



UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DE CONHECIMENTO CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E
CIÊNCIAS AMBIENTAIS

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E DE SEDIMENTOS DA
LAGOA DOS BARROS, OSÓRIO, SUL DO BRASIL

ANDRIGO ULIAN AGOSTINI

CAXIAS DO SUL

2019



UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DE CONHECIMENTO CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E
CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ANDRIGO ULIAN AGOSTINI

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E DE SEDIMENTOS DA
LAGOA DOS BARROS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Dissertação apresentada no Programa de Pós Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul, como requisito parcial para obtenção de grau de mestre em Engenharia e Ciências Ambientais

Orientadora Prof. Dr^a Rosane Lanzer
Co-orientador Prof. Dr. Alois Schäfer

CAXIAS DO SUL
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
Sistema de Bibliotecas UCS - Processamento Técnico

A275c Agostini, Andriago Ulian

Caracterização limnológica e de sedimentos da Lagoa dos Barros,
Rio Grande do Sul, Brasil / Andriago Ulian Agostini. – 2019.

89 f. : il. ; 30 cm

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa
de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2019.

Orientação: Rosane Lanzer.

Coorientação: Alois Schäfer.

1. Lagos. 2. Água doce. 3. Limnologia. 4. Barros, Lagoa dos. I.
Lanzer, Rosane, orient. II. Schäfer, Alois, coorient. III. Título.

CDU 2. ed.: 556.55

Catalogação na fonte elaborada pela(o) bibliotecária(o)
Michele Fernanda Silveira da Silveira - CRB 10/2334

ANDRIGO ULIAN AGOSTINI

**CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E DE SEDIMENTOS DA
LAGOA DOS BARROS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**

Dissertação apresentada no Programa de Pós
Graduação em Engenharia e Ciências
Ambientais da Universidade de Caxias do Sul,
como requisito para a obtenção de grau de
Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais

Orientadora: _____

Profa. Dr^a. Rosane Maria Lanzer

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Matheus Parmegiani Jahn

Universidade de Caxias do Sul

Prof. Dr. Pedro Antonio Roehe Reginato

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof^a. Dr^a Lezilda Carvalho Torgan

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

AGRADECIMENTOS

Este trabalho, como tantos outros, consiste em nada mais que as contribuições coletivas de uma série de pessoas notáveis organizadas por alguém ansioso por aprender e contribuir com o conhecimento humano. Por isso, não posso deixar de agradecer.

Agradeço ao meu co-orientador e pai científico, o professor Dr. Alois Eduard Schäfer, a quem devo muito como acadêmico e profissional. Pelas ideias, pelos conhecimentos, pelas broncas, pelas opiniões. Por somente aumentar meu desejo de ser um professor acadêmico, gerador e compartilhador do saber e do saber fazer.

Agradeço a professora Dr^a Rosane Maria Lanzer, por aceitar ser minha orientadora “no meio do caminho”, e por contribuir de forma excepcional e decisiva no rumo e fechamento deste trabalho. E muito antes disso, pelas conversas, pelas risadas, pelas dicas, pelos conselhos, pelas orientações em todos os aspectos possíveis do mundo ambiental. Por dedicar parte de seu valioso e disputado tempo para que este trabalho se tornasse real.

Agradeço à equipe do Laboratório de Análises Ambientais da UCS (LATAM), na pessoa do professor Dr. Lademir Leal, pela disponibilização de sua estrutura e auxílio técnico para obtenção de dados cruciais. Agradeço ainda a Dr^a Lezilda Torgan, assumidade internacional em sua área, pela inestimável contribuição no fornecimento de referenciais bibliográficos.

Agradeço a Petrobrás, pelo financiamento de minha bolsa e do Projeto Lagoas Costeiras III, que tornou possível esta realização. Agradeço a todos colegas de projeto, pela participação e ganhos compartilhados em coletas, análises, e horas e mais horas em carros e barcos no litoral do Rio Grande do Sul. Falando assim até parece que não foi divertido.

Meus agradecimentos não poderiam terminar de outra forma se não dedicados a pai, mãe e irmão, Ademar Antonio Agostini, Celma Ulian Agostini, e Adriano Ulian Agostini. Por que sem eles nada disso seria possível, numa concepção muito além da biológica. A partir da jornada dramática por detrás deste trabalho, dentre tantos aprendizados, destaco um: nada, mas nada, se compara ao valor da família. Amo vocês.

RESUMO

Lagos rasos de grandes dimensões são raros, porém relevantes aos ecossistemas e ao homem. Estes sistemas apresentam características ecológicas específicas, de acordo com as características da morfologia, água e do sedimento. A compreensão dos processos de um lago é ampliada pela análise de suas condições passadas. O objetivo deste estudo foi caracterizar as condições ecológicas no presente e passado da Lagoa dos Barros, um lago na região costeira sul brasileira. As condições no presente foram estudadas aliando levantamentos batimétricos, análises morfométricas, e avaliações de características da água e de comunidades biológicas. Para o passado, foi realizada a determinação de componentes físicos, químicos e biológicos (diatomáceas) em um perfil de 35 cm de sedimento. A singularidade da Lagoa dos Barros é derivada da alta turbidez mineral e limitação da produtividade do sistema pela baixa disponibilidade de luz na água, mesmo na presença de nutrientes. Essa condição é fundamentada na associação entre a morfologia plana e rasa, pequena dimensão granulométrica dos sedimentos e a alta incidência de vento na região. O lago passou, no passado recente, por variações nas condições de turbidez e salinidade, evidenciando sua susceptibilidade a alterações na bacia de drenagem associadas às mudanças climáticas. A singularidade do lago requer uma gestão melhorada de seus usos.

Palavras chave: lago costeiro; água doce; turbidez; paleolimnologia.

ABSTRACT

Large shallow lakes are rare but relevant to ecosystems and humans. These systems have specific ecological characteristics related to its morphology, water and sediment characteristics. The comprehension of the processes of a lake is enhanced by analyzing its past conditions. The aim of this study was to characterize the present and past ecology conditions of Lagoa dos Barros, a lake in southern Brazilian coast. The study of present conditions combined bathymetric surveys, morphometric analyses, and assessments of water and biological communities. For the past, the analysis included evaluation of physical, chemical and biological (diatoms) components in a 35 cm sediment profile. Lagoa dos Barros shows peculiar characteristics related to its high mineral turbidity and limitation of the system productivity due to the low light availability in the water column, even with nutrients available. The base for this condition is the association between a flat and shallow morphology, the small size of sediment and the high incidence of wind in the region. In the recent past, the lake underwent variations in turbidity and salinity conditions, evidencing its susceptibility to changes in the drainage basin associated with water level oscillations. The singularity of the lake demands an improved management of its uses.

Keywords: freshwater; coastal lake; turbidity; paleolimnology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização, Biomas, e regiões relacionadas a área de estudo em detalhe. Pontos de medição na Lagoa dos Barros, Rio Grande do Sul, Brasil.	33
Figura 2: Detalhes das amostras de sedimento obtidas na Lagoa dos Barros.	37
Figura 3: Confirmação de submissão de artigo na revista "Hydrobiologia".	40

LISTA DE SIGLAS

A	Área
C	Comprimento
COT	Carbono Orgânico Total
DP	Desenvolvimento do perímetro
DR	Taxa dinâmica
D_{wb}	Profundidade base de ondas
DZ	Taxa de profundidade
F	Fetch
$I_{média}$	Irradiância média
Kd	Coefficiente de atenuação vertical médio
L	Largura
NT	Nitrogênio Total
P	Perímetro
PT	Fósforo Total
S	Fator forma
V	volume
Z	Profundidade máxima
Z_{90}	Profundidade de 90% do volume
Z_{epi}	Profundidade teórica de epilímnio
Z_m	Profundidade média
Z_{rel}	Profundidade relativa

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVO.....	13
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1	LAGOS RASOS	15
3.1.1	MORFOLOGIA DE LAGOS	15
3.1.2	ELEMENTOS E METABOLISMO EM LAGOS	17
3.1.3	COMUNIDADES BIOLÓGICAS EM LAGOS	19
3.1.4	TIPOS OU “ESTADOS” DE LAGOS	20
3.2	LAGOS COSTEIROS NO SUL DO BRASIL	21
3.2.1	LAGOA DOS BARROS.....	24
3.3	SEDIMENTOS DE LAGOS	26
3.3.1	RECONSTRUÇÕES AMBIENTAIS POR SEDIMENTOS DE LAGOS	27
3.3.2	PALEOLIMNOLOGIA.....	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	32
4.2	BATIMETRIA, MORFOMETRIA E DADOS CLIMÁTICOS.....	34
4.3	MEDIDAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA	35
4.4	MEDIDAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SEDIMENTO	36
4.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	38
5	RESULTADOS	40
5.1	MANUSCRITO DE ARTIGO SUBMETIDO À REVISTA “HYDROBIOLOGIA”	40

5.2	CAPÍTULO DE LIVRO INTITULADO “SEDIMENTOLOGIA”	72
6	CONCLUSÃO.....	73
7	CONSIDERAÇÕES.....	75
	REFERÊNCIAS	76
	APÊNDICE A – CAPÍTULO DE LIVRO INTITULADO “SEDIMENTOLOGIA	89

1 INTRODUÇÃO

A água pode ser considerada substância vital destinada ao maior esforço preservacionista possível, observada sua participação nos sistemas biológicos e extrema funcionalidade a sistemas de subsistência e processos humanos e sociais. Pelo cenário de impacto crescente sob a disponibilidade e qualidade de recursos hídricos, há uma demanda veemente a que a preservação de condições ecológicas integras seja considerada uma diretriz estratégica de alta relevância, de forma a permitir não somente a manutenção de elementos e condições básicas à resiliência natural dos ecossistemas, bem como, em última instância, a própria sobrevivência da espécie humana.

A singularidade global do ecossistema de formações úmidas da planície litorânea do Rio Grande do Sul, com grande quantidade de corpos lênticos que servem como reservatórios hídricos naturais ao uso da espécie humana na região, são o cenário de embasamento para extensivas atividades de uso direto e indireto da água. Insere-se neste cenário, o caso do Litoral Norte do Rio Grande do Sul e a Lagoa dos Barros, um corpo de água lêntico de dimensões e características notáveis dentre as demais lagoas da região. Dada as dimensões amplas da Lagoa dos Barros, a localização entre o litoral e áreas de densa ocupação humana no Estado, e um folclore de lendas e histórias (muitas em virtude de suas particularidades ecológicas), este lago é um elemento ambiental inserido no contexto social regional e até mesmo estadual. Condições naturais específicas da Lagoa dos Barros a distinguem das demais lagoas costeiras do Litoral Norte gaúcho e representam uma dificuldade à compreensão de suas características tróficas e ecológicas. Tais características específicas parecem derivar de aspectos relativos à sua gênese e/ou processo de “envelhecimento”. Sendo uma das mais antigas dentre o conjunto de lagoas costeiras gaúchas, a Lagoa dos Barros apresenta uma condição de produtividade limitada pela luz, em virtude de caracterizadores ambientais ainda não bem determinados.

Atualmente, as condições naturais da Lagoa dos Barros e dos sistemas de áreas úmidas da região parecem ser afetadas em diferentes níveis por ações de cunho antrópico. Os diferentes usos socioeconômicos da Lagoa dos Barros envolvem forte demanda pelo setor agrícola do arroz irrigado, e uma tendência a crescimento de ocupação humana, incluindo usos consumptivos. Faz-se necessário, desta forma, o desenvolvimento de estudos e análises aprofundados, que envolvam as características atuais e históricas de condição ambiental do lago, e análises interpretativas direcionadas ao quadro da Lagoa dos Barros.

Objetivamente, vê-se com um limitante atual, um conhecimento adequado, esclarecedor, do sistema limnológico englobado pela Lagoa dos Barros, observadas

particularidades que não podem ser abstraídas pela extrapolação direta de cenários de outros lagos, mesmo regionalmente.

O conhecimento científico aplicado no desenvolvimento de um diagnóstico ambiental da Lagoa dos Barros, incluindo aspectos históricos associados aos atuais, pode gerar um conjunto de informações que sirvam à gestão fundamentada deste relevante corpo hídrico no sentido de manter a sustentabilidade serviços ecossistêmicos ofertados por ela. Segundo as premissas mais fundamentais de usos sustentável de recursos naturais, devem ser conhecidas e consideradas as limitações ecológicas a que está sujeito o lago, de forma a permitir uma continuidade gerenciada dos usos múltiplos atuais, bem como possíveis restrições de uso. Enquanto ecossistema continental lântico, parâmetros morfológicos e geofísicos da bacia de captação e acumulação, física, química e biologia das águas e do sedimento acumulado no leito, dinâmica climática e sazonal de condições, e a inter-relação com usos históricos a atuais de origem antrópica despontam como fatores de alta relevância na estrutura e dinâmica hídrica do lago. Contribuições importantes ao estudo podem ser extraídas das condições ambientais históricas, como base à interpretação do cenário atual, e tendências futuras de integridade, considerando ações e usos antrópico.

2 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho consiste em caracterizar as condições ecológicas atuais e passadas da Lagoa dos Barros, um lago costeiro no sul do Brasil. Os resultados poderão ser usados para auxiliar na gestão de usos do lago, considerando sua relevância regional.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a morfologia do lago;
- Caracterizar as condições da coluna de água, por meio de métricas físicas, químicas e biológicas;
- Caracterizar aspectos físicos, químicos e paleolimnológicos de amostra estratificada do sedimento;
- Reconstruir os paleoambientes que definem a dinâmica limnológica histórica;
- Identificar parâmetros ecológicos relevantes à caracterização limnológica e tipificação do lago;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Lagos consistem em acúmulos naturais permanentes de água em depressões fechadas na superfície terrestre, sem a existência de um fluxo contínuo em sua totalidade (SCHÄFER, 1985). São admitidos aproximadamente 12 diferentes processos de base física, química e/ou biológica capazes de explicar, ao menos de forma primária, o surgimento e desenvolvimento de lagos (SPERLING, 1999; WETZEL, 2001). Estes processos incluem, em geral, à formação de depressões no terreno ou ao barramento de fluxos ou volumes de água, passando a depositar também sedimentos e materiais de redes (bacias) hidrográficas (BOYD et al., 1992; DUCK; DA SILVA, 2012). Dentre os aproximadamente 304 milhões de lagos (área $\geq 0,001 \text{ km}^2$) ao redor do planeta, os quais cobrem mais de 3% de sua superfície terrestre, lagos rasos de grande tamanho ($>100 \text{ km}^2$) são relativamente escassos, ocorrendo em distintos cenários geográficos e climáticos (DOWNING et al., 2006).

Os lagos consistem, em geral, em elementos ambientais de alta relevância onde ocorrem. A partir da participação nas ciclagens de elementos e manutenção da biodiversidade como aspectos centrais no contexto dos ecossistemas naturais, os lagos são decisivos à oferta de uma série de serviços ecossistêmicos como abastecimento, segurança alimentar, recreação, e saúde pública (WILLIAMSON et al., 2009; JANSSEN et al., 2017; SPYRAKOS et al., 2017).

O período que engloba o século atual e o passado abrange a incidência de processos que tem levado a degradação de lagos e aos serviços ecossistêmicos associados (SCHEFFER, 2004; WILLIAMSON et al., 2009). Dentre estes processos se incluem as mudanças climáticas globais e eventos localizados de eutrofização, ambos influenciados pela ação antrópica (WOELDERS et al., 2017). Elevação das taxas de eutrofização derivam do aumento e constância de aporte de nutrientes no corpo de água, em especial pelo uso extensivo do solo nas bacias de captação (SMITH, 2003; SOSNOVSKY; QUIRÓS, 2006; JANSSEN et al., 2017). Não somente a qualidade, mas também as quantidades (volumes de água) associadas a corpos de água lênticos são afetados pelas ações humanas, observados os 0,5 milhões de reservatórios de água doce do globo ($\geq 0,01 \text{ km}^2$) abrangendo aproximadamente 0,25 milhões de km^2 . Os volumes de água doce “estáticos” acumulados sobre a superfície do planeta são afetados por taxas médias inferiores de precipitação e mais elevadas de evaporação que conduzem à redução de massas de água continentais (DOWNING et al., 2006; WILLIAMSON et al., 2009).

3.1 LAGOS RASOS

A classificação “lagos rasos” inclui corpos lênticos que apresentam uma grande superfície em relação à profundidade (em geral inferior a 10 metros), característica que facilita a interferência da ação eólica na coluna de água, promovendo circulação e suspensão de materiais de fundo bem como homogeneização de elementos (SCHEFFER, 2004; TRINDADE et al., 2009). Lagos de água doce são caracterizados pela salinidade (condutividade) reduzida, a qual é influenciada não somente pelo contato com massas de água marinhas, mas também pelas características microclimáticas e geomorfológicas locais em regiões temperadas (SOSNOVSKY; QUIRÓS, 2006).

Nos lagos, a dinâmica entre elementos é regida por associações ecológicas e limitações de recursos, as quais são estabelecidas em um ambiente relativamente estanque, o ecossistema lêntico. Lagos tropicais apresentam distinções fisioecológicas em relação aos lagos de regiões temperadas, uma vez que não estão tão sujeitos a variações climáticas sazonais; não obstante, podem apresentar modificações nictemerais em resposta a oscilações abióticas e bióticas rápidas (TRINDADE et al., 2009; ESTEVES, 2011).

O estudo aprimorado da ecologia e dinâmica de lagos necessita da compreensão integrada de seus componentes físicos, químicos e biológicos. Os parâmetros definidos para tal fim são utilizados no entendimento e descrição do corpo de água, através de critérios geográficos, biogeográficos, geomorfológicos e hidrológicos combinados (SCHÄFER, 1985; MACHADO, 2000; HAKANSON, 2005). As variáveis isoladas devem ser então avaliadas em conjunto com outros fatores no sentido de compreender a ecologia sistêmica e produtividade (WETZEL, 2001).

3.1.1 Morfologia de lagos

O termo morfologia, aplicado à limnologia, se refere ao estudo da forma de um lago, ou seja, do relevo de sua depressão, bem como dos fatores relacionados a ela, incluindo a sua gênese e dinâmicas geomorfológica e ecológica. A forma e profundidade de lagos interferem diretamente no balanço de nutrientes, na hidrodinâmica, e na produtividade biológica, sendo considerados fatores altamente relevantes na compreensão de seu desenvolvimento (VADEBONCOEUR et al., 2008; DUCK; SILVA, 2012).

A morfometria é definida como a série de parâmetros morfológicos (formas) medidos ou calculados, sendo aplicados à caracterização plana e volumétrica dos corpos de água. Esses parâmetros, detalhados e discutidos por Vantz (1974), Sperling (1999) e Hakanson (2005), são normalmente agrupados em primários e secundários. Os primeiros representam grandezas medidas, com unidades escalares definidas, como o comprimento e

largura efetivos (distâncias lineares não interceptadas por áreas emersas). Já os parâmetros secundários englobam índices e resultados de cálculos e análises, baseados nas variáveis primárias. Os indicadores morfométricos consistem em uma ferramenta valiosa no desenvolvimento dos estudos limnológicos (HAKANSON, 2005; VADEBONCOEUR et al., 2008; KELDERMAN et al., 2011).

Uma correlação muito abordada em estudos de lagos e reservatórios associa a morfometria do corpo a seu estado trófico (produtividade), através da relação modelada entre valores medidos de transparência, fósforo e clorofila-a (CARLSON, 1977). A eficiência da conversão do fósforo em biomassa planctônica depende da profundidade, sendo que há uma tendência para maior eficiência ($Clo-\alpha/TP$) quanto menor for a profundidade.

A ação do vento sobre lagos rasos pode influenciar de forma considerável a quantidade de material abiótico e biótico disperso na coluna de água, a taxa de turbidez, bem como a distribuição horizontal de organismos planctônicos (GERVAIS et al., 1999; HUANG; LIU, 2009; KELDERMAN et al., 2011). Entre 88 a 90% do balanço térmico na coluna de água de um lago é relacionado à ação eólica, e entre 70 a 90% do teor total dos materiais suspensos em lagos rasos é derivado da ação de resuspensão, prevalentemente gerada pelo vento (EVANS, 1994; CÓZAR et al., 2005). Webster e Hutchinson (1994) afirmam que a distribuição de fitoplâncton na coluna de água é dominada pelo (1) fluxo horizontal induzido pelo vento, pela (2) turbulência oriunda da mistura vertical eolicamente induzida, e (3) pela flutuabilidade dos táxons.

Nos lagos, as zonas de margens e áreas rasas adjacentes representam um ambiente transicional do meio terrestre para o aquático, locais de alta produtividade e habitats específicos da biota, em geral apresentando diversidade e abundância relativamente elevados. Mais de 90% das espécies de algas se desenvolvem sobre substratos, atraindo para as margens uma alta diversidade de macroinvertebrados e formas biológicas sssociadas (SCHMIEDER, 2004). As zonas de margem são fundamentais também à redução da amplitude térmica do ambiente (SPERLING, 1999).

Tais áreas têm o seu potencial erosivo aumentado quando expostas pelo recuo da água, levando ao transporte de sedimentos da zona litoral para a pelágica. Flutuações do nível da água de um lago atuam de forma estreitamente relacionada à morfologia do lago, apresentando potencial para geração de relevantes consequências ecológicas e sócio-econômicas (GUGANESHARAJAH; SHAW, 1984; HOFMANN et al., 2008). Oscilações de nível da água influenciam a disponibilidade e caracterização de locais para reprodução de animais, em especial peixes, facilitando a predação (HOFMANN et al., 2008). Além disso, são capazes de desestruturar as comunidades vegetais ripárias, em especial macrófitas adaptadas a ambientes sedimentares e de profundidade definidos (KOTOWSKI; PIÓRKOWSKI, 2003). Da mesma forma, é alterado o balanço normal entre mobilização

gradual de material orgânico e nutrientes para o ciclo produção-decomposição microbiana, visto a liberação acelerada de substâncias na água pelas interferências nas margens, leito e sedimentos do lago (WETZEL, 2001).

3.1.2 Elementos e metabolismo em lagos

A dinâmica de distribuição de nutrientes em lagos determina os padrões biológicos de ocupação e atividade na coluna de água. Lagos holomíticos são caracterizados pela ausência de estratificação definida na coluna de água, em virtude da circulação de água em condições homeotérmicas. Este tipo de evento, ocorrendo pelo menos uma vez ao ano, incide na homogeneização vertical das concentrações de nutrientes e oxigênio no corpo de água (SCHÄFER, 1985; HAKALA, 2004). Lagos meromíticos, por sua vez, apresentam uma clara estratificação vertical em duas camadas independentes, incidindo em anoxia na camada inferior com conseqüente aumento da atividade decompositora. A curta faixa de transição entre camadas, onde ocorre um alto gradiente de temperatura, é chamada termoclina, sendo definida por uma variação $>0,5^{\circ}\text{C}/0,5\text{m}$ (GERVAIS et al., 1999; WETZEL, 2001; BOEHER; SCHULTZE, 2008). Muitos eventos de transição de um estado holomítico para meromítico em lagos estão associados à eutrofização, ou seja, à sua produtividade regida pelos microrganismos fotossintetizantes.

A dinâmica metabólica de um lago é resumida, segundo Schäfer (1985), nos processos tróficos, relativos à produção primária de energia biogênica (basicamente pela fotossíntese), e processos sapróbicos, os quais utilizam o oxigênio em atividades de respiração e mineralização de biomassa. A disponibilidade de oxigênio advém da atmosfera e dos processos fotossintéticos em meio aquático, sendo diretamente afetada pela temperatura, uma vez que a elevação da energia livre incide em diminuição na solubilidade bem como aumento do consumo pelos micro-organismos (elevação das taxas metabólicas/respiração). Ambientes lênticos tropicais e subtropicais podem apresentar eventos comuns de supersaturação de oxigênio quando do estabelecimento de fortes períodos de luminosidade, aos quais se precedem déficits acentuados com a diminuição da luz (PADILHA, 2001). O balanço deste elemento pode ser, portanto, influenciado pelo nível de atividade das comunidades, sob forma da relação geração-consumo.

O fósforo é um nutriente de alta retenção dentro dos lagos, apresentando elevada relevância às interações entre corpo lêntico e bacia de drenagem, e desta forma considerado como um dos principais fatores limitantes em quase todos os ecossistemas de água doce (ODUM; BARRET, 2007; DOKULIL, 2014). Em lagos tropicais de águas “quentes”, o nível de fósforo total pode indicar mudanças entre estados tróficos (STOOF-LEICHSENRING et al., 2011). O aproveitamento e ciclagem deste elemento pelas

comunidades aquáticas (basicamente sobre forma de ortofosfato) é extremamente eficiente, particularmente em ambientes lênticos onde costuma ser mais escasso em formas biologicamente disponíveis (SCHÄFER, 1985; WETZEL, 2001; ESTEVES, 2011; TORREMORELL et al., 2017). A sua alta dinâmica em lagos oligotróficos, onde torna-se indisponível para os organismos produtores, pode ser alterada pelo aumento da entrada de nutrientes, ou pela associação em suspensões coloidais formando compostos férricos de hidróxido-fosfato quando em águas túrbidas com baixa carga de cálcio (ARBUCKLE; DOWNING, 2001; WETZEL, 2001).

O nitrogênio apresenta uma participação decisiva nos processos sapróbicos de degradação orgânica com consumo de oxigênio, a partir de excretas, ou de compostos oxidados por bactérias, mineralizando-o a NH_4^+ e a NO_3^- , respectivamente (SCHÄFER, 1985). Tanto o fósforo como o nitrogênio consistem em nutrientes utilizados em processos de síntese molecular, sendo componentes dinâmicos dos ciclos de nutrientes em lagos, e, desta forma, limitantes ao desenvolvimento do fitoplâncton e às taxas de produção primária (ESTEVES, 2011). No entanto, o nitrogênio não costuma ser tratado como um fator limitante para lagos não poluídos, visto que apresenta teores mais elevados em função da difusão atmosférica e por drenagem superficiais.

A clorofila pode ser usada como indicador de estados de anabolismo e catabolismo do corpo hídrico, estados que se alteram de forma equiparável em lagos ecologicamente íntegros. Níveis superiores de Fe e P podem ser observados em lagos caracterizadas por estados anabólicos. Lagos distróficos, caracterizados por riqueza em ácidos húmicos (substâncias orgânicas não degradáveis), apresentam uma limnologia fortemente influenciada por entradas alóctones, e são mais associados a estados gerais catabólicos (SCHÄFER, 1985). A limitação de produtividade que caracteriza os ecossistemas lênticos pode ocorrer a partir de recursos individuais ou por associações entre limitações, como entre nutrientes e luz disponível, esta última indispensável à fotossíntese (TORREMORELL et al., 2017). Os fotossintetizantes em meio aquático podem ser divididos em dois grupos, os (1) não vasculares (fitoplâncton, pouca ou nenhuma celulose e lignina), e os (2) vasculares (macrófitas).

A produtividade de lagos, tratada sob a alcunha de estado trófico, denota a taxa de biossíntese no ecossistema, sendo representada pela soma dos processos de formação de biomassa fotossintética, e consistindo em um dos aspectos mais relevantes à estrutura ecológica e fisiológica do ecossistema (GARCÍA-RODRIGUEZ et al., 2002; STENGER-KOVÁCS et al., 2007; SCHÄFER et al., 2017). Em essência, a trofia lacustre é regida pela disponibilidade dos elementos essenciais à atividade de níveis tróficos produtores: luz, nutrientes (fosfato, amônia e nitrato), e clorofila (CARLSON; SIMPSON, 1996; ESTEVES, 2011). Para lagos rasos de baixa produtividade com variações de carga de nutrientes e

conteúdo orgânico, Karlsson et al. (2009) atestam que a disponibilidade luminosa é o fator chave à trofia do ecossistema.

A luz consiste num dos mais importantes limitantes em lagos rasos. A disponibilidade (entrada, ou extinção) de luz na coluna de água segue uma curva exponencial, sendo influenciada pelo balanço de substâncias em suspensão (turbidez) que interferem nos processos de difusão e absorção luminosa, afetando a produtividade do lago (SCHEFFER, 2004; TORREMORELL et al., 2017). A disponibilidade de luz em lagos produtivos é regida por um ciclo de controle fino: a elevação da incidência luminosa aumenta a atividade de fotoautotróficos, elevando juntamente a carga de partículas suspensas na água e reduzindo, desta forma, a transparência, o que acaba por diminuir por fim a atividade fotossintética (SCHEFFER, 2004; TORREMORELL et al., 2017). Este efeito é melhor observado em lagos com alta carga de nutrientes, onde a clorofila acaba centrando o processo de atenuação da luz. Alguns lagos apresentam turbidez associada predominantemente à presença de diatomáceas (ESPÍNDOLA et al., 1996).

