



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO**

**MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À MACRÓFITAS  
AQUÁTICAS EM LAGOAS INTERMITENTES NO SEMI-ÁRIDO**

**BRUNO BARROS DE SOUZA**

**MESTRADO ACADÊMICO**

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2012

BRUNO BARROS DE SOUZA

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM  
LAGOAS INTERMITENTES NO SEMI-ÁRIDO

Dissertação apresentada Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de  
Sergipe, como requisito parcial para a obtenção do  
Título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Aduino de Souza Ribeiro

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria  
Pereira

São Cristóvão – Sergipe

Brasil

2012

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S729m Souza, Bruno Barros de  
Microinvertebrados associados à macrófitas aquáticas em lagoas  
intermitentes no semi-árido / Bruno Barros de Souza ; orientador  
Adauto de Souza Ribeiro. – São Cristóvão, 2012.  
43 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação)–  
Universidade Federal de Sergipe, 2010.

1. Limnologia. 2. Microinvertebrados. 3. Ecossistemas. 4. Plantas  
aquáticas. 5. Semiárido. 6. Caatinga. I. Ribeiro, Adauto de Souza,  
orient. II. Título.

CDU 556.55(813.7)

**TERMO DE APROVAÇÃO**

**MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM  
LAGOAS INTERMITENTES NO SEMI-ARIDO**

por

**BRUNO BARROS DE SOUZA**

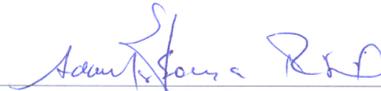
Dissertação apresentada ao Núcleo de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovada pela banca externa composta por

DR. LUIZ UBIRATAN HEPP (URI)

DR. JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA (UEPB)

e apresentada e aprovada pela banca examinadora presencial composta por



DR. ADAUTO DE SOUZA RIBEIRO

Núcleo de pós-graduação em Ecologia e Conservação da  
Universidade Federal de Sergipe



DR. MÁRIO ALBERTO COZZUOL (UFMG)



DRª MARIA ANGÉLICA DE OLIVEIRA BEZERRA (UFS)

São Cristovão/SE, 01 de março de 2012

## RESUMO

Considerando a necessidade de ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade da Caatinga, especialmente acerca de suas comunidades aquáticas, este estudo tem por objetivo avaliar a composição de macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas em lagoas intermitentes no semi-árido sergipano, bem como avaliar a composição e possíveis relações entre estas duas comunidades. As macrófitas encontradas neste trabalho foram *Hydrocleys parviflora* Seub. (Alismataceae) e *Egeria densa* (Hydrocharitaceae), localizadas em 3 lagoas na zona de amortecimento da Unidade de Conservação Monumento Natural Grota do Angico, entre os municípios de Poço Redondo e Canindé de São Francisco. As coletas foram realizadas no período de junho a setembro de 2011. Neste período foram feitas as medições dos variáveis abióticas: O.D., pH, temperatura da água, salinidade, volume da lagoa, transparência, fosfato e nitrato. Foram coletados Macroinvertebrados com amostrador tipo surber, de malha com 0,25 mm, identificados até o nível taxonômico de família. As variáveis abióticas apresentaram diferenças significativas entre as lagoas. Quanto à distribuição das macrófitas, observou-se uma relação de codominância em uma das lagoas, enquanto nas outras duas *H. parviflora* foi a espécie dominante. A biomassa seca média estimada da *H. parviflora* foi  $64,84 \pm 30,52 \text{ g m}^{-2}$  (n = 36), enquanto a *E. densa*, apresentou biomassa seca estimada  $79,25 \pm 30,27 \text{ g m}^{-2}$  (n = 18) sem variações significativas entre as lagoas. Os macroinvertebrados (4668 indivíduos) estão distribuídos em 31 famílias pertencentes a quatro classes: Gastropoda, Hirundinidae, Aracnidae e Insecta. A classe Insecta apresentou maior abundância (45,40%) seguida dos Hirundinidae (40,70%) dos indivíduos amostrados. A aplicação de Análise de Correlações Canônicas não encontrou relações significativas entre as características abióticas e a presença da maioria das famílias de macroinvertebrados. As lagoas apresentaram elevados teores de nutrientes o que indica um processo de eutrofização, porém a presença das macrófitas aquáticas, comum nos lagos naturais e artificiais no semiárido, sugere que seu papel funcional tem atenuado este processo. Não foram encontradas quaisquer relações entre a diversidade de macroinvertebrados e as diferentes espécies de macrófitas presentes. As macrófitas, contudo, influenciaram a homogeneidade das comunidades, amenizando as variações tanto em escala temporal, como em função de mudanças mais drásticas no ambiente físico. As lagoas com maior riqueza de macrófitas se mostraram mais estáveis que aquela em que ocorreu apenas uma espécie. Nestas lagoas ocorre o predomínio de espécies tolerantes à poluição, e uma grande proporção de predadores, principalmente, este último, uma resposta à grande oferta de presas.

**Palavras-chave:** Ecologia de Comunidades, Limnologia, Macroinvertebrados, Macrófitas Aquáticas, Caatinga, Reservatórios, Lagoas Temporárias.

## ABSTRACT

This study proposed to assess how the structure is abiotic community in a temporary aquatic ecosystem of Bioma Caatinga. Two species of aquatic macrophytes present in three temporary reservoirs *Hydrocleys parviflora* Seub. (Alismataceae) and *Egeria densa* (Hydrocharitaceae) from three lagoons are located in the zone of damping, outside of protected Unit Conservation Natural Monument Grota do Angico, Sergipe-Brazil. The macrophytes and associated macroinvertebrates were sampled in Surber 0.25 m for a period of four months, from June to September 2011, during which the lakes were full. Samples of macrophytes were repeated at intervals of fifteen days, as well as variables measured were physical - chemical: pH, DO, water temperature, salinity, volume, transparency, concentration of phosphate and nitrate from water by the multiparameter instrument mod. Hanna HI. The macrophytes and macroinvertebrates were preserved in alcohol 70%. After analysis of macroinvertebrates and identified at taxonomic family. It was determined the weight per capita biomass of aquatic macrophytes. The abiotic variable had presented significant differences between the lagoons, how much to the space distribution of the macrophytes, it observed a relation of codominance in a lagoon and dominance of *H. parviflora* in others two. The average biomass of dominant *H. parviflora* was estimated:  $64,84 \pm 30,52 \text{ g.m}^{-2}$  and *E. densa* was  $79,25 \pm 30,27 \text{ g.m}^{-2}$  ( $n = 36$  and  $18$ ) respectively, however statistically had not significance variation between lagoons. The macroinvertebrates (4668 individuals) are distributed in 31 families belonging to four classes: Insecta > Hirundinidae > Gastropoda > Aracnidae. The class Insecta showed the highest abundance (45.40%) followed by the Hirundinidae (40.70%) of individuals sampled. The application of canonical correlation analysis found no significant relationships between the abiotic factors and the presence of most families of macroinvertebrates. The lagoons presented high levels of nutrients which indicate a process of eutrophication, but the presence of aquatic macrophytes, common in natural and artificial lakes in the semiarid, suggests that its functional role has attenuated this process. We did not find any relationship between macroinvertebrate diversity and different species of macrophytes present. The macrophytes, however, influenced the homogeneity of communities, softening the variations both in time scale as a function of more dramatic changes in the physical environment. The lakes with higher macroinvertebrates richness were more stable than the one that occurrence only one species. These ponds are the predominance of pollution tolerant species, and a large proportion of predators, especially the latter, a response to the large supply of prey.

**Keywords:** Community Ecology, Limnology, Macroinvertebrates, Aquatic Macrophytes, Bioma Caatinga, Temporary Reservoirs.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, por ter me dado forças para chegar até aqui.

Agradeço a toda a minha família, minha mãe Ana Lúcia e minha irmã, Danielle Thais por todo o apoio e por sua participação na minha formação.

Agradeço a Adjane Arcanjo, minha companheira, por estar ao meu lado nas horas mais difíceis.

Agradeço também a Daniel e Stephanie, grandes amigos fruto deste mestrado, Rafael Alves, Fabíola, Francis, Jefferson, Luciana Rodrigues, Dryca, Taiguã, Leon, Alice, Naiara, Pipoca, Carol, Rafinha, Rodrigo, Cris e Nana, Victor e Aline, e tantos outros cujos nomes não caberiam em uma só folha de Papel, pelos bons amigos que sempre foram.

Agradeço à SEMARH-SE pelo apoio nos campos, especialmente a Jefferson Simanas Mikalauskas e ao James, meu mateiro, e a todos os que compõem o Monumento Natural Grotta do Angico, entre funcionários e moradores.

Agradeço especialmente a meus orientadores, Adauto de Souza Ribeiro e Marcos Callisto de Faria Pereira, aqui sem títulos, pois o agradecimento que lhes cabe vai além do âmbito acadêmico, pois mais que eu mesmo, acreditaram e apostaram no meu trabalho.

Agradeço a todos os colegas da UFMG, que me receberam tão bem e me ajudaram no meu estágio, especialmente ao Wander, à Kelly e à Josy.

E finalmente agradeço a todos aqueles cujos trabalhos me precederam, e nos quais pude embasar os meus passos. A todos os biólogos, ecólogos, liminólogos, ecotoxicólogos, conservacionistas, ambientalistas, cientistas naturais, e filósofos, que apesar do pouco ou nenhum reconhecimento às suas práticas, nunca param de estudar o mundo em que estamos

## Sumário

RESUMO .....	II
1 INTRODUÇÃO .....	7
2 Objetivos .....	8
2.1 Objetivo Geral .....	9
2.2 Objetivos Específicos .....	9
3 Materiais e Métodos .....	9
3.1 Área de Estudo .....	9
3.1.1 O Domínio das Caatingas .....	9
3.1.2 O Monumento Natural Grota do Angico, semi-árido sergipano .....	10
3.2 Caracterização das lagoas .....	12
3.3 Coleta de macrófitas e macroinvertebrados .....	14
3.4 Análise de dados .....	15
4 Resultados .....	16
4.1 Caracterização das lagoas .....	16
4.2 Ocorrência e distribuição das macrófitas aquáticas .....	18
4.3 As comunidades de macroinvertebrados bentônicos .....	19
5 Discussão .....	26
6 Conclusões .....	31
7 Considerações Finais .....	32
7. Referências Bibliográficas .....	33
8 Anexos .....	39

## **Siglas**

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

L1 - Lagoa 1

L2 – Lagoa 2

L3 – Lagoa 3

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MONAGA – Monumento Natural Grota do Angico

MOPG – Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão

O.D. – Oxigênio Dissolvido

SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos

TDS – Sólidos Totais Dissolvidos

UC – Unidade de Conservação

## 1 INTRODUÇÃO

As regiões semi-áridas estão enquadradas na categoria de “*drylands*”, ou terras secas, que correspondem a aproximadamente 41% das terras emersas, sendo classificadas de acordo com sua produtividade primária e têm como principal característica a distribuição irregular e pequeno volume de chuvas, concentradas em curto espaço de tempo, geralmente de 1 a 5 meses. Estas áreas abrigam ecossistemas que vão de desertos a florestas secas e formações arbustivas, com alta diversidade de espécies e ricos em endemismos (Pimme e Gittleman, 2002; Safrielle e Adeel, 2005; Souza *et al.*, 2008).

No Brasil o semi-árido corresponde a 11% do território nacional (Maltchik e Medeiros, 2006), estendendo-se do norte do Ceará ao norte de Minas Gerais (Silva e Filho, 2006; IBGE, 2004<sub>a</sub>). Em sua porção nordeste, o semi-árido brasileiro apresenta chuvas que oscilam anualmente entre 240 e 900 mm (Leal *et al.*, 2007), concentradas em aproximadamente quatro meses, seguidos por longos períodos de estiagem que podem durar de 1 a 11 meses (Maltchik e Pedro, 2001). Mesmo durante as estações chuvosas podem apresentar hiatos na ocorrência de chuvas, um fenômeno conhecido como veranico, e que pode apresentar duração variada (Carvalho *et al.*, 2000). Soma-se a isso, a evapotranspiração potencial na região semi-árida, que pode chegar a 2000 mm por ano em algumas localidades, tornando a água um recurso escasso principalmente durante a estação seca (Montenegro e Ragab, 2010).

A associação entre irregularidade na distribuição de chuvas, longos períodos de estiagem e alta taxa de evaporação, causam perda de grande volume de água superficial, e estão entre as principais razões da intermitência dos corpos de água na região (Souza *et al.*, 2008). O processo repetido de cheia e seca destes ambientes aquáticos pode ser descrito como perturbação natural que causa oscilações na composição das comunidades biológicas, atuando inclusive como pressão evolutiva, desenvolvendo adaptações a estes eventos (Trémolières *et al.*, 1994; Pedro *et al.*, 2006). Ecossistemas aquáticos de regiões áridas e semi-áridas apresentam elevada biodiversidade, cujas variações são fortemente influenciadas pelas flutuações nos níveis de água (Henry-Silva *et al.*, 2010). Além das variações no volume de água, estas comunidades sofrem

influência de outros fatores abióticos como a disponibilidade de nutrientes, salinidade, pH e temperatura da água (Hering *et al.*, 2006).

As relações entre as comunidades de água doce variam em diferentes escalas ambientais, contudo, em alguns casos as interações entre as diferentes comunidades biológicas são mais relevantes que as variáveis ambientais (Pinto *et al.*, 2006).

As relações entre os diferentes grupos biológicos representam um fator importante para a diversidade de lagoas e riachos. A presença de macrófitas representa um papel importante aumentando heterogeneidade de habitats e servindo de suporte para assembléias de macroinvertebrados (Van Den Berg, 1996; Henry-Silva *et al.*, 2010). A vegetação submersa pode servir inclusive de refúgio contra predadores, proteção contra perturbações ambientais e aumentar a disponibilidade de recursos (Bogut *et al.*, 2007; Verdonshot *et al.*, 2012). Ainda segundo Van den Berg (1997), a diversidade de macrófitas e sua biomassa influenciam os grupos taxonômicos que colonizam determinados ambientes.

Por sua vez, a diversidade de macroinvertebrados representa papel importante no ambiente, pois atuam em diversos níveis tróficos, com diferentes funções ecossistêmicas. Regulam populações de algas (pastadores) e outros invertebrados (predadores); auxiliam na decomposição de detritos e transformação da matéria orgânica em formas de mais fácil assimilação (fragmentadores); realizam a reintegração da matéria orgânica particulada fina no fundo dos ambientes à coluna d'água (coletores-cataadores). Como detritívoros, aceleram e participam na ciclagem de nutrientes e representam recurso alimentar para outros macroinvertebrados, peixes e aves (Wallace e Webber, 1996; Van den Berg, 1996; Braddy e Turner, 2010; Cai, 2011). A diversidade de espécies em ecossistemas aquáticos continentais é relacionada não apenas aos parâmetros ambientais, mas também com outros grupos biológicos. Ampliar o conhecimento acerca destas relações auxilia na compreensão do funcionamento destes ecossistemas, podendo contribuir para futuras ações de conservação nestes ambientes.

## **2 Objetivos**

## **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a composição de macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas em lagoas intermitentes no semi-árido sergipano.

## **2.2 Objetivos Específicos**

Caracterizar a comunidade de macroinvertebrados em lagoas intermitentes do semi-árido.

Verificar a relação entre a composição das comunidades de macroinvertebrados e as espécies de macrófitas presentes nas lagoas.

## **3 Materiais e Métodos**

### **3.1 Área de Estudo**

#### **3.1.1 O Domínio das Caatingas**

No Brasil, o principal bioma associado ao semi-árido é a Caatinga. O Domínio Morfoclimático das Caatingas (Ab'Saber, 1974) ocupa uma área de 10% do território do país, abrangendo 70% da região nordeste (Santos e Melo, 2010), com uma extensão total aproximada de 844.453 km<sup>2</sup> (IBGE, 2004<sub>b</sub>) localizados entre as coordenadas 2° 54' e 17° 21' S. A caatinga, apesar de ser um bioma com características físicas similares a outros biomas de regiões secas, é considerado como único bioma exclusivamente brasileiro (Silva *et al.*, 2004).

Segundo Ab'Saber (1977), as caatingas distribuem-se principalmente em depressões interplanálticas, inseridas na depressão interplanáltica sertaneja, entre o planalto da Borborema e a Chapada do Araripe, com solos litólicos ricos em afloramentos graníticos e quartizíticos. Sua hidrologia é sazonal e peculiar, apresentando, ao contrário de outras regiões áridas, a maioria dos rios desaguando no mar. A média de temperaturas ao longo de todo o ano é elevada e pluviosidade irregular, mas com alta produtividade nos períodos de chuva em função da grande intensidade luminosa (Ab'Saber, 1977).

A caatinga apresenta diversas classificações, e pode ser dividido em categorias, que abrangem desde floresta tropical seca sazonal (Santos *et al.*, 2011), a áreas de vegetação arbustiva, sendo sua classificação relacionada ao grau de aridez local (Montenegro e Ragab, 2010).

Quanto à fitofisionomia associada à estrutura da vegetação, segundo Andrade-Lima (1981), há treze formações: caatinga arbórea alta, caatinga arbórea média, caatinga arbórea média e baixa e caatinga arbórea aberta, caatinga arbustiva alta a baixa, arbustiva baixa e ripária ou de vale. Quanto à formação e associações são classificadas em caatinga arbustivo-arbórea: *Mimosa - Syagrus - Spondias - Cereus*; caatinga arbustiva - *Pilocereus - Poepiggia - Dalbergia - Piptadenia*; caatinga arbórea aberta; caatinga arbustiva baixa - *Caesalpinia - Aspidosperma - Jatropha*; caatinga arbustiva aberta - *Caesalpinia - Aspidosperma*; caatinga arbustiva aberta, baixa ou alta - *Mimosa - Caesalpinia - Aristida*; caatinga arbustiva aberta baixa - *Aspidosperma - Pilocereus*; Florestas ripárias.

As caatingas estão entre os ecossistemas mais ameaçados pelas mudanças climáticas, com uma probabilidade de cerca de 70% de suas áreas se transformarem em desertos nos próximos 90 anos (Canhos *et al.*, 2011).

Na revisão de Santos *et al.* (2011), a caatinga, assim como as formações de florestas secas em geral, é negligenciada em diversos aspectos, inclusive quanto à produção científica, por falta de interesse de pesquisadores, bem como por falta de investimentos. Atrelado ao quadro de perda potencial da diversidade descrita por Canhos *et al.* (2011), a falta de estudos nessa região representa uma séria ameaça de perda de conhecimento sobre estas áreas, endêmicas, e portadora de características bastante particulares, principalmente no que tange aos ecossistemas aquáticos.

### **3.1.2 O Monumento Natural Grota do Angico, semi-árido sergipano**

Os pontos de coleta localizam-se na zona de amortecimento da Unidade de Conservação Monumento Natural Grota do Angico (MONAGA), que abrange áreas dos municípios de Poço Redondo e Canindé de São Francisco (Figura 1).

Esta unidade estadual possui 2.138 ha, e foi criada em 2007 pelo decreto governamental nº 24.922, tendo entre seus objetivos a preservação do bioma caatinga e o fomento à pesquisa (Sergipe, 2007).

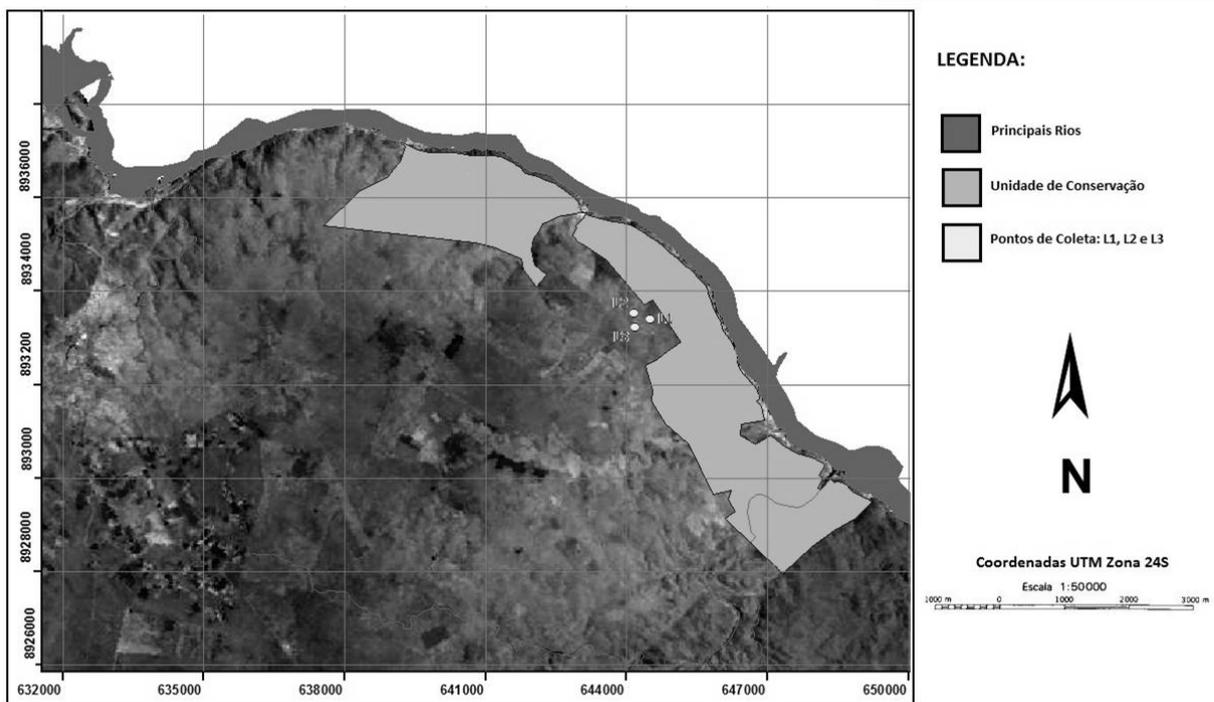
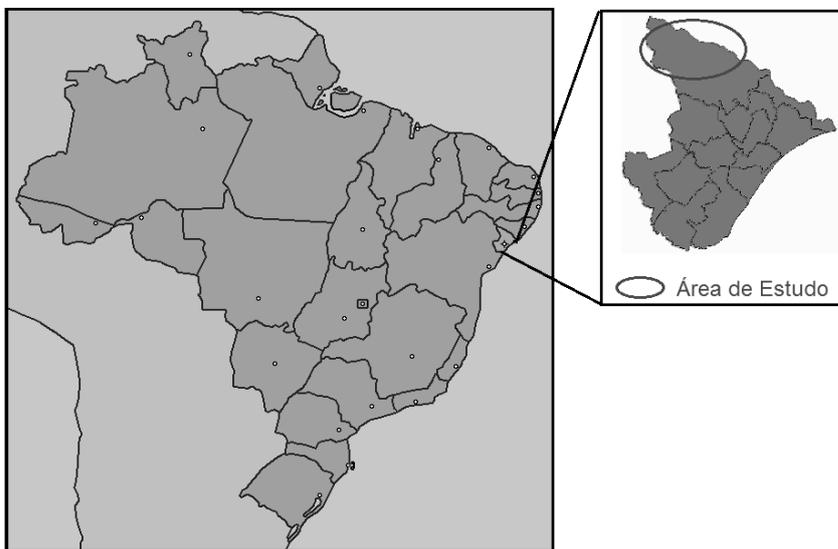


Figura 1: Mapa da região da unidade de conservação Monumento natural Grotto do Angico com os pontos de coleta: L1 – Lagoa 1, L2 – Lagoa 2 e L3 – Lagoa 3.

Esta unidade de conservação localiza-se na região semi-árida do estado de Sergipe, entre os municípios de Poço Redondo e Canindé de São Francisco. A área se insere na mesoregião geográfica do Sertão Sergipano (IBGE, 1992). Ainda segundo a divisão territorial do estado, realizada no ano de 2007 pela Secretaria de Estado do Planejamento, encontra-se no Território do Alto Sertão Sergipano (Barbosa *et al.*, 2011).

As chuvas na região apresentam-se de forma irregular, como em todo o semi-árido, sendo tradicionalmente o mês de maio o início da estação chuvosa, a qual

apresenta maior volume e regularidade, chegando ao fim no mês de outubro (Barbosa *et al.*, 2011).

Devido ao padrão de distribuição e abundância pluviométrica, o período escolhido para a realização das coletas foi do mês de junho a setembro, pois corresponde ao período histórico de maior regularidade pluviométrica (Figura 2).

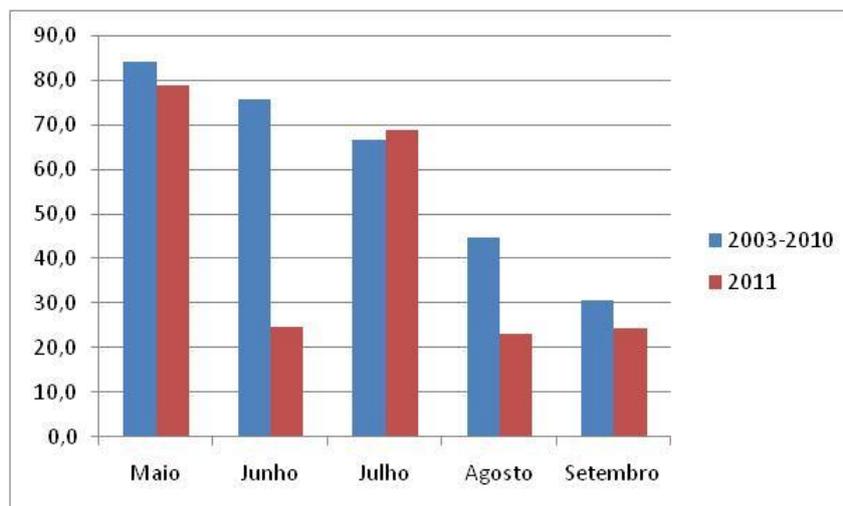


Figura 2: Pluviosidade para o MONAGA em 2011 comparada à série histórica (2003-2010). Poço Redondo – Maio a Setembro de 2003 a 2011.

No contexto hidrológico, a área de estudos encontra-se no trecho do baixo rio São Francisco. A UC faz limite ao norte com o rio que dá nome a esta bacia, e é o único corpo d'água perene em área de influência direta da UC. Os corpos d'água restantes são riachos, lagoas e brejos intermitentes, que permanecem secos durante todo o verão.

### 3.2 Caracterização das lagoas

Três lagoas foram usadas para este trabalho. A escolha se fez com base na ocorrência e cobertura de espécies similares de macrófitas, que permitissem a abordagem comparativa prevista nos objetivos propostos. O critério determinado foi a utilização de no mínimo duas espécies, com cobertura mínima de 50% da área da lagoa, para análises de efeito comparativo. A área mínima foi estabelecida para amenizar os impactos das coletas e previstas como condicionante para o licenciamento do projeto.

Foi realizada uma descrição qualitativa das lagoas a partir do protocolo para avaliação de habitats lânticos e semilânticos (Baker, 1997; USEPA, 2007; Molozzi *et al.*, 2011), adaptado aos objetivos do trabalho, no qual se excluiu a análise granulométrica dos sedimentos.

Nas lagoas foram reconhecidas duas espécies de macrófitas coletadas, cujas exsiccatas foram identificadas e depositadas no Herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE):

Alismataceae: *Hydrocleys parviflora* (Regitro - 21.111), uma macrófita enraizada de folhas flutuantes e folhas ovaladas, com 50 a 100 cm de comprimento e típica de águas paradas (Koehler e Bove, 2004);

Hydrocharitaceae: *Egeria densa* (Regitro -21.112), uma macrófita submersa com folhas verticiladas formando grupos de quatro, e comprimento de 30 a 60 cm. É uma planta invasora detectada em diversos outros países, dentre eles, Estados Unidos e Austrália (Bugbee, 2010).

A área das lagoas foi aproximada a uma elipse e aferida à partir dos eixos principais. A profundidade foi mensurada em valor médio, colhida em 30 pontos aleatórios, sendo 10 próximos ao centro, e 20 em distâncias variáveis de cada margem, segundo esquema abaixo.

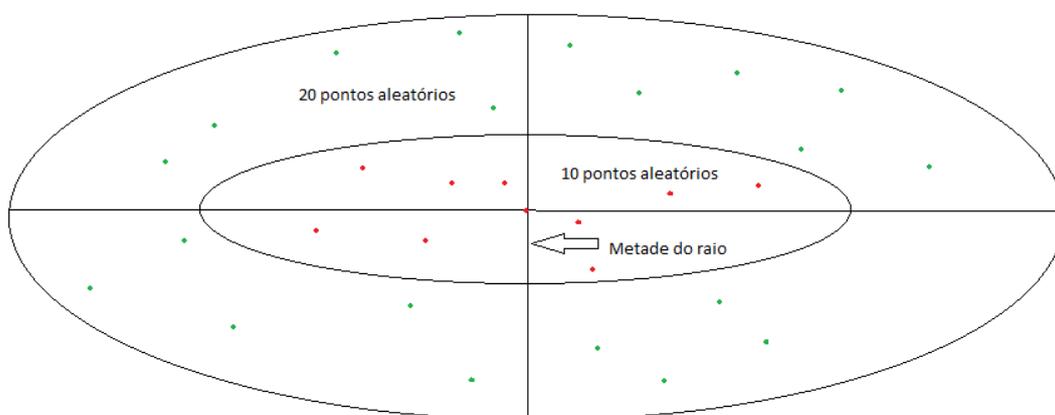


Figura 3. Esquema da distribuição da tomada de pontos de profundidade para determinação da profundidade média das lagoas.

O volume de cada lagoa foi calculado com a fórmula de volume do tanque elíptico em que  $V = \text{Área} \times \text{Profundidade}$  (profundidade média da lagoa).

A transparência da água foi mensurada com disco de Secchi, aplicando fator de correção 2,7.

As variáveis abióticas oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, pH, condutividade elétrica, temperatura da água e salinidade foram medidos com estação multiparâmetros HI 9828/4 Hannah Instruments Brasil e teores de Nutrientes (nitrato e fosfato) com Colorímetro LaMotte modelo Smart 2, em todas as coletas.

### **3.3 Coleta de macrófitas e macroinvertebrados**

Após a colonização das lagoas pelas macrófitas aquáticas a coleta das amostras foi realizada ao longo de três meses, com periodicidade quinzenal.

Em cada coleta foi determinada a cobertura de cada espécie de macrófita, a cobertura total de macrófitas que colonizam o ambiente e as espécies dominantes (>70% da cobertura).

Após esta avaliação, as duas espécies de macrófitas foram coletadas em réplicas, com amostrador tipo Surber (30x30 cm, com malha de 250 micrômetros) considerado para este estudo como unidade ou área amostral. As macrófitas foram cortadas em sua base, pois não se considerou para este estudo as raízes ou sedimentos. No total, estimou-se a realização de 36 amostras, totalizando 108 réplicas, e uma área de 9,72 m<sup>2</sup> para as três lagoas.

Durante a realização deste trabalho foram coletadas 18 das 36 amostras inicialmente propostas, durante o período chuvoso, em que as lagoas permaneceram com qualquer volume de água e colonizadas pelas macrófitas, totalizando 54 réplicas.

As amostras foram acondicionadas separadamente, fixadas em álcool 70%, e levadas a laboratório. O processamento das amostras envolveu a lavagem sobre peneira granulométrica de 0,250 mm para separação dos macroinvertebrados, recolhidos na peneira e novamente acondicionados em álcool 70% para posterior triagem e identificação.

As macrófitas, após a lavagem, foram secas em estufa de ventilação a 60°C por 120 horas, até que atingissem peso constante e pesadas em balança semi-analítica para determinação de massa seca (g).

Os macroinvertebrados foram triados e identificados em microscópio estereoscópico até nível taxonômico de família, com uso de chaves taxonômicas

apropriadas para os grupos (Pérez, 1988; Merritt e Cummins, 1996; Mugnai *et al.*, 2010).

### 3.4 Análise de dados

Para a caracterização das comunidades, utilizando o Programa Microsoft Excel 2007, foram calculados os valores de abundância e densidade, esta última expressa em função de área (m<sup>2</sup>) e biomassa (100 g de massa seca) (Albertoni *et al.*, 2007), com base nos valores médios de cada coleta.

Foi realizada a classificação dos grupos tróficos funcionais enquadrando as famílias em todos os grupos conhecidos. Foram listadas as quatro famílias mais abundantes e calculadas as relações de dominância segundo a abundância proporcional, como dominante (>50%), abundante (50-30%), pouco abundante (30-10%), ocasional (10-1%) e raro (<1%). As famílias foram classificadas segundo a frequência como muito frequentes (>70 %), frequentes (70-40%), pouco frequentes (40-10 %) e eventuais (<10 %) (McCullough e Jackson, 1985; Albertoni *et al.*, 2007).

Para mensurar diversidade de macroinvertebrados foram calculadas a riqueza e o índice de Shannon-Wiener (Hammer *et al.*, 2001).

As análises descritas acima foram agrupadas tanto de acordo com as lagoas, como de acordo com as espécies de macrófitas.

Uma curva de rarefação foi usada para verificar a representatividade do conjunto de amostras, utilizando Jackknife de 1ª ordem como estimador, por ser este o que apresentou menor desvio padrão.

Testaram-se as variações nas condições ambientais, entre lagoas, somando a estas variáveis a biomassa de macrófitas e a transparência, utilizando um teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), exceto para a biomassa de *E. densa*, que por apresentar amostras pareadas, requereu a aplicação de um teste U de Mann-Whitney ( $p < 0,05$ ) (SYSTAT, 2002).

As comparações de diversidade e abundância das famílias foram realizadas aplicando-se dois testes distintos. Para as comparações entre lagoas foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), por se tratar de amostras não pareadas. Para as comparações de variáveis entre as macrófitas foi aplicado um teste U de Mann-Whitney

( $p < 0,05$ ) por se tratar de amostras pareadas (Smith *et al.*, 2003; Nhiwatiwa *et al.*, 2009; SYSTAT, 2002).

Para verificar relações entre as variáveis ambientais e os grupos de macroinvertebrados associados as macrofitas e as lagoas, foi realizada uma Análise de Correlações Canônicas (CCA) considerando volume, pH, salinidade, Nitrato, Fosfato e Biomassa, com seus valores transformados em log (10), exceto pH, para atenuar efeitos de escala (SYSTAT, 2002).

A semelhança das comunidades associadas a cada espécie de macrófita e cada lagoa foi determinada utilizando o índice de similaridade de Jaccard.

Para a realização dos testes estatísticos foram usadas todas as réplicas, exceto para a similaridade, para a qual foram utilizados os valores de presença e ausência agrupados por amostra.

## **4 Resultados**

### **4.1 Caracterização das lagoas**

As lagoas estudadas são naturais e a terceira lagoa foi um reservatório artificial, de caráter temporário, localizados nas imediações da UC.

Todas as localidades refletem efeitos de antropização, principalmente pelo uso de suas águas por rebanho bovino. A lagoa 2, é a que apresenta características mais marcantes, como forte odor de decomposição das fezes de gado presente na água e no sedimento. As lagoas 1 e 2 apresentam odor bem menos acentuado, quase ausente quando atingem seu volume máximo.

As lagoas encontravam-se livres de biofilme e apresentaram substrato preto, com odor característico de matéria orgânica em decomposição, como relatado acima, presente tanto neste quanto na água. As áreas se encontram em severo estado de degradação da vegetação perilagunar, que se apresenta de maneira esparsa a ausente, com predomínio de vegetação de porte herbáceo a arbustivo.

A lagoa 3 não apresenta vegetação arbórea em um raio aproximado de 5 metros de sua margem, enquanto as lagoas um e dois apresentam algumas poucas árvores de porte baixo, estando a lagoa 1 margeada em uma das extremidades por uma estrada.

As lagoas um e dois apresentaram em sua zona litorânea, graus de inclinação bastante baixos, de aproximadamente 5° para a L1, de menos de 30° para a L2 e aproximadamente 45° para a L3, estando o talude, nos três casos, com o solo exposto, com presença parcial de gramíneas, cobrindo cerca de 50% do talude.

As áreas em que as lagoas estão inseridas, já foram utilizadas com diversas finalidades agrosilvopastoris, mas há um período não inferior a 10 anos estas áreas encontram-se abandonadas para estas finalidades, com vegetação em estágio secundário de regeneração nas regiões próximas. Apesar disto, as lagoas ainda servem para a dessedentação animal, uma vez que os rebanhos ainda são soltos periodicamente na área.

As variações nos parâmetros de O.D., pH, Temperatura, Salinidade, Volume, Transparência, Fosfato e Nitrato apresentaram variações significativas entre as lagoas ( $p < 0,01$ ).

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das variáveis abióticas ao longo do período de coleta para as três lagoas da UC MONAGA: Junho a Setembro/2011

Variáveis	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
<b>pH</b>	6,5 ± 0,65	6,95 ± 0,71	7,5 ± 0,35
<b>Salinidade (PSU)</b>	0,05 ± 0,04	0,14 ± 0,017	0,05 ± 0
<b>T (°C)</b>	28,9 ± 0,7	27,5 ± 2,86	25,34 ± 0,58
<b>Condutividade (uS/cm)</b>	156 ± 45,21	304 ± 28,29	106 ± 3,46
<b>Sólidos Totais (mg L<sup>-1</sup>)</b>	78,5 ± 22,6	152,33 ± 14,43	53 ± 1,73
<b>O.D. (ppm)</b>	4,12 ± 1,85	4,1 ± 1,94	5,35 ± 1,89
<b>Nitrato (ppm)</b>	0,064 ± 0,02	0,151 ± 0,22	0
<b>Fosfato (ppm)</b>	0,7 ± 0,35	1,36 ± 0,3	0,7 ± 0,5
<b>Transparência (m)</b>	0,05 ± 0	0,11 ± 3*	0,26 ± 5*
<b>Volume (L)</b>	9.126 ± 13.431	6.143 ± 4.973	31.305 ± 6.990

\* Os valores de transparência igualam a profundidade da lagoa sem necessidade de aplicação do fator de correção.

Foram detectados altos níveis de transparência, considerando que o disco de Secchi não desapareceu em momento algum, indicando que a luz atinge o fundo das lagoas, exceto na lagoa 1, que apresentou um valor de transparência de 0,05 m para

todas as coletas. Apesar de este valor ser pouco favorável ao crescimento de macrófitas aquáticas, sua baixa profundidade média parece o ter compensado.

#### **4.2 Ocorrência e distribuição das macrófitas aquáticas**

A ocorrência de *H. parviflora* foi registrada nas três lagoas estudadas, e apresentou biomassa média estimada de  $1,42 \pm 0,56$  g por réplica e  $64,84 \pm 30,52$  g m<sup>-2</sup>. A maior densidade de biomassa desta espécie foi encontrada na L3, com valores de médios de  $79,50 \pm 23,26$  g m<sup>-2</sup>. A variação da biomassa desta espécie entre as lagoas não foi significativa ( $p = 0,185$ ).

A espécie *E. densa*, apresentou uma média de massa seca em cada réplica de  $1,71 \pm 0,41$  g , e  $79,25 \pm 30,27$  g m<sup>-2</sup>, cuja variação não apresentou significância entre os locais de coleta ( $p = 0,757$ ). Esta espécie ocorre apenas nas lagoas 2 e 3 e nesta última apresenta a maior densidade  $144,44 \pm 38,44$  g m<sup>-2</sup>. O resultado do teste de Kruskal-Wallis aponta diferença significativa na distribuição da biomassa entre as espécies ( $p < 0,0001$ ).

Nas lagoas 2 e 3 as duas espécies ocorrem concomitantemente. Na L2, as espécies apresentam sobreposição de cerca de 50%, em uma situação de codominância, em que ambas apresentam cobertura de mais de 70% da área da lagoa. Na L3, não ocorreu sobreposição entre as espécies e a *H. parviflora* assumiu papel dominante (>70%), com uma cobertura de *E. densa* bastante reduzida (<25% da área da lagoa), e a L1 apresentou-se monoespecífica, devido ao desaparecimento da *E. densa* poucos dias antes da realização da primeira coleta.

Pôde-se observar que iniciadas as coletas, após a coleta piloto, a espécie *E. densa* havia desaparecido da lagoa . Isto ocorreu após um período de pouca a nenhuma pluviosidade, em que a lagoa se manteve seca.

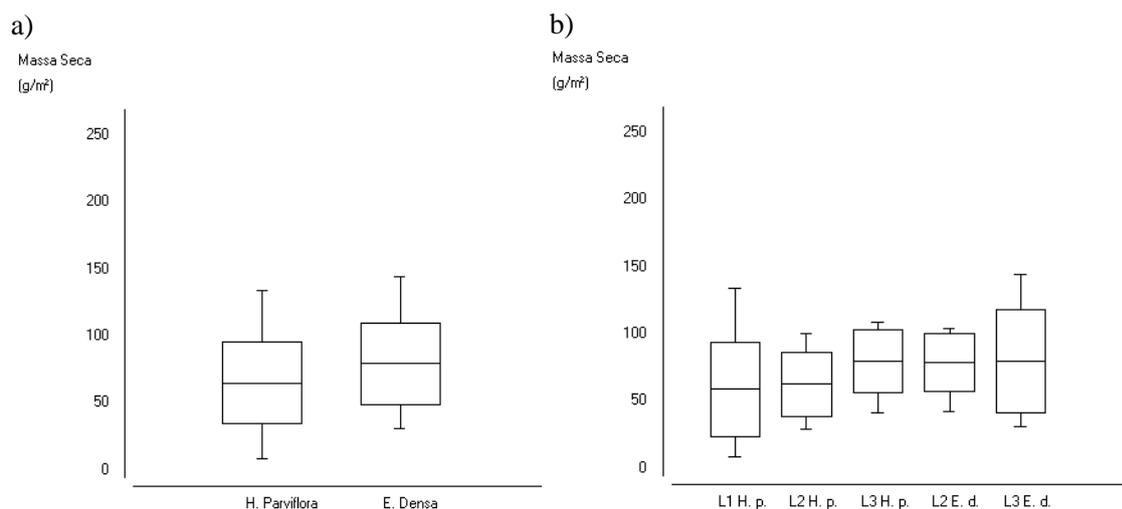


Figura 4: Relação entre (a) área e biomassa das macrófitas *Hydrocleys parviflora* e *Egeria Densa*, e (b) comparação entre a biomassa das mesmas entre as lagoas. H. p. – *H. parviflora*, E. d. – *E. densa*. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

### 4.3 As comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Durante o trabalho foram coletados 4668 indivíduos de macroinvertebrados, divididos em 31 famílias e pertencentes a quatro classes: Gastropoda, Hirundinia, Aracnida e Insecta. Destas, a classe Insecta apresentou maior abundância, representando cerca de 45,4% do total de indivíduos amostrados, seguido dos Hirundinia com aproximadamente 40,7%. Em termos de riqueza a classe Insecta também apresentou maior número de famílias, sendo 26 no total, enquanto que os Gastropoda, apenas três. Os hirudíneos e aracnídeos não foram identificados até o nível taxonômico de família.

Tabela 2: Dados de distribuição de Macroinvertebrados de acordo com lagoas. N - Abundância Total; S - Riqueza Total; e Densidade - Densidade Média + Desvio Padrão. Junho a Setembro/2011.

Lagoa	N	S	Densidade (ind m <sup>-2</sup> )
Lagoa 1	1755	22	1083 ± 626
Lagoa 2	449	23	869 ± 395
Lagoa 3	2005	28	1732 ± 1135

As lagoas 1, 2 e 3 apresentaram respectivamente índices de Shannon-Wiener H1 - 1,26, H2 -2,02 e H3 -2,41 e riqueza total de 22, 23 e 28 táxons. A abundância média de cada lagoa por coleta foi calculada para a L1 em 292 ± 169, para a L2, 151 ±52, e para a L3 334 ± 200. Os resultados dos testes de Kruskal-Wallis indicaram

variações bastante significativas dos valores de riqueza e diversidade entre as lagoas, mas pouco significativas no que diz respeito à abundância geral.

A riqueza (Figura 5) e abundância (Figura 6) dos grupos associados à macrofitas variaram ao longo do período de coletas. Ocorreu queda nos valores de riqueza associado a *E. densa* entre as coletas 2 e 3, e um aumento gradual nas amostras associadas a *H. parviflora* entre as coletas 1 e 3. As lagoas 2 e 3 secaram após a 3ª coleta, constando apenas a riqueza de *H. parviflora* a partir deste período. A riqueza total de grupos taxonômicos associados a *H. parviflora* foi de 29 e a *E. densa* 26, com riquezas médias respectivas de  $14 \pm 5$  e  $18 \pm 4$  taxa por coleta.

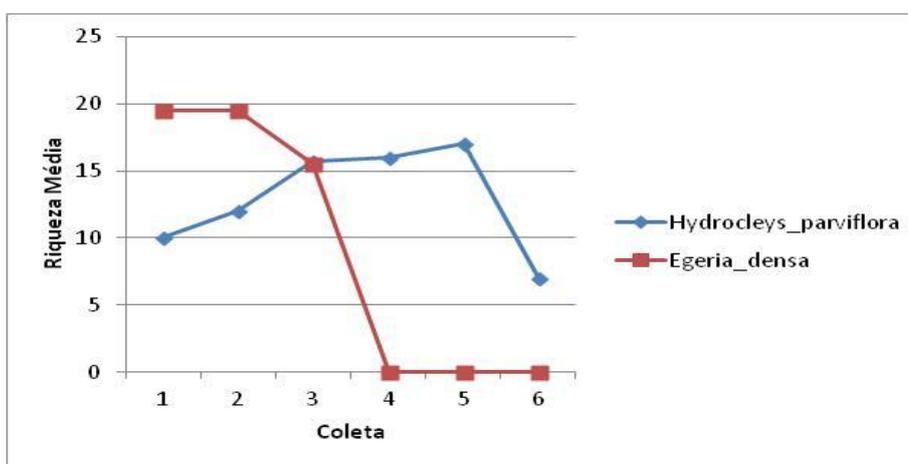


Figura 5: Riqueza média de macroinvertebrados associados às macrofitas *H. parviflora* e *E. densa* ao longo do período de coletas. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

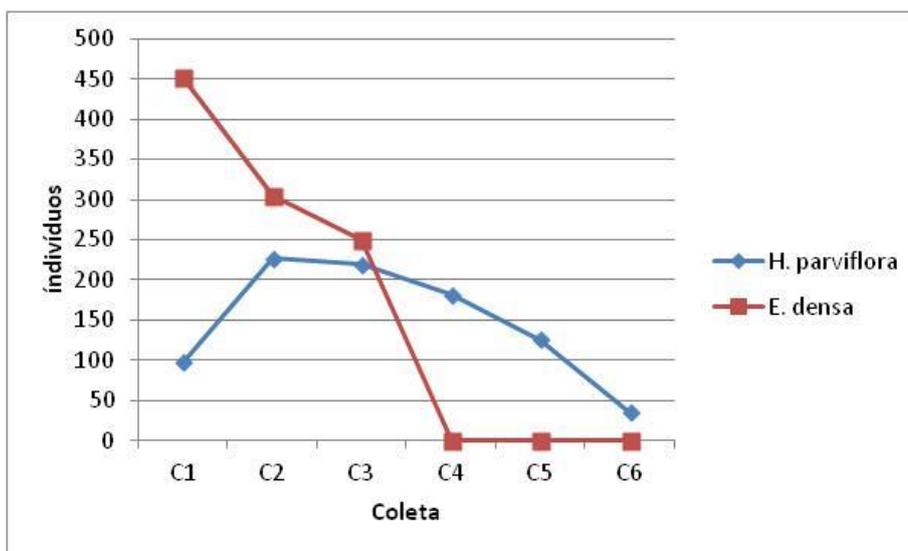


Figura 6: Abundância média de macroinvertebrados associados às macrofitas *H. parviflora* e à *E. densa* em função do período de coletas. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

As coletas 3, 5 e 6 registraram uma queda na abundância de invertebrados associados às macrófitas ainda presentes nas lagoas. A queda mais acentuada ocorreu entre as coletas 4, 5 e 6, que corresponderam ao início do período de estiagem, antecipado para o final de julho.

Os índices de diversidade da comunidade associada a *H. parviflora* foi de H1 - 1,853, enquanto para *E. densa* foi calculado um índice de Shannon-Wiener de H2 - 2,346. Além de uma maior diversidade, a comunidade associada à *E. densa* foi mais homogênea, apresentando um índice de Pielou de J1 - 0,72, contra J2 - 0,55 da *H. parviflora*.

A variação na ocorrência proporcional dos indivíduos de macroinvertebrados ao longo do período de coleta foi mais acentuada para a lagoa 1, onde ocorreu inclusive variação no taxon dominante (Figuras 7 e 8). A homogeneidade de Pielou revelou que a comunidade da Lagoa 3 é mais homogênea, com um índice J3 - 0,72, contra um índice de J2 - 0,64 da lagoa 2 e J1 - 0,40 da lagoa 1.

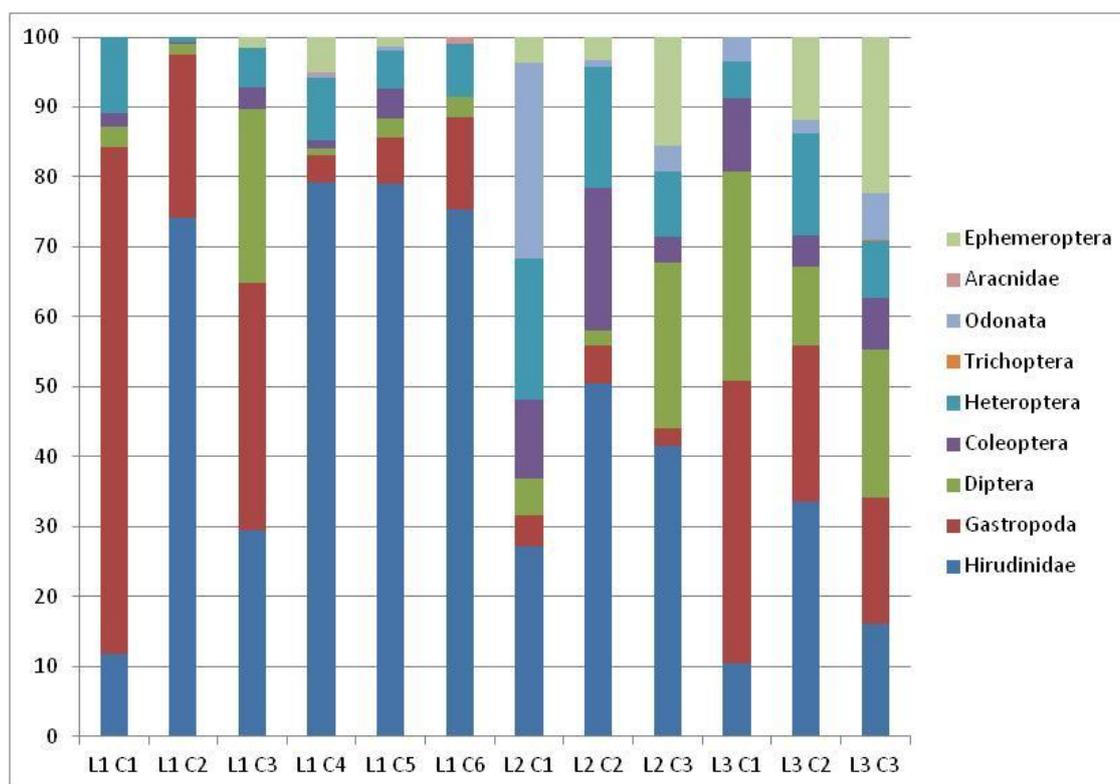


Figura 7: Ocorrência proporcional de grupos macroinvertebrados associados a *Hydrocleis parviflora*. C - Coleta. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011

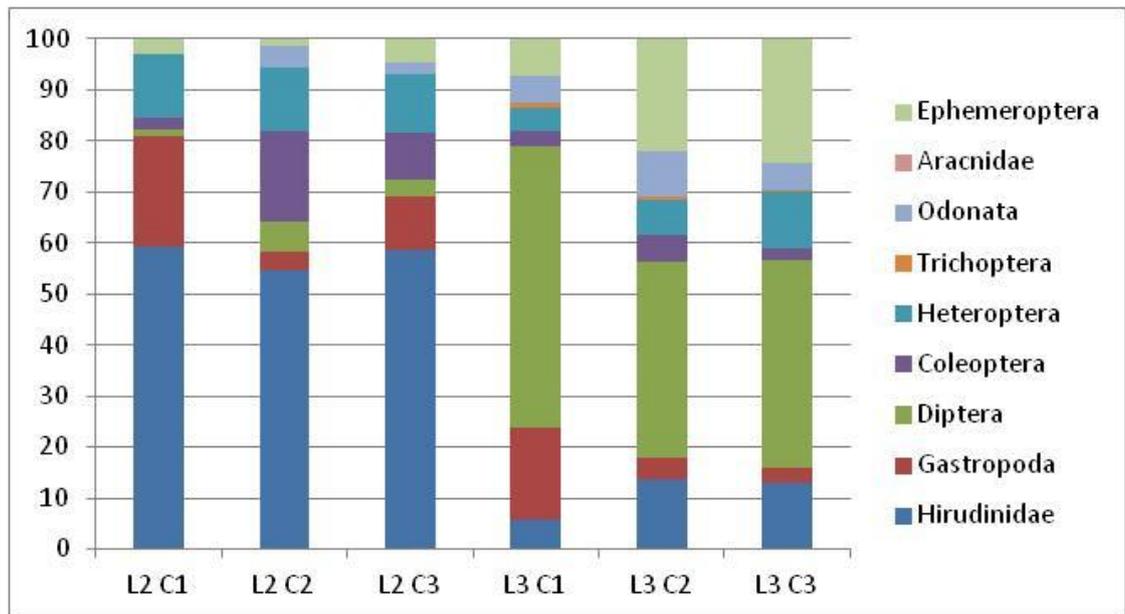


Figura 8: Ocorrência proporcional de grupos macroinvertebrados associados à *Egeria Densa*. C – Coleta. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011

Quando observados os valores gerais dos taxons associados a *H. parviflora*, Hirudinae foi o taxon dominante (54,7%), seguido de Planorbidae (12,4%), Baetidae (5,8%), e Physidae (3,6%). Ao longo do período de estudos, as abundâncias proporcionais dos grupos variaram, principalmente Hirundinae e Planorbidae, que trocaram de posição como táxon dominante nas lagoas 1 e 3. Por outro lado, os táxons mais abundantes associados a *E. densa* são Hirundinae (22%), Ceratopogonidae (19%), Chironomidae (14%) e Baetidae (12%). Pode-se verificar uma menor variação e menor diferença na abundância proporcional dos grupos taxonômicos ao longo do período.

A semelhança na distribuição dos invertebrados nas lagoas 2 e 3 pôde ser mensurada pelo grau de similaridade agrupado em função de cada coleta, que para estas lagoas teve seu mínimo acima dos 70%. As coletas realizadas na lagoa 1, por outro lado, apresentaram um baixo grau de similaridade entre elas, apresentando seu grau máximo de similaridade abaixo dos 60% (Figura 10).

As famílias que apresentaram variação estatisticamente significativa foram Ceratopogonidae, Chironomidae, Naucoridae, Haliplidae, Lestidae, Hidroptilidae e Nepidae. Todos estes grupos apresentaram maior densidade em função do volume de macrófita (massa seca) para a *Egeria densa*.

As Famílias Hirudinae, Planorbidae, Physidae, Baetidae, Libelulidae e Ampularidae não apresentaram variação significativa entre as espécies de macrófitas, variando apenas de uma lagoa para outra.

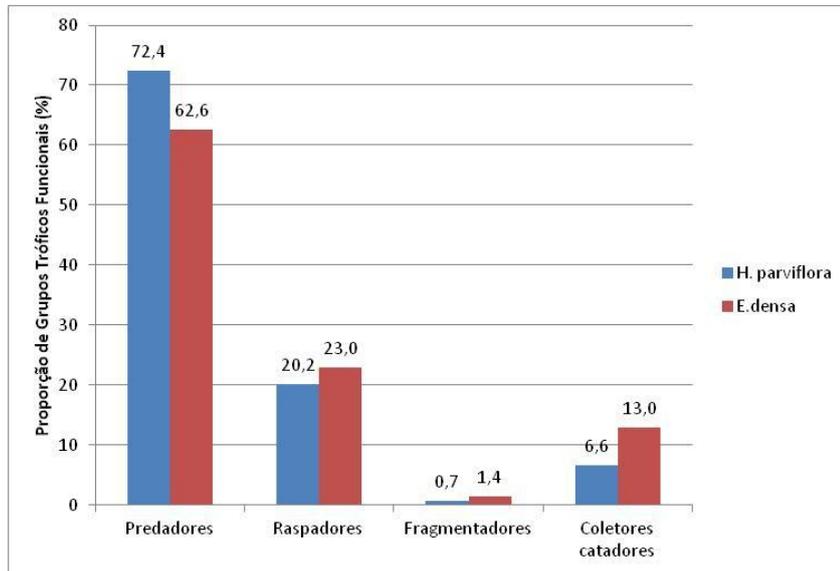


Figura 9: Divisão dos macroinvertebrados Grupos Tróficos Funcionais em função da espécie de macrófitas. Poço Redondo - Junho a Setembro de 2011.

A classificação dos grupos tróficos funcionais indicou o predomínio de predadores (>60%), seguidos por raspadores (>20%). A distribuição é similar para as duas macrófitas aquáticas estudadas.

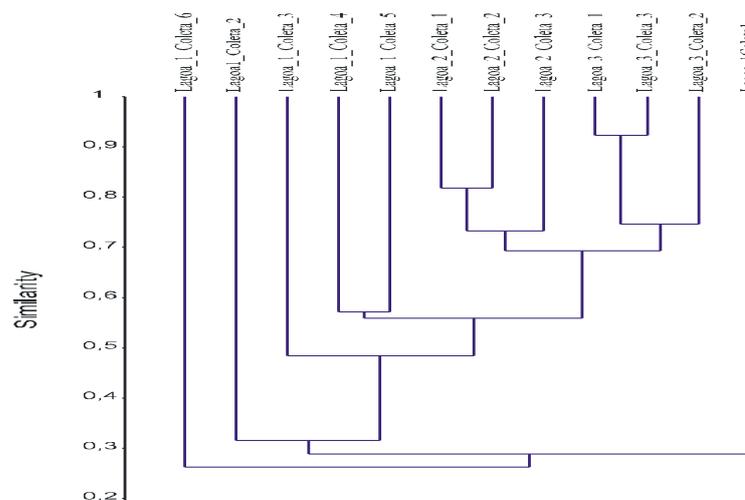


Figura 10: Índice de Similaridade de Jaccard para as lagoas ao longo do período. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011

Quando analisada a similaridade em função das espécies de macrófitas, pode-se observar que os valores de Jaccard aumentam para valores acima de 80% para *H. parviflora*. A lagoa 1, continua apresentando o menor grau de similaridade com as demais. Vale ressaltar que as comunidades associadas a *E. densa* nas lagoas foram idênticas.

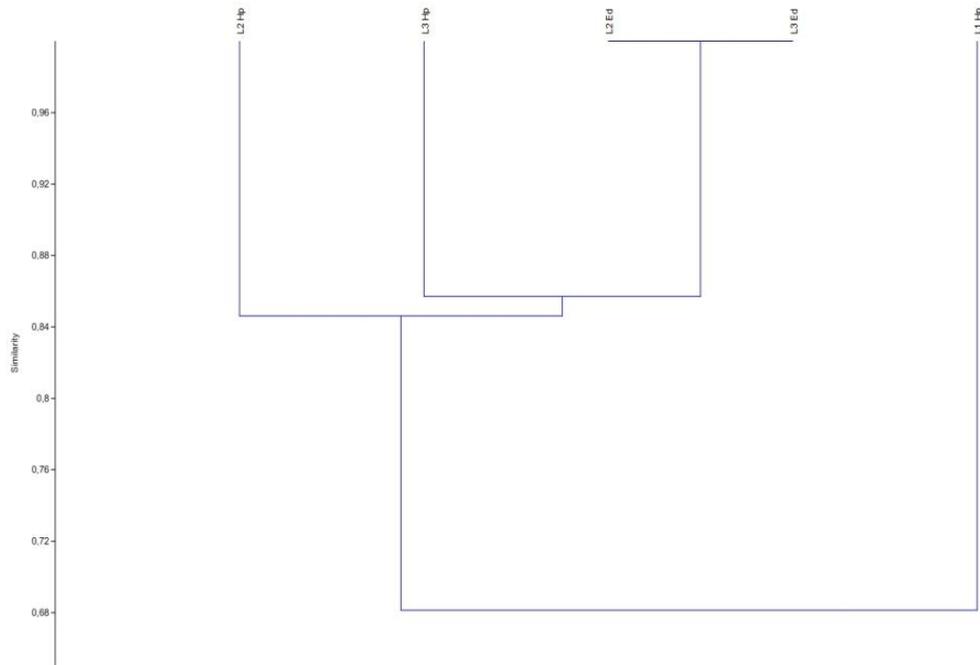


Figura 11: Índice de Jaccard aplicado às comunidades de macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

A aplicação da CCA (Figura 12), demonstrou pouca correlação entre a distribuição damaioria dos grupos e as variáveis ambientais. A variável que apresentou maior relevância foi a transparência, que está relacionada aos grupos Baetidae, Culicidae, Libelulidae e Haliplidae. A ocorrência da Physidae foi influenciada pelo volume de água das lagoas; Stratiomidae foi relacionado com os padrões de temperatura. O teores de TDS e salinidade influenciaram a ocorrência de Elmidae e Saldidae respectivamente, e a biomassa das macrófitas influenciariam a presença de Pleídae, Coenagrionidae, Naucoridae e Dysticidae. Os teores de oxigênio dissolvido na água influenciaram a presença de Hydrophilidae.

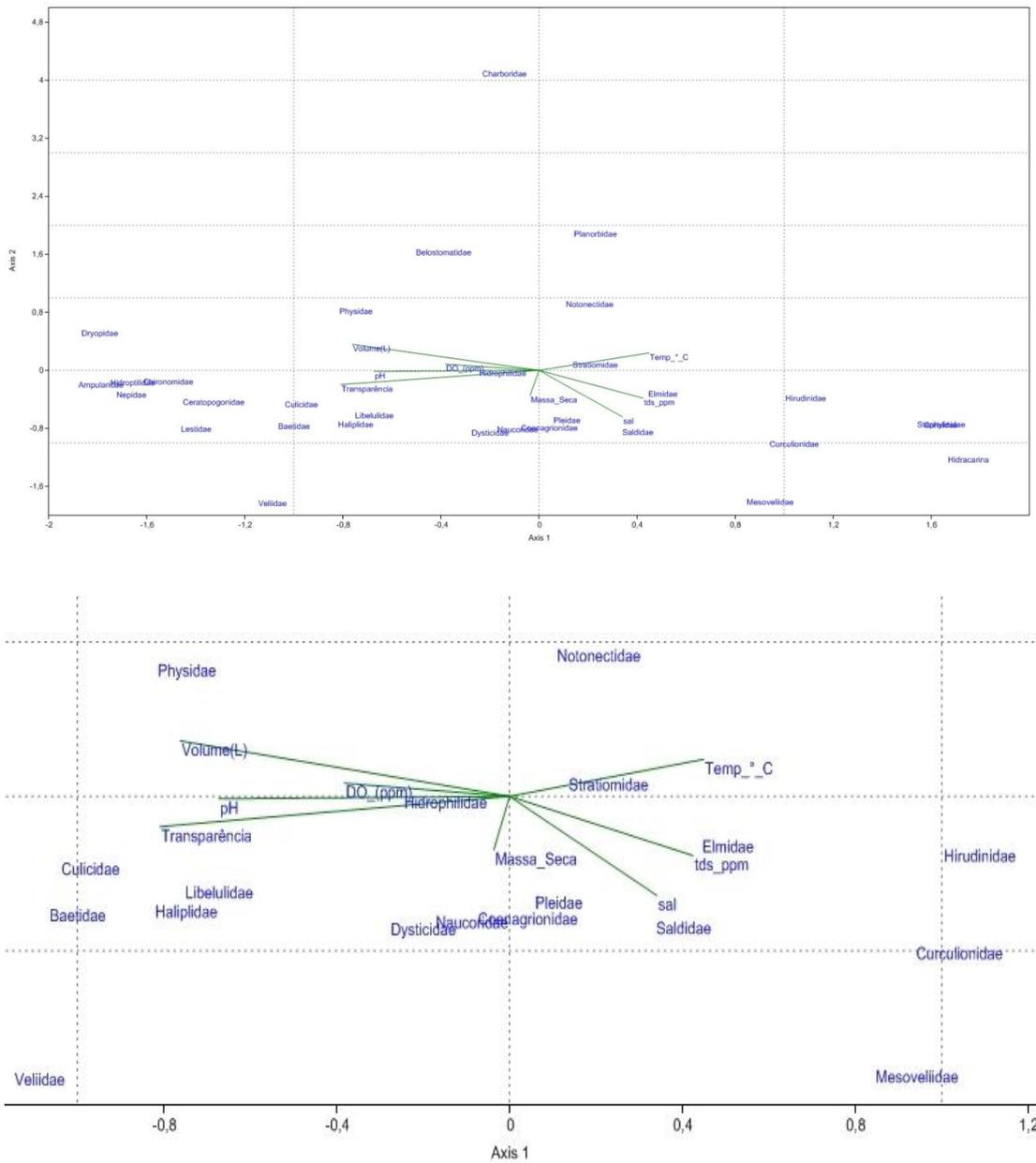


Figura 12: Projeção da Análise de Correlações Canônicas entre as famílias e as variáveis ambientais (acima) e a Região central da CCA ampliada para melhor visualização(abaixo). Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

Um total de 80% das famílias amostradas foram capturadas nas 4 primeiras amostras, sendo que apenas 7 famílias foram encontradas nas 14 amostras que se seguiram.

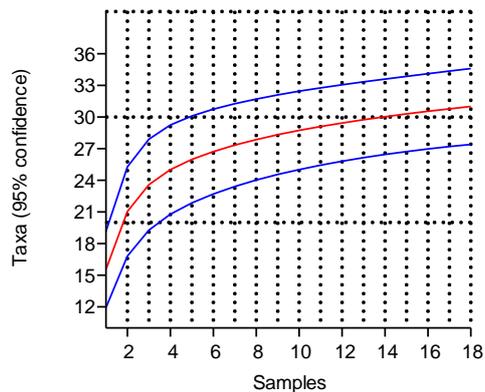


Figura 13: Curva de rarefação das famílias de macroinvertebrados de tres lagoas. Poço Redondo – Junho a Setembro de 2011.

## 5 Discussão

Durante o período de coletas, a lagoa 1 apresentou menor volume que o usual, e temperaturas próximas dos 30 °C, provavelmente pela sua baixa profundidade e pouco volume, o que pode ter impedido a recolonização pela *E. densa*, que tem sua temperatura ótima de desenvolvimento por volta dos 24 °C e não se desenvolve em temperaturas acima dos 30° (Csurhes *et al.*, 2008). A espécie *H. parviflora*, por outro lado, demonstrou maior tempo de sobrevivência no ambiente seco, apesar de ter sua área de distribuição reduzida em mais de 60%, conservou parte de seus indivíduos vivos, os quais, possivelmente, foram responsáveis pela recolonização de toda a lagoa.

Quanto à qualidade ambiental, o odor de decomposição encontrado nas lagoas, associada aos altos níveis de fosfato na água, baixos valores de oxigênio e crescimento rápido e abundante das macrófitas são indicativos de sua suscetibilidade, senão de um quadro já instalado de eutrofização (Zheng e Paul, 2006).

A presença excessiva de fosfato está entre os principais problemas que iniciam e agravam o processo de eutrofização, pois o fósforo é um macronutriente que limita o crescimento de algas e plantas nos corpos d'água, e seu excesso pode desencadear um bloom de algas e macrófitas, que podem levar a um processo mais complexo de intoxicação e morte dos demais organismos, por sua morte e decomposição (Khan e Ansari, 2005).

Os valores de nitrato, por outro lado, apresentaram-se abaixo do que se esperava, visto o enriquecimento do ambiente com excremento e urina de gado. Isto se deve que se deve mais provavelmente, à fixação do nitrato pelas macrófitas ali presentes. A presença das macrófitas pode ser responsável pela redução nos níveis de nitrato

disponível na água, e até pelo controle dos níveis de fosfato, em função de seu rápido crescimento e constante absorção de nutrientes (Pompeo, 2008). A aplicação de macrófitas aquáticas no combate aos processos de eutrofização de ambientes lênticos já foi estudado e métodos para sua aplicação bem sucedidos já são conhecidos (Pompeo, 2008), apesar disso, o aporte de excremento e urina dos rebanhos, caso continue, pode levar ao aumento dos níveis de nutrientes na água a tal ponto que favoreça a ocorrência de blooms de algas, competidoras das macrófitas, que podem levar à extinção das mesmas no ambiente, e assim das comunidades a elas associadas (Edwin, 1996). Importante ressaltar, que as macrófitas também podem atuar como inibidoras da proliferação de algas através da produção de compostos alelopáticos, servindo também para atenuar os efeitos da eutrofização dos ambientes (Nakai *et al.*, 1999; Nakai *et al.*, 2000).

As lagoas do entorno do MONAGA apresentaram baixa diversidade, contando com apenas duas espécies durante o período de coleta. Das espécies de macrófitas encontradas nestas lagoas *Egeria densa* é a mais estudada, com estudos sobre ação de seus compostos alelopáticos (Nakai *et al.*, 1999), sua atuação no ambiente aquático (Tanner *et al.*, 1993) e sua ecologia (Yarrow *et al.*, 2009). Trata-se de uma espécie invasora originária do sudeste brasileiro, de ampla distribuição, registrada nos Estados Unidos e Austrália, bastante adaptável, tolera amplos espectros de nutrientes disponíveis, é capaz de sobreviver a congelamento, e em condições ideais pode crescer rapidamente, cobrindo o espelho d'água e eliminando espécies nativas (Csurhes *et al.*, 2008). Esta espécie apresenta outro registro no Herbário da Universidade Federal de Sergipe - ASE para o estado de Sergipe, e outros estados do Brasil no “specieslink”, base de dados integrada de coleções biológicas de diversos países (Specieslink, 2012).



sendo esta última massa seca encontrada no verão. Levando em consideração que a estação chuvosa na região de Poço Redondo apresenta características climáticas semelhantes de pluviosidade e temperatura àquelas em que foram realizados os demais estudos, pode-se considerar que a produtividade das macrófitas nas lagoas estudadas é baixa, atingindo no máximo, para *E. densa*, valor 50% menor que os maiores valores encontrados por Wilcock *et al.* (1999) e aproximadamente 300% menor que aqueles encontrados Oliveira *et al.* (2005) para profundidades semelhantes (0-2 m). Não foram encontrados artigos acerca da produtividade primária da espécie *H. parviflora*, mas esta apresentou-se numa área maior, sobreviveu a condições mais adversas, mas a explicação para a baixa produtividade de ambas as espécies é aplicável.

Santos e Esteves (2004), e Enrich-Prast e Esteves (2005) encontraram em seus estudos uma forte correlação positiva entre os níveis de água e a produtividade de macrófitas aquáticas. Se considerarmos que, de acordo com relatos de moradores da região, as lagoas estavam com profundidade bastante menor que a encontrada em seus níveis normais de cheia, pode-se inferir que a produção limitada de biomassa este ano está relacionada ao baixo nível das águas, e grandes variações nos mesmos, uma vez que o suprimento de nutrientes seria mais que suficiente para permitir um crescimento ainda mais intenso destas espécies. O volume da lagoa é o mais provável fator limitante ao longo deste período, uma vez que a área da lagoa 2 foi completamente ocupada. Enquanto na lagoa 3 a *E. densa* ocupou uma área bastante limitada.

As condições climáticas representam um papel extremamente importante. Para a realização de trabalhos envolvendo ambientes temporários na Caatinga, é necessário que se observe que a imprevisibilidade climática é um fator a ser levado em consideração. Durante a realização deste trabalho, duas grandes alterações ambientais ocorreram, reduzindo drasticamente (50%) o número de amostras coletadas em campo, sendo eles (i) a secagem da lagoa 1, e a manutenção de baixos níveis de água na mesma que perdurou por mais de 5 dias entre a coleta piloto e o início dos campos, que levou ao desaparecimento da *E. densa* da mesma, e (ii) o período a irregularidade pluviométrica que levou as lagoas 2 e 3 a secarem mais de um mês antes do previsto.

Como se observa na figura 2, as chuvas que costumam manter volume elevado até o mês de setembro, quando estes ambientes começam a secar, apresentou uma grande baixa em Junho e em agosto, sendo que as lagoas secaram no início de agosto,

entre as coletas 3 e 4. Esta observação é necessária, pois este fator possivelmente vem a afetar a interpretação dos dados, mas tendo sido seu efeito observado apenas uma vez, e não havendo parâmetros comparativos, não se pode mensurar a influência deste na estrutura das comunidades estudadas. Contudo não se deve descartar a validade deste estudo, uma vez que este representa as características do bioma em um estado típico, que se repete ciclicamente, que é o ano de seca.

Estas variações abruptas interferem intensamente no hidroperíodo das lagoas da região, aumentando ou reduzindo-o de forma imprevisível, afetando de forma direta a comunidade, uma vez que as flutuações nos níveis da água, associados ao período de permanência da lagoa influenciam positivamente sua riqueza e estabilidade (Florencio *et al.*, 2009).

Além disso, as macrófitas aquáticas também exercem relação positiva quanto à composição da comunidade, agindo como estruturante do ecossistema. Para as lagoas estudadas, foram identificadas 31 famílias de invertebrados, valor baixo, se comparado ao trabalho de Abilio *et al.* (2007), 36 famílias, contando apenas Insecta. As variações na comunidade de macroinvertebrados se deram em duas escalas: (i) entre lagoas, e (ii) entre as macrófitas. É importante observar, no entanto que as famílias que variaram de acordo com a espécie de macrófita variaram também significativamente entre as lagoas. Assim como Collier *et al.* (1999), não foi encontrada correlação neste trabalho entre biomassa e a comunidade de macroinvertebrados.

Uma observação importante é que existe uma inversão de dominância para a *H. parviflora*. Esta macrófita apresentou dominância de gastrópodos e hirudínios, enquanto o convencional para ambientes eutrofizados é o predomínio de larvas de Chironomidae (Bogut *et al.*, 2007).

As famílias também apresentaram poucas relações com as variáveis ambientais. A variação das espécies de cada família em particular foi de pouco conclusiva em termos de espécie de macrófitas, contudo, a homogeneidade e estabilidade ao longo do período de coletas foram bastante significativas, o que está em consonância com o trabalho de Dibble (2005) que aponta uma correlação positiva entre diversidade de macrófitas e outros organismos. Apesar disso, esperava-se um valor maior de riqueza para a região, pois se considera a caatinga a região seca mais potencialmente biodiversa do mundo (Maltchick e Medeiros, 2006). A constante degradação destes ambientes

pode ser responsabilizada pelo baixo número de taxa encontrados na região, e principalmente, por sua raridade e ocorrência esporádica.

Os taxas mais abundantes na região são aqueles que apresentam maior tolerância a degradação, estando todos os taxas presentes estão entre os grupos tolerantes e moderadamente tolerantes do cartão de índice biótico de Sharpe (ano desconhecido). Além disso, existe pouca variabilidade quanto à funcionalidade dos taxa encontrados. Para ambas as espécies de macrófitas foi observado o predomínio de predadores, principalmente Hirudinae, o que pode ser responsável pela redução no número de outros grupos. As sangue-sugas, por exemplo, predam caramujos, conforme registrado por Nigrete *et al.*(2007), que registrou a predação de *Biomphalaria* por Glossiphoniidae.

## 6 Conclusões

As lagoas analisadas no presente estudo encontram-se em processo de eutrofização, que favorece o desenvolvimento das macrófitas, mas que é possivelmente suspenso ou retardado pela presença das mesmas, que atenuam seu enriquecimento por nutrientes, e competindo com as algas, atrasam seu processo de colonização. Contudo, eventos limitantes ao crescimento das macrófitas, põem em risco a manutenção deste serviço ecossistêmico, existe uma capacidade limite de fixação de nutrientes por estas espécies, que se ultrapassada, pode desencadear a proliferação de algas e assim levar á extinção tanto as espécies vegetais como animais, pelo agravamento do processo acima relatado. Além disso, constatou-se que as variações esperadas na composição da comunidade de invertebrados para diferentes espécies de macrófitas não ocorreram. As macrófitas, contudo, influenciaram a homogeneidade das comunidades, amenizando as variações tanto em escala temporal, como em função de mudanças mais drásticas no ambiente físico. As lagoas com maior riqueza de macrófitas se mostraram mais estáveis que aquela em que ocorreu apenas uma espécie.

Ocorreu um predomínio de predadores, principalmente Hirudinae nestes ecossistemas, um reflexo de sua alta tolerância a degradação ambiental, e uma resposta à grande oferta de presas, uma vez que as lagoas apresentaram altas densidades de invertebrados.

## 7 Considerações Finais

O presente trabalho conseguiu cumprir com seus objetivos, caracterizando as comunidades presentes nas lagoas temporárias de uma região do semi-árido, e determinando qual a relação entre sua estrutura e a presença de macrófitas aquáticas.

Enquanto uma das espécies de macrófitas é exaustivamente estudada, o conhecimento acerca de *Hydrocleys parviflora* permanece bastante difícil de ser obtido, encontrando-se aí, um nicho para a realização de novas pesquisas.

Durante as coletas, observou-se um grande número de Gastropoda do grupo Planorbidae. Apenas a título de conhecimento, 7 indivíduos foram enviados ao instituto Parreiras Horta, para identificação, e foi confirmado tratar-se do gênero *Biomphalaria*. Como retorno à Unidade de Conservação que licenciou este projeto, recomendamos a realização de estudos acerca da distribuição e possível contaminação destes espécimes, por tratar-se a esquistossomose, doença causada por um platelminto disseminado por espécies deste gênero.

Além disso, recomenda-se a adoção de métodos de remediação do processo de eutrofização destas lagoas, que pode ser realizado através do manejo das macrófitas presentes nestas lagoas, para remoção do fosfato e nitrato excessivo, e recuperação da margem das lagoas.

Por último e não menos importante, a realização de novos estudos nestes ambientes deverão concentrar as suas coletas em campanhas mais prolongadas, com menor intervalo de tempo entre as coletas, com o intuito de detectar os gradientes de alterações ao longo do tempo, que mostrou indicativos de ser um fator dos mais importantes na composição das comunidades, e evitar possíveis problemas metodológicos em função da duração imprevisível destes ambientes.

## 7. Referências Bibliográficas

- AB'SABER, A. N. 1974. O domínio morfoclimático semi-árido das Caatingas Brasileiras. *Geomorfologia*, São Paulo, v. 4, p. 1-39
- AB'SABER, A. N. 2003 Os Domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, p. 27-34, 83-101.
- ALBERTONI, E. F.; PRELLVITZ, L. J.; PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Braz. J. Biol.* 67(3): 499-507.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*. V. 4: 149–153.
- BAKER, J. R.; PECK, D. V. & SUTTON, D. W. 1997. Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Field Operations Manual for Lakes. EPA/620/R-97/001.U.S. Environmental Protection Agency. Corvallis, Oregon. 37p.
- BOGUT, I.; VIDAKOVIC, J.; PALIJAN, G.; CERBA, D. 2007. Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia* 62(5): 600-606.
- BRADY, J. K.; TURNER, A. M. 2010. Species-specific effects of gastropods on leaf litter processing in pond mesocosms. *Hydrobiologia*. V. 651:93–100.
- BUGBEE, G. J. 2010. Connecticut's Invasive Aquatic and Wetland Plants Identification Guide. Connecticut Agricultural Experiment Station, Dept. of Environmental Sciences.
- CAI, Y.; GONG, Z.; QIN, B. 2011. Influences of habitat type and environmental variables on benthic macroinvertebrate communities in a large shallow subtropical lake (Lake Taihu, China). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. V. 47: 85–95.
- CANHOS, V. P.; SIQUEIRA, M. F.; MARINO, A.; CANHOS, D. A. 2008. L. Análise da vulnerabilidade da biodiversidade brasileira frente às mudanças climáticas globais. *Parcerias estratégicas*. Brasília, DF, n.27, 117 p.
- CARVALHO, D. F., FARIA, R. A., SOUSA, S. A. V.; BORGES, H. Q. 2000. Espacialização do período de veranico para diferentes níveis de perda de

- produção na cultura do milho, na bacia do Rio Verde Grande, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v. 4, n.2: 172-176.
- COLLIER, K. J.; CHAMPION, P. D.; RICHARDSON, J.; WEST, D. W.; CROKER, G. F. 1999. Patch- and reach-scale dynamics of a macrophyte invertebrate-predator system in a New Zealand low land stream. *Hydrobiologia*. n. 392: 89–97.
- CSURHES, S.; HANNAN-JONES, M.; DIMMOCK, A. 2008. Pest Plant Risk Assessment: Dense Water Weed *Egeria densa*. Department of Primary Industries and Fisheries, Queensland Government. Disponível em: [http://www.dpi.qld.gov.au/documents/Biosecurity\\_EnvironmentalPests/IPA-Dense-Waterweed-Risk-Assessment.pdf](http://www.dpi.qld.gov.au/documents/Biosecurity_EnvironmentalPests/IPA-Dense-Waterweed-Risk-Assessment.pdf). acesso em 04/02/2012.
- DIBBLE, E. 2005. O papel ecológico das plantas aquáticas nos corredores de biodiversidade. *Cadernos da Biodiversidade*. Paraná. v. 5. n. 1:1-10.
- EDWIN, D.O. 1996. Control of water pollution from agriculture. FAO irrigation and drainage Paper, (55): 1-101.
- ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. 2005. Flood pulse influence and anthropic impact on the chemical composition and energy content of *Oryzogluma epatula* in an Amazonian lake. *Braz. J. Biol.* v. 65. n. 3.
- FLORENCIO, M.; SERRANO, L.; GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C.; MILLAN, A.; DÍAZ-PANIAGUA, C. 2009. Inter and intra-annual variation of macroinvertebrate assemblages in temporary ponds from the Donana National Park (SW Spain). *Hydrobiologia*, 634: 167-183.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/index.html> (acesso em 07/dezembro/2011).
- HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T.; DANTAS, L. L. O. 2010. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *ActaLimnologicaBrasiliensia*. v. 22: 147-156.
- HERING, D.; JOHNSON, R. K.; KRAMM, S.; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K.; VERDONSCHOT, P. F. M. 2006. Assessment of European rivers with diatoms, macrophytes, invertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51, 1757-1785.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2004 a. Mapa de Clima do Brasil. Escala 1: 5.000.000. Disponível em:

- [ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas\\_murais/biomas.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf). (acesso em 19/11/2011).
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2004 b. Mapa da vegetação do Brasil. Escala 1: 5.000.000. Disponível em: [ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas\\_murais/clima.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/clima.pdf) (acesso em 19/11/2011).
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 1992. Divisão do Brasil em Mesoregiões e Microregiões Geográficas, Volume - 2, Tomo - 2, Região Nordeste. Rio de Janeiro.
- KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. 2005. Eutrophication: an ecological vision. *Botanical Review*. n. 71. v.4: 449–482.
- KOEHLER, S.; BOVE, C. P. 2004. Alismatales from the upper and middle Araguaia river basin (Brazil). *Rev. Bras. Bot. São Paulo*. v. 27. n. 3.
- LEAL, I. R., WIRTH, R., TABARELLI, M. . 2007. Seed dispersal by ants in the semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany*. v. 99, n. 5: 885-894
- MALTCHIK, L., MEDEIROS, E. S. F. 2006. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. v. 16: 665-677.
- MALTCHIK, L.; PEDRO, F. 2001. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid intermittent stream. *Biotropica* 33: 566-572.
- MCCULLOUGH, J. D.; JACKSON, D. W. 1985. Composition and productivity of benthic macroinvertebrate community of subtropical reservoir. *Int. Revue. Ges. Hydrobiologia*. 70(2): 221-235.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Dubuque, Kendall/Hunt PublishingCo. 1214 p.
- MOLOZZI, J.; FRANÇA, J. S.; ARAUJO, T. L. A.; VIANA, T. H.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. 2011. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Iheringia. Série Zoologia (Impresso)*. V. 101: 1-9.

- MONTENEGRO, A., RAGAB, R. 2010. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modeling study. *Hydrological Processes*. v. 24, p. 2705-2723.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 176 p.
- NAKAI, S.; INOUE, Y.; HOSOMI, M.; MURAKAMI, A. 1999. Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes. v.39(8): 47-53.
- NAKAI, S.; INOUE, Y.; HOSOMI, M.; MURAKAMI, A. 2000. *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*. v. 34(11): 3026-3032.
- NEGRETE, L. H.; GULLO, B. S.; MARTIN, S. M. 2007. First record of *Helobdella hyalina* (Hirudinea; Glossiphoniidae) in the mantle cavity of Planorbidae from lentic environments in a Buenos Aires province, Argentina. *Braz. J. Biol.* v. 67. n. 2.
- NHIWATIWA, T.; DE BIE, T.; VERVAEKE, B.; BARSON, M.; STEVENS, M.; VANHOVE, M. P. M.; BRENDONCK, L. 2009. Invertebrate communities in dry-season pools of a large subtropical river: patterns and processes. *Hydrobiologia*. n. 630: 169-186.
- OLIVEIRA, N. M. B. SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B.; MOURA JUNIOR, A. M. 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria Densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta daninha*. Viçosa. v. 23, n. 2.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR., I. 2006. Hydrologic Cycle and Dynamics of Aquatic Macrophytes in Two Intermittent Rivers of the Semi-Arid Region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v. 66 (2B): 575-585.
- PÉREZ, G. R. 1988. Guia para El estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo Fen. Colombia/Colciencias, Universidade de Antioquia. 132p.
- PIMM, S. L.; GITTLEMAN, J. L. 1992. Biological diversity: where is it?. *Science*. v. 255, n. 5047: 940.
- PINTO, P.; MORAIS, M.; ILHÉU, M.; SANDIN, L. 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two diferente spatial scales. *Hydrobiologia*. V. 566:75–90,

- POMPÊO, M. 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis* V.12, n.3, p.406-424,
- SANTANA, V. B. (ORG.); DORIA, F. (ORG.); SOUZA, B. B. (ORG); MIKALOUSKAS, J. S. (ORG); FEITOSA, S. G. (ORG); NETO, E. M.S. (ORG); SIQUEIRA, J.(ORG); STAUT, D. (ORG); SCUPINO, M. (ORG); LISBOA, R(ORG). 2011 Plano de Manejo do Monumento natural Grota do Angico. Secretaria de Estado do Meio ambiente e dos recursos Hídricos – Superintendência de Áreas Protegidas, Biodiversidade e Florestas.
- SANTOS, A. C. J.; MELO, J. I. M. 2010. Flora vascular de uma área de caatinga no estado da Paraíba - nordeste do brasil. *Revista Caatinga*. V. 23, n. 2: 32-40, abril - junho.
- SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. 2004. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte *Eleocharis interstincta* (VAHL) roemer et schults. *Braz. Arch. Biol. Technol. Curitiba*. v. 47. n. 2.
- SANTOS, J. C.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J.; FERNANDES, G. W. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*. v. 4, p. 276-286,
- SERGIPE. Lei n. 24.922, 21 de dezembro de 2007.
- SHARPE, W. E.; KIMMEL, W. G.; BUDA, A. R. Biotic Index card. Watershed Publications, Penn State. Disponível em: <http://extension.psu.edu/water/resources/publications/watershed-publications>. Acesso em 05/02/2012.
- SILVA, J. M. C. (Org.); TABARELLI, M. (Org.); FONSECA, M. T.(Org.); LINS, L. V. (Org.). 2004. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Universidade Federal de Pernambuco, v. 1. 382 p.
- SILVA, P. C. G da; FILHO, C. G. , 2006. Eixo Tecnológico da Ecorregião Nordeste. In: SOUSA, I.S.F.de. (Ed.) Agricultura familiar na dinâmica da pesquisa agropecuária. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica 434p. Cap3.p.15.
- SMITH, G. R.; VAALA, D. A.; DINGFELDER, H. A. 2003. Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. *Hydrobiologia*. n. 497: 161-167.

- SOUSA, W., ATTAYDE, J. L., ROCHA, E. 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, n. 6: 699–708.
- SPECIESLINK. Rede SpeciesLink. Disponível em <http://www.splink.org.br>. Último acesso em 04/02/2012.
- SYSTAT. 2002. SYSTAT for Windows, Version 10.2. SYSTAT Software Inc., Richmond, California.
- TRÉMOLIÈRES, M.; CARBIENE R, R., ORTSCHIEIT, A. & KLEIN, J. P. 1994. Changes in aquatic vegetation in rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. Veget. Sci.*, 4: 169-178.
- USEPA. 2007. Evaluation of the Nation's Lakes: Field Operations Manual. Washington D.C., E.S. Environmental Protection Agency. 332p.
- VAN DEN BERG, M. S.; COOPS, H.; NOORDHUIS, R.; VAN SCHIE, J.; SIMONS, J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia*, vol. 342/343, p. 143-150.
- VERDONSCHOT, R. C. M.; DIDDEREN, K.; VERDONSCHOT, P. F. W. 2012. Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologica*, n 42: 31– 42.
- WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*. V.41: 115-139.
- WILCOCK, R. J.; CHAMPION, P. D.; NAGELS, J. W.; CROKER, G. F. 1999. The influence of aquatic macrophytes on the hydraulic and physico-chemical properties of a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*. n. 14: 416 - 203.
- ZHENG, L.; PAUL, M. Effects of eutrophication on. stream ecosystems. Tetra Tech Inc. Disponível em: [http://n-steps.tetrattech-ffx.com/PDF&otherFiles/literature\\_review/Eutrophication%20effects%20on%20streams.pdf](http://n-steps.tetrattech-ffx.com/PDF&otherFiles/literature_review/Eutrophication%20effects%20on%20streams.pdf). Acessado em: 05/02/2012.

## 8 Anexos



Figura 15 - Foto da Lagoa 1 cheia. Poço Redondo - Abril/2010 foto: Francis Luiz Caldas



Figura 16: Foto da Lagoa 2 cheia. Poço Redondo - Abril/2010 foto: Francis Luiz Caldas



Figura 17: Foto da Lagoa 3 cheia. Poço Redondo - Abril/2010 foto: Francis Luiz Caldas