



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

Centro de Ciências Agrárias Campus II

**Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo**

**INFLUÊNCIA DO ENTORNO DOS RESERVATÓRIOS NO ESTADO TRÓFICO E  
NA DISTRIBUIÇÃO DE DIATOMÁCEAS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS  
(BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE)**

Kelly Dayane Pereira da Silva

AREIA-PB  
ABRIL – 2016

**KELLY DAYANE PEREIRA DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DO ENTORNO DOS RESERVATÓRIOS NO ESTADO TRÓFICO E  
NA DISTRIBUIÇÃO DE DIATOMÁCEAS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS  
(BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do Solo”. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas Familiares.

Orientador (a): Dra. Luciana Gomes Barbosa

AREIA-PB

ABRIL – 2016

KELLY DAYANE PEREIRA DA SILVA

**INFLUÊNCIA DO ENTORNO DOS RESERVATÓRIOS NO ESTADO TRÓFICO E  
NA DISTRIBUIÇÃO DE DIATOMÁCEAS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS  
(BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do Solo”. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas Familiares.

Aprovada em \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> LUCIANA GOMES BARBOSA- (DFCA/UFPB)

Orientadora

---

Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. MANOEL BANDEIRA DE ALBUQUERQUE – (DFCA/UFPB)

Examinador

---

Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. GUTTEMBERG DA SILVA SILVINO – (DSER/UFPB)

Examinador

---

Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. ÊNIO WOCYLI DANTAS – (PPGB/UFPE)

Examinador

*A meu Deus pela presença constante,  
A minha mãe, Maria das Neves e irmãos,  
Com muito amor.  
Combati o bom combate  
Completei a carreira, Guardei a fé.  
2 Timoteo 4, 7*

## AGRADECIMENTO

- Agradeço acima de tudo a Santíssima Trindade, por permitir a conclusão deste trabalho de dissertação.

- A minha mãe, irmãos, namorado, tias e primos pelo incondicional apoio e ajuda.

- A minha orientadora Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup>. Luciana Gomes Barbosa, pela sua infinita paciência e dedicação, não apenas como uma mestre, mas como uma grande colaboradora.

- As professoras Dra Sandra Costa-Böddeker (Technische Universität Braunschweig, Institut für Geosysteme und Bioindikation. Alemanha) e Célia Cristina Clemente Machado (Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Areia, Paraíba, Brasil) pelo apoio incondicional e incentivo a esta pesquisa.

- A professora Naysa pela disponibilidade, ajuda e parceria.

- Ao aluno de mestrado Aquiles por toda paciência e disponibilidade.

-Ao Laboratório de Limnologia pelo apoio acadêmico que recebi, pelos conhecimentos adquiridos e, principalmente, pela dedicação sempre presente demonstrada pelos professores e alunos destes laboratórios e pela disponibilização de equipamentos e material para a realização da pesquisa.

- Aos amigos do Laboratório de Limnologia Danielle Oliveira, Lidiane, Núbia da Silva, Luiza Talita, Tatiane, Fátima, Islânia, Isis, Rafael Machado, João Paulo, Jânio, Joseilson, Gean, Ismael, Normand, Emmanuel, Beto e a todos que fizeram e fazem parte desta família, pela amizade que pude compartilhar ao longo da minha passagem pelo Laboratório.

- Aos amigos do mestrado Kaline, Fabiana, Rafaela, Vanessa Gomes, Begna Janine, Aparecida Barbosa, Léa Medeiros, Isnara Regina, Ewerton Abrantes, Jhony Vendruscolo, José Marcilio, Victor Felix, Djalma Júnior, Adilson Alves, João Berlamino, Tarcísio Freitas, Evaldo Felix, Antônio de Pádua, Gabriel, Rodolfo, Marielsa pela companhia nos momentos difíceis e pelas boas conversas e por Cláudia na pessoa da coordenação.

- Aos professores e funcionários do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelos conhecimentos técnicos e científicos transmitidos.

- À Universidade Federal da Paraíba, a CAPES, que ajudaram na realização desta etapa na minha vida.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	ix
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. PERGUNTAS .....	2
3. HIPÓTESE.....	2
4. OBJETIVOS GERAIS .....	2
5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	2
6. REVISÃO DE LITERATURA .....	3
6.1. Uso e ocupação do solo e aporte de fósforo em ecossistemas aquáticos .....	3
6.2. Diatomáceas e bioindicação.....	5
7. MATERIAL E MÉTODOS .....	7
7.1. Áreas de estudo .....	7
7.2. Mapeamento do uso e cobertura do solo.....	9
7.3. Delineamento amostral e coleta de material da água e do sedimento e o estado trófico .	11
7.4. Análise taxonômica.....	13
7.5. Análises quantitativas.....	14
7.6. Informações Ecológicas .....	15
7.7. Análise Estatística .....	15
8. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	16
8.1. Uso e ocupação .....	16
8.2. Comunidades de diatomáceas .....	21
8.3. Análise distribuição de espécies.....	24
9. CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	27
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	28
ANEXO.....	42

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b>	Localização e características dos ecossistemas aquáticos estudados.	9
<b>Tabela 2.</b>	Classes de uso e ocupação do solo e variáveis limnológicas dos cinco ecossistemas aquáticos em estudo.	20
<b>Tabela 3.</b>	Espécies de diatomáceas, classificação conforme a máxima dimensão linear – MDL ( $\mu\text{m}$ ) e frequência de ocorrência – FO (%) nos ecossistemas aquáticos.	22

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo em destaque a Paraíba e a Bacia do Rio Mamanguape com os cinco ambientes estudados. 8
- Figura 2.** Gráfico de temperatura e precipitação dos meses de setembro e novembro 2012 nos ecossistemas aquáticos em estudo. Fonte: AESA (2012). 9
- Figura 3.** Chave de interpretação elaborada para subsidiar a interpretação visual das imagens e posterior classificação dos ecossistemas aquáticos. Fonte: Novo (2008). 10
- Figura 4.** Fluxograma metodológico para mapeamento do uso e cobertura do solo. 11
- Figura 5.** Uso e ocupação do solo no entorno dos ecossistemas aquáticos em estudo. 17
- Figura 6.** Diversidade de Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de diatomáceas nos ecossistemas aquáticos em estudo. 23
- Figura 7.** Abundância absoluta de diatomáceas nos ecossistemas aquáticos em estudo. 24
- Figura 8.** PCOA (Análise de Coordenadas Principais) e a análise de Cluster nos ecossistemas aquáticos amostrais. 26

## RESUMO

KELLY DAYANE PEREIRA DA SILVA. **Influência do entorno dos reservatórios no estado trófico e na distribuição de diatomáceas em sedimentos superficiais (Bacia Hidrográfica do Rio Mamanguape)**. Areia – PB, Centro de Ciências Agrárias, UFPB, abril de 2016. 66. P.il. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Orientador<sup>(a)</sup>: Prof<sup>(a)</sup>. Dr<sup>(a)</sup>. Luciana Gomes Barbosa.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de analisar o uso e a ocupação do solo e sua relação com a qualidade da água, bem como avaliar a distribuição das diatomáceas no sedimento superficial de cinco ecossistemas aquáticos e seu estado trófico (bacia hidrográfica do rio mamanguape - Paraíba, Brasil). Para confecção dos mapas de uso e ocupação do solo foi utilizado buffer de 100 m de acordo com a Lei 12.651/2012 do Código Florestal. Entre setembro e novembro de 2012 foram coletadas amostras de água e sedimento superficial com o uso de um testemunhador sedimentar adaptado. No ponto mais profundo da coluna d'água de cada ecossistema aquático foram medidas *in situ* as variáveis abióticas: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos. Em laboratório foram analisados carbono orgânico total no sedimento e fósforo total na água (PTA) e sedimento. As classes de uso do solo (n = 5) e as variáveis abióticas (n = 9) foram relacionadas através de correlação de *Spearman*. Os ecossistemas aquáticos de Arara I (AI), Barragem Araçagi (BA) e Barragem do Matias (BM) apresentaram comportamento oligotrófico em decorrência dos baixos valores de PTA (17,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ; 20,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ; 21,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$  respectivamente). Entretanto, elevados teores de P-orgânico no sedimento (93,7  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ; 156,9  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ; 123,9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  respectivamente), alteração na vegetação (59,61%; 57,20%; 78,30% respectivamente) e águas alcalinas e claras com alta condutividade. O ecossistema aquático de Barragem Rio do Canto (BRC) foi classificado como mesotrófico (PTA= 53,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), com águas turbidas (STD = 229 mg/L), vegetação arbórea arbustiva (30,28%) e clima de luz subaquático limitante assim como a Lagoa do Paó (LP), eutrófico. A análise estatística não apresentou nenhuma correlação significativa. Foram encontrados 30 táxons, 18 gêneros e 14 famílias de diatomáceas no sedimento. Em BM e BA o gênero *Aulacoseira* contribuiu com elevada abundância absoluta. A maior diversidade de diatomáceas foi observada em BRC e LP. O gênero *Navicula* foi amplamente distribuído nos ecossistemas aquáticos, sendo o mais frequente, indicativo de ambientes turbulentos. O índice de estado trófico utilizando como subsídio o fósforo e a bioindicação das diatomáceas inferem informações relevantes quanto a qualidade da água e

propicia ações de gestão objetivando a recuperação e conservação além de também atentar, a fragilidade dos ecossistemas aquáticos ao processo de eutrofização.

**Palavras-chave:** eutrofização, qualidade da água, variáveis limnológicas, geoprocessamento, ecossistemas aquáticos, fitoplâncton, caracterização.

## ABSTRACT

KELLY DAYANE PEREIRA DA SILVA. **Influence the surrounding of reservoirs on the trophic status and distribution of diatoms in surface sediments (River Basin Mamanguape)**. Areia - PB, Agrarian Sciences Center, Universidade Federal da Paraíba, April 2016. 66. P.il. Dissertation. Postgraduate Program in Soil Science. Advisor (a): Luciana Gomes Barbosa.

This study was to analyze the use and occupation of the land and its relation to water quality and to assess the distribution of diatoms in the surface sediment of five aquatic ecosystems and their trophic state (catchment area of the Mamanguape River - Paraíba, Brazil). For making the maps of land use and occupation was used buffer of 100 m in accordance with Law 12,651/2012 of the Forest Code. Between September and November 2012 water samples were collected and superficial sediment using an adapted sedimentary testemunhador. At the deepest point of the water column of each aquatic ecosystem were measured in situ abiotic variables: temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, total dissolved solids. In laboratory total organic carbon were analyzed in the sediment and total phosphorus in the water (PTA) and sediment. The land use classes (n = 5) and abiotic variables (n = 9) were related by Spearman correlation. The aquatic ecosystems of Arara I (AI), Dam Araçagi (BA) and Dam Matias (BM) had oligotrophic behavior due to the low PTA values (17.2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , 20.2  $\mu\text{g.l}^{-1}$  ; 21.3  $\mu\text{g.l}^{-1}$  respectively). However, P-high organic content in the sediment (93.7  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ; 156.9  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ; 123.9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  respectively), change in vegetation (59.61%; 57 , 20%, 78.30% respectively) and alkaline and clear water with high conductivity. The aquatic ecosystem of River Canto Dam (BRC) was classified as mesotrophic (PTA = 53.3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), turbid waters (STD = 229 mg / L), shrubby arboreal vegetation (30.28%) and climate limiting underwater light as the Lake of PAO (LP), eutrophic. Statistical analysis showed no significant correlation. They found 30 taxa, 18 genera and 14 families of diatoms in the sediment. In BM and BA the Aulacoseira gender contributed high absolute abundance. The greatest diversity of diatoms was observed in BRC and LP. The Navicula genus was widely distributed in aquatic ecosystems, the most frequent, indicative of turbulent environments. The trophic state index using as match allowance and bioindication of diatoms infer relevant information on water quality and provides management actions aiming at the recovery and conservation while also attend the fragility of aquatic ecosystems to eutrophication.

Keywords: eutrophication, water quality, limnological variables, geoprocessing, aquatic ecosystems, phytoplankton, characterization.

## 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento social e as atividades antrópicas implicam em sobrecargas nos ecossistemas aquáticos, desencadeando processos como a eutrofização através do aumento do lançamento de compostos fosfatados e nitrogenados por meio de atividades agrícolas, drenagem de dejetos humanos e águas residuárias (Barreto et al., 2013). A eutrofização em ecossistemas aquáticos é um distúrbio que pode ter origem natural ou artificial e sua ação produz aumento significativo da biomassa algal e produção de toxinas nocivas à saúde, maior turbidez e diminuição de oxigênio dissolvido (Polaquine et al., 2014; Santos et al., 2015).

A eutrofização artificial é provocada pela entrada de nutrientes advinda das chuvas e das águas superficiais erodidas e antrópica, que podem ser de forma pontual e difusa (Esteves, 1998; Barbosa, 2012).

A eutrofização é um problema de repercussão mundial e segundo a ANA (2003), em regiões tropicais como, por exemplo, o Brasil, esse processo é agravado devido à utilização de suas águas superficiais estarem mais expostas a contaminação.

Diversos autores já demonstraram que os ecossistemas aquáticos da região nordestina são vulneráveis ao processo de eutrofização (Chellapa et al., 2009; Dantas et al., 2012) em decorrência dos períodos chuvosos, ocasionalmente curtos e intensos, onde ocorre lixiviação de nutrientes para dentro dos ecossistemas aquáticos e em períodos de seca é quando sucede elevada evaporação, diminuição do volume de água e aumento do tempo de residência que concentra ainda mais os nutrientes na coluna d'água. Flutuações climáticas, como as secas severas com elevadas temperaturas, que se estendem além dos meses esperado pela média histórica de precipitação, pode alterar propriedades hidrológicas dos ecossistemas aquáticos tal como a estrutura térmica e regime de luz, influenciando diretamente os organismos aquáticos. A falta de incentivos em obras de infraestrutura de saneamento básico e a não aplicação da legislação ambiental quanto ao padrão de aporte de efluentes e rejeitos, contribuem para o aumento da eutrofização nessa região (Barbosa, 2012).

O Nordeste é uma das regiões mais críticas quando se aborda o recurso água no Brasil, em decorrência da limitação de recursos hídricos, distribuição e da falta de estudos com foco na qualidade ambiental e monitoramento da água e solo.

Como a água é um bem essencial para o desenvolvimento socioeconômico e o monitoramento de sua qualidade é necessário, abordar subsídios como a análise de

diatomáceas no sedimento superficial torna-se primordial no combate a eutrofização (Smol, 2008; Kiss, 2012).

As diatomáceas apresentam peculiaridades como uma resistente parede celular composta por sílica que permanece depositada e conservada no sedimento, ampla distribuição, alta diversidade, produtividade e ornamentação de depósito de sílica nas frústulas que as colocam em destaque para avaliar o registro contínuo da qualidade das águas seja como resultado de mudanças por processos naturais ou antrópicas (Gold et al., 2002; Rimet et al., 2012).