A presença de minerais suspensos na água reduz a importância da clorofila no processo de extinção da luz na água (WETZEL, 2001). Sólidos dissolvidos na coluna de água consistem em detritos orgânicos e produtos de erosão e plâncton; em corpos lânticos de baixa produtividade, estão associados principalmente à argila (ESTEVEZ, 2011). A erosão gerada pela precipitação é um efeito associado à existência de turbidez mineral (STRASKRABA, 1993).

3.1.3 Comunidades biológicas em lagos

As diatomáceas (Classe Bacillariophyceae) consistem no grupo de algas dominante em ambientes marinhos, em termos de composição e participação na produção primária (PARRA; BICUDO, 1995). Em ambientes continentais, essa dominância é compartilhada com outros grupos, desenvolvendo-se como formas planctônicas ou diretamente associadas à vegetação hidrófila ou substrato (ROUND, 1993). Diatomáceas diferem de outros grupos de algas principalmente pela formação de uma carapaça de sílica resistente sobre uma membrana contínua de pectina (LOBO et al., 2002). Ecologicamente, formam o chamado fitoplâncton, grupo de produtores primários que consiste no principal elemento da dieta do zooplâncton. Comunidades fitoplanctônicas de ambientes límnicos tropicais são influenciadas sazonalmente por fatores que interferem nas condições de luminosidade local e disponibilidade de nutrientes, como precipitação, vento e flutuação do nível da água, sendo indicadores das condições ambientais em que ocorrem (NOGUEIRA; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; STENGER-KOVÁCS et al., 2007). Fito e zooplâncton consistem em formas biológicas consumidas pelo zoobentos.

O zoobentos (macroinvertebrados bentônicos) consiste em um dos principais caracterizadores ambientais de corpos hídricos. Alterações nas condições do meio podem afetar a diversidade deste grupo de organismos, pelo comprometimento e abandono de permanência de táxons sensíveis (muitas vezes especialistas), sendo substituídos por táxons mais tolerantes, de maior valência ambiental (FREITAS, 2003; MENETREY et al., 2011). Os táxons Oligochaeta e Chironomidae, por suas características alimentares e de ocupação de habitat, atuam de forma expressiva na ciclagem de matéria orgânica depositada no sedimento de lagos (ESTEVES, 2011; SCHWARZBOLD et al., 2013; ROSA et al., 2014).

3.1.4 Tipos ou “estados” de lagos

A “Teoria dos lagos rasos” (*Shallow Lakes Theory*)” (SCHEFFER et al., 1993), indica que podem ser observados dois estados estáveis para lagos rasos: “claro - vegetado”, com macrófitas (angiospermas) submersas abundantes, ou “turbido” com poucas plantas submersas e domínio de comunidades fitoplanctônicas. Em lagos rasos, os peixes atuam na reciclagem de nutrientes, consumo de zooplâncton e na movimentação de materiais de fundo (também exercida pelas ondas) quando consomem invertebrados bentônicos em áreas sem vegetação aquática.

Estes fatores são associados à promoção de desenvolvimento do fitoplâncton e elevação de turbidez. Processos de eutrofização em lagos rasos resultam em profundas alterações da ecologia do mesmo, modificando um estado de águas límpidas e transparentes para um estado de turbidez de diferentes intensidades, com dominância produtiva pelo fitoplâncton, muitos nutrientes disponíveis e abundante material em suspensão. Janssen et al. (2017) apontam três tipos distintos de curvas carga-resposta de nutrientes, e os limiares atrelados ao desenvolvimento do fitoplâncton, e elevação da turbidez como consequência

Não obstante, uma vez que seja estabelecida uma comunidade vegetal de fundo, a movimentação física de materiais a partir dos sedimentos do lago é restringida, estabelecendo-se uma série de mecanismos que incidem no controle de crescimento do fitoplâncton. Identifica-se, desta forma, o estabelecimento de um limiar crítico entre quadros de estabilidade claro-turbido, onde o balanço entre o nível de nutrientes na água e a turbidez resultante dos processos ecológicos derivados pode resultar em mudanças dramáticas ou catastróficas entre ambos cenários (SCHEFFER et al., 1993). A presença de vegetação aquática também determina maiores índices de diversidade e biomassa de invertebrados (SCHEFFER, 2004).

Grandes lagos rasos, contudo, parecem apresentar ausência de estados estáveis alternativos, cenários onde as variações de retroalimentação positiva aumentam a competitividade entre o estado estabelecido em relação a outros (SCHEFFER; VAN NES, 2007; JANSSEN et al., 2014). Quirós et al. (2002) propõem uma classe estável definida por corpos lânticos túrbidos influenciados prevalentemente por material inorgânico suspenso. Nestes, eventos como a estratificação vertical e possível precipitação de material suspenso não ocorrem devido a combinação entre a morfologia do lago aliada a ação de fortes e constantes ventos em um terreno relativamente plano. O aumento da profundidade dificulta a estabilização da vegetação de fundo, diminuindo paralelamente o nível crítico de nutrientes-turbidez associado a mudança entre estados (SCHEFFER; VAN NES, 2007). Variações bruscas de nível da água podem conduzir a efeitos distintos, conforme a sua intensidade.

Estados alternativos em lagos rasos tendem a ser fortemente associados à profundidade e *fetch*, atuando sobre a capacidade de desenvolvimento de macrófitas (JANSSEN et al., 2014). Sosnovsky e Quirós (2006), trabalhando com lagos rasos altamente produtivos do pampa argentino, observam uma relação positiva entre a intensidade de precipitação e os valores de profundidade, superfície e volume daqueles corpos de água. Sorokin et al. (1996) cita a influência do relevo da bacia de lagos sobre as associações biológicas, bem como ao funcionamento dos ecossistemas límnicos através dos padrões termodinâmicos e de dispersão de substâncias regidos pela forma da bacia. Hutchinson (1957) já observara que o estabelecimento de uma situação de meromixia está geralmente associado a lagos com bacias pequenas, porém profundas. Em geral, lagos que possuem uma baixa profundidade relativa tendem a ser influenciáveis pelas atividades humanas (HAKALA, 2004).

3.2 LAGOS COSTEIROS NO SUL DO BRASIL

A origem das zonas costeiras ao redor do globo é associada a fatores e processos físicos (ANTUNES; SCHÄFER, 2009). A região litorânea sul brasileira se originou pela combinação de ações de erosão e deposição de sedimentos em consonância com os avanços e recuos históricos das massas oceânicas, embasados por sistemas aluviais. Estas movimentações da linha oceânica são derivadas de eventos glaciais de oscilação do nível do mar durante o Pleistoceno e o Holoceno, remontando a idades inferiores a 400 mil anos (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984; SCHÄFER, 1992; VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995; TOMAZELLI et al., 2000; BARBOZA et al., 2008; MEDEANIC et al., 2009). Processos de gênese quaternária de lagos são observados em outros pontos da costa brasileira e mundial

(ESTEVEES et al., 1983; CASTRO et al., 2014; SPAGNOLI; ANDRESINI, 2018; ZULAR et al., 2018).

Neste contexto geológico dinâmico se deu o estabelecimento da província geomorfológica Planície Costeira Rio-Grandense (estado do Rio Grande do Sul), uma área de terras baixas com aproximadamente 37.000 km², abrangendo 620 km de contato entre o estado do Rio Grande do Sul e o Oceano Atlântico em uma faixa de costa retilínea (SCHWAZBOLD; SCHÄFER, 1984; TOMAZELLI et al., 2007). A província se insere numa zona sedimentar denominada Bacia de Pelotas, a qual, segundo Ghignone (1960), representa planície de aproximadamente 70.000 km², estendendo-se desde o sul da plataforma de Florianópolis, ao norte, até o lineamento de Chuí, ao sul.

Processos ecológicos posteriores incidentes na planície costeira, atuando de forma associada a sua gênese, resultariam em uma região de expressiva diversidade ambiental e relevância dos ecossistemas úmidos, incluindo cerca de 100 diferentes lagos e lagoas costeiras em aproximadamente 14.260 km² de superfície continental imersa (MEDEANIC et al., 2009; SCHÄFER et al., 2009). Os corpos lênticos nesta região são caracterizados por condições morfológicas, físico-químicas e biológicas associadas, em especial, a fatores como a idade, distância do mar, dinâmica interna e aporte de materiais, balanço hidrológico superficial e subterrâneo, processos eólicos e fluviais, e ação humana (SCHWARZBOLD ; SCHÄFER, 1984; SCHWARZBOLD, 1982; FONSECA, 1989; TOMAZELLI et al., 2000). As variações de salinidade representam uma característica singular destes lagos, atreladas a aportes atmosféricos, superficiais e/ou freáticos de cloretos (SCHÄFER, 1985).

O termo lagoa é uma nomenclatura brasileira sem definição limnológica estabelecida, porém de ampla utilização para os corpos de água continentais. A maioria dos lagos na zona costeira gaúcha, contudo, não constituem “lagoas” costeiras “clássicas”, segundo a definição de Kjerfve (1994), uma vez que não apresentam conexões com o mar, permanentes ou temporárias, e são caracterizadas como corpos de água doce (límnicos). As exceções incluem os casos relevantes representados pela Lagoa dos Patos, Lagoa do Peixe e Lagoa Tramandaí-Armazén (lagoas). Estas características únicas demarcam uma singularidade aos ecossistemas lênticos regionais, até mesmo em termos globais (SCHÄFER et al., 2009). A representatividade local de cobertura dos lagos costeiros também é expressiva: enquanto os lagos representam 13% da cobertura total de zonas costeiras globais, esta taxa atinge 41,3% nos 3.951.788 hectares da Planície Litorânea do Rio Grande do Sul (BARNES, 1980; HASENACK; WEBER, 2010; FEPAM, 2014).

Os lagos costeiros sul brasileiros não apresentam boas relações com os parâmetros tradicionais de tipificação, integridade e avaliação de trofia de ecossistemas lênticos, em virtude da associação entre a sua gênese e a ação mecânica do vento como homogeneizador-aerador da coluna da água (SCHÄFER, 1988; HAASE et al., 2003). O

atrato do vento na superfície cria uma correnteza que é refletida na margem, sendo a energia cinética de retorno dispersada por movimento abaixo da superfície (SCHÄFER, 1985).

Diversos estudos realizados durante as décadas de 1970 e 1980 objetivaram caracterizar os sistemas de lagos costeiros do Rio Grande do Sul e buscar uma classificação ecológica para estes, através da observação de 48 corpos lênticos por todo o litoral do estado (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984; LANZER; SCHÄFER, 1988; SCHÄFER, 1988; SCHÄFER, 1989; SCHÄFER, 1991; SCHÄFER, 1992). Nestes lagos, o oxigênio é disponibilizado a toda coluna de água, fazendo com que o fosfato seja fixado no sedimento e, desta forma, não esteja disponível às comunidades aquáticas, limitando a produtividade. Machado (2000) indica que parâmetros de cunho morfométrico, geoquímico, sedimentológicos e limnológicos apresentam variações indicativas de características singulares e que atribuem individualização aos corpos hídricos do litoral norte do Rio Grande do Sul, reforçando também a relevância da composição dos sedimentos de fundo para a compreensão da dinâmica limnológica e potencialidades de uso dos lagos da região.

Os lagos da porção norte do litoral sul brasileiro apresentam um tipo óptico controlado pela turbidez, originada pela suspensão de sedimentos em virtude da ação do vento (BECKER; MOTTA-MARQUES, 2004; PEDROZO; ROCHA, 2007), sendo sua produtividade limitada principalmente pelo teor de sólidos suspensos e dissolvidos, que afetam a entrada de luz na água. Uma série de trabalhos tem abordado diferentes aspectos ecológicos das lagoas da região, incluindo a estrutura fitoplanctônica, zoobentos, avaliações ambientais, e classificações de qualidade (VOLKMER-RIBEIRO, 1987; MACHADO, 2000; LANZER, 2001; PADILHA, 2001; FREITAS, 2003; HAASE et al., 2003; BECKER; MOTTA MARQUES, 2004; CARDOSO; MARQUES, 2006; PEDROZO; ROCHA, 2007; FERMINO; SCHWARZBOLD, 2014; SCHÄFER et al., 2017)

Segundo Freitas (2003), o aumento de consumo de oxigênio pelo aporte de efluentes e entrada de substâncias oxidáveis nos lagos é compensado pela ação do vento como agitador da coluna de água sobre corpos de baixa profundidade, resultando também em acréscimo da turbulência. Becker e Motta-Marques (2004), em trabalho conduzido na Lagoa Itapeva, observaram que a resuspensão de materiais a partir do fundo pela ação do vento disponibiliza nutrientes a diferentes níveis da rede trófica, os quais no leito seriam disponíveis somente a níveis inferiores como bactérias e decompositores. A manutenção de extremos máximos e mínimos de turbidez tende a criar ambientes seletivos ao fitoplâncton, desfavorecendo a diversidade pela exclusão competitiva com predomínio de algumas espécies.

“Algas verdes” filamentosas do grupo *Oscillatoria* são tolerantes a turbidez e potencializam essa condição pela atenuação da luz em virtude da quantidade de biomassa gerada nos filamentos (SCHEFFER; VAN NES, 2007). Em contraponto, as algas verdes

possuem vantagens ecológicas em águas claras, sendo capazes de atingir maiores taxas de desenvolvimento. Conforme aponta Padilha (2001), em trabalho realizado na mesma região da Lagoa dos Barros, lagos influenciados pela ação do vento, com turbidez acentuada, apresentaram domínio da classe Bacillariophyceae (diatomáceas). Fermino e Schwazbold (2014) também observaram esta dominância na região (em especial o gênero *Aulacoseira*), considerando amostras de perifitton associado a *Eichornia azurea*. O grupo das Cianobactérias, costumeiramente relacionado a condições eutróficas de corpos hídricos, apresenta alguns que constituem elementos importantes em corpos oligotróficos e mesotróficos, incluindo florações naturais em lagos do litoral gaúcho (BECKER; MOTTA-MARQUES, 2004).

3.2.1 Lagoa dos Barros

A origem da Lagoa dos Barros está inserida no contexto da planície costeira sul brasileira. A partir dos primeiros eventos erosivos-deposicionais no Pleistoceno tardio (entre 250 e 180 mil anos), a superfície local e, por consequência, o entorno e leito do lago, seriam ainda afetados por mais dois eventos transgressivo-deposicionais do oceano, entre 180 e 80 mil anos, quando então a última transgressão do Pleistoceno conduziu a deposição de terraços segmentados nas barras das barreiras anteriores, incluindo a região da Lagoa dos Barros, e isolando definitivamente a lagoa (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984; TOMAZELLI et al., 2000). Este isolamento incluiu sua separação definitiva do sistema lagunar que viria dar origem à Lagoa dos Patos, com a qual provavelmente esteve associada entre 130 e 105 mil anos (VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995).

A Lagoa dos Barros é, dessa forma, um dos mais antigos lagos da Planície Costeira sul brasileira, quando comparada àqueles lagos de gênese holocênica situados na linha paralela ao Oceano Atlântico da região. Morfologicamente, a origem do lago é associada a deposição de um terraço lagunar sobre sedimentos marinhos anteriores colmatados. Segundo Delaney (1960, 1965), seu formato cordiforme advém da combinação entre padrões de drenagem incertos e ação de vento e ondas, sobre um antigo embasamento rochoso.

A Lagoa dos Barros possui características peculiares em relação ao observado entre os demais lagos costeiros do sul brasileiro. A suspensão de sólidos e minerais na água parece ser um caractere importante na compreensão deste ambiente. Na porção norte da Planície Costeira sul brasileira, o escoamento advindo das zonas de alta declividade da Serra (escarpas) resulta em um carreamento de elementos clásticos de origem vulcânica (Formação Serra Geral) e sedimentar (Formação Botucatu) para as lagoas, em especial argilas e matéria orgânica (FREITAS, 2003). Na Lagoa dos Barros, observa-se uma baixa

transparência, influenciada por uma ação dinâmica do vento sobre materiais suspensos e dissolvidos no corpo de água, condição que afeta o balanço de nutrientes e o desenvolvimento das comunidades bióticas em geral, e limita por fim os processos de produção primária, secundária e terciária (OLIVEIRA, 1983; SCHÄFER, 1988).

Ainda segundo Oliveira (1983), os teores de fosfato e de nitrogênio qualificam a Lagoa dos Barros como corpo de água eutrófico. No entanto, a baixa produção primária, limitada pela luz, aponta para uma qualificação ecológica de menor eutrofização. Constituem elementos abundantes no sedimento superficial da Lagoa dos Barros o Fe, Ca e Mn (além do Al), com ocorrência relevante também na coluna de água (HAASE et al., 2003).

Ainda que observado o conhecimento já previamente existente a respeito de características limnológicas da Lagoa dos Barros, outros aspectos carecem de maiores elucidações. Muitas questões associadas à gênese, morfologia e ecologia da Lagoa dos Barros ainda não são compreendidas. Enquadram-se, neste último caso, abordagens acerca da flora diatomológica, aspecto já abordado para uma série de corpos hídricos da planície litorânea sul brasileira (CALLEGARO; SALOMONIO, 1988; ROSA; WERNER, 1993; HERMANY et al., 2013), mas ainda não expandidos para a área de estudo em específico. Estudos integradores de aspectos morfológicos, limnológicos e sedimentológicos são relativamente escassos, sendo aplicados a lagos com características notáveis ou com alguma relevância antrópica (SPAGNOLI; ANDRESINI, 2018).

A necessidade de gestão dos recursos hídricos se mostra positivamente associada ao aumento de demanda e de usos múltiplos, uma demanda particularmente urgente em zonas costeiras, as quais concentram mais que 50% de toda população mundial (SILVA; PRUSKI, 2000). A economia regional da área de inserção da Lagoa dos Barros é muito associada ao cultivo de arroz irrigado, atividade que demanda um grande aporte de água através de extensos canais de irrigação abertos através da paisagem a partir dos lagos da região, enquanto fontes principais de água doce disponível. Segundo Ecofield (2016), com base em dados dos produtores locais, cerca de 10.757 ha de arroz foram cultivados em 2015 com os aportes hídricos oriundos da Lagoa dos Barros. Os volumes de água aportados variam, podendo gerar perdas volumétricas sensíveis aos lagos de acordo com suas características hidro-morfológicas e variações climáticas. A demanda hídrica superficial na região relativa a atividade de irrigação é de aproximadamente 1202,08 hm³/ano, enquanto uma taxa de 8,67 hm³/ano são destinados ao abastecimento e dessedentação animal (ECOPLAN ENGENHARIA, 2007).

A Lagoa dos Barros representa um claro exemplo de usos múltiplos da água e interações ambientais. O fornecimento da água para consumo direto não consiste em um uso atual estabelecido, mas deverá ser aplicado num futuro próximo pela municipalidade de Santo Antonio da Patrulha (LISSNER, 2009). O uso consumptivo é centrado na retirada de

água para irrigação orizícola, a partir de pontos de captação nos municípios de Santo Antonio da Patrulha e Osório. Dentre os usos não consumptivos, se destaca a prática de atividades de lazer, recreação náutica e turismo, visto que a região consiste numa zona de veraneio regional. A pesca também é praticada, em baixa escala. Historicamente, o lago foi também utilizado para a produção e dispersão de efluentes associados ao processamento de cana-de-açúcar (OLIVEIRA, 1983). Atualmente, está em processo final de licenciamento uma estação de tratamento de esgotos de responsabilidade da municipalidade de Osório, a qual poderá escoar volumes hídricos tratados no lago.

3.3 SEDIMENTOS DE LAGOS

Avaliações de ecossistemas límnicos podem ser abordadas por três diferentes grupos de caracterizadores. Dados físico-químicos de amostras de água fornecem avaliações pontuais, de avaliação instantânea das condições do corpo hídrico. Dados biológicos traduzem uma integração de condições atuais e prolongadas, estando muitas vezes limitadas por eventos ou cenários já não mais observáveis quando da obtenção dos dados (SCHWARZBOLD et al., 2013). Os sedimentos, por sua vez, funcionam como um depósito de informações biogeoquímicas, uma vez que são formados pelo depósito de resíduos processados pelo corpo lântico, ou escoados e depositados neste, acumulando materiais representativos aos cenários a que é submetido o ambiente (ESTEVES, 2011; MACHADO, 2000; SMOL, 2010; POLETO; MERTEN, 2013).

Thienemann (1931) e Naumann (1932) realizaram trabalhos pioneiros quanto ao uso do sedimento à compreensão ecológica de ecossistemas límnicos. A composição sedimentar lacustre carrega alta relevância à compreensão da dinâmica limnológica do lago, incluindo aspectos tróficos e de decomposição, de composição e associação dinâmica ao ambiente de entorno, bem como de potencialidades de uso. A sedimentação consiste em um processo de relevante influência no metabolismo de corpos lânticos, influenciando a regeneração de nutrientes no epilímnio e a sua disponibilidade para o zoobentos, bem como a remoção de material particulado para o fundo (BLOESCH; UEHLINGER, 1986).

Em lagos costeiros rasos, como aqueles da zona litorânea do Rio Grande do Sul, a associação entre profundidade reduzida e forte influência do vento potencializam o papel ecológico do sedimento no ecossistema lântico (SØNDERGAARD et al., 2003). A dinâmica de trocas de elementos entre sedimento e água consiste em um importante caracterizador de lagos, sendo influenciada pela composição e estrutura da porção superficial (WETZEL, 2001). A ação das ondas geradas pelo vento incide em ação mecânica do fluido em

movimento sobre sedimentos finos, podendo interferir significativamente nos processos geoquímicos, toxicológicos e biológicos (CÓZAR et al., 2005).

3.3.1 Reconstruções ambientais por sedimentos de lagos

A inexistência ou ineficiência de dados que remontem condições ambientais anteriores dificulta avaliações mais fidedignas de como o ambiente vem mudando naturalmente (ruído ambiental), bem como quais e como são as reais influências da ação humana sobre o mesmo (CHIRINOS et al., 2006; SMOL, 2010). Estudos de reconstrução paleoambiental a partir de sedimentos se mostram particularmente relevantes para casos onde não existem monitoramentos de longa data, visto que uma das principais barreiras interpretativas de estudos ambientais é a falta de informações de longo prazo (RÜHLAND et al., 2003). A adoção de métodos de avaliação das condições histórica de um ecossistema vai além da visão temporalmente reducionista, e permite uma compreensão avançada de suas condições atuais e da dinâmica e complexidade ecológica (SMOL; DOUGLAS, 2008; SILVA, 2012).

A caracterização de condições históricas (reconstrução paleoambiental) do lago pode ser dada pela utilização de parâmetros físicos, químicos e biológicos extraídos de amostras de sedimentos (CRUCES et al., 2001; BENNION et al., 2001; CAFFREY et al., 2015). O histórico de condições ambientais pode ser obtido por amostras verticais de sedimento, onde a amostragem estratificada permite a análise de desenvolvimento e progressão das condições ao longo de diferentes períodos. A história ambiental do ambiente é armazenada de forma sobreposta e relativamente regular no substrato de fundo, por ação gravitacional, estando as camadas mais inferiores relacionadas a idades mais antigas, enquanto as superiores são representativas de condições recentes e processos de sedimentação em pleno andamento (LAPORTE, 1988; POLETO; MERTEN, 2013).

A datação (geocronologia) consiste em um elemento crucial em investigações deste tipo, servindo à definição das idades de camadas sobrepostas e, desta forma, à identificação das taxas de acumulação de sedimentos. As taxas de sedimentação consistem em indicadores da velocidade de acumulação de substrato de fundo, permitindo, dentre outros, estimar a idade e longevidade de um lago (HOPE et al., 1988; LAPORTE, 1988; FONTANA et al., 2014). As taxas de sedimentação de lagos de origem holocênica variam, em geral, entre 0,8 a 3 mm/ano, ainda que dados históricos revelem variações entre 0,4 a 15 mm/ano, inclusive casos com influência antrópica (DEAN; GORHAN, 1998; CHIRINOS et al., 2005). A deposição de sedimentos pode afetar de forma significativa as comunidades biológicas de lagos, sendo esperadas reduções de densidade e diversidade de

invertebrados bentônicos com o aumento das taxas de sedimentação (POLETO; MERTEN, 2013).

O Pb^{210} e Ra^{226} são isótopos radioativos naturais de longas meias vidas (21 e 1620 anos, respectivamente) utilizados para o método da geocronologia isotópica, o qual se mostra como o mais adequado para datações de intervalos de tempo mais recentes (observados em espessuras menores de amostras), consistindo em um instrumento de grande aplicação em perfis de sedimentos de ambientes lacustres (LAPORTE, 1988; LARIZZATTI et al., 2001; WETZEL, 2001; RÜHLAND et al., 2003; ZWIRTES, 2003; SMOL, 2010). Bloesch e Evans (1982) concluem que o método deve ser evitado somente em lagos com entradas proporcionalmente altas de material alóctone e com alto grau de eutrofização.

A avaliação granulométrica dos sedimentos busca caracterizar a estrutura física do material depositado, identificando a distribuição de partículas por tamanho nas amostras (POLETO; MERTEN, 2013). A granulometria de sedimentos estáveis é associada ao ambiente de formação da camada respectiva, o qual pode ser determinado a partir de análise comparativa com locais conhecidos (MUDROCH et al., 1996; MACHADO, 2000; SPERAZZA et al., 2004). A redução das dimensões granulométricas depositadas é associada à diminuição de energia hidrodinâmica do sistema, como quando da alteração de ambientes lóticos em lênticos (JESUS, 2008). Métodos instrumentais de análise granulométrica, como a difratometria laser, são considerados de grande exatidão, em especial quando envolvem disponibilidade restrita de amostras (MUDROCH et al., 1996; POLETO; MERTEN, 2013).

Avaliações de sedimentos fundamentadas em teores de nutrientes depositados consistem nos usos mais amplamente aplicados em estudos de reconstrução ambiental (TALBOT; LÆRDAL, 2000). Nutrientes são depositados no fundo de lagos a partir de organismo vivos e mortos, ou então como partículas inorgânicas autóctones e alóctones (WETZEL, 2001). A fonte primária de matéria orgânica em sedimentos lacustres advém de organismos fotossintetizantes. Teores de 60 a 70% da matéria orgânica em sedimentos recentes constituem substâncias húmicas, as quais se originam da decomposição microbiológica da matéria orgânica vegetal (MEYERS; LALLIER-VERGÈS, 1999). Generalizações dos processos que controlam e modificam o teor de matéria orgânica nos sedimentos podem ser derivados do estudo de diferentes lagos. Há, porém, uma necessidade crítica de definir a fonte da matéria orgânica depositada no sedimento (autóctone ou alóctone).

O carbono constitui o macronutriente mais abundante nos organismos límnicos, e atua como elemento chave nas associações ecológicas entre ecossistemas terrestres e aquáticos (ESTEVES, 2011). O conteúdo de carbono orgânico (CO) no sedimento consiste na fração de matéria orgânica que escapa à remineralização durante a sedimentação. O

teor de CO depositado no sedimento de lagos é influenciado principalmente pela atividade autóctone, e pode indicar a quantidade de material biológico limnologicamente processada (DEAN; GORHAN, 1998; DAS et al., 2008). A taxa anual de deposição de carbono orgânico em sedimentos de lagos é maior que aquela em sedimentos oceânicos, tornando os lagos importantes sequestradores de carbono atmosférico e, conseqüentemente, agentes no controle das mudanças climáticas (WILLIAMSON et al., 2009). Kemp (1971) estabelece que pode ser identificada expressiva correlação positiva entre o conteúdo de N e de matéria orgânica no sedimento superficial.

A relação entre teores de carbono e nitrogênio (C/N) pode indicar a origem predominante dos materiais orgânicos sedimentados, com base nos teores proteicos dos organismos. Sedimentos com razões de C/N <10-12, ou teor de CO abaixo de 50%, representam sedimentos do tipo *gyttja*, com predomínio de matéria orgânica oriunda de organismos fotossintetizantes sem celulose, representados pelo fitoplâncton, estando desta forma associados a produtividade primária interna (autóctone) do lago. Por sua vez, sedimentos com valores acima destes limiares são classificados como *dy*, onde se assume uma presença expressiva de ácidos úmicos, e uma associação mais frequente a pequenos lagos com predomínio de produtividade advinda de matéria vegetal superior (macrófitas, banhados) ou então ao aporte alóctone de matéria orgânica (para aqueles com C/N >20) (HÅKANSON, 1984; MATHESIUS, 1999; MEYERS; LALLIER-VERGÈS, 1999; TALBOT; LÆRDAL, 2000; MEYERS, 2003; DAS et al., 2008).

