



**FURG**

Universidade Federal do Rio Grande

Instituto de Ciências Biológicas

Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos  
Continentais



## **Estudo a longo prazo da assembleia de Chironomidae em lagos rasos**

**Juliana Souza da Silva**

Orientadora: Edélti Faria Albertoni

Rio Grande

2012



**Universidade Federal do Rio Grande**  
**Instituto de Ciências Biológicas**



**Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos  
Continentais**

**Estudo a longo prazo da assembleia de Chironomidae em  
lagos rasos**

**Aluno:** Juliana Souza da Silva

**Orientadora:** Edélti Faria Albertoni

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal do  
Rio Grande, como pré-requisito  
para obtenção do título de mestre  
em Biologia de Ambientes  
Aquáticos Continentais.

Rio Grande

2012

Ao meu pai José Roberto e minha segunda mãe Leci,  
as minhas irmãs Adriana e Luciana,  
e ao meu namorado Mateus

Dedico.

## **Agradecimentos**

Agradeço a todas as pessoas que me ajudaram nesta caminhada. Gostaria de agradecer especialmente a minha orientadora e amiga Edélti Faria Albertoni (Kika), pelas orientações, atenção, confiança e dedicação que depositou em mim.

Ao professor Cleber pelas sugestões e disponibilidade de leitura do que estava sendo produzido.

Sou grata a CAPES pelos recursos concedidos e a FURG pela possibilidade de realização do curso.

Gostaria de agradecer também aos técnicos do Laboratório de Limnologia da FURG Clara L.L. Silva, Cláudio Rossano T. Trindade e Leonardo M. Furlanetto pela ajuda com as saídas de campo.

Aos amigos da sala de microscopia e sala de estudos, Cristiane Carvalho, Manoel Garcia e Marcelo Konrath por tornarem os momentos de triagens e identificação menos cansativos e pelas valiosas discussões e trocas de conhecimentos na sala de estudos. As meninas da iniciação científica, Mariana, Jéssica e Taísa, pela ajuda com as triagens.

A amiga Sabrina Amaral Pereira que apesar de não convivermos diariamente sempre dava um jeitinho para conversarmos e espairecermos um pouco.

Especialmente a minha família, peça chave para a realização de mais uma etapa da minha vida. Apoiando incessantemente, acreditando na minha capacidade e em meus sonhos.

Agradeço também a uma pessoa muito especial, Mateus Marzullo, meu companheiro inseparável de todos os momentos, muito obrigada pela paciência, incentivo e confiança.

## **Apresentação**

Esta dissertação está organizada em uma introdução e metodologia gerais, dois manuscritos e considerações finais. Na introdução são apresentados aspectos do estado da arte sobre biomonitoramento, utilização das larvas de Chironomidae na bioindicação, algumas características e considerações sobre os lagos rasos e sobre as macrófitas aquáticas. Em seguida é realizado a caracterização da planície costeira do Rio Grande do Sul, do município de Rio Grande, o campus da FURG e os lagos onde foram realizadas as coletas.

O primeiro manuscrito refere-se a um estudo de longo prazo (10 anos), de 2000 a 2010, em um lago raso. Buscou-se verificar a resposta dos gêneros de Chironomidae frente as alterações ambientais referente a alternância de estados alternativos de lagos rasos.

O segundo manuscrito foi realizado em quatro lagos do campus, com diferentes características em três anos alternados desde o ano de 2005. Neste estudo é apresentada a influência da complexidade da estrutura das plantas aquáticas na composição e grupos tróficos funcionais dos gêneros de Chironomidae.

Consta ainda o artigo publicado (em anexo) durante o período de desenvolvimento do curso de mestrado, referente a colonização de Chironomidae em detritos de *Nymphoides indica*, pesquisa desenvolvida como requisito para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Após são apresentadas as considerações finais, abordando de maneira geral as principais conclusões alcançadas com os estudos realizados nesta dissertação e as perspectivas futuras de pesquisa na área.

## Resumo

Esta dissertação teve como objetivo descrever a composição e estrutura da assembleia de Chironomidae durante um período de 10 anos e sua resposta frente a mudança de estados alternativos em um lago raso. Buscou-se também verificar se a estrutura das plantas aquáticas tem influência sobre esta assembleia em quatro diferentes lagos. Para verificar a semelhança quanto à composição dos gêneros entre os anos foi realizada similaridade de Jaccard e Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS, distância de Bray Curtis) para verificar a similaridade entre os anos com base nas abundâncias dos gêneros. A contribuição das variáveis ambientais para a distribuição dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos foi avaliada através da Análise de Correspondência Canônica (CCA). No estudo que analisou a influência da complexidade das plantas e características ambientais entre quatro lagos foi realizado a similaridade de Jaccard para verificar a semelhança quanto à composição dos gêneros entre os lagos e a composição em relação as plantas, MANOVA para testar se existe diferença entre os lagos e entre as plantas em relação às abundâncias médias dos gêneros, MANOVA entre os lagos em função dos grupos tróficos funcionais (GTFs) e entre as plantas em função dos GTFs. Os resultados do estudo a longo prazo no lago eutrófico demonstraram mudanças na riqueza, densidade e estrutura trófica de Chironomidae, com as alterações na qualidade de água e estrutura do ecossistema, confirmando nossa hipótese de que esta assembleia pode ser utilizada como indicadora nos estados alternativos e estado trófico em lagos rasos subtropicais. Os resultados indicam que as mudanças de estados alternativos podem corresponder a distúrbios de moderada intensidade no ecossistema. A assembleia de Chironomidae respondeu com maior riqueza e diversidade nos períodos de transição, sugerindo que este grupo responde a hipótese do distúrbio intermediário. Os resultados referentes ao estudo sobre a complexidade de plantas indicam que a complexidade da estrutura das plantas aquáticas em ambientes lênticos subtropicais rasos, influencia na composição dos gêneros de Chironomidae. Embora não tenhamos encontrado diferença significativa entre os lagos em relação a abundância desses gêneros, com a

categorização em grupos funcionais obtivemos uma resposta desses organismos em relação as características ambientais de cada lago.

**Palavras-chave:** estados alternativos de lagos rasos, complexidade de macrófitas aquáticas, grupos tróficos funcionais, distúrbio intermediário

### **Abstract**

This study aims to describe the composition and structure of the assembly of chironomids for a period of 10 years and its response to change of alternative states in a shallow eutrophic lake. It also sought to verify that the structure of aquatic plants has an influence on this assembly in four different lakes. To check the similarity in the composition of the genera was performed between the years Jaccard similarity and Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS, Bray Curtis distance) to verify the similarity between the years based on the abundances of the genera. The contribution of environmental variables for the distribution of Chironomidae genera over the years was evaluated by Canonical Correspondence Analysis (CCA). In the study examined the influence of the complexity of plants and environmental characteristics of four lakes was conducted Jaccard similarity to verify the similarity in the composition of the genera among the lakes and composition in relation to plants, MANOVA to see if there are differences between the lakes and among plants in relation to the average abundances of the genera, MANOVA between lakes depending on the functional trophic groups (GTFs) and among plants depending on the GTFs. The results of long-term study in eutrophic lake showed changes in density, richness and trophic structure of Chironomidae with changes in water quality and ecosystem structure confirming our hypothesis that this assembly can be used as an indicator in the alternative states and trophic state in subtropical shallow lakes. The results indicate that changes in alternative states may correspond to moderate disturbances in the ecosystem. The assembly of chironomids responded with greater richness and diversity in transition periods, suggesting that this group responds to the intermediate disturbance hypothesis. The results for the study of the complexity of plants indicate that the complexity of the structure of aquatic plants in lentic shallow subtropical influences the composition of the genera of Chironomidae. Although we found no significant difference between the

lakes relative abundance of these genera, as categorized into functional groups obtained a response of these organisms in relation to environmental characteristics of each lake.

**Keywords:** alternative states of shallow lakes, macrophyte complexity, functional trophic groups, intermediate disturbance

## SUMÁRIO

Apresentação.....	V.
Resumo.....	VI.
Abstract.....	VII.
Lista de Figuras .....	XIII.
Lista de Tabelas.....	XV.
<b>1. Introdução Geral</b>	
1.1. Monitoramento biológico ou biomonitoramento.....	16.
1.2. Utilização de larvas de Chironomidae para bioindicação.....	18.
1.3. Ecologia de lagos rasos.....	19.
1.4. Área de estudo.....	22.
<b>2. Hipóteses.....</b>	<b>30.</b>
<b>3. Objetivos .....</b>	<b>30.</b>
3.1. Objetivo geral.....	30.
3.2. Objetivos específicos.....	30.
<b>4. Metodologia Geral.....</b>	<b>30.</b>
4.1. Dados utilizados.....	30.
4.2. Procedimento de coleta.....	31.
4.3. Análise de dados .....	32.
<b>5. Referências bibliográficas .....</b>	<b>35.</b>
<b>6. Manuscritos</b>	
<b>Manuscrito 1.</b> “Variação temporal de Chironomidae durante um período de 10 anos em um lago raso subtropical” .....	41.
<b>Manuscrito 2.</b> “Estrutura de habitat e sua influência na composição e estrutura funcional de Chironomidae fitófilos” .....	73.
<b>7. Considerações finais e perspectivas futuras.....</b>	<b>96.</b>
<b>8. Anexo:</b> Diversity of Chironomidae (Diptera) in decomposing <i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic conditions.....	98.

## LISTA DE FIGURAS

### Introdução Geral

- Figura 1.** Localização da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil.....24.
- Figura 2.** Localização dos lagos estudados no *campus* Carreiros da Universidade Federal do Rio Grande – FURG.....25.
- Figura 3.** Lago dos Biguás, monitoramento durante 10 anos. A - ano 2000, B - ano 2001, C - ano 2002, D e E - ano 2003, F - ano 2004, G - ano 2005, H - ano 2007, I - ano 2009, J - ano 2010. (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).....27.
- Figura 4.** Lago Polegar, demonstrando os estandes da macrófita *Nymphoides indica* e o entorno (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).....28.
- Figura 5.** Lago do Centro Esportivo com seus estandes de *N. indica*.(Fotos: Laboratório de Limnologia – FURG).....29.
- Figura 6.** Lago das Dunas, em evidência os estandes das macrófitas *Salvinia herzogii* e *Typha domingensis* (Fotos: Laboratório de Limnologia – FURG).....29.

### Metodologia geral

- Figura 7.** Procedimento de coleta de macrófitas. Coleta das macrófitas do lago com rede, lavagem em água corrente, macroinvertebrados conservados em álcool e triagem em estereomicroscópio (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).....31.
- Figura 8.** Procedimento de identificação dos gêneros de Chironomidae. Larvas retiradas da coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais, montadas lâminas provisórias com glicerina em estereomicroscópio e identificadas em microscópio óptico.....32.

### Manuscrito 1

- Figura 1.** Abundância relativa (%) dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás. Rio Grande, RS.....54.
- Figura 2.** Riqueza Rarefeita de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....55.
- Figura 3.** Índices de diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....55.

<b>Figura 4.</b> Análise NMDS utilizando distância <i>Bray-Curtis</i> para abundâncias dos gêneros de Chironomidade entre os anos estudados no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....	56.
<b>Figura 5.</b> Similaridade de Jaccard (distância <i>Bray-Curtis</i> ) dos gêneros de Chironomidae entre os 10 anos de estudo no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....	57.
<b>Figura 6.</b> Abundância relativa (%), distribuição dos grupos tróficos funcionais de Chironomidae para cada ano de estudo e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....	59.
<b>Figura 7.</b> Análise de Correspondência Canônica (CCA) mostrando associação das variáveis ambientais, gêneros de Chironomidae e anos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....	61.

## Manuscrito 2

<b>Figura 1.</b> Diversidade ( $H'$ ) e Equitabilidade ( $J'$ ) nos quatro lagos estudados (a) e nas plantas dominantes nestes ambientes (b). Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). <i>N. indica</i> (Ny), <i>P. stratiotes</i> (Pi), <i>S. herzogii</i> (Sal), <i>P. pectinatus</i> (Pot) e <i>Chara</i> sp. (Chara). Rio Grande, RS.....	83.
<b>Figura 2.</b> Riqueza rarefeita durante o período amostral nos quatro lagos em estudo (a) e nas plantas dominantes nestes ambientes (b). Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). <i>N. indica</i> (Ny), <i>P. stratiotes</i> (Pi), <i>S. herzogii</i> (Sal), <i>P. pectinatus</i> (Pot) e <i>Chara</i> sp. (Chara). Rio Grande, RS.....	84.
<b>Figura 3.</b> Categorização dos grupos tróficos funcionais dos gêneros de Chironomidae identificados nos quatro lagos (a) e nas plantas (b) ao longo do período de estudo. Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). <i>N. indica</i> (Ny), <i>P. stratiotes</i> (Pi), <i>S. herzogii</i> (Sal), <i>P. pectinatus</i> (Pot) e <i>Chara</i> sp. (Chara). Rio Grande, RS.....	85.
<b>Figura 4.</b> Similaridade de Jaccard entre os quatro lagos em estudo durante os três anos quanto a composição dos gêneros. Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). Rio Grande, RS.....	86.
<b>Figura 5.</b> Dendrograma (a) baseado na composição dos gêneros em relação as plantas utilizando similaridade de Jaccard e (b) baseado nos GTFs nas diferentes plantas utilizando distância Euclidiana. <i>Chara</i> sp. (Chara); <i>Potamogeton pectinatus</i> (Pot); <i>Nymphoides indica</i> (Ny); <i>Pistia stratiotes</i> (Pi); <i>Salvinia herzogii</i> (Sal). Rio Grande, RS.....	87.

## LISTA DE TABELAS

### Manuscrito 1

**Tabela 1.** Sequência cronológica dos estados alternativos apresentando as macrófitas predominantes no lago dos Biguás e a característica da coluna d'água. Rio Grande, RS.....49.

**Tabela 2.** Médias e desvio padrão ( $\pm$ DP) das variáveis ambientais da coluna d'água para cada ano de estudo no lago dos Biguás. Rio Grande, RS. Oxigênio dissolvido (OD =  $\text{mg.L}^{-1}$ ), Temperatura (Temp. =  $^{\circ}\text{C}$ ), pH, Condutividade elétrica (Cond. =  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ), Clorofila-*a* (Chl-*a* =  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), Nitrogênio total (NT=  $\text{mg.L}^{-1}$ ), Fósforo total (PT=  $\text{mg.L}^{-1}$ ). (Fonte: Laboratório de Limnologia, FURG).....52.

**Tabela 3.** Valores de “p” e “F” da ANOVA (pós-teste de Tukey) das abundâncias anuais de todos os gêneros de Chironomidade durante o período de 2000 a 2010 no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.....58.

### Manuscrito 2

**Tabela 1.** Médias, desvio padrão ( $\pm$ DP) das variáveis ambientais da coluna d'água e macrófitas dominantes para cada ano de estudo nos lagos do *campus* Carreiros, Rio Grande, RS. Clorofila-*a* (Chl-*a* =  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), Fósforo total (PT =  $\text{mg.L}^{-1}$ ) e Nitrogênio total (NT =  $\text{mg.L}^{-1}$ ). Fonte: Laboratório de Limnologia, FURG.....80.

## **1. Introdução Geral**

### **1.1. Monitoramento biológico ou biomonitoramento**

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência negativa de atividades antrópicas (p. ex. mineração, construção de represas, eutrofização artificial, canalização, retificação, destruição da vegetação ripária). Com isso, as características ambientais desses corpos de água, especialmente as comunidades biológicas, se modificam (Callisto et al. 2001).

O monitoramento convencional a partir da avaliação de parâmetros físicos e químicos da água, não é suficiente para inferir sobre a saúde desses ecossistemas (Karr, 1998), pois diagnosticam o ambiente apenas no momento em que as amostras foram coletadas (Cairns & Pratt, 1993). Para aumentar a eficiência da detecção de impactos é fundamental a integração dos resultados abióticos com características bióticas do ecossistema (Rosenberg & Resh, 1993), pois distúrbios nesses ambientes podem ocasionar alterações na composição e estrutura da fauna aquática, provocando perda da integridade biológica (Kleine & Trivinho-Strixino, 2005; Smith & Lamp, 2008).

A lógica desta abordagem, chamada de monitoramento biológico ou biomonitoramento, baseia-se nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem, pois a biota aquática responde a uma série de distúrbios (naturais ou antropogênicos), sintetizando a história recente das condições ambientais (Cairns & Pratt, 1993).

Um conceito importante que justifica o esforço de realizar procedimentos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é o conceito de estado ecológico da qualidade da água. Tal conceito relaciona-se diretamente a um desvio “das condições de referência” do ecossistema alvo, sendo um ponto operacional de interesse crítico (Karr & Chu, 2000; Bailey et al. 1998) para aplicação do monitoramento biológico sob a ótica das ferramentas mais modernas que utilizam os macroinvertebrados como organismos indicadores. Para isso, faz-se necessário a compreensão de alguns aspectos relacionados à biologia das espécies de macroinvertebrados e sobre a ecologia dos ecossistemas aquáticos (Batista, 2008).

A diversidade biológica, a diversidade de habitats, diversidade de grupos funcionais e índice de comunidade são, entre outros, alguns dos métodos de diagnóstico de alterações ambientais utilizados em programas de avaliação da qualidade da água e monitoramento ambiental (Thorne & Williams, 1997).

## **1.2. Utilização de larvas de Chironomidae para bioindicação**

Dentre os macroinvertebrados, os insetos aquáticos formam o grupo taxonômico mais utilizado em programas de monitoramento biológico. Um dos aspectos mais surpreendentes sobre os insetos aquáticos é relativo a grande capacidade de viverem e manterem alta diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos de água doce (Rosenberg & Resh, 1993).

Nestes ecossistemas, os pertencentes à família Chironomidae (Diptera) são os mais estudados, devido a sua ampla distribuição e por serem os mais diversos e mais abundantes de todas as famílias de insetos, além de ocuparem uma grande variedade de nichos, com diferentes as espécies exibindo diferentes comportamentos alimentares e estilos de vida (Bazzanti et al. 1997; Franquet, 1999; Bazzanti, 2000).

Esta família começou a ser estudada em lagos temperados por August Thienemann que verificou, já em 1915, a relação de determinados gêneros com a concentração de oxigênio e densidade fitoplanctônica (produção do lago). Seus estudos mostraram que larvas do gênero *Chironomus*, dominavam a fauna em lagos de fundo anóxico e com elevada produtividade fitoplanctônica devido aos nutrientes das atividades agrícolas na bacia de drenagem, enquanto o gênero *Tanytarsus* era característico em ambientes de baixa produtividade fitoplanctônica e sem eventos anóxicos.

A variedade de condições sob as quais os Chironomidae são encontrados é a mais extensa que a de qualquer outro grupo de insetos aquáticos. Quase a gama completa de gradientes de temperatura, pH, salinidade, concentração de oxigênio, velocidade de corrente, profundidade, produtividade, altitude, latitude, e outros tem sido explorado, pelo menos para algumas espécies de Chironomidae. A grande amplitude ecológica apresentada por esta família está relacionada às adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais encontradas entre seus membros (Ferrington et al. 2007).

A utilização dos gêneros de Chironomidae na avaliação e classificação de ecossistemas aquáticos (Callisto et al. 2001; Helson et al. 2006; Koperski, 2009) não se

baseia apenas em aspectos estruturais (riqueza, diversidade, entre outros), mas também em aspectos funcionais, com a categorização em grupos tróficos funcionais. Esta categorização consiste na análise funcional de alimentação de invertebrados aquáticos com base em mecanismos morfo-comportamentais de aquisição de alimentos. Assim, a alteração de dominância relativa nas categorias de recurso alimentar, conduz a uma correspondente mudança nas relações dos diferentes grupos tróficos funcionais. Dessa forma, a análise de GTF é sensível ao padrão normal de mudanças geomorfológicas e biológicas que ocorrem nos ecossistemas, bem como as alternâncias nesses padrões resultantes do impacto humano (Merritt & Cummins, 2007).

Outra característica que torna esse grupo importante para avaliação dos ecossistemas aquáticos é a composição taxonômica de Chironomidae tanto em ambientes lênticos como lóticos, que pode ser afetada diretamente pela produtividade primária (concentração de clorofila *a*) (Higuti et al. 2005), poluição química (Janssens de Bisthoven & Gerhardt, 2003; Moussavi et al. 2003), enriquecimento de nutrientes agrícolas e municipais (Rae, 1989; Kornijow & Lachowska, 2002; Callisto et al. 2002), hidrodinâmica e pulso de inundação dos ecossistemas aquáticos (Higuti & Takeda, 2002), enriquecimento por matéria orgânica suspensa (Grzybkowska et al. 1996) e mudança do uso da terra na área de drenagem (Moore & Palmer, 2005). Além disso, certos grupos são característicos de ambientes lênticos ou lóticos, frios ou quentes e de águas ricas ou pobres em oxigênio (Oliver, 1971).

### **1.3. Ecologia de lagos rasos**

Sistemas rasos usualmente ocorrem em áreas de planície, principalmente em associação a mudanças sazonais em regimes de inundação de rios. Milhões de corpos d'água menores que 100ha ocorrem, e pequenos lagos e lagoas (0,1 – 10ha) representam a maior parte da área lacustre do mundo (Meerhoff & Jeppesen, 2010). No Brasil a atividade geológica da enorme rede hidrográfica é responsável pela formação da maioria dos lagos brasileiros e estes são, geralmente, ecossistemas pequenos e com pouca profundidade (Esteves, 2011).

Os lagos rasos podem ser definidos como corpos de água mais ou menos permanentes que são rasos o suficiente para permitir a penetração de luz até o fundo. Sistemas rasos também são definidos como polimíticos, implicando na circulação total da coluna d'água constantemente ou por longos períodos não ocorrendo estratificação térmica de longa duração no verão (Meerhoff & Jeppesen, 2010).

Esse tipo de sistema, por apresentar tais características, pode ser largamente colonizado por macrófitas e estas influenciam radicalmente seu funcionamento. As macrófitas fornecem refúgio para pequenos animais contra predação, muda a dinâmica de nutrientes do sistema, e previne a ressuspensão do sedimento (Scheffer, 1998). Além disso, é frequentemente caracterizado por uma grande zona litorânea que mantém uma forte interação com a zona pelágica favorecendo, então, uma alta riqueza de espécies (Meerhoff & Jeppesen, 2010).

A importância das macrófitas aquáticas só começou a ser reconhecida a partir da década de 60 quando se passou a observar que a maioria dos ecossistemas aquáticos são rasos e a pesquisá-los, onde até então as pesquisas eram voltadas aos ambientes aquáticos temperados em geral profundos e pouco propícios a colonização por macrófitas (Thomaz & Esteves, 2011). Atualmente se reconhece que as macrófitas aquáticas constituem uma das principais comunidades de ecossistemas límnicos por contribuírem para a diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade (Esteves, 2011; Wetzel, 1993).