Nesse contexto, o presente trabalho possibilitará uma melhor caracterização da qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos rasos na bacia hidrográfica do rio mamanguape (Paraíba, Brasil) incluindo o levantamento limnológico, a distribuição das diatomáceas no sedimento superficial integrando informações sobre a caracterização do uso e ocupação do solo de entorno.

## **2. PERGUNTAS**

- 2.1 O uso e ocupação do solo, no entorno dos ecossistemas aquáticos influenciam a qualidade da água?
- 2.2. Quais fatores são determinantes na distribuição das diatomáceas no sedimento superficial dos ecossistemas aquáticos? Esses fatores diferem entre os ecossistemas?

## **3. HIPÓTESE**

- 3.1. Ecossistemas aquáticos com entorno melhor preservado, maior extensão de mata ciliar, apresentam menores concentrações de nutrientes.
- 3.2. Assembléias de diatomáceas dos ecossistemas com entorno melhor preservados tendem a apresentar maiores índices de diversidade em função do baixo estado trófico.

## **4. OBJETIVOS GERAIS**

- 4.1. Analisar o uso e ocupação do solo do entorno de cinco ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica do rio mamanguape.
- 4.2. Avaliar a distribuição de espécies de diatomáceas em cinco ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica do rio mamanguape e seu estado trófico.

## **5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 5.1. Associar o uso e ocupação do solo com os fatores abióticos da água e do sedimento;
- 5.2. Descrever as assembléias de diatomáceas e sua associação com os fatores abióticos da água e do sedimento.

## 6. REVISÃO DE LITERATURA

### 6.1. Uso e ocupação do solo e aporte de fósforo em ecossistemas aquáticos

Em busca do desenvolvimento socioeconômico a ação antrópica atua diretamente na paisagem, alterando os ciclos ambientais, a qualidade da água, a diversidade da fauna e da flora. Essas mudanças têm suas origens, principalmente em decorrência do uso e ocupação do solo por culturas, uso de pesticidas e agrotóxicos, dejetos animais, bem como a urbanização (Leite et al., 2010; Brito, 2012; Dellamatrice e Monteiro, 2014).

O avanço da urbanização tem proporcionado degradação ambiental nos recursos hídricos, o que altera a qualidade da água e inviabiliza a água para o consumo, para os diversos tipos de uso, e ainda causa danos a vida aquática e saúde da população (Pereira, C.C. et al., 2015). Um dos aspectos que interfere na qualidade da água é o uso do solo (Souza et al., 2014; Barreto, 2015).

O uso e a ocupação dos solos desempenham influência direta no escoamento superficial e carreamento de sedimentos e nutrientes aos corpos aquáticos (Gomes et al., 2007).

Os pontos que contribuem no aporte de sedimentos em bacias hidrográficas são relevo, tipos de solos, climas e usos e ocupação da terra. A cobertura do solo atua como um impedimento mecânico ao livre escoamento superficial da água, ocasionando diminuição da velocidade e da capacidade de desagregação e transporte de sedimentos (Silva et al., 2005). Em bacias com matas ciliares conservadas e funcionais, a alteração das variáveis de cor, série de sólidos e fósforo ocorrem em menor magnitude. Múltiplos usos e as influências antrópicas resultam da baixa preservação das nascentes, erosão, altas concentrações de nutrientes e sólidos em suspensão na água tornando estes ecossistemas ainda mais vulneráveis a eutrofização (Figueiredo et al., 2014).

A dinâmica da qualidade e quantidade da água em ecossistemas aquáticos são alteradas em função do aporte de nutrientes (Batista et al., 2014; Pereira, A.S. et al., 2015). Esses ambientes registram elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, desenvolvimento de elevadas densidades e biomassas de espécies de cianobactérias e drástica redução de macrófitas aquáticas submersas, culminando com maior turbidez da água (Almeida et al., 2009; Barreto et al., 2013), simplificação da estrutura trófica, instabilidade do ecossistema (Qin et al., 2013), perda da biodiversidade e a extinção de espécies (Sayer e Roberts, 2001; Bennion e Simpson, 2011).

Ambientes enriquecidos com nutrientes tendem a apresentar baixo número de espécies, com as mais adaptadas mostrando maior abundância (Palleyi et al., 2011). Em ecossistemas aquáticos altamente poluídos a presença de baixa biomassa pode ser uma resposta as descargas de efluentes domésticos ou industriais no corpo aquático controlando a produção (Tao, 2011, Kankal; Warudkar, 2012).

Na Região Nordeste do Brasil a eutrofização é um desafio ainda maior em função dos ecossistemas estarem sujeitos a períodos longos de escassez de água, com baixo fluxo e alto tempo de residência associado a um balanço hídrico negativo e a altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico, bem como em sua grande maioria apresentar solos rasos, jovens e por isso de pouca profundidade que é agravado pelo uso indiscriminado da terra (Tundisi et al., 1999; Barbosa, et al., 2012; Santos et al., 2014; Araújo Filho et al., 2014; Fontes et al., 2015).

A utilização de métodos georreferenciados possibilita melhor detalhamento do uso e cobertura da terra, proporcionando uma ação direta na elaboração de práticas de conservação da área em estudo (Criado et al., 2012). Os avanços na área de geoprocessamento dão suporte na ampliação das técnicas de melhoramento nas resoluções na confecção de mapas e levantamento dos aspectos paisagísticos de matas consideradas preservadas, bem como solo exposto e pastagens degradadas em cenário de expansão (Mesquita et al., 2014).

Através do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos é possível detectar os efeitos da poluição sobre a qualidade da água (Bordoloi; Baruah, 2014). A análise dos parâmetros é um mecanismo para diagnosticar a saúde do ecossistema aquático, a qualidade da água e o desenvolvimento das comunidades biológicas (Medupin, 2011; Ishaq; Khan, 2013; Bordoloi; Baruah, 2014). Contudo, a variação de um fator pode caracterizar ou não a presença de alteração em um ecossistema aquático. O sinergismo entre os parâmetros deve ser estudado para definir se o ecossistema aquático encontra-se eutrofizado ou não.

Levantamentos dos teores de fósforo orgânico total em sedimentos são informações importantes como medidas auxiliares no combate a eutrofização. (Toor et al., 2003). Em sedimentos que apresentam dinâmica no equilíbrio de fósforo, estes irão servir como dreno, mantendo menor concentração de fósforo dissolvido na água e, conseqüentemente menor estado trófico. Quando há introdução de novos sedimentos no ecossistema aquático advindos de culturas ou carreados pela chuva, e estes conferem uma concentração elevada de fósforo, o aumento de liberação de fósforo pode ocorrer, com risco eminente de eutrofização (Reynolds e Davies, 2001).

O fósforo (P) é utilizado de forma benéfica quando está ligado aos processos biológicos sendo considerado um macronutriente, constituindo-se parte da formação do metabolismo dos seres vivos (Esteves e Panosso, 2011). Quando seu emprego se dá de forma consecutiva e em altas concentrações produz adensamento dos sítios de sorção de P no solo, sendo facilmente transferido à fase solúvel quando esses sedimentos são transferidos aos ecossistemas aquáticos (Kerr et al., 2011).

No ecossistema aquático, o P pode ser depositado no sedimento de duas formas, ocorre tanto quando a camada inferior, mais fria e mais densa fica anóxica quanto no momento em que o oxigênio atinge a parte do fundo no sedimento. A presença de oxigênio dissolvido (OD) pode ser decisiva para a precipitação de P nos sedimentos, podendo se tornar um fator determinante para o nível de fertilização das águas em reservatórios (Franzen, 2009).

Muito embora as plantas aquáticas só absorvam fosfato, o fósforo orgânico que entra nos cursos hídricos pode ser mineralizado e ser importante fonte de P para o fitoplâncton e as bactérias (Correll, 1998). O P-orgânico é constantemente modificado em sua essência pelos processos de degradação que ocorrem na interface água/sedimento e na porção depositada nas camadas superficiais do sedimento (Carman et al., 2000). As transformações do fósforo orgânico dos sedimentos dependem, além dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção, de fatores bioquímicos referentes aos organismos que promovem sua mineralização (Toor et al., 2003).

O teor de fósforo no ecossistema aquático vai determinar o seu estado trófico, portanto para evitar a vulnerabilidade desses ambientes à eutrofização, a Resolução CONAMA, Nº 357 (2005) recomenda que as concentrações de fósforo total na água seja inferior a  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  em ambientes lênticos.

O presente estudo analisou a influência do entorno de cinco ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica do rio mamanguape, visando a avaliação de seu efeito na qualidade de água, com ênfase no estado trófico. A principal hipótese associada é que reservatórios com entorno melhor preservado, maior extensão de mata ciliar, apresentam menores concentrações de nutrientes e, conseqüentemente, menor estado trófico.

## **6.2. Diatomáceas e bioindicação**

As características limnológicas dos ecossistemas aquáticos podem ser observadas a partir do monitoramento da água e do sedimento superficial acumulado (Birks e Birks, 2006). O estudo das diatomáceas preservadas no sedimento fornece de maneira abrangente

a idéia da biodiversidade desses ecossistemas, viabilizando estudos sobre conservação, qualidade ecológica, bem como compreensão acerca da eutrofização, uma vez que as frústulas das diatomáceas preservadas nesse compartimento vêm sendo amplamente utilizadas como indicadoras de mudanças ambientais (Barker et al., 2005; Smol, 2008).

Diatomáceas são um grupo de algas amplamente utilizado como bioindicadores devido a rápida resposta às alterações ambientais (Silva, 2012). São unicelulares coloniais ou solitárias, estabelecem-se enterradas no sedimento (episêmicas), ou espontaneamente na coluna da água (planctônicas) (Round et al., 1990; Bathurst et al., 2010). Apresentam alta taxa de crescimento, conservando uma população dinâmica de tamanho irregular, dependendo das condições ambientais dominantes (Bere e Tundisi, 2010), diferindo na composição e abundância devido às suas tolerâncias ecológicas (Potapova et al., 2003; Torne et al., 2007; Urrea et al., 2008).

O uso das diatomáceas no monitoramento da qualidade ambiental pode contribuir de maneira significativa na compreensão dos processos históricos da comunidade local, onde as oscilações populacionais podem ser evidenciadas através de análises do sedimento superficial, contribuindo dessa forma para o conhecimento da biodiversidade local anterior às alterações, auxiliando na tomada de decisão para gestão ambiental (Lobo, 2013).

Estudos envolvendo a bioindicação das diatomáceas na qualidade da água começou a ser explorado primeiramente em rios, com o desenvolvimento do sistema de sapróbios por Kolwitz e Marsson (1909). Com o passar do tempo, as assembléias de diatomáceas foram utilizadas em índices autoecológicos na indicação de níveis de poluição a partir das preferências ecológicas e tolerâncias de espécies (Poulickova et al., 2004).

Atualmente, os trabalhos têm indicado a resposta das assembléias de diatomáceas a uma gama de variáveis ambientais, tais como salinidade, pH e nutrientes orgânicos e inorgânicos (Belling et al., 2006; Besse-Lototskaya et al., 2010). Os estudos realizados a partir de sedimentos vêm permitindo a reconstrução do histórico de eutrofização (Smol, 2008) de salinidade (Blinn e Bailey, 2001), do histórico de alteração humana em suas dimensões ecológicas e sócio-econômicas (Bennion et al., 2011), a elaboração de modelos de função de transferência (Taukulis e John, 2009), entre outros. As diatomáceas apresentam maior dinamismo de resistência a inundações do que algas e cianobactérias (Schneck e Melo, 2011).

Considerados organismos chave para avaliação da qualidade ecológica dos cursos d'água, têm sido aplicados por mais de uma década em diversos países europeus (Acs et al., 2004), onde o uso de índices de diatomáceas é comum (Szulc e Szulc, 2013) em função de suas características tais como populações com grande número de indivíduos,

sensibilidade ou tolerância as alterações de curto e longo prazo, facilidade de amostragens, elevadas taxas de migrações e colonização rápida de novos habitats (Smol, 2008). Além desses fatores, apresentam consideráveis abundâncias em diversos tipos de ecossistemas (águas doces lênticas, lóticas, estuários, águas marinhas e hipersalinas), alto potencial de preservação das frústulas em sedimentos (Polyakova e Stein, 2004; Väiliranta et al., 2003) e estarem associadas com pH ácido a alcalino (Moutinho, 2007).

O acúmulo destes organismos ao longo do tempo pode formar registros permanentes: os diatomitos. As diatomáceas ao morrerem, precipitam, formando essa rocha sedimentar que é rica em sílica (Lobo, 2013).

No Nordeste do Brasil os estudos estão voltados a indicação de perfil sedimentar e evolução paleohidrológica (Gomes et al., 2003; Nascimento et al., 2003). Estudos abordando comunidades fitoplanctônicas em reservatórios de abastecimento de água identificaram poucas diatomáceas planctônicas, com baixa densidade (Bouvy et al., 2003; Molica et al., 2005; Costa et al., 2006; Moura et al., 2008).