O fósforo apresenta um caráter muito dinâmico nos corpos hídricos, tendo uma distribuição complexa nos sedimentos em virtude de variações de mobilidade e reatividade com diferentes compostos, formando uma espécie de sistema tampão em relação aos teores na coluna de água (SCHÄFER, 1985; MACHADO, 2000). Concentrações de fósforo tendem a ser muito mais elevadas no sedimento do que na água, especialmente em condições aeróbicas onde é estabelecido um equilíbrio de trocas entre ambos, com predominância no sentido da sedimentação, porém com relevante ação do vento como mobilizador do elemento na água (SØNDERGAARD et al., 2003; HUANG; LIU, 2009). Os teores de ferro principalmente, além do alumínio e de cálcio, interferem na precipitação e fixação do fósforo no sedimento, de forma associada às condições estabelecidas na interface sedimento-água (CRUCES et al., 2001; SØNDERGAARD et al., 2003; SCHEFFER, 2004). A razão N/P no sedimento pode ser utilizada para avaliações de composição do fitoplâncton (EILERS et al., 2004). Teores de fósforo são comumente aplicados na identificação de eventos de impacto sobre o corpo hídrico, tendo por base valores normais (deposição natural) determinados pela composição da crosta terrestre (CETESB, 2011).

Metais pesados, metais tóxicos e elementos tóxicos, termos tratados como sinônimos em estudo limnológicos, representam elementos de alta densidade pertencentes

ao grupo químico dos metais, apresentando propriedades tóxicas aos seres vivos ou de alguma forma prejudiciais ao ecossistema, mesmo em concentrações muito pequenas. Em geral, metais pesados apresentam características de biomagnificação e deposição cumulativa no fundo de corpos hídricos; a concentração de metais no sedimento pode ser dezenas a até centenas de vezes àquela na coluna de água, uma vez que estes elementos apresentam rápida associação com as partículas de substrato de fundo (NIENCHESKI et al., 2014; SPAGNOLI; ANDRESINI, 2018). A taxa de metais no sedimento advém de sua deposição natural a partir de materiais argilosos advindos da bacia de captação (NIENCHESKI et al., 2006).

Ambientes lacustres constituem um dos principais acumuladores continentais de metais. Perfis de metais depositados no sedimento de lagos podem auxiliar na análise de processos de degradação ambiental em virtude da ação humana, com destaque à descarga de efluentes sólidos, líquidos e gasosos de diferentes origens (CHIRINOS et al., 2005). Uma série de metais são indicados ao diagnóstico e monitoramento ambiental, dentre eles o Cádmiio, o qual tem pouca participação em estruturas biológicas, e constitui um dos principais elementos presente em fertilizantes e agrotóxicos nas culturas do arroz irrigado e de soja (CHAPMAN et al., 1982; HAKASON; JANSSON, 1983; GONÇALVES JÚNIOR et al., 2000; RIBEIRINHO, 2010). Registros recentes derivados de sedimentos lacustres frequentemente apresentam interferência de ação antrópica de diferentes origens, podendo interferir na interpretação de processos naturais (STOOF-LEICHSENRING et al., 2011).

3.3.2 Paleolimnologia

Em geral, uma parcela do sedimento autóctone que compõem o fundo de lagos é composto pelas frústulas de sílica das diatomáceas (Bacillariophyceae). Este grupo de organismos inclui espécies abundantes e ecologicamente diversificadas, apresentando uma larga escala de tolerâncias a modificações ambientais, com valências ecológicas bem definidas (SMOL, 2010; HERMANY et al., 2013). Por seu curto ciclo de vida, tendem a responder rapidamente a mudanças ambientais. As carapaças de sílica são resistentes à decomposição microbiológica e dissolução química, garantindo durabilidade e preservação íntegra após a morte e sedimentação (SILVA, 2012). Trabalhos de reconstrução paleoambiental pela utilização de diatomáceas constituem uma parcela representativa dos estudos paleolimnológicos.

Teores de diatomáceas depositadas nos sedimentos têm sido eficientemente utilizados como bioindicadores de condições ambientais passadas em corpos hídricos (KARST; SMOL, 1998; CRUCES et al., 2001; TALBOT; LÆRDAL, 2000; SAUPE; MOSIMANN, 2003; COSTA et al., 2007; SOUZA et al., 2007; SMOL, 2010; SILVA, 2012;

FONTANA et al., 2014; CAFFREY et al., 2015; HENNEMANN et al., 2015; WOELDERS et al., 2017; ZULAR et al., 2018), inclusive na zona costeira gaúcha (MEDEANIC et al., 2009; COSTA-BÖDDEKER et al., 2012; HERMANY et al., 2013; SANTOS-FISCHER et al., 2016). Pela ocorrência de táxons e comunidades, análises de composição de diatomáceas podem indicar as condições do paleoambiente fonte, bem como o habitat de que deriva (BATARBEE et al., 2001; RÜHLAND et al., 2003; FONTANA et al., 2014). Diatomáceas são consideradas excelentes indicadoras da produtividade e do pH do meio (KARST; SMOL, 1998; BATTARBEE et al., 1999). As variações de tolerância das espécies do grupo à salinidade pode fornecer informações acerca do metabolismo histórico do lago e padrões de fornecimento de nutrientes da bacia drenada, uma vez que ambientes produtivos (com elevação trófica) são mais associados a ambientes dulceaquícolas em comparação a ambientes marinhos, em virtude dos aportes externos e recargas internas facilitados (PADILHA, 2001; GARCÍA-RODRIGUEZ et al., 2002).

Avaliações múltiplas, combinadas, de parâmetros físicos, químicos e biológicos podem trazer elucidaciones mais claras a análises paleolimnológicas, possibilitando complementações mútuas entre os indicativos de diferentes parâmetros (KARST; SMOL, 1998; YANG et al., 2008; CAFFREY et al., 2015; ZULAR et al., 2018). Segundo Fontana et al. (2014), trabalhando em reservatório artificial, a aplicação de indicadores geoquímicos se mostra especialmente eficaz para a fase inicial da represa (fase pós inundação), enquanto a utilização das diatomáceas apresenta resultados mais favoráveis para as fases posteriores. Análises integradas de dados de diatomáceas podem ser utilizadas na geração de modelos diatomáceas-fósforo, o que permite definir níveis de referência e bases gerais de planejamento à gestão e recuperação de recursos hídricos (BENNION et al., 2001; SMOL; DOUGLAS, 2008). Neste sentido, há ainda uma carência de bancos de dados relativos à valência ecológica de diatomáceas em grandes lagos rasos (YANG et al., 2008).

É esperado que, a partir da série de resultados com a execução deste trabalho, torne-se disponível à sociedade informações relevantes do status atual e de como funciona um importante recurso hídrico da região estudada, a partir da compreensão de mudanças históricas que podem ter determinado as condições e limitações atuais. Pela imersão deste trabalho em meio ao projeto Lagoas Costeiras 3, atividade socioambiental dedicada a reconhecer e apresentar os valores naturais da região à comunidade, espera-se também que o conhecimento gerado possa ser divulgado de diferentes formas à população, propiciando avanços em diferentes frentes sociais no que tange ao reconhecimento, proteção e uso da natureza e serviços ecossistêmicos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

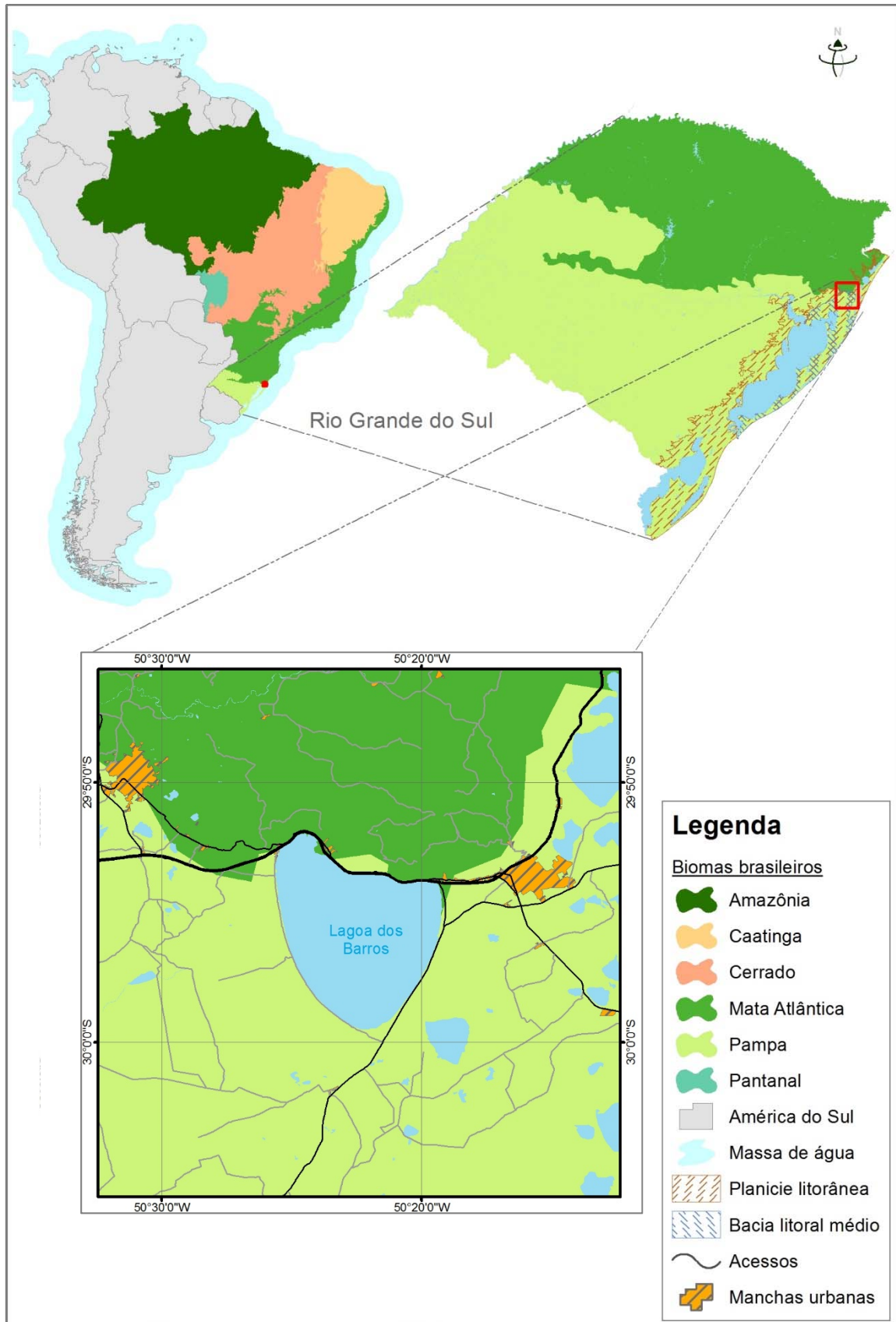
A Lagoa dos Barros é um lago costeiro raso situado na região sul do Brasil, estado do Rio Grande do Sul, sob domínio político compartilhado entre os municípios de Osório e Santo Antônio da Patrulha. A gênese do lago está associada aos corpos lagunares mais interiores e antigos da Planície Costeira Sul Brasileira. O complexo embasamento geológico sedimentar em que ela se insere é representado por uma composição de formações pleistocênicas relativas aos Sistemas Barreira II e III, que a limitam a leste, e depósitos holocênicos em seu contorno direto (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984; VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995; CRPM, 2004).

O lago está inserido na Bacia Litorânea, Sub-bacia Hidrográfica do Litoral Médio do Rio Grande do Sul, com área de 6.108,03 km² (FEPAM, 2014) e altitude inferior a 20m acima do nível do mar (Figura 1). A Lagoa dos Barros apresenta uma sub-bacia de drenagem de aproximadamente 152.10⁶ m², recebendo pequenos arroios e canais como contribuições superficiais permanentes. Em 1984, um vertedouro foi instalado na margem oeste do lago, para controle de cheias potencialmente prejudiciais para estruturas e ocupações às margens, passando a extravasar quando o lago supera o nível de 10,6 m acima do nível do mar (ECOFIELD, 2016).

A bacia da Lagoa dos Barros abrange duas ecorregiões distintas, envolvendo o bioma Mata Atlântica, de formações florestais associadas a faixa leste brasileira e a umidade originária do Oceano Atlântico, e o bioma Pampa, região de áreas predominantemente abertas de campos. O lago está situado na base da região montanhosa denominada Serra Geral, a qual limita sua margem norte.

O clima da região é do tipo Cfa, segundo a classificação atualizada de Köppen-Geiger (PEEL et al., 2007), caracterizado como clima temperado sem estação seca e com verões quentes, com precipitação uniforme ao longo do ano, localmente controlado por massas de ar oceânicas tropicais e polares de alta umidade (HASENACK; FERRARO, 1989). Schäfer et al. (2017), com base em dados entre 1982 e 2015 para a estação climática de Torres (Latitude 29.350359°, Longitude -49.733263°, 85 km do lago), citam temperatura média anual de 19,3°C, sendo 12° no mês mais frio a 26,7° no mês mais quente, com precipitação entre 1500 a 1750mm.

Figura 1: Localização, biomas, e regiões relacionadas a área de estudo em detalhe.



4.2 BATIMETRIA, MORFOMETRIA E DADOS CLIMÁTICOS

A análise morfométrica do lago foi baseada em modelos digitais de superfície, gerados por levantamentos batimétricos. O levantamento coordenado de localização planar (X, Y) e de profundidade (Z) foi realizado com uso de ecobatímetro Eagle Fishelite 500c (Lowrance Electronics Inc.). A partir de levantamentos ecobatimétricos preliminares, foi determinada a necessidade de coleta de quatro linhas (transectos) paralelas à linha de margens, complementados por levantamentos auxiliares na porção norte, atingindo um esforço de 171,9 km de coletas. O barco foi conduzido à velocidade constante, de forma a não interferir na coleta dos dados quanto a precisão (distúrbio sobre o sensor). O ecobatímetro operou com obtenção de pontos a cada segundo. Os levantamentos ocorreram em fase de nível elevado das águas do lago (agosto de 2015).

O modelo batimétrico e valores para geração das curvas hipsométricas foram obtidos por interpolação dos pontos batimétricos no software *Surfer*, gerando modelo tridimensional de terreno. O método *Natural Neighbor* (NN) foi utilizado para geração do modelo, com resolução de cinco metros. Outros interpoladores foram testados, sendo que o NN retornou os resultados mais coerentes (para outros lagos da região, menores, o método Curvatura Mínima se mostrou mais eficiente). A obtenção dos limites de entorno do lago (profundidade 0) se deu por imagens históricas de satélite extraídas do Google Earth (04/2004, 03/2010, 09/2012, 12/2016), passando por georreferenciamento em Sistema de Informações Geográficas (GIS), de forma a definir uma borda “média”.

Os parâmetros morfométricos primários (comprimento, largura, fetch, perímetro, área, profundidade, volume) foram medidos por geoprocessamento. Os parâmetros secundários (Profundidade teórica de epilímnio Z_{epi} , Desenvolvimento do perímetro DP, Profundidade média Z_m , Profundidade relativa Z_{rel} , Taxa de profundidade DZ, Profundidade base de ondas D_{wb} , Taxa dinâmica DR, Cociente eufótico, Coeficiente de atenuação vertical médio K_d , Fator forma S, Irradiância média $I_{média}$) seguem as definições de Ventz (1974), Schäfer (1985), Hakanson (2005), Vadeboncoeur et al. (2008), e Torremorell et al. (2017). Dados morfológicos históricos comparativos da Lagoa dos Barros foram obtidos em Delaney (1960) e Oliveira (1983). Dados climáticos obtidos a cada hora, entre janeiro de 2015 a junho de 2016, foram coletados por estação automática do INMET, localizada no município de Tramandaí (Lat. -30.010268°, Long. -50.135887°) (INMET, 2016).

4.3 MEDIDAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA

A avaliação limnológica da Lagoa dos Barros envolveu cinco coletas de dados físico-químicos, biológicos e de comunidades biológicas associadas. Os levantamentos ocorreram em quatro pontos (Tabela 1), entre 2015 e 2016.

Tabela 1: Pontos de amostragem na Lagoa dos Barros.

Ponto	Posição no lago	Profundidade (m)	Latitude	Longitude	Data amostra
1	Sul	5,0	-29.983843	-50.368232	07.01.15, 11.01.15
2	Leste	5,0	-29.957055	-50.327289	10.11.15
3	Noroeste	3,9	-29.875842	-50.409868	11.01.16
4	Centro	5,5	-29.925272	-50.373316	11.01.16

A medição de parâmetros físicos e químicos (pH, temperatura, condutividade, e oxigênio – concentração e saturação) foram realizadas com uso de instrumentos de medição direta (WTW). Para oxigênio e temperatura, além das leituras na superfície, foram realizados perfis verticais até o fundo do lago, com medições a cada 0,5 m. A transparência foi medida com uso do Disco de Secchi. A avaliação de disponibilidade de luz no corpo de água, ou atenuação de luz (considerando zona eufótica como 1% de incidência luminosa em relação a superfície) foi realizada com radiômetro LI-1400 (LI-COR).

A análise espectrofotométrica com reagentes prontos para análise foi utilizada para mensurar os níveis de amônia (WTW A6/25, norma ISO 7150-1:1984), nitrato (WTW N2/25, norma ISO 7890-1:1986) e fósforo (WTW P6/25, norma ISO 6878:2004). Os níveis de clorofila foram analisados por espectrofotometria de absorção, com pré tratamento de filtragem das amostras em membrana em campo (APHA 10200 H). Foram avaliados em laboratório também a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅ - APHA 5210 A) e a quantidade de sólidos suspensos totais (APHA 2540B). Foi utilizado o fluoroprobe (BBE Moldaenke) para obtenção de uma segunda medida de valor para a clorofila-a total na água, a partir da contabilização específica de grupos fotossintetizantes. Classificações de trofia do lago foram realizadas conforme Carlson (1977), OECD (1982) e Schäfer (1988).

Parâmetros biológicos de diversidade referentes ao fitoplâncton e zoobentos foram obtidos a partir de levantamentos conjuntos realizados na área de estudo, como parte integrante do Projeto Lagoas Costeiras 3. Para o fitoplâncton, amostras coletadas com redes cônicas de arrasto de malha 20 µm (um minuto a velocidade constante), em janeiro de 2015, foram preservadas em formol e em lugol 5%. A identificação foi feita ao microscópio

em nível de gênero e espécie para Bacillariophyceae. Para a preparação de diatomáceas foi adotado o método de Simonsen (1974), usando permanganato de potássio e ácido clorídrico. As amostras de zoobentos foram feitas por método de coleta composto (coleta manual, de substrato vegetal-macrófitas e dragagem de sedimento), preservadas em álcool 70% após triagem e, posteriormente, identificadas a nível de família ao estereomicroscópio (Leica) utilizando Lopretto e Tell (1995) e Mugnai et al (2010) como referência.

4.4 MEDIDAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SEDIMENTO

Em agosto de 2015, uma amostra *Core* foi obtida no ponto 4, no centro do lago, com uso de dispositivo de aprisionamento da amostra por vácuo (Hydrobios Kiel). Para extração da amostra, foi utilizado tubo coletor de 8 cm de diâmetro e 60cm de extensão. Com base nas informações bibliográficas e dados preliminares, foi determinado o ponto central como local para coleta (e não o ponto mais profundo) pois este foi avaliado como o de melhor representatividade ao contexto deposicional do lago, e menos sujeito a interferências diretas do entorno. A coleta foi realizada a partir de embarcação móvel, fixada no local de coleta com uso de duas âncoras, para maior estabilidade. A extração do tubo com amostra se deu manualmente, com uso de conjunto de hastes montáveis, de forma a atingir o fundo. Durante a coleta, o conjunto extrator foi mantido o mais vertical possível, não sendo observado distúrbio na camada superior de sedimento coletado.

A partir da amostra principal, o perfil foi seccionado em camadas, sendo coletadas amostras de dois cm (Figura 2) para as análises de datação por Geocronologia Isotópica (Pb^{210} e Ra^{226}). As amostras de datação foram enviadas para laboratório do Instituto Nacional de Pesquisa Nuclear (IPEN). Subamostras a cada cinco cm foram coletadas para as análises granulométricas, químicas e paleolimnológicas, sendo preservadas a frio (SOUZA et al., 2007; ZWIRTES, 2003).

As análises de granulometria foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) da UCS, utilizando o HORBITA LA 950-A para o ensaio de distribuição de partículas por difração de raios laser (conforme ISO 13320-1). Foram realizados dois a três ensaios por amostra, conforme a uniformidade de resultados; os valores considerados representam médias entre os ensaios. A classificação de tamanhos granulométricos segue a escala Wentworth (PERCIVAL; LINDSAY, 1997). Para a classificação ternária, foi utilizado o esquema de classificação de Flemming (2000), a fim de viabilizar a avaliação de oscilações de índole hidrodinâmica (estimação dos ambientes de deposição).



Figura 2: Detalhes das amostras de sedimento obtidas na Lagoa dos Barros.

As análises de teores totais de carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e metais foram realizadas no Laboratório de Análises de Solos, da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Foi utilizado o método da combustão úmida (WALKEY BLACK) para Carbono Orgânico Total (COT), método Kjeldahl para o nitrogênio total (NT), e digestão-úmida nítrico-perclórica (ICP-OES) para fósforo total (PT). As análises de Ferro, Magnésio, Cádmiio e Alumínio seguiram o método EPA 3050/ICP-OES.

Os valores de metais depositados foram avaliados segundo dois aspectos. O Índice de Geoacumulação Igeo (MULLER, 1979) propõem a avaliação de contaminação das camadas utilizando como referência a concentração de metais na camada mais profunda. O Igeo é classificado em sete classes, entre valores inferiores a 0 (não poluído) a valores superiores a cinco (muito fortemente poluído). Niencheski et al. (2006), em trabalho na Lagoa dos Patos, identificaram o alumínio como um “normalizador” eficiente para a região, e, portanto, a taxa Metal/Al tende a se manter constante em condições “naturais” de deposição. A aplicação de um elemento normalizador nas análises permite a identificação de mudanças anormais (não naturais, atribuídas a outras fontes) nas taxas depositadas de elementos metálicos.

A análise de diatomáceas nas amostras de sedimento seguiu a preparação de amostras e lâminas pelo método de oxidação (BATARBEE et al, 2001; FONTANA; BICUDO, 2009). Alíquotas úmidas de 1g de sedimento foram oxidadas em H₂O₂ 30%, em becker, com aquecimento a 90°C, por período suficiente para cessar o borbulhamento de reação (máximo três horas). Após, foram realizadas três lavagens com água deionizada, com um período de 10 minutos entre lavagens, para precipitação das diatomáceas em tubos de ensaio. Um volume de 20 ml foi mantido após o processo de lavagem. A partir da homogeneização das amostras tratadas, alíquotas inferiores a 50 µl foram postas para secagem em lamínula, à temperatura ambiente. Após, foi utilizado Naphrax (FLEMING,

1954) como meio de inclusão, aplicado a lâmina e recebendo a lamínula de diatomáceas. As lâminas montadas foram aquecidas em Bico de Bunsen, em chama baixa, até a diminuição do borbulhamento de evaporação do tolueno, fixando o material.

As identificações foram realizadas ao microscópio óptico LEICA DM2500, em aproximação de 100x, equipado com sistema de captura de imagem. Foram classificadas pelo menos 300 valvas por lâmina (BATARBEE et al, 2001; HERMANY et al., 2013). Para a identificação e informações ecológicas, foram utilizados trabalhos em corpos hídricos lênticos e lóticos em subbacias lindeiras ou próximas àquela da área de estudo (em parte abrangendo a mesma bacia hidrográfica), além de trabalhos com diatomáceas fósseis de sedimentos lacustres e terrestres em outros corpos hídricos sul-americanos (MARTAU et al., 1977; AGUIAR; MARTAU, 1979; CALLEGARO, 1981a; CALLEGARO, 1981b; TORGAN, 1985; CALLEGARO; SALOMONIO, 1988; TORGAN; DELANI, 1988; KRAMER; LANGE-BERTALOT, 1991; CALLEGARO et al., 1993; ROSA; WERNER, 1993; LOBO et al., 1996; MARTÍNEZ-DE-FABRICIUS, 1998; AZEVEDO, 1999; LOBO et al., 2002; METZELTIN; GARCIA-RODRÍGUEZ, 2003; BICUDO; MENEZES, 2006; FONTANA; GARCIA, 2010; BES et al., 2012; TREMARIN, 2012; HERMANY et al, 2013; ALMEIDA; BICUDO, 2014). Valvas fragmentadas e de espécies de *Aulacoseira* em vista valvar não foram consideradas, em virtude da inviabilidade de identificação.

Foi utilizada a abundância relativa de cada táxon, considerando aqueles com abundância superior a 1% em pelo menos uma das amostras. As espécies foram classificadas de acordo com o ambiente de ocorrência e grupos morfológicos, seguindo a bibliografia anteriormente citada. A classificação taxonômica e nomenclatura seguem o Algae Database online (GUIRY; GUIRY, 2017). Todas as espécies foram averiguadas de acordo com a ocorrência conhecida no Rio Grande do Sul, com base em Torgan et al. (1999).

4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Todos os parâmetros de medição física, química e biológica foram testados quanto a presença de normalidade de distribuição Shapiro-Wilk, devido ao número reduzido de amostras, considerando as variações medidas entre as amostras de água (de 2015 a 2016) e no sedimento (oito camadas).

Correlações de Pearson e Spearman foram utilizadas para verificar a associação entre os parâmetros de análise das condições atmosféricas (velocidade do vento), características físicas (transparência, profundidade da zona eufótica, temperatura superfície e fundo, pH, condutividade, sólidos suspensos totais) e concentrações de elementos na água (oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, DBO₅, nitrogênio amoniacal, nitrogênio de

nitrito, fósforo total) e nos organismos fotossintetizantes planctônicos (clorofila-*a*) presentes nas amostras de água. As mesmas correlações foram testadas entre os parâmetros granulométricos (tamanho médio de partícula, teores de areia, silte e argila), concentrações de elementos (COT, NT, PT, Fe, Mg, Cd, Al) e abundância percentual de diatomáceas por táxon nas amostras de sedimento. A riqueza de diatomáceas foi determinada pelo número total de táxons. Para diversidade foi utilizado o índice de diversidade por heterogeneidade de Shannon (H') (KREBS, 1999).

Os parâmetros relativos às amostras de sedimento foram analisados ainda quanto aos possíveis agrupamentos entre camadas, no sentido de definir fases distintas entre si. A análise de agrupamento seguiu o método de dissimilaridade da distância euclidiana quadrática por variáveis padronizadas por scores Z , e o resultado do agrupamento foi testado por meio de Análise de Discriminância Canônica (DCA). A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para os dados de abundância de diatomáceas por camadas no intuito de definir os táxons indicadores principais das fases. O nível de significância usado foi de $p \leq 0,05$ (*), e alta significância para $p \leq 0,001$ (**).

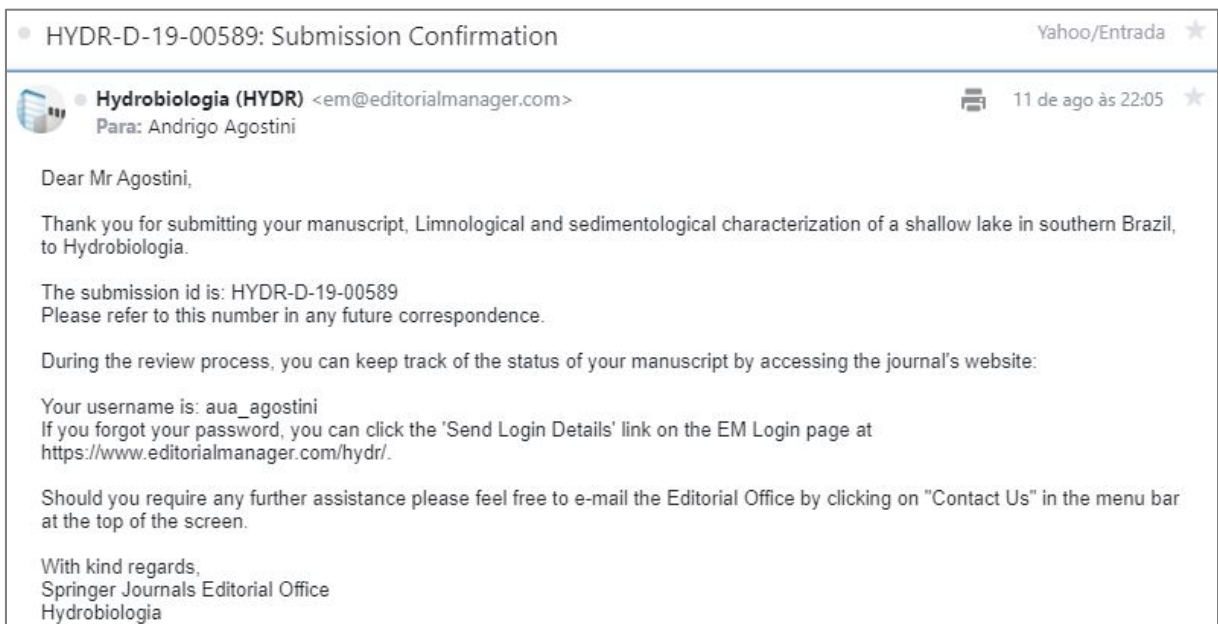
As análises foram desenvolvidas em planilha eletrônica Microsoft Excel 365, e pelo software IBM SPSS 22.