As macrófitas aquáticas afetam as características físicas e químicas da água e do sedimento, influenciam a ciclagem de nutrientes, representam uma fonte de matéria orgânica para bactérias, invertebrados e vertebrados, tanto enquanto vivas como mortas (detritos) e, principalmente, alteram a estrutura espacial dos ecossistemas aquáticos pelo aumento da complexidade espacial dos habitats (Thomaz & Esteves, 2011).

A estrutura do habitat desempenha um papel importante na determinação da diversidade de espécies, com os habitats fisicamente mais complexos em geral mais diversos (Bell et al. 1991). Esta complexidade é utilizada como um preditor de riqueza de espécies sobre uma vasta gama de escalas espaciais, a partir de plantas aquáticas individuais (e.g. Jeffries, 1993; Taniguchi, Nakano & Tokeshi, 2003). Assim, a presença da vegetação num ecossistema aquático resulta num aumento considerável da área disponível para a colonização por invertebrados (Pinder, 1995).

Estes lagos possuem uma dinâmica particular de nutrientes. Devido à sua localização em áreas de encostas suaves e solos férteis, a carga de nutrientes é geralmente maior do que em lagos profundos. Além disso, devido à maior temperatura que tem seus sedimentos no verão, a taxa de reciclagem de matéria orgânica é comparativamente mais elevada (Jeppesen et al. 1997). A intensa interação água-sedimento dá uma dimensão extra para o problema da eutrofização. Grande parte do fósforo que foi absorvido por sedimentos durante a eutrofização pode ser liberado para a

coluna de água mais tarde por causa da contínua ressuspensão do fundo pelos ventos (Scheffer, 1998).

Os lagos rasos são muito utilizados para exemplificar a teoria de estados estáveis alternativos uma vez que são mais fáceis de manipular que lagos profundos (Jeppesen et al. 1997). Alguns autores como Scheffer (1998) e Beisner et al. (2003) citaram a existência de dois grandes estados alternativos, um dominado por macrófitas aquáticas submersas e folhas flutuantes e outro dominado por fitoplâncton. No estado de águas claras o ambiente fica dominado por macrófitas, e estas retardam o crescimento das algas. No estado turbido, dominado por fitoplâncton, os nutrientes são retidos no fito que cresce rapidamente sombreando as macrófitas e impedindo o desenvolvimento destas (Peckham et al. 2006). No entanto, mais recentemente Meerhoff & Jeppesen (2010) consideram outro estado alternativo estável, representado pela dominância de plantas flutuantes. Isto pode ocorrer em altas concentrações de nutrientes e geralmente elevada estabilidade da coluna d'água.

Uma mudança de regime pode acontecer devido a diferentes mecanismos, como um impacto drástico no sistema, ou uma mudança gradual em alguma condição externa importante (Scheffer & Jeppesen, 2007). Segundo van Ness et al. (2007), os estados alternativos em lagos rasos pode torna-se cíclico em condições particulares e também sugerem que eventos externos podem desencadear as mudanças. Eventos naturais como alterações no nível da água, fortes tempestades, ou mortalidade de peixes também podem causar uma mudança entre os estados estáveis alternativos (Scheffer, 1998).

Para compreensão das articulações da cadeia alimentar, bem como características biogeoquímicas e, posteriormente, a qualidade da água é necessário a caracterização do estado trófico dos ecossistemas aquáticos (Smith, 2003). Os primeiros pesquisadores a desenvolver uma tipologia para lagos foram Einer Naumann e August Thienemann, ainda no final do século 19 e início do século 20. Estes autores usaram critérios qualitativos sendo que lagos oligotróficos eram aqueles com pouca produtividade e águas claras e lagos eutróficos aqueles com alta produtividade e água esverdeada devido ao fitoplâncton. Além desses um outro tipo definido como distrófico teria baixa condutividade e águas amarronzadas devido a substâncias húmicas dissolvidas (Lampert & Sommer, 2007).

Como resultado do estudo da OCDE (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico), tem havido tentativas para substituir a tipologia

qualitativa de lagos por critérios quantitativos, como por exemplo a concentração de fósforo (P-total) durante a circulação primaveril. No entanto, a condição trófica de um lago é basicamente um fenômeno biológico. Assim, a condição trófica não pode ser ilustrada por um simples fator, mas outros fatores, por exemplo, esgotamento de O<sub>2</sub> no hipolimnio, produção primária, larvas de Chironomidae, devem ser considerados (Lampert & Sommer, 2007).

Os maiores esforços dos pesquisadores para definir estado trófico têm sido associados com a pesquisa sobre o controle da eutrofização cultural de lagos. Para os países da Comunidade Européia, os esforços para estabelecer padrões de classificação de águas interiores, particularmente de lagos, são fornecidos pela Water Framework Directive (WFD), proposta por um grande grupo de pesquisadores atuantes em vários países. Estes esforços têm-se centrado principalmente na produção primária, indiretamente indicada pela quantidade de clorofila planctônica, o grau de transparência da água e massa total de nutrientes na coluna de água do lago (Carvalho et al. 2008; Sondergaard et al. 2005; Phillips et al. 2008). Sondergaard et al. (2005) mostraram que, ao longo de um gradiente de P total, os indicadores que responderam melhor a eutrofização foram biomassa de cianófitas, cobertura de macrófitas submersas, número de peixes e clorofila-*a*.

Claramente, a classificação de lagos na WFD deve, eventualmente, ser baseada em indicadores biológicos, mas o fósforo total (TP) é o principal estressor ambiental e o principal fator determinante para inúmeras variáveis biológicas, e também é utilizado na atual classificação de lagos (Vollenweider & Kerekes, 1982; Wetzel, 2001).

#### **1.4. Área de estudo**

A formação da planície costeira Rio Grande do Sul (Figura 1) se deu a partir de transgressões e regressões marinhas que resultaram em importantes eventos deposicionais ao longo do litoral do Rio Grande do Sul formando duas grandes restingas costeiras (São José do Norte e Rio Grande), separadas pela embocadura da Lagoa dos Patos (Vieira & Rangel, 1983).

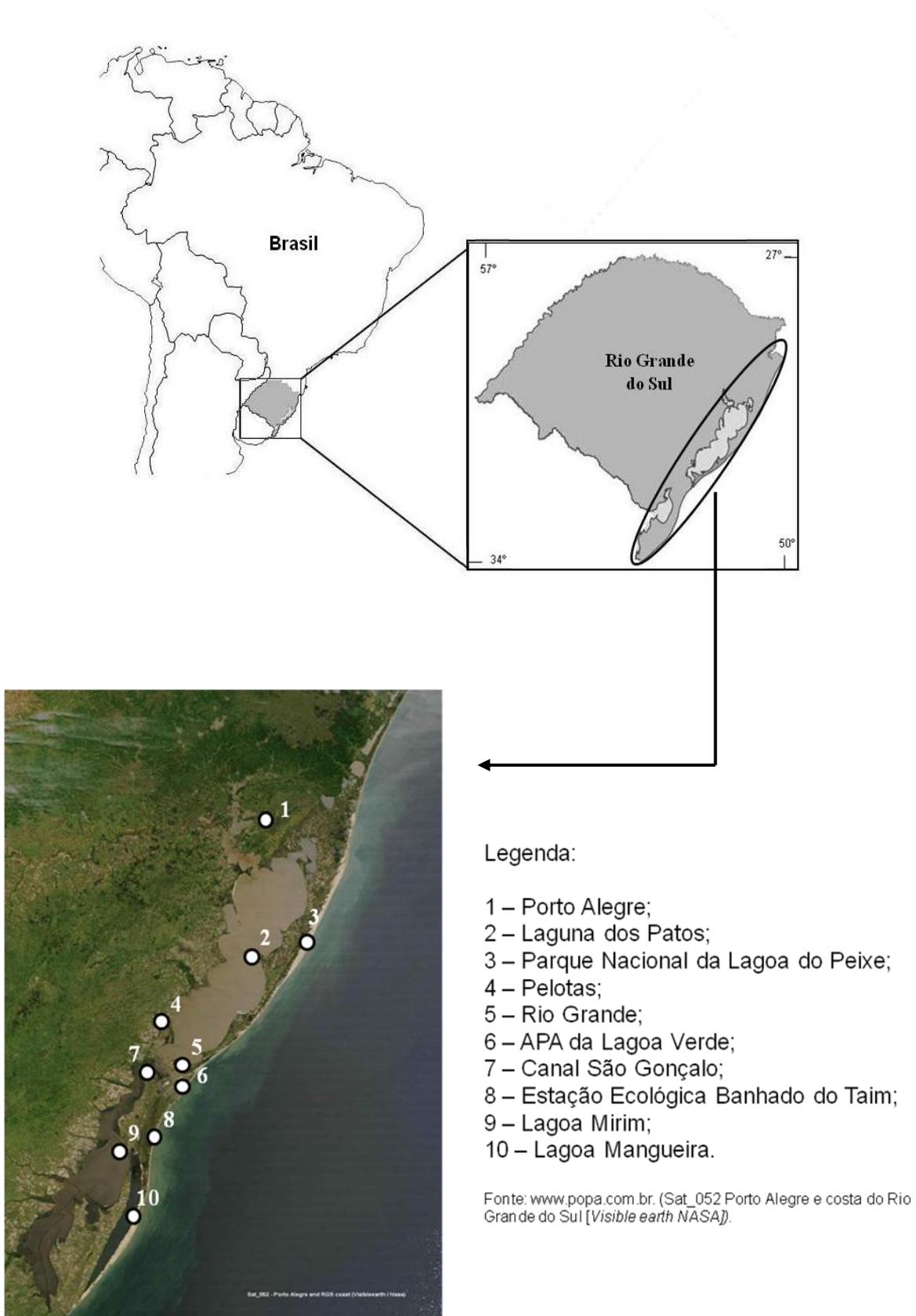
Essa planície corresponde à parte emersa da bacia sedimentar de Pelotas e ao longo de toda sua extensão encontram-se alinhadas inúmeras lagoas interiores, isoladas, em ambientes de colmatação de idade quaternária. Sua evolução progressiva foi

ligando partes das ilhas através de pontas, deixando áreas deprimidas internas, em feições lacustres, ou seja, pequenas lagoas de colmatagem (Vieira, 1984).

De acordo com Vieira & Rangel (1988), a hidrografia da planície costeira do Rio Grande do Sul constitui um sistema altamente dinâmico, complexo e de modificações rápidas, sendo composta por lagoas interiores, de diferentes tamanhos, banhados e arroios. Nestes sistemas predominam as reduzidas profundidades, o que os tornam mais suscetíveis à entrada de material alóctone e desenvolvimento de comunidades vegetais (Vieira & Rangel, 1983). O solo da região, intercalado por camadas permeáveis e impermeáveis, propicia desenvolvimento de lençóis freáticos superficiais, permitindo a ocorrência de lagoas temporárias em ocasiões de elevados volumes pluviométricos (Krusche et al., 2002).

O clima é classificado como Cfa - subtropical úmido, na classificação de Köppen. As médias anuais de temperatura do ar variam entre 13°C (inverno) e 24°C (verão). A precipitação pluviométrica, entre 1200 e 1500 mm, apresenta marcadas variações anuais relacionadas ao padrão e frequência das frentes frias, bem como aos efeitos do ciclo “El Niño” sobre o clima global (Klein, 1998).

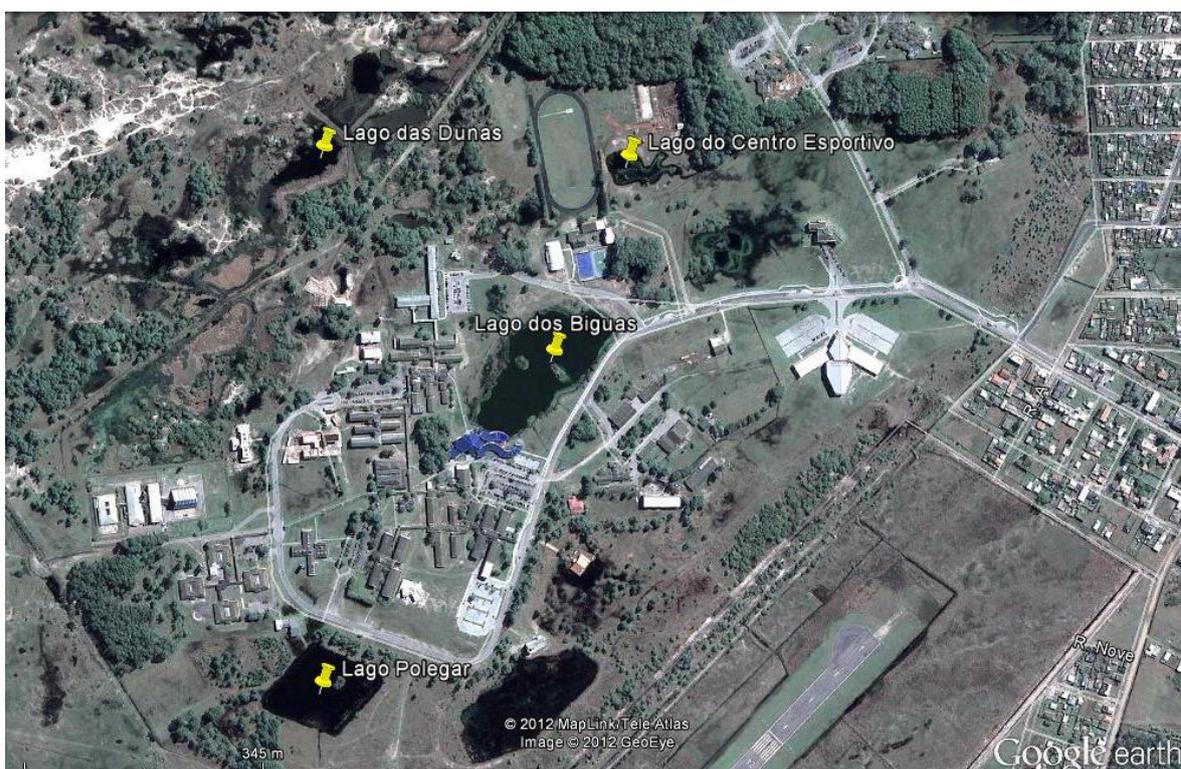
A vegetação, segundo Waechter (1990; 1992), é composta por um mosaico de diferentes comunidades: vegetação pioneira (em dunas e banhados), de campos arenosos (secos e úmidos), savânicas (butiazais) e florestais (pluviais, ciliares, arenosas e paludosas).



**Figura 1.** Localização da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil.

O município de Rio Grande ( $32^{\circ}01'40''\text{S}$  e  $52^{\circ}05'40''\text{W}$ ) está localizado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Seu território compreende uma faixa de terras baixas, na restinga do Rio Grande a sudoeste (SW) da embocadura da Lagoa dos Patos. Caracterizado por baixas cotas altimétricas Rio Grande é geologicamente uma estrutura sedimentar marinha e continental, intercalando ambientes lagunares e deltaicos, de idade quaternária. Por se tratar de uma bacia de sedimentação recente e com características marcantes de colmatagem em evolução, não apresenta condições para a presença de rios, sendo que somente arroios e lagoas fornecem os elementos necessários para a rede hidrográfica interna do município (Vieira e Rangel, 1983).

O *campus* Carreiros da Universidade Federal do Rio Grande ( $32^{\circ} 04' 43'' \text{ S}$  e  $52^{\circ} 10' 03'' \text{ W}$ ) (Figura 2) situado na cidade de Rio Grande foi cedido pela Prefeitura Municipal do Rio Grande à Universidade, na década de setenta, para a construção de suas instalações.



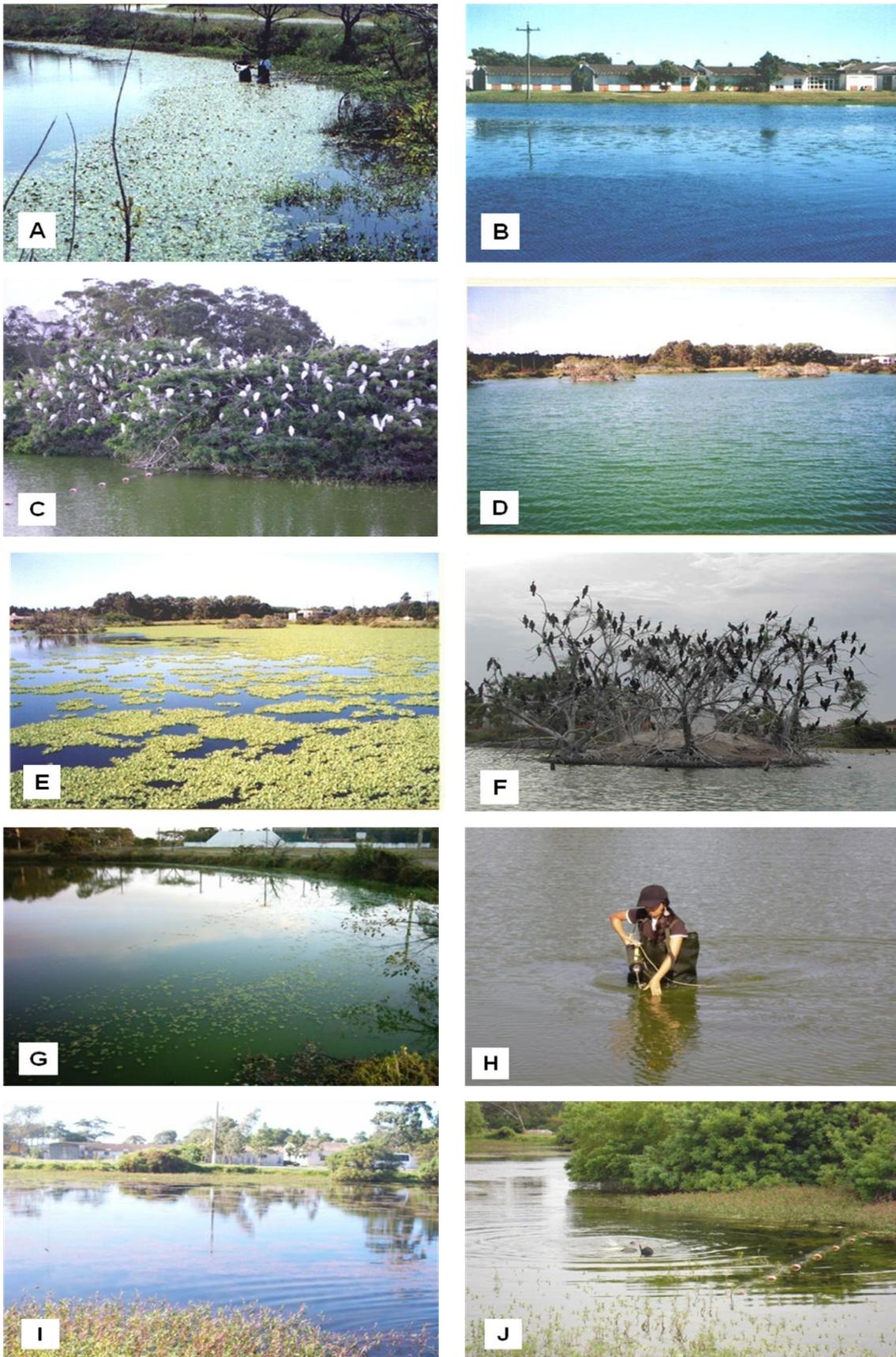
**Figura 2.** Localização dos lagos estudados no *campus* Carreiros da Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

Atualmente o campus apresenta-se constituído por campos de dunas, áreas florestadas, campos limpos, além de áreas edificadas. Entre estas, encontram-se um conjunto de pequenos corpos de água naturais e artificiais, e uma extensa área que durante os períodos de elevada precipitação, permanece com o solo saturado.

Vários estudos já foram realizados nos lagos do *campus* constatando diferentes características limnológicas (Albertoni et al., 2005; Trindade et al. 2008a; Trindade et al. 2009). O presente estudo foi desenvolvido em quatro lagos localizados neste *campus* (Figura 2). Estes ambientes apesar de sua proximidade apresentam características tróficas distintas desde oligotrofia a eutrofia.

O Lago dos Biguás (32° 04' 24'' S e 52° 09' 54'' W) tem uma área de aproximadamente 1.5 ha e a profundidade varia de acordo com a pluviosidade, mas não ultrapassa os 2m (Figura 3). Apresenta tipologia entre eutrofia e hipereutrofia, com elevadas concentrações de OD durante o dia e baixas a noite, pH variando entre ácido e alcalino, e condutividade elétrica alta. Recebe grande aporte de material fecal das aves que pernoitam nas duas ilhas em seu interior. Suas margens são colonizadas por diversas espécies de macrófitas aquáticas, sendo circundado por gramíneas e arbustos, que não oferecem restrição a ação dos ventos, nem a penetração da luz solar (Albertoni et al. 2005).

Este lago ao longo de 10 anos de monitoramento (Figura 3), apresentou períodos de águas túrbidas e águas claras intercalado por eventos de mortandade de peixes, alternando-se os produtores primários dominantes entre florações de fitoplâncton, crescimento excessivo da macrófita flutuante *Pistia stratiotes*, e crescimento de bancos da macrófita submersa *Potamogeton pectinatus* e da macroalga *Chara* sp.



**Figura 3.** Lago dos Biguás, monitoramento durante 10 anos. A - ano 2000, B - ano 2001, C - ano 2002, D e E - ano 2003, F - ano 2004, G - ano 2005, H - ano 2007, I - ano 2009, J - ano 2010. (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).

O Lago Polegar (32° 4' 40'' S e 52° 10' 07'') possui uma área de aproximadamente 1ha, com profundidade máxima de 1,5m, com baixa produtividade primária e baixa concentração de nutrientes (N e P total), demonstrando um padrão oligo-mesotrófico, pois, apesar dos valores de concentrações de nutrientes se encontrarem nesta faixa, o mesmo apresenta uma alta transparência, pequena variação diária de OD, o pH se mantém próximo ao neutro, apresenta baixa concentração de clorofila-*a* e baixa condutividade elétrica (Furlanetto, 2008). Seu entorno é formado por gramíneas, sendo que próximo ao lago e em margens opostas são encontrados dois pequenos bosques de *Pinnus* sp. e *Acacia* sp. A vegetação aquática tem predomínio da macrófita enraizada *Nymphoides indica* e emergente *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják (Furlanetto et al., 2008) (Figura 4).



**Figura 4.** Lago Polegar, demonstrando os estandes da macrófita *Nymphoides indica* e o entorno (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).

O Lago do Centro Esportivo (32° 4' 15'' S e 52° 09' 54'' W), segundo Ramos e Palma-Silva (2008), costuma apresentar 100% de transparência com produtividade baixa em comparação com o Lago dos Biguás, se mostrando em um estado de oligotrofia. Este lago não possui vegetação arbustiva ao seu redor e é colonizado pela macrófita aquática *Nymphoides indica* (Figura 5).



**Figura 5.** Lago do Centro Esportivo com seus estandes de *N. indica*.(Fotos: Laboratório de Limnologia – FURG)

O Lago das Dunas ( $32^{\circ} 04' 15''$  S e  $52^{\circ} 10' 07''$  W) é assim chamado porque fica situado junto a um cordão de dunas. De acordo com Vieira e Rangel (1983) estas dunas estão dispostas no sentido transversal à linha da praia marinha e paralelas às margens lagunares. Segundo Trindade (2008) esse lago apresenta transparência elevada da água, baixa profundidade e sofre grande influência do padrão de precipitação sazonal. Por apresentar concentrações de clorofila-*a* intermediária, se comparada com o Lago dos Biguás e Polegar, e por possuir pequena flutuação do oxigênio dissolvido, pode ser considerado mesotrófico. A heterogeneidade espacial do Lago das Dunas propicia uma das mais belas paisagens do *campus*, principalmente por apresentar amplos e diversificados estandes de macrófitas aquáticas, constituídos por diferentes grupos ecológicos. Destacam-se pela abundância as espécies *Typha domingensis*, *Nymphoides indica*, *Salvinia herzogii* e algumas espécies dos gêneros *Utricularia* e *Chara* (Pereira et al. 2012) (Figura 6).



**Figura 6.** Lago das Dunas, em evidência os estandes das macrófitas *Salvinia herzogii* e *Typha domingensis* (Fotos: Laboratório de Limnologia – FURG).

## **2. Hipóteses**

As hipóteses que nortearam esta dissertação foram:

- A composição de Chironomidae pode ser utilizada como indicadora da variação nas características abióticas na alternância de estados alternativos de lagos rasos subtropicais, através da análise de sua riqueza e estrutura trófica.
- A complexidade estrutural das plantas aquáticas influencia na biodiversidade de Chironomidae em lagos com diferentes características ambientais.

## **3. Objetivos**

### **3.1. Objetivo geral**

- Descrever a composição e estrutura da assembleia de Chironomidae durante um período de 10 anos e sua resposta frente a mudança de estados alternativos e verificar se a estrutura das plantas aquáticas tem influência sobre esta assembleia nos diferentes lagos estudados.

### **3.2. Objetivos específicos**

#### **Manuscrito 1.**

- Verificar se em um lago raso eutrófico, as características abióticas, com alternância de estados alternativos, têm influência sobre a assembleia de Chironomidae.

#### **Manuscrito 2.**

- Verificar se a composição e a distribuição de grupos tróficos funcionais de gêneros de Chironomidae são influenciados pelas características ambientais e/ou estrutura das macrófitas aquáticas em quatro lagos.

## **4. Metodologia Geral**

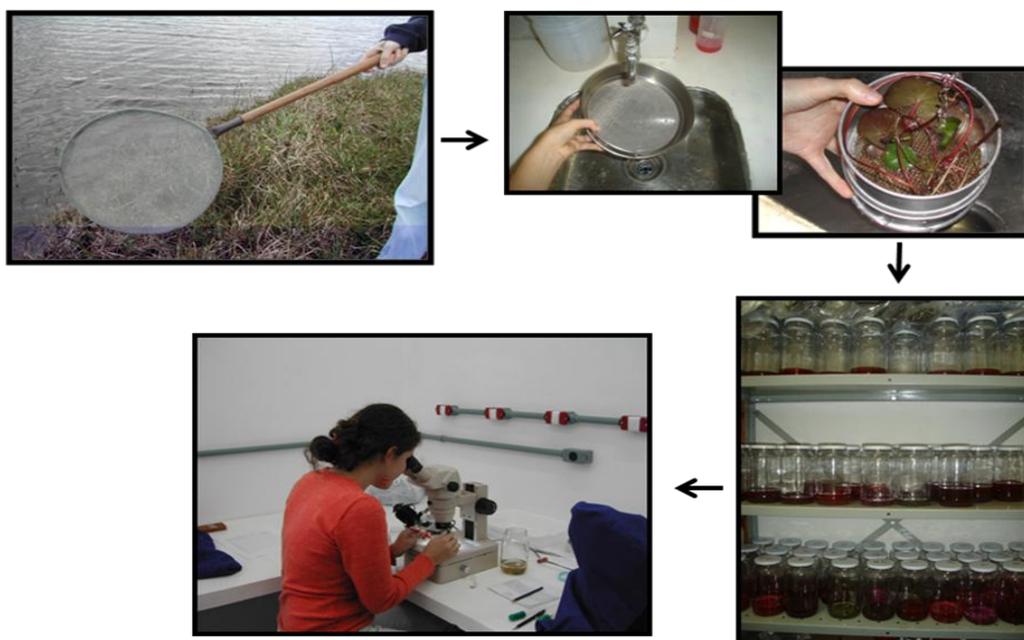
### **4.1. Dados utilizados**

Os Chironomidae utilizados neste estudo são provenientes de estudos anteriores com fauna associada à macrófitas. No estudo realizado apenas no Lago dos Biguás foram utilizadas macrófitas vivas e detritos. As amostras são datadas desde 2000 até 2010 e obtidas da Coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais do laboratório de Limnologia do ICB-FURG. No total obteve-se 42 amostras (entre os anos de 2000 a

2005, 2007, 2008, 2009 e 2010). Para o estudo entre os quatro lagos foram analisados apenas os anos 2005, 2007 e 2010 utilizando-se apenas macrófitas vivas. No Lago Polegar obteve-se 5 amostras, Lago do Centro Esportivo 6, Lago das Dunas 13, e Lago dos Biguás 9 amostras. As coletas obedeceram um padrão sazonal, sendo que em alguns ambientes foram realizadas mensalmente.

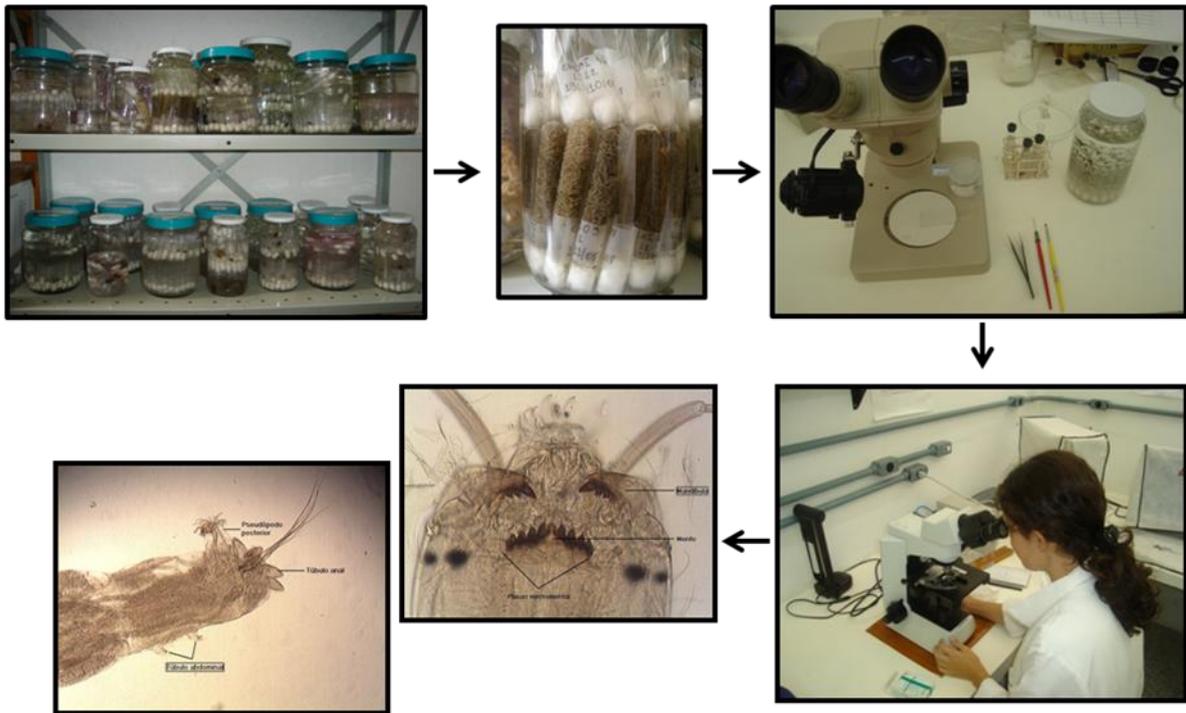
#### 4.2. Procedimento de coleta

O procedimento de coleta das macrófitas é realizado através de rede de 250 $\mu$  de área conhecida. As plantas são armazenadas em sacos plásticos, identificadas e levadas ao laboratório para posterior lavagem. No laboratório a separação dos organismos, descrito em Albertoni et al. (2007), consiste de lavagem em água corrente sob peneira de 250 $\mu$ . Os macroinvertebrados são conservados em álcool 80% para posterior triagem em microscópio estereoscópico (Figura 7).



**Figura 7.** Procedimento de coleta de macrófitas. Coleta das macrófitas do lago com rede, lavagem em água corrente, macroinvertebrados conservados em álcool e triagem em estereomicroscópio (Fotos: Laboratório de Limnologia, FURG).

Para identificação dos gêneros de Chironomidae foram montadas lâminas provisórias de glicerina em estereomicroscópio e observadas em microscópio óptico. Os gêneros identificados foram depositados na Coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais do Laboratório de Limnologia do ICB da FURG (Figura 8).



**Figura 8.** Procedimento de identificação dos gêneros de Chironomidae. Larvas retiradas da coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais, montadas lâminas provisórias com glicerina em estereomicroscópio e identificadas em microscópio óptico.

As variáveis ambientais foram oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade, clorofila-*a* e nutrientes (N e P-total) e obtidas a partir dos dados de monitoramento e trabalhos desenvolvidos nestes ambientes ao longo do período estudado.

#### **4.3. Análise de dados**

No estudo a longo prazo realizado no Lago dos Biguás foi executada uma ANOVA (dados  $\log(x+1)$  transformados) com teste *post hoc* de Tukey-Kramer a priori para comparar as médias de abundâncias entre os anos e entre as estações do ano. Os resultados demonstraram não haver diferença significativa entre as estações do ano ( $gl=22$ ;  $F=1,17$ ;  $p=0,50$ ), e desta forma as análises estatísticas foram feitas tomando como unidades amostrais os anos de coleta.

Após identificação e contagem, para eliminar os efeitos de esforços das coletas sobre o número de indivíduos coletados foram calculadas para cada ano as riquezas esperadas, utilizando o método de rarefação (Magurran, 1988). A frequência relativa para cada gênero, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) também foram calculadas. Os gêneros foram categorizados em grupos tróficos funcionais (GTF) segundo Ferrington et al. (2007). A semelhança quanto à

composição dos gêneros entre os anos foi analisada com similaridade de Jaccard e para verificar a similaridade entre os anos com base nas abundâncias dos gêneros foi aplicada Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS, distância de Bray Curtis).

A contribuição das variáveis ambientais (fósforo total (Pt), nitrogênio total (Nt), chlorofila-*a* (*Chl-a*), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura(T°C)) para a distribuição dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos foi avaliada através da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Para o estudo sobre se a composição e distribuição de grupos tróficos funcionais de gêneros de Chironomidae nos quatro lagos são influenciados pelas características ambientais e/ou estrutura das macrófitas aquáticas novamente foram calculadas para cada lago e para cada planta a riqueza esperada usando método de rarefação (Simberloff, 1972) para eliminar os efeitos de esforços das coletas sobre o número de indivíduos coletados. Também a frequência relativa para cada gênero em cada ano por lago e a frequência relativa dos GTF por lago e por planta; diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) tanto por lago como por plantas.

A semelhança quanto à composição dos gêneros entre os lagos foi analisada com similaridade de Jaccard. Foi aplicada análise de variância multivariada (MANOVA) para verificar se existe diferença entre os lagos e entre as plantas em relação às abundâncias médias dos gêneros.

A fim de analisar se a complexidade das plantas influencia na biodiversidade de Chironomidae também foi utilizada similaridade de Jaccard para verificar a semelhança entre composição de gêneros em relação as plantas, e uma análise de Cluster com distância Euclidiana para verificar a similaridade entre as plantas e os GTFs colonizadores. A realização da MANOVA considerou três fatores: *Nymphoides indica* como menos complexa, *Salvinia herzogii* e *Pistia stratiotes* de complexidade intermediária, e *Chara* sp. e *Potamogeton pectinatus* mais complexa para verificar se existe diferença significativa quanto as abundâncias médias de gêneros de Chironomidae entre essas plantas. A determinação da complexidade das plantas seguiu classificação proposta por Thomaz et al. (2008) em que plantas como *Nymphaea amazonum* são consideradas de estrutura simples e macrófitas submersas de alta complexidade. Nesta classificação, consideramos as plantas flutuantes como de complexidade intermediária.

Os seguintes programas estatísticos foram utilizados no desenvolvimento desta dissertação: o *software* Primer 6 Beta foi usado para calcular a diversidade de

Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e riqueza rarefeita. A similaridade de Jaccard, NMDS e análise de Cluster foram realizadas a partir do programa Past versão 1.8 e o programa R (The R Development Core Team, 2009) usando funções do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2010) para MANOVA e ANOVA.

## 5. Referências Bibliográficas

- ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C., VEIGA, C. C., 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada às macrófitas aquáticas *Nymphoides indica* e *Azolla filiculoides* em dois lagos subtropicais (Rio Grande, RS, Brasil). *Acta Biologica Leopondensia.*, v. 27, n. 3, p. 137-145.
- ALBERTONI, E. F., PRELLVITZ, L. J. & PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology.* v. 67, p. 499-507.
- BAILEY, R.C.; KENNED, M.G.; DERVISH, M.Z.; & TAYLOR, R.M. 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology.* v. 39, p. 765-774.
- BATISTA, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensia*, v. 12, n. 3, p. 425-441.
- BAZZANTI, M., SEMINARA, M. & BLDÓN, S. 1997. Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology.* v.21, p. 213-222.
- BAZZANTI, M. 2000. Ecological requirements of chironomids (Diptera: Chironomidae) on the soft bottom of the River Arrone, Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology.* v. 15, p. 397-409.
- BELL, S. S., MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. 1991. Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space. Chapman & Hall, London.
- BEISNER, B. E, HAYDON, D. T. & CUDDINGTON, K. 2003. Alternative stable states in ecology. *Ecology Environmental.* v. 1, n.7, p. 376-382.
- CAIRNS, J. & PRATT, J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic Macroinvertebrates. Pp 10-17. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H., (eds.), *Freshwater Biology and Benthic Macroinvertebrates.* Chapman & Hall, New York.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos.* v. 6, n.1, p. 71-82.

- CALLISTO, M., MORENO, P., GONÇALVES Jr, J. F., LEAL, J. J. F. & ESTEVES, F. A. 2002. Diversity and Biomass of Chironomidae (Diptera) Larvae in an Impacted Coastal Lagoon in Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*. São Carlos, v. 62, n. 1, p. 77-84.
- CARVALHO, L., SOLIMINI, A., PHILLIPS, G., VAN DEN BERG, M., O-P. PIETILÄINEN, O-P., SOLHEIM, L. A., POIKANE, S. & MISCHKE, U. 2008. Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. *Aquatic Ecology*. v. 42, p. 203-211.
- ESTEVES, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- FERRINGTON Jr, L. C., BERG, M. B. & COFFMAN, W. P. 2007. Chironomidae. Pp. 847-1003. In: Merrit, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B., (eds.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. 4ª ed. 1158p.
- FRANQUET, E. 1999. Chironomid assemblage of a Lower-Rhone dike Field: relationships between substratum and biodiversity. *Hydrobiologia*. v. 397, p. 212-231.
- FURLANETTO, L. M., TRINDADE, C. R. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2008. Variação limnológica nictemeral e sazonal em um pequeno lago raso subtropical (RS, Brasil). In: Anais do Seminário de estudos limnológicos em clima subtropical. Rio Grande, Brasil.
- GRZYBKOWSKA, M., TEMECH A. & DUKOWSKA, M. 1996. Impact of long-term alterations of discharge and spate on the chironomid community in the lowland Widawka River (Central Poland). *Hydrobiologia*. v. 324, p. 107-115.
- HELSON, J. E.; WILLIAMS, D. D. & TURNER, D. 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, v. 559, p. 413-431.
- HIGUTI, J. & TAKEDA, A. M. 2002. Spatial and temporal variation in densities of Chironomidae larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v. 62, n. 4B, p. 807-818.
- HIGUTI, J., ZVIEJKOVSKI, I. A., TAKAHASHI, M. A. & DIAS, V. G. 2005. Chironomidae Indicadora do Estado Trófico em Reservatórios. Pp. 135-145. In:

- Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C., (eds.). *Biocenose em Reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima. 321p.
- JANSSENS DE BISTHOVEN, L. & GERHARDT, A. 2003. Chironomidae fauna in three small streams of Skania, Sweden. *Environ. Monit. Assess.* v. 83, p. 89–102.
- JEFFRIES, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos*. v. 67, p. 142–148.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., SONDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., PEDERSEN, L. J. & JENSEN, L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*. v. 342/343, p. 151-164.
- KARR, J.R. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of Rivers to guide landscape management. *River Ecology and Management: lessons from the Pacific Coastal Ecorregion* (Eds R. J. Naiman and R. E. Bilby), p. 502-528. Springer-Verlag, New York.
- KARR, J. R. & CHU, E. W. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*. v. 422/423, p. 1-14.
- KLEIN, A. H. F. 1998. Clima Regional. In: Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Editora Ecoscientia, Rio Grande, pp. 5-7.
- KLEINE, P. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. *Acta Limnológica Brasiliensia*. v. 17, n. 1, p. 81-90.
- KOPERSKI, P. 2009. Reduced diversity and stability of chironomid assemblages (Chironomidae, Diptera) as the effect of moderate stream degradation. *Polish Journal of Ecology*. v. 57, n. 1, p. 125-138.
- KORNIJOW, R. & LACHOWSKA, G. 2002. Effect of treated sewage on benthic invertebrate communities in the upland Bystrzyca Lubelska river. Pp. 45–52. In: *River biomonitoring and benthic invertebrate communities*. (eds.) A. Kownacki, H. Soszka, T. Fleituch, D. Kudelska. Inst. Envir. Protection, K. Starmach Inst. Freshwater Biology. PAS, Krakow.
- KRUSCHE, N., SARAIVA, J.M.B. & REBOITA, M.S. 2002. Normais climatológicas provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. Rio Grande. 104 p.

- LAMPERT, W. & SOMMER, U. 2007. Limnoecology: the ecology of lakes and streams. 2<sup>a</sup>ed. New York: Oxford University Press. 335p.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. 179 p.
- MEERHOFF, M & JEPPESEN, E. 2010. Lakes and reservoirs: pollution, management and services. Pp. 343-375. *In: LIKENS, G.E. (ed). Lake Ecosystem Ecology*. Elsevier. 463p.
- MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. 2007. Trophic Relationships of Macroinvertebrate. Pp. 585-601. *In: Hauer, R. F. & Lamberti, G. A., (eds.). Methods in Stream Ecology*. Academic Press. 2<sup>a</sup> ed. 877p.
- MOUSAVI, S. K., PRIMICERIO, R., AMUNDSEN, P-A. 2003. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in subarctic watercourse. *The Science of the Total Environment*, v.307, p. 93–110.
- MOORE, A. A., PALMER, M. A. 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications*. v. 15, n. 4, p. 1169–1177.
- OLIVER, D. R. 1971. Life history of the Chironomidae. *Annual Reviews of Entomology*. v. 16, p. 211-230.
- PECKHAM, S.D., CHIPMAN, J. W.; LILLESAND, T.M. & DODSON, S.I. 2006. Alternate stable states and the shape of the lake trophic distribution. *Hydrobiologia* v.571, p. 401-407.
- PEREIRA, S. A, TRINDADE, C. R. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA. 2012. Aquatic macrophytes of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Check List*. v.8, n. 2, p. 187-191.
- PHILLIPS, G., PIETILÄINEN, O-P., CARVALHO, L. A., SOLIMINI, A., SOLHEIM, L.& CARDOSO, A. C. 2008. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*. v. 42, p. 213-226.
- PINDER, L.C.V. 1995. The habitats of chironomid larvae. *In: The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges* (P.D. Armitage, P.S. Cranston & L.C.V. Pinder, eds). Chapman & Hall, London, p. 107-135.
- RAE, J. G. 1989. Chironomid midges as indicators of organic pollution in the Scioto River basin. *Ohio J. Sci.* v. 89, p. 5–9.

- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Pp. 1-9. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V.H., (eds.). *Freshwater Biology and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- RAMOS, K. L. & PALMA-SILVA, C. 2008. Produtividade fitoplanctônica de lagos rasos subtropicais do campus Carreiros, FURG, Rio Grande, RS. Monografia de conclusão de curso. 42p.
- SCHEFFER, M. 1998. Ecology of Shallow Lakes. London: Chapman & Hall. 357p.
- SCHEFFER, M. & JEPPESEN, E. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems*. v.10, p.1-3.
- SMITH, V. H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environ. Sci. Poll. Res.* 10: 126 – 139.
- SMITH, R. F. & LAMP, W. O. 2008. Comparison of insect communities between adjacent headwater and mainstem stream in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*. v. 27, p. 161-175.
- SONDERGAARD, M., JEPPESEN, E., JENSEN, J. P. & AMSINCK, S. L. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*. v. 42, p. 616-629.
- TANIGUCHI, H., NAKANO, S. & TOKESHI, M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*. v.48, p. 718-728.
- THOMAZ, S. M., DIBBLE, E. D., EVANGELISTA, L. R., HIGUTI, J. & BINI, L. M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*. v. 53, p. 358-367.
- THORNE, R. S. J. & WILLIAMS, W. P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*. v. 37, p. 671-686.
- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A. 2011. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. P.p. 461-521. In: ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. 790p.
- TRINDADE, C. R. T. 2008. Biomassa, produtividade e nutrientes de *Salvinia herzogii* de la Sota e *Azolla filiculoides* Lam., em dois corpos d'água rasos subtropicais (Rio Grande, RS-Brasil). Dissertação de mestrado, PPG Biologia de Ambientes

- Aquáticos Continentais. Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande. 63pp.
- TRINDADE, C. R. T., ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C. 2008a. Alterações da qualidade da água de um lago raso subtropical, provocadas pelo crescimento de excessivo de *P. stratiotes* L. (Araceae). In: Anais do Seminário de Estudos Limnológicos em Clima Subtropical – CD. 13pp.
- TRINDADE, C. R. T., FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 21, n. 1, p. 35-44.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris, France.
- WETZEL, R.G., 1993. Limnologia. 2ª ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 1129p.
- WETZEL, R. G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems, Academic Press, San Diego, 1006p.
- VAN NESS, E. H., RIP, W. J. & SCHEFFER, M. 2007. A Theory for Cyclic Shifts between Alternative States in Shallow Lakes. *Ecosystems*. v. 10, p. 17-27.
- VIEIRA, E.F. 1984. Rio Grande do Sul: Geografia Física e Vegetação. Editora Sagra. Porto Alegre, 183p.
- VIEIRA, E.F. & RANGEL, S.S. 1983. Rio Grande: Geografia Física, Humana e Econômica. Sagra, Porto Alegre, 158 p.
- VIEIRA, E.F. & RANGEL, S.S. 1988. Planície costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica. Porto Alegre, editora Sagra, 256 p.
- WAECHTER, J. L. 1990. Comunidades vegetais de restingas do Rio Grande do Sul. In: Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Águas de Lindóia, São Paulo, ACIESP. v. 3, p. 228-248.
- WAECHTER, J. L. 1992. O epifitismo vascular na planície costeira do Rio Grande do Sul. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. Tese de doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.

**MANUSCRITO 1**

**“Variação temporal de Chironomidae durante um período de 10 anos em um lago raso subtropical (Sul do Brasil)”**

## **Varição temporal de Chironomidae durante um período de 10 anos em um lago raso subtropical (Sul do Brasil)**

**Abstract:** The family Chironomidae is distinguished by having a wide distribution, by species occupy different niches, different eating behaviors and showing tolerance to water quality. This study aimed to describe the variation in the composition and structure of this community for a period of 10 years in a subtropical eutrophic shallow lake, its association with alternative stable states in shallow lakes and environmental variables. An ANOVA (with Tukey post-test) with significance level of 95% was applied a priori to determine whether there were differences between the average abundances of the genera between years and/or seasonally and sampling units were defined as years. We calculated the Jaccard's similarity to see similarities in the composition of genera between years, and NMDS analysis to verify the similarity based on their abundances. To investigate the influence of environmental variables on the distribution of Chironomidae genera over the years has held a CCA. The community of Chironomidae differed both qualitative (Jaccard) and quantitatively (NMDS) over the years, reflecting the alternation of turbid waters to clear water in the last two years of study. The CCA showed that *Pseudochironomus*, *Rheotanytarsus*, *Beardius*, *Cricotopus* present in the years 2009 and 2010 in significant abundances, showed a negative correlation with the nutrients concentrations of  $\text{NH}_4^+$  and chl-*a*. Other genus like *Goeldichironomus* and *Polypedilum* were positively correlated with all environmental variables. The results show that the chironomid community was influenced by abiotic changes that occur between the states of turbid water and clear water, reaching the greatest diversity in a period of transition of these alternatives states. This suggests that the intermediate disturbance hypothesis could explain the greater diversity found in these periods. There was association of some genera with abiotic conditions. The results showed that Chironomidae can be used as an indicator for evaluating the quality of water in shallow lakes of subtropical regions.

**Keywords:** alternative states, diversity, community structure, bioindicators

**Resumo:** A família Chironomidae se destaca por apresentar uma ampla distribuição, por espécies ocuparem diferentes nichos, exibindo variados comportamentos alimentares e tolerâncias a qualidade da água. Este estudo objetivou descrever a variação na composição e na estrutura dessa comunidade durante um período de 10 anos, em um lago raso eutrófico subtropical, sua associação com os estados estáveis alternativos de lagos rasos e as variáveis ambientais. Uma ANOVA com pós-teste de Tukey com significância de 95% foi aplicada *a priori* para verificar se existiam diferenças entre as abundâncias médias dos gêneros interanualmente e/ou sazonalmente e ficaram definidas como unidades amostrais os anos. Foi calculada a similaridade de Jaccard para verificar semelhanças quanto à composição dos gêneros entre os anos, e a análise NMDS para verificar a similaridade com base em suas abundâncias. Para investigar a influência das variáveis ambientais na distribuição dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos foi realizada uma CCA. A comunidade de Chironomidae diferiu tanto qualitativa (Jaccard) como quantitativamente (NMDS) ao longo dos anos, refletindo a alternância do estado de águas turbas para o estado de águas claras nos dois últimos anos de estudo. A CCA mostrou que *Pseudochironomus*, *Rheotanytarsus*, *Beardius*, *Cricotopus*, presentes nos anos de 2009 e 2010 em abundâncias significativas, mostraram uma correlação negativa com concentração de nutrientes e chl-*a*. Já outros gêneros como *Goeldichironomus* e *Polypedilum* apresentaram correlação positiva com todas as variáveis ambientais. Os resultados evidenciam que a comunidade de Chironomidae foi influenciada por mudanças abióticas ocorridas entre os estados de águas turbas e águas claras, atingindo as maiores riquezas nos períodos de transição destes estados alternativos. Isto sugere que a hipótese do distúrbio intermediário possa explicar a maior diversidade detectada nestes períodos de transição. Foi encontrada associação de alguns gêneros com as condições abióticas. Os resultados mostraram que Chironomidae pode ser utilizado como indicador em avaliações da qualidade de água em lagos rasos subtropicais.

**Palavras-chave:** estados alternativos, diversidade, estrutura da comunidade, bioindicadores.

## **Introdução**

Um conceito central em biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é o estado ecológico da qualidade da água. Atualmente uma das ferramentas mais utilizadas para este fim é o monitoramento dos macroinvertebrados como indicadores de qualidade de água. Assim, esta abordagem vai além da utilização de parâmetros físicos e físico-químicos da água, que são comprovadamente insuficientes para mensurar sua qualidade. A relação com as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais durante um período de tempo mais amplo, refletindo as condições críticas que podem ter ocorrido durante esse período (Batista, 2008).

Dentre os invertebrados, os imaturos dos insetos aquáticos pertencentes à família Chironomidae (Diptera) ocupam uma grande variedade de nichos, com diferentes espécies exibindo diferentes comportamentos alimentares e estilos de vida (Bazzanti et al. 1997; Franquet, 1999; Bazzanti, 2000). Essa grande amplitude ecológica está relacionada com as várias adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais encontradas entre os membros da família (Ferrington et al. 2007). As espécies deste grupo apresentam adaptações a situações ambientais severas, como alta temperatura, pH, conteúdo de matéria orgânica sobre o sedimento e baixas concentrações de oxigênio (Callisto et al. 2002).

Pela sua abundância e ubiquidade, os quironomídeos têm sido utilizados como importante ferramenta de bioindicação em estudos sobre avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos (Callisto et al. 2001; Callisto et al. 2002; Helson et al. 2006; Würdig et al. 2007; Koperski, 2009). Segundo os autores, os aspectos estruturais da assembleia (riqueza, diversidade, entre outros), e aspectos funcionais

(categorização de grupos tróficos funcionais) são as abordagens que propiciam melhores resultados em relação a qualidade de água.

Os Chironomidae são o grupo mais abundante de macroinvertebrados, em número de espécies e indivíduos, encontrados na maioria dos habitats aquáticos de água doce (Cranston, 1995; Gessner & Guerreschi, 2000; Epler, 2001; Davanso & Henry, 2007). Dentre as 11 subfamílias registradas para Chironomidae, as subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae são cosmopolitas (Epler 2001, Trivinho-Strixino & Strixino, 1999; Fittkau, 2001). A estimativa da diversidade de espécies é de 8.000 a 20.000 em todo mundo (Coffman, 1995). Para ecossistemas de água doce, Ferrington (2008) estimou 339 gêneros e 4.147 espécies no mundo e na região Neotropical 154 gêneros e 618 espécies. No entanto, os números para a região Neotropical tendem a aumentar, uma vez que dados sobre a diversidade de insetos são notadamente subestimados para esta região (Balian et al. 2008).

No Estado do Rio Grande do Sul alguns trabalhos de grande escala espacial foram desenvolvidos a fim de aumentar o conhecimento sobre a diversidade desta família na região. Alguns exemplos são os estudos de Panatta et al. (2006) cujas amostragens foram em 23 zonas úmidas na planície costeira do Rio Grande do Sul, sendo registrados 23 gêneros, Panatta et al. (2007) amostraram 115 zonas úmidas em todo estado e encontraram 36 gêneros e o estudo de Würdig et al. (2007) no Sistema Hidrológico do Taim registrou 19 gêneros.

Downing & Duarte (2010) colocam que os lagos com área individual menor que 1ha cobrem cerca de 207 milhões de ha, e esta extensão é maior que aquela abrangida pelos grandes lagos. Estes pequenos lagos são normalmente rasos, e são muito importantes em situações locais para manutenção de biodiversidade e tamponamento hidrológico.

A teoria ecológica aplicada a lagos pequenos e rasos nas regiões temperadas sugere estados estáveis alternados entre águas claras, dominado por macrófitas submersas e baixas concentrações de nutrientes na coluna de água, e águas turbidas, onde as concentrações de, principalmente, fósforo total são elevadas, com predomínio do fitoplâncton (Scheffer, 1998). Estes estados alternativos alteram o funcionamento do ecossistema e a estrutura de suas comunidades (Peckham et al. 2006), pois o estado de águas turbidas apresenta grandes florações de fitoplâncton e perda das macrófitas submersas, com acentuada queda da qualidade da água e sua biodiversidade.

Mais recentemente, Meerhoff & Jeppesen (2010) consideram outro estado alternativo estável, representado pela predominância de plantas flutuantes com altas concentrações de nutrientes e geralmente elevada estabilidade da coluna d'água. Segundo os autores, como estas plantas podem ser prejudicadas por temperaturas muito baixas, esta característica é mais frequentemente encontrada nas regiões de climas mais amenos, como os trópicos e subtropicais. As modificações nos ecossistemas de lagos rasos, com alternância dos produtores primários, são considerados por Dodds & Whilles (2010), como distúrbios difíceis de prever e que causam mudanças completas na estrutura do ecossistema.

Densos estandes de vegetação em lagos rasos abrigam uma comunidade de invertebrados rica e diversa e, em geral, com alta biomassa, principalmente devido à disponibilidade de alimento e menor pressão de predação (Scheffer, 1998). Em habitats da planície costeira sul do Rio Grande do Sul, pequenos lagos rasos são comumente encontrados (Trindade, 2008). Grandes estandes de macrófitas aquáticas são característicos nestes lagos, resultando em níveis elevados de produtividade primária (Palma-Silva et al. 2008, Trindade et al. 2009) e fornecendo abrigo para um grande número de invertebrados aquáticos (Albertoni et al. 2005, 2007).

Pesquisas com análises de comunidades aquáticas em longas escalas temporais são relativamente raras (e.g. Jeffries 2011), porém os resultados que emergem podem fornecer importantes ferramentas para padrões de estrutura e funcionamento dos ecossistemas onde ocorrem. Durante um período de dez anos, o lago dos Biguás apresentou mudanças nas características da qualidade de água, apresentando períodos com águas claras com macrófitas submersas, crescimento de macrófitas flutuantes e desenvolvimento de fitoplâncton (águas túrbidas). Durante este período, foi realizada uma análise da composição e estrutura da assembleia de Chironomidae, relacionando com as condições abióticas do ecossistema. A pergunta norteadora do estudo foi se as características abióticas, com alternância de estados alternativos dos lagos rasos, têm influência sobre esta assembleia. A hipótese testada foi se a composição de Chironomidae pode ser utilizada como indicadora da variação nas características abióticas na alternância de estados alternativos de lagos rasos subtropicais, através da análise de sua riqueza e estrutura trófica.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado no lago dos Biguás, na planície costeira sul do Brasil (32° 04' 43'' S e 52° 10' 03'' W). O clima na região é subtropical úmido e é caracterizado por ventos predominantes de NE, uma temperatura média anual de 19°C e uma precipitação anual de aproximadamente 1.200 mm, bem distribuídos ao longo do ano (Klein, 1998).

O Lago dos Biguás é um lago raso eutrófico a hipereutrófico com uma área de aproximadamente 1,5 ha. Este lago é fortemente influenciado pelo *input* de matéria orgânica proveniente dos biguás (*Phalacrocorax brasilianus*) que pernoitam nas duas

ilhas em seu centro. Isso leva a um aumento de nutrientes na água e no sedimento e causa florações de cianobactérias, eventos anóxicos e mortandade de peixes durante os meses de verão (Trindade et al. 2009).

O período de estudo compreendeu os anos de 2000 a 2010. Neste período, o lago apresentou alternância entre os três estados alternativos estáveis. Entre 2000 e final de 2002, o lago apresentava-se com alta transparência e com desenvolvimento de macrófitas submersas e com folhas flutuantes.

A partir do ano de 2003, passou por um acentuado processo de eutrofização, com grande desenvolvimento de fitoplâncton e com águas túrbidas. Neste mesmo ano também iniciou o desenvolvimento da macrófita flutuante *Pistia stratiotes*, que tomou toda superfície do lago, e, após um manejo de retiradas desta macrófita, ocorreu um retorno a águas claras. No entanto, devido ao crescente aporte de nutrientes via dejetos das aves, ocorreu o retorno ao estado de águas túrbidas, com acentuado crescimento fitoplanctônico, situação que se manteve até o ano de 2008.

A partir deste período, com a diminuição pronunciada das aves que utilizavam as ilhas centrais do lago, houve uma mudança do estado de águas túrbidas para o estado de águas claras, com o crescimento da macrófita submersa *Potamogeton pectinatus* e da macroalga *Chara* sp. A Tabela 1 apresenta a sequência cronológica da alternância dos estados alternativos estáveis que ocorreram no lago dos Biguás, com as respectivas características gerais da água e macrófitas dominantes durante os períodos.

**Tabela 1.** Sequência cronológica dos estados alternativos apresentando as macrófitas predominantes no lago dos Biguás e a característica da coluna d'água. Rio Grande, RS.

<b>Anos</b>	<b>Macrófita dominante</b>	<b>Característica da água</b>
2000	<i>Nymphoides indica</i>	Claras
2001	<i>Nymphoides indica</i>	Claras
2002	<i>Nymphoides indica</i>	Claras/Túrbidas
2003	<i>Pistia stratiotes</i>	Túrbidas/Claras/Túrbidas
2004	<i>Nymphoides indica</i>	Túrbidas
2005	<i>Pistia stratiotes/Nymphoides indica</i>	Túrbidas/Claras/Túrbidas
2007	<i>Salvinia herzogii</i>	Túrbidas
2008	Detrito <i>Nymphoides indica</i> e <i>Salvinia herzogii</i>	Túrbidas/Claras
2009	<i>Potamogeton pectinatus/Chara</i> sp.	Claras
2010	<i>Potamogeton pectinatus/Chara</i> sp.	Claras

#### *Procedimentos de amostragem e análise*

Os Chironomidae foram coletados associados as macrófitas predominantes no ambiente (Tabela 1), três repetições a cada coleta com rede de malha 250 $\mu$  e, durante os anos de 2008 e 2009, também os organismos que colonizaram detritos em experimentos de decomposição (Castillo, 2009; Silva et al. 2011). Após lavagem em peneira (250 $\mu$  de malha), os espécimes foram conservados em álcool 80%. Para identificação dos gêneros foram montadas lâminas provisórias com glicerina, observadas em microscópio óptico e identificados segundo Epler (2001). O material encontra-se depositado na Coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais do laboratório de Limnologia do ICB-FURG. O “n” amostral totalizou 42 amostras sendo considerada uma amostra o mês da coleta. Foi executada uma ANOVA (dados log(x+1) transformados) com teste *post hoc* de Tukey-

Kramer para comparar as médias de abundâncias entre os anos e entre as estações do ano. Os resultados demonstraram não haver diferença significativa entre as estações do ano ( $g_l = 22$ ;  $F = 1,17$ ;  $p = 0,50$ ), e desta forma as análises estatísticas foram feitas tomando como unidades amostrais os anos de coleta. As variáveis ambientais da coluna d'água utilizadas: oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade, clorofila-*a* e nutrientes (N e P-total) foram obtidas a partir do banco de dados do Laboratório de Limnologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande.

Após identificação e contagem, para eliminar os efeitos de esforços das coletas sobre o número de indivíduos coletados foram calculadas para cada ano as riquezas esperadas, utilizando o método de rarefação (Magurran, 1988). Também foram calculadas a frequência relativa para cada gênero, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ). Os gêneros foram categorizados em grupos tróficos funcionais segundo Ferrington Jr. et al. (2007). A semelhança quanto à composição dos gêneros entre os anos foi analisada com similaridade de Jaccard e para verificar a similaridade entre os anos com base nas abundâncias dos gêneros foi aplicada Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS, distância de Bray Curtis).

A contribuição das variáveis ambientais (fósforo total (Pt), nitrogênio total (Nt), clorofila-*a* (*Chl-a*), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura ( $T^{\circ}C$ )) para a distribuição dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos foi avaliada através da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

O *software* Primer 6 Beta foi usado para calcular a diversidade de Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e riqueza rarefeita. A similaridade Jaccard, NMDS e CCA foram realizadas a partir do programa Past versão 1.8 e para ANOVA utilizou-se o programa Statistica 7.0.

## **Resultados**

As variáveis ambientais medidas ao longo dos 10 anos de estudo estão representadas na tabela 2. O lago dos Biguás apresentou ao longo deste período estado de águas claras e túrbidas como pode ser observado pela oscilação nos valores de clorofila-*a*. A partir do final de 2008 e início de 2009, houve uma grande diminuição nas concentrações de nutrientes na coluna de água, assim como baixo crescimento fitoplanctônico, visualizado nos valores de clorofila-*a*. A partir deste período, iniciou o crescimento da macrófita submersa *Potamogeton pectinatus* e da macroalga *Chara* sp, mantendo-se o estado de águas claras até o final de 2010.

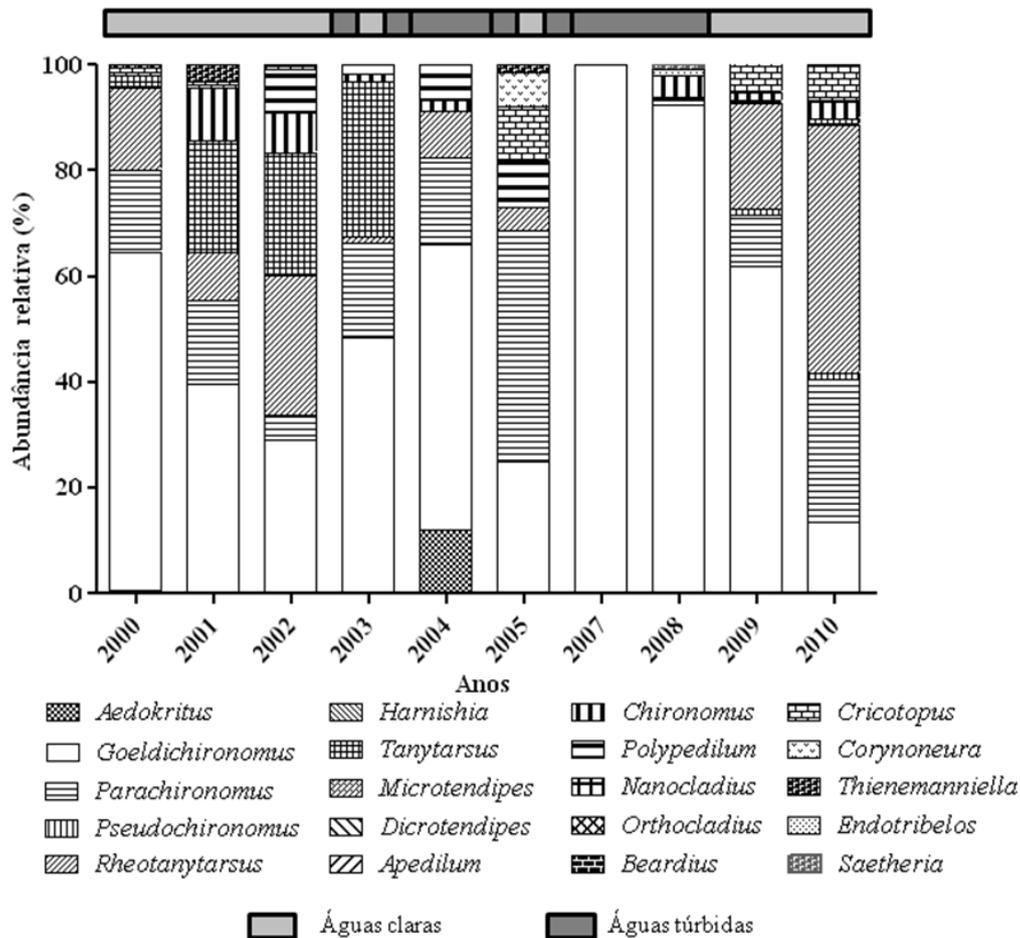
**Tabela 2.** Médias e desvio padrão ( $\pm$ DP) das variáveis ambientais da coluna d'água para cada ano de estudo no lago dos Biguás, Rio Grande/RS. Oxigênio dissolvido (OD = mg.L<sup>-1</sup>), Temperatura (Temp. = °C), pH, Condutividade elétrica (Cond. =  $\mu$ S.cm<sup>-1</sup>), Clorofila-*a* (Chl-*a* =  $\mu$ g.L<sup>-1</sup>), Nitrogênio total (NT = mg.L<sup>-1</sup>), Fósforo total (PT = mg.L<sup>-1</sup>). (Fonte: Laboratório de Limnologia, FURG).

Anos	Variáveis ambientais						
	OD	Temp.	pH	Cond.	Chl- <i>a</i>	PT	NT
2000	5.28	24.33	8.38	190.73	6.38	0.32	3.33
	( $\pm$ 1.78)	( $\pm$ 3.06)	( $\pm$ 1.28)	( $\pm$ 6.50)	( $\pm$ 0.93)	( $\pm$ 0.04)	( $\pm$ 0.02)
2001	6.81	22.83	7.88	188.76	13.98	0.15	0.50
	( $\pm$ 1.85)	( $\pm$ 5.86)	( $\pm$ 0.85)	( $\pm$ 29.34)	( $\pm$ 16)	( $\pm$ 0.07)	( $\pm$ 0.36)
2002	9.98	16.48	7.87	166.80	99.47	0.14	2.41
	( $\pm$ 0.37)	( $\pm$ 5.11)	( $\pm$ 0.52)	( $\pm$ 4.95)	( $\pm$ 6.97)	( $\pm$ 0.06)	( $\pm$ 0.16)
2003	6.36	22.22	7.76	148.97	52.23	0.35	1.40
	( $\pm$ 3.03)	( $\pm$ 5.19)	( $\pm$ 1.48)	( $\pm$ 37.45)	( $\pm$ 45.11)	( $\pm$ 0.26)	( $\pm$ 1.01)
2004	11.91	20.74	9.52	225.6	112.9	0.24	4.25
	( $\pm$ 3.45)	( $\pm$ 4.84)	( $\pm$ 1.23)	( $\pm$ 22.41)	( $\pm$ 22.23)	( $\pm$ 0.06)	( $\pm$ 1.71)
2005	11.52	20.83	8.25	202.0	137.5	0.4	3.6
	( $\pm$ 1.73)	( $\pm$ 3.10)	( $\pm$ 0.95)	( $\pm$ 35.68)	( $\pm$ 44.47)	( $\pm$ 0.04)	( $\pm$ 0.74)
2007	8.14	27.22	9.08	213.03	146.04	0.64	3.77
	( $\pm$ 1.17)	( $\pm$ 0.14)	( $\pm$ 0.39)	( $\pm$ 25.41)	( $\pm$ 18.52)	( $\pm$ 0.40)	( $\pm$ 0.87)
2008	7.34	21.90	8.25	185.1	94.25	0.27	3.42
	( $\pm$ 2.20)	( $\pm$ 1.12)	( $\pm$ 2.16)	( $\pm$ 31.03)	( $\pm$ 60.06)	( $\pm$ 0.09)	( $\pm$ 1.50)
2009	11.09	24.23	8.31	167	8.95	0.05	1.42
	( $\pm$ 0.93)	( $\pm$ 1.29)	( $\pm$ 0.05)	( $\pm$ 0.00)	( $\pm$ 2.75)	( $\pm$ 0.02)	( $\pm$ 0.09)
2010	6.27	19.4	7.89	172.14	10.38	0.04	0.70
	( $\pm$ 1.65)	( $\pm$ 7.05)	( $\pm$ 0.65)	( $\pm$ 11.43)	( $\pm$ 5.42)	( $\pm$ 0.02)	( $\pm$ 0.29)

O “n” amostral variou entre os anos: 2000 (n=3), 2001 (n=7), 2002 (n=2), 2003 (n= 9), 2004 (n=5), 2005 (n=3), 2007 (n=2), 2008 (n=5), 2009 (n=2) e 2010 (n=4), sendo que no ano de 2006 não foram realizadas coletas de organismos. No total foram

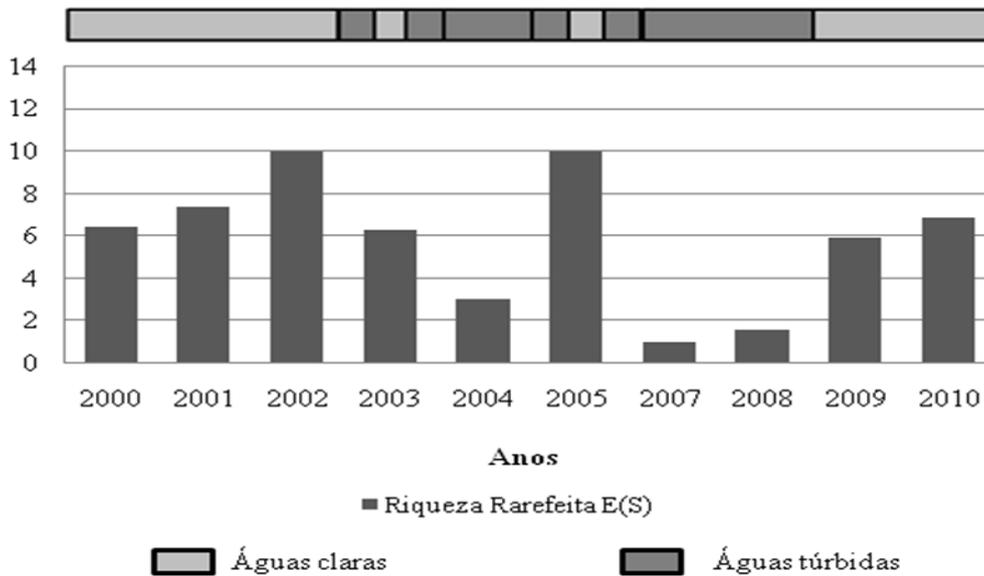
identificados 64.786 indivíduos distribuídos em 27 gêneros e três subfamílias (Chironominae, Orthocladiinae e Tanypodinae): *Aedokritus* (Roback, 1958), *Goeldichironomus* (Fittkau, 1965), *Parachironomus* (Lenz, 1921), *Pseudochironomus* (Saether, 1977), *Rheotanytarsus* (Bause, 1913), *Harnischia* (Townes, 1945), *Tanytarsus* (van der Wulp, 1874), *Microtendipes* (Townes, 1945), *Dicrotendipes* (Epler, 1987), *Apedilum* (Epler, 1988), *Chironomus* (Meigen, 1803), *Polypedilum* (Kieffer, 1921), *Beardius* (Reiss & Sublette, 1985), *Endotribelos* (Grodhaus, 1987), *Saetheria* (Jackson, 1977), *Nanocladius* (Dendy & Sublette, 1959), *Orthocladius* (Sæther, 1969), *Cricotopus* (van der Wulp, 1874), *Corynoneura* (Schlee, 1968), *Thienemanniella* (Kieffer, 1911), *Labrundinia* (Fittkau, 1962), *Tanypus* (Roback, 1969), *Monopelopia* (Beck & Beck, 1966), *Ablabesmyia* (Johannsen, 1905), *Larsia* (Fittkau, 1962), *Coelotanypus* (Kieffer, 1913) e *Djalmabatista* (Roback, 1971)).

Os gêneros *Goeldichironomus*, *Parachironomus* e *Rheotanytarsus* foram os mais representativos estando presentes na maioria dos anos, com exceção de 2007 em que *Goeldichironomus* foi o único gênero encontrado com abundância de 100%. Este gênero foi dominante nos demais anos, apresentando abundância relativa superior a 26%, com exceção de 2005 e 2010, onde dominaram *Parachironomus* (43,6%) e *Rheotanytarsus* (46,9%), respectivamente (Figura 1). Os gêneros da subfamília Tanypodinae não estão representados na figura 1, pois apresentaram menos de 3% de abundância a cada ano.

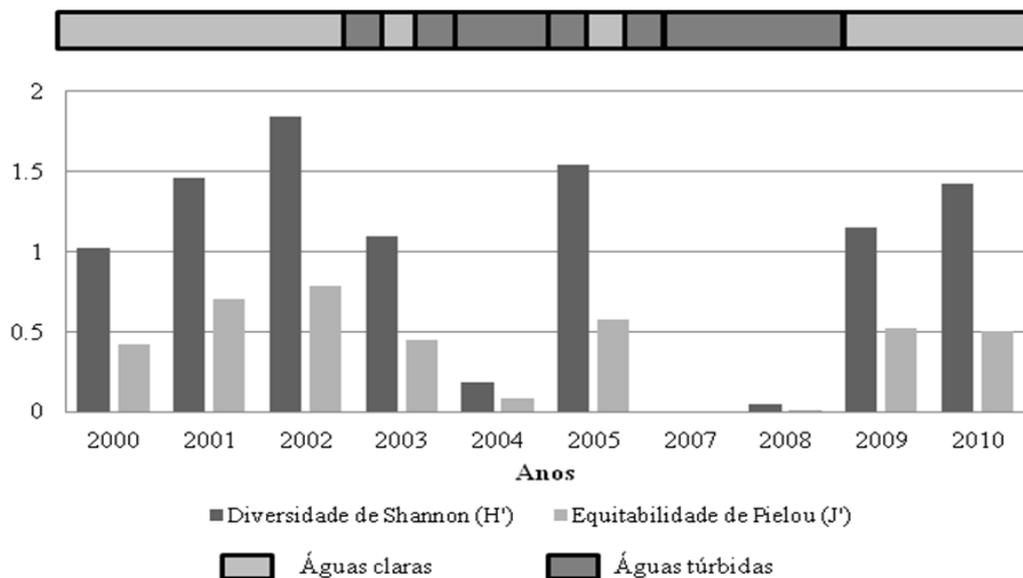


**Figura 1.** Abundância relativa (%) dos gêneros de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás. Rio Grande, RS.

As maiores riquezas foram observadas nos anos de 2002 e 2005 (Figura 2). Os índices de diversidade também foram mais elevados para esses anos com  $H' = 1,84$  e  $H' = 1,54$ , respectivamente. Os índices foram mais baixos em 2004 ( $H' = 0,18$ ;  $J' = 0,08$ ), 2007 ( $H' = 0$ , apenas um gênero - *Goeldichironomus*) e 2008 ( $H' = 0,05$ ;  $J' = 0,01$ ) como pode ser observado na Figura 3.



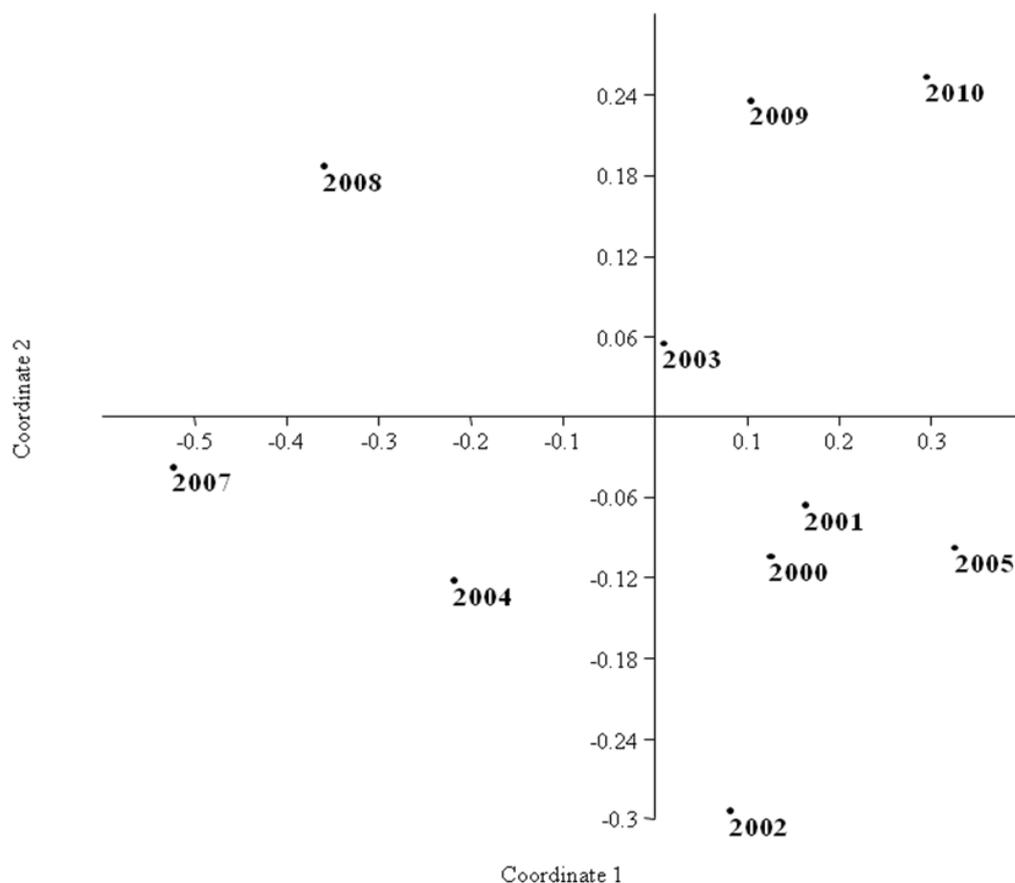
**Figura 2.** Riqueza Rarefeita de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.



**Figura 3.** Índices de diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou de Chironomidae ao longo dos anos e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

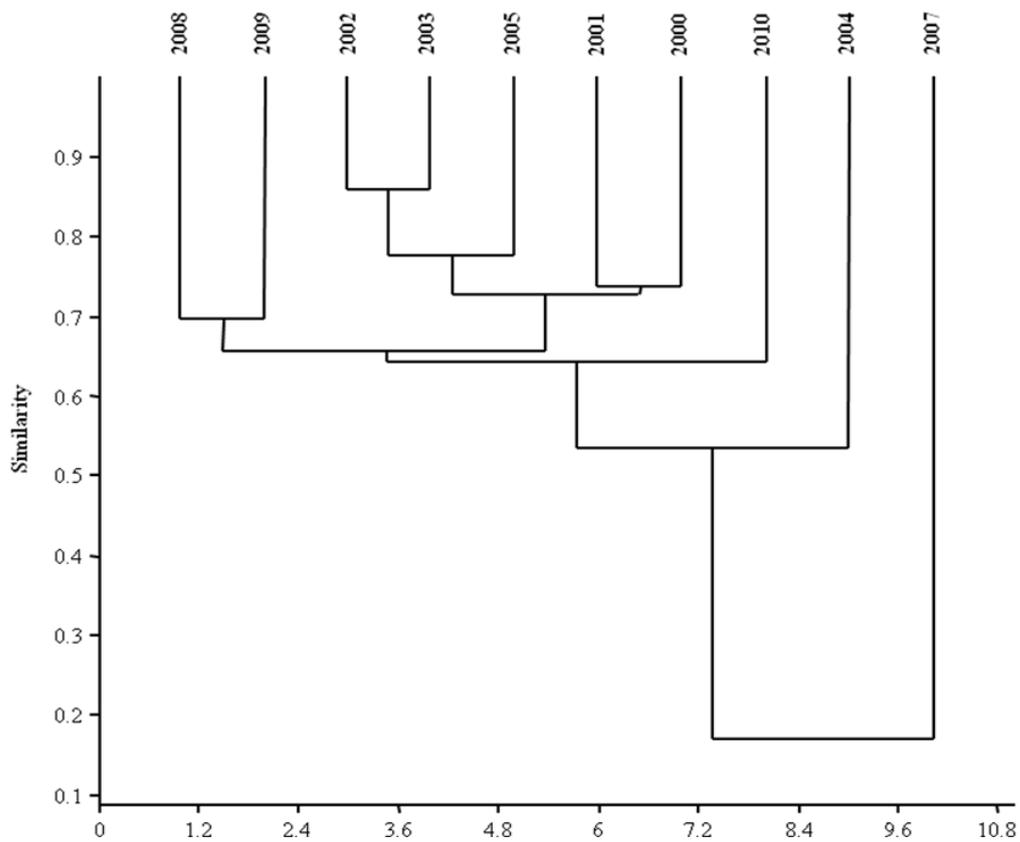
Através da NMDS (Bray-Curtis distance) verificou-se maior similaridade quanto as abundâncias de Chironomidae entre os anos 2000, 2001, 2002 e 2005 formando um grande grupo e entre 2009-2010, enquanto 2003, 2004, 2007 e 2008 mostraram-se

isolados e separados dos grupos formados, portanto diferenciados dos demais quanto as abundâncias (Figura 4).



**Figura 4.** Análise NMDS utilizando distância Bray-Curtis para abundâncias dos gêneros de Chironomidade entre os anos estudados, no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

A similaridade a partir da matriz de presença e ausência formou dois grupos mostrando que houve alteração nos gêneros ao longo dos anos (Figura 5). O primeiro grupo, com maior similaridade reúne os anos 2000, 2001, 2002, 2003 e 2005; o segundo grupo reúne 2008 e 2009; os anos de 2004, 2007 e 2010 ficaram isolados demonstrando maior diferença na composição dos gêneros comparado aos outros anos.



**Figura 5.** Similaridade de Jaccard (distância Bray-Curtis) dos gêneros de Chironomidae entre os 10 anos de estudo no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

A partir da ANOVA realizada *a priori*, os anos ficaram definidos como as unidades amostrais. Na tabela 3 estão representados os 12 gêneros que apresentaram diferença significativa entre os anos.

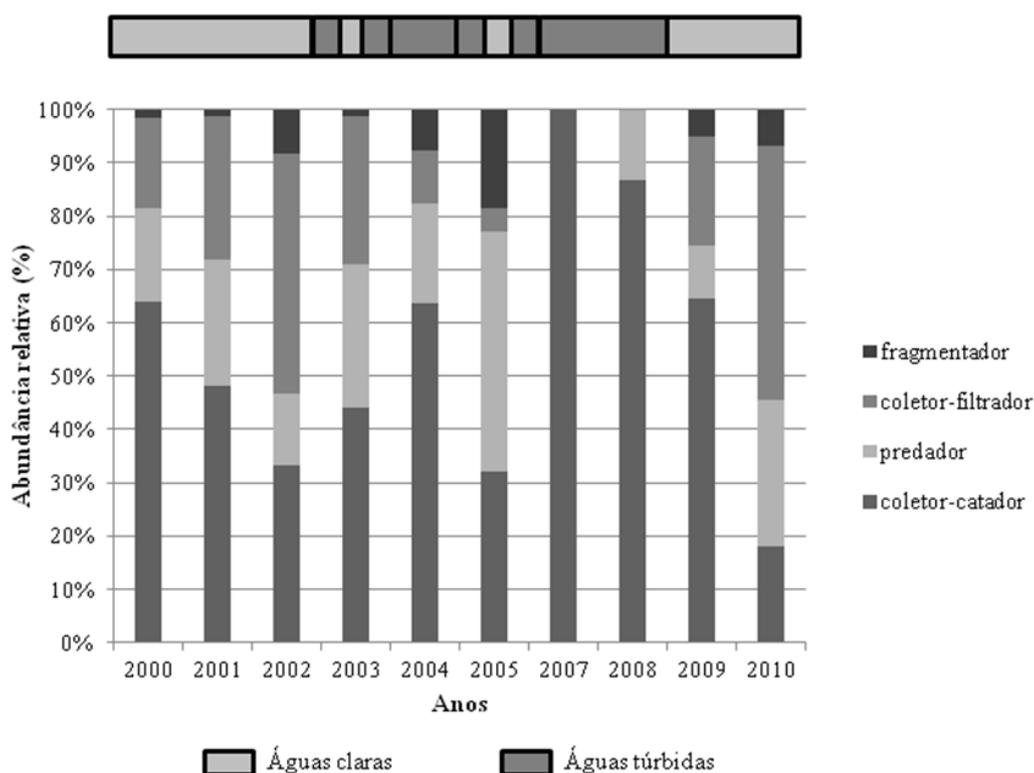
**Tabela 3.** Valores de “p” e “F” da ANOVA (pós-teste de Tukey) das abundâncias anuais de todos os gêneros de Chironomidade durante o período de 2000 a 2010 no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

Gêneros	Anualmente		Sazonalmente	
	F	P	F	P
<i>Aedokritus</i>	0.77	0.64	0.44	0.72
<i>Goeldichironomus</i>	1.65	0.14	1.92	0.15
<i>Parachironomus</i>	2.26	0.04 *	0.50	0.68
<i>Pseudochironomus</i>	12.17	0.00 *	0.67	0.58
<i>Rheotanytarsus</i>	8.05	0.00 *	0.21	0.88
<i>Harnischia</i>	2.01	0.07	0.24	0.86
<i>Tanytarsus</i>	10.52	0.00 *	0.34	0.79
<i>Tanypus</i>	2.04	0.06	0.50	0.68
<i>Microtendipes</i>	1.07	0.40	0.59	0.62
<i>Dicrotendipes</i>	1.07	0.40	0.59	0.62
<i>Apedilum</i>	2.38	0.03 *	0.94	0.43
<i>Chironomus</i>	4.29	0.00 *	0.65	0.59
<i>Polypedilum</i>	5.20	0.00 *	0.76	0.52
<i>Nanocladius</i>	6.60	0.00 *	0.64	0.59
<i>Orthocladius</i>	1.65	0.14	0.93	0.44
<i>Beardius</i>	12.88	0.00 *	0.43	0.72
<i>Cricotopus</i>	5.53	0.00 *	0.52	0.67
<i>Corynoneura</i>	2.53	0.02 *	0.81	0.50
<i>Thienemanniella</i>	1.18	0.33	1.96	0.15
<i>Labrundinia</i>	2.08	0.06	0.10	0.95
<i>Monopelopia</i>	29.49	0.00 *	0.55	0.65
<i>Ablabesmyia</i>	1.73	0.12	0.37	0.76
<i>Larsia</i>	1.46	0.20	0.35	0.78
<i>Djalmabatista</i>	0.78	0.63	0.93	0.44
<i>Coelotanypus</i>	1.93	0.08	0.93	0.44
<i>Endotribelos</i>	0.78	0.63	0.93	0.44
<i>Saetheria</i>	0.78	0.63	0.93	0.44

\* p<0.05.

*Pseudochironomus*, *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus*, *Beardius*, *Cricotopus* e *Monopelopia* foram os que apresentaram significância mais pronunciada. Esta diferença se deu principalmente com os anos 2003, 2009 e 2010. Isto se explica pelo fato de *Pseudochironomus* estar presente apenas nos dois últimos anos; *Beardius* presente apenas em 2010; aumento significativo de *Cricotopus* e *Rheotanytarsus* em 2009 e 2010, e o ano de 2003 diferindo dos demais devido à alta abundância de *Tanytarsus* e *Monopelopia*.

Os organismos foram classificados em quatro grupos tróficos funcionais: coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador e predador. Houve predominância dos coletores-catadores na maioria dos anos, exceto em 2002 (coletor-filtrador), 2005 (predador) e 2010 (coletor-filtrador) (Figura 6).

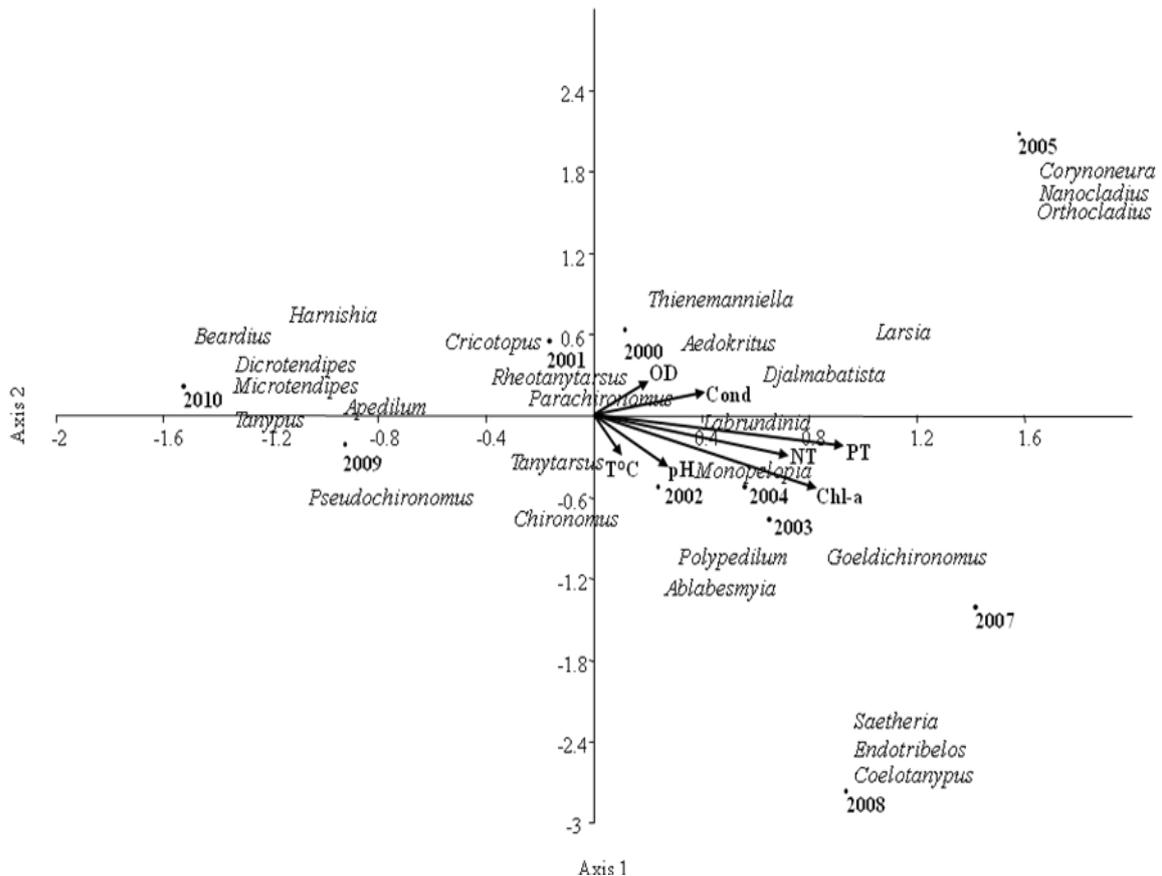


**Figura 6.** Abundância relativa (%), distribuição dos grupos tróficos funcionais de Chironomidae para cada ano de estudo e estados alternativos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

A ordenação dos dados de abundância dos gêneros de Chironomidae, as variáveis ambientais e os anos de estudo, representados na ordenação da CCA, identificou as

variáveis ambientais mais estreitamente relacionadas ao eixo 1 e os anos correlacionados com o eixo 2. Os dois eixos somados explicaram 40% dos dados (Figura 7).

A correlação dos diferentes gêneros e sua distribuição conforme as distâncias dos eixos reflete as modificações que o ecossistema enfrentou ao longo dos anos de estudo. Os gêneros *Pseudochironomus*, *Rheotanytarsus*, *Beardius*, *Cricotopus*, que conforme o resultado da ANOVA, mostraram-se significativamente correlacionados com os anos de 2009 e 2010, mostraram uma correlação negativa principalmente com concentração de nutrientes e chl-*a* (Figura 7), característica das fases de águas claras do lago. Já os gêneros localizados a direita do eixo 1 apresentaram correlação positiva com todas as variáveis ambientais juntamente com os anos em que a coluna d'água se encontrava no estado turbido, exceto os anos 2002 e 2001. Na ordenação os anos de 2005 e 2008 ficaram bem distantes dos demais e com alguns gêneros ligados a eles, isso devido a terem aparecido somente nesses anos, porém não em abundâncias significativas. *Goeldichironomus* e *Polypedilum* apresentaram correlação positiva com todas as variáveis ambientais, principalmente nos anos 2007 e 2004 refletindo os períodos em que o lago dos Biguás estava no estado de águas túrbidas.



**Figura 7.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) mostrando associação das variáveis ambientais, gêneros de Chironomidae e anos no lago dos Biguás, Rio Grande, RS.

## Discussão

Durante os 10 anos avaliados em nosso estudo, foram encontrados 27 gêneros. Em estudo prévios de Panatta et al. (2007) para o estado do Rio Grande do Sul foram encontrados 36 gêneros sendo que 20 destes são comuns aos encontrados neste estudo e dos 19 gêneros daqueles referidos por Würdig et al. (2007) em toda extensão da Estação Ecológica do Taim, nove são comuns aos nossos. Sendo assim, dos gêneros já citados para o Rio Grande do Sul encontramos três gêneros ainda não reportados para essa região. Embora o lago dos Biguás seja um ambiente de pequena dimensão, pode ser considerado como um ecossistema com alta diversidade de Chironomidae, pois abriga

uma alta riqueza de gêneros quando comparado a pesquisas que envolveram maiores escalas espaciais. A predominância de gêneros da subfamília Chironominae corrobora resultados da maioria das pesquisas de diversidade deste grupo, como por exemplo Santos & Henry (2001), Higuti & Takeda (2002), Takeda et al. (2005), entre outros.

Na maioria dos anos o gênero *Goeldichironomus* foi dominante com abundância superior a 26%. Este gênero é característico de habitats lânticos, e ocorre em sedimentos e em plantas sob condições abióticas que vão desde oligotróficos a hipereutróficos (Epler, 2001), embora alguns trabalhos o reportem como característico de ambientes eutróficos (Callisto & Esteves 1998; Callisto et al. 2002). Já nos anos de 2005 e 2010 os gêneros dominantes foram *Parachironomus* e *Rheotanytarsus*, respectivamente. *Parachironomus* é encontrado tanto em ambientes lânticos como em lóticos e suporta uma ampla gama de condições. *Rheotanytarsus*, embora seja encontrado principalmente em riachos e rios, também pode estar presente em lagos onde a ação das ondas simula as condições da água fluindo (Epler, 2001). O lago em estudo é um ambiente lântico raso com presença de estandes de macrófitas em suas margens, havendo a circulação completa da coluna d'água. Dessa forma, torna-se um ambiente propício para o estabelecimento de tais gêneros.

Já em 1915, August Thienemann havia constatado diferenças na composição e abundância de Chironomidae relacionando-as a mudanças no ambiente, como concentração de oxigênio e densidade fitoplanctônica (Esteves, 2011). No lago dos Biguás, os valores encontrados de composição e abundância de Chironomidae, visualizados nos índices de diversidade, riqueza e equitabilidade, foram ordenados conforme as semelhanças entre os diferentes estados alternativos estáveis pelos quais este ecossistema passou. Os anos que apresentaram maiores valores de riqueza e diversidade (2002, 2005 e 2010) tiveram sua similaridade comprovada através das

análises de Jaccard e NMDS. Nestes períodos também ficou claro, através dos resultados das variáveis ambientais medidas, a etapa transicional entre os diferentes estados alternativos estáveis verificados no período de estudo. Estes resultados demonstram que a assembleia de Chironomidae respondeu a alterações ambientais ocorridas no ambiente.

A hipótese do distúrbio intermediário (*Intermediate Disturbance Hypothesis* – IDH) proposta por Connell (1978) preconiza que a diversidade de espécies em uma comunidade é favorecida por distúrbios de intensidade moderada, onde se observaria a máxima diversidade nos ecossistemas (Begon et al, 2006). Mudanças drásticas na coluna d'água tem sido referidas como distúrbios que podem afetar a diversidade do fitoplâncton (Reynolds, 1993), e Weithoff et al. (2001), trabalhando com esta assembleia em um lago eutrófico, sugerem que, mais do que a diversidade de espécies, a diversidade funcional pode ser uma sustentação para a IDH. Alterações no leito de riachos são reconhecidos como distúrbios que favorecem a diversidade de macroinvertebrados bentônicos (Townsend & Scarsbrook, 1997).

Para lagos rasos, a mistura da coluna de água é influenciada por fatores como precipitação e regime de ventos, não sendo caracterizados como estratificados. Em uma escala temporal, alterações nestes ecossistemas envolvem as mudanças na estabilidade relativo aos estados alternativos estáveis que se sucedem (Meerhoff & Jeppesen, 2010). Outras premissas advindas de manipulações experimentais têm demonstrado que ecossistemas com mais espécies são mais eficientes na remoção de nutrientes do solo e da água do que aqueles ecossistemas com menos espécies (Cardinale, 2011). Assim, tanto níveis de produtividade, como variabilidade espacial, aqui entendido como variabilidade de recursos, são fatores chave para definir a diversidade em ecossistemas.

Em ambientes aquáticos rasos, a assembléia de macrófitas aquáticas constitui-se em recurso fundamental para a riqueza e estrutura da comunidade de invertebrados, pois fornece alimento, refúgio e estrutura de habitat para uma série de espécies (Albertoni et al, 2007). As diferenças na arquitetura das plantas aquáticas sugerem, segundo Dibble & Thomaz (2006) que cada uma tem uma contribuição única para o ecossistema, fornecendo diferentes componentes para a heterogeneidade do habitat de organismos aquáticos. Esta complexidade, segundo os autores, influencia em vários atributos da comunidade, como riqueza e diversidade dos organismos que utilizam as plantas aquáticas como refúgio ou locais de alimentação.

Ao longo do período estudado, o lago dos Biguás passou por mudanças em seus estados alternativos estáveis, com modificações substanciais em seus principais produtores primários (macrófitas submersas – fitoplâncton – macrófitas flutuantes- fitoplâncton - macrófitas submersas). Estas alternâncias, visualizadas pela coloração da água e concentração dos nutrientes e clorofila-*a*, apresentaram também reflexo tanto na composição como na estrutura de Chironomidae.

A mudança de estado alternativo implica em modificações nos compartimentos de armazenamento de nutrientes, e neste caso pode ser considerado como um distúrbio na rota metabólica do ecossistema. Nestes períodos de perturbações, índices intermediários de produtividade favorecem a diversidade de recursos, em nosso caso considerado como a diversidade e hábito das macrófitas aquáticas. Desta forma, sugerimos que os maiores valores de riqueza e diversidade de Chironomidae, encontrados nos anos em que o lago estava em períodos de transição entre os diferentes estados alternativos, podem ser relacionados a hipótese do distúrbio intermediário. Macrófitas aquáticas flutuantes, com sistema radicular desenvolvido, assim como aquelas submersas com maior área de colonização, constituem-se recurso de habitat

para colonização de invertebrados, abrigando naturalmente maior diversidade (Dibble & Thomaz, 2006)

Além da diversidade de espécies, os resultados encontrados por Weithoff et al. (2001) de que a diversidade funcional pode ser uma sustentação para a IDH parecem encontrar respaldo em nossos resultados. Assim como nos períodos de transição entre os estados alternativos do lago dos Biguás se verificaram os maiores valores de riqueza, os grupos tróficos funcionais de Chironomidae também tiveram alteração em termos de dominância, refletindo desta forma as modificações que ocorrem no ecossistema.

A partir da ANOVA verificou-se que os gêneros que apresentaram significância mais pronunciada quanto as abundâncias entre os anos, como *Cricotopus*, *Rheotanytarsus*, *Pseudochironomus* e *Beardius*, estiveram presentes apenas nos dois últimos anos ou nestes tiveram um aumento considerável. Em avaliação sobre o potencial indicador das larvas de Chironomidae em reservatórios no estado do Paraná (Brasil), Higuti et al. (2005) verificaram que estes mesmos gêneros estavam presentes naqueles de baixa produtividade primária (concentração de clorofila-*a*). Nossos dados corroboram os resultados destes autores, pois estes gêneros só se estabeleceram em abundâncias significativas quando o lago apresentou baixas concentrações de clorofila-*a* (estado de águas claras).

O grupo trófico funcional predominante foi o dos coletores-catadores, esperado devido a sua preferência por ambientes lênticos (Sanseverino & Nessimian, 2001), sendo representado principalmente por *Goeldichironomus*. No entanto, houve uma substituição de coletores-catadores por coletores-filtradores nos anos de 2002 e 2010. Esta mudança ocorreu concomitante a diminuição de Chl-*a* e nutrientes. Assim, segundo Ferrington et al. (2008), a dominância relativa de várias alterações nas

categorias de recurso alimentar, uma correspondente mudança nas relações dos diferentes grupos funcionais de alimentação é o esperado.

A assembléia de Chironomidae respondeu a variação dos estados alternativos, como demonstrado nos resultados da CCA em que os gêneros *Rheotanytarsus*, *Pseudochironomus*, *Cricotopus*, *Beardius* apresentaram forte correlação com baixas concentrações de nutrientes e Chl-*a*. Alguns estudos já mencionaram tais gêneros como sendo de ambientes que apresentam boa qualidade de água (Gessner & Guerreschi, 2000; Higuti et al. 2005). Já outros gêneros *Goeldichironomus* e *Polypedilum* apresentaram correlações positivas principalmente com Chl-*a* e nutrientes. Tais resultados corroboram outros estudos em que estes gêneros são citados como comuns em ambientes eutrofizados com elevada concentração de matéria orgânica e detritos (Callisto & Esteves, 1998; Santos & Henry, 2001; Higuti et al. 2005; Medeiros & Takeda, 2007).

Segundo Jeffries (2011) padrões que são difíceis de explicar com base em pesquisas de um ano, podem ser muito mais deterministas quando estudados por um período mais longo. Nesse sentido, em nosso estudo ficou clara a associação entre a mudança na assembleia de Chironomidae e a variação dos estados alternativos do lago ao longo do período. Além disso, a partir da CCA podemos concluir que existe relação de determinados gêneros com as variáveis abióticas como altas concentrações de nutrientes e Chl-*a*. Quanto à estrutura da assembleia percebemos que este lago apresenta uma alta riqueza quando comparado a estudos de grande escala espacial, e que a predominância de coletores-catadores é característico de ambientes lênticos. No entanto, quando ocorrem alterações no ambiente, verifica-se também alterações na estrutura trófica da assembleia de Chironomidae.

Acreditamos que estes resultados podem sustentar a hipótese do distúrbio intermediário como um fator determinante na biodiversidade de lagos rasos para dados

obtidos em campo. As mudanças de riqueza, densidade e estrutura trófica de Chironomidae, com alterações significativas na qualidade de água e estrutura do ecossistema, confirmaram nossa hipótese de que esta assembleia pode ser utilizada como indicadora de mudanças nos estados alternativos e estado trófico em lagos rasos subtropicais.

### **Agradecimentos**

Os autores são gratos aos membros do Laboratório de Limnologia do Instituto de Ciências Biológicas da FURG e a CAPES pela bolsa de estudos concedida ao primeiro autor.

## Bibliografia

- ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C., 2010. Caracterização e importância dos invertebrados de águas continentais com ênfase nos ambientes de Rio Grande. *Cadernos de Ecologia Aquática*. v. 5, 9-27.
- ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C. & VEIGA, C. C., 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada às macrófitas aquáticas *Nymphoides indica* e *Azolla filiculoides* em dois lagos subtropicais (Rio Grande, RS, Brasil). *Acta Biologica Leopondensia*. v. 27, n. 3, p. 137-145.
- ALBERTONI, E. F., PRELLVITZ, L. J. & PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 67:499-507.
- BATISTA, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 425-441.
- BALIAN, E. V., SEGERS, H., LEVEQUE, C. & MARTENS, K. 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*. v. 595, p.627-637.
- BAZZANTI, M., SEMINARA, M. & BLDÓN, S. 1997. Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*. v.21, p. 213-222.
- BAZZANTI, M. 2000. Ecological requirements of chironomids (Diptera: Chironomidae) on the soft bottom of the River Arrone, Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*. v. 15, p. 397-409.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 2006. Ecology: From individuals to Ecosystems. 4th ed. Blackwell Science, 738 p.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 6, n.1, p. 71-82.

- CALLISTO, M., MORENO, P., GONÇALVES Jr, J. F., LEAL, J. J. F. & ESTEVES, F. A. 2002. Diversity and Biomass of Chironomidae (Diptera) Larvae in an Impacted Coastal Lagoon in Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*. São Carlos, v. 62, n. 1, p. 77-84.
- CALLISTO, M. & ESTEVES, F.A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois iguarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.) *Ecologia de insetos aquáticos*. UFRJ/IB/PPGE, Rio de Janeiro. p. 299-309. (Série Oecologia Brasiliensis, 5).
- CARDINALE, B. J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472, 86–89. doi:10.1038/nature09904
- COFFMAN, W. P. 1995. Conclusions. Pp. 436–447. In: Armitage, P. D.; Cranston, P. S. & Pinder, L. C. V. (eds.). *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London. 572 pp.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. v.199, p. 1302–1310.
- CRANSTON, P.S. 1995. Introduction. Pp. 1 - 7. In: Armitage, P.D., Cranston, P. S. and Pinder, L. C. V. (eds.). *The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London. 572 pp.
- DAVANSO, R.C.S. & HENRY, R. 2007. Composition and abundance of Chironomidae and Ephemeroptera in a lateral lake in the zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (State of São Paulo). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 19, n. 2, p. 131-142.
- DIBBLE, E. D. & THOMAZ, S. M. 2006. A Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic Plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v.49, n.3, p. 421-428.
- DODDS, W. & WHILLES, M. 2010. Freshwater Ecology: Concepts e Environmental Applications of Limnology. 2<sup>a</sup> ed. Londres: Elsevier. 811p.
- DOWNING, J. A. & DUARTE, C. M. 2010. Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds and Impoundments. Pp. 220-229. In: LIKENS, G. E. (ed). *Lake Ecosystem Ecology*. Elsevier. 463p.
- EPLER, J. H. 2001 (Ed.). Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13.

- North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River 526 pp. Accessible at <http://home.earthlink.net/~johnepler/index.html>
- ESTEVEZ, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- FERRINGTON Jr, L. C., COFFMAN, W. P. & BERG, M. B. 2007. Chironomidae. Pp. 847-1003. In: Merritt, R.W., K. W. Cummins, & B. M. Berg, (eds.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. 4ª ed. 1158p.
- FERRINGTON Jr. L. C. 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*. v. 595, p. 447-455.
- FITTKAU, E. J. 2001. Amazonian Chironomidae (Diptera, Chironomidae): a contribution to chironomid research in the Neotropics. *Amazoniana*. v. 16, p. 313–323.
- FRANQUET, E. 1999. Chironomid assemblage of a Lower-Rhone dike Field: relationships between substratum and biodiversity. *Hydrobiologia*. v. 397, p. 212-231.
- GESSNER, F.A.A. & GUERESCHI, R.M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: Santos, J.E. & Pines, J. S. R. (eds.). *Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica da Jataí*. Rima. 867p.
- HELSON, J. E.; WILLIAMS, D. D. & TURNER, D. 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, v. 559, p. 413-431.
- HIGUTI, J. & TAKEDA, A. M. 2002. Spatial and temporal variation in densities of Chironomidae larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v. 62, n. 4B, p. 807-818.
- HIGUTI, J., ZVIEJKOVSKI, I. A., TAKAHASHI, M. A. & DIAS, V. G. 2005. Chironomidae Indicadora do Estado Trófico em Reservatórios. Pp. 135-145. In: Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C., (eds.). *Biocenose em Reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima. 321p.
- JEFFRIES, M. J. 2011. The temporal dynamics of temporary pond macroinvertebrate communities over a 10-year period. *Hydrobiologia*. v. 661, p. 391-405.

- KLEIN, A. H. F. 1998. Clima Regional. Pp. 5-7. In: Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Editora Ecocientia. Rio Grande.
- KOPERSKI, P. 2009. Reduced diversity and stability of chironomid assemblages (Chironomidae, Diptera) as the effect of moderate stream degradation. *Polish Journal of Ecology*. v. 57, n. 1, p. 125-138.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. 179 p.
- MEDEIROS, D.L.C.R & TAKEDA, A.M. 2007. Larvas de Chironomidae (Diptera) em três Reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*. v. 9, n. 2, p. 167-176.
- MEERHOFF, M & JEPPESEN, E. 2010. Lakes and reservoirs: pollution, management and services. Pp. 343-375. In: LIKENS, G.E. (ed). *Lake Ecosystem Ecology*. Elsevier. 463p.
- PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. R. T. & OLIVEIRA, S. S. 2008. *Nymphohides indica* (L.) O. Kuntze (Menyanthaceae) em um pequeno lago raso subtropical (Rio Grande, RS). *Iheringia*. v. 63, n. 2, p. 249-256.
- PANATTA, A., STENERT, C., FREITAS, S.M.F. & MALTICHIK, L. 2006. Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. *Limnology*. v. 7, n. 1, p. 23-30.
- PANATTA, A., STENERT, C., SANTOS, E.M. & MALTICHIK, L. 2007. Diversity and distribution of the chironomid larvae in wetlands in southern Brazil. *Journal of the Kansas Entomological Society*. v. 80, n. 3, p. 229-242.
- PECKHAM, S.D., CHIPMAN, J. W.; LILLESAND, T.M. & DODSON, S.I. 2006. Alternate stable states and the shape of the lake trophic distribution. *Hydrobiologia* v.571, p. 401-407.
- REYNOLDS, C. S. 1993. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*. v. 249, p. 157-172.
- SANTOS, C.M. & HENRY, R. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 13, n. 2, p. 99-115.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. London: Chapman & Hall. 357p.
- SILVA, J. S., SILVEIRA, W. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2010. Diversity of Chironomidae (Diptera) in decomposing *Nymphohides indica* (L.)

- Kuntze in two subtropical lakes with different trophic conditions. *Panamjas*. v. 5, n. 4, p. 557-571.
- SANSEVERINO, A. M. & NESSIMIAN, J. L. 2001. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 13, n. 1, p. 29-38.
- TAKEDA, A. M., BUTAKKA, C. M. M., FUJITA, D. S., FUJITA, R. H. & BIBIAN, J. P. R. 2005. Larvas de Chironomidae em Cascata de Reservatórios no Rio Iguaçu (PR). Pp. 147-159. In: Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C., (eds.). *Biocenose em Reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima. 321p.
- TOWNSEND, C. R. & SCARSBROOK, M. R. 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnol. Oceanogr.* v.42, n.5, p. 938-949.
- TRINDADE, C. R. T. 2008. Biomassa, produtividade e nutrientes de *Salvinia herzogii de la Sota* e *Azolla filiculoides* Lam., em dois corpos d'água rasos subtropicais (Rio Grande, RS-Brasil). Dissertação de mestrado, PPG Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande. 63pp.
- TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral Cycles and Seasonal Variation of Limnological Factors of a Subtropical Shallow Lake (Rio Grande, RS – Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 21, n.1, p. 35-44.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1999. Insetos dípteros: quironomídeos. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo: Invertebrados de água doce* (Ismael et al., eds.). FAPESP, São Paulo, p.141-148.
- WIETHOFF, G.; WALZ, N.; GAEDKE, U. 2001. The intermediate disturbance hypothesis – species diversity or functional diversity? *Journal of Plankton research*. v. 23, n. 10, p. 1147-1155.
- WÜRDIG, N. L., CENZANO, C. S. S. & MOTTA MARQUES, D. 2007. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 19, n. 4, p. 427-438.

**MANUSCRITO 2**

**“Estrutura de habitat e sua influência na composição e estrutura funcional de Chironomidae fitófilos”**

## **Estrutura de habitat e sua influência na composição e estrutura funcional de Chironomidae fitófilos**

**Abstract:** The larvae of Chironomidae participate intensely zoocenose associated with aquatic macrophytes, the numerical point of view, as the dominant group in variety of ways, most species, and occupying different trophic levels. This study aimed to verify if the composition and distribution of functional trophic groups of genera of Chironomidae phytophilous are influenced by environmental characteristics and / or structure of macrophytes in four lakes. Chironomidae larvae are from previous studies of fauna associated with macrophytes prevailing in these lakes between the years 2005, 2007 and 2010. The collect of macrophytes were performed with the network, brought to the laboratory, washed and organisms preserved in 80% alcohol for later sorting and identification of genera in an optical microscope. The analysis compared the average abundances of the genera and GTFs between lakes, and average abundance of genres and GTFs regarding the complexity of the plants were performed with application of MANOVA. We calculated the relative frequency for each genus in each year and the relative frequency of the GTF for the lakes and for the plants. In order to analyze if the complexity of the plant influences the biodiversity of chironomids was Jaccard's similarity between genera regarding the composition of plants and a cluster analysis with Euclidean distance to determine the similarity between plants and GTFs. We found that the lakes did not differ among the abundance of genres, but when considering the complexity of the plants found significant differences. The lakes showed different GTFs predominance. The Biguás lake showed a predominance of collectors, Polegar and Centro Esportivo, shredders, and Dunas, predators, corresponding to environmental characteristics of each, however, the GTFs showed no relationship to the structure of the plant.

**Keywords:** functional trophic groups, complexity of plants, subtropical shallow lakes

**Resumo:** As larvas de Chironomidae participam intensamente da zoocenose associada às macrófitas aquáticas, do ponto de vista numérico, como grupo dominante, em diversidade de formas, maior número de espécies, e ocupando diferentes níveis tróficos. Este estudo teve como objetivo verificar se a composição e a distribuição de grupos tróficos funcionais de gêneros de Chironomidae fitófilos são influenciados pelas

características ambientais e/ou estrutura das macrófitas aquáticas em quatro lagos. As larvas de Chironomidae são provenientes de estudos anteriores com fauna associada as macrófitas predominantes nesses lagos entre os anos de 2005, 2007 e 2010. As coletas das macrófitas foram realizadas com rede, levadas ao laboratório, lavadas e os organismos conservados em álcool 80% para posterior triagem e identificação dos gêneros em microscópio óptico. As análises de relação das abundâncias médias dos gêneros e GTFs entre lagos, e abundâncias médias dos gêneros e dos GTFs em relação a complexidade das plantas foram realizadas com aplicação de MANOVA. Foi calculada a frequência relativa para cada gênero em cada ano por lago e a frequência relativa dos GTF por lago e por planta. A fim de analisar se a complexidade das plantas influencia na biodiversidade de Chironomidae foi utilizada similaridade de Jaccard para verificar a semelhança entre composição de gêneros em relação as plantas e uma análise de Cluster com distância Euclidiana para verificar a similaridade entre as plantas e os GTFs colonizadores. Verificamos que os lagos não apresentaram diferença quanto a abundância dos gêneros, mas ao considerarmos a complexidade das plantas verificamos diferenças significativas. Os lagos apresentaram predominâncias diferentes de GTFs. O lago dos Biguás apresentou predominância de coletores, Polegar e Centro Esportivo, fragmentadores; e Dunas, predadores correspondendo as características ambientais de cada um, porém, os GTFs não demonstraram relação com a estrutura das planta.

**Palavras-chave:** grupos tróficos funcionais, complexidade de plantas, lagos rasos subtropicais

## **Introdução**

A hidrografia da planície costeira do Rio Grande do Sul, de acordo com Vieira & Rangel (1988), constitui um sistema altamente dinâmico, complexo e de modificações rápidas, sendo composta por lagoas interiores de diferentes tamanhos, banhados e arroios. Os autores também salientam que devido a características peculiares do seu processo de formação, esta região não apresentou condições para a presença de grandes rios. Nesses sistemas predominam as reduzidas profundidades, o que os tornam mais suscetíveis à entrada de material alóctone e desenvolvimento de comunidades vegetais (Vieira & Rangel, 1983).

As macrófitas aquáticas têm grande importância em ecossistemas aquáticos devido ao seu papel na produtividade primária, aproveitamento de sua biomassa pela fauna aquática e nos ciclos biogeoquímicos (Esteves, 2011). Além disso, estas plantas proporcionam abrigo, refúgios contra eventuais predadores, local de oviposição e diversificação de recursos alimentícios para uma gama de invertebrados (Ward, 1992; Trivinho-Strixino & Strixino, 1993; Trivinho-Strixino et al. 1997).

A estrutura do habitat desempenha um papel importante na determinação da diversidade de espécies, sendo assim habitats fisicamente mais complexos em geral são mais diversos (Bell et al. 1991). Esta complexidade é utilizada como um preditor de riqueza de espécies sobre uma vasta gama de escalas espaciais, a partir de plantas aquáticas individuais (e.g. Jeffries, 1993; Taniguchi, Takano & Tokeshi, 2003). O efeito positivo da complexidade proporcionada por macrófitas aquáticas vem sendo demonstrado em vários habitats (Thomaz & Esteves, 2011). Além de avaliações observacionais, vários experimentos demonstraram o aumento tanto na diversidade quanto na densidade de invertebrados aquáticos em estruturas mais complexas de plantas (Thomaz et al. 2008, Dibble et al. 2006).

Nesse sentido, a presença da vegetação num ecossistema aquático resulta num aumento considerável da área disponível para a colonização por invertebrados (Pinder, 1995), e que a função mais importante das macrófitas nos sistemas de água doce para os invertebrados é servir como substrato adicional (Beckett et al. 1992) e nos lagos rasos são importantes refúgios para o zooplâncton pastador (Merhoff & Jeppesen, 2010).

Dentre os invertebrados aquáticos, a família Chironomidae (Diptera) é mais estudada, devido a sua ampla distribuição, ser a mais diversa e a mais abundante família de insetos, por ocuparem uma grande variedade de nichos, com diferentes espécies exibindo diferentes comportamentos alimentares e estilos de vida (Bazzanti et al. 1997; Franquet, 1999; Bazzanti, 2000). As larvas de Chironomidae em ecossistemas de água doce (rios, córregos, lagos, reservatórios, zonas úmidas temporárias e permanentes, e nascentes), vivem na superfície do sedimento ou estão associados a plantas aquáticas, mostrando amplas tolerâncias ecológicas relacionadas com a sua extensa gama de características morfológicas, fisiológicas, e adaptações comportamentais (Pinder, 1986; Coffman & Ferrington, 1996). As larvas de Chironomidae (Diptera) usualmente participam intensamente da zoocenose associada às macrófitas aquáticas, do ponto de vista numérico, como grupo dominante, em diversidade de formas, maior número de espécies, e ocupando diferentes níveis tróficos: detritívoros (coletores e filtradores), herbívoros (minadores, raspadores e retalhadores) e predadores (Merritt et al. 2007; Ward, 1992; Trivinho-Strixino et al. 1997).

Os gêneros de Chironomidae têm sido utilizados na caracterização de ecossistemas a partir da categorização em grupos tróficos funcionais (GTFs) (Cummins et al. 2005). Esta categorização consiste na análise funcional de alimentação de invertebrados aquáticos com base em mecanismos morfo-comportamentais de aquisição

de alimentos. Assim, a alteração da dominância relativa nas categorias de recurso alimentar, conduz a uma correspondente mudança nas relações dos diferentes grupos tróficos funcionais (Ferrington et al. 2007).

Tendo em vista a representatividade dessa família em ecossistemas de água doce, nosso estudo tem como objetivo verificar se a composição e a distribuição de grupos tróficos funcionais de gêneros de Chironomidae são influenciados pelas características ambientais e/ou estrutura das macrófitas aquáticas em quatro lagos do sul do Brasil.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi desenvolvido em quatro lagos (Lago dos Biguás, Lago Polegar, Lago Centro Esportivo, e Lago das Dunas) do *campus* Carreiros da Universidade Federal do Rio Grande (32° 04' 43'' S e 52° 10' 03'' W) situado na cidade de Rio Grande/RS.

Atualmente o *campus* apresenta-se constituído por campos de dunas, áreas florestadas, campos limpos, além de áreas edificadas. Entre estas, encontram-se um conjunto de pequenos corpos de água naturais e artificiais, e uma extensa área que durante os períodos de elevada precipitação, permanece com o solo saturado.

Vários estudos já foram realizados nos lagos do *campus* fazendo sua caracterização e constatando diferentes características limnológicas (Albertoni et al. 2005; Trindade et al. 2008a; Trindade et al. 2009) desde oligotrofia a hipereutrofia (Tabela 1).

O Lago dos Biguás (32° 04' 24'' S e 52° 09' 54'' W) apresenta tipologia entre meso-eutrofia e hipertrofia devido ao aporte de material fecal das aves que pernoitam nas ilhas em seu interior. O Lago Polegar (32° 4' 40'' S e 52° 10' 07'') possui baixa produtividade primária e baixas concentrações de nutrientes (N e P total), demonstrando

um padrão oligo-mesotrófico, apresentando uma alta transparência da coluna d'água. O Lago Centro Esportivo (32° 4' 15'' S e 52° 09' 54'' W), segundo Ramos e Palma-Silva (2008), costuma apresentar 100% de transparência com produtividade baixa, se mostrando em um estado de oligotrofia. O Lago das Dunas (32° 04' 15'' S e 52° 10' 07'' W) é considerado mesotrófico com grande heterogeneidade espacial, principalmente por apresentar amplos e diversificados estandes de macrófitas aquáticas, constituídos por diferentes grupos ecológicos. Destacam-se pela abundância as espécies *Typha domingensis*, *Nymphoides indica*, *Salvinia herzogii* e algumas espécies dos gêneros *Utricularia* e *Chara* (Pereira et al. 2012).

**Tabela 1.** Médias, desvio padrão ( $\pm$ DP) das variáveis ambientais da coluna d'água e macrófitas dominantes para cada ano de estudo nos lagos do *campus* Carreiros, Rio Grande, RS. Clorofila-*a* (Chl-*a* =  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), Fósforo total (PT =  $\text{mg.L}^{-1}$ ) e Nitrogênio total (NT =  $\text{mg.L}^{-1}$ ). Fonte: Laboratório de Limnologia, FURG.

Lagos	Chl- <i>a</i> ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	PT( $\text{mg.L}^{-1}$ )	NT( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Macrófitas dominantes
<b>Ano 2005</b>	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	
Lago dos Biguás	137.5 $\pm$ 44.47	0.4 $\pm$ 0.04	3.6 $\pm$ 0.74	<i>Pistia stratiotes/Nym phoides indica</i>
Lago Polegar	8.71 $\pm$ 0.0	0.01 $\pm$ 0.01	0.35 $\pm$ 0.10	<i>P. stratiotes/N. indica</i>
Lago Centro Esportivo	21.22 $\pm$ 8.09	0.05 $\pm$ 0.01	0.61 $\pm$ 0.15	<i>P. stratiotes/N. indica</i>
Lago das Dunas	8.91 $\pm$ 0.81	0.02 $\pm$ 0.01	0.79 $\pm$ 0.07	<i>P. stratiotes/N. indica</i>
<b>Ano 2007</b>				
Lago dos Biguás	146.04 $\pm$ 18.52	0.64 $\pm$ 0.40	3.77 $\pm$ 0.87	<i>Salvinia herzogii</i>
Lago Polegar	30.31 $\pm$ 0.0	0.01 $\pm$ 0.0	0.51 $\pm$ 0.0	<i>N. indica</i>
Lago Centro Esportivo	77.67 $\pm$ 0.0	0.02 $\pm$ 0.0	0.67 $\pm$ 0.0	<i>N. indica</i>
Lago das Dunas	3.93 $\pm$ 3.89	0.03 $\pm$ 0.02	0.75 $\pm$ 0.06	<i>S. herzogii</i>
<b>Ano 2010</b>				
Lago dos Biguás	10.38 $\pm$ 5.42	0.04 $\pm$ 0.02	0.70 $\pm$ 0.29	<i>Potamogeton. pectinatus / Chara sp.</i>
Lago Polegar	15.05 $\pm$ 15.03	0.06 $\pm$ 0.02	0.47 $\pm$ 0.01	<i>N. indica</i>
Lago Centro Esportivo	6.74 $\pm$ 0.0	0.03 $\pm$ 0.0	0.38 $\pm$ 0.0	<i>N. indica</i>
Lago das Dunas	16.28 $\pm$ 10.02	0.04 $\pm$ 0.01	0.32 $\pm$ 0.05	<i>S. herzogii</i>

### *Procedimentos de amostragem e análise*

As larvas de Chironomidae utilizados neste estudo são provenientes de estudos com fauna associada a macrófitas nos anos de 2005, 2007 e 2010 depositadas na Coleção de Invertebrados Límnicos Subtropicais do Laboratório de Limnologia do ICB-FURG. O “n” amostral totalizou 33 amostras entre os quatro lagos, sendo cada mês de coleta considerado como uma amostra. Para o Lago dos Biguás obteve-se 9 amostras, Lago Polegar 5, Lago do Centro Esportivo 6, e Lago das Dunas 13 amostras. Nas plantas obtivemos 16 amostras para *N. indica*, 8 para *P. stratiotes*, 12 para *S. herzogii*, 5 para *P. pectinatus* e 2 para *Chara* sp. As coletas obedeceram um padrão sazonal, sendo que em alguns ambientes foram realizadas mensalmente.

O procedimento de coleta das macrófitas predominantes no ambiente (tabela 1) foi realizado com rede de 250  $\mu$  de área conhecida com três repetições e acondicionadas em sacos plásticos. No laboratório as plantas passam pelo processo de lavagem em água corrente sob peneira de 250 $\mu$  de malha, os organismos são separados e conservados em álcool 80% para posterior triagem em microscópio estereoscópico. Para identificação dos gêneros das larvas de Chironomidae foram montadas lâminas provisórias com glicerina, observadas em microscópio óptico e identificados segundo Epler (2001).

As variáveis ambientais da coluna d'água clorofila-*a* e nutrientes (P e N-total) foram obtidas a partir do banco de dados do laboratório de limnologia do Instituto de Ciências Biológicas da FURG.

Após identificação e contagem a categorização em grupos tróficos funcionais seguiu Ferrington Jr. et al. (2007). Foram calculadas para cada lago e para cada planta a riqueza esperada usando método de rarefação (Magurran, 1988) para eliminar os efeitos de esforços das coletas sobre o número de indivíduos coletados; frequência relativa para cada gênero em cada ano por lago e a frequência relativa dos GTF por lago e por planta;

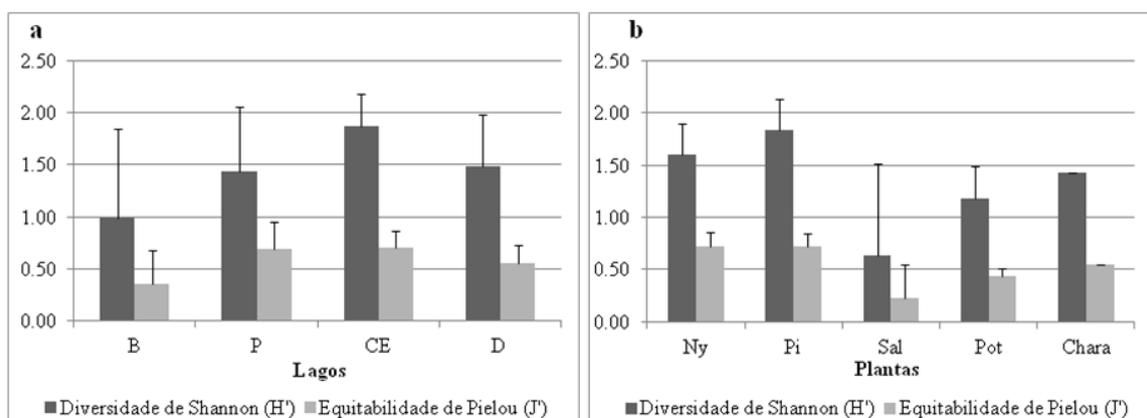
diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) tanto por lago como por plantas. A semelhança quanto à composição dos gêneros entre os lagos foi analisada com similaridade de Jaccard. Foi aplicada análise de variância multivariada (MANOVA) para verificar se existe diferença entre os lagos e entre as plantas em relação às abundâncias médias dos gêneros.

A fim de analisar se a complexidade das plantas influencia na biodiversidade de Chironomidae foi utilizada similaridade de Jaccard para verificar a semelhança entre composição de gêneros em relação as plantas e uma análise de Cluster com distância Euclidiana para verificar a similaridade entre as plantas e os GTFs colonizadores. Foi realizada uma MANOVA considerando três fatores: *Nymphoides indica* como menos complexa, *Salvinia herzogii* e *Pistia stratiotes* de complexidade intermediária, e *Chara* sp. e *Potamogeton pectinatus* mais complexa para verificar se existe diferença significativa quanto as abundâncias médias de gêneros de Chironomidae entre essas plantas. A determinação da complexidade das plantas seguiu classificação proposta por Thomaz et al. (2008) em que plantas como *Nymphaea amazonum* são consideradas de estrutura simples e macrófitas submersas de alta complexidade. Nesta classificação, consideramos as plantas flutuantes como de complexidade intermediária.

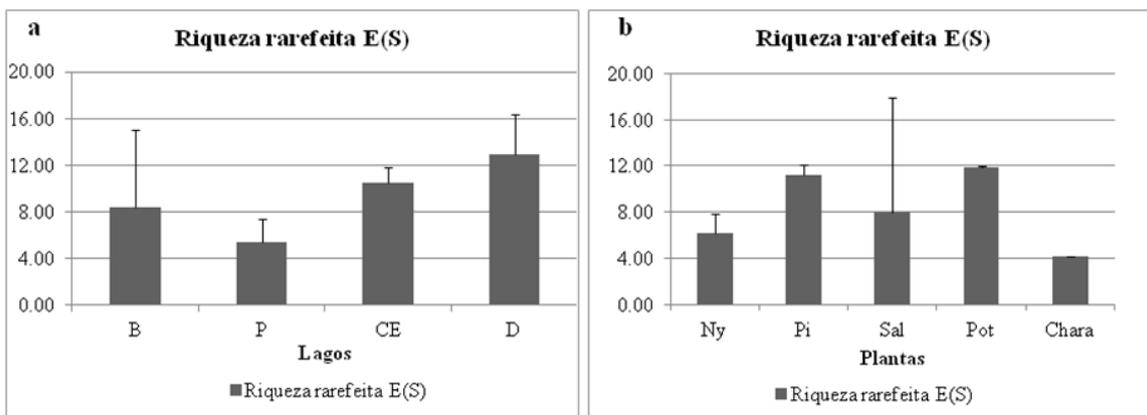
O *software* Primer 6 Beta foi usado para calcular a diversidade de Shannon ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e riqueza rarefeita. A similaridade de Jaccard e análise de Cluster foram realizadas a partir do programa Past versão 1.8 e o programa R (The R Development Core Team, 2009) usando funções do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2010) para MANOVA.

## Resultados

No total foram identificados 28 gêneros distribuídos em três subfamílias (Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae), representando 14790 indivíduos identificados entre os lagos no período de estudo. O lago do Centro Esportivo foi o que apresentou os maiores valores de diversidade e equitabilidade e o Lago dos Biguás os menores (Figura 1a). Os maiores valores no lago do Centro Esportivo foram no ano de 2007 ( $H' = 2,19$ ,  $J' = 0,88$ ). Os menores valores obtidos no Lago dos Biguás foram em 2007 e Polegar em 2010 ( $H' = 0$ ;  $J' = 0$  e  $H' = 1,08$ ;  $J' = 0,42$ , respectivamente). A planta que apresentou os maiores valores para esses índices foi *P. stratiotes* ( $H' = 1,83$ ,  $J' = 0,72$ ) e os menores valores para *S. herzogii* ( $H' = 0,63$ ,  $J' = 0,23$ ). A riqueza apontou o Lago das Dunas como o mais rico (Figura 2a) e em relação as plantas *P. pectinatus* foi o que apresentou o maior número esperado de gêneros e *Chara* sp. o menor.



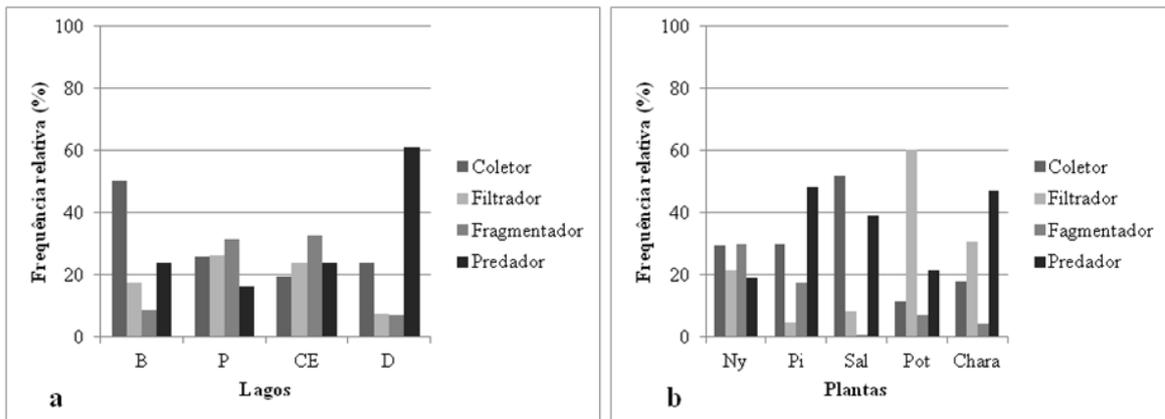
**Figura 1.** Diversidade ( $H'$ ) e Equitabilidade ( $J'$ ) nos quatro lagos estudados (a) e nas plantas dominantes nestes ambientes (b). Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). *N. indica* (Ny), *P. stratiotes* (Pi), *S. herzogii* (Sal), *P. pectinatus* (Pot) e *Chara* sp. (Chara). Rio Grande, RS.



**Figura 2.** Riqueza rarefeita durante o período amostral nos quatro lagos em estudo (a) e nas plantas dominantes nestes ambientes (b). Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). *N. indica* (Ny), *P. stratiotes* (Pi), *S. herzogii* (Sal), *P. pectinatus* (Pot) e *Chara* sp. (Chara). Rio Grande, RS.

Os gêneros mais abundantes durante os três anos de estudo no Lago dos Biguás foram *Parachironomus* e *Goeldichironomus* (41,2% e 24% ano 2005), *Goeldichironomus* (100% ano 2007) e *Rheotanytarsus* (46,9% ano 2010). O gênero *Cricotopus* foi mais abundante no Lago Polegar (29,7% e 34,7% em 2005 e 2007) e no Lago Centro Esportivo (48,1% e 35,1% em 2005 e 2010). No lago das Dunas *Monopelopia* obteve 52,4% e 58,3% nos anos de 2007 e 2010.

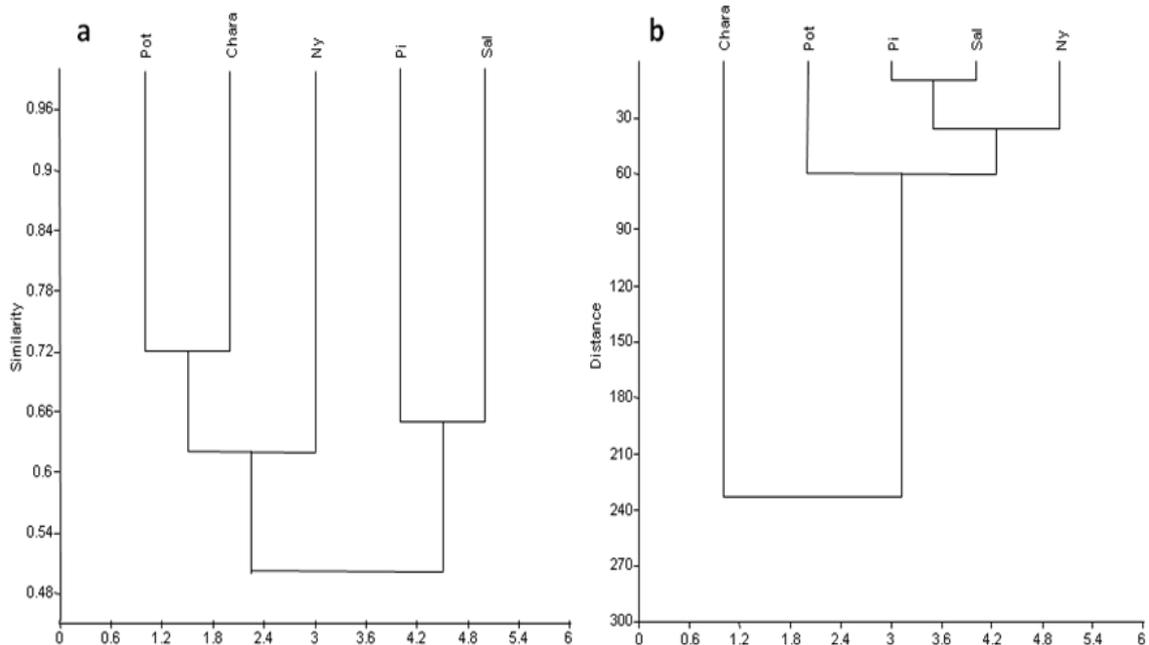
Com a categorização em grupos tróficos funcionais obtivemos 4 grupos: Coletor-catador, Coletor-filtrador, Fragmentador e Predador. Calculando a frequência média dos grupos para cada lago obtivemos para o Lago dos Biguás uma predominância de coletores-catadores, para o Lago Polegar e Centro Esportivo os fragmentadores dominaram e para o Lago das Dunas uma predominância de predadores (Figura 3a). Neste último, verificou-se que a elevada abundância de predadores foi de 75,1% no ano de 2007 e 91,5% em 2010. Já para as plantas (Figura 3b) *P. pectinatus* apresentou uma predominância de filtradores, *N. indica* de fragmentadores, *P. stratiotes* e *Chara* sp. de predadores, *S. herzogii* de coletores.



**Figura 3.** Categorização dos grupos tróficos funcionais dos gêneros de Chironomidae identificados nos quatro lagos (a) e nas plantas (b) ao longo do período de estudo. Lago dos Biguás (B), Lago Polegar (P), Lago Centro Esportivo (CE) e Lago Dunas (D). *N. indica* (Ny), *P. stratiotes* (Pi), *S. herzogii* (Sal), *P. pectinatus* (Pot) e *Chara* sp. (Chara). Rio Grande, RS.

A similaridade de Jaccard mostrou a formação de três grupos quanto a composição dos gêneros de Chironomidae entre os lagos (Figura 4). Houve uma tendência de agrupamento por anos demonstrando que entre lagos a composição dos gêneros são semelhantes. Através da MANOVA verificamos que não existe diferença significativa entre os lagos com relação a abundância média dos gêneros (GL=3; F=1.43, p=0.10) e com relação aos GTFs (GL= 3; F= 0.97, p= 0.49).





**Figura 5.** Dendrograma (a) baseado na composição dos gêneros de Chironomidae, em relação as plantas utilizando similaridade de Jaccard e (b) baseado nos GTFs nas diferentes plantas utilizando distância Euclidiana. *Chara* sp. (Chara); *Potamogeton pectinatus* (Pot); *Nymphoides indica* (Ny); *Pistia stratiotes* (Pi); *Salvinia herzogii* (Sal). Rio Grande, RS.

Os resultados de comparação da abundância dos gêneros em relação a complexidade das plantas mostraram-se significativos (MANOVA,  $p=0,04$ ,  $F=2,17$  e  $GL= 2$ ). No entanto, a complexidade das macrófitas estudadas não evidenciou diferença em relação a distribuição dos GTFs (MANOVA,  $p=0,06$ ,  $F=2,77$  e  $GL= 2$ ).

## Discussão

Um dos aspectos mais surpreendentes sobre os insetos aquáticos é relativo à grande capacidade de viverem e manterem alta diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos de água doce (Rosenberg & Resh, 1993). Dentre estes os pertencentes a família Chironomidae são reportados como os mais abundantes e ricos nestes ambientes (Epler, 2001). Além disso, os gêneros e espécies tem sido muito utilizados na avaliação

e classificação desses ecossistemas (Callisto et al. 2001, Resende & Takeda, 2007; Koperski, 2009).

Nesse sentido, mesmo com diferenças nas características da água, os lagos não tiveram diferenças na abundância e na composição dos gêneros, provavelmente devido à proximidade entre eles. Mas, embora estatisticamente não apresente diferenças significativas, as categorizações funcionais variaram entre os lagos. A caracterização funcional tem sido muito utilizada por pesquisadores tendo em vista que esta é baseada nos mecanismos morfo-comportamentais de aquisição de alimentos dos invertebrados aquáticos, e com isso pode-se inferir sobre as condições que se encontra o ambiente (Ferrington et al. 2007, Merritt et al. 2007).

No Lago dos Biguás o grupo mais representativo foram os coletores-catadores, embora a dominância tenha mudado em cada ano. Este lago nos anos de 2005 e 2007 recebeu grande aporte de matéria orgânica proveniente do material fecal das aves que pernoitam nas duas ilhas no seu centro. Esse fato se reflete nas elevadas concentrações de Chl-*a*, PT e NT, exceto no ano de 2010 em que houve uma grande diminuição. Com isso, os coletores-catadores que se alimentam de pequenas partículas de matéria orgânica depositada (Merritt et al. 2007) foram dominantes. A partir de 2009 e 2010 observamos que as aves que utilizavam as ilhas do interior do lagos começaram a desaparecer e concomitante houve crescimento da macrófita submersa *Potamogeton pectinatus* e da macroalga *Chara* sp., a transparência total da coluna d'água se estabeleceu e o grupo dominante foram os filtradores representado pelo gênero *Rheotanytarsus*.

O gênero *Rheotanytarsus* é normalmente encontrado associado a plantas aquáticas onde constroem tubos nas folhas e caules (Epler, 2001). Esse hábito possibilita sua forma de alimentação que consiste na captura, por filtração, de pequenas partículas de

matéria orgânica em suspensão na coluna d'água. Isso explica a alteração que ocorreu nos grupos funcionais uma vez que, segundo Merritt et al. (2007) existe uma correspondência direta entre as categorias de recursos nutricionais presentes no ambiente e as populações de invertebrados que se adaptam de forma eficiente a colher determinado recurso alimentar.

Os GTFs do Lago Polegar e Centro Esportivo foram representados por fragmentadores (*Cricotopus*) seguido por coletores-filtradores (*Rheotanytarsus*). Nesses lagos a transparência da coluna d'água é total, com baixa concentração de matéria orgânica e a macrófita predominante é *Nymphoides indica*. Essa macrófita possui folhas flutuantes que alcançam a superfície através de pecíolos longos e flexíveis e é firmemente enraizada no substrato por extensos sistemas de rizomas (Cordazzo & Seelinger, 1988). De acordo com Albertoni et al. (2005) a composição e abundância da fitofauna variam de acordo com o tipo de macrófita aquática. As variações nesta comunidade são explicadas pelas diferenças na morfologia e biomassa da planta, influenciando a estrutura do habitat e em consequência, o grau de proteção e alimento disponível (Albertoni et al. 2001). Os fragmentadores alimentam-se mastigando folhas ou tecido vascular vivo de plantas, ou escavam madeira (Berg, 1995; Coffman & Ferrington, 1996) e os coletores-filtradores, aqui representados principalmente por *Rheotanytarsus*, se fixam nos pecíolos dessa macrófita através da construção de seus tubos e assim conseguem se alimentar.

O Lago das Dunas apresentou uma dominância de predadores nos anos de 2007 e 2010 em que a macrófita *Salvinia herzogii* cobria quase a totalidade da superfície do lago. A predominância dos predadores associados a essa macrófita sugere sua utilização como esconderijo, onde os invertebrados podem exercer melhor suas estratégias de caça (Dornfeld & Fonseca-Gessner, 2005). Além disso, a dificuldade de penetração da luz

solar devido à cobertura da superfície do lago pelo estande, resultou no baixo crescimento de fitoplâncton, demonstrado pelos baixos valores de Chl-a. Portanto o único recurso alimentar para os organismos seria os detritos retidos na raízes de *Salvinia*, mas devido a sua rizosfera reduzida o acúmulo é dificultado, impedindo, assim, a predominância de alguns grupos como os coletores-catadores (Trivinho-Strixino et al. 1997).

Quando se leva em consideração a complexidade das plantas há uma diferença significativa entre as abundâncias e, a partir dos agrupamentos gerados pela similaridade de Jaccard visualiza-se que a composição dos gêneros é semelhante em plantas de igual complexidade. Este fato já foi relatado por alguns autores como Jeffries (1993) e Thomaz et al. (2008) em que discutem que em uma escala de microhabitat, a complexidade do habitat fornecido pela arquitetura das plantas, juntamente com a identidade e estrutura de superfície área da planta, causa diferenças na riqueza de espécies e abundância de macroinvertebrados epifíticos.

Dentre as macrófitas estudadas *P. pectinatus* é a de maior complexidade e apresentou a maior riqueza enquanto que *Chara* sp., apesar de sua estrutura elaborada apresentou os menores valores de riqueza. Segundo Eleger et al. (2006) a palatabilidade e composição química das diferentes plantas podem contribuir para diferentes preferências por invertebrados. Isso pode estar relacionado no caso da macroalga, uma vez que esta apresenta elevadas concentrações de cálcio quando comparada a outras plantas como *P.pectinatus*. Królikowska (1997) cita concentrações de Ca entre 234 e 246 mg Ca g<sup>-1</sup> em quatro espécies de *Chara* e para *P. pectinatus* de 50 mg Ca g<sup>-1</sup>.

O resultado da MANOVA aplicada em relação aos GTFs nas plantas não apresentou diferença significativa, ou seja, embora a composição taxonômica tenha se diferenciado conforme a complexidade das plantas este fato não foi confirmado para os

GTFs. Verdonschot et al. (2012) encontrou resultado semelhante com diferença entre microhabitats em relação a composição taxonômica de macroinvertebrados e não entre grupos funcionais. Nossos resultados com os gêneros de Chironomidae demonstram o mesmo padrão em que a estrutura do habitat (complexidade de macrófitas) não está relacionada com os grupos funcionais.

Dessa forma, os resultados encontrados indicam que a complexidade da estrutura das plantas aquáticas em ambientes lênticos subtropicais rasos influencia na composição dos gêneros de Chironomidae. Embora não tenhamos encontrado diferença significativa entre os lagos em relação a abundância desses gêneros, com a categorização em grupos funcionais obtivemos uma resposta desses organismos em relação as características ambientais de cada lago. Com isso, constatamos que a complexidade da estrutura das plantas aquáticas em ambientes lênticos subtropicais rasos influencia na composição dos gêneros de Chironomidae, e que, a categorização em grupos funcionais responde as diferentes características ambientais.

### **Agradecimentos**

Os autores são gratos aos membros do Laboratório de Limnologia do Instituto de Ciências Biológicas da FURG e a CAPES pela bolsa de estudos concedida ao primeiro autor.

## Bibliografia

- ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C. & ESTEVES, F. A. 2001. Macroinvertebrates associated with *Chara* in a tropical coastal lagoon (Imboassica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia*. v. 457, p. 215-224.
- ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C. & VEIGA, C. C. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada às macrófitas aquáticas *Nymphoides indica* e *Azolla filiculoides* em dois lagos subtropicais (Rio Grande, RS, Brasil). *Acta Biologica Leopondensia*. v. 27, n. 3, p. 137-145.
- BAZZANTI, M., SEMINARA, M. & BLDÓN, S. 1997. Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*. v.21, p. 213-222.
- BAZZANTI, M. 2000. Ecological requirements of chironomids (Diptera: Chironomidae) on the soft bottom of the River Arrone, Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*. v. 15, p. 397-409.
- BECKETT, D. C., AATILA, T. P. & MILLER, A. C. 1992. Invertebrate abundance on *Potamogeton nodosus*, effects of plant surface area an condition. *Can. J. Zool.* v. 70, p. 300-306.
- BELL, S. S., MCCOY E. D. & MUSHINSKY, H. R. 1991. Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space. Chapman & Hall, London.
- BERG, H. B. 1995. Larval food and feeding behaviour. In: Armitage, P. D.; Cranston, P. S. & Pinder, L. C. V. (eds). *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London, UK, p.136-168.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 6, n.1, p. 71-82.
- COFFMAN, W. P. & FERRINGTON, L. C. 1996. Chironomidae. In: Merritt, K. W. & Cummins, R. W. (eds). *An introduction of aquatic insects of North America*. Kendall Hunt Publishing, Dubuque, USA, p.635-754.
- CORDAZZO, C. V. & SEELINGER, U. 1988. *Guia ilustrado da vegetação costeira do extreme sul do Brasil*. Rio Grande, Editora da Furg. 275p.
- CUMMINS, K. W., MERRITT, R. W. & ANDRADE, P. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v.40, n.1, p. 69-89.

- DIBBLE, E. D. & THOMAZ, S. M. 2006. A Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic Plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v.49, n.3, p. 421-428.
- DORNFELD, C. B. & FONSECA-GESSNER, A. 2005. Fauna de Chironomidae (Diptera) associada à *Salvinia* sp. e *Myriophyllum* sp. num reservatório do córrego do espreiado, São Carlos, São Paulo, Brasil. *Entomol. Vect.* v.12, n.2, p.181-192.
- ELGER, A., BARRAT-SEGRETAIN M. H. & WILLBY, N. J. 2006. Seasonal variability in the palatability of freshwater macrophytes: a case study. *Hydrobiologia*. v. 570, p. 89–93.
- EPLER, J. H. 2001 (Ed.). Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River 526 pp. Accessible at <http://home.earthlink.net/~johnepler/index.html>
- ESTEVEZ, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- FERRINGTON Jr, L. C., BERG, M. B. & COFFMAN, W.P. 2007. Chironomidae. Pp. 847-1003. In: Merrit, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B., (eds.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. 4ª ed. 1158p.
- FRANQUET, E. 1999. Chironomid assemblage of a Lower-Rhone dike Field: relationships between substratum and biodiversity. *Hydrobiologia*. v. 397, p. 212-231.
- JEFFRIES, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos*. v. 67, p. 142–148.
- KOPERSKI, P. 2009. Reduced diversity and stability of chironomid assemblages (Chironomidae, Diptera) as the effect of moderate stream degradation. *Polish Journal of Ecology*. v. 57, n.1, p. 125-138.
- KRÓLIKOWSKA, J., 1997. Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake—species differentiation, biomass and the distribution of submerged macrophytes in Lake Łuknajno (Poland). *Hydrobiologia* 342/343, 411–416.

- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. 179 p.
- MERRITT, R. W., CUMMINIS, K. W. & BERG, M. B. 2007. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Ed. Kendall/Hunt Publishing Company, 4<sup>a</sup> ed. 1158p.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. G. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER, 2010. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PEREIRA, S. A, TRINDADE, C. R. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA. 2012. Aquatic macrophytes of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Check List*. v.8, n. 2, p. 187-191.
- PINDER, L. C. V. 1986. Biology of freshwater chironomidae. *Annual Review of Entomology*. v. 31, p. 1–23.
- PINDER, L.C.V. 1995. The habitats of chironomid larvae. *In: The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges* (P.D. Armitage, P.S. Cranston & L.C.V. Pinder, eds). Chapman & Hall, London, p. 107-135.
- RAMOS, K. L. & PALMA-SILVA, C. 2008. Produtividade fitoplanctônica de lagos rasos subtropicais do campus Carreiros, FURG, Rio Grande, RS. Monografia de conclusão de curso. 42p.
- RESENDE, D. L. M. C. & TAKEDA, A. M. 2007. Larvas de Chironomidae (Diptera) em três Reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Zoociências*. v. 9, n. 2, p. 167-176.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Pp. 1-9. *In: Rosenberg, D. M. & Resh, V.H., (eds.). Freshwater Biology and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- TANIGUCHI, H. NAKANO, S. & TOKESHI, M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater biology*. v. 48, p. 718-728.
- THOMAZ, S. M., DIBBLE, E. D., EVANGELISTA, L. R., HIGUTI, J., BINI, L. M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*. v.53, p. 358–367.

- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A. 2011. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. P.p. 461-521. In: ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. 790p.
- TRINDADE, C. R. T., ALBERTONI, E. F., PALMA-SILVA, C. 2008a. Alterações da qualidade da água de um lago raso subtropical, provocadas pelo crescimento de excessivo de *P. stratiotes* L. (Araceae). In: Anais do Seminário de Estudos Limnológicos em Clima Subtropical – CD. 13pp.
- TRINDADE, C. R. T., FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil).
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1993. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. Revista Brasileira de Biologia. v. 53, n. 1, p. 103-111.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; GESSNER, A. F. & CORREIA, L. 1997. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas nas lagoas marginais da Estação Ecológica do Jataí (Luiz Antônio – SP). *Anais do VIII Sem. Reg. Ecol.* v.8, p. 53-60.
- WARD, J.V., 1992. Aquatic Insect Ecology, Jonh Wiley & Sons, Inc. 424 p.
- VERDONSCHOT, R. C. M., DIDDEREN, K & VERDONSCHOT, P. F. M. 2012. Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologica*. v. 42, p. 31-42.
- VIEIRA, E.F. & RANGEL, S.S. 1983. Rio Grande: Geografia Física, Humana e Econômica. Sagra, Porto Alegre, 158 p.
- VIEIRA, E.F. & RANGEL, S.S. 1988. Planície costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica. Porto Alegre, editora Sagra, 256 p.

## **7. Considerações finais e perspectivas futuras**

No estudo a longo prazo realizado no Lago dos Biguás constatamos que a assembleia de Chironomidae é influenciada pelas mudanças que ocorrem no ambiente. Esta constatação se deve a composição e estrutura da assembleia de Chironomidae ter apresentado diferenças conforme as alternâncias nos produtores primários (macrófitas submersas – fitoplâncton – macrófitas flutuantes-fitoplâncton - macrófitas submersas) e variáveis ambientais como coloração da água, concentração de nutrientes e clorofila-*a*.

Verificamos que os maiores valores de riqueza e diversidade, foram encontrados nos anos em que o lago estava em períodos de transição entre os diferentes estados alternativos, e também uma alteração na dominância dos grupos tróficos funcionais foi verificada, com isso, sugerimos que este fato pode estar relacionado com a hipótese do distúrbio intermediário.

Alguns gêneros foram característicos em determinadas situações em que se encontrava o lago e por isso confirmam a nossa hipótese de que esta assembleia pode ser utilizada como indicadora de mudanças nos estados alternativos e estado trófico em lagos rasos subtropicais.

No estudo realizado entre os quatro lagos percebemos que a assembleia não se diferenciava entre os lagos apesar destes apresentarem características diferentes. Porém quando analisamos a assembleia em relação a complexidade das plantas obtivemos resultados com diferenças significativas em relação a abundância dos gêneros. A partir dos dendrogramas observamos o agrupamento de plantas com mesma complexidade demonstrando que estas abrigam gêneros semelhantes. No entanto quando analisamos as plantas em relação aos grupos tróficos estes não apresentaram diferenças significativas.

Verificamos que a dominância dos GTFs foi diferenciada entre os lagos o que indica uma resposta dos grupos tróficos em relação as características que se encontra o ambiente, pois haverá uma dominância daqueles grupos que são aptos a colher o alimento disponível naquele momento. Com isso, constatamos que complexidade da estrutura das plantas aquáticas em ambientes lênticos subtropicais rasos influencia na composição dos gêneros de Chironomidae e que a categorização em grupos funcionais responde as diferentes características ambientais.

Dessa forma, a partir dos resultados obtidos nestes manuscritos concluimos que a assembleia de Chironomidae pode ser utilizada como indicadores do estado trófico e das alterações ocorridas no ambiente. A verificação de que a complexidade das plantas aquáticas influencia na composição e abundância dos gêneros deste grupo de organismos demonstrou também que a categorização funcional através da dominância dos grupos tróficos consiste em um indicador mais seguro das condições ambientais que se encontra o ambiente aquático.

Através dos resultados obtidos nestes ambientes salienta-se a necessidade de ampliar estas abordagens para outros sistemas da planície costeira, avaliando como a assembleia de Chironomidae se comporta em escalas espaciais maiores. Avaliar quais atributos são responsáveis por possíveis diferenças nas assembleias tendo em vista que tanto fatores ambientais como processos regionais e tipos de substratos influenciam nesta variação.

## **8. Anexo**

### **Diversity of Chironomidae (Diptera) in decomposing *Nymphoides indica* (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic conditions**