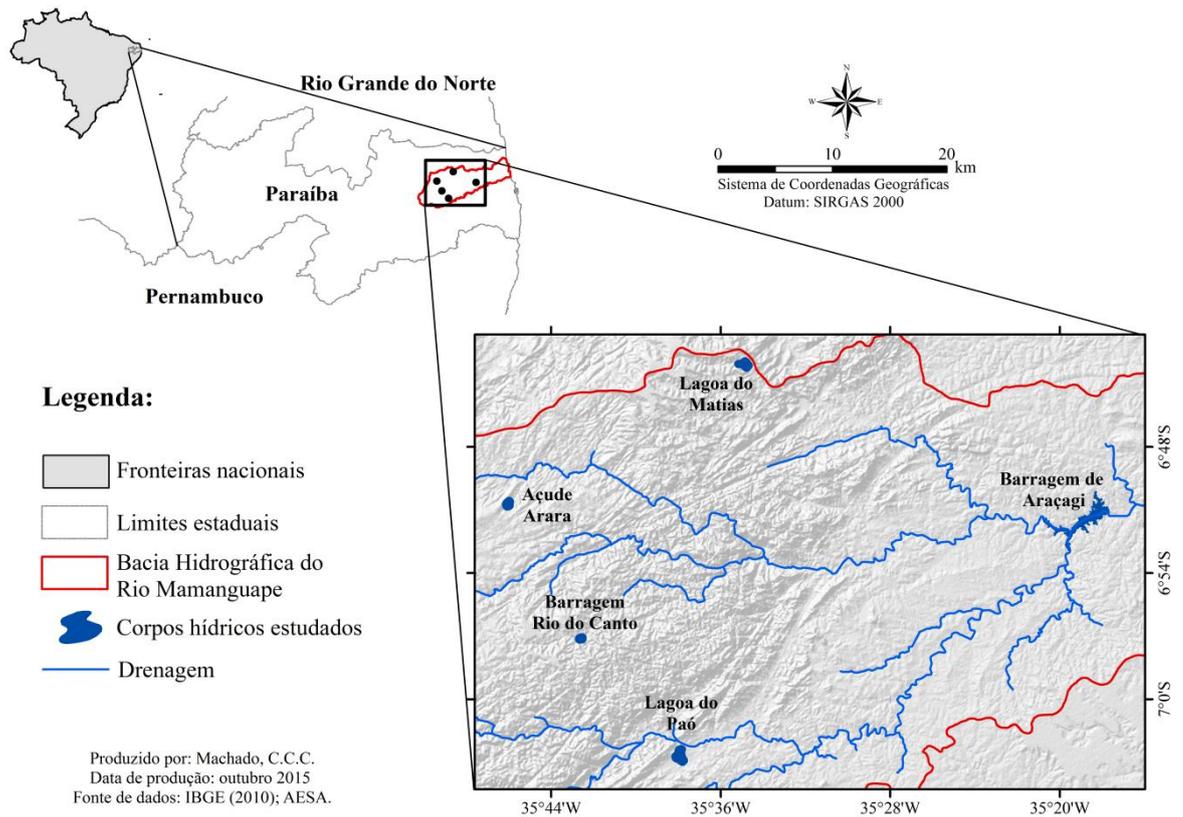
Estudos associando bioindicação das diatomáceas e alterações antrópicas no Brasil é ainda restrito a poucas regiões (Gomes, 2002; Nascimento, 2003). Contudo, este trabalho pretende cooperar para o entendimento da distribuição e do espectro de tolerâncias ambientais específicas das diatomáceas da região Nordeste do Brasil, como uma ferramenta de construção de uma base de dados para formatação de modelos de função de transferência, que permita a quantificação das mudanças ambientais.

Este trabalho poderá contribuir com o levantamento de diatomáceas no sedimento superficial no Nordeste brasileiro, sendo estudos com diatomácea bentônicas nessa região escassos.

## **7. MATERIAL E MÉTODOS**

### **7.1. Áreas de estudo**

A bacia hidrográfica do rio mamanguape, terceiro maior curso d'água do estado da Paraíba (latitudes 06°36'48'' e 07°10'54'' Sul e longitudes 34°55'18'' e 36°06'12'' a Oeste) ocupa uma área de 3.522,69 Km<sup>2</sup> (Figura 1). É caracterizada por apresentar formações vegetacionais representadas por floresta ombrófila aberta (Brejos de altitude), floresta estacional decidual, semidecidual e ecossistemas associados, nas faixas ecotonais (Barbosa, 2006).



**Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo em destaque a Paraíba e a Bacia do Rio Mamanguape com os cinco ambientes estudados.

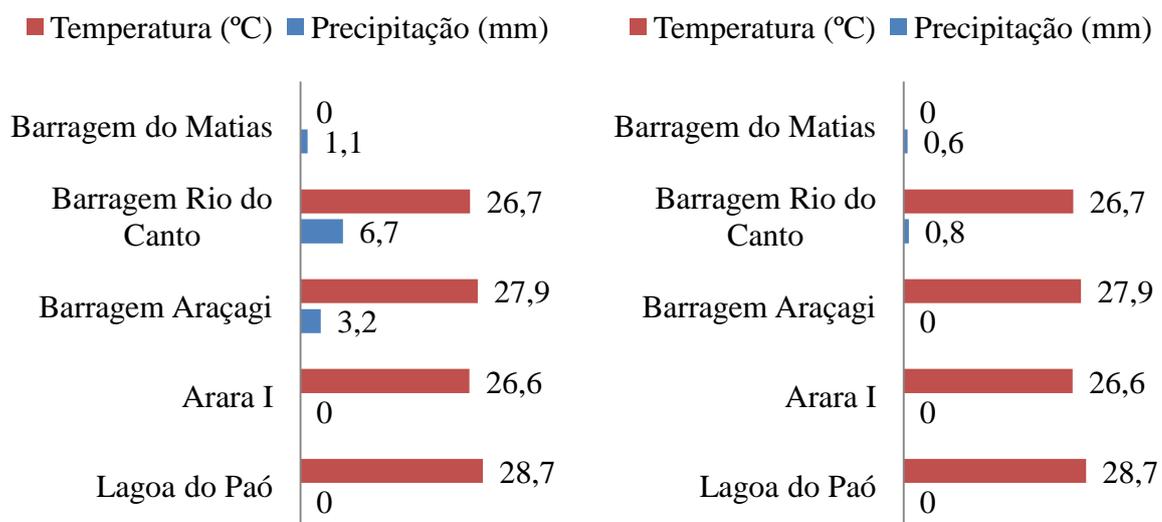
O rio mamanguape é dividido em três regiões conhecidas como alto ou brejo, médio ou agreste (predomínio de atividade pecuária) e baixo ou baixo-vale (prática de atividade canieira e pesqueira). O alto curso é marcado pela nascente localizado em Lagoa Salgada, lagoa temporária, situada a mais de 500 metros de altitude, no planalto da Borborema. O médio curso do rio mamanguape localiza-se após a cidade de Alagoa Grande, onde passa pelos municípios de Mulungu e Itapororoca. No baixo curso do rio mamanguape as altitudes não ultrapassam 200 metros (Barbosa, 2006).

Entre os 42 municípios presentes na bacia foram selecionados cinco municípios Arara, Areia, Bananeiras, Alagoa grande e Araçagi. Sendo em cada município selecionado um ecossistema aquático. Para seleção dos ecossistemas aquáticos foi levado em consideração o gradiente altitudinal, observação visual em campo do estado trófico (Tabela 1), bem como temperatura e precipitação: Arara I, Barragem Rio do Canto, Barragem do Matias, Lagoa do Paó e Barragem Araçagi (Figura 2).

**Tabela 1.** Localização e características dos ecossistemas aquáticos estudados.

Ecossistemas aquáticos	Altitude (m)	Município (PB)	Profundidade coleta (m)	Condições ambientais	Coordenadas dos ecossistemas aquáticos
Arara I	467	Arara	6	macrófitas submersas e emersas enraizadas	S 6°50'45" W 35°46'0"
Barragem Rio do Canto	623	Areia	0,5	-	S 6°57'07.56" W 35°42'35"
Barragem do Matias	552	Bananeiras	5,5	macrófitas submersas e emersas enraizadas	S 6°44'0" W 35°34'45"
Lagoa do Paó	143	Alagoa Grande	0,8	-	S 07°02'30" W 35°37'45"
Barragem Araçagi	57	Araçagi	12,5	macrófitas submersas e emersas enraizadas	S 6°51'0" W 035°18'0"

Fonte: Google Earth.

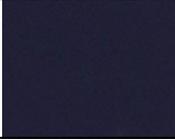


**Figura 2.** Gráfico de temperatura e precipitação dos meses de setembro e novembro de 2012 nos ecossistemas aquáticos em estudo. Fonte: AESA (2012).

## 7.2. Mapeamento do uso e cobertura do solo

O procedimento técnico metodológico teve como base as imagens (2012, 2014, 2015) de alta resolução espacial capturadas do *Google Earth* e do *Bing Maps* e a técnica de interpretação visual descrita por Novo (2008).

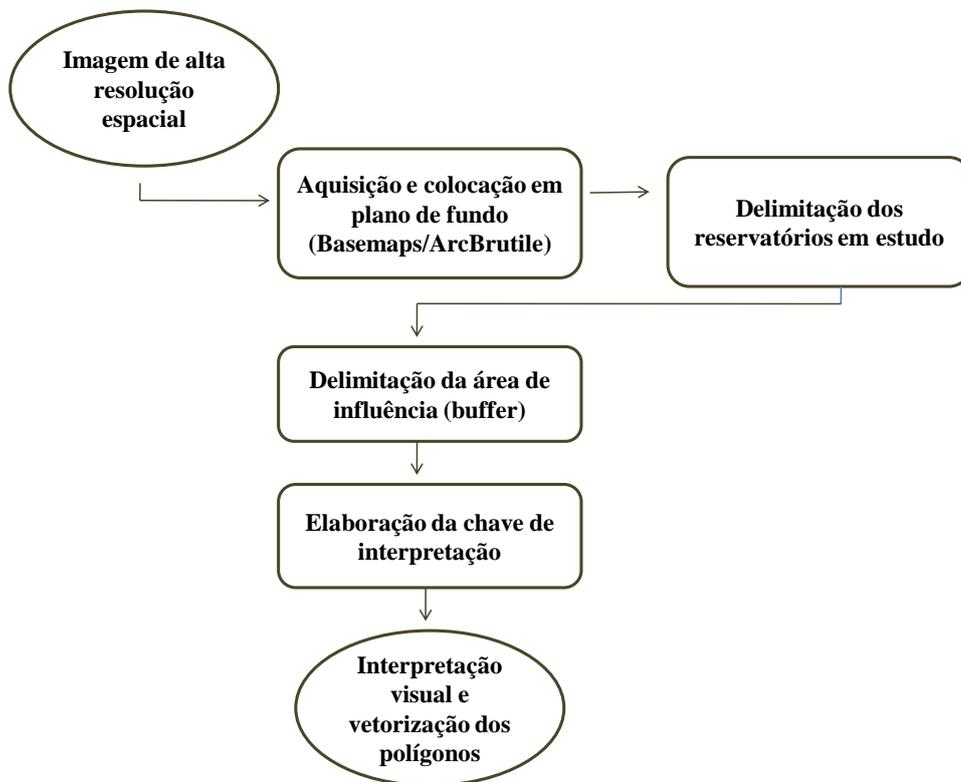
A análise visual e a vetorização manual dos polígonos relativo às classes de uso e cobertura foram realizados utilizando o recurso chamado *Basemaps* e *ArcBrutile*, que são arquivos *raster* provenientes de uma fonte online (*Bing Maps* e *Google Earth*) que podem ser utilizados como plano de fundo. O uso desse recurso torna o georreferenciamento das imagens dispensável, evitando erros de distorção geométrica (Novo, 2008). Uma "chave de interpretação" foi elaborada para subsidiar a interpretação visual dos ecossistemas aquáticos em estudo utilizando 3 (três) elementos interpretativos: Tonalidade/Cor, Textura e Forma com visualização das imagens nos ecossistemas aquáticos (Figura 3).

<b>Classificação</b>	<b>Visualização</b>	<b>Tonalidade/ Cor</b>	<b>Textura</b>	<b>Forma</b>
Urbana/ Área construída		Vários tons de cinza /vermelho	Lisa/ Média	Regular
Solo exposto		Rosa claro	Lisa	Irregulares
Corpo d'água		Azul escuro	Lisa	Regular/ Irregular
Vegetação arbustiva/arbórea		Verde escuro	Rugosa	Irregular
Vegetação rala/arbustiva/ Antropizada		Verde musgo/cinza escuro	Rugosa	Irregular

**Figura 3.** Chave de interpretação elaborada para subsidiar a interpretação visual das imagens e posterior classificação dos ecossistemas aquáticos. Fonte: Novo (2008).

As várias etapas metodológicas encontram-se representadas no fluxograma (Figura 4). Inicialmente procedeu-se à delimitação de cada ecossistema aquático em estudo. Posteriormente, estabeleceu-se uma área de influência (*buffer*) de 100 m, tomando por base a Lei 12.651/2012 - Código Florestal que estabelece as normas gerais à proteção da vegetação nativa, Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanentes (APP), de acordo com a área do corpo d'água e outras especificidades. Optou-se por uniformizar todos os mapeamentos de uso e cobertura do solo para 100 m nas margens dos

ecossistemas aquáticos em estudo, por ser o maior valor previsto em Lei para a faixa de APP em lagos, lagoas e reservatórios. Após vetorização, todos os polígonos correspondentes à mesma classe foram fundidos (ferramenta *merge*) e sua área calculada. No caso particular da Barragem de Araçagi, devido às suas grandes dimensões e para efeito de representação em mapa, realizou-se um *buffer* de 500 m. No entanto, para efeitos de análise estatística, considerou-se 100 m, igual aos demais reservatórios estudados. Além disso, nota-se que a área de influência da mesma apresentava cerca de 5% de cobertura de nuvens, impossibilitando a classificação (500m) nessa área. Dessa forma, optou-se por classificar de acordo com a classe predominante no entorno imediato das nuvens.



**Figura 4.** Fluxograma metodológico para mapeamento do uso e cobertura do solo.

### 7.3. Delineamento amostral e coleta de material da água e do sedimento e o estado trófico

Para a avaliação da qualidade da água e do sedimento dos ecossistemas aquáticos foram selecionadas variáveis que apresentam limites estabelecido pela Resolução CONAMA, N° 357 (2005), sendo o fósforo a variável abordada com ênfase. As coletas foram realizadas nos meses de setembro e novembro de 2012, sendo uma amostra por ecossistema aquático. As amostras de água foram coletadas diretamente na subsuperfície da região limnética, armazenadas em frascos de polietileno e mantidas refrigeradas até a

realização das análises. As amostras de sedimento foram coletadas amostras dos primeiros cinco (5) centímetros nos reservatórios próximo aos pontos de coleta escolhidos para coleta de água com o auxílio de um amostrador confeccionado em tubo de PVC rígido de 100 mm de diâmetro de acordo com as recomendações da APHA (1998). Os parâmetros físico-químicos medidos através de sonda multiparamétrica *in situ* na água foram: temperatura (°C), pH, condutividade elétrica ( $\Omega\text{-m}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L.}$ ) e em laboratório foi analisado fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). No sedimento foi analisado fósforo total ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) segundo a metodologia proposta por Andersen (1976) e APHA (1998). A transparência foi analisada através de disco de Secchi e a zona eufótica foi considerada equivalente a três vezes a profundidade de extinção do disco de Secchi (Cole, 1994). A zona de mistura (Zmix) foi considerada a profundidade na qual as diferenças de temperatura foram maiores que 0,5 (adaptado de Henry, 1983).

As amostras de sedimento foram acondicionadas em recipientes de polietileno, congeladas e armazenadas a 4° C até o momento da realização das análises.

As amostras foram descongeladas e em seguida secas a 65°C até atingir peso constante. Após secagem, as amostras foram destorroadas e passadas em peneira de 2 mm retirando-se o material mais grosseiro. Para realização das análises dos teores de fósforo total (fração orgânica e inorgânica), foram maceradas 10 g de sedimento em gral de porcelana, posteriormente passadas em peneira de 100 (abertura de malha de 0.149 mm) e armazenadas em recipientes de polietileno.