5 RESULTADOS

5.1 MANUSCRITO DE ARTIGO SUBMETIDO À REVISTA “HYDROBIOLOGIA”

O manuscrito de artigo intitulado “Limnological and sedimentological characterization of a shallow lake in southern Brazil” foi submetido para publicação na revista “Hydrobiologia”, a qual apresenta Qualis A2 para as áreas “Ciências Ambientais” e “Engenharias I”. A comprovação de submissão foi recebida por email, conforme a Figura 3.

Figura 3: Confirmação de submissão de artigo na revista "Hydrobiologia".



O manuscrito é apresentado na sequência. O formato de apresentação adotado segue as instruções de publicação do periódico. A exceção se faz apenas ao estilo de fonte, sugerido pela revista como “Times New Roman” tamanho 10, sem espaçamento entre linhas, e aqui adotado como “Arial” tamanho 11 com espaçamento entre linhas de 1,5 pontos, a fim de coincidir com o formato adotado na dissertação, e facilitar a leitura.

Andrigo Ulian Agostini¹; Rosane Lanzer²; Alois Schäfer³

Limnological and sedimentological characterization of a shallow lake in south Brazil

^{1 2 3} Toxicology and Limnology laboratory, University of Caxias do Sul – Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130, Caxias do Sul – RS, Brazil.

¹ au_agostini@yahoo.com.br – 005554 999558679; ² rlanzer@ucs.br – 005554 3218 2678;

Abstract

Large shallow lakes are rare but relevant to ecosystems and humans. These systems have specific ecological characteristics related to its morphology, water and sediment characteristics. The comprehension of the processes of a lake is enhanced by analyzing its past conditions. The aim of this study was to characterize the present and past ecology conditions of Lagoa dos Barros, a lake in southern Brazilian coast. The study of present conditions combined morphometric analyses, and assessments of water and biological communities. For the past, the analysis included evaluation of physical, chemical and paleolimnological (diatoms) components in a 35 cm sediment profile. Lagoa dos Barros shows peculiar characteristics related to its high mineral turbidity and limitation of the system productivity due to the low light availability in the water column, even with nutrients available. The base for this condition is the association between a flat and shallow morphology, the small size of sediment and the high incidence of wind in the region. In the recent past, the lake underwent variations in turbidity and salinity conditions associated with water level oscillations.

Keywords: freshwater; coastal lake; wind turbidity; paleolimnology.

Acknowledgments

We thank Petrobras which, by the Petrobras Environmental Program, provided the necessary funds for the development of the project Lagoas Costeiras III and this work. We also thank the Universidade de Caxias do Sul for all structural and academic support.

INTRODUCTION

There are about 304 million lakes (area $\geq 0.001 \text{ km}^2$) around the planet, which cover more than 3% of its land surface. Large shallow lakes (area $> 100 \text{ km}^2$, depth $< 10 \text{ m}$), however, are relatively rare, occurring in distinct geographic and climatic scenarios (Scheffer, 2004; Downing et al., 2006).

The studies of lakes include the morphometric analyses and of stratification in water column (Sorokin et al., 1996; Hakanson, 2005; Boeher & Schultze, 2008; Vadeboncoeur et al., 2008; Kelderman et al., 2011; Duck & Da Silva, 2012; Torremorell et al., 2017), physical and chemical composition of water (Schäfer, 1985; Wetzel, 2001; Esteves, 2011; Stoof-Leichsenring et al., 2011; Dokulil, 2014; Torremorell et al., 2017), biological composition and its distribution (Espíndola et al., 1996; Jeppesen et al., 1999; Hofmann et al., 2008; Menetrey et al., 2011; Rosa et al., 2014), and trophic dynamics (Carlson, 1977; García-Rodríguez et al., 2002; Stenger-Kovács et al., 2007; Schäfer et al., 2017). Sediment plays a relevant ecological role in shallow lakes, and its association with wind action can influence the amount of dispersed material in the water column, the thermal balance, the turbidity rate, as well the distribution of planktonic organisms (Evans, 1994; Gervais et al., 1999; Søndergaard et al., 2003; Cózar et al., 2005; Huang & Liu, 2009; Kelderman et al., 2011). Lakes participate decisively in element cycling and biodiversity maintenance, and are critical to provide a large range of ecosystem services such as water supply, food security, recreation, and public health (Williamson et al., 2009; Janssen et al., 2017; Spyarakos et al., 2017).

The genesis of southern Brazil Coastal Plain is associated to the combination of erosion action and sediment deposition by the sea over alluvial systems, along the historical regressions and transgressions of the Atlantic Ocean. These movements are related to glacial events inferring in a series of sea level oscillation during the Pleistocene and Holocene, dating to no more than 400,000 years BP (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Schäfer, 1992; Villwock & Tomazelli, 1995; Tomazelli et al., 2000; Barboza et al., 2008; Medeanic et al., 2009). Further ecological processes occurring in the Coastal Plain, along with their genesis, resulted in a region of significant environmental diversity and high relevance of wetland ecosystems, including about 100 lakes and lagoons (mostly formed in Holocene) on approximately $14,260 \text{ km}^2$ of continental immersed surface (Medeanic et al., 2009; Schäfer, 2009).

The southern Brazilian coastal lakes have characteristics not clearly related to the traditional classifications and integrity assessments of lentic ecosystems (Schäfer, 1988; Kjerfve, 1994). These water bodies are mostly freshwater, with no sea direct connections, and shows limnological conditions associated with factors such age, distance from sea, internal and input nutrient dynamics, hydrological balance, wind action, and man intervention

(Schäfer, 1991; Tomazelli et al., 2000). Several studies address ecological aspects of these lakes, including phytoplankton structure, zoobenthos, environmental assessments, and quality ratings (Oliveira, 1983; Volkmer-Ribeiro, 1987; Schäfer, 1988; Lanzer, 2001; Becker & Motta Marques, 2004; Cardoso & Motta-Marques, 2006; Pedrozo & Rocha, 2007; Fermino & Schwabbold, 2014; Schäfer et al., 2017).

The incidence of lake degradation events and associated ecosystem services has been observed since the XX century, including dramatic processes in coastal areas, where more than half of the world's population is concentrated (Scheffer, 2004; Williamson et al., 2009). The global climate change and localized eutrophication events are main processes generating this degradation, both being influenced by anthropic action (Woelders et al., 2017). The elevation in the eutrophication degree of a lake is normally associated with the increase and constancy of nutrient intake in the water, especially by intensive use in its catchment basin (Smith, 2003; Sosnovsky & Chirós, 2006; Janssen et al., 2017). The inexistence of previous environmental conditions data makes it harder to assess how the environment has been naturally changing, as well what are the real influences of human action over it (Chirinos et al., 2006; Smol, 2010).

The understanding of a lake historical conditions, or paleolimnological reconstruction, can be achieved by the study of physical (Mudroch et al., 1996; Machado, 2000; Sperazza et al., 2004), chemical (Håkanson, 1984; Lallier-Vergès, 1999; Müller & Mathesius, 1999; Meyers & Lallier-Vergès, 1999; Talbot & Lærdal, 2000; Meyers, 2003; Søndergaard et al., 2003; Das et al., 2008; Williamson et al., 2009; Niencheski et al., 2014; Spagnoli & Andresini, 2018) and biological (Bennion et al., 2001; Meyer et al., 2005; Medeanic et al., 2009; Caffrey et al., 2015) components in sediment profiles. Diatom silica carapace deposited in deep sediments samples have been successfully used as paleoindicators of past environmental conditions in water bodies (Talbot & Lærdal, 2000; Batarbee et al., 2001; Cruces et al., 2001; Rühland et al., 2003; Saupe & Mosimann, 2003; Costa et al., 2007; Souza et al., 2007; Smol, 2010; Fontana et al., 2014; Caffrey et al., 2015; Woelders et al., 2017; Zular et al., 2018), including studies in coastal zone of the southern Brazil (Medeanic et al., 2009; Costa-Böddeker et al., 2012; Hermany et al., 2013; Santos-Fischer et al., 2016). Multiple analysis associating physical, chemical and biological parameters can bring better understandings to paleolimnological studies (Karst & Smol, 1998; Meyers, 2003; Yang et al., 2008; Caffrey et al., 2015; Zular et al., 2018).

The main objective of this study was to characterize the present and past ecological state of a coastal lake in southern Brazil. The results can be used to assist in the lake uses management, considering its regional relevance.

MATERIALS AND METHODS

Lagoa dos Barros is a lake situated in the southern coast of Brazil. The formation of the lake is associated with the oldest water bodies in the region and the last Pleistocene transgression (180.000 to 80.000 years BP), what led to the deposition of segmented terraces on older barriers, isolating the lake from Lagoa dos Patos system (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Villwock & Tomazelli, 1995; Tomazelli et al., 2000). The lake drainage basin area its 152,106 m², with a few small streams and canals as permanent contributors, and includes two biomes, the Atlantic Forest, and the Pampa, a region where fields are predominant. The lake is situated at the base of Serra Geral, which limitate its north border. The climate type of the region is Cfa (Peel et al., 2007), with an annual average temperature of 19.3°C, 12° in the coldest month to 26.7° in the warmest, precipitation from 1500 to 1750 mm distributed over the year, and locally controlled by high humidity polar and tropical ocean air masses (Hasenack & Ferraro, 1989; Schäfer et al., 2017).

The lake's catchment basin is highly covered by rice crops and its irrigation system, one of the lake's main uses along with recreation and nautic sports. Historically, the lake has also received effluents by a sugarcane processing plant (Oliveira, 1983).

Morfometry and climate data

Bathymetric data of the lake were obtained by surveys with Eagle Fishelite 500c echo sounder (Lowrance Electronics Inc.), during a high-level phase (August 2015). The bathymetry was conducted by parallel transects to the shore line, complemented by surveys crossing the lake (171.9 km effort). A digital terrain model was obtained by interpolation of bathymetric points in the software Surfer, using Natural Neighbor method with five meters resolution.

Primary morphometric parameters (length, width, fetch, perimeter, area, depth, volume) were measured by geoprocessing. Secondary parameters (theoretical epilimnion depth Z_{epi} , perimeter development DP, mean depth Z_m , relative depth Z_{rel} , depth rate DZ, wave depth Dwb, dynamic rate DR, euphotic ratio, mean vertical attenuation coefficient Kd, shape factor S, mean irradiance I_m) follow the definitions and calculations of Ventz (1974), Schäfer (1985), Hakanson (2005), Vadeboncoeur et al. (2008), and Torremorell et al. (2017). Comparative historical morphological data of Lagoa dos Barros were obtained from Delaney (1960) and Oliveira (1983). Hourly measurements of temperature and wind were collected from January 2015 to June 2016 by a automatic climate station in Tramandaí (Lat. - 30.010268°, Long. -50.135887°), obtained from the National Meteorological Institute (INMET, 2016).

Physical, chemical and biological analyses in water

Five sampling campaigns for physical, chemical and biological data were conducted between spring of 2015 and summer of 2016, representing this seasons only.

Temperature, pH, conductivity, and oxygen (concentration and saturation) data were obtained using direct measuring instruments (WTW). Vertical profiles were done for oxygen and temperature, with measurements every 0.5 m from surface. Transparency was measured with Secchi Disk. Light attenuation in the water was measured with a radiometer (LI-1400 LI-COR).

Ammonia, nitrate and phosphorus concentrations were measured by spectrophotometric analysis using reagents ready for analysis (APHA 4500-NH₃, DIN 38405 D9, DIN EN ISO 6868, respectively). Chlorophyll concentration was analyzed by absorption spectrophotometry, with membrane filtering treatment of samples in field (APHA 10200 H). Biochemical oxygen demand (BOD₅ - APHA 5210 A) and total suspended solids content (APHA 2540B) were also determined in laboratory.

Two phytoplankton samples, in points 1 and 4, were collected with 20 µm Hydrobios nets, being preserved in 5% formaldehyde and lugol. Identification was made under the microscope at genus level, and species for Bacillariophyceae. Simonsen (1974) method was adopted for diatoms preparation, using potassium permanganate and hydrochloric acid. Benthic macroinvertebrate samples were done by manual collection on macrophytes and by sediment dredging, and preserved in 70% alcohol. Identifications were done at family level.

Physical, chemical and biological measurements in sediment

In August 2015, a 35 cm Core sediment sample was taken from the center of the lake (5.5 m deep), using a vacuum sample trap (Hydrobios Kiel) and collecting tube (8 cm diameter), with manual extraction by mounting rods. During collection, the extractor set was kept as vertical as possible, with no disturbance in the upper layer. The core sample was sectioned in 5 cm layers, preserved cold until analysis (Souza et al., 2007).

Particle size analyzes were performed using HORBITA LA 950-A for laser diffraction particle distribution tests (ISO 13320-1). Two to three tests per sample were performed, according to the heterogeneity of results, and the averages were considered for representative values. The particle size classification follows Wentworth scale (Percival & Lindsay, 1997), and the ternary classification was according Flemming (2000), in order for the evaluation of hydrodynamic oscillations (estimation of deposition environments).

The total organic carbon concentration (COT) was measured by the umid combustion method (Walkey Black), the total nitrogen (NT) by the Kjeldahl method, and the

total phosphorus (PT) by the nitric-perchloric wet digestion method (ICP-OES). Iron, Magnesium, Cadmium and Aluminum analyzes followed EPA 3050/ICP-OES.

The presence of diatoms in sediment was evaluated with the oxidation method (Batarbee et al, 2001; Fontana & Bicudo, 2012). Wet samples of sediment (1 g) were oxidized in H₂O₂ 30%, heated (90 °C) for sufficient time in order to finish reaction bubbling (up to three hours). Afterwards, three washes with deionized water were performed at 10-minute intervals, for precipitation of the diatoms in test tubes. A 20 ml sample was maintained after the washing process, and aliquots of less 50 µl were placed (after sample agitation) to dry on coverslip at room temperature. Naphrax (Fleming, 1954) was used as an inclusion medium, on the slide which the diatom coverslip was placed. The slides were heated in low flame Bunsen burner until the decreased of bubbling evaporation of the toluene.

Identifications were performed using Leica DM2500 optical microscope at 100x magnification, equipped with an image capture system. At least 300 valves per sample were classified (Hermany et al., 2013; Batarbee et al, 2001). Studies of aquatic environments in the study region and fossil diatom surveys in South American lake sediments were used for identification and for ecological data source (Martau et al., 1977; Aguiar & Martau, 1979; Callegaro, 1981a; Callegaro, 1981b; Torgan, 1985; Callegaro; Salomonio, 1988; Torgan & Delani, 1988; Callegaro et al., 1993; Rosa & Werner, 1993; Lobo et al., 1996; Martínez-de-Fabricius, 1998; Azevedo, 1999; Torgan et al., 1999; Lobo et al., 2002; Metzeltin & Garcia-Rodriguez, 2003; Bicudo, 2006; Garcia, 2010; Bes et al., 2012; Hermany et al, 2013; Almeida & Bicudo, 2014). Fragmented valves and *Aulacoseira* species in valvar view were not considered.

Taxon relative abundance was used to analyze the occurrence in layers, considering values greater than 1% in at least one sample. Species were classified according to environment preference and morphological groups (Kramer & Lange-Bertalot, 1991; García-Rodríguez et al., 2002; Bicudo, 2006; Hermany et al, 2013). Taxonomic classification and nomenclature follow the Algae Database online (Guiry & Guiry, 2017).

Statistical analysis

Diatom richness was determined by the total number of taxa in each sample. Diversity was determined by Shannon heterogeneity diversity index (H') (Krebs, 1999). The normal distribution of physical, chemical and biological parameters was verified using the Shapiro-Wilk test. Spearman tests were used to verify the correlation between the parameters of analysis of atmospheric conditions (wind speed), physical characteristics (transparency, euphotic zone depth, surface and background temperature, pH, conductivity,

total suspended solids) and element concentrations in water (dissolved oxygen, oxygen saturation, BOD₅, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus) and planktonic photosynthetic organisms (chlorophyll- α) present in water samples. Correlations were also verified for particle size parameters (average particle size, sand, silt and clay contents), element concentrations (COT, NT, PT, Fe, Mg, Cd, Al), richness, diversity and percentage abundance of diatom taxa in sediment samples.

The parameters related to sediment samples were analyzed for groupings between layers forming distinct phases. Cluster analysis followed the quadratic Euclidean distance dissimilarity method with standardized variables (Z scores), and the resulting grouping validation was tested with Canonical Discrimination Analysis (DCA). Principal Component Analysis (PCA) with diatom abundance data by layers was used in order to define the main indicator taxa in each phase. The significance level used was $p \leq 0.05\%$ (*) and $p \leq 0.001$ (**). The analyzes were conducted in conventional spreadsheet and IBM SPSS 22 software.

RESULTS

Limnological characterization

The morphometric characterization of Lagoa dos Barros is presented in Table 1, along with water parameters. The bathymetric model of the lake (Figure 1) shows a flat homogeneous basin with northeast-southwest decay and a deep zone in the southwest portion (Zone B), where depth do not exceeds 6 m. The deepest zone (Zone A) is close to the north margin, covering a area of only 0.51 km² and depth exceeding 6 m at some points, representing the only differentiated internal subdepression in lake bed. Fetch (northeast-southwest) has little influence in the northwest portion (Zone C), were a less pronounced slope toward the bottom is observed. The linear vertical distribution of near 431 million m³ water from surface to bottom expresses the morphological homogeneity of the lake, with only 3% of volume below 5 m depth (Figure 2). Flooded area, however, varies little from surface to 4.5m.

The variations in physical, chemical and biological measurements obtained in the lake between 2015 and 2016 are represented by averages in Table 1. Conductivity denotes the freshwater condition of the water body, and pH indicate the absence of acid or basic buffering. Oxygen values at the surface and along water column to the bottom indicate aerobic conditions. The temperature, however, decreases between the surface to 2 m depth in an average difference of 1.8 ± 0.45 ° C), and below remaining constant to the bottom (Figure 2). The pH showed a high positive correlation with surface O₂ saturation ($r = 0.954^*$), as well as with bottom dissolved oxygen and saturation ($r = 0.979^*$).

Light availability in the water is limited to the upper layer (Figure 2), with transparency T ranging from 0.3 to 0.5 m and euphotic depth Z_{euf} not exceeding 1 m, the two highly correlated ($r = 0.921^{**}$; $Z_{euf} = 2.T$). Z_{euf} reached only 21% of the average depth. Suspended solids and wind speed were positively correlated ($r = 0.954^*$), and chlorophyll- a and phosphorus showed a high non-significant negative correlation ($r = -0.949$), presenting a distinct association from that expected for nutrient-limited scenarios. The wind speed measured during sampling periods represents conditions close to or above the median observed for all hourly measurements in 16 months between 2015 and 2016.

Aquatic vegetation in the lake is limited to emerged macrophytes along the east bank, with predominance of *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják., and in the Zone C, an area with low fetch influence with the occurrence of *Leersia hexandra* Sw., *Salvinia cf rotundifolia* Willd. and *Pontederia lanceolate* form. brasiliensis. (Solms) Fernald.. Phytoplankton samples of the water showed the presence of the genera *Aulacoseira*, *Peridinium*, *Anabaena*, *Staurosira*, *Coelastrum*, and *Thalassiosira*. Among the diatoms, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *A. granulata angustissima* (O.Müller) Simonsen, *A. ambigua* (Grunow), and *Staurosira construens* (Ehrenberg) were identified. In the zoobenthos, 20 families were recorded, the most abundant being Cyprididae (Crustacea - Ostracoda) with 23% relative abundance, followed by Chironomidae (16%) and Hydroptilidae (14%), all three accounting for more than half of the benthic fauna abundance in the lake. Bivalvia, although less abundant, it's a group of relevant occurrence in the lake, especially *Corbicula* in the submerged shore portions to the depth with sandy substrate predominance.

Sediment characterization

The sediment particles size in the profile ranged from 55 μm (very thick silt) to 280 μm (medium sand), with variation between near layers not exceeding 90 μm . The textural classes composition indicates abrupt changes from the profile bottom layer (medium silt) and from the profile upper layer (fine silt) to the "medium" profile layers, where fine, medium and coarse sand classes intercalates its predominance (Figure 3). An overall increase in particle size was observed to the 20 cm layer, and from this gradual decrease to the surface. The presence of clay in samples was irrelevant. Considering the uniformity of the lake morphology, as well for the surface sediment distribution indicated by previous works, it is assumed that the situation at this single point is representative of the lake as a whole, except zone C.

A low oscillation of total nitrogen (NT) values was observed along the profile, reaching a maximum at 25 cm layer, as well for total organic carbon (COT) (Figure 4). Total

phosphorus (PT) showed distinct oscillation, with maximum concentration in the 10 cm layer. The deposition of metals (Mg, Fe, Al, Cd) showed a similar trend along the profile, with maximum values at 10 cm and decline below 25 cm. A reduction in Fe and Cd concentration was also found between the surface and 5 cm. Total concentrations of Fe and Al approach, differing from the lower levels observed for Mg. Oscillations in the concentration of Cd are observed above the 25 cm depth, always higher than the basal level of the core bottom.

Positive correlations were observed among all chemical elements analyzed in the sediment, except for phosphorus and cadmium. Particle size correlated only with NT ($r = 0.810^*$).

The Core sample analysis revealed 48 diatom taxa, distributed in 17 orders, 26 families and 32 genera, with 42 species and one subspecies being identified. The most representative genera by species number were *Navicula*, *Eunotia*, and *Aulacoseira*. The taxa were classified into six groups according to habitat preference (Table 2). Of the total taxa identified, 19 (39.6%) with abundance greater than 1% were considered in the environmental reconstruction analysis.

Aulacoseira species were the most abundant along the profile, representing more than half (56.8%) of the individuals counted. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen was the most abundant, with higher values in the layers above 20 cm.

Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen was present in all layers and had its greater abundance in the deepest (35 cm), while *Staurosira construens* Ehrenberg and *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) D.M. Williams & Round, both from Fragilariaceae family, were the more abundant taxa in 30 and 25 cm layers. *Cyclotella meneghiniana* Kützing, despite the low abundance, was present in all layers of the profile, as well as *A. granulata*, *A. ambigua*, *S. pinnata* and *S. construens*. Spikes of *Heterotorula fistula* Volkmer & Motta (Demospongiae - Spongillidae) were also observed throughout the profile, especially in the 10 and 15 cm layers. Among the taxa excluded from the environmental reconstruction analysis, *Surirella rorata* Frenguelli and *Terpsinoë musica* Ehrenberg were present in the 10, 15, 20 cm, and 0, 10 and 15 cm layers, respectively. *Rimoneis*, recorded in the 15 cm layer, is a freshwater genus recently described from sample in Lagoa dos Patos (Garcia, 2010).

Richness by layer ranged from 8 to 14 (mean 11.1 ± 2.1), with little oscillations along the profile and the lowest values in the upper layers (Figure 7). Diversity showed maximum value in the 20 cm layer, decreasing towards the surface (Figure 7). Although the reduction in diversity, richness showed a lesser variation, due to the increase of dominance. No significant correlation was observed between richness and diversity with nutrient content. The Arafid/Centric diatoms abundances ratio (Af/Ce) reached its maximum in the 25 cm layer (Figure 7). The occurrence of marine or brackish species was observed predominantly in the 20cm layer, where its reached near 50%, and no more than 6% in the other layers (Figure 7).

Correlations were observed between *A. granulata* and *S. construens* ($r=-0.857^{**}$) abundances, as well as between *Amphora copulata* (Kützing) Schoeman & R.E.M. Archibald, *Neidium ampliatum* (Ehrenberg) Krammer and *Pinnularia gibba* (Ehrenberg) Ehrenberg ($r>0.87$).

The cluster analysis between sediment layers using all measured parameters showed two main groups, one related from 0 to 15 cm layers, and other from 20 to 35 cm layers, the latter being subdivided into three subgroups (Figure 5). The zonation is based on a real group (0 to 15 cm), integral and superior in the sample, and a second “group” for the lower layers, which were specified like subzones, according to the grouping analysis, due to their dissimilarity. The DCA on the proposed grouping indicated a function capable of significantly explaining the variation between groups (94%, $p=0.03$), highlighting COT, NT, PT and mean particle size as the most relevant function variables.

The PCA applied to diatom abundance data indicated a component 1 expressing 35.02% of the data variation, represented by *A. copulata*, *N. ampliatum*, *P. gibba*, and *S. laevissima* (Figure 5). *A. ambigua* also participates in this component, but negative related to values of component 2, unlike the others. Component 2, in turn, expresses 28.25% of the variation, including *S. construens* and *A. granulata* abundances, on opposite sides of the component. The increased abundance of *A. granulata* is associated with the reduction of most other taxa.

DISCUSSION

Considerably high values of area and volume express the relevance of Lagoa dos Barros as one of the largest waterbodies in its region. Although the surface area criteria does not reach the “large” classification ($<100 \text{ km}^2$), the lake shows several ecological attributes observed for other lakes of this category around the globe, including the “size effect” (Janssen et al., 2014). Due to the increased fetch, there is clear interference from wind-induced waves in the ecological conditions ($\text{fetch} / \text{perimeter} > 0.25$), including only a smaller portion of shore capable of supporting a relevant vegetation presence. The low DP support a relevant macrophytes development only to zone C and *S. californicus* in east shore, a remarkable feature of Lagoa dos Barros considering the extensive development of this type of vegetation in other region lakes. Nonetheless, this kind of limitation is observed in other large shallow lakes (Istvánovics et al., 2008; Janssen et al., 2017).

The mixing in whole water column its a result of the wind effect associated with the low relative depth ($Z_{\text{rel}} < 2\%$), and relates also to theoretical depth of epilimnium (Z_{epi}), depth of 90% volume (Z_{90}) and base wave depth ($D_{\text{wb}} > Z$), all of these indicators for expected absence of an upper water layer subjected to wave action (Schäfer, 1985; Håkanson, 2005).

Considering $Z_{\text{epi}} > Z_{90}$ and $Z_{\text{epi}} > Z$, the lake can be classified as “very shallow” (Nixdorf & Deneke, 1997). However, the occurrence of temporary thermal stratification in the water column characterizes Lagoa dos Barros as a shallow polymitic lake (Hakanson, 2005), with metallymium (Z_{mix}) in the zone between 0.5 and 1.5 m depth. According to Hanna (1990), based on an empirical regression between depth and fetch, the occurrence of stratification in the lake would be expected only from a critical depth of 13m.

Stratification in large shallow lakes is uncommon, as in the Neusiedler See in Austria (Dokulil, 2014), and is generally short (hours to a few days) and associated with sunny, windless days (Janssen et al., 2019). The occurrence of temporary thermal stratification events during the warmer season indicates the interference of other aspects on the stability of the water column. Lewis (1983) classifies low latitudes lakes (without ice-covered phase) with this kind of temporary stratification as “continuous warm polymitic”, while Janssen et al. (2019) uses the nomenclature “discontinuous polymitic”. Thermal stratification, however, does not affect the oxygen availability in the water column, keeping the aerobic condition in the entire system. Caballero et al. (2006) describe a significant reduction of oxygen associated with thermal stratification in a Mexican eutrophic turbid shallow lake without significant wind influence. The duration and frequency of thermal stratification events in lakes may also be associated with climate change (Williamson et al., 2009).

The origin of temporary thermal stratifications is based on the specific turbidity of the lake. The low transparency and the ratio Z_m/Z_{euf} (“Euphotic quotient”) turn to the classification of Lagoa dos Barros as a highly turbid lake (Quirós et al., 2002). Scheffer (2004) proposes a model for estimating the average vertical light attenuation (K_d) from chlorophyll and transparency values ($E = 0.016 \cdot \text{clo-a} + 1.3 / \sqrt{\text{SD}}$), which turns to values more than half lower of those measured in Lagoa dos Barros (Table 1). According to the chlorophyll measured values, phytoplankton biomass does not represent a predominant interference in light availability in water. Torremorell et al. (2007) found no relationship between transparency and chlorophyll levels in Argentinian shallow lakes, suggesting the influence of other elements in the establishment of a turbid state.

Excluding chlorophyll influence, the high turbidity may be associated with (1) particulate (inorganic) substrates suspended in the water column by sediment-associated hydrodynamics, or (2) dissolved organic substances acting in light absorption (Scheffer, 2004; Cózar et al., 2005; Torremorell et al., 2007). Total suspended solids values are highly elevated, even four times greater than that observed in other lakes in the study region (Schäfer et al., 2009; Schäfer et al., 2013). The lack of correlation between chlorophyll-a and suspended solids, transparency and euphotic zone, indicates the interference of inorganic materials on water turbidity (Lind et al., 1992; Gervais et al., 1999; Torremorell et al., 2007).

The neutral pH and predominance of *gyttja* in sediment superficial layers shows that the interference of not decomposed organic matter on turbidity, by the form of humic acids, is an unlikely possibility. Spyrakos et al. (2017), through a broad continental waters optical classification, calls the kinds characterized by the predominance of inorganic matter in the total suspended content by “sediment-laden waters”, a typology observed mainly in low altitude shallow lakes.

The sediment superficial layer shows inferior granulometry compared to other great Holocene shallow lakes in southern Brazilian coast (Leipnitz et al., 2014). The predominance of smaller (lighter) particles in surface sediment layer facilitates resuspension from the bottom by the mechanical circulation of water, as shown by the correlation between wind speed and suspended materials, in an environment of almost constant wind action (Kelderman et al., 2011). The small particle size leads also to a slower sinking speed when wind action reduces, increasing the potential for resuspension when wave circulation forces starts again (Scheffer, 2004). Wind resuspension associated with fetch, generating light attenuation and restriction to primary productivity, is an event observed in other lakes (Hellstrom, 1990; Carrick et al., 1993; Becker & Motta Marques, 2004; Yang et al., 2008; Torremorell et al., 2017).

The lake morphology also contributes to an increased sediment resuspension potential. The absence of slopes and deeper areas that could concentrate the deposition of smaller materials leads to a homogenized distribution of fine sediments in lake bed, widening the available area with easily suspended sediment (Scheffer, 2004; Kelderman et al., 2011).

According to wave theory (Cózar et al., 2005), the depth for resuspension action depends on wavelength Wl , which in turn relies on fetch and wind speed (resuspension tends to occur when $Wl \geq 2Z$). When average wind speed over Lagoa dos Barros surface reaches 6.8 m/s, half of lake bottom in a 1 km stretch is subjected to resuspension. So, surface sediment on at least 95% of lake bed is resuspended most of the time. Considering the whole bottom area, a 50% portion is subjected to resuspension at 3 m/s wind speed, which represents the Q10 and Q25 of wind action over time. The consistency of wind action resuspending bottom materials thus adds to the slow sedimentation, keeping the suspended solids content relatively constant. The absence of aquatic vegetation in the lake, which could act in substrate stabilization, favors the bottom sediments resuspension (Duck & Silva, 2002; Scheffer, 2004).

Among Bacillariophyceae, the predominance of *A. granulata*, a species highly tolerant to turbidity and common in shallow eutrophic lakes, indicates resuspension in a turbid environment and low light availability in the lake (Kilham et al., 1986; Karst & Smol, 1998; Caballero et al., 2006; Costa-Böddeker et al., 2012). The *Aulacoseira* genera shows tolerance to light deficiency and meroplanktonic conditions (resistance in inactive phase, even

buried in the sediment), and the release from the bottom to the photic zone by resuspension force can lead to growth induction (Carrick et al., 1993). As observed by Lanzer (2001), the zoobenthos occurrence in Lagoa dos Barros is strongly characterized by *Bivalvia*, a group of suspended material filters.

Dynamic rates (DR) below 4 may indicate low suspended solids content (<5mg/L), and above this threshold resuspension tends to occur throughout the lake area. This indicator is efficiently applied to other large shallow lakes such as Markermeer and IJsselmeer in the Netherlands, Balaton in Hungary, and Taihu in China (Huang & LIU, 2009; Kelderman et al., 2011), although does not represent Lagoa dos Barros conditions (DR=2.04). It should be noted that the mentioned lakes areas are 5 times larger than Lagoa dos Barros, with lower or slightly higher average depth. Håkanson (2005), however, points that a DR>0.26 is indicative of high turbidity potential with low sedimentation speed, as observed in the studied lake.

The observed values of oxygen, conductivity, pH and nitrate do not differ from those observed in other lakes in the study region. In this same context, however, the phosphorus concentration is considerably high, and the ammonia concentration is low (Fermino & Schwarzbald, 2014; Chiros et al., 2002; Pedrozo & Rocch, 2007; Schäfer et al., 2009; Schäfer et al., 2013; Torremorell et al., 2017). Low values of BOD₅ and chlorophyll- α were also found, representing a lower primary production.

The high oxygen level in water column tends to force sedimentation and maintenance of phosphorus in the sediment, by mobilization with iron presence. However, the iron content in Lagoa dos Barros sediment surface layer does not reach a intervene level for this kind of process ($P/Fe \leq 0.1$), indicating a lower phosphorus retention potential (Jensen et al., 1992). In turbid waters, the phosphorus availability may also be associated with suspended particles, by the formation of colloids and ferric hydroxide-phosphate compounds (Arbuckle & Downing, 2001; Wetzel, 2001). Quirós et al. (2002) observed relationship between phosphorus and nitrogen with chlorophyll- α in lakes in the Pampas region, but no such relationship was found in the Lagoa dos Barros, where phosphorus stays in the water column, but do not interfere in an elevated production of chlorophyll- α .

Nitrogen and phosphorus concentrations in Lagoa dos Barros are higher than those that characterize nutrient limited lakes (Karlsson et al., 2009), indicating potential productivity. Phosphorus shows a secondary limitation condition to light availability, as verified by Lind et al. (1992) for a shallow lake with mineral turbidity. By this condition, the traditional trophic classifications (Carlson, 1977; OECD, 1982), which are based on the phosphorus availability and in incident light attenuation by the elevated productivity (phytoplankton biomass densification), do not apply well to Lagoa dos Barros.

A similar inconsistency of application is observed in relation to the alternative stable states classification for shallow lakes (Scheffer, 2004), based on turbidity promoted by absence of submerged plants and high primary productivity in the water. Lagoa dos Barros seems to show an alternative stable state, not the classic turbid, but an inorganic turbid (Quiros et al., 2002). This scenario is based on the establishment of positive feedback between the macrophytes reduced occurrence and substrate suspension associated with the “size effect” (unstabilization), as observed in other large shallow lakes (Scheffer & Van Nes, 2007; Janssen et al., 2014). The homogeneity in shape and lack of spatial heterogeneities along lake bed (except in zone C), as determined by its morphology and sedimentary cover (Oliveira, 1983), indicate a greater susceptibility to “drastic” state changes across the lake by cascade disturbance effect, as reported by Sperling (1999) and Janssen et al. (2014).

Lagoa dos Barros depth rate (DZ) exceeds the range observed in many natural lakes around the globe (0.3-0.7) and indicates a primary production with pelagic organisms predominance (Vadeboncoeur et al., 2008). The association between the limited light availability and formation of temporary thermal stratification leads to concentration of photosynthetic activity in the water surface layer (up to 1 m deep), limiting the overall lake productivity to this range (Lind et al., 1992). The low light availability for chlorophyll organisms development may favor some zooplankton groups, which act in an intense pressure on phytoplankton and compete with smaller fish. Thus, light limitation affects higher trophic levels by basal productivity control, as observed in other turbid shallow lakes (Karlsson et al., 2009). The combination of high DR and Kd values of non-phytoplankton origin reinforces the indication of low primary production (Vadeboncoeur et al., 2008).

The sediment Core profile observed in Lagoa dos Barros is predominantly related to sands, with little relevant oscillations, inferring a higher energy stable scenario in the system over the represented period. The sandy sediment characterizes the Holocene depositional process that generated the Coastal Plain terrestrial environments, forming the lowland zone materials that enters the lake by a regular basis from surface runoff and drainage. The reduced amount of smaller particle sediment deposited at lake bottom has origin in the sedimentary formation, small relevance of permanent water inputs, and the continuous suspension action of smaller particles. Predominance of sands and low clay composition in surface sediments was observed by Leipnitz et al. (2014) in Lagoa dos Quadros and Lagoa Itapeva, both shallow lakes in the Lagoa dos Barros region.

The COT, NT and PT contents in the profile do not show gradual reduction with depth, which could be related to the natural decay of these elements over time (Trolle et al., 2010). Thus, the observed levels may indicate the ecological conditions during the deposition period, without relevant intervention of subsequent processes. The total COT and NT contents observed in the sediment do not diverge from those observed by Santos et al.

(2004) in shallow sediments of Lagoa Mirim, considered low by the authors. The C/N ratio in the profile indicates a predominance of the deposition of autochthonous organic matter throughout recent lake history. PT concentration was lower than that observed by Santos et al. (2004) and its lack of correlation with other elements indicates association with the lake production and sedimentation (Cruces et al., 2001).

Diatom richness was stable between the layers, while diversity H' reached a maximum in the 20cm layer with gradual reduction towards the profile ends. Richness and diversity of diatoms, unlike specific indications of taxa, are metrics with no clear relationship to nutrient enrichment or specific water conditions (except for extreme changes), showing greater potential for indications of hydrodynamic conditions and habitat characteristics (Juttner et al., 2009). Gomes (1998) describes a decrease in diatom richness with increased BOD and chemical oxygen demand, while Antoniades et al. (2005) mention an increase in XIX century diatom diversity in arctic lakes, in a clear association with global warming as a result of climate change. The freshwater taxa presence in all layers, at varying abundance levels, indicates absence of marine environment conditions in lake basin over the period represented by the analyzed sediment profile.

By the grouping analysis of sediment layers, it was proposed a division of defined paleoenvironmental periods into two main zones and three subzones in the core sample.

Zone 1: 35 to 20 cm

Indicating taxa of this sediment depth zone include the epibenthic species *A. ambigua*, *N. ampliatum*, *P. gibba*, *S. laevissima*, *N. ampliatum*, *A. copulata*, as well as *S. pinnata* and *S. construens* (Fragilariaceae), with superior diversity compared to the most recent phase (Zone 2). Three subzones are observed in Zone 1, represented by distinct groupings of diatoms.

Subzone 1a: 35 cm

The smallest sediment particle size of all layers were observed in this range, with predominance of medium silt (Figure 3), indicating a scenario of greater hydrodynamic stability. Nutrient contents are among the lowest measured values in the profile, and the C/N ratio reflects a phase dominated by lake internal production, considering that lower energy hydraulic environment would allow greater development of phytoplankton populations. The association between low NT values, C/N rates between 6-8 and reduced sand deposition, as observed in this layer, indicates a lacustrine environment with organic production by planktonic diatoms (Meyers, 2003).

The predominance of the planktonic *A. ambigua* associated with *N. ampliatum*, both with wide tolerance to total phosphorus oscillation, is related to a mesotrophic to eutrophic

environment, with low carbon and turbidity levels (Kilham et al., 1986; Rühland & Smol, 2002; Caballero et al. 2006; Stenger-Kovács et al., 2007; Yang et al., 2008; Franceschini et al., 2010; Stoof-Leichsenring et al. al., 2011). Hermany et al. (2013) observed *A. ambigua* as a paleoindicator taxon in sediments of a coastal lake in southern Brazil, with great occurrence in a period dated more than 3000 BP.

Amphora copulata, *P. gibba* and *S. laevissima* have also superior abundance in this subzone, without clear environmental indications. *P. gibba*, observed in mid eutrophication freshwater environments, was found in Core samples by García-Rodríguez et al. (2002), associated with phases with increased erosion and nutrient input by the catchment basin.

Subzone 1B: 30 to 25 cm

This phase presents an increase in the sediment particle size, with fine to coarse sands predominance, along by increase in the nutrients and metals sedimented levels (except phosphorus). The environment conditions included hydrodynamic energy increase, and organic matter was equally composed by autochthonous and allochthonous materials, as C/N content indicates. The abundances of *A. ambigua*, *P. gibba*, *A. copulata* and *N. ampliatum* decreased significantly, and *S. laevissima* was no longer observed. In turn, there was increase in the diversity and the abundance of *S. pinnata* and *S. construens*, epibenthic species of shallow eutrophic water (fresh to little brackish) (Karst & Smol, 1998; Caballero). et al., 2006; Yang et al., 2008; Hermany et al., 2013). *S. construens* prevails in the 25 cm layer, together with the highest nutrient content along the profile and abundance maximum of the benthic *Fragilaria brevistriata*. *S. pinnata* and *S. construens* are true meroplantonic, and individuals resuspension from the sediment can lead to significant changes in lake productive community (Carrick et al., 1993). The increase of these species abundance, associated with C/N ratio elevation, was observed by García-Rodríguez et al. (2002) in shallow lake sediment in Uruguay. Woelders et al. (2017) considers *S. pinnata* a generalist and opportunistic species, tolerable to adverse conditions.

Conditions in this subzone indicate a general increase of materials input in the lake, with greater sediment movement and increased productivity. Hennemann et al. (2015) relates increase in primary production to elevated CO₂ deposition, an event stimulated by increased nutrients input from the catchment basin. Goldman (1988) and Das et al. (2008), based on diatom occurrences, also related elevated nutrient loading (COT sedimentation) to increased primary production. The increase in Arafidic/Centric diatoms abundance ratio observed in this phase is another indicator of increased productivity (Goldman, 1988). The negative relationship between phosphorus and the other elements, including the C/N content, even if not significantly correlated, is also indicative of a elevated primary production, as pointed by Torres et al. (2012) in a shallow lake of Florida, and by

Hennemann et al. (2015) at Lagoa do Peri, on a mountainous island in southern Brazilian coast.

Higher nutrient input in association with coarser sediment particles is indicative of an increase in surface runoff, which in turn is related by many studies to precipitation increase. This effect is amplified by changes in lake basin cover, particularly the conversion of natural areas into cultivation zones, favoring the transport of materials (Hennemann et al., 2015). The elevation of epibenthic species abundance can be related to increased shore exposure due to decreased water level (Yang et al., 2008). In Lagoa dos Barros, due to its morphology, a scenario of representative shore surface expansion would be observed only in a drastic water level decrease, superior to 4 m.

Subzone 1c: 20 cm

The reduction of nutrient concentrations in this layer, especially COT and the C/N ratio, was followed by a maximum diversity in the profile and increased abundance of planktonic *A. normanii* (higher abundance in this layer), a brackish to marine taxa (García-Rodríguez et al., 2002; Hermany et al., 2013; Medeanic et al., 2009). There was also an increase in abundance for the Unidentified 1 taxa (rare in the other layers), that, although show great similarity to *Grammatophora* sp when compared to R.M. Crawford (HERMANY et al, 2013), could not achieve a confirmed identification. The significant increase in abundance of brackish and marine diatoms in this layer diverges from their discrete occurrence in others (Figure 7). *A. granulata angustissima* also presented abundance maximum in the layer.

The end of Zone 1 represents relevant changes in lake conditions. The variation of sediment sizes indicates a continuum growth up to the 20 cm layer, reaching the highest particle size of the profile, what can be related to a gradual increase of coarse sediment derivating from System Barrier II, by erosion of the land cover. Increased sediment particle size and decreased C/N levels are related to marine conditions in different parts of the globe (Müller & Mathesius; 1999; García-Rodríguez et al., 2002). Medeanic et al. (2009) relate transgressive environments with marine action to deposition of littler sediments (clay to silt), while sea regression act in sand deposition by dunes. Coverage changes and marine interference in the formation of south Brazilian coastal zone are widely addressed by Santos-Fischer et al. (2016), revealed by variations of sediment diatom community composition over periods exceeding 1000 years AP. This influence is particularly relevant in the northeastern portion of Lagoa dos Patos, a great shallow brackish lake geologically related to Lagoa dos Barros.

The indicators observed in this subzone indicate a brackish influence on lake conditions in the period. Despite that, the lack of estuarine taxa such as *Paralia sulcata*, frequent in fossil diatoms studies related to transgressive brackish environments along the

southern coast of Brazil, indicates an elevation of salinity (or conductivity) without direct sea interference (Saupe & Mosimann, 2003; Medeanic et al., 2009; Santos-Fischer et al., 2016). Records of Palinofacies from Lagoa dos Quadros (northeastern of Lagoa dos Barros) revealed that the last Lagunar Marine Transgression in region occurred between 6.700 to 4.870 years BP (Meyer et al., 2005). Hermany et al (2013), in an analysis of Pinguela-Malvas-Palmital lakes sediments (eastern of Lagoa dos Barros) dating from 5.000 to 4.000 years BP, points that another reason should be responsible for the region lakes salinity increase in the period. From the scenario started in subzone 1B, this series of indicators points the occurrence of a large lake water level reduction in the period, increasing shores exposed sediments and water salinity.

Zone 2: 15 to 00 cm

The most recent period shows a decrease in nutrient concentration and particle size, presenting a continuum reduction up to the superficial layer. The significant reduction and even absence of small and fragile Fragilariaceae (*Staurosirella* and *Staurosira*) in this zone layers is associated with *A. granulata* abundance predominance, all over the period. Elevations of *A. granulata* sediment profiles abundance in the region were associated to freshwater contribution increase to brackish or mixohaline systems, and represent a return to freshwater conditions in the Lagoa dos Barros in this period, with less influence of elevated conductivity (García-Rodríguez & Witkowski, 2003; Hermany et al., 2013).

The increase in *A. granulata* occurrence, a planktonic species associated with subtropical shallow environments with low phosphorus, associated to a proportional decrease of *A. ambigua*, is related to increase in productivity, given the *A. granulata* preference for more eutrophic environments (Karst & Smol, 1998; Yang et al., 2008; Franceschini et al., 2010). Although this preference, *A. granulata*, abundant in the Lagoa dos Barros present conditions, is not considered a good trophic indicator due to its occurrence in hypereutrophic to oligotrophic environments. Its tolerance to turbidity and low light environments, however, is well established (Karst & Smol, 1998; Cruces et al., 2001; Yang et al., 2008; Costa-Böddeker et al., 2012). Similar changes between *A. ambigua* and *A. granulata* abundance were observed by Caballero et al. (2006) and Stoof-Leichsenring et al. (2011) in superficial sediment layers of turbid shallow lakes, associated to changes to periods with diminished light water availability. Decrease in diatom richness and mainly diversity together with the fall of C/N ratio (the lowest values in the two superficial layers of the profile) was associated by Yang et al (2008) to increase of autochthonous productivity. Torremorell et al. (2017) relates a decrease in phytoplankton diversity to extreme light or phosphorus limitation, according to studies in Argentinian shallow lakes.

Reduction of Fragilariaceae in upper sediment layers, observed in paleolimnological studies of northern Canada lakes, was associated with global warming and its associated effects, particularly for deep lakes with thermal stratification (Rühland et al., 2003; Smol, 2010).

The increase in elements concentrations (mainly PT and Cd) in 10 cm layer is not followed by any identified granulometric or biological patterns. Elevations of PT concentration reported in lake sediment studies, especially when related to upper layers, are often associated with the introduction or increased use of agriculture implements (N-P-K) in drainage basins (Yang et al., 2008). In the Lagoa dos Barros, this variation must be associated with a representative change in the use of basin cover by rice-related agriculture. The elevation specifically of PT, and not for other nutrients, may be associated to a higher sediment retention rate, considering the Fe fixation process (also high in this layer) in an available oxygen environment (Søndergaard et al., 2003; Hennemann et al., 2015; Scheffer, 2004). Increased COT without clear relationship to changes in water dynamics, as pointed out by granulometry, may be associated with an increase in phytoplankton productivity (Das et al., 2008).

CONCLUSION

Lagoa dos Barros can be classified, by its limnological characteristics, as a large turbid shallow lake with discontinuous polymeric stratification. The results show the light limited availability to the surface layer as the main characteristic of the lake, associated with the inorganic particles mobilization in the water column by the wind action over its wide fetch. The traditional trophic and shallow lake classifications are not well applied, due to interference of turbidity not associated with primary production, even in a condition of not limited nutrient availability.

Two main zones were determined in the analyzed sediment profile, which were characterized as the origin environments. From the oldest period to the recent, the lake varied from a more stable lentic environment to an elevation in productivity and turbidity conditions. These scenarios were separated by a phase of high salinity, with similar conditions to brackish not associated with a direct connection to the sea, but with a significant reduction in water level. The diatom species *A. ambigua* and *A. granulata* (the last prevalent in present conditions), together with *S. construens*, were highly related to environmental conditions represented in the profile, and determinant for paleoenvironments reconstruction.

The observed characteristics reinforce the vulnerability to drastic changes when relevant disturbances occur, which should be considered in the planning of lake uses and management actions, in a scenario of conflicting uses.

REFERENCES

- Aguiar, L.W. & L. Martau, 1979. Diatomáceas de lagos do Parque Zoológico, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 25: 27-110.
- Almeida, P.D. & D.C. Bicudo, D.C., 2014. Diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. *Hoehnea* 41: 187-207.
- Antoniades, D., M.S.V. Douglas & J.P. Smol, 2005. Quantitative estimates of recent environmental changes in the Canadian High Arctic inferred from diatoms in lake and pond sediments. *Journal of Paleolimnology* 33: 349–360.
- Arbuckle, K. E. & J.A. Downing, 2001. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46: 970–975.
- Azevedo, A.C.G., 1999. Floristic composition of diatoms (Bacillariophyta) epiphytic on two species *Bostrychia* Montagne (Rhodophyta). *Insula* 28: 101-148.
- Barboza, E.G., M.L.C.C. Rosa & R.N. Ayup-Zouain, 2008. Cronoestratigrafia da Bacia de Pelotas: uma revisão das seqüências deposicionais. *Gravel* 6: 125-138.
- Battarbee, R.W., Jones, V.J., Flower, R.J., Cameron, N.G., H. Bennion, Carvalho L. & Juggins S., 2001. Diatoms. In: Smol, J.P., BIRKS, H.J.B., LAST, W.M. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments - Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Becker, V., D. Motta Marques, 2004. Water dynamics, phytoplankton biomass and size structure of a shallow freshwater subtropical lake (Itapeva lake, south of Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 16:163-174.
- Bennion, H., P.G. Appleby & G.L. Phillips, G.L., 2001. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management. *Journal of Paleolimnology* 26: 181-204.
- Bes, D., L. Ector, L.C. Torgan & E.A. Lobo, 2012. Composition of the epilithic diatom flora from a subtropical river, Southern Brazil. *Iheringia* 67: 93-125.
- Bicudo, C.E.M. & M. Menezes, 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil - chave para identificação e descrições. 2. ed. RiMa, São Carlos.
- Boehrer, B. & M. Schultze, 2008. Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics* 46: RG2005.
- Caballero, M., G. Vasquez, S. Lozano-García, A. Rodríguez, S. Sosa-Nájera, A.C. Ruiz-Fernandez & B. Ortega, 2006. Present limnological conditions and recent (ca. 340 yr) paleolimnological of a tropical lake in the Sierra de Los Tuxtlas, eastern Mexico. *J. Paleolimnol.* 35:83–97.
- Caffrey, M.A., S.P. Horn, K.H. Orvis & K.A. Haberyan, 2015. Holocene environmental change at Laguna Saladilla, coastal north Hispaniola. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 436: 9-22.
- Callegaro, V.L.M., 1981a. Contribuição ao estudo das diatomáceas (Bacillariophyceae, Chrysophyta) da Lagoa-Represa de Tarumã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 26: 85-144.
- Callegaro, V.L.M. 1981b. Diatomáceas da Lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 27: 69-99.
- Callegaro, V.L.M. & S.E. Salomonio, 1988. Diatomáceas das Lagoas do Jacaré, do Nicola e Mangueira da Estação Ecológica do Taim: novas ocorrências para o Rio Grande do Sul. *Iheringia* 38: 127-148.
- Callegaro, V.L.M., K.R.L.M. Silva, & S.E. Salomoni, 1993. Flórua diatomológica de ambientes lênticos e lóticos do Parque Florestal Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 43: 89-134.
- Cardoso, L.S. & D.L.M. Motta-Marques, 2006. Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplânctônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 1: 123-134.

- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Carrick, H.J., F.J. Aldridge & C.L. Schelske, 1993. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1179-1192.
- Chirinos, L.A., N.L. Rose, R. Urrutia, C. Muñoz, F. Torrejón, L. Torres, F. Cruces, A. Araneda & C. Zaror, 2006. Environmental evidence of fossil fuel pollution in Laguna Chica de San Pedro lake sediments (Central Chile). *Environmental Pollution* 141: 247-256.
- Costa, B.O., C.S.F. Senna & F.C.P. Ribeiro, 2007. Análise da Composição, Abundância e Riqueza das Diatomáceas em Sedimentos da Praia de Itupanema, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 1149-1151.
- Costa-Böddeker, S., H. Bennion, T.A. Jesus, A.L.S. Albuquerque, R.C.L. Figueira & D.C. Bicudo, 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *J. Paleolimnol.* 48: 751-766.
- Cózar, A., J.A. Gálvez, V. Hull, C.M. García & S.A. Loiselle, 2005. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. *Ecological Modelling* 186: 63-76.
- Cruces, F., R. Urrutia, A. Araneda, L. Torres, M. Cisternas & W. Vyverman, 2001. Evolución trófica de Laguna Grande de San Pedro (VIII Región, Chile) durante el último siglo, mediante el análisis de registros sedimentarios. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 407-418.
- Das, S.K., J. Routh, A.N. Roychoudhury & J. Val Klump, 2008. Elemental (C, N, H and P) and stable isotope (d15N and d13C) signatures in sediments from Zeekoewlei, South Africa: a record of human intervention in the lake. *J. Paleolimnol.* 39:349-360.
- Delaney, P.J.V., 1960. Lagoas cordiformes do Rio Grande do Sul. *Escola de Geologia de Porto Alegre* 3: 1-24.
- Dokulil, M.T., 2014. Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. *Hydrobiologia* 731: 19-29.
- Downing, J.A., Y.T. Prairie, J.J. Cole, C.M. Duarte, L.J. Tranvik, R.G. Striegl, W.H. Mcdowell, P. Kortelainen, N.F. Caraco, J.M. Melack & J.J. Middelburg, 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51: 2388-2397.
- Duck, R.W. & J.R. Silva, 2012. Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 2-14.
- Espíndola, E.G., T. Matsumura-Tundisi & I.D. Moreno, 1996. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa Albuquerque (Pantanal mato-grossense), Mato Grosso, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 13,27.
- Esteves, F.A., 2011. Fundamentos de limnologia. 3ªed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Evans, R.D., 1994. Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes. *Hydrobiologia* 284: 5-12.
- Fermino, F.S. & A. Schwarzbald, 2014. Pollution gradient on epiphytic algae of southern brazil coastal lakes. *Caderno de Pesquisa – Série Biologia* 23: 27-41.
- Flemming, B.W., 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research* 20: 1125-1137.
- Flemming, W.D., 1954. Naphrax: a synthetic mounting medium of high refractive index: new and improved methods of preparation. *J. R. Microsc. Soc.* 74: 42-44.
- Fontana, L. & D.C. Bicudo, 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema, SP/PR, Brasil. *Hoehnea* 39: 587-614.
- Fontana, L., A.L. Albuquerque, M. Brenner, & D.C. Bicudo, 2014. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology* 51: 29-43.

- Franceschini, I.M., A.L. Burliga, B. Reviere, J.F. Prado & S.H. Rézig, 2010. Algas – Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. ARTMED, Porto Alegre.
- Garcia, M., 2010. A new diatom genus: *Rimoneis* M.Garcia (Fragilariaceae, Bacillariophyceae): a new hyaline araphid genus based on observations of frustules from Southern Brazil. *Diatom* 26: 1-9.
- García-Rodríguez, F., N. Mazzeo, P. Sprechmann, D. Metzeltin, F. Sosa, H.C. Treutler, M. Renom, B. Scharf & C. Gaucher, 2002. Paleolimnological assessment of human impacts in Lake Blanca, SE Uruguay. *Journal of Paleolimnology* 28: 457–468.
- García-Rodríguez, F. & A. Witkowski, 2003. Inferring sea level variation from relative percentages of *Pseudopodosira kosugzsi* in Rocha Lagoon, SE Uruguay. *Diatom Research* 18: 49-59.
- Gervais, F., S. Berger, I. Schöenfelder & R. Rusche, 1999. Basic limnological characteristics of the shallow eutrophic lake Grimnitzsee (Brandenburg, Germany). *Limnologia* 29: 105–119.
- Goldman, C.R., 1988. Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1321-1333.
- Gomes, N., 1998. Use of epipelagic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a Pampean plain river. *Water Research* 32: 2029-2034.
- Guiry, M.D. & G.M. Guiry, 2017. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Available in: <http://www.algaebase.org>. Access in 20/04/2017.
- Håkanson, L., 1984. On the relationship between lake trophic level and lake sediments. *Water Research* 18: 303-314.
- Håkanson, L., 2005. The Importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 90: 433-461.
- Hanna, M., 1990. Evaluation of Models Predicting Mixing Depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 940-947.
- Hasenack, H. & L.W. FERRARO, 1989. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. *Pesquisas* 22: 53-70, 1989.
- Hellstrom, T., 1990. The effect of resuspension on algal production in a shallow lake. *Hydrobiologia* 213: 183-190.
- Hennemann, M.C., J.C. Simonassi & M.M. Petrucio, 2015. Paleolimnological record as an indication of incipient eutrophication in an oligotrophic subtropical coastal lake in Southern Brazil. *Environ Monit Assess.* 187: 513.
- Hermany, G., P.A. Souza & L.C. Torgan, 2013. Paleoeologia do sistema Pinguela-Palmital-Malvas, Holoceno da Bacia de Pelotas, RS, Brasil: uma abordagem focada na utilização de análises multivariadas para obtenção de diatomáceas descritoras. *Pesquisas em Geociências* 40: 31-49.
- Hofmann, H., A. Lorke & F. Peeters, 2008. Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiologia*, 613.
- Huang, P., Z. Liu, 2009. The effect of wave-reduction engineering on sediment resuspension in a large, shallow, eutrophic lake (Lake Taihu). *Ecological Engineering*, 35: 1619-1623.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Estações automáticas - Portal de dados. Available in: <http://www.inmet.gov.br>. Access in 20/02/2016.
- Istvánovics, V., M. Honti, A. Kovács & A. Osztóics, 2008. Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquatic Botany* 88: 317-330.
- Janssen, A.B.G., V.C.L. Jager, J.H. Janse, X. Kong, S. Liu, Q. Ye & W.M. Mooij, 2017. Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: Implications for Lake Taihu (China). *Water Research* 119: 276-287.
- Janssen, A.B.G., S. Teurlincx, S. An, J.H. Janse, H.W. Paerl & W.M. Mooij, 2014. Alternative stable states in large shallow lakes? *Journal of Great Lakes Research* 40: 813–826.

- Janssen, A.B.G., S. Teurlincx, A.H.W. Beusen, M.A.J. Huijbregts, J. Rost, A.M. Schipper, L.M.S. Seelen, W.M. Mooij & J.H. Janse, 2019. PCLake+: A process-based ecological model to assess the trophic state of stratified and non-stratified freshwater lakes worldwide. *Ecological Modelling* 396: 23-32.
- Jensen, J.P., P. Kristensen, E. Jeppesen & A. Skytthe, 1992. A. Iron phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235: 731-743.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard & T. Lauridsen, 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia* 408/409: 217-231.
- Jüttner, I., P.J. Chimonides & S.J., Ormerod, 2009. Using diatoms as quality indicators for a newly-formed urban lake and its catchment. *Environmental Monitoring and Assessment* 162: 47-65.
- Karlsson, J., P. Byström, J. Ask, P. Ask, L. Persson & M. Jansson, 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460: 506-510.
- Karst, T.L. & J.P. Smol, 1998. Tracking the Cultural Eutrophication History of Collins Lake (Southeastern Ontario, Canada) Using Paleolimnological Techniques. *Lake and Reservoir Management* 14, 456-465.
- Kelderman, P., R.O. Angweya, P. De Rozari & T. Vijverberg, 2011. Sediment characteristics and wind-induced sediment dynamics in shallow Lake Markermeer, the Netherlands. *Aquat. Sci.* 74: 301-313.
- Kilham, P., S.S. Kilham, R.E. Hecky, 1986. Hypothesized resource relationship among African planktonic diatoms. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1169-1181.
- Kjerfve, B., 1994. *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier, Amsterdam.
- Kramer, K. & H. Lange-Bertalot, 1981. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Euoatiaceae. In: Ettl, H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer, D. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological Methodology*. 2^a Ed. Addison Wesley Longman, California.
- Lanzer, R., 2001. Distribuição, fatores históricos e dispersão de moluscos límnicos em lagoas do sul do Brasil. *Biociências* 9: 63-84.
- Leipnitz, I.I., F. Ferreira, C.J. Leão, E.A. Châtelet & F. Frontalini, 2014. Foraminiferal and testate amoeba diversity, distribution and ecology in transitional environments of the Tramandaí Basin (Rio Grande do Sul, South Brazil). *Mar Biodiv.* 44:415-434.
- Lewis Jr, W.M., 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1779-1787.
- Lind, O.T., R. Doyle, D.S. Vodopich & B.G. Trotter, 1992. Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 37: 549-565.
- Lobo, E.A., V.L.M. Callegaro & E.P. Bender, 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. EDUNISC, Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E.A., V.L.M. Callegaro, M.A. Oliveira, S.E. Salomoni, S. Schuler & K. Asai, 1996. Pollution tolerant Diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 47: 45-72.
- Martau, L., L.W. Aguiar & V.L. Callegaro, 1977. Diatomáceas do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 22: 45-83.
- Martínez-De-Fabrizius, A.L., 1998. Bacillariophyceae del río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina: Naviculaceae (géneros Navicula y Pinnularia). *Iheringia* 51: 187-224.
- Medeanic, S., L.C. Torgan, L.C.P. Clerot & C.B. SANTOS, 2009. Holocene Marine Transgression in the Coastal Plain of Rio Grande do Sul, Brazil: Palynomorph and Diatom Evidence. *Journal of Coastal Research* 25: 224-233.

- Menetrey, N., B. Oertli & J. Lachavannea, 2011. The CIEPT: A macroinvertebrate-based multimetric index for assessing the ecological quality of Swiss lowland ponds. *Ecological Indicators* 11: 590-600.
- Metzeltin, D. & F. Garcia-Rodríguez, 2003. *Las Diatomeas Uruguayas*. Universidad de La República, Montevideo.
- Meyer, K.E.B., J.G. Mendonça Filho, A.R. Ashraf, P.A. Souza & K. Reichhart, 2005. Análise de palinofácies em sedimentos holocênicos da Lagoa dos Quadros, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Paleolimnologia* 8: 57-72.
- Meyers, P.A., 2003. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Org Geochem* 34: 261–289.
- Mudroch, A., J. Azcue & P. Mudroch, 1996. *Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments*. CRC Press, Florida.
- Müller, A. & U. Mathesius, 1999. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The application of sedimentary C_{org}=N ratios as source indicators of organic matter. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 145: 1–16.
- Niencheski, L.F., W.S. Moore & H.L. Windom, 2014. History of human activity in coastal southern Brazil from sediment. *Marine Pollution Bulletin* 78: 209–212.
- Nixdorf, B. & R. Deneke, 1997. Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269–284.
- OECD - Organisation For Economic and Cooperative Development, 1982. *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris.
- Oliveira, M.E.A., 1983. *Lagoa dos Barros: aspectos da sua poluição e tipologia limnológica*. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Ecologia.
- Pedrozo, C.S. & O. Rocha, 2007. Environmental quality evaluation of lakes in the Rio Grande do Sul coastal plain. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 673-685.
- Peel, M.C., B.L. Finlayson & T.A. Mc Mahon, 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth Sciences* 11: 1633-1644.
- Percival, J.B. & P.J. Lindsay, 1997. Measurement of physical properties of sediments. In: A. Mudrock, A., Azcue, J.M., and Mudrock, P. (eds). *Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments*. CRC Press-Lewis Publ., New York.
- Quirós, R., A.M. Rennella, M.B. Boveri, J.J. Rosso & A. Sosnovsky, 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Rosa, B.J.F.V., L.F.T. Rodrigues, G.S. Oliveira & R.G. Alves, 2014. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, 186: 7771–7777.
- Rosa, Z.M. & V.R. Werner, 1993. Diatomáceas da Lagoa de Tramandaí e da Lagoa do Armazén, no Rio Grande do Sul, Brasil: II - Gêneros Gyrosigma, Hassal, Pleurosigma W. Smith e Mastogloia Twaites. *Iheringia*, 43: 67-88.
- Rühland, K., A. Priesnitz & J. Smol, 2003 . Paleolimnological evidence from diatoms for recent environmental changes in 50 lakes across Canadian Arctic Treeline. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35: 110-123.
- Rühland, K.M. & J.P. Smol, 2002. Freshwater diatoms from the Canadian arctic treeline and development of paleolimnological inference models. *J. Phycol.* 38: 249-264.
- Santos, I.R., P. Baisch, G.T.N.P. Lima & E.V. Silva Filho, 2004. Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil-Uruguay border. *Acta Limnol. Bras.* 16: 85-94.
- Santos-Fischer, C.B., I.C. Corrêa, J. Weschenfelder, L.C. Torgan & J.R. Stone, 2016. Paleoenvironmental insights into the Quaternary evolution of the southern Brazilian coast based on

- fossil and modern diatom assemblages. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 446: 108–124.
- Saupe, A.C. & R.M.S. Mosimann, 2003. Diatoms (Bacillariophyta) preserved in the holocenic sediments of Lagoa do Peri – Florianópolis – SC – Brazil. *Insula* 32: 33-61.
- Schäfer, A.; R. Lanzer & L. SCUR, 2013. Atlas socioambiental dos municípios de Cidreira, Balneário Pinhal e Palmares do Sul. EDUCS, Caxias do Sul.
- Schäfer, A., 1992. Ecological characteristics of the coastal lakes in Southern Brazil: a synthesis. *Acta Limnol. Brasil.*, 4: 111-122.
- Schäfer, A., 1985. Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais. UFRGS Editora da Universidade, Porto Alegre.
- Schäfer, A., 1991. System characteristics and ecological classification of subtropical coastal lakes in south Brazil. In: Erdelen, W, Ishwaran, N, Müller, P. (Eds.). *Proceedings of the International and Interdisciplinary Symposium Tropical Ecosystems*. Saarbrücken, Alemanha, 11-21.
- Schäfer, A., R. Lanzer & R. Pereira, 2009. Atlas Socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. EDUCS, Caxias do Sul.
- Schäfer, A., R. Lanzer & L. Scur, 2017. Atlas socioambiental do município de Osório. EDUCS, Caxias do Sul.
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of shallow lakes*. Kluwer, Dordrecht.
- Scheffer, M. & E.H. Van Nes, 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455-456.
- Schwarzbold, A. & A. Schäfer, 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana*, 4: 87-104.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems - A Global Problem. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 10: 126-139.
- Smol, J., 2010. The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems. *Freshwater Biology*, 55: 43-59.
- Søndergaard, M., J.P. Jensen & E. Jeppesen, 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-145.
- Sorokin, A.I., M.A. Naumenko & M.F. Veselova, 1996. New morphometrical data of Lake Ladoga. *Hydrobiologia*, 322: 65-67.
- Sosnovsky, A., R. Quirós, 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.
- Souza, G.S., M.L. Koenig, E.E. Leça & M.P.C. COELHO, 2007. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 21: 521-529.
- Spagnoli, F. & A. Andresini, 2018. Biogeochemistry and sedimentology of Lago di Lesina (Italy). *Science of the Total Environment*, 643: 868–883.
- Sperazza, M., J.N. Moore & M.S. Hendrix, 2004. High-resolution particle size analysis of naturally occurring very fine-grained sediment through laser diffractometry. *Journal of Sedimentary Research* 74: 736-743.
- Sperling, E., 1999. *Morfologia de lagos e represas*. DESA/UFMG, Belo Horizonte.
- Spyrakos, E., R. O'donnell, P.D. Hunter, C. Miller, M. Scott, S.G.H. Simis, C. Neil, C.F.C. Barbosa, K.E. Binding, S. Bradt, M. Bresciani, G. Dall'olmo, C. Giardino, A.A. Gitelson, T. Kutser, L. Li, B. Matsushita, V. Martinez-Vicente, M.W. Matthews, I. Ogashawara, A. Ruiz-Verdu, J.F. Schalles, E. Tebbs, Y. Zhang & A.N. Tyler, 2017. Optical types of inland and coastal Waters. *Limnology and Oceanography* 63: 846-870.

- Stenger-Kovács, C., K. Buczkó, E. Hajnal, J. Padisák, 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141-154.
- Stoof-Leichsenring, K.R., A. Junginger, L.A. Olaka, R. Tiedemann & M.H. Trauth, 2011. Environmental variability in Lake Naivsha, Kenya, over the last two centuries. *J. Paleolimnology* 45: 353-367.
- Talbot, M.R. & T. Lærdal. The late Pleistocene – Holocene palaeolimnology of Lake Victoria, East Africa, based upon elemental and isotopic analyses of sedimentary organic matter. *Journal of Paleolimnology* 23: 141-164.
- Tomazelli, L.J., S.R. Dillenburg & J.A. Villwock, 2000. Late quaternary geological history of Rio Grande do Sul coastal plain, southern Brazil. *Revista Brasileira de Geociências* 30: 474-476.
- Torgan, L.C., 1985. Estudo taxonômico de diatomáceas (Bacillariophyceae) da represa de Águas Belas, Viamão, rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 33: 17-104.
- Torgan, L., V. Becker & H.M. Prates, 1999. Checklist das diatomáceas (Bacillariophyta) de ambientes de águas continentais e costeiras do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 52: 89-144.
- Torgan, L.C. & O.M. Delani, 1988. Estudo taxonômico de diatomáceas (Bacillariophyceae) do "Complexo Banhado Grande", RS, Brasil: representantes do gênero *Eunotia* Ehrenberg. *Iheringia* 38: 81-108.
- Torremorell, A., J. Bustigorry, R. Escaray & H.E. Zagarese, 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologia* 37: 100–108.
- Torremorell, A., M.C. Diéguez, C. Queimaliños, I. Izaguirre & H.E. Zagarese, 2017. Phytoplankton limitation in Patagonian and Pampean shallow lakes: effect of phosphorus and light. *Hydrobiologia* 816: 91-105.
- Torres, I.C., P.W. Inglett, M. Brenner, W.F. Kenney & K.R. Reddy, 2012. Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *Journal of Paleolimnology*, 47: 693-706.
- Trolle, D., D.P. Hamilton, & C. Pilditch, 2010. A. Evaluating the influence of lake morphology, trophic status and diagenesis on geochemical profiles in lake sediments. *Applied Geochemistry* 25: 621–632.
- Vadeboncoeur, Y., G. Peterson, M.J.V. Zanden & J. Kalff, 2008. Benthic algal production across lake size gradients: Interactions among morphometry, nutrients, and light. *Ecology* 89: 2542-2552.
- Ventz, D., 1974. Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen. Diss. A, Dresden.
- Villwock, J.A. & L.J. TOMAZELLI, 1995. Geologia costeira do Rio Grande do Sul. Notas Técnicas, CECO, Instituto de Geociências - UFRGS 8: 1-45.
- Volkmer-Ribeiro, C., 1987. A Lagoa Negra: Estudo de lago costeiro no Rio Grande do Sul. *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 59: 122-128.
- Wetzel, R.G., 2011. *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3^a ed. Academic Press, 2001.
- Williamson, C.E., J.E. SAROS, W.F. VINCENT & J.P. SMOL, 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2273–2282.
- Woelders, L., J. Lenaerts, K. Hagemans, K. Akkerman, T. Van Hoof & W. Hoek, 2017. Recent climate warming drives ecological change in a remote high-Arctic lake Lineke. *Scientific Reports* 8:6858.
- Yang, X., N.J. Andersom, X. Dong & J. Shen, 2008. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology* 53: 1273-1290.
- Zular, A., G. Utida, F.W. Cruz, A.O. Sawakuchi, H. Wang, M. Bicego, P.C.F. Giannini, S. Rodrigues, G.P.B. Garcia, M. Vuille, A. Sifeddine, R. Zocatelli, B. Turcq & V.R. Mendes, 2018. The effects of mid-Holocene fluvio-eolian interplay and coastal dynamics on the formation of dune-dammed lakes in NE Brazil. *Quaternary Science Reviews* 196: 137-153.

TABLES

Table 1: Characterization of morphometric, physical, chemical and biological parameters (medium for summer and spring samples) of Lagoa dos Barros, Osório, Brazil.

Lenght (C); width (L)	14,54 km ; 10,12 km	Transparency (T)	0,39 ±0,08 m
Fetch (F)	10,94 km	Euphotic depth (Z_{euf})	0,78 ±0,14 m
Perimeter (P)	39,5 km	Theoretical epilimnion depth (Z_{epi})	11,74 m
Area (A)	93,11 km ²	Oxygen concentration (surface)	8,79 ±0,72 mg/L
Perimeter development (DP)	1,16	Oxygen concentration (bottom)	7,94 ±0,42 mg/L
Maximum Depth (Z)	6,1 m	Oxygen saturation (surface)	110,5 ±11,9%
Volume (V)	431,2.10 ⁶ m ³	Oxygen saturation (bottom)	99,15 ±4,7%
Depth in 90% volume (Z_{90})	4,5 m	Temperature (surface)	27,02 ±3,20°C
Medium depth (Z_m)	4,71 m	Temperature (bottom)	26,35 ±0,72 °C
Relative depth (Z_{rel})	0,06	pH	7,6 ±0,22
Depth rate (DZ)	0,77	Conductivity (µS/cm)	60,12 ±5,40
Shape factor (S)	3,38	DBO ₅	1,64 ±0,32mg/L
Wave depth (Dwb)	14,13	Ammonia N (N-NH ₃)	0,08 ±0,01mg/L
Dynamic rate (DR)	2,04	Nitrate N (N-NO ₃)	1,60 ±0,32 mg/L
Euphotic ratio	4,71	Phosphorus (total)	0,18 ±0,02 mg/L
Mean irradiance (Im)	109,58	Total suspended solids (mg/L)	8,83 ±2,13 mg/L
Vertical attenuation coefficient (E, or Kd)	5,32 (4,27 - 6,05)	Chlorophyll- α	7,17 ±2,93 µg/L

Table 2: Bacillariophyceae taxa in a sediment Core sample from Lagoa dos Barros.

Habitat	Taxa
Freshwater	<i>Achnanthes lanceolata</i> , <i>Amphora copulata</i> , <i>Amphora</i> sp1, <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>A. granulata</i> , <i>A. granulata angustissima</i> , <i>Cocconeis diminuta</i> , <i>Cyclotella stelligera</i> , <i>Diploneis ovalis</i> , <i>Discotella stelligera</i> , <i>Eunotia camelus</i> , <i>E. monodon</i> , <i>E. veneris</i> , <i>Fragilaria brevistriata</i> , <i>Fragilariaceae</i> sp1, <i>Fragilariaceae</i> sp2, <i>Gomphonema parvulum</i> , <i>Gomphonema</i> sp1, <i>Gomphonema</i> sp2, <i>Gyrosigma attenuatum</i> , <i>Navicula cuspidata</i> , <i>N. porifera</i> , <i>Neidium ampliatum</i> , <i>Nitzschia</i> sp, <i>Pinnularia gibba</i> , <i>P. viridis</i> , <i>Sellaphora laevissima</i> , <i>Stauroneis phoenicenteron</i> , <i>Staurosira construens</i> , <i>Staurosirella leptostauron</i> , <i>S. pinnata</i>
Fresh to brackish	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Surirella linearis</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Pleurosira laevis</i> , <i>Rhopalodia musculus</i> , <i>Surirella rorata</i> , <i>Terpisinoë musica</i>
Brackish to marine	<i>Actinocyclus normanii</i> , <i>Mastogloia</i> sp, <i>Navicula peregrina</i> , <i>Rimoneis</i> sp
Marine	<i>Actinoptychus vulgaris</i> , <i>Caloneis westii</i> , <i>Campylodiscus</i> sp, <i>Coscinodiscus obscurus</i> , <i>Dimeregramma</i> sp.,

FIGURES

Figure 1: Location (a) and bathymetric map (b) of Lagoa dos Barros, Rio Grande do Sul, Brazil. Zones A and B defined by depth. Zone C defined by the singular separation of the main body. Coordinates of (b) on projected UTM system, datum SIRGAS2000 22S.

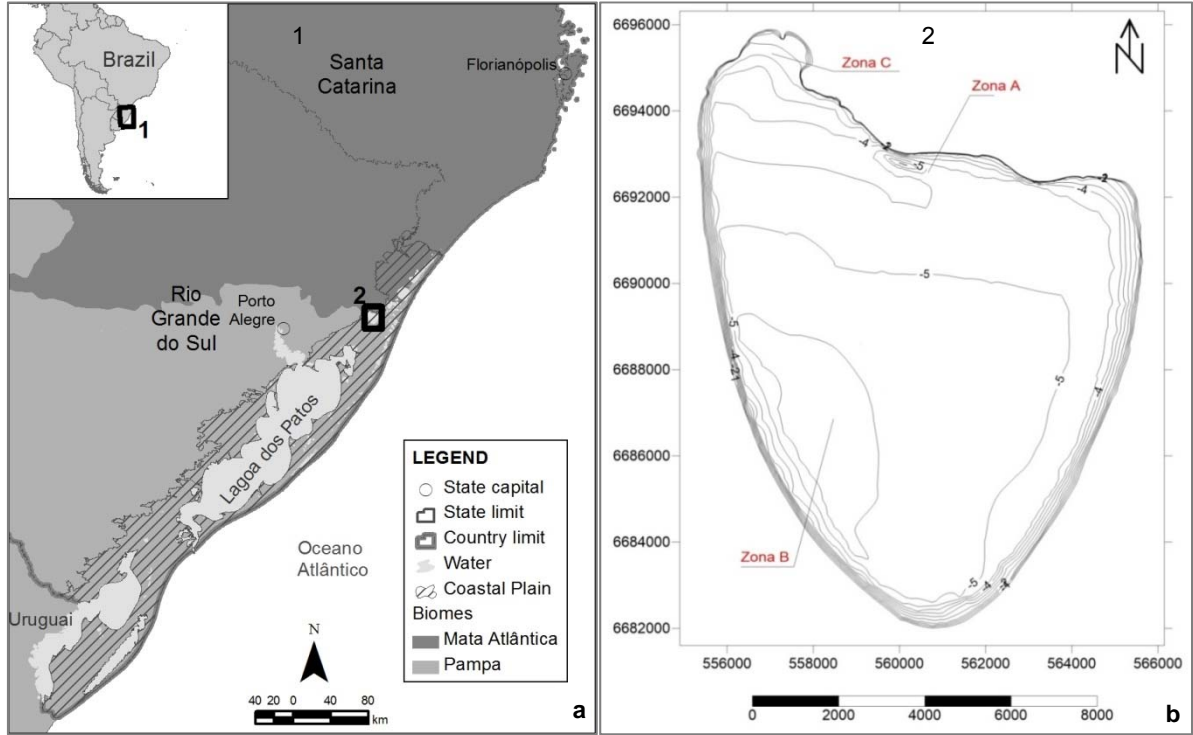


Figure 2: Hypsometric curves and vertical profiles of temperature and light attenuation (January 2016) in the water column of Lagoa dos Barros, Osorio, Brazil.

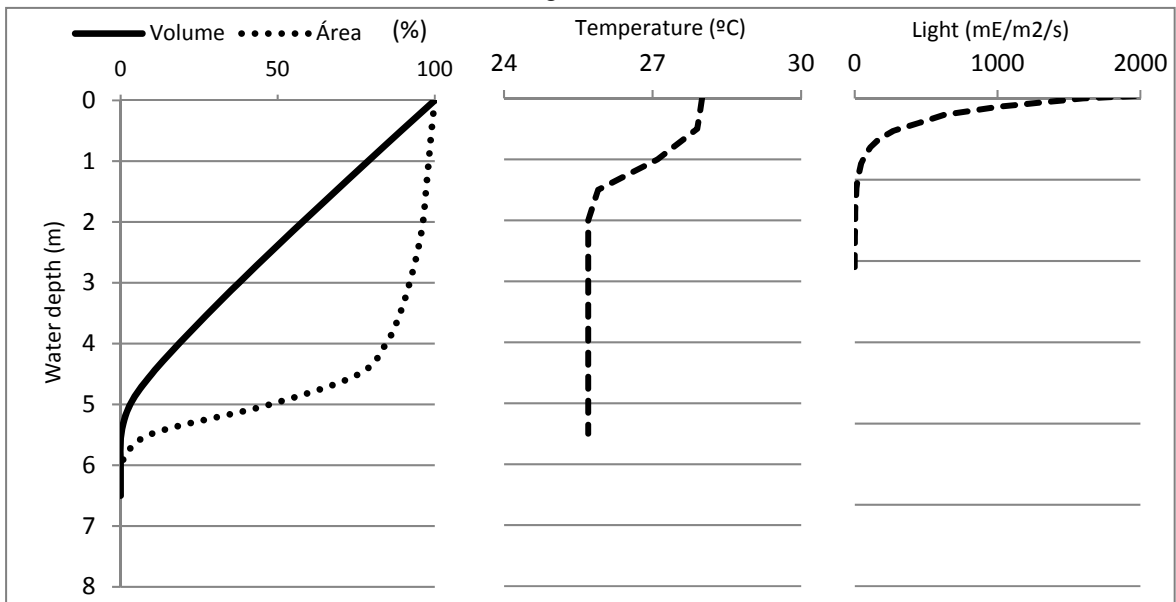


Figure 3: Particle size composition and textural classification of a sediment Core sample of Lagoa dos Barros, Osório, Brazil.

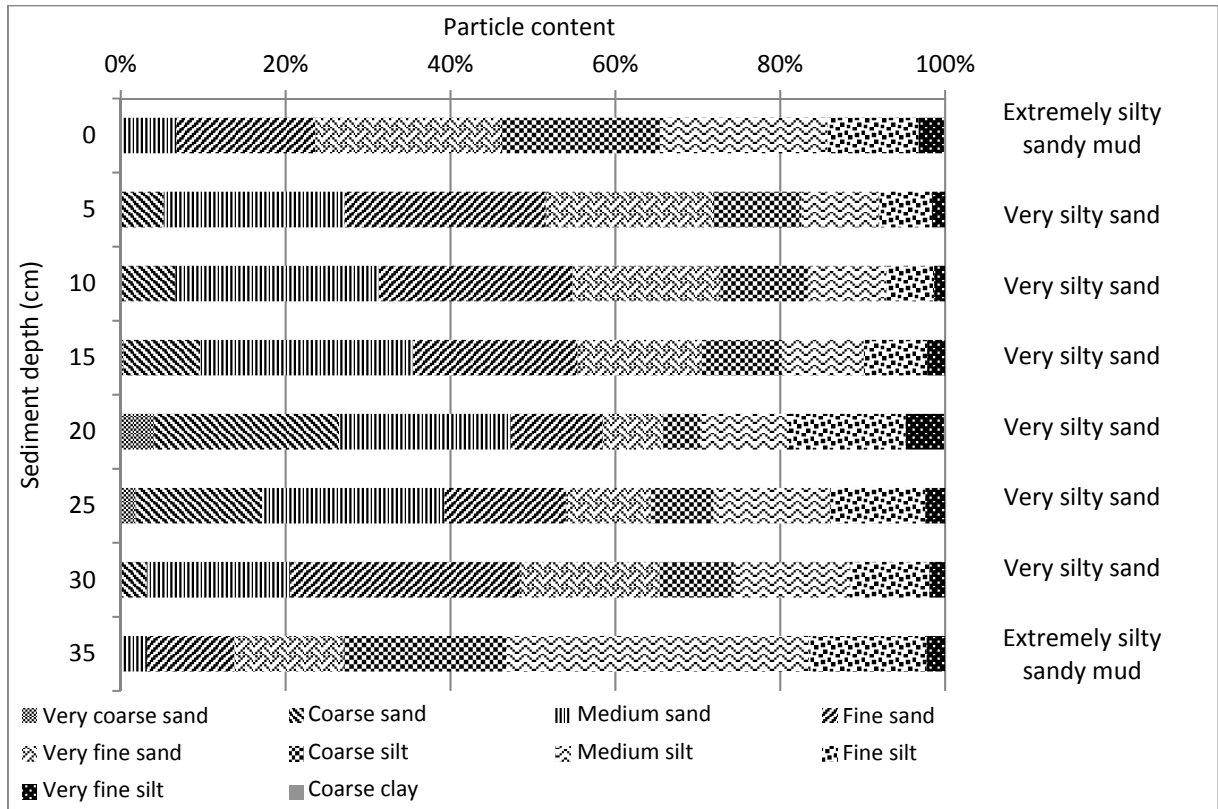


Figure 4: Vertical profile of nutrients and metals in a sediment Core sample from Lagoa dos Barros, Osório, Brazil.

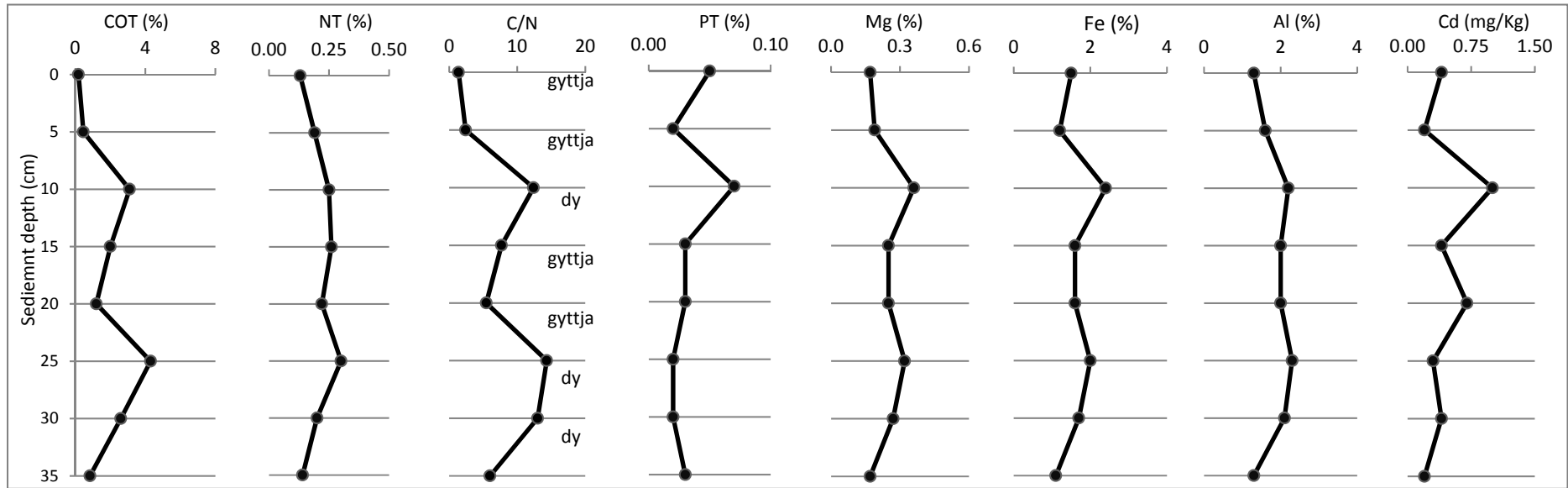


Figure 5: Analyzes applied to sediment data of a Core sample from Lagoa dos Barros. (a) Grouping between sediment depth layers according to physical, chemical and paleolimnological parameters. (b) Principal component analysis (PCA) applied to relative abundance.

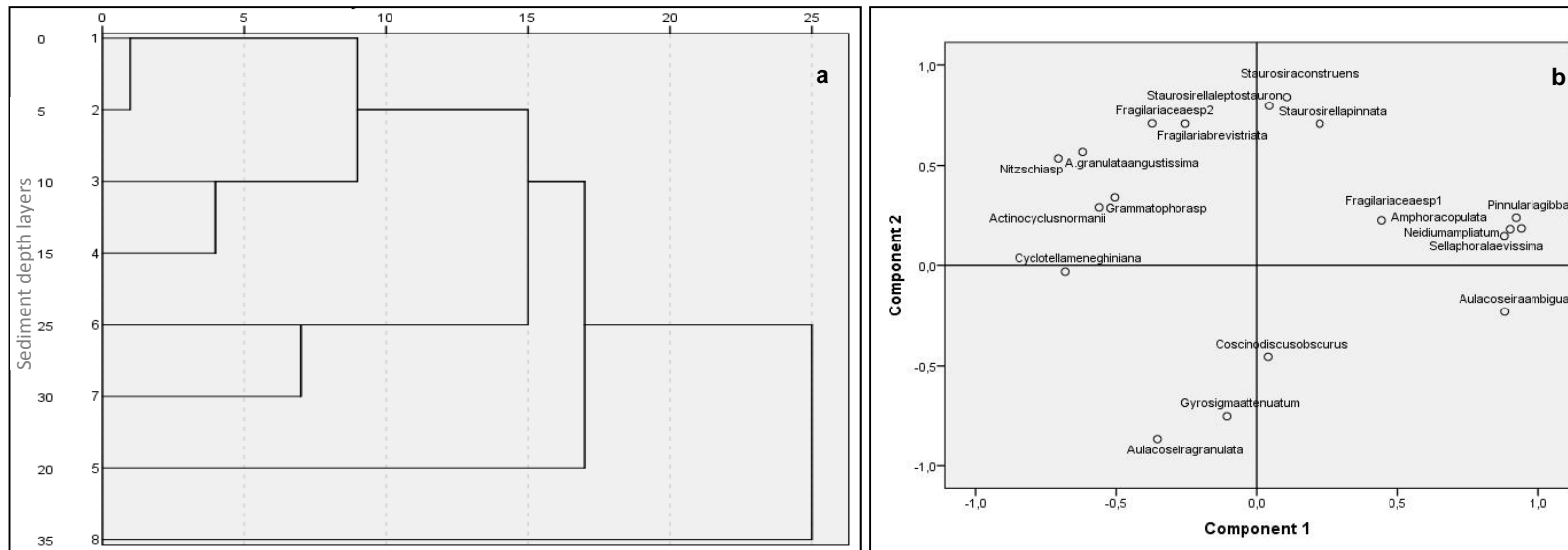


Figure 6: Relative abundance (%) of diatoms in a sediment profile from Lagoa dos Barros, Osório, Brazil. 1: *Actinocyclus normanii*; 2: *Amphora copulata*; 3: *Aulacoseira ambigua*; 4: *A. granulata*; 5: *A. granulata angustissima*; 6: *Cyclotella meneghiniana*; 7: *Fragilaria brevistriata*; 8: Fragilariaceae sp1; 9: Fragilariaceae sp2; 10: Unidentified 1; 11: *Gyrosigma attenuatum*.

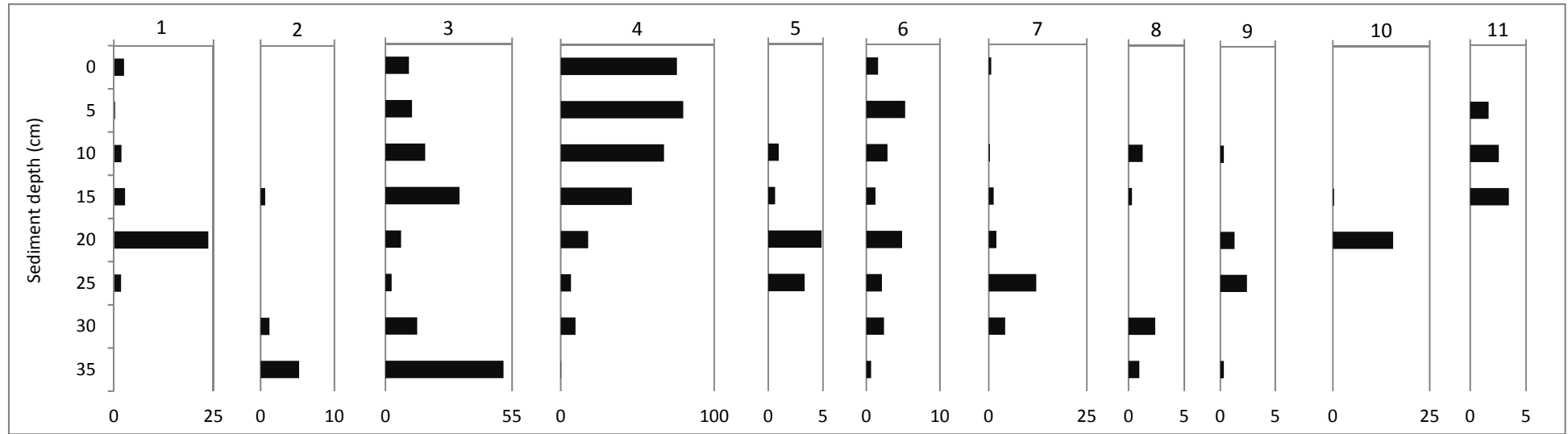
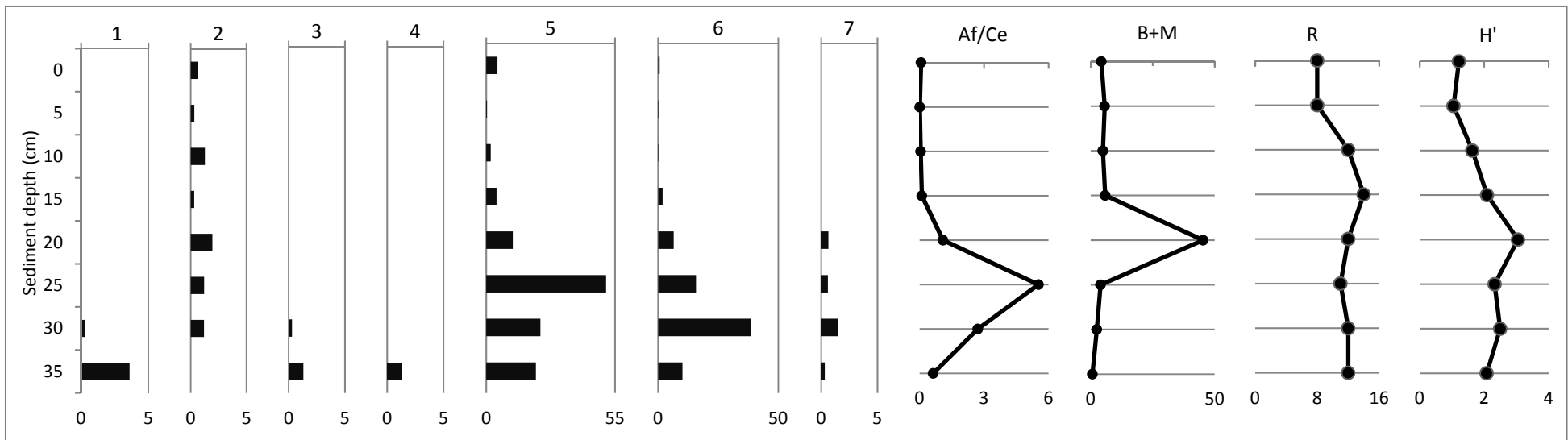


Figure 7: Relative abundance (%), arafic/centric abundance ratio (Af/Ce), abundance of brackish and marine taxa (B+M), richness (R) and diversity (H') of diatoms in a sediment profile from Lagoa dos Barros. 1: *Neidium ampliatum*; 2: *Nitzschia* sp; 3: *Pinnularia gibba*; 4: *Sellaphora laevisissima*; 5: *Staurosira construens*; 6: *Staurosirella pinnata*; 7: *Staurosirella leptostauron*.



5.2 CAPÍTULO DE LIVRO INTITULADO “SEDIMENTOLOGIA”

Os estudos a partir das revisões bibliográficas e de resultados iniciais de levantamentos sedimentológicos na região de estudo, no contexto do Projeto Lagoas Costeiras III, levaram ao desenvolvimento do capítulo de livro intitulado “Sedimentologia”, apresentado no Apêndice A.

O capítulo compõe o livro “Atlas socioambiental do município de Osório”, organizado por Alois Schäfer, Rosane Lanzer e Luciana Scur, e publicado pela Editora da Universidade de Caxias do Sul (EDUCS) em 2017 com o ISBN 978-85-7061-858-0.

6 CONCLUSÃO

O desenvolvimento deste trabalho permitiu a geração de matéria técnico-científico dedicado à compreensão da Lagoa dos Barros, atendendo aos objetivos propostos e passível de aplicação para a gestão do lago. Em conjunto, fora desenvolvido material formativo voltado ao contexto social geral, dedicado à divulgação pública dos elementos naturais que cobrem a região de estudo.

A Lagoa dos Barros pode ser classificada, por suas características limnológicas, como um grande lago raso turbido, com estratificação polimítica descontínua. Os resultados denotam a disponibilidade de luz limitada à camada superficial como a principal característica do lago, associada à mobilização de partículas inorgânicas na coluna de água em conjunto à ação do vento sobre a ampla superfície. As classificações tróficas tradicionais e de estados de lagos rasos, contudo, não se revelam adequadas, uma vez observada a interferência de turbidez não associada a produtividade primária, mesmo com a disponibilidade de nutrientes, os quais não se mostram limitantes.

Foram determinadas duas zonas principais nas camadas de sedimento analisadas, as quais puderam ser caracterizadas quanto aos ambientes de origem. Do período mais antigo ao atual, foi identificada a variação de um ambiente lêntico mais estável para um crescimento da produtividade e turbidez no lago ao longo do período representado. Estes cenários foram intercalados por uma fase de condutividade acentuada, de condições similares à salobra, porém não associada com uma conexão direta com o mar, mas sim a uma redução representativa de nível da água. As espécies de diatomáceas *A. ambigua* e *A. granulata* (prevalente nas condições atuais), juntamente com de *S. construens*, se mostraram fortemente relacionadas às mudanças ambientais representadas pelo perfil, sendo determinantes para a reconstrução dos paleoambientes.

O conhecimento gerado a respeito das características ecológicas, atuais e passadas, da Lagoa dos Barros permite definir aspectos potencialmente relevantes à gestão do lago, em face da multiplicidade de usos vigentes e previstos.

- A utilização da água para fim de consumo não deve gerar demandas anormais de tratamento no sentido da eliminação de componentes orgânicos. Ainda que os níveis de coliformes não tenham composto objetivo específico deste trabalho, a baixa DBO e produtividade interna indicam reduzida ação de microorganismos na água. A sedimentação de sólidos suspensos inorgânicos deve consistir numa das principais ações voltadas à potabilidade.
- Uma possível dispersão de efluentes na coluna de água seguiu os padrões definidos pelo *fetch* em associação a morfologia. Assim, um ponto de liberação na zona central da margem leste, como o associado a ETE do município de

Osório, incidirá na dispersão de elementos ao longo de toda porção sul do lago, com a tendência de que componentes de menor densidade ou maior solubilidade sejam gradualmente conduzidos e concentrados na margem sudoeste.

- A redução de nível da água tende a diminuir a já limitada produtividade primária do lago. Divergindo de cenários históricos onde uma menor turbidez permitia maior desenvolvimento da produção primária autóctone, a redução de volume de água na fase atual, e conseqüentemente da profundidade, incidirão na diminuição da camada superior iluminada, produtiva, pela interferência mais ampla da resuspensão na coluna de água, com conseqüente elevação da faixa de dispersão de sólidos suspensos e turbidez. Dependendo do nível e duração da redução, pode ocorrer inclusive processo de aumento da condutividade, com mudança drástica na composição biológica.
- As características observadas e a inexistência de diferenciação horizontal (exceto a ponta noroeste) reforçam a susceptibilidade a mudanças drásticas quando da ocorrência de perturbações relevantes

A divulgação pública do Atlas socioambiental do município de Osório, contendo capítulo que integra este trabalho, ocorreu em 2018 no município de Osório, sendo que hoje o referido livro integra o acervo das bibliotecas de escolas municipais, além da biblioteca da Universidade de Caxias do Sul. A presença deste material em instituições de ensino da região poderá aproximar os estudantes das riquezas naturais que as cercam, despertar o interesse pelo conhecimento e ciência, bem como introduzir e reforçar a importância e urgência dos conceitos da preservação da biodiversidade e da sustentabilidade socioambiental em todos os meios da sociedade.

7 CONSIDERAÇÕES

Ainda que observado o avanço no conhecimento limnológico da Lagoa dos Barros, questões ainda permanecem não respondidas no que concerne a aspectos específicos. Avanço sobre a composição específica da turbidez no corpo de água, fator chave à caracterização ecológica do lago, se mostra um fator ainda carente de definição mais acurada, de forma a se identificar a origem da turbidez mineral observada somente neste lago, regionalmente. Há também a necessidade de observação mais intensiva do fenômeno da estratificação térmica, no sentido de potencializar não somente o conhecimento limnológico do lago, mas também possibilitar um controle de mudanças associadas às mudanças climáticas.

Em relação aos sedimentos e estudos paleoambientais, há a necessidade de obtenção de dados geocronológicos que subsidiem as análises apresentadas, uma tentativa frustrada no desenvolvimento deste trabalho. Para além das informações aqui discutidas, uma série de outros trabalhos de reconstrução paleoambiental na região fornecem dados comparativos valiosos, e, no entanto, o cruzamento efetivo entre informações fornecidas por estes depende da indicação precisa de idade das camadas de sedimento analisadas.

Sugere-se a inserção da Lagoa dos Barros no Sistema GLEON (*Global Lake Ecological Observatory Network*), uma rede mundial de base de dados científicos voltada ao monitoramento do metabolismo de lagos, sistema no qual se observa uma baixa participação de representantes de lagos de regiões tropicais. Este sistema tem como um objetivo central a compreensão e previsão de mudanças específicas em um mundo em alteração constante em virtude das mudanças climáticas e eventos iminentes associados.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L.W.; MARTAU, L. Diatomáceas de lagos do Parque Zoológico, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, 25: 27-110, 1979.
- ALMEIDA, P.D.; BICUDO, D.C. Diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. *Hoehnea*, 41(2): 187-207, 2014.
- ANTUNES, J.R.; SCHÄFER, A. História Geológica. *In*: SCHÄFER, A.; LANZER, R.; PEREIRA, R. (2009). **Atlas Socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar**. Caxias do Sul : EDUCS, 2009.
- ARBUCKLE, K. E.; DOWNING, J.A. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, 46: 970–975, 2001.
- AZEVEDO, A.C.G. Floristic composition of diatoms (Bacillariophyta) epiphytic on two species *Bostrychia* Montagne (Rhodophyta). *Insula*, 28: 101-148, 1999.
- BARBOZA, E.G.; ROSA, M.L.C.C.; AYUP-ZOUAIN, R.N. Cronoestratigrafia da Bacia de Pelotas: uma revisão das seqüências deposicionais. *Gravel*, 6(1): 125-138, 2008.
- BARNES, R.S.K.. **Coastal Lagoons: The Natural History of a Neglected Habitat**. Cambridge : Cambridge University Press, 1980.
- BATTARBEE, R.W.; V.J. Jones, R.J. Flower, N.G. Cameron, H. Bennion, L. Carvalho; S. Juggins. Diatoms. *In*: Smol, J.P.; BIRKS, H.J.B.; LAST, W.M. **Tracking Environmental Change Using Lake Sediments** - Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators. New York : Kluwer Academic Publishers, 2001.
- BECKER, V.; MOTTA MARQUES, D. Water dynamics, phytoplankton biomass and size structure of a shallow freshwater subtropical lake (Itapeva lake, south of Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 16(2):163-174, 2004.
- BENNION, H.; APPLEBY, P.G.; PHILLIPS, G.L. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management. *Journal of Paleolimnology*, 26: 181-204, 2001.
- BES, D.; ECTOR, L.; TORGAN, L.C.; LOBO, E.A. Composition of the epilithic diatom flora from a subtropical river, Southern Brazil. *Iheringia*, 67(1): 93-125, 2012.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil - chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos :RiMa, 2006.
- BLOESCH, J.; EVANS, R.D. Lead-210 dating of sediments compared with accumulation rates estimated by natural markers and measured with sediment traps. *Hydrobiologia*, 92: 579-586, 1982.
- BLOESCH, J.; UEHLINGER, U. Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnol. Oceanogr.*, 31(5): 1094-1109, 1986.

BOEHRER, B.; SCHULTZE, M. Stratification of lakes. **Reviews of Geophysics**, 46(2): RG2005, 2008.

BOYD, R.; DALRYMPLE, R.; ZAITLIN, B.A. Classification of clastic coastal depositional environments. **Sedimentary Geology**, 80: 139-150, 1992.

CAFFREY, M.A.; HORN, S.P.; ORVIS, K.H.; HABERYAN, K.A. Holocene environmental change at Laguna Saladilla, coastal north Hispaniola. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 436: 9-22, 2015.

CALLEGARO, V.L.M. Contribuição ao estudo das diatomáceas (Bacillariophyceae, Chrysophyta) da Lagoa-Represa de Tarumã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 26: 85-144, 1981a.

CALLEGARO, V.L.M. Diatomáceas da Lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 27: 69-99, 1981b.

CALLEGARO, V.L.M.; SALOMONIO, S.E. Diatomáceas das Lagoas do Jacaré, do Nicola e Mangueira da Estação Ecológica do Taim: novas ocorrências para o Rio Grande do Sul. **Iheringia**, 38:127-148, 1988.

CALLEGARO, V.L.M.; SILVA, K.R.L.M.; SALOMONI, S.E. Flórua diatomológica de ambientes lênticos e lóticos do Parque Florestal Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 43: 89-134, 1993.

CARDOSO, L.S.; L.C.; MARQUES, D.M.L.M. Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplanctônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 1(2):123-134, 2006.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, 22: 361-369, 1977.

CARLSON, R.E.; SIMPSON, J. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society, 1996.

CASTRO, J.W.A.; SUGUIO, K.; SEOANE, J.C.S.; CUNHA, A.M.; DIAS, F.F. Sea-level fluctuations and coastal evolution in the state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, 86(2): 671-683, 2014.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011**. São Paulo : CETESB, 2011.

CHAPMANN, P.; ROMBERG, G.; VIGERS, G. Design of monitoring studies for priority pollutants. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, 54: 292-297, 1982.

CHIRINOS, L.A.; ROSE, N.L.; URRUTIA, R.; MUÑOZ, C.; TORREJÓN, F.; TORRES, L.; CRUCES, F.; ARANEDA, A.; ZAROR, C. Environmental evidence of fossil fuel pollution in Laguna Chica de San Pedro lake sediments (Central Chile). *Environmental Pollution*, 141: 247-256, 2006.

CHIRINOS, L.R.; URRUTIA, R.; FAGEL, N.; BERTRAND, S.; GAMBOA, N.; ARANEDA, A.; ZAROR, C. Chemical profiles in lake sediments in Laguna Chica de San Pedro (Bio-Bio region, Chile) **J. Chil. Chem. Soc.**, 50(4): 697-710, 2005.

COSTA, B.O.; SENNA, C.S.F.; RIBEIRO, F.C.P. Análise da Composição, Abundância e Riqueza das Diatomáceas em Sedimentos da Praia de Itupanema, Barcarena, Pará. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(2): 1149-1151, 2007.

COSTA-BÖDDEKER, S.; BENNION, H.; JESUS, T.A.; ALBUQUERQUE, A.L.S.; FIGUEIRA, R.C.L.; BICUDO, D.C. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. **J. Paleolimnol**, 48: 751-766, 2012.

CÓZAR, A.; GÁLVEZ, J.A.; HULL, V., GARCÍA, C.M.; LOISELLE, S.A. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. **Ecological Modelling**, 186: 63–76, 2005.

CRPM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo – Folha SH.22 – Porto Alegre**. Brasília : Ministério de Minas e Energia, 2004.

CRUCES, F.; URRUTIA, R.; ARANEDA, A.; TORRES, L.; CISTERNAS, M.; VYVERMAN, W. Evolución trófica de Laguna Grande de San Pedro (VIII Región, Chile) durante el último siglo, mediante el análisis de registros sedimentários. **Revista Chilena de Historia Natural**, 74: 407-418, 2001.

DAS, S.K.; ROUTH, J.; ROYCHOUDHURY, A.N.; VAL KLUMP, J. Elemental (C, N, H and P) and stable isotope (d15N and d13C) signatures in sediments from Zeekoevlei, South Africa: a record of human intervention in the lake. **J. Paleolimnol**, 39:349–360, 2008.

DEAN, W.E.; GORHAM, E. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. **Geology**, 26(6): 535-538, 1998.

DELANEY, P.J.V. Fisiografia e geologia de superfície da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. **Escola de Geologia de Porto Alegre**, Publ. Esp. 6: 1-105, 1965.

DELANEY, P.J.V. Lagoas cordiformes do Rio Grande do Sul. **Escola de Geologia de Porto Alegre**, 3: 1-24, 1960.

DOKULIL, M.T. Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. **Hydrobiologia**, 731: 19-29, 2014.

DOWNING, J.A.; PRAIRIE, Y.T.; COLE, J.J.; DUARTE, C.M.; TRANVIK, L.J.; STRIEGL, R.G.; MCDOWELL, W.H.; KORTELAINEN, P.; CARACO, N.F.; MELACK, J.M.; MIDDELBURG, J.J. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. **Limnol. Oceanogr.**, 51(5): 2388-2397, 2006.

DUCK, R.W.; SILVA, J.R. Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, 110: 2-14, 2012.

ECOFIELD – Engenharia e Meio Ambiente. **Estudo sobre o comportamento hidrológico na subbacia da Lagoa dos Barros e os efeitos do sistema aliviador de cheias e a atividade de**

irrigação sobre a redução do nível da lagoa nos períodos de cheia. Relatório técnico – Santo Antonio da Patrulha/RS, 2016.

ECOPLAN ENGENHARIA. Ltda. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul.** Relatório Síntese da Fase A – Diagnóstico e Prognóstico Hídrico das Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2007, 146p.

EILERS, J.M., KANN, J., CORNETT, J.; MOSER, K.; ST. AMAND, A. Paleolimnological evidence of change in a shallow, hypereutrophic lake: Upper Klamath Lake, Oregon, USA. **Hydrobiologia**, 520: 7–18, 2004.

ESPÍNDOLA, E.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; MORENO, I.D. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa Albuquerque (Pantanal mato-grossense), Mato Grosso, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 8: 13,27, 1996.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** 3ªed. Rio de Janeiro : Interciência, 2011.

ESTEVES, F.A.; BARBIERI, R.; ISHII, I.H.; CAMRGO, A.F.M. Estudos limnológicos em algumas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. *In*: **Seminário Regional de Ecologia**, 3, São Carlos. Anais do Seminário, 3: 25-38, 1983.

EVANS, R.D. Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes. **Hydrobiologia**, 284: 5–12, 1994

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO GRANDE DO SUL. **Diretrizes Ambientais para o Desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte.** 2004. Disponível em :<http://www.fepam.rs.gov.br/programas>. Acessado em 30 de novembro de 2014.

FERMINO, F.S.; SCHWARZBOLD, A. Pollution gradient on epiphytic algae of southern brazil coastal lakes. **Caderno de Pesquisa – Série Biologia**, 23(3): 27-41, 2014.

FLEMMING, B.W. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. **Continental Shelf Research**, 20: 1125-1137, 2000.

FLEMMING, W.D. Naphrax: a synthetic mounting medium of high refractive index: new and improved methods of preparation. **J. R. Microsc. Soc.**, 74: 42–44, 1954.

FONSECA, O.J.M. **Física e química das águas de oito lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.** Relatório técnico. Porto Alegre: Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1989. 40p.

FONTANA, L.; BICUDO, D.C. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. **Hoehnea**, 36(3): 375-386, 2009.

FONTANA, L. ALBUQUERQUE, A.L.; BRENNER, M.; BICUDO, D. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. **Journal of Paleolimnology**, 51: 29-43, 2014.

FREITAS, S.M.F. **Distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados ao sedimento, e uso na interpretação da qualidade das águas das**

lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós graduação em Ecologia, 2003.

GARCÍA-RODRÍGUEZ, F.; MAZZEO, N.; SPRECHMANN, P.; METZELTIN, D.; SOSA, F.; TREUTLER, H.C.; RENOM, M.; SCHARF, B.; GAUCHER, C. Paleolimnological assessment of human impacts in Lake Blanca, SE Uruguay. **Journal of Paleolimnology**, 28: 457–468, 2002.

GARCIA-RODRIGUEZ, F.; WITKOWSKI, A. Inferring sea level variation from relative percentages of Pseudopodoszm kosugzz in Rocha Lagoon, SE Uruguay. **Diatom Research**, 18 (1): 49-59, 2003.

GERVAIS, F.; BERGER, S.; SCHÖENFELDER, I.; RUSCHE, R. Basic limnological characteristics of the shallow eutrophic lake Grimnitzsee (Brandenburg, Germany). **Limnologica**, 29: 105–119, 1999.

GHIGNONE, J.I. Reconhecimento gravimétrico na bacia de Pelotas. **Boletim Técnico da Petrobras**, 3(2):73-79, 1960.

GONÇALVES JÚNIOR, A.C.; LUCHESE, E.B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em Latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, 23(2): 173-177, 2000.

GUGANESHARAJAH, K.; SHAW, E.M. Forecasting Water Levels for Lake Chad. **Water Resources Research**, 20(8): 1053-1065, 1984.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. 2017. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org>. Acessado em 20 de Abril de 2017.

HAASE, J.; STRINGUINI, M.H.; SILVA, M.L.B.C.; RODRIGUES, M.L.K.; KOCH, S.M.V. Qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul. 22º **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2003.

HAKALA, A. Meromixis as part of lake evolution – observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. **Boreal Environment Research**, 9: 37-53, 2004.

HÅKANSON, L. On the relationship between lake trophic level and lake sediments. **Water Research**, 18(3): 303-314, 1984.

HÅKANSON, L. The Importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, 90: 433-461, 2005.

HAKANSON, L.; JANSSON, M. **Principles of lake sedimentology**. Berlim-Heidelberg-New York : Springer Verlag, 1983.

HASENACK, H.; WEBER, E. (Org.) **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000**. Porto Alegre: UFRGS, Instituto de Biociências, Centro de Ecologia. 2010.

HASENACK, H.; FERRARO, L.W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. **Pesquisas**, 22: 53-70, 1989.

HENNEMANN, M.C.; SIMONASSI, J.C.; PETRUCIO, M.M. Paleolimnological record as an indication of incipient eutrophication in an oligotrophic subtropical coastal lake in Southern Brazil. **Environ Monit Assess.**, 187: 513, 2015

HERMAY, G.; SOUZA, P.A. TORGAN, L.C. Paleoecologia do sistema Pinguela-Palmital-Malvas, Holoceno da Bacia de Pelotas, RS, Brasil: uma abordagem focada na utilização de análises multivariadas para obtenção de diatomáceas descritoras. **Pesquisas em Geociências**, 40 (1): 31-49, 2013.

HOFMANN, H.; LORKE, A.; PEETERS, F. Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. **Hydrobiologia**, 613, 2008.

HOPE, G.; GILLIESON, D.; HEAD, J. A comparison of sedimentation and environmental change in New Guinea shallow lakes. **Journal of Biogeography**, 15: 603-618, 1988.

HUANG, P.; LIU, Z. The effect of wave-reduction engineering on sediment resuspension in a large, shallow, eutrophic lake (Lake Taihu). **Ecological Engineering**, 35(11): 1619-1623, 2009.

HUTCHINSON, G.E. **A treatise on limnology**. Wiley, 1957. 1015p.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações automáticas – portal de dados**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acessado em 20 de Fevereiro de 2016.

ISO 6878:2004 Water quality - Determination of phosphorus – Ammonium molybdate spectrometric method.

ISO 7150-1:1984 (en) Water quality - Determination of ammonium Part 1: Manual spectrometric method.

ISO 7890-1:1986 Water quality - Determination of nitrate -- Part 1: 2,6-Dimethylphenol spectrometric method.

JANSSEN, A.B.G.; JAGER, V.C.L.; JANSE, J.H.; KONG, X.; LIU, S.; YE, Q.; MOOIJ, W.M. Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: Implications for Lake Taihu (China). **Water Research**, 119: 276-287, 2017.

JANSSEN, A.B.G.; TEURLINCX, S.; AN, S.; JANSE, J.H.; PAERL, H.W.; MOOIJ, W.M. Alternative stable states in large shallow lakes? **Journal of Great Lakes Research**, 40: 813–826, 2014.

JESUS, T.A. **Avaliação do histórico de impactos antrópicos na bacia de drenagem do Lago das Garças (São Paulo – SP), durante o século XX, com base nos estoques de nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos em sedimento lacustre**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 2008.

KARLSSON, J.; BYSTRÖM, P.; ASK, J.; ASK, P.; PERSSON, L.; JANSSEN, M. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. **Nature**, 460(23): 506-510, 2009.

KARST, T.L.; SMOL, J.P. Tracking the Cultural Eutrophication History of Collins Lake (Southeastern Ontario, Canada) Using Paleolimnological Techniques. **Lake and Reservoir Management**, 14(4), 456-465, 1998.

KELDERMAN, P.; ANGWEYA, R.O.; DE ROZARI, P.; VIJVERBERG, T. Sediment characteristics and wind-induced sediment dynamics in shallow Lake Markermeer, the Netherlands. **Aquat Sci**, 74: 301-313, 2011.

KEMP, A.L.W. Organic carbon and nitrogen in the surface sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron. **Journal of Sedimentary Petrology**, 41(2): 537-548, 1971.

KJERFVE, B. **Coastal lagoons Processes**. Amsterdam : Elsevier, 1994.

KOTOWSKI, W.; PIÓRKOWSKI, H. Competition and succession affecting vegetation structure in riparian environments: implications for nature management. **International conference "Towards natural flood reduction strategies"** – Varsóvia, 6-13, 2003.

KRAMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Euoatiaceae. *In*: Ettl, H.; Gerloff J.; Heyning H.; Mollenhauer, D. **Süsswasserflora von Mitteleuropa**. Gustav Fischer Verlag : Stuttgart, 1981.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2ª Ed. Menlo Park, California : Addison Wesley Longman, 1999.

LANZER, R. Distribuição, fatores históricos e dispersão de moluscos límnicos em lagoas do sul do Brasil. **Biociências**, 9 (2): 63–84, 2001.

LANZER, R.; SCHÄFER, A. Fatores determinantes na distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnol. Brasil.**, 11: 649–675, 1988.

LAPORTE, L.F. **Ambientes antigos de sedimentação**. São Paulo : Edgard Blüchr Ltda, 1988.

LARIZZATTI, F.E.; FÁVARO, D.I.T.; MOREIRA, S.R.D.; MAZZILLI, B.P.; PIOVANO, E.L. Multielemental determination by instrumental neutron activation analysis and recent sedimentation rates using ²¹⁰Pb dating method at Laguna del Plata, Cordoba, Argentina. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, 249(1), 263-268, 2001.

LISSNER, J.B. Contaminação dos recursos hídricos e gestão integrada no litoral norte do Rio Grande do Sul. **Revista Para Onde?**, 3(2): 1-18, 2009.

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M.; BENDER, E.P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul : EDUNISC, 2002. 127 p.

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M.; OLIVEIRA, M.A.; SALOMONI, S.E.; SCHULER, S.; ASAI, K. Pollution tolerant Diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 47: 45-72, 1996.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: metodologia para su estudio**. La Plata: Ediciones Sur, 1995.

MACHADO, N.A.F. **Análise multi-escalonada e diagnóstico ambiental aplicado ao litoral norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil – utilização da morfometria, sedimentologia,**

geoquímica dos sedimentos, física e química da água das lagoas costeiras. Tese (Doutorado) : Universidade Federal de São Carlos, 2000.

MARTAU, L.; AGUIAR, L.W.; CALLEGARO, V.L. Diatomáceas do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 22: 45-83, 1977.

MARTÍNEZ-DE-FABRICIUS, A.L. Bacillariophyceae del río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina: Naviculaceae (géneros Navicula y Pinnularia). **Iheringia**, 51(2): 187-224, 1998.

MEDEANIC, S.; TORGAN, L.C; CLEROT, L.C.P.; SANTOS, C.B. Holocene Marine Transgression in the Coastal Plain of Rio Grande do Sul, Brazil: Palynomorph and Diatom Evidence. **Journal of Coastal Research**, 25(1): 224-233, 2009.

MENETREY, N.; OERTLI, B.; LACHAVANNEA, J. The CIEPT: A macroinvertebrate-based multimetric index for assessing the ecological quality of Swiss lowland ponds. **Ecological Indicators**, 11: 590-600, 2011.

METZELTIN, D.; GARCIA-RODRÍGUEZ, F. **Las Diatomeas Uruguayas**. Maontevideo, Uruguay : Universidad de La República, 2003.

MEYERS, P.A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Org Geochem**, 34: 261–289, 2003.

MEYERS, P.A.; LALLIER-VERGÈS, E. Lacustrine sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates. **Journal of Paleolimnology**, 21: 345–372, 1999.

MUDROCH, A.; AZCUE, J.; MUDROCH, P. **Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments**. Florida, EUA : CRC Press, 1996. 287p.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de invertebrados aquáticos do Rio de Janeiro**. 1.ed. Rio de Janeiro : Technical Books, , 2010.

MÜLLER, A.; MATHESIUS, U. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The application of sedimentary $C_{org}=N$ ratios as source indicators of organic matter. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 145: 1–16, 1999.

MÜLLER, G. Schwermetalle in den sedimenten des RheinsVeränderungen seitt 1971. **Umschan**, 79: 778-783, 1979.

NAUMANN, E. Grundzuge der regionalen limnologie die Binnengewasser. **Die Binnengewasser**, 11: 176, 1932.

NIENCHESKI, L.F.; MOORE, W.S.; WINDOM, H.L History of human activity in coastal southern Brazil from sediment. **Marine Pollution Bulletin**, 78: 209–212, 2014.

NIENCHESKI, L.F.H.; BARAJ, B.; WINDOM, H.L.; FRANÇA, R.G. Natural Background Assessment and Its Anthropogenic Contamination of Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Al And Fe in the Sediments of the Southern Area of Patos Lagoon. **Journal of Coastal Research**, Special Issue 39: 1040-1043, 2006.

NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (represa do monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 8: 149-168, 1996.

ODUM, E.P.; BARRET, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. 5ªed. São Paulo : Thomson, 2007. 632p.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC AND COOPERATIVE DEVELOPMENT. **Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control**. OECD, 1982.

OLIVEIRA, M.E.A. **Lagoa dos Barros: aspectos da sua poluição e tipologia limnológica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Ecologia, 1983.

PADILHA, R.S. **Contribuição à tipologia de lagoas costeiras do litoral norte do rio Grande do Sul, com ênfase na comunidade fitoplânctonica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Ecologia, 2001.

PARRA, O.O.; BICUDO, C.E.M. **Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales**. Concepción : Universidad de Concepcion, Chile. 268p. 1995.

PEDROZO, C.S.; ROCHA, O. Environmental quality evaluation of lakes in the Rio Grande do Sul coastal plain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 50(4): 673-685, 2007.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MC MAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth Sciences**, 11: 1633-1644, 2007.

PERCIVAL, J.B.; LINDSAY, P.J. Measurement of physical properties of sediments. In: A. Mudrock, A.; Azcue, J.M.; and Mudrock, P. (eds). **Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments**. New York: CRC Press-Lewis Publ., 1997.

POLETO, C.; MERTEN, G.H. **Qualidade dos Sedimentos**. 2ªed. Porto Alegre : ABRH, 2013. 397p.

QUIRÓS, R.; RENNELLA, A.M.; BOVERI, M.B.; ROSSO, J.J.; SOSNOVSKY, A. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. **Ecología Austral**, 12:175.185, 2002..

RIBEIRINHO, V.S. **Transferência do cádmio (111Cd) de fertilizantes para plantas de arroz**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2010.

ROSA, B.J.F.V.; RODRIGUES, L.F.T.; OLIVEIRA, G.S.; ALVES, R.G. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, 186: 7771–7777, 2014.

ROSA, Z.M.; WERNER, V.R. Diatomáceas da Lagoa de Tramandaí e da Lagoa do Armazén, no Rio Grande do Sul, Brasil: II - Gêneros Gyrosigma, Hassal, Pleurosigma W. Smith e Mastogloia Twaites. **Iheringia**, 43: 67-88, 1993.

ROUND, F.E. **A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river quality**. London : HMSO Publisher, 1993.

RÜHLAND, K.; PRIESNITZ, A.; SMOL, J. Paleolimnological evidence from diatoms for recent environmental changes in 50 lakes across Canadian Arctic Treeline. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, 35 (1): 110-123, 2003.

SANTOS-FISCHER, C.B.; CORRÊA, I.C.; WESCHENFELDER, J.; TORGAN, L.C.; STONE, J.R. Paleoenvironmental insights into the Quaternary evolution of the southern Brazilian coast based on fossil and modern diatom assemblages. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 446: 108–124, 2016.

SAUPE, A.C.; MOSIMANN, R.M.S. Diatoms (Bacillariophyta) preserved in the holocenic sediments of Lagoa do Peri – Florianópolis – SC – Brazil. **Insula**, 32: 33-61, 2003.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: UFRGS Editora da Universidade, 1985.

SCHÄFER, A. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnol. Brasil.**, 11: 29-55, 1988.

SCHÄFER, A. **Struktur und Funktion südbrasilianischer Küstenseen als Indikatoren ökosystemarer Dynamik und Geschichte der Restinga**. Saarbrücken: Universität des Saarlandes, 1989. 194p. (tese de livre docência).

SCHÄFER, A. System characteristics and ecological classification of subtropical coastal lakes in south Brazil. In: ERDELEN, W; ISHWARAN, N; MÜLLER, P. (Eds.). **Proceedings of the International and Interdisciplinary Symposium Tropical Ecosystems**. Saarbrücken, Alemanha, 11-21, 1991.

SCHÄFER, A. Ecological characteristics of the coastal lakes in Southern Brazil: a synthesis. **Acta Limnol. Brasil.**, 4: 111-122, 1992.

SCHÄFER, A.; LANZER, R.; PEREIRA, R. **Atlas Socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar**. Caxias do Sul : EDUCS, 2009.

SCHÄFER, A.; LANZER, R.; SCUR, L. **Atlas socioambiental do município de Osório**. Caxias do Sul : EDUCS, 2017.

SCHÄFER, A.; LANZER, R.; SCUR, L. **Atlas socioambiental dos municípios de Cidreira, Balneário Pinhal e Palmares do Sul**. Caxias do Sul : EDUCS, 2013.

SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Dordrecht : Kluwer, 2004.

SCHEFFER, M.; HOSPER, S.H.; MEIJER, M.L.; MOSS, B.; JEPPESEN, E. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends Ecol. Evol.**, 8: 275-279, 1993.

SCHEFFER, M.; VAN NES, E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, 584: 455-456, 2007.

SCHMIEDER, K. European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. **Limnologica**, 34: 3-14, 2004.

SCHWARZBOLD, A. **Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Ecologia, 1982.

SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A.L.; TORGAN, L.C. **Ecologia do perifíton**. São Carlos : RiMa Editora, 2013.

SCHWARZBOLD, A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. **Amazoniana**, 4(1): 87-104, 1984.

SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F. **Gestão de Recursos Hídricos – Aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais**. Brasília : Secretaria de Recursos Hídricos; Viçosa : Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre : Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000.

SILVA, P.D.A. **Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial nas represas de abastecimento do Sistema Alto Cotia (SP)**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2012.

SIMONSEN, R., The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R. V. Meteor 1964-1965. **Meteor. Forschungsgeb.**, Reihe D, 19: 1-66, 1974.

SMITH, V.H. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems - A Global Problem. **Environ. Sci. & Pollut. Res.**, 10(2): 126-139, 2003.

SMOL, J. The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems. **Freshwater Biology**, 55(1): 43-59, 2010.

SMOL, J.P.; DOUGLAS, M.S.V. From controversy to consensus: making the case for recent climate change in the Arctic using lake sediments. **Front Ecol Environ**, 5(9): 466-474, 2008.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, 506-509: 135-145, 2003.

SOROKIN, A.I.; NAUMENKO, M.A.; VESELOVA, M.F. New morphometrical data of Lake Ladoga. **Hydrobiologia**, 322: 65-67, 1996.

SOSNOVSKY, A.; QUIRÓS, R. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. **Ecología Austral**, 16:115-124, 2006.

SOUZA, G.S.; KOENING, M.L.; LEÇA, E.E.; COELHO, M.P.C. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, 21(3): 521-529, 2007.

SPAGNOLI, F.; ANDRESINI, A. Biogeochemistry and sedimentology of Lago di Lesina (Italy). **Science of the Total Environment**, 643: 868–883, 2018.

SPERAZZA, M.; MOORE, J.N.; HENDRIX, M.S. High-resolution particle size analysis of naturally occurring very fine-grained Sediment through laser diffractometry. **Journal of Sedimentary Research**, 74(5): 736-743, 2004.

SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 138p.

SPYRAKOS, E.; O'DONNELL, R.; HUNTER, P.D.; MILLER, C.; SCOTT, M.; SIMIS, S.G.H.; NEIL, C.; BARBOSA, C.F.C.; BINDING, K.E.; BRADT, S.; BRESCIANI, M.; DALL'OLMO, G.; GIARDINO, C.; GITELSON, A.A.; KUTSER, T.; LI, L.; MATSUSHITA, B.; MARTINEZ-VICENTE, V.; MATTHEWS, M.W.; OGASHAWARA, I.; RUIZ-VERDU, A.; SCHALLES, J.F.; TEBBS, E.; ZHANG, Y.; TYLER, A.N.. Optical types of inland and coastal Waters. **Limnology and Oceanography**, 63: 846-870, 2017.

STENGER-KOVÁCS, C.; BUCZKÓ, K.; HAJNAL, E.; PADISÁK, J. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. **Hydrobiologia**, 589: 141-154, 2007.

STOOF-LEICHSENRING, K.R.; JUNGINGER, A.; OLAKA, L.A.; TIEDEMANN, R.; TRAUTH, M.H. Environmental variability in Lake Naivsha, Kenya, over the last two centuries. **J. Paleolimnology**, 45: 353-367, 2011.

STRASKRABA, M. Some new data on latitudinal differences in the physical limnology of lakes and reservoirs. **Conferences on Limnology**, 19-39, 1993.

TALBOT, M.R.; LÆRDAL, T. The late Pleistocene – Holocene palaeolimnology of Lake Victoria, East Africa, based upon elemental and isotopic analyses of sedimentary organic matter. **Journal of Paleolimnology**, 23: 141-164, 2000.

THIENNEMANN, A. Der Produktionsbegriff in der Biologie. **Arch. Hydrobiol.**, 22: 616-622, 1931.

TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R.; VILLWOCK, J. A.; BARBOZA, E. G.; BACHI, F. A.; DEHNHARDT, B. A.; ROSA, M. L. C.C. Sistemas Depositionais e Evolução Geológica da Planície Costeira do Rio Grande do Sul: uma síntese. In: IANNUZZI, R.; FRANTZ, J. C. (Orgs.). **50 anos de Geologia do Instituto de Geociências**. Porto Alegre: Comunicação e Identidade, 2007.

TOMAZELLI, L.J.; DILLENBURG, S.R.; VILLWOCK, J.A. Late quaternary geological history of Rio Grande do Sul coastal plain, southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências**, 30(3): 474-476, 2000.

TORGAN, L.C. Estudo taxonômico de diatomáceas (Bacillariophyceae) da represa de Águas Belas, Viamão, rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 33: 17-104, 1985.

TORGAN, L.C.; BECKER, V.; PRATES, H.M. Checklist das diatomáceas (Bacillariophyta) de ambientes de águas continentais e costeiras do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, 52: 89-144, 1999.

TORGAN, L.C.; DELANI, O.M. Estudo taxonômico de diatomáceas (Bacillariophyceae) do "Complexo Banhado Grande", RS, Brasil: representantes do gênero Eunotia Ehrenberg. **Iheringia**, 38: 81-108, 1988.

TORREMORELL, A.; DIÉGUEZ, M.C.; QUEIMALIÑOS, C.; IZAGUIRRE, I.; ZAGARESE, H.E. Phytoplankton limitation in Patagonian and Pampean shallow lakes: effect of phosphorus and light. **Hydrobiologia**, 816(1): 91-105, 2017.

TREMARIN, P.I. Taxonomia e distribuição do gênero *Aulacoseira* Thwaites (Bacillariophyta) no Brasil. Tese (Doutorado em Botânica) - UFRGS, Programa de Pós-graduação em Botânica, 2012.

TRINDADE, C.R.T.; FURLANETTO, L.M.; PALMA-SILVA, C. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors on a subtropical shallow lake (Rio Grande do Sul, RS, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 21(1): 35-44, 2009.

VADEBONCOEUR, Y.; PETERSON, G.; ZANDEN, M.J.V.; KALFF, J. Benthic algal production across lake size gradients: Interactions among morphometry, nutrients, and light. **Ecology**, 89(9): 2542-2552, 2008.

VENTZ, D. **Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen**. Diss. A, Dresden, 1974.

VILLWOCK, J.A.; TOMAZELLI, L.J. Geologia costeira do Rio Grande do Sul. **Notas Técnicas, CECO, Instituto de Geociências - UFRGS**, 8: 1-45, 1995.

VOLKMER-RIBEIRO, C. A Lagoa Negra: Estudo de lago costeiro no Rio Grande do Sul. **Anais da Academia Brasileira de Ciência**, 59(1/2): 122-128, 1987.

WEBSTER, I.T.; HUTCHINSON, P.A. Effect of Wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. **Limnol. Oceanogr.**, 39(2): 365-373, 1994.

WETZEL, R.G. **Limnology – Lake and River Ecosystems**. 3^a ed. Academic Press, 2001. 1006p.

WILLIAMSON, C.E.; SAROS, J.E.; VINCENT, W.F.; SMOL, J.P. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. **Limnol. Oceanogr.**, 54(6): 2273–2282, 2009.

WOELDERS, L.; LENAERTS, J.T.M.; HAGEMANS, K.; AKKERMAN, K.; VAN HOOF, T.B.; HOEK, W.Z. Recent climate warming drives ecological change in a remote high-Arctic lake Lineke. **Scientific Reports**, 8:6858, 2017.

YANG, X.; ANDERSON, N.J.; DONG, X.; SHEN, J. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. **Freshwater Biology**, 53: 1273-1290, 2008.

ZULAR, A.; UTIDA, G.; CRUZ, F.W.; SAWAKUCHI, A.O.; WANG, H.; BÍCEGO, M.; GIANNINI, P.C.F.; RODRIGUES, S.; GARCIA, G.P.B.; VUILLE, M.; SIFEDDINE, A.; ZOCATELLI, R.; TURCQ, B.; MENDES, V.R. The effects of mid-Holocene fluvio-eolian interplay and coastal dynamics on the formation of dune-dammed lakes in NE Brazil. **Quaternary Science Reviews**, 196: 137-153, 2018.

ZWIRTES, I.R. **Uso da geocronologia e da distribuição de lipídios e fósforo na reconstituição histórica dos sedimentos da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC**. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Química, 2003.

**APÊNDICE A – CAPÍTULO DE LIVRO INTITULADO
“SEDIMENTOLOGIA**



sedimentologia

Equipe Técnica

Lagoas Costeiras 3

sedimentologia

ALOIS SCHÄFER
ANDRIGO ULIAN AGOSTINI

LAGOS E LAGOAS FUNCIONAM COMO ARMADILHAS OU DEPÓSITOS NATURAIS DE ELEMENTOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS EM QUE ESTÃO INSERIDOS. ASSOCIADOS A SUBSTÂNCIAS PRODUZIDAS NA ÁGUA POR PROCESSOS QUÍMICOS E POR ORGANISMOS, ESTES MATERIAIS SE DEPOSITAM NO FUNDO, FORMANDO OS SEDIMENTOS LACUSTRES.

OS LAGOS RECEBEM ÁGUAS DIRETAMENTE DE ARROIOS E RIOS OU POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL, E UMA SÉRIE DE PARTÍCULAS E SUBSTÂNCIAS SÃO TRANSPORTADAS DISSOLVIDAS NA ÁGUA.

Quando entram no lago, a topografia e hidrodinâmica não possibilitam a saída destes materiais, os quais acabam sendo armazenados no fundo, em camadas sobrepostas pela força da gravidade, formando os sedimentos lacustres. Desta forma, a menos que ocorra algum distúrbio físico ou biológico, as camadas mais profundas de sedimento são as mais antigas (depositadas há mais tempo), enquanto as superiores, as mais recentes.



A FORMAÇÃO DO SEDIMENTO DO FUNDO DE LAGOAS (CHAMADO SEDIMENTAÇÃO) CONSISTE NUM PROCESSO DE GRANDE INFLUÊNCIA NA DINÂMICA ECOLÓGICA DO CORPO DE ÁGUA, INFLUENCIANDO A TRANSFORMAÇÃO DE COMPOSTOS E ELEMENTOS NAS CAMADAS SUPERIORES DA COLUNA DE ÁGUA. O SEDIMENTO PODE AFETAR A DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES PARA OS ORGANISMOS, BEM COMO A LIBERAÇÃO DE MATERIAIS PARA O FUNDO.

Em lagoas costeiras rasas, onde se observa forte influência do vento, como em Osório, o sedimento consiste em elementos de grande relevância no sistema ecológico representado pela lagoa. Ao estudo do sedimento de lagoas, incluindo sua formação e interação com a coluna de água acima, dá-se o nome de Sedimentologia Lacustre.

O sedimento de lagoas e reservatórios pode ser separado em “camada recente” e “camada permanente”. A primeira, mais superficial, tende a apresentar maiores taxas de atividade e interação com a coluna de água, maior presença biológica e de matéria orgânica; em geral, esta camada se estende até onde podem ser encontrados macroinvertebrados bentônicos. A camada permanente, abaixo da anterior, é mais rígida e apresenta menor presença de animais, abrigando, especialmente, os microorganismos decompositores.

A falta de dados históricos relacionados a condições ambientais passadas dificulta avaliações mais precisas de como o ambiente naturalmente muda, bem como quais são as reais influências da ação do homem neste processo. No material acumulado no fundo das lagoas ficam preservadas pistas capazes de indicar as condições e os cenários passados do ambiente, funcionando como um depósito de informações dos períodos de tempo.

Dados podem ser obtidos a partir de cada camada de sedimento e, a partir destas, podem ser aferidas informações das condições antigas da lagoa e seu ambiente de entorno, como a sua produtividade, entrada de materiais e o clima regional.

Desta forma, a possibilidade de estudos das condições passadas de um ecossistema como as lagoas, a partir dos sedimentos, vai além da visão temporal e pode permitir uma compreensão avançada da situação atual.

O estudo cronológico do passado ambiental pode ser obtido por amostras verticais de sedimento (amostras testemunho). A partir delas, a caracterização de condições históricas da lagoa pode ser dada pela utilização de parâmetros físicos, químicos e biológicos extraídos das amostras em diferentes profundidades do sedimento. Quando este tipo de análise envolve a utilização de organismos, de alguma forma preservados no sedimento dos corpos hídricos, o estudo é denominado de Paleolimnologia. Em alguns casos, a distinção entre diferentes condições ambientais passadas pode ser observada visualmente, pela análise da cor e textura das camadas de sedimento.

DIFERENTES ANÁLISES PODEM SER REALIZADAS A PARTIR DO ESTUDO DAS CONDIÇÕES DOS SEDIMENTOS.

Uma etapa crucial consiste na verificação da datação dos sedimentos (geocronologia), ou seja, a definição da idade de cada camada de sedimento extraída. A partir daí, pode ser estimada a velocidade de acumulação dos materiais de fundo, análise chamada de taxa de acumulação de sedimentos, ou taxa de sedimentação. Como um resultado adicional, podem ser estimadas a idade e a longevidade da lagoa. Uma das interferências diretas do processo de sedimentação em lagos e lagoas ocorre sobre os invertebrados bentônicos; em geral, o aumento da velocidade em que os sedimentos são formados resulta na diminuição da diversidade e da quantidade de indivíduos.

Amostra testemunho de um metro de sedimento da Lagoa das Trairas. A análise visual permite identificar a ocorrência de pelo menos três distintas fases de sedimentação.

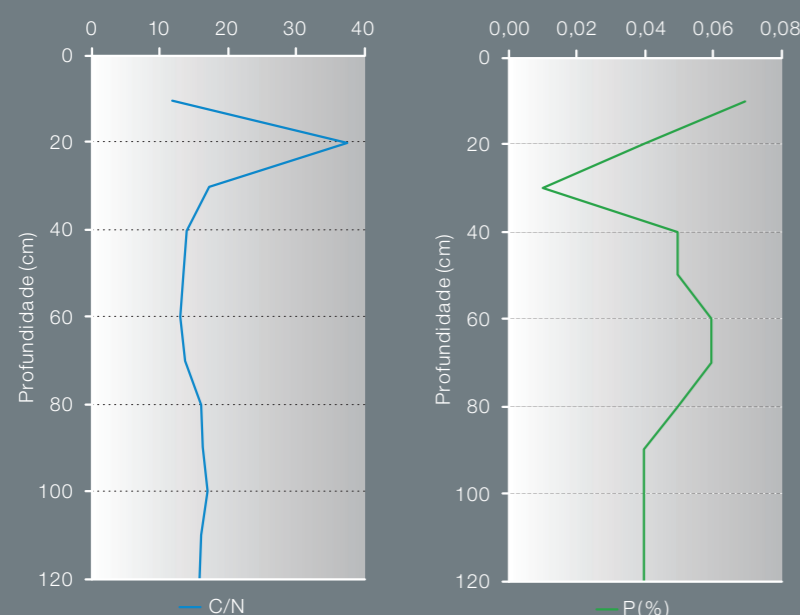


Entre as análises muito utilizadas estão o estudo do tamanho das partículas minerais (granulometria), a constituição e teor de elementos e compostos químicos depositados (incluindo nutrientes utilizados pelos organismos), teor e composição da matéria orgânica, teor de metais pesados, entre outras. Estes tipