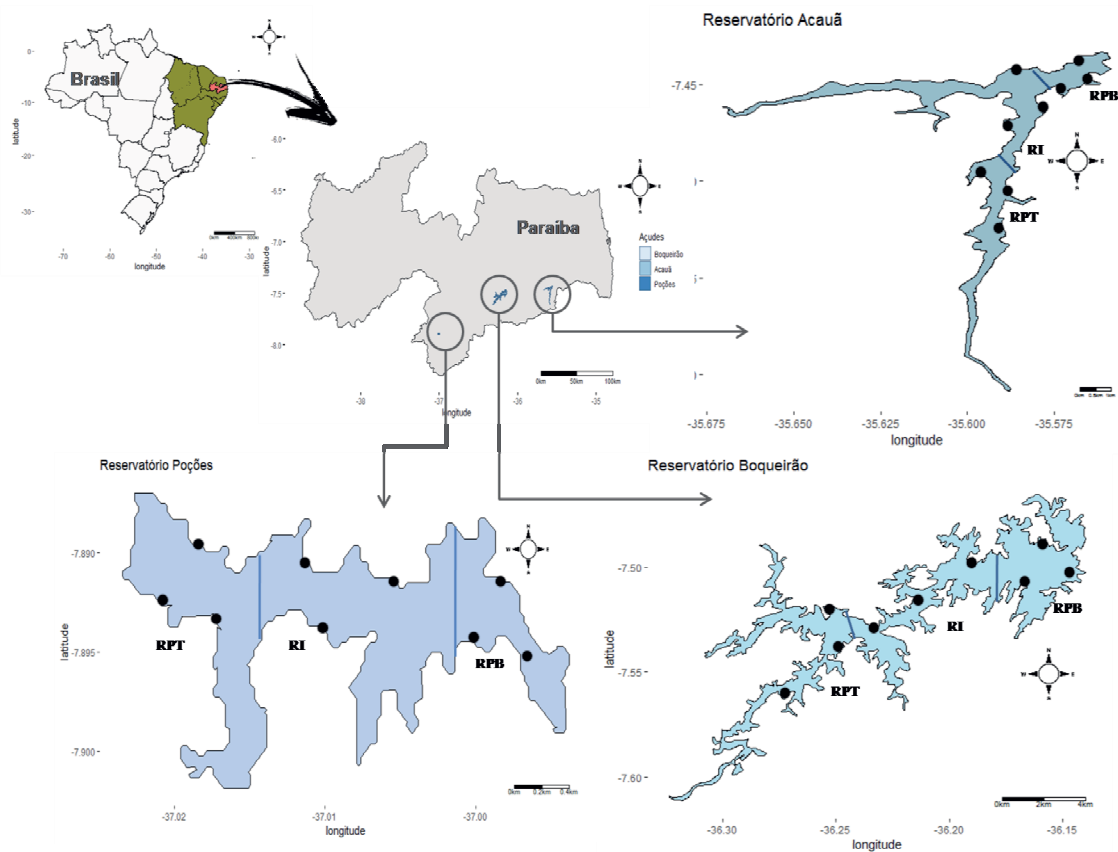
## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em três reservatórios localizados no nordeste brasileiro. O clima da região é semiárido, com chuvas apresentando alta variabilidade espacial e temporal, com anos de seca e de chuvas abundantes se alternando de forma errática, possuindo um alto potencial para a evaporação da água devido às altas temperaturas e alta disponibilidade de energia solar (MORENGO, 2008).

Foram amostrados três reservatórios: 1- Argemiro de Figueiredo (Acauã); 2- Epitácio Pessoa (Boqueirão) e 3- Poções (Fig.1).

**Figura 1:** Mapa dos reservatórios amostrados. Cada reservatório está dividido em três regiões: Região próxima ao barramento (RPB), Região intermediária (RI) e Região próxima ao principal tributário (RPT). Os pontos representam as unidades amostrais



\*Mapa produzido com o uso do software R versão 3.4.4. Dados da AESA: geoserver.aesa.pb.gov.br.

## 2.2. Desenho amostral

As coletas foram realizadas em três regiões ao longo de cada reservatório, as quais foram classificadas como região próxima ao barramento (RPB), região intermediária (RI) e região próxima ao principal tributário (RPT), foram realizadas coletas em três unidades amostrais em cada região. O estudo teve cinco períodos de amostragem, os quais foram julho/15, outubro/15, fevereiro/16, junho/16 e outubro/16. Os períodos de coleta assim como os respectivos volumes hídricos apresentados pelos reservatórios estão dispostos na Tabela 1.

**Tabela 1:** Reservatórios amostrados com suas capacidades máximas e os volumes hídricos nos respectivos períodos de amostragem.

Reservatório	Capacidade máxima (m <sup>3</sup> )	Volume no período de coleta em (m <sup>3</sup> ) e em (%)				
		Julho/15	Outubro/15	Fevereiro/16	Junho/16	Outubro/16
Epitácio Pessoa (7° 33' 32"S ;36° 16' 51"W)	411.686.287	71.122.389 (17,30%)	58.829.024 (14,30%)	46.531.002 (11,30%)	35.579.896 (8,64%)	24.888.594 (6,05%)
Argemiro de Figueiredo (7°27'43"S;35°35'6"W)	253.000.000	41.429.817 (16,40%)	38.165.443 (15,10%)	32.954.936 (13,03%)	32.381.625 (12,80%)	23.864.935 (9,43%)
Poções (7°53'35"S;37°00'50"W)	29.861.562	550.255 (1,80%)	223.588 (0,80%)	1.958.445 (6,56%)	1.280.663 (4,29%)	1.624.150 (5,44%)

\*Fonte: AESA: [www.aesa.pb.gov.br](http://www.aesa.pb.gov.br)

## 2.3. Parâmetros ambientais

Para avaliação de parâmetros físicos e químicos, a água foi coletada na sub-superfície com garrafas plásticas. Para avaliar a transparência foi utilizado o disco de Secchi, e a profundidade da coluna d'água foi determinada por um sonar portátil. Os seguintes parâmetros físicos e químicos foram avaliados: Temperatura, pH, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (µS/cm), turbidez (NTU) e sólidos totais dissolvidos utilizando um Multi-

analisador Horiba/U-50. Posteriormente foram analisadas as concentrações de nitrogênio total (Nt) (mg/L), amônia (NH<sub>4</sub>), fósforo total (Pt)(μg/L), ortofosfato (PO<sub>4</sub>), utilizando metodologia de APHA (2005). As concentrações de clorofila-a foram avaliadas segundo o método de Lorenzen (1967).

#### 2.4. Macroinvertebrados bentônicos

As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas com o auxílio de uma draga Ekman-Birge (0,0225 m<sup>2</sup>). *In situ* as amostras foram fixadas com formaldeído a 4% e levadas para o laboratório para serem processadas. Em laboratório, o material foi lavado com auxílio de peneiras de malha de 1,0 e 0,5 mm. Posteriormente, o material foi triado com o uso de bandejas iluminadas. Após esses processos os organismos encontrados foram identificados com o uso de chaves taxonômicas específicas, com os organismos do grupo Mollusca e Insecta sendo identificados ao nível de família (MERRITT & COMMINS, 1996; EPLER, 2001; FERNÁNDEZ & DOMÍNGUEZ, 2001; MUNGNAI, NESSIMIAN & BAPTISTA, 2006). As larvas de Chironomidae (Diptera) foram identificadas ao nível de gênero (TRIVINHO-STRIXINO, 1995; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

#### 2.5. Biomassa

Para a determinação da biomassa os organismos foram secos em estufa a 60°C por 72 horas, e em seguida pesados em uma balança de precisão (precisão 10<sup>-4</sup>). No que diz respeito aos organismos do grupo Mollusca, após a secagem em estufa estes foram levados ao forno mufla a 450°C durante 4 horas, este processo foi realizado a fim de se determinar o peso seco e o peso livre de cinzas.

#### 2.6. Estimativas da eco-exergia

O cálculo do índice de exergia foi baseado no proposto por Jorgensen et al. (2010), que é efetuado pela seguinte equação:

Eq.: (1)

$$\text{Eco-exergy density} = \sum_{i=1}^{i=n} \beta_i c_i$$

onde  $C_i$  corresponde à concentração dos componentes  $i$ , componente expresso em unidades apropriadas,  $n$  é o número de componente, e  $\beta_i$  é o fator de ponderação que reflete o conteúdo de exergia dos vários componentes devido a energia química dos mesmos e a informação incorporada no DNA. Com isso, um índice de exergia é calculado com base nas concentrações dos componentes químicos  $C_i$  multiplicada pelos fatores de ponderação  $\beta_i$  (JORGENSEN et al. , 2000).

A tabela 2 é baseada na tabela proposta por Jorgensen et al., (2005), em tal proposta leva-se em consideração as relações taxonômicas dos grupos de organismos, assim as espécies, grupos de espécies ou famílias que estão mais próximas quanto à filogenia apresentaram um mesmo  $\beta$ -valor para o grupo. Nessa tabela se expressa os organismos e seus respectivos fatores de conversão  $\beta$ :

**Tabela 2.** Organismos e seus respectivos  $\beta$ -valores de acordo com Jorgensen et al. (2005).

Organismos	Fator de conversão ( $\beta$ )
Annelida (Hirudínea e Oligochaeta)	133
Insecta (Insetos aquáticos)	167
Crustáceos (Decapoda)	232
Mollusaca (Bivalves e Gastrópodes)	310
Diptera ( Larvas de Chironomidae)	322

\*Fonte Jorgensen et al. (2005).

A eco-exergia específica é dada pela seguinte equação (Salas et. al, 2005):

Eq.:(2)

$$EE = Extot / Biomtot$$

onde a eco-exergia específica é calculada a partir da divisão do valor da eco-exergia pela biomassa total (Jorgensen & Nielsen, 2007).

## 2.7. Medidas de diversidade



O índice de Margalef (MARGALEF, 1969) é dado pela seguinte equação :

Eq.: (3)

$$D = \frac{S - 1}{\log_e N}$$

na qual  $S$  é o número de espécies e  $N$  é o número total de organismos.

O Índice de Margalef prioriza a riqueza de espécies, além disso, ele apresenta a propriedade de corrigir a relação existente entre o aumento do número de espécies analisadas com o aumento do número de organismos amostrados, todavia ainda mantém a dependência entre esses dois fatores relacionados (DEATH, 2008). Porém, a riqueza de espécies corresponde apenas ao número de espécies encontradas em uma amostra.

Quanto ao índice de Shannon-Wiener (SHANNON & WEAVER, 1963), o mesmo é dado pela equação:

Eq.: (4)

$$D = - \sum_{i=1}^s p_i (\ln p_i)$$

onde o  $p_i$  é a proporção de indivíduos que foram encontrados na espécie  $i$  e  $D$  é o índice da diversidade de espécies (SPELLERBERG, 2008).

O Índice de Shennon-Wiener (SHANNON & WEAVER, 1963) baseia-se na uniformidade ou equidade, ou seja, ele mostra a medida que cada espécie é representada como uma amostra, além de não ser grandemente afetado pelo tamanho da amostra (SPELLERBERG, 2008).

## 2.8. Índice de estado trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi proposto por Carlson em 1977. Surgiu como um novo método para determinar a trofia de lagos, e é capaz de expressar diversos aspectos do estado trófico do ecossistema, porém apresentando a simplicidade de uma abordagem de poucos parâmetros (CARLSON, 1977). Neste estudo utilizou-se a adaptação do índice realizada por Toledo et al., (1983), a qual enfoca os ecossistemas aquáticos de clima quente, tal como os tropicais. Esse índice é calculado a partir de uma equação geral (Eq. 1), a qual se subdivide em quatro equações (Eq.2, 3, 4 e 5).

Equação1:

$$TSI = TSI(S) + 2 \times \left[ \frac{TSI(TP) + (PO_4) + TSI(Chl-\alpha)}{7} \right]$$

Equação 2:

$$TSI(S) = 10 \times \left[ \frac{6 - (0.64 + \ln S)}{\ln 2} \right]$$

Equação 3:

$$TSI(TP) = 10 \times \left[ \frac{6 - (\ln(80.32/TP))}{\ln 2} \right]$$

Equação 4:

$$TSI(PO_4) = 10 \times \left[ \frac{6 - (\ln(21.67/PO_4))}{\ln 2} \right]$$

Equação 5:

$$TSI(Chl-\alpha) = 10 \times \left[ \frac{6 - (2.04 - 0.695) \ln(Chl-\alpha)}{\ln 2} \right]$$

A partir dessas equações são estabelecidos os valores para a classificação das categorias tróficas dos reservatórios, os quais são classificados como oligotróficos, mesotróficos e eutróficos (Tabela 3).

**Tabela 3:** Categorização dos estados tróficos de acordo o Índice de Estado Trófico adaptado por Toledo et al. (1983).

Categoria do estado trófico	TSI
Oligotrófico	0-44
Mesotrófico	45-54
Eutrófico	> 54

\*Fonte Toledo et al. (1983).

## 2.9. Análise de dados

Com o intuito de avaliar as diferenças existentes quanto aos índices analisados nesse estudo (Índice de Shannon-Wiener, Índice de Margalef, Índice de Estado Trófico, Índice de

Eco-exergia e Eco-exergia específica) e a riqueza e abundância no que se refere aos fatores testados, realizamos uma Análise Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001; ANDERSON et al., 2008), utilizando 9999 permutações e  $\alpha \leq 0,05$ , na qual testamos três fatores: reservatórios, regiões do reservatórios e períodos de amostragem. Para os índices e a riqueza as análises foram realizadas de forma univariada, utilizando a distância Euclidiana. Para a abundância os valores foram transformados em raiz quadrada e a PERMANOVA foi estimada utilizando a tabela de similaridade de Bray-Curtis.

Realizou-se uma análise de Similarity Percentage (SIMPER) para verificar quais *taxa* mais contribuíram para a composição da comunidade. Para essa análise a planilha de abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi transformada em raiz quadrada, e adotada a dissimilaridade de Bray-Curtis (CLARKE & WARWICK, 2001).

Todas estas análises estatísticas foram realizadas no programa Primer+PERMANOVA (CLARKE & GORLEY, 2006; ANDERSON et al., 2008). Os resultados foram representados através de gráficos de Box-plot, os quais foram confeccionados com o auxílio do softwer estatístico R versão 3.4.4.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Caracterização da Comunidade

Foram registrados 33.189 organismos distribuídos em 32 *taxa*. Os organismos mais abundantes no estudo foram *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (43,99%), *Oligochaeta* (24,86%) e *Aedokritus* (14,01%). Ocorreu diferença da abundância entre os sistemas (PERMANOVA: pseudo-F= 5,1311; P= 0,007) e entre os períodos (PERMANOVA: pseudo-F=9,9276; P=0,0001). Os maiores valores de abundância ocorreram no sistema Acauã com média de 310,44 ( $\pm 263,86$ ) sendo seguido pelo sistema Poções com 211,95 ( $\pm 245,81$ ); já os menores valores de abundância ocorreram no sistema Boqueirão 207,51 ( $\pm 196,75$ ) (Fig.3: 7).

Foi registrada diferença na riqueza de *taxa* entre os sistemas (PERMANOVA: pseudo-F=22,943; P=0,0001) e entre os períodos estudados (PERMANOVA: pseudo-F=15,814; P=0,0001). Os menores valores médios para a riqueza ocorreram no sistema Acauã possuindo o valor médio de 2,22 ( $\pm 1,12$ ), enquanto os maiores valores de riqueza foram registrados no sistema Poções com média de 4,46 ( $\pm 2,95$ ), o qual foi seguido pelo sistema Boqueirão com uma riqueza média de 4,42 ( $\pm 2,54$ ) (Fig.3: 6).

No sistema Poções a composição da comunidade se alterou entre os períodos de estudo (Anexo A). No mês de Julho/15 e no mês de Outubro/15 a comunidade era composta basicamente por *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) e Oligochaeta, com esses sendo responsáveis por mais de 90% de sua composição. Contudo, a partir do mês de Fevereiro/16, houve uma acentuada modificação na composição da comunidade desse sistema, com esta passando a ser composta basicamente por larvas de díptera da família Chironomidae e Oligochaeta (Anexo A). Quanto ao sistema Boqueirão, apesar de ter ocorrido uma sutil alteração na composição dos organismos dominantes entre os períodos de estudo, a comunidade se manteve dominada por moluscos, especialmente por organismos pertencentes à espécie *M. tuberculata* e *Corbicula largillierti* (Philippi 1844). No que diz respeito ao sistema Acauã, este não apresentou variação ao longo do estudo quanto as *taxa* dominantes, com a comunidade sendo composta basicamente por *M. tuberculata* e Oligochaetas durante todo o estudo (Anexo A).

O sistema Boqueirão foi o único entre os analisados que além do gastrópode invasor *M. tuberculata* possuía também o bivalve invasor *Corbicula largillierti* (Philippi 1844). Com este apresentando um total de 543 organismos da espécie, sendo que a maior abundância dessa espécie foi registrada no mês de outubro/15 (166 organismos).

No mês de outubro/2015 houve uma grande queda na riqueza e abundância no sistema Poções, com a riqueza atingindo o valor médio de 1,0 ( $\pm 0,86$ ) e a abundância atingindo o valor médio de 24,33 ( $\pm 36,65$ ), os menores valores vistos ao longo do estudo (Fig.3: A6 e A7). Nos demais sistemas estudados, não foi visto uma redução equivalente nos valores de riqueza e abundância no período de outubro/15.

### 3.2. Eco-exergia e Eco-exergia específica

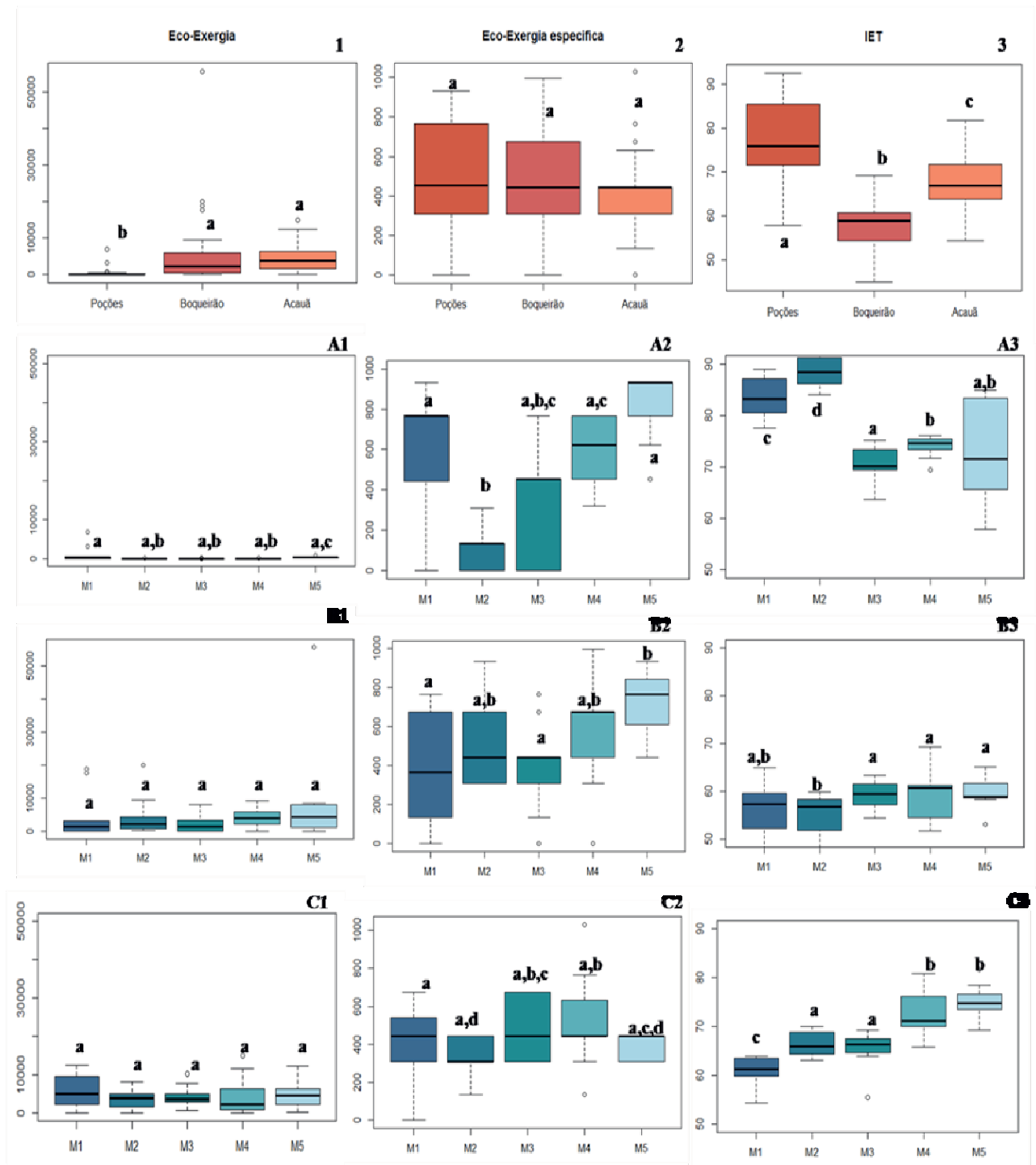
Considerando os índices termodinâmicos Eco-exergia e Eco-exergia específica constatamos que a Eco-exergia apresentou diferenças entre os sistemas (PERMANOVA: Pseudo-F= 9,0323, P=0,0001). Possuindo os valores médios de 318,785 ( $\pm 1104,25$ ) para Poções, 5601, 894 ( $\pm 9157,58$ ) para Boqueirão e 4671, 57 ( $\pm 4002,12$ ) para Acauã (Fig.2:1).

A Eco-exergia específica apresentou diferenças apenas para os períodos de estudo (Pseudo-F = 8,3924 e P=0,0001), com o período de Julho/2015 apresentando o valor médio de 446,777 ( $\pm 282,94$ ), outubro/2015 possuindo o valor médio de 329,851 ( $\pm 235,03$ ), Fevereiro/16 possuindo o valor 412,814 ( $\pm 230,26$ ), Junho/16 possuindo o valor de 553,740 ( $\pm 234,57$ ) e outubro/16 possuindo o valor de 645,963 ( $\pm 237,57$ ) (Fig.2: 2).

Apesar de não ter havido diferenças para a Eco-exergia específica quanto aos sistemas estudados, os maiores valores desse índice ocorreram no sistema Boqueirão que apresentou o valor médio de 512,77 ( $\pm 268,44$ ), sendo seguido por Poções com o valor de 489,28 ( $\pm 321,24$ ) e Acauã com o valor de 431,42 ( $\pm 189,17$ ) (Fig.2: 2).

Foi possível verificar que no período de outubro/15 houve uma grande redução nos valores da Eco-exergia e da Eco-exergia específica no sistema Poções. Com a Eco-exergia atingindo o valor de 32,72 e a Eco-exergia específica atingindo o valor de 113,22. A partir desse momento houve uma inversão nos valores desses índices para este sistema, com a Eco-exergia específica passando a possuir valores maiores que os da Eco-exergia. Esse padrão permaneceu nesse sistema até o fim do estudo (Fig.2: A1 e A2). Não foi observada uma alteração semelhante nos valores desses índices entre os períodos estudados nos outros sistemas.

**Figura 2:** Variação da Eco-exergia (1), da Eco-exergia específica (2) e do IET (3) entre os reservatórios e entre os períodos de estudo. Os período de amostragem estão representados em ordem crescente, com: M1 (Julho/15), M2 (outubro/15), M3 (Fevereiro/16), M4 (Junho/16) e M5 (Outubro/16). O sistema Poções está representado pela letra A, o sistema Boqueirão está representado pela letra B e o sistema Acauã está representado pela letra C. As caixas que compartilham a mesma letra não possuem diferenças significativas, enquanto que a presença de letras diferentes indica a presença de diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). Os gráficos mostram as médias e os desvios padrão.



\*Fonte: Gráficos produzidos com o uso do software R versão 3.4.4. Dados da pesquisa.

### 3.3. Diversidade

Para os índices de diversidade verificamos que houve diferenças para o Índice de Margalef entre os ecossistemas (PERMANOVA: Pseudo-f= 22,819 e P=0,0001) e entre os períodos de estudo (PERMANOVA:Pseudo-F= 8,352; P=0,0001). Possuindo o valor médio

de 0,6159 ( $\pm 0,95$ ) para o sistema Poções, de 0,4172 ( $\pm 0,91$ ) para o sistema Boqueirão e de 0,2006 ( $\pm 0,23$ ) para o sistema Acauã (Fig.3: 5).

No que tange ao Índice de Shannon-Wiener também houve diferenças entre os sistemas (PERMANOVA: Pseudo-F=25,396; P=0,0001) e os períodos de amostragem (PERMANOVA:Pseudo-F= 7,2074;P=0,0001), possuindo o valor médio de 0,6350 ( $\pm 0,51$ ) para o sistema Poções, o valor médio de 0,7152 ( $\pm 0,46$ ) para o sistema Boqueirão e o valor de 0,2206( $\pm 0,21$ ) para o sistema Acauã (Fig.3: 4).

Foi possível observar que os menores valores de ambos os índices de diversidade ocorreram no mês de outubro/15 e no sistema Poções. Com esses valores sofrendo um acentuado crescimento entre os períodos que se seguiram. No que se refere ao sistema Boqueirão os valores desses índices, de forma geral, cresceram entre os períodos de estudo, atingindo seu máximo no mês de outubro/16 (Fig.3: B5 e B4). Já no sistema Acauã os valores desses índices se mantiveram constantes ao longo do estudo.

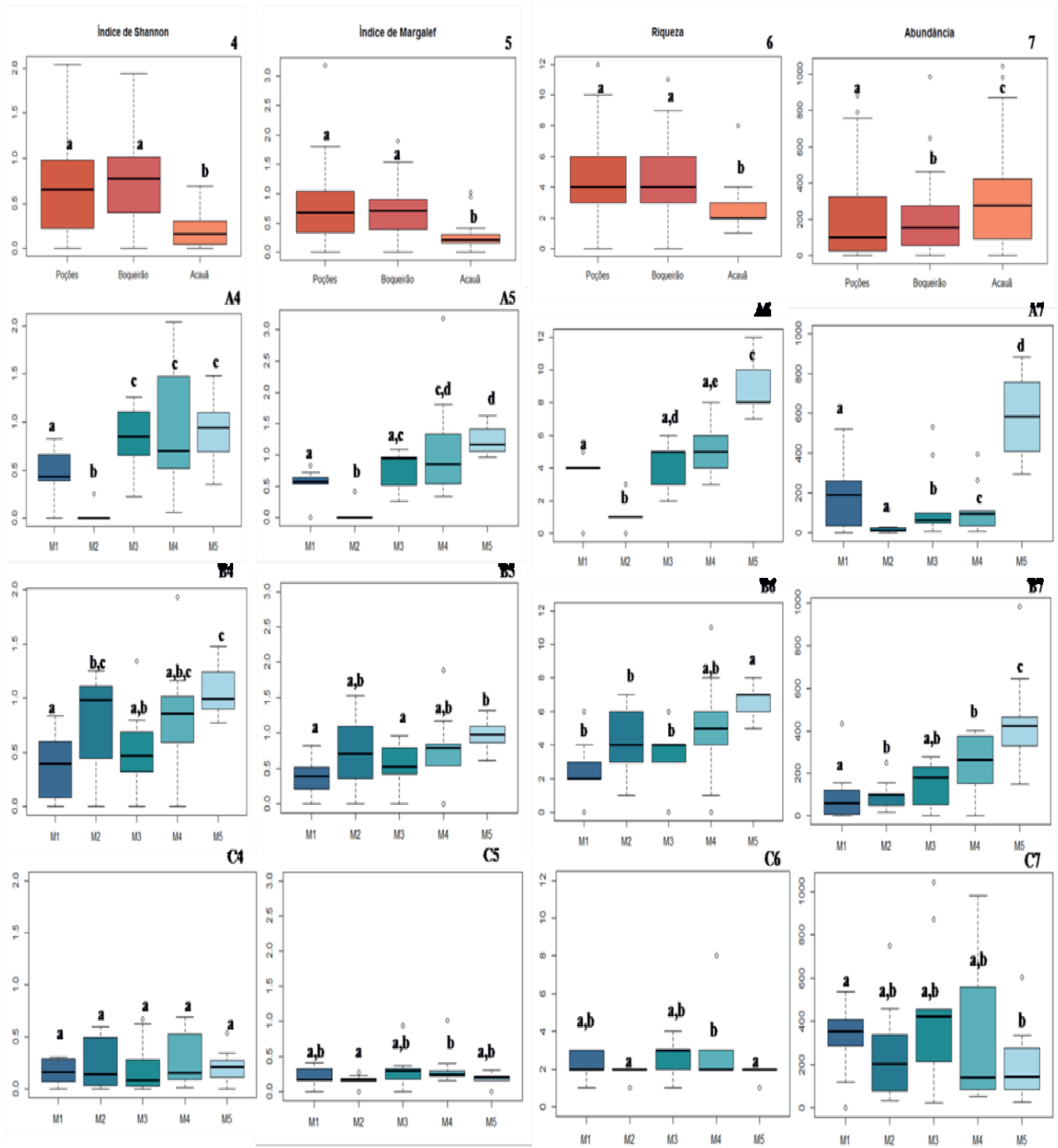
### 3.4. Índice de Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) apresentou diferenças entre as regiões dos sistemas (PERMANOVA: Pseudo-F= 7,9927; P=0,0009), os sistemas aquáticos estudados (PERMANOVA: Pseudo-F= 364,03; P=0,0001) e entre os períodos de amostragem (PERMANOVA: Pseudo-F= 8,1983; P=0,0001). O valor médio de IET para Poções foi 77,734 ( $\pm 8,69$ ), para Boqueirão foi de 57,839 ( $\pm 5,07$ ) e para Acauã foi de 68,072 ( $\pm 6,6087$ ). Todos os ambientes analisados apresentaram-se eutróficos, contudo, o sistema Boqueirão foi o único que apresentou alguns pontos de amostragem classificados como mesotróficos, já o sistema Poções apresentou os maiores valores do IET ao longo do estudo (média de 77,734 ;  $\pm 8,69$ ) (Fig.2: A3).

É possível observar que entre os períodos de estudo os sistemas Acauã e Boqueirão apresentaram um contínuo aumento dos valores do IET, com o ápice ocorrendo no mês de out/16 (com os valores de 75,16 e 59,67, respectivamente). Porém, o mesmo não foi visto no sistema Poções, com os maiores valores desse índice ocorrendo nos meses de julho/15 e outubro/15, quando o sistema apresentou seus menores valores de volume hídrico (1,8 e 0,8%, respectivamente).

**Figura 3:** Variação dos índices de Shannon (4), Maralef (5) e da riqueza (6) e abundância (7) entre os sistemas aquáticos estudados e os períodos de amostragem. Os período de amostragem estão representados em ordem crescente, com: M1 (Julho/15), M2 (outubro/15), M3 (Fevereiro/16), M4 (Junho/16) e M5 (Outubro/16) . O

sistema Poções está representado pela letra A, o sistema Boqueirão está representado pela letra B e o sistema Acauã está representado pela letra C. As caixas que apresentam letras diferentes possuem diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). Os gráficos mostram as médias e os desvios padrão.



\*Fonte: Gráficos produzidos com o uso do software R versão 3.4.4. Dados da pesquisa.

#### 4. DISCUSSÃO



Para compreender como os ecossistemas se comportam e evoluem as leis da termodinâmica são de extrema importância (LIN et al., 2015). Assim, com o propósito de analisar as propriedades dos ecossistemas tendo por base essas leis os índices termodinâmicos, Eco-exergia e Eco-exergia específica tem sido fundamentais (JORGENSEN & MEJER, 1973). Neste estudo observou-se que estes índices apresentaram uma ampla variação entre os sistemas e períodos de estudo. Altos valores desses índices foram associados à ecossistemas que possuem maior qualidade ambiental (SALAS et al., 2005; JORGENSEN, 2007), o que não é corroborado com a qualidade ambiental dos ecossistemas analisados neste estudo. Os sistemas aquáticos analisados apresentavam-se impactados, sendo todos classificados como eutróficos. Nesse panorama, apenas um dos sistemas (Boqueirão) apresentou os maiores valores médios da Eco-exergia (5601, 894) e da Eco-exergia específica (512,77) concomitante com menores valores de IET (57,839 ) e maiores valores médios do Índice de diversidade de Shannon (0,7152), o que reflete uma condição ambiental menos degradada ( NGUYEN, et al., 2014).

No que diz respeito à caracterização do estado trófico através do IET, assim como visto por Azevêdo et al. (2015) em seu estudo com sistemas aquáticos do semiárido, nos resultados deste estudo se observou que os sistemas aquáticos analisados também apresentaram a classificação eutrófica, porém, diferindo do visto no estudo de Azevêdo et al., (2015), a classificação dos sistemas aqui analisados não variou entre os períodos de estudo, o que está relacionado a seca extrema vivenciada nesse estudo, que impossibilitou que os reservatórios tivessem um aumento acentuado em seus volumes hídricos a ponto de influenciar o seu estado trófico.

A riqueza é um aspecto importante dos ecossistemas, com sua modificação estando relacionada com fatores associados à dinâmica ecológica, sendo, portanto, um importante indicador da saúde de sistemas aquáticos (AZEVEDO et al., 2015). Nos resultados deste estudo foi possível observar que os maiores valores médios da riqueza de espécies assim como os maiores valores médios do Índice de diversidade de Margalef ocorreram no sistema mais eutrofizado (Poções). Esse dado não corresponde ao esperado, uma vez que espera-se que em um estado de elevada eutrofização ocorra redução da riqueza e diversidade de espécies, pois apenas um pequeno número de organismos é capaz de, em uma situação de estresse, capturar a exergia de forma eficaz, adquirindo assim benefícios do enriquecimento de nutrientes e tornando-se melhores competidores, o que os permitiu subjugar os organismos menos eficientes na captura da exergia (MARQUES & JORGENSEN, 2002).

Os maiores valores de riqueza e diversidade no sistema mais eutrofizado (Poções) podem ser explicados pelo fato desse sistema ter chegado próximo de secar no mês de outubro de 2015, com uma acentuada redução de seu volume hídrico (o sistema atingiu 0,80% de sua capacidade hídrica) e eliminação de organismos, a qual ficou evidenciada pela grande redução dos valores da sua riqueza (atingindo  $1,0 \{\pm 0,86\}$ ) e da abundância (atingindo  $24,33 \{\pm 36,65\}$ ) nesse período, assim como um acentuada redução dos índices de diversidade e termodinâmicos (Fig. 2: 1 e 2, Fig.3: 4 e 5). A partir disso, nos períodos que se seguiram, com o aumento do volume hídrico, se visualizou um crescente aumento da complexidade do sistema, o qual se deu por meio do processo de auto-organização com a inserção de novos organismos capazes de utilizar as novas vias energéticas disponíveis (XU et al. 2002). Esse fato foi evidenciado pelo aumento dos valores da riqueza, abundância, índices de diversidade e, especialmente, pelo aumento da Eco-exergia específica, a qual atingiu seu valor máximo nesse sistema no período de outubro/16 (o valor de 826).

Elevados valores de Eco-exergia específica tem sido associados a uma maior complexidade e eficiência do sistema, pois reflete a presença de organismos mais desenvolvidos com uma melhor qualidade de biomassa (JORGENSEN et al., 2007; VASSALO et al., 2013). Essa interação entre o processo de auto-organização e seleção dos organismos mais aptos faz com que os sistemas ecológicos consigam se adaptar à situações de impacto ambiental, fato que demonstra sua resiliência (MANDAL et al., 2007).

Molozzi et al., (2013), em seu estudo com índices termodinâmicos (Eco-exergia e Eco-exergia específica) entre ecossistemas impactados e ecossistemas de referência quanto à saúde ambiental, verificou que os maiores valores de Eco-exergia ocorreram nos sistemas considerados impactados, enquanto que os maiores valores de Eco-exergia específica ocorreram nos sistemas de referência, concluindo que o aumento da eutrofização está relacionado com o aumento da Eco-exergia e diminuição da Eco-exergia específica. Esses resultados não corroboram com os obtidos nesse estudo, uma vez que o sistema mais eutrófico (Poções) possuía altos valores de Eco-exergia específica, com valores de Eco-exergia abaixo dos valores da Eco-exergia específica. Enquanto que o sistema menos eutrofizado (Boqueirão) apresentou os maiores valores de Eco-exergia, assim como os maiores valores de Eco-exergia específica do estudo. Esses resultados estão relacionados à resposta do sistema a uma alta condição de impacto ambiental, com o sistema selecionando aqueles organismos que sob as condições de perturbação podem lhe oferecer uma exergia mais elevada (JORGENSEN, 1997). Desse modo, nossos dados refletem a natureza termodinâmica dos sistemas ecológicos, os quais são estruturas complexas dissipativas que

buscam afastar-se cada vez mais do equilíbrio termodinâmico, utilizando para este fim um fluxo de exergia que passe pelo sistema (MARQUES & JORGENSEN, 2002).

O sistema Boqueirão foi o único que apresentou além da espécie invasora *M. tuberculata* a espécie de bivalves invasores *Corbicula largillierti*. A presença de bivalves invasores tende a aumentar a complexidade dos sistemas, o que é refletido nos valores elevados da Eco-exergia e da Eco-exergia específica (Linares et al., 2017). Assim viu-se nesse estudo que o sistema que apresentou maiores valores de exergia também mostrou a presença de bivalves invasores (um total de 543 organismos da espécie), o que pode ter influenciado os altos valores desses índices.

Salas et al., (2005) diz que há uma relação entre os valores da Eco-exergia e da Eco-exergia específica com outras características dos sistemas ecológicos, com sistemas que possuem altos valores desses índices apresentando uma maior biodiversidade, uma maior resiliência, capacidade tampão ecológica e uma maior complexidade. Em parte, vemos que os resultados deste estudo estão de acordo com essa afirmação, com o sistema Boqueirão que apresentou uma alta riqueza e diversidade possuindo os maiores valores médios de Eco-exergia e Eco-exergia específica. Contudo, no que diz respeito ao sistema Acauã vemos que seus resultados vão contra a afirmação de Salas et al., (2005) com este apresentando as menores médias de riqueza (2,2) e diversidade (Shannon=0,2206; Margalef=0,2359), porém, possuindo elevados valores do índice de Eco-exergia (4671, 57) e o valor de 431,42 ( $\pm$  189,17) para a Eco-exergia específica.

Esses elevados valores dos índices termodinâmicos no sistema Acauã podem estar associados ao afirmado por Mandal et al., (2007), que diz que quando se encontra próximo ao caos o ecossistema tende à aumentar os valores de sua exergia. Além disso, foi visto nesse sistema uma acentuada homogeneização da comunidade com 99,44% de sua composição se dando à organismos do grupo Oligochaeta e à espécie de gastrópode invasor *M. tuberculata*, o que demonstra que esse sistema encontra-se em um acentuado grau de degradação. Com a espécie *M. tuberculata* dominando a comunidade, tendo em vista que dos 14 945 organismos apresentados nesse sistema, o montante de 13 984 pertencem à espécie *M. tuberculata*.

Esse resultado vai de acordo com o visto por Veríssimo et al., (2017), que descreve que o índice de Eco-exergia tende à ser influenciado pela biomassa de espécies dominantes, por isso sendo importante a utilização deste índice em conjunto com outros indicadores ecológicos.

## 5. CONCLUSÃO

Os Índices termodinâmicos foram indicadores ecológicos capazes de expressar a capacidade de auto-organização de ecossistemas aquáticos em um cenário de distúrbio ambiental, quando esse distúrbio altera de forma significativa a estrutura da comunidade. Assim, apesar desses índices refletirem informações valiosas sobre o estado dos ecossistemas ainda são necessários mais estudos a fim de demonstrar como estes se comportam diante das diferentes condições ambientais, especialmente em sistemas aquáticos do semiárido, os quais apresentam uma dinâmica complexa gerada pelas condições climáticas estressoras.

Quanto às condições de saúde ambiental dos reservatórios, não podemos os considerar ecologicamente saudáveis devido aos seus elevados níveis de eutrofização e presença de organismos indicadores de impacto ambiental, contudo, entre os sistemas analisados vimos que o sistema Boqueirão se encontra menos impactado, possuindo os menores valores para o IET, assim como os maiores valores dos índices termodinâmicos, o que reflete este melhor estado ecológico.

## ECO-EXERGY AND SPECIFIC ECO-EXERGY IN THE EVALUATION OF ENVIRONMENTAL HEALTH OF AQUATIC ECOSYSTEMS IN THE SEMI-ARID

### ABSTRACT

Assessment of the health of aquatic ecosystems is of utmost importance for their management and conservation. With this purpose in mind, in the last decades several indexes have appeared that aim to evaluate the functioning of these ecosystems, their development and energy storage. Among these indexes are those based on the thermodynamic concept of exergy, being they Eco-exergy and Eco-exergy specific. Due to the absence of studies using thermodynamic indexes in semi-arid regions, the objective of this work is to apply the rates of Eco-exergy and specific Eco-exergy in artificial reservoirs of a semi-arid region during a period of extreme drought. Together with the thermodynamic indices were used the Trophic State Index and the Shannon and Margalef Diversity Indexes. Three artificial reservoirs were evaluated during five sampling periods between 2015 and 2016. Each reservoir was divided into three regions, and in each region three sample units were collected, in which organisms from the benthic macroinvertebrate community were collected. It was seen that Eco-exergy did not present significant differences between the studied periods. While species richness as well as diversity indexes and specific Eco-exergy tended to increase between the study periods, as well as the trophic classification of the reservoirs. It was concluded that thermodynamic indices are useful indicators of environmental health, reflecting the capacity of self-organization of systems when they undergo considerable changes generated by drought, but should use these indices in conjunction with other ecological indicators, as they can be influenced by the presence of species dominant.

**Keywords:** Thermodynamics. Macroinvertebrates. Environmental management.

## REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J.; Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)**, Almería, 1996, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784.
- AMMAR, R.; KAZPARD, V.; SAMRANI, A. G. E.; AMACHA, N.; SAAD, Z.; CHOU, L.; Hydrodynamic influence on reservoir sustainability in semi-arid climate: A physicochemical and environmental isotopic study. **Journal of Environmental Management**. v.197, 2017, p. 571-581.
- ANDERSON, M.J., A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecological**. v. 26, 2001, p.32–46.
- ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N., CLARKE, K. R.; **PERMANOVA+for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. PRIMER-E:Plymouth, UK; 2008
- AZEVEDO, D. J. S.; BARBOSA, J. E. L.; GOMES, W. I. A.; PORTO, D. E.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J.; Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses?. **Ecological Indicators**. v.50, 2015, p.135-149.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G.; Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2012, vol. 24, nº 1, p.103-118.
- BAE, M.; LI, F.; VERDONSCHOT, P. F. M.; PARK, Y.; Characterization of Ecological Exergy Based on Benthic Macroinvertebrates in Lotic Ecosystems. **Entropy**. v.15, 2013, p.2319-2339.
- BARBOSA, J. E. L., ANDRADE, R. S.; LINS, R. P.; DINIZ, C. R.; Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico, semiárido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. nº1, 2006, p.81-89.
- BASTIANONI, S., MARCHETTINI, N.; Emergy/exergy ratio as a measure of the level of organization of systems. **Ecological Modelling**, v. 99, 1997, p.33–40.

BETTINETTI, R.; PONTI, B.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B.; Biomonitoring of lake sediments using benthic macroinvertebrates. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 36, 2012; p. 92 -102.

BORJA, A.; MARIAN , S. L., MUXIKA, I., PINO, L., RODRÍGUEZ, J. G.; Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? **Marine Pollution Bulletin**. v.97, 2015,p. 85-94.

BORJA, A.; MILES, A.; OCCHIPINTI-AMBROGI, A.; BERG, T.; Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. **Hydrobiologia**. v. 633, 2009, p.181–196.

CARLSON, R. E.; A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**. v. 22, 1977, p. 361-369.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N.; **PRIMER v6: User Manual/ Tutorial**. PRIMER-E:Plymouth; 2006.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M.; **Change in marine communities**, 2<sup>a</sup> ed. PRIMER-E Ltd, Plymouth; 2001.

CUNHA, A. P. M.; ALVALÁ, R. C.; NOBRE, C. A.; CARVALHO, M. A.; Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and Forest Meteorology**. v. 214-215, 2015, p.494-505.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI; M. C.; A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**.v.60, 2013, p.126-134.

DEATH, R.; **Margalef's Index**.; 2008, p. 2209-2210.

DODDS, W. K. & COLE, J. J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It\_s not just the autotrophs. **Aquatic Sciences**. v.69, 2007, p.427-439.

EPLER, J.H.; 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, 2001, p. 1073.

ESTEVEES, F. A. ; **Fundamentos de Limnologia**. 2ª edição, Rio de Janeiro, Interciência, 1998, p. 89.

FERNÁNDEZ, H.R; DOMÍNGUEZ, E.; Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos. **Sudamericanos**. Tucumán. UNT, p.282, (ed.), 2001.

JORGENSEN, S. E. ; PATTEN, B. C. ; STRASKRABA, M.; Ecosystems emerging: 4. Growth. **Ecological Modelling**. v. 126, 2000, p. 249-284.

JORGENSEN, S. E. Exergy and Ecology. **Ecological Modelling**, v.63, 1992, p.185-214.

JORGENSEN, S. E.; Description of aquatic ecosystem's development by eco-exergy and exergy destruction. **Ecological Modelling**. v.204, 2007, p. 22-28.

JORGENSEN, S. E. ;Specific Exergy as Ecosystem Health Indicator. **Ecological Indicators**. 2008b, p. 3332-3333

JORGENSEN, S. E.; LUDOVISI, A.; NIELSEN, S. N.; The free energy and information embodied in the amino acid chains of organisms. **Ecological Modelling**. v. 221, 2010, p. 2388-2392.

JORGENSEN, S. E.; MEJER, H.; A holistic approach to ecological modelling. **Ecological Modelling**.v.7, 1979, p.169-189.

JORGENSEN, S. E.; NIELSEN ,S. N.; Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. **Energy**.v.32, 2007, p. 673-685.

LENAT, D. R. & BARBOUR, M. T.Using benthic macroinvertebrate communitie structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Coeb, S. L. & Spacie, A. (eds). **Biological monitoring of aquatic systems**.Lewis Publishers, Boca Ratom, Florida. 1994, p. 187-215.

LI, F.; BAE, M.; KWON, Y.; CHUNG, N.; HWANG, S.; PARK, S.; PARK, H.; KONG, D.; PARK, Y.; Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. **Ecological Modelling**. v.225, 2013, p.53-62.

LIN, H.; Thermodynamic entropy fluxes reflect ecosystem characteristics and Succession. **Ecological Modelling**.v.298, 2015, p. 75-86.



LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C., Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. **Science of the Total Environment**. v.613-614, 2018b, p.1543-1550.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Thermodynamic based indicators illustrate how a run-of-river impoundment in neotropical savanna attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages' complexity. **Ecological Indicators**. v.88, 2018 a, p. 181-189.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C.; Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**.v.75, 2017, p.279-285.

MACHADO, T. T.V.; DIAS, J. T.; SILVA, T. C.; Evolução e avaliação das políticas públicas para a atenuação dos efeitos da seca no semiárido brasileiro. **Gaia Scientia**. v.11, n°2, 2017, p.84-103.

MANDAL,S.; RAY, S.; ROY, S.; JORGENSEN, S. E. Investigation of thermodynamic properties in an ecological model developing from ordered to chaotic states. **Ecological modeling**. v.204 , 2007, p. 40–46.

MARGALEF, R., 1969. **Perspectives in Ecological Theory**. The University of Chicago Press, Chicago, p. 111–119.

MARQUES, J.C., JORGENSEN, S.E.; Three selected ecological observations interpreted in terms of a thermodynamic hypothesis. Contribution to a general theoretical framework. **Ecological Modelling**.v.158, 2002, p. 213–221.

MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W., **An introduction to the aquatic insects of North America**, 3rd ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 1996, pp. 862.

MISHRA, A. K; SINGH, V. P.; A review of drought concepts. **Journal of Hydrology**. v.391, 2010; p.202-2016.

MOLOZZI, J.; SALAS, F.; CALLISTO, M., MARQUES, J. C.; 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, 2013, p. 543-551.

MORENGO, J. A.; Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias Estratégicas**; Brasília, nº 27, Dezembro, 2008

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F.; **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Techincal Books Editora, 2010

MYKRA, H.; HEINO, J.; Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. **Ecological complexity**. v.31, 2017, p.181-188.

NGUYEN, T. V.; CHO, W.; KIM, H.; JUNG, H. H.; KIM, Y.; CHON, T.; Inferring community properties of benthic macroinvertebrates in streams using Shannon index and exergy. **Frontiers of Earth Science**. v.8, 2014, p.44-57.

ODUM, H. T.; Self-Organization, Transformity, and Information. **Science**. v.242, 1988, pp.1132-1139.

OLIVEIRA, M. C. N.; CEBALLOS, B. S. O.; Níveis de eutrofização de um reservatório localizado no semiárido paraibano. **Anais do Congresso Nordestino de Biólogos**. V. 4; Congrebio, 2014.

OSMAM, R. W.; Intermediate Disturbance Hypothesis. **General Ecology**. 2008, p.1986-1994.

PAOLI, C.; MORTEN, A.; BIANCHI, C. N.; MORRI, C.; FABIANO, M.; VASSALLO, P.; Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. **Ecological Indicators**. v.66, 2016, p.86-102.

PETRUCIO, M. M.; BARBOSA, F. A. R.; FURTADO, A. L. S.; Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. **Limnologia**. v.36, 2006, p.192-203.

REZENDE, R. S.; NOVAES, J. L. C.; ALBUQUERQUE, C. Q.; COSTA, R. S.; JUNIOR, J. F. C.; Aquatic invertebrates increase litter breakdown in Neotropical shallow semi-arid lakes. **Journal of Arid Environments**. 2018, p.1-8.

RIEBSAME, W.E., CHANGNON, S.A., KARL, T.R., 1991. Drought and Natural Resource Management in the United States: Impacts and Implications of the 1987–1989 Drought. **Westview Press**, Boulder, CO, p. 174.

SALAS, F., MARCOS, C., PÉREZ-RUZAFÁ, A., MARQUES, J.C.; Application of the exergy index as ecological indicator of organical enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). **Energy**. v. 30, 2005, p. 2505–2522.

SHANNON, C.E., WEAVER, W.; **The Mathematical Theory of Communication**. University of Illinois Press, Urbana, 1949.

SILOW, E. A.; IN-HYE, O.; Aquatic ecosystem assessment using exergy. **Ecological Indicators**. v.4, 2004, p.189-198.

SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R.; Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Brazilian Journal of Biology**. v.75, nº3, 2015, p.607-615.

STRAŠKRABA, M. (1980). **Cybernetic Categories of Ecosystem Dynamics**, in: ISEM J., 2, p. 81-96.

SUSANI, L.; PULSELLI, F. M.; JORGENSEN, S. E.; BASTIANONI, S.; Comparison between technological and ecological exergy. **Ecological Modelling**. v.193, 2006, p. 447-456.

TANG, D.; ZOU, X., LIU, X.; LIU, P.; ZHAMANGULOVA, N.; XU, X., ZHAO, Y.; Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal area. **Ecological Indicators**, v.48, 2015, p. 107-119.

TANG, D.; LIU, X.; ZOU, X.; An improved method for integrated ecosystem health assessments based on the structure and function of coastal ecosystems: A case study of the Jiangsu coastal area, China. **Ecological Indicators**. v.84, 2018, p.82-95.

THEODOROPOULOS, C.; VOURKA, A.; STAMOU, A.; RUTSCHMANN, P.; SKOULIKIDIS, N.; Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydro ecological approach. **Ecological Indicators**. v.73, 2017, p. 432-444.

TOLEDO, A., TALARICO M., CHINEZ, S.J., AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios**

**tropicais.** In Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú. 1983. p. 1-34.

TRIVINHO-STRIXINO, S., Chironomidae (Insecta Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica.** v.11, 2011, p.1–10.

TRIVINHO-STRIXINO, S., STRIXINO, G., **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros,** 1995.

ULANOWICZ, R., **Growth and Development: Ecosystem Phenomenology.** Springer, New York, 1986.

VASSALLO, P., PAOLI, C., FABIANO, M., Ecosystem level analysis of Sandy beach e using thermodynamic and network analyses: a study case in the NW Mediterranean Sea. **Ecological Indicators.** v.15, 2012, p.10–17.

VASSALLO, P., PAOLI, C., SCHIAVON, G., ALBERTELLI, G., FABIANO, M.; How ecosystems adapt to face disruptive impact? the case of a commercial harbor benthic community. **Ecological Indicators.** v. 24, 2013, p.431–438.

VERÍSSIMO, H.; VERDELHOS, T; BAETA, A; LINDEN, P. V. D.; GARCIA, A. C.; MARQUES, J. C.; Comparison of thermodynamic-oriented indicators and trait-based indices ability to track environmental changes: Response of benthic macroinvertebrates to management in a temperate estuary. **Ecological Indicators,** v. 73, 2017, p.809-824.

XU, F.; DAWSON, R. W.; TAO, S.; LI, B.; CAO, J.; System-level responses of lake to chemical stresses using exergy and structural exergy as ecological indicators. **Chemosphere.** v.46, 2002, p.173-185.

## ANEXO A- RESULTADOS DA SIMPER

**Tabela 1:** Representando os resultados da SIMPER para cada sistema estudado entre os períodos de amostragem. Os \*\*\*\* representam uma contribuição muito baixa da taxa sob a composição da comunidade nos respectivos períodos.

Reservatório	Taxon	Períodos de estudo e contribuição (%) dos taxa				
		Julh/15	Out/15	Fev/16	Jun/16	Out/16
Poções	<i>Melanoides tuberculata</i> Müller, 1774	21,20	37,31	****	****	3,14
	Oligochaeta	70,38	62,69	21,36	65,19	25,86
	<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	****	****	41,39	****	****
	<i>Goeldichironomus</i> Fittkau, 1965	****	****	28,63	7,56	2,45
	<i>Coelotanypus</i> Kieffer, 1913	****	****	****	14,65	****
	<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	****	****	****	4,80	47,53
	<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1874	****	****	****	****	6,57
Hirudinea	****	****	****	****	6,76	
Boqueirão	<i>Melanoides tuberculata</i> Müller, 1774	72,48	45,17	64,94	43,95	34,56
	<i>Corbicula largillierti</i> Philippi, 1844	19,59	14,93	11,45	12,94	****
	Oligochaeta	****	36,35	20,81	30,19	42,67
	Bulimidae	****	****	****	8,54	6,99
	Planorbidae	****	****	****	****	10,36
Acauã	<i>Melanoides tuberculata</i> Müller, 1774	87,42	72,84	86,77	81,15	86,89
	Oligochaeta	7,49	27,16	10,62	18,37	13,11