Para a determinação do fósforo total no sedimento foi utilizado 0,5 g da amostra que foi queimada em mufla a 500°C por 1 hora. Após a queima o resíduo é digerido em solução de HCl 1 N e aquecido durante 10 minutos em chapa térmica. Em seguida a amostra é filtrada e mantida refrigerada até o momento da determinação. A elevada temperatura de combustão a que é submetida à amostra de sedimento promove a oxidação da matéria orgânica e dos carbonatos, liberando o fósforo associado a estes carreadores geoquímicos (Andersen, 1976). Para a determinação do fósforo inorgânico foi utilizada a mesma quantidade de amostra, porém esta não é levada a combustão, sendo lixiviada com o mesmo extrator durante 16 horas em temperatura ambiente e sob agitação constante. Após a extração, as frações são determinadas através do método do ácido ascórbico. A concentração de fósforo orgânico é determinada através da diferença entre o fósforo total e o fósforo inorgânico (Apha, 1998). Sendo as análises realizadas no Laboratório de Limnologia do Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais/CCA/UFPB e no Laboratório de Biotecnologia do Solo e da Água do Departamento de Solos e Engenharia Rural/CCA/UFPB.

A partir dos sedimentos já macerados foram analisados os teores de matéria orgânica e carbono orgânico ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) segundo a metodologia de via úmida proposta por Walkley e Black (1934). A percentagem de matéria orgânica foi calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico por 1,724. Este fator é utilizado em virtude de se admitir que, na composição média do húmus, o carbono participa com 58% (Walkley e Black, 1934).

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar ecossistemas aquáticos em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

Para o cálculo do IET foi utilizado o índice de Carlson (1977), modificado para ambientes tropicais por Toledo Jr. et al. (1983). O índice se baseou nos teores de fósforo total na água. A expressão utilizada foi a seguinte:

$$\text{IET PT} = 10 \{6 - [\ln (80,32 / \text{PT}) / \ln 2]\}$$

Onde:

*IET PT* = índice de estado trófico para fósforo;

*PT* = concentração de fósforo total, medida à superfície da água ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Conforme a CETESB (2004) os valores encontrados na expressão do IET, as águas do corpo aquático podem ser classificadas como:

- Oligotrófico:  $\text{IET} \leq 44$
- Mesotrófico:  $44 < \text{IET} \leq 54$
- Eutrófico:  $54 < \text{IET} \leq 74$
- Hipereutrófico:  $\text{IET} > 74$

#### **7.4. Análise taxonômica**

A estrutura da comunidade de diatomáceas foi analisada mediante análise taxonômica e quantitativa dos sedimentos superficiais.

A análise diatomológica,  $2 \text{ cm}^3$  de sedimento foram retirados de cada amostra, e em seguida processadas de acordo com Moro e Santi (1999). A oxidação das diatomáceas foi baseada nos métodos descritos em Battarbee (1986); Battarbee et al. (2001) onde aproximadamente 3 g de massa úmida foram inseridas por 24 horas em estufa (nunca acima de  $50 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Logo após, aproximadamente 0,5 g (seco) da amostra foi pesado em balança analítica diretamente em tubo de ensaio (80 ml), adicionando-se, aos poucos, cerca de 20 ml peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$  35%) P.A. A partir de então, os tubos de ensaio

foram inseridos em bloco digestor (70-90 °C). Para remover possível material contendo calcário adicionou-se ácido clorídrico (10%) inserindo-se as amostras na centrífuga. Após o processo, as amostras foram separadas para montagem das lâminas permanentes, sendo o restante fixado com formol (até 4%).

Para a preparação das lâminas permanentes, utilizou-se uma alíquota de 1,5 do volume da amostra de sedimento oxidado (sem fixador) sobre a lâmina e lamínula, na parte central foi adicionada quatro pequenas gotas de Naphrax<sup>®</sup> como meio de inclusão (*IR* = 1,73).

Os táxons foram identificados em níveis específicos e infra-específicos (Patrick e Reimer, 1975; Round et al., 1990) utilizando como subsídio trabalhos mais recentes para atualização da nomenclatura. A análise ocorreu por meio de microscópio óptico binocular Zeiss Primo Star.

### 7.5. Análises quantitativas

A frústula é a unidade básica de contagem a ser considerada. Os fragmentos oxidados foram incluídos na contagem desde que fossem possível identificar a espécie por meio da área central ou das extremidades e que dava para visualizar, pelo menos, 50% da valva (Battarbee et al., 2001), sendo adotado contagem de 400 valvas sempre que possível (Bicudo, 1990), com uma eficiência de contagem de 0,9 de acordo com a fórmula da Pappas e Stormer (1996).

O cálculo da abundância absoluta foi feito de acordo com Battarbee (1986), como segue:

$$N = \frac{(n \times Al)}{(Nc \times Ac) \times M} \times F$$

Onde:

N = valvas gMS<sup>-1</sup> (MS = massa de sedimento)

n = número total de valvas contadas

Al = área da lamínula (mm<sup>2</sup>)

Nc = número de campos contados

Ac = área do campo (mm<sup>2</sup>)

M = massa de sedimento (gMS)

F = fator de diluição da amostra

A porcentagem de contribuição de cada táxon será obtida como segue:

$$Fr_i = \left( \frac{n_i}{N} \right) \times 100$$

Onde:

$Fr_i$  = frequência relativa

$n_i$  = número de indivíduos (valvas) da amostra

$N$  = número total de indivíduos (valvas) da amostra

A frequência de ocorrência dos táxons foi calculada com base no método descrito por Matteucci e Colma (1982), considerando-se o número de amostras em que um determinado táxon ocorreu em relação ao número total de amostras recolhidas. Para isso, foram utilizadas as seguintes categorias: muito frequentes (VF) -> 70%; frequente (F) - ≤ 70% | -> 40%; infrequentes (I) - ≤ 40% | -> 10%; esporádica ou raro (S) - <10%.

A diversidade foi estimada pelo Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) onde os termos usados para descrever as unidades deste índice derivam da teoria da informação e dependem da base logarítmica utilizada “bits” para  $\log_2$ , “decit” para  $\log_{10}$  e “nat” para  $\ln$ . Este índice privilegia as espécies raras, pois quando se aplica o log, a diferença entre as espécies mais abundante e as raras diminui. Tem como premissa que os indivíduos estejam distribuídos aleatoriamente e todas as espécies estejam representadas na amostra. É calculado pela seguinte equação:

$$H' = -\sum p_i \times \log_2(p_i)$$

Onde:

$p_i$  =  $n_i/N$

$n_i$  = abundância relativa de cada espécie na unidade amostral

$N$  = abundância total

## 7.6. Informações Ecológicas

Foi realizada uma revisão de literatura sobre a ecologia dos táxons encontrados (Lobo et al., 1996), entre outros, bem como busca pelo “site” específico de diatomáceas (EDDI - <http://craticula.ncl.ac.uk>) e o programa OMNIDIA, versão 4.2 (Lecointe et al., 1993).

## 7.7. Análise Estatística

Correlações de *Spearman* (ou rho) foram calculadas entre as variáveis limnológicas e as classes de uso e ocupação em decorrência de serem variáveis não

lineares para averiguar se existem correlações estatisticamente significativas entre elas, considerando o nível de significância variando de 0 a 1.

Para averiguação da formação de grupos entre os ecossistemas aquáticos e a densidade absoluta de diatomáceas, a análise estatística adotada foi a PCoA (Análise de Coordenadas Principais) e agrupamento UPGMA (Análise por Médias de Grupos não Ponderadas) analisadas no programa R.

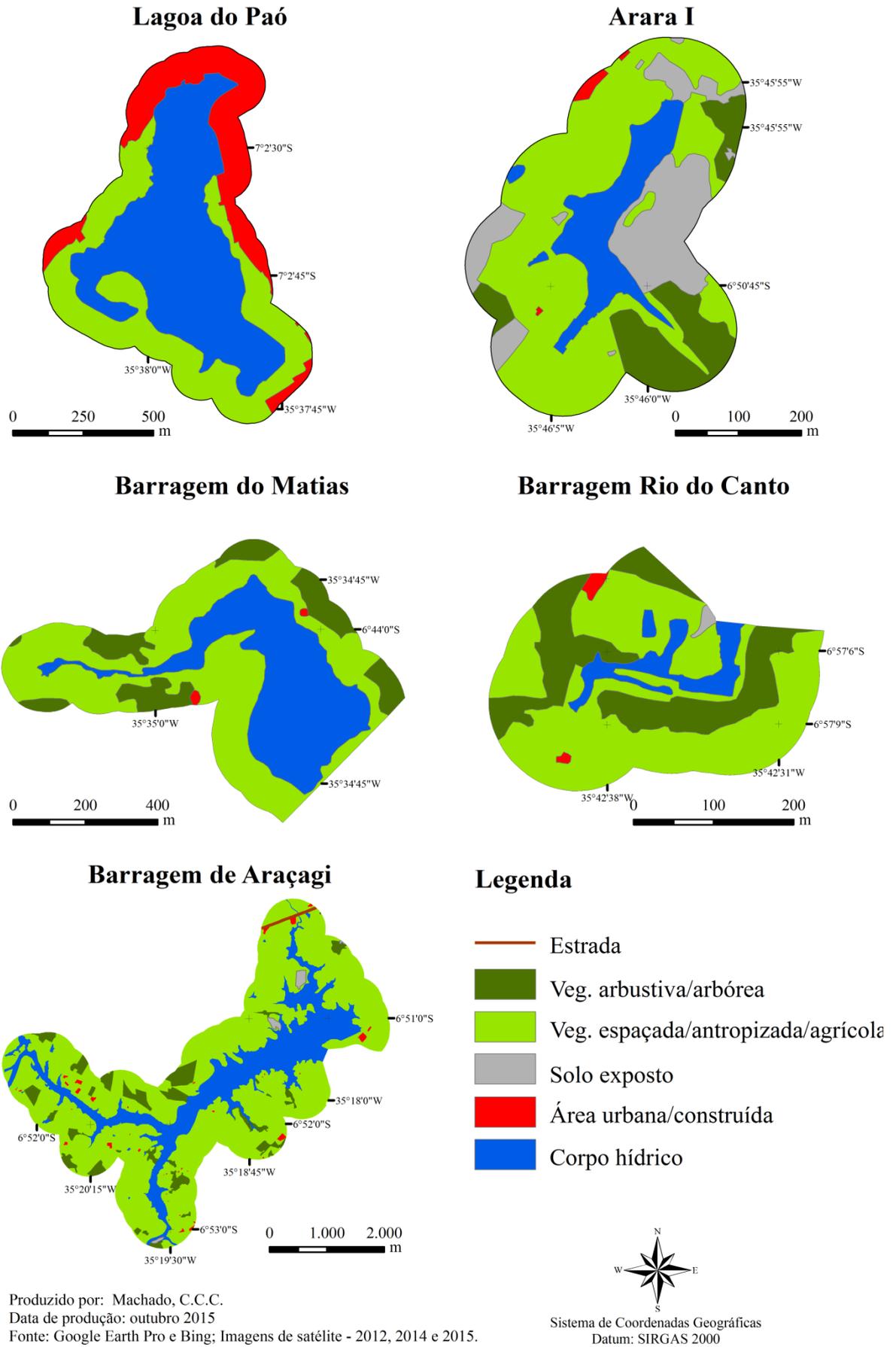
## **8. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **8.1. Uso e ocupação**

O uso e ocupação do solo foi possível delimitar cinco classes: área urbana construída, solo exposto, corpo d'água, vegetação arbustiva arbórea e vegetação rala arbustiva antropizada no entorno dos ecossistemas aquáticos ( $\geq 50\%$ ) (Figura 5).

Um dos pontos necessários no desenvolvimento do semiárido brasileiro é a prática de armazenamento das águas superficiais, em função da distribuição irregular da precipitação pluviométrica (Ferreira et al., 2015). Nesse contexto, a preservação da qualidade da água através da manutenção da faixa de 100 metros como área de preservação permanente de vegetação é de grande relevância (CONAMA, 2002).

Os períodos de amostragem seguiram o padrão climático típico para a região, ou seja, caracterizado por verão seco com temperaturas elevadas. Em setembro/2012 ocorreu eventos de chuva nos ecossistemas aquáticos de Barragem do Matias, Barragem Araçagi e Barragem Rio do Canto. Onde a maior precipitação mensal acumulada ocorreu em Barragem Rio do Canto com 6,7 mm e temperatura média do ar 26,7°C. E em novembro a precipitação (0,6 e 0,8 mm) respectivamente, ocorreu nos ecossistemas de Barragem do Matias e Barragem Rio do Canto.



**Figura 5.** Uso e ocupação do solo no entorno dos ecossistemas aquáticos em estudo.

Na tabela 2 são apresentadas as classes de uso e ocupação do solo e as variáveis limnológicas dos ecossistemas aquáticos em estudo. A recomendação da Resolução Conama 357 (2005) é que as concentrações de fósforo total na água seja inferior a  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  em ambientes lênticos, valores excedidos nos ecossistemas aquáticos Barragem Rio do Canto e Lagoa do Paó (Tabela 2), ambos receptores de esgoto doméstico e com águas turbidas. Os ecossistemas aquáticos de Barragem do Matias, Arara I e Barragem Araçagi, segundo o índice de estado trófico foram considerados oligotróficos em decorrência dos baixos teores de fósforo na água, apesar de proporções elevadas de vegetação antropizada (78,30%; 59,61%; 57,20%, respectivamente) sendo formada pela agricultura e a pecuária, além de possuir áreas de solo exposto, fato que refuta resultados de diversos autores (Klein et al., 2012; Silva et al., 2015) onde o menor estado trófico foi associado a baixa proporção de vegetação antropizada. Atucha et al. (2013) observaram que a cobertura vegetal minimiza a erosão bem como outros impactos ambientais, reduzindo as perdas de nutrientes pelo escoamento superficial, as quais contribuem com a diminuição da poluição da água e conseqüentemente baixo enriquecimento de nutrientes. Além disso, a qualidade da água pode ser observada através da zona eufótica profunda (3,5m; 2,7m; 4m, respectivamente) (Tabela 2).

A retirada ou perturbação da vegetação de forma direta ou indireta proporciona mudanças no solo, bem como no enriquecimento com fósforo na água (Pellegrini et al., 2008; Lima, 2010; Silva et al., 2015). Nesses ecossistemas aquáticos a vegetação antropizada não foi o fator limitante para a diminuição nos teores de fósforo na água, mas a presença de macrófitas emersas enraizadas e submersas (Tabela 1) podem ter influenciado na baixa concentração de fósforo na água e elevada concentração de fósforo no sedimento. As macrófitas aquáticas emersas atuam como filtradoras do fósforo da água, absorvendo para a biomassa vegetal diminuindo com isso a concentração de fósforo na água, transferido para o sedimento após sua senescência (Marinho et al., 2010; Thomaz e Bini, 2012).

A Barragem Rio do Canto destacou-se a predominância das vegetações antropizada (67,49%) e arbustiva arbórea (30,28%) como forma de uso e ocupação do solo (Tabela 2). Na vegetação antropizada ocorre o predomínio de frutíferas perenes e áreas de pastagem. Já na vegetação arbustiva arbórea são encontradas áreas reflorestadas e remanescentes de mata ciliar. A conservação da vegetação no entorno do ecossistema aquático favorece o menor aporte de fósforo para o manancial, diminuindo o escoamento superficial, funcionando como um filtro absorvendo os nutrientes que poderiam ser

carreados para os ecossistemas aquáticos (Buzelli e Cunha, 2013). No entanto, o estado mesotrófico pode ser um indicativo da entrada de esgoto *in natura*, bem como as práticas de manejo aplicadas na área e a precipitação (0,8mm) (Figura 2) ocorrente no período da coleta que favoreceu um maior aporte de nutrientes e sedimentos devido ao escoamento superficial das águas, que conseqüentemente resultou no incremento das concentrações de fósforo e redução da zona eufótica (Batista et al., 2014).

Diferentemente dos demais ecossistemas aquáticos em estudo, a Lagoa do Paó registrou elevada porcentagem de área urbana construída (37,63%), com águas turbidas (0,2m), luz limitante ( $Z_{eu}/Z_{mix}$ : 0,67m), quentes (28,7°C), alcalinas (10,9 mmolc kg<sup>-1</sup>) e eutróficas (Tabela 2). Com o processo de urbanização, a vegetação natural é modificada e o solo fica exposto e vulnerável as intempéries físico-químicas do meio ambiente, sendo facilmente carreado pela água da chuva que, em conjunto com o escoamento da rede de esgoto *in natura*, culminam na elevação de nutrientes no ecossistema aquático, alterando a qualidade da água tornando-a mais suscetível a eutrofização (Oliveira et al., 2010; Batista et al., 2012; Finkler et al., 2015). Segundo Fonseca (2010) características físico-químicas como pH acima de 9, supersaturação de oxigênio dissolvido (acima de 12 mg.L<sup>-1</sup>) e temperaturas elevadas caracterizam um ambiente eutrofizado assim como visto no ecossistemas aquático da Lagoa do Paó.

**Tabela 2.** Classes de uso e ocupação do solo e variáveis limnológicas dos cinco ecossistemas aquáticos em estudo.

Ecossistemas aquáticos	Classes de uso e ocupação					Variáveis limnológicas											
	Urbana construída (%)	Solo exposto (%)	Corpo d'água (%)	Vegetação arbustiva arbórea (%)	Vegetação Espaçada/ antropizada/ agrícola (%)	pH	Zeu (m)	K	OD	STD	Cond	PTA	PTS	PIS	POS	CO	IET
											----- (µS/cm <sup>-1</sup> ) -----						
Arara I	0,86	22,59	0,37	16,57	59,61	8,5	2,7	1,7	1,2	1305,5	2785,6	17,2	107,5	13,7	93,7	32,5	Oligo
Barragem Rio do Canto	0,99	0,62	0,62	30,28	67,49	7,3	0,8	5,7	0,4	228,5	456,5	55,7	55,7	17,5	38,1	12,9	Meso
Barragem do Matias	0,47	-	-	21,23	78,30	-	3,5	1,3	-	-	-	20,3	165,6	8,6	156,9	23,9	Oligo
Lagoa do Paó	37,63	-	-	-	62,37	10,8	0,5	8,5	14,3	0,7	1,1	113,5	61,1	8,1	53	40,2	Hiper eu
Barragem Araçagi	4,02	10,09	4,37	24,32	57,20	8,6	4	1,1	4,8	0,2	0,3	21,3	131,6	7,7	123,9	11,5	Oligo

Legenda: pH (Potencial hidrogeniônico); Zeu (zona eufótica); K (coeficiente vertical de atenuação de luz); OD (oxigênio dissolvido); STD (sólidos totais dissolvido); Cond (condutividade); PTA (fósforo tonal na água); PTS (fósforo total no sedimento); PIS (fósforo inorgânico no sedimento); POS (fósforo inorgânico no sedimento); CO (carbono orgânico); IET (índice de estado trófico); Oligo (oligotrófico); Meso (mesotrófico); Hipereu (hipereutrófico)

Na análise multivariada das correlações entre as classes de uso e ocupação e as variáveis limnológicas, aplicada através do coeficiente de correlação de postos de Spearman, observa-se que a análise não encontrou nenhuma correlação significativa.

## 8.2. Comunidades de diatomáceas

No sedimento dos ecossistemas aquáticos de Arara I, Barragem Rio do Canto, Barragem do Matias, Lagoa do Paó e Barragem Araçagi, foram registradas 30 táxons, 18 gêneros e 14 famílias de diatomáceas. Os ecossistemas aquáticos registraram, em geral, baixa riqueza de espécies ( $\leq 11$ ) a maioria associada a habitats planctônicos e oligo-mesotróficos, cosmopolitas.

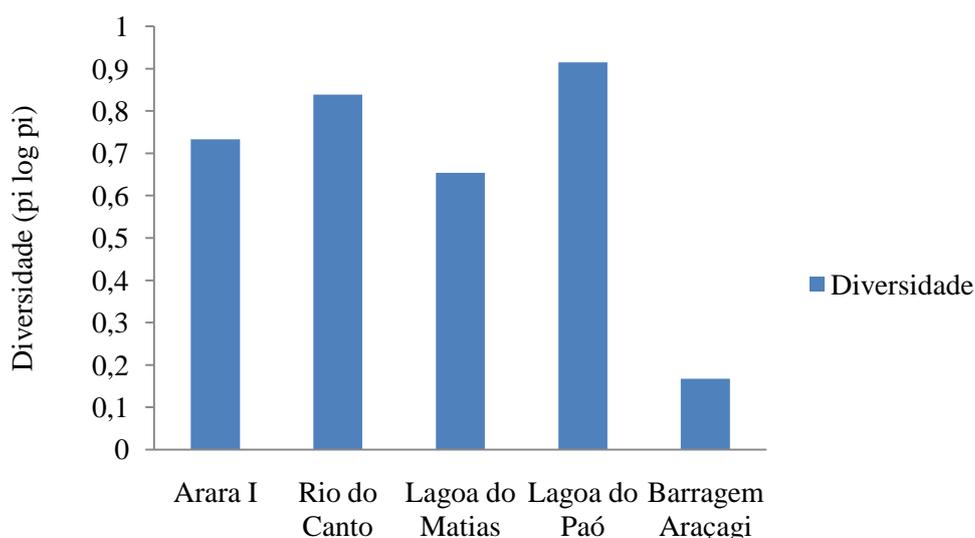
O ecossistema aquático Barragem Rio do Canto, mesotrófico, apresentou a maior riqueza de diatomáceas (11 táxons) e dois gêneros exclusivos (*Hantzschia* e *Cocconeis*) (Anexo, Pranchas 4 e 5, Figuras 3 e 2). O ecossistema aquático de Barragem Araçagi, oligotrófico registrou a menor riqueza (3 táxons) com maior abundância absoluta entre ecossistemas aquáticos (4182,46 valvas/grama). A frequência de ocorrência dos gêneros *Navicula* (Anexo, Prancha 2, Figuras 2-5), *Gomphonema* (Anexo, Prancha 2, Figuras 6-9), *Cyclotella* (Anexo, Prancha 1, Figuras 1-4), *Diploneis* (Anexo, Prancha 5, Figuras 3), *Achnanthes* (Anexo, Prancha 2, Figuras 1), *Nitzschia* (Anexo, Prancha 4, Figuras 2), *Caloneis* (Anexo, Prancha 4, Figuras 4-5), *Encyonema* (Anexo, Prancha 3, Figuras 1-3) e *Aulacoseira* (Anexo, Prancha 6, Figuras 1-4) variou entre esporádico a frequente, sendo esses os mais representativos nos cinco ecossistemas aquáticos (Tabela 3).

**Tabela 3.** Espécies de diatomáceas, classificação conforme a máxima dimensão linear – MDL ( $\mu\text{m}$ ) e frequência de ocorrência – FO (%) registradas nos ecossistemas aquáticos de Arara I, Barragem Rio do Canto, Barragem do Matias, Lagoa do Paó e Barragem Araçagi. Legenda: C= comprimento, L= largura.

Gênero	MDL ( $\mu\text{m}$ )	FO*
		Arara I, Barragem Rio do Canto, Barragem do Matias, Lagoa do Paó Barragem Araçagi
<i>Achnanthes</i>	C= 12,16 L= 5,23	Infrequente
<i>Aulacoseira</i>	C= 9,68 a 25,17 L= 9,05 a 14,50	Frequente
<i>Caloneis</i>	C= 33,80 a 51,05 L=16,97 a 20,60	Infrequente
<i>Cyclotella</i>	C= 18,80 a 22, 60 L= 19,10 a 22,70	Infrequente
<i>Diploneis</i>	C= 86,18 L= 38,91	Infrequente
<i>Encyonema</i>	C= 43,70 a 73,47 L= 12,20 a 16,91	Infrequente
<i>Gomphonema</i>	C= 24,19 a 44,90 L= 5,40 a 10,61	Infrequente
<i>Navicula</i>	C= 26,38 a 51,80 L= 9,62 a 12,80	Infrequente
<i>Nitzschia</i>	C= 61,22 a 75,90 L= 7,21 a 7,80	Esporádico

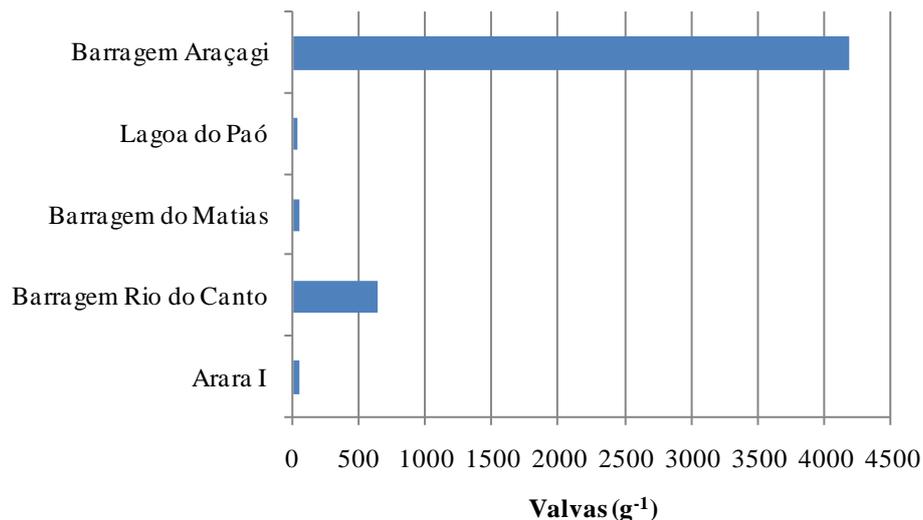
Os maiores valores de diversidade foram registrados na Lagoa do Paó (0,91) e os menores em Barragem Araçagi (0,17) (Figura 6).

No ecossistema aquático Lagoa do Paó, a maior diversidade de diatomáceas presentes pode estar associada a alta velocidade com que o material alóctone e autóctone se acumulam no sedimento, em função de ambientes eutrofizados registrarem tendência a uma menor disponibilidade de luz subaquática e maior sedimentação em decorrência do uso inadequado do solo (Brito, 2013) (Figura 6).



**Figura 6.** Diversidade de Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de diatomáceas nos ecossistemas aquáticos em estudo.

Na Barragem Araçagi, ambiente mais profundo, maior abundância absoluta foi identificada ( $4182,4 \text{ valvas.g}^{-1}$ ) (Figura 7), distribuídos em apenas 3 táxons (*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen ([Anexo, Prancha 6, Figura 1-3](#)), *Cyclotella meneghiniana* Kützing ([Anexo, Prancha 1, Figuras 1 e 4](#)), *Navicula* sp. ([Anexo, Prancha 2, Figuras 2-3](#))). Já a menor abundância absoluta foi encontrada na Lagoa do Paó ( $30,2 \text{ valvas.g}^{-1}$ ) (Figura 7).



**Figura 7.** Abundância absoluta de diatomáceas nos ecossistemas aquáticos em estudo.

### 8.3. Análise distribuição de espécies

O gráfico de ordenação referente ao agrupamento das espécies de diatomáceas nos ecossistemas aquáticos de Arara I, Barragem Rio do Canto, Barragem do Matias, Lagoa do Paó e Barragem Araçagi está representado na figura 8. A análise feita resumiu 99,7% da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos. Cinco agrupamentos foram formados, sendo o táxon Na (*Navicula*) registrado em pelo menos três ecossistemas aquáticos (Barragem Rio do Canto, Lagoa do Paó e Barragem Araçagi). Esse táxon é comumente apontado em águas ultra-oligotróficas a oligotróficas (Nascimento, 2012; Almeida et al., 2014) bem como mesotróficas (Amorim et al., 2015), indicando alta flexibilidade adaptativa.

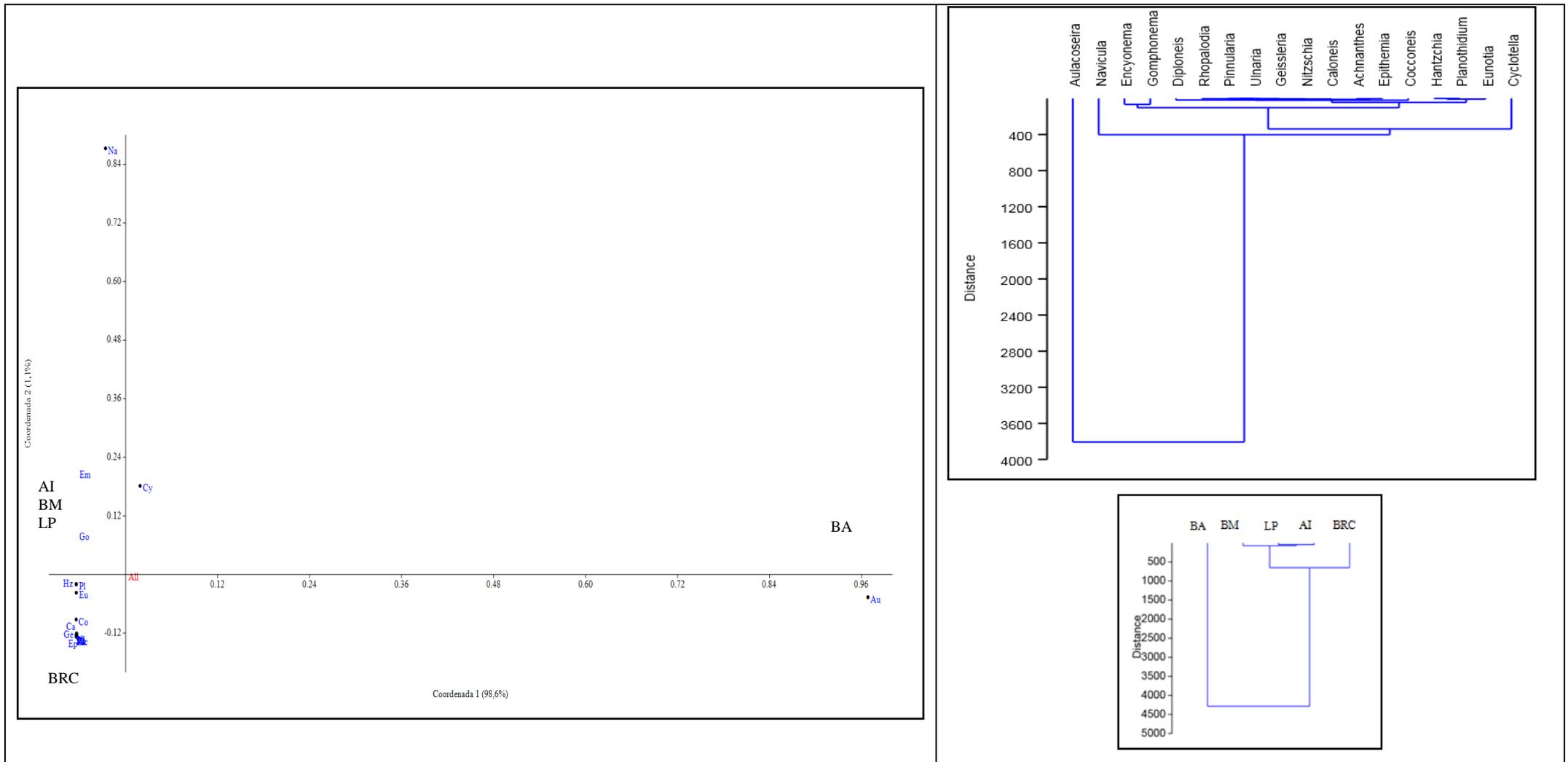
O outro agrupamento está referido ao táxon AU (*Aulacoseira*) que está presente em três ecossistemas aquáticos (Barragem do Matias, Barragem Araçagi, Lagoa do Paó). No entanto, o táxon *Aulacoseira granulata* comum em ambientes eutrófico, com alta turbidez, elevada concentração de fósforo total e caracteristicamente planctônica (Moro e Fürstenberger, 1997; Krammer, 2000; Moura et al., 2006; Graça et al., 2007; Santos, 2010) é relatada também em habitats oligotróficos (Nascimento, 2012) e se fez presente indicando que profundidade e a mistura dos ecossistemas aquáticos foi um dos possíveis fatores associados a abundância desse táxon.

Esses dois primeiros táxons estiveram mais distantes do ponto de média e obtiveram as maiores abundâncias absolutas.

Outro agrupamento foi formado pelos táxons *Encyonema* e *Gomphonema* nos ecossistemas aquáticos de Arara I, Barragem do Matias e Lagoa do Paó. Segundo Donato,

Duque, Monsejo (2005), Velasco e Sánchez (2012) são características de ecossistemas aquáticos em processo avançado de eutrofização com alto teor de matéria orgânica. O gênero *Cyclotella* correspondente a outro agrupamento é associado a habitats planctônicos, com alta tolerância à poluição orgânica e uma tolerância média à eutrofização (Lobo et al., 2004), comum em ambientes que passaram por grandes variações no seu volume de água devido às condições climáticas, características hidrológicas e ao uso inadequado dos recursos hídricos (Costa et al., 2015).

Nas unidades amostrais da Barragem Rio Canto, denotou-se agrupamento dos táxons *Diploneis*, *Rhopalodia*, *Caloneis*, *Pinnularia*, *Nitzschia*, *Hantzschia*, *Eunotia*, *Cocconeis*, *Planothidium*, *Ulnaria*, *Achnanthes*, *Epithemia*, *Geissleria*. Os gêneros referentes a estas espécies são considerados cosmopolitas e apresentam grande amplitude ambiental (Branco, 1978; Costa et al., 2015). Em Barragem Rio do Canto a influência da atividade antrópica, apesar de constante, ainda não prejudicou a qualidade da água e pode justificar a presença do gênero *Diploneis* estritamente eutrófico (Barbosa, 2012).



**Figura 8.** PCOA (Análise de Coordenadas Principais) e a análise de Cluster com os gêneros de diatomáceas e os ecossistemas aquáticos amostrais. Legenda: BA (Barragem Araçagi); BRC (Barragem Rio do Canto); AI (Arara I); BM (Barragem do Matias); LP (Lagoa do Paó).

## 9. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Ao longo da análise foi constatado que a qualidade físico-química da água é influenciada pelas características de uso e ocupação do solo. No entanto, a hipótese levantada neste estudo, de que ecossistemas aquáticos com entorno mais preservados tendem a apresentar valores menores de nutrientes com maiores índices de diversidade na água não foi confirmada, identificando-se como predominante a vegetação rala ou antropizada ( $\geq 50\%$ ) em todos os ecossistemas aquáticos.

O levantamento de diatomáceas neste trabalho é de grande relevância, em decorrência da falta de estudo na região nordestina. Salienta-se a necessidade de ações urgentes para reverter e controlar o aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos de Barragem Rio do Canto e Lagoa do Paó, pois estes já se encontram meso-hipereutróficos, respectivamente. E os ecossistemas aquáticos de Arara I, Barragem Araçagi e Barragem do Matias apesar de serem considerados oligotróficos estão em alerta em decorrência da grande perturbação antrópica que de forma direta ou indireta contribuem para o acelerado estado trófico nos ecossistemas aquáticos. A composição e abundância de diatomáceas refletiu no estado trófico, com baixa riqueza e elevada similaridade na composição entre os ecossistemas aquáticos, sendo os táxons cosmopolitas, em sua maioria planctônicos.

Embora a natureza tenha maneiras para se adaptar às perturbações e estresse sofridos, a ação antrópica se mostra contínua principalmente no reservatório considerado eutrófico. Diante do exposto é necessário o requerimento urgente de construção de medidas de intervenções aplicáveis as autoridades e a sociedade com o intuito de garantir a preservação da água dos ecossistemas aquáticos oligotróficos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ACS, ZOLTAN, J.; and ATTILA, V. “**Entrepreneurship, geography and technological.**”ERSA Conference paper, European Regional Science Association. 2004.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Nota técnica 007/2003/SPR Memorial descritivo da estimativa de demanda de irrigação contida no documento “Plano Nacional de Recursos Hídricos – Documento Base de Referência, Minuta”.** p. 40, 2003.

ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, E.W.; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 69, n. 1, p. 57-65, 2009.

ALMEIDA, P.D.; BICUDO, D.C. Diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. **Hoehnea** v. 41, p. 187-207, 2014.

AMORIM, C.A. et al. Microalgas perifíticas associadas à *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze em um reservatório do semiárido cearense. **Caderno de Cultura e Ciência**, Cariri v. 14, n. 1, p. 10-23, 2015.

ANDERSEN, J.M. In ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Wat. Res.**, v.10, p.329-331, 1976.

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed., AWWA, WPCF, Washington, D.C., 1998.

ARAÚJO FILHO, J. C.; ARAÚJO, M. S. B.; MARQUES, F. A.; LOPES, H. L. Solos. In: Geodiversidade do Estado de Pernambuco, 2014, Torres. **Anais...** Torres: FSM, 2014.

ATUCHA, A, MERWIN, IA, BROWN, MG, GARDIAZABAL, F, MENA, F, ADRIAZOLA, C, LEHMANN, J. Soil erosion, runoff and nutrient losses in an avocado (Persea Americana Mill) hillside orchard under different groundcover management systems. **Plant Soil, Dordrecht**, v.368, p.393-406, 2013.

BARBOSA, F.A.R. **Medidas de Proteção e Controle de Inundações Urbanas na Bacia do Rio Mamanguape/PB.** (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba, 2006.

BARBOSA, J.E.L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 1, 2012.

BARKER, P.A., PATES, J.M., PAYNE, R.J. & HEALEY, R.M. Changing nutrient levels in Grasmere, English Lake District, during recent centuries. **Freshwater Biology** v.50, p.1971-1981, 2005.

BARRETO, L.V. et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 9, n. 16; p. 2165, 2013.

BARRETO, R.D. **Uso e ocupação do solo às margens do Rio São Francisco no município de Petrolina-PE: impactos ambientais no canal fluvial.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Pernambuco. 2015.

BATTARBEE, R.W. **Diatoms analysis**, In: Berglund, B,E, (ed.) Handbook of Holocene Palaeohydrology, New York: John Wiley & Sons 527-570, 1986.

BATTARBEE, R.W.; JONES, V.; FLOWER, R.J.; CAMERON, N.; BENNION, H.; CARVALHO, L. & JUGGINS, S. **Diatoms**. In: Smol, J,P; Birks, H,J,B,; Last, W,M, (ed,), Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, London: Kluwer Academic Publishers v.3, p.155-203, 2001.

BATISTA, A.A; MEIRELES, A.C.M; ANDRADE, E.M.DE; ARAÚJO NETO, Jr, PALÁCIO, H.A.Q. Relação entre nitrogênio e fósforo nas águas superficiais do Açude Óros-CE. IV Winotec-Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. **Anais...** Fortaleza-Ceará. 2012.

BATISTA, A.A. et al. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014.

BATHURST, R.R.; ZORI, D.; BYOCK, J. Diatoms as bioindicators of site use: locating turf structures from the Viking Age. **Journal of Archaeological Science**, v. 37, 2010.

BELLINGER, Brent J.; COCQUYT, Christine; O'REILLY, Catherine M.. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 573, n. 1, p.75-87, 30 set. 2006. Springer Science + Business Media. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0262-5>.

BENNION, H. e SIMPSON, G.L. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. **Journal Paleolimnology**, v. 45, p. 469-488, 2011.

BERE, T.; TUNDISI, J.G. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Brazilian Journal Biology**, São Carlos, v. 70, n. 3, 2010.

BESSE-LOTOTSKAYA, A., VERDONSCHOT, P.F.M., COSTE, M., VAN DE VIJVER, B. Evaluation of European diatom trophic indices. **Ecol. Indicat.** 2010. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.017.

BICUDO, D.C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. **Acta Limnol. Brasil** 3: 459-475, 1990.

BLINN, D.W. & BAILEY, P.C.E. Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: a response to secondary salinization. **Hydrobiologia** v.466, p.231-244, 2001.

BORDOLOI, P.; BARUAH, P. P. Water quality assessment using phytoplankton in a historical pond of Upper Assam. **Journal of Algal Biomass Utilization**, v. 5, n. 2, p. 1-7, 2014.

BOUVY, M. et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130. 2003.

BIRKS, H. H. & BIRKS, H. J. B. Multi-proxy studies in palaeolimnology. **Veget. Hist. Archaeobot**, v.15, p.235-251, 2006.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. 2 a . ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental 620, 1978.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2016.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integrada na gestão dos ecossistemas** / 2.ed. ver. – Florianópolis, Ed. da UFSC, 2012.

BRITO, G.M. **Determinação do assoreamento do reservatório da PCH Cachoeirão**. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa. 2013.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARMAN, R.; EDLUND, G.; DAMBERG, C. Distribution of organic and inorganic phosphorus compounds in marine and lacustrine sediments: a <sup>31</sup>P NMR study. **Chemical Geology**, v. 163, p. 101 – 114, 2000.

CHELLAPPA, S.; BUENO, R. M. X.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; VAL, V.M.F.A. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologica**, v. 39, n. 4, p. 325-329, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Variáveis de qualidade de água. São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Aguas/rios/variaveis.asp#transparencia>>. Acesso em: 07 Fev. 2016.

COLE, G.A. **Textbook of limnology**., Waveland Press Inc., 1994

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União – Seção1, n° 53, 18 de março de 2005.

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 261-266, 1998.

COSTA, I.A.S. et al. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, Sao Paulo, v. 66, p. 211-219, 2006.

COSTA, A.R.S.; AMORIM, C.A.; NASCIMENTO, K.J.; DIAS, A.S.; FERREIRA, R.J.; LACERDA, S.R. Caracterização da comunidade de microalgas perifíticas em um reservatório do semiárido Cearense. **Caderno de Cultura e Ciência** v. 14, 2015.

CRIADO, R.C; PIROLI, E.L. Geoprocessamento como ferramenta para a análise do uso da terra em bacias hidrográficas. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.3, p.1010-1021, 2012.

DANTAS, J.D.N.; OLIVEIRA, T.S.; MENDONÇA, E.S.; ASSIS, C.P. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodí, CE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 16, p. 18-26, 2012.

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.

DONATO, C.H.; DUQUE, S.; MONSEJO, L. Estructura y Dinámica del Fitoplancton de la laguna de Fúquene (Cundinamarca, Colombia). **Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales** v. 16, n. 62, p. 113-144, 2005.

ESTEVEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVEVES F.A. E PANOSSO R. **Fósforo**. In: Fundamentos de limnologia. (Esteves F.A. - coordenador) 3ª. ed. Rio de Janeiro, Interciência, p. 826, 2011.

FERREIRA, K.C.D; LOPES, F.B; ANDRADE, E.M.DE; MEIRELES, A.C.M; SILVA, G.S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v.46, p.277-286, 2015.

FINKLER, N.R; PERESIN, D; COCCONI, J; BORTOLIN, T.A; RECH, A; SCHNEIDER, V.E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal **Revista Ambiental Água**, v.10, 2015.

FIGUEIREDO, D.M.; FANTIN, R.C. Diretrizes para a elaboração e execução de programas de monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios hidrelétricos. **REGA**, v. 11, n. 1, p. 45-57, 2014.

FONSECA, G.A.B. **Contribuição antrópica na poluição de reservatórios hidrelétricos: o caso da Usina Hidrelétrica de São Simão - GO/MG**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético – UFRJ, 2010.

FONTES, O.L.; QUEIROZ, A.F. Uso e ocupação do solo nas margens do Açude Flechas no município de José da Penha/RN. **Revista Geotemas**, v. 5, n. 1, p. 3-17, 2015.

FRANZEN, M. **Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios**. (Tese em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

GOLD, C.; FEURTET-MAZEL, A.; COSTE, M.; BOUDOU, A. Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers. **Water Research**, v. 36, p. 3654-3664, 2002.

GOMES, D.F.; BRICHTA, A.; SILVA, E.M.; FERNANDES, L.F. Diatomáceas como indicadoras de mudanças ambientais da Baía de Iguape – Baixo Paraguaçu – (Bahia, Brasil). IX Congresso da Associação de Estudos do Quaternário, 2003, Bahia, **Anais ... Bahia**. CD-ROM.

GOMES, N.M.; FARIA, M.A. DE; SILVA, A.M. DA; MELLO, C.R. DE; VIOLA, M.R. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo associados ao uso e ocupação da paisagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 427-435, 2007.

GRAÇA, D.A.S.; GARCIA, M.J.; OLIVEIRA, P.E.de. Flora diatomácea moderna do Lago Estância das Águas Claras, Guarulhos (SP), resultados qualitativos. **Revista UnG – Geociências** v. 6, n. 1, p. 63-79, 2007.

HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CURI, P.R. 1983. Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial. **Ciência e Cultura** v.35, n.6, p.789-800, 1983.

ISHAQ, F.; KHAN, A. Aquatic Biodiversity as an Ecological Indicators for Water Quality Criteria of River Yamuna in Doon Valley, Uttarakhand, India. **World Journal of Fish and Marine Sciences**, v. 5, n. 3, p. 322-334, 2013.

KANKAL, N.C.; WARUDKAR, S. Biodiversity of phytoplankton, zooplankton and zoobenthos in east coast, bay of Bengal near Nellore, Andhra Pradesh (India). **International Journal of Pharma Medicine and Biological Sciences**, v.1, n.2, p. 272- 285, 2012.

KERR et al. Examining the link between terrestrial and aquatic phosphorus speciation in a subtropical catchment: The role of selective erosion and transport of fine sediments during storm events. **Water Research**, v. 45, n. 11, p. 3331–3340, 2011.

KISS, K.T.; KLEE, R.; ECTOR, L.; ÁCS, E. Centric diatoms of large rivers and tributaries in Hungary: morphology and biogeographic distribution. **Acta botanica Croatica**, v. 71, n. 2, p. 311–363, 2012.

KLEIN, M.I; WARM, J.S; RILEY, M.A; MATTHEWS, G; DOARN, C; DONOVAN, J.F; GAITONDE, K. Mental Workload and Stress Perceived by Novice Operators in the Laparoscopic and Robotic Minimally Invasive Surgical Interfaces. **Journal of Endourology**, v.26, 2012.

KOLWITZ, R. & MARSSON, M. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeuteilung. Int. **Rev. Hydrobio.**, v.2, p.126-152, 1909.

KRAMMER, K. *The genus Pinnularia*. Diatoms of Europe, Ruggel. 2000.

LECOINTE, C.; COSTE, M. & PRYGIEL, J. **“Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom**, 1993.

LEITE, T.A.; NETO, J.O.M.; NASCIMENTO, A.F.J.; CHAGAS, R.M.; JÚNIOR, A.V.M. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP) com uso de geoprocessamento como subsídio à gestão dos recursos hídricos na bacia do Rio Jacaré. In: III Encontro de Recursos Hídricos, 2012, Sergipe. **Anais...** Aracaju, 2012. Artigos, p. 34-38. 2012. CD-ROM.

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M.; OLIVEIRA, M.A.; SALOMONI, S.E.; SCHULER, S. & ASAI, K. Pollution tolerant diatoms from lotic systems iin the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**, Série Botânica 27: 45-72, 1996.

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M.; HERMANY, G.; BES, D.; WETZEL, C.A.; and OLIVEIRA, M.A. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol. Bras.* v. 16, n. 1, p. 25-40, 2004.

LOBO, E. **O Perifíton como Indicador da Qualidade da Água**. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. *Ecologia do Perifíton*. p. 205-233, 2013.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. **Washington**: The General Secretarial of The Organization of American States; (Série Biologia–Monografia, n.22), 1982.

MEDUPIN, C. Phytoplankton community and their impact on water quality: An analysis of Hollingsworth Lake, UK. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 15, n.2, p. 347 – 350, 2011.

MESQUITA, E.A; ALBUQUERQUE, E.L.S; CRUZ, M.L.B. Áreas susceptíveis à erosão na sub-bacia hidrográfica do riacho do sangue, estado do Ceará: elementos contributivos ao planejamento ambiental. *Revista Geonorte*, v.5, 2014.

MOLICA, R.J.R. et al. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*, v. 4, p. 743-753, 2005.

MORO, R.S.; FURSTENBERGER, C.B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não marinhas**. ed. UEPG. Ponta Grossa. Paraná. Brasil. p.282, 1997.

MORO, R.S. & SANTI, V. Avaliação das técnicas de oxidação comumente empregadas na limpeza de valvas silicosas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, São Paulo 17-25, 1999.

MOURA, A.N.; PIMENTEL, R.M.M.; LIRA, G.A.S.T.; CHAGAS, M.G.S.das.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica relacionadas com variáveis hidrológicas abióticas no reservatório de Botafogo. *Revista de Geografia* v. 23, n.3, 2006.

MOURA, A.N. et al. **Diversidade e variação sazonal do fitoplâncton em reservatórios de abastecimento público no Estado de Pernambuco**. In: Moura A. N., Araújo E. L., Albuquerque, U. P. (Orgs.). **Biodiversidade, potencial econômico e processos ecofisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Recife: Comunigraf, p. 159-179, 2008.

MOUTINHO, S.O.; GARCIA, M.J.; OLIVEIRA, P.E. Flora diatomácea do Reservatório Cabuçu, município de Guarulhos, (sp): análise qualitativa. *Revista UnG – Geociências*, v. 6, n. 1, p. 32-62, 2007.

NASCIMENTO, L.R. **21.000 Anos de registros das mudanças paleoambientais na região da Lagoa do Caçó (Maranhão – Brasil) inferidas através das diatomáceas**. Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental. UFF, 2003.

NASCIMENTO, M.N. **Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, Represa**

**Jaguari-Jacareí**). Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. 2012.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher, 2008.

OLIVEIRA, R.S; VALLE, C.M. **Impactos da eutrofização em uma lagoa urbana em Manaus/AM**. 2010.

PALLEYI, S.; KAR, R.N.; PANDA, C.R. Influence of Water quality on the biodiversity of phytoplankton in Dhamra River Estuary of Odisha Coast, Bay of Bengal. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v.15, n. 1, p. 69–74, 2011.

PAPPAS, J.L. & STOERMER, E.F. Quantitative method for determining a representative algal sample count, **Journal of Phycology** v.32, p.393-696, 1996.

PATRICK, R. & REIMER, C.W. **The diatoms of United States**. Academy of Natural Sciences, Philadelphia 23, 1975.

PEREIRA, C.C.; LIMA, J.D. As influências dos usos das terras na Bacia Hidrográfica do Córrego Brejo Alegre de Araguari (MG) sobre a qualidade das águas. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 03, n. 19, p. 162-178, 2015.

POLAQUINI, L.E.M.; COTENTE, C.F; MARCONDES, M.A. Efeito de um biossurfactante sobre fezes de suínos diluídas em diferentes concentrações: estudo preliminar. **Atas de Saúde Ambiental – ASA**, v. 2, n. 3, 2014.

POLYAKOVA, Y.I. e STEIN, R. Holocene paleoenvironmental implications of diatom and organic carbon records from the southeastern Kara Sea (Siberian Margin). **Quaternary Research**, v. 62, p. 256-266, 2004.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. Distribution of benthic diatoms in U.S. Rivers in relation to conductivity and ionic composition. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1311–1328, 2003.

POULICKOVA, A., DUCHOSLAV, M. & DOKULIL, M. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: a case study from perialpine lakes in Austria. **Eur. J. Phycol.**, v.39, p.143-152, 2004.

QIN, B.; GAO, G.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; SONG, Y.; TANG, X.; XU, H.; DENG M. Lake eutrophication and its ecosystem response. **Chinese Science Bulletin**, v. 58, n.9, p. 961-970. 2013.

REYNOLDS, C.S; DAVIES, P.S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective. **Biology Review**, v.76, p.27-64, 2001.

RIMET, F. Recent views on river pollution and diatoms. **Hydrobiologia**, v. 683, p. 1–24. 2012.

ROUND, F. et al. **The diatoms. biology e morphology of the genera**. New York: Cambridge University Press, 1990.

SANTOS, D.A.O. **Avaliação da qualidade da água através do índice de comunidade fitoplanctônica (icf) e variáveis físico-químicas do Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás**. Anhanguera Educacional S.A. Faculdade Anhanguera de Anápolis. 2010.

SANTOS, L.L dos.; CABRAL, J.J.S.P.; CIRILO, J.A.; FREITAS, D.A.; SENS, M.L.; ARAGÃO, R.; BARROS, T.H.S. Aplicação da tecnologia de filtração em margem para população difusa no Semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 49-58, 2014.

SANTOS, C.P.dos.; FONSECA, S.F.da.; SANTOS, D.C.dos.; TRINDADE, W.M. Avaliação da qualidade da água superficial da Lagoa do Bairro Nossa senhora Aparecida – Pirapora/MG a partir de parâmetros físico-químicos. **Revista da Casa da Geografia**, v. 17, n. 2, p. 36-53, 2015.

SAYER, C.D. e ROBERTS, N. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and paleoecology at the Attenborough Ponds, U.K. **Hydrobiologia**, v. 448, p. 117-142, 2001.

SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; RODRIGUES, SC. and MELO, AS. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. **Austral Ecology**, v. 36, n. 7, p. 839-848, 2011.

SILVA, R.R.da.; SILVA, M.L.N.; FERREIRA, M.M. Atributos físicos indicadores da qualidade do solo sob sistemas de manejo na bacia do alto do Rio Grande-MG. *Revista Ciência e agrotecnologia*, v. 29, n. 4, 2005.

SILVA, J.F.; MACHADO, S.L.O.; OLIVEIRA, M.A.; ZANELLA, R.; RECK, L.; DURIGON, M.; CASSOL, A.P.; DOMINGUES, A.L. **Estratégias adaptativas de diatomáceas epilíticas em substrato natural, Arroio do Veado, Arroio Grande, RS.** 2012. Disponível em: <[www.unifra.br/eventos/sepe2012/Trabalhos/5431.pdf](http://www.unifra.br/eventos/sepe2012/Trabalhos/5431.pdf)>. Acesso em: 16/09/2015.

SILVA, T.C; SILVA, F; NASCIMENTO, M.V; SOUZA, P.S.DE; SILVA, M.B.DA; ALVES, M.T.R. Qualidade da água do Córrego Lava- Pés – Ipameri- GO e sua relação com o uso do solo. II Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG, **Anais...**, 2015.

SOUZA, G.S; SOUZA, Z.M; SILVA, R.B; BARBOSA, R.S; ARAÚJO, F.S. Effects of traffic control on the soil physical quality and the cultivation of sugarcane. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.38, p.135-46, 2014.

SMOL, J.P. **Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective.** 2 ed. p. 383, 2008.

SZULC, B.; SZULC, K. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. **Oceanological and Hydrobiological Studies.**, v. 42, p. 188-194. 2013.

TAO, X. Phytoplankton biodiversity survey and environmental evaluation in Jia Lize in Kunming City. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 2336–2341, 2011.

TAUKULIS, F.E & JOHN, J. Development of a diatom-based transfer function for lakes and streams severely impacted by secondary salinity in the south-west region of Western Australia, **Hydrobiologia**, v.626, p.129–143, 2009.

TOLEDO JR, A.P; TALARICO, M; CHINEZ, S.J; AGUDO, E.G. “A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú, p.1-34, 1983.

TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C.; MENUN-CADE, B.J. **Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil.** Soil Biology and Biochemistry. Oxford, 2003.

TORNE, E.; CAMBRA, J.; GOMA, J.; LEIRA, M.; SABATER, S. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. **Annales De Limnologie-International Journal of Limnology**, v. 43, 2007.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA – TUNDISI; O. ROCHA, J.G. Ecosistemas de águas interiores. In : A.B. Rebouças E.J.G. Tundisi, Águas Doces no Brasil. **Institutos de Estudos Avançados, Academia Brasileira de Ciência**, v. 7, p. 71, 1999.

URREA, G.; SABATER, S. **Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental characteristics in an agricultural watershed (Gadiana River, SW Spain).** Ecological Indicators, 2008.

VÄLIRANTA, M.; KAAKINE, N.A. e KUHRÝ, P. Holocene climate and landscape evolution East of the Pechora Delta, East-European Russian Arctic. **Quaternary Research**, v. 59, p. 335-344, 2003.

VELASCO, S.M. & SÁNCHEZ, M.S. Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del cauca (Colombia). **Revista Luna Azul** v. 35, p. 10-27, 2010.

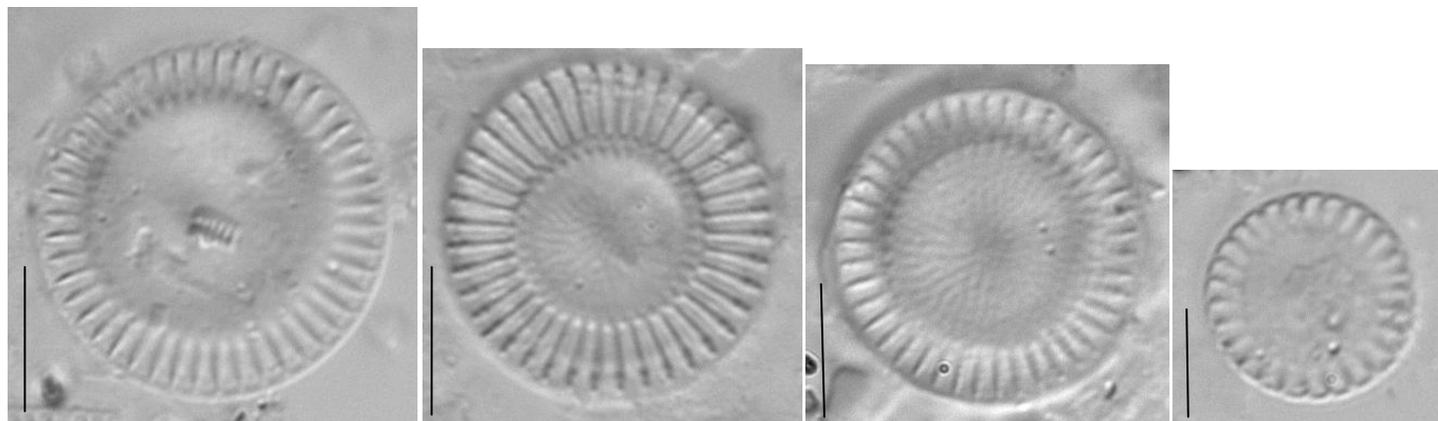
WALKLEY, A. & BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v.37, p.29-38, 1934.

**ANEXO****FLORA DE DIATOMÁCEAS DE SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DOS  
RESERVATÓRIOS DE ARARA I, BARRAGEM RIO DO CANTO, BARRAGEM DO  
MATIAS, LAGOA DO PAÓ, BARRAGEM ARAÇAGI**



**Prancha 1**

Escala 10µm

Figuras 1 – 4. *Cyclotella meneghiniana* Kützing.

1-4

**Prancha 2**

Diatomáceas penadas com rafe. Escala 10µm

Figuras 1. *Achnanthes* sp.

Figuras 2 - 3. *Navicula* sp.

Figura 4. *Navicula schroeteri* var. *escambia*

Figura 5. *Navicula salinicola*

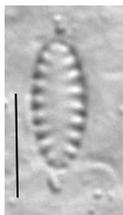
Figura 6. *Gomphonema parvulum*

Figura 7 - 8. *Gomphonema* sp.

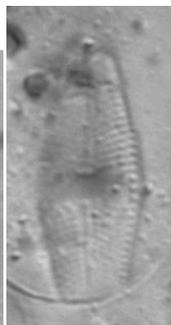
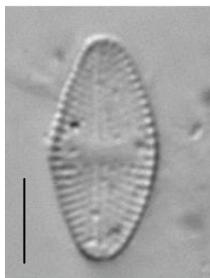
Figura 9. *Gomphonema mexicanum*

Figura 10. *Rhopalodia pacifica*

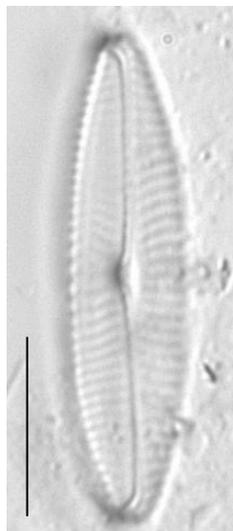
Figura 11 *Rhopalodia musculus*



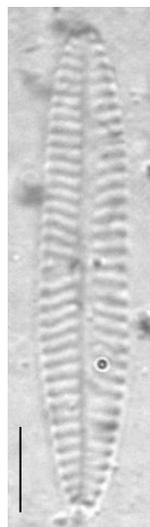
1



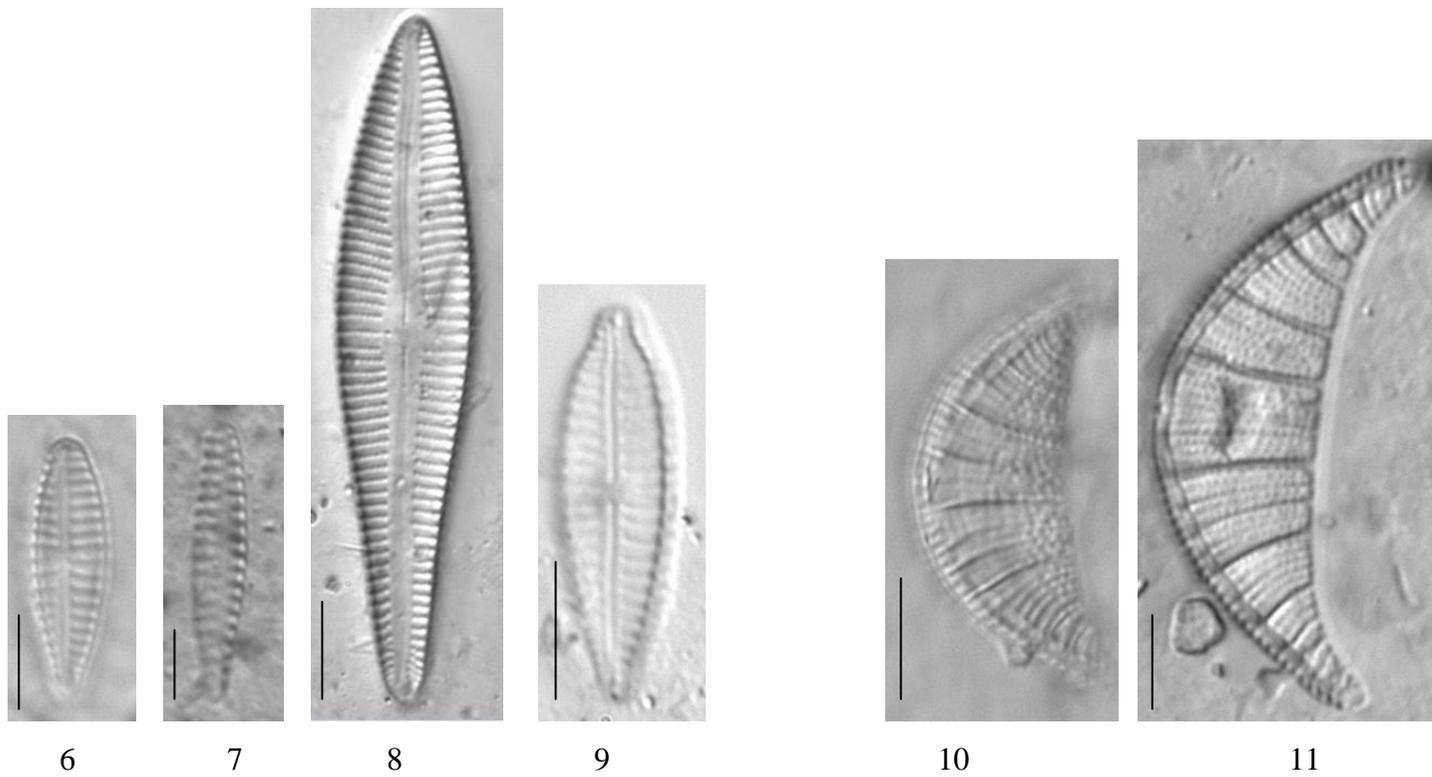
2-3



4



5



## Prancha 3

Diatomáceas penadas com rafe. Escala 10µm

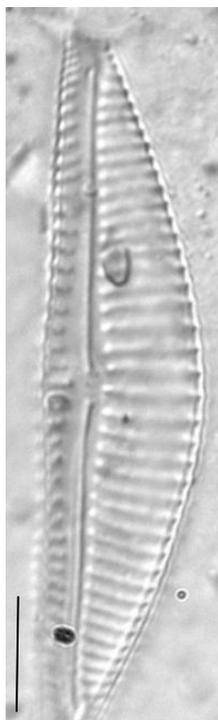
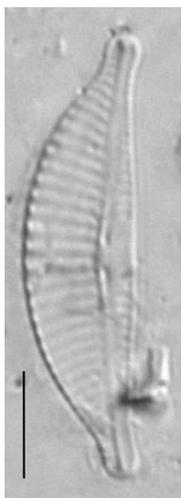
Figura 1. *Encyonema ventricosum* v. *angustum*

Figura 2. *Encyonema minutum*

Figura 3. *Encyonema silesiacum*

Figuras 4-5. *Eunotia* sp.

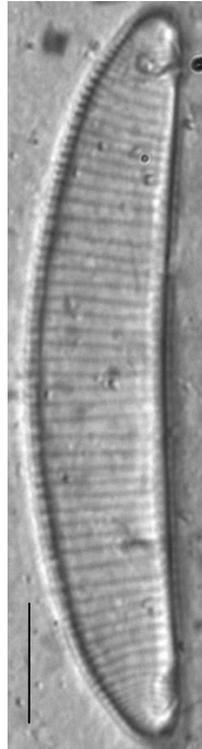
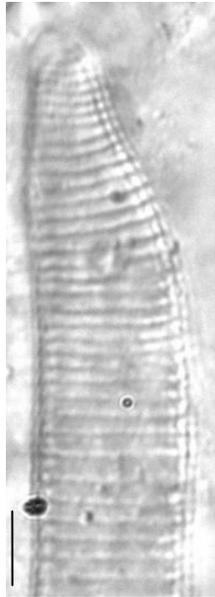
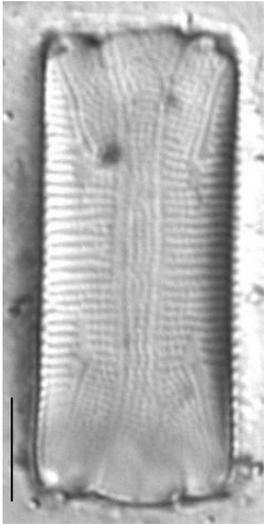
Figura 6. *Eunotia monodon*



1

2

3



4-5

6

Prancha 4

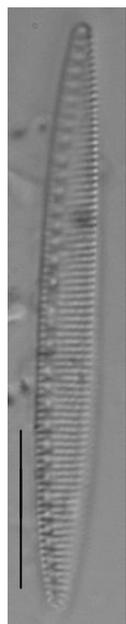
Figura 1. *Nitzschia perminuta*

Figura 2. *Nitzschia* sp.

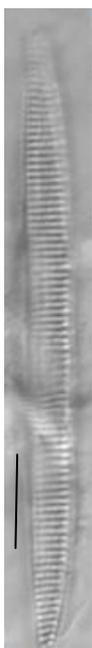
Figura 3. *Hantzschia* sp.

Figura 4. *Caloneis* sp.

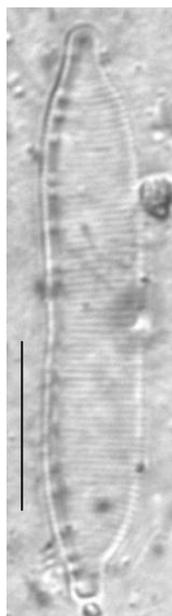
Figura 5. *Caloneis crassa*



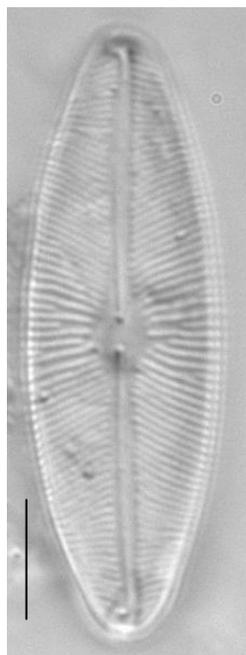
1



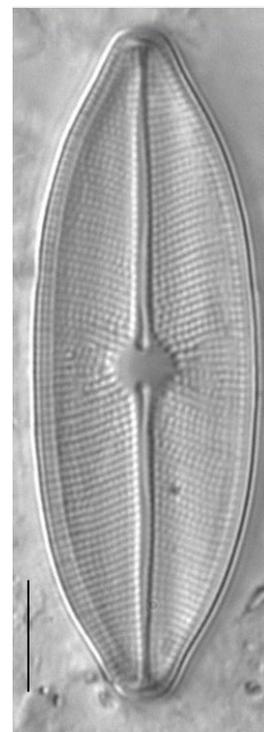
2



3



4



5

## Prancha 5

Figura 1. *Geissleria punctifera*

Figura 2. *Cocconeis placentula*

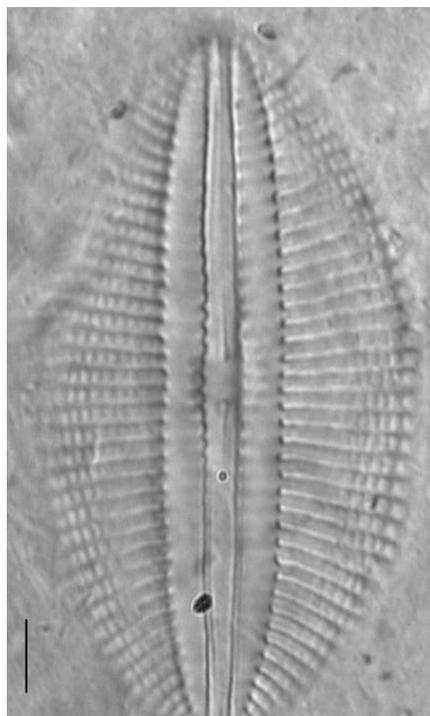
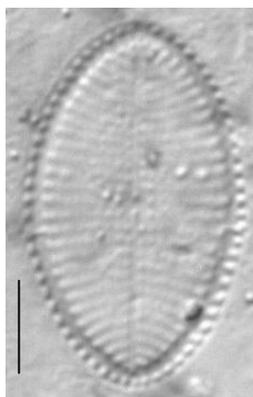
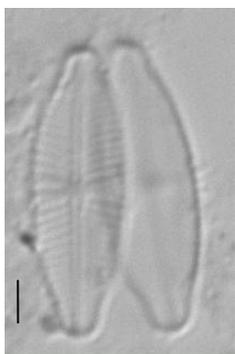
Figura 3. *Diploneis finnica*

Figura 4. *Ulnaria ulna*

Figura 5. *Pinnularia borealis*

Figura 6. *Planothidium biporumum*

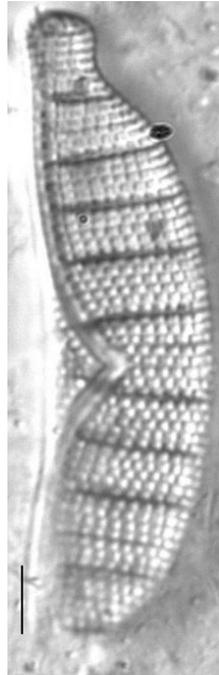
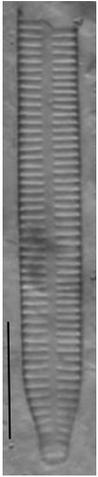
Figura 7. *Epithemia adnata*



1

2

3



4

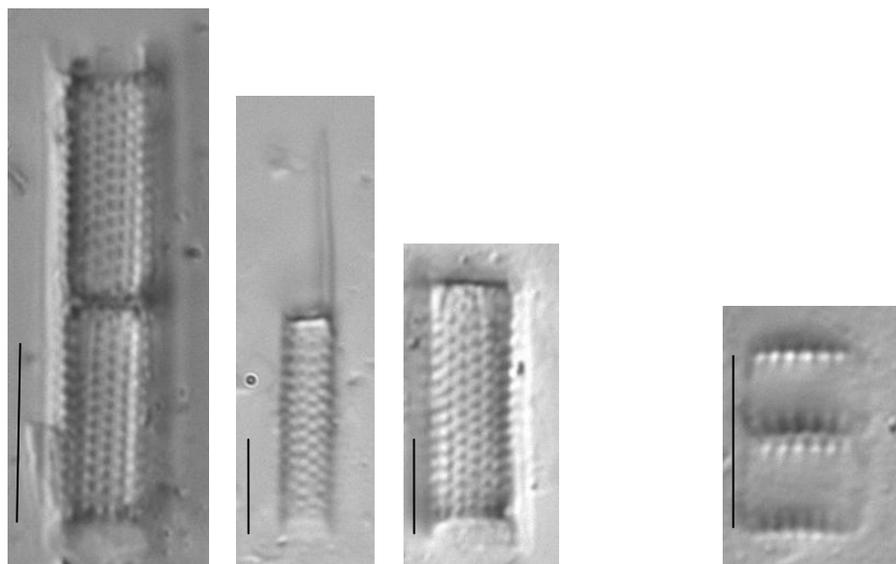
5

6

7

**Prancha 6**

Escala 10µm

Figuras 1 – 3. *Aulacoseira granulata*Figura 4. *Aulacoseira itálica*

1 – 3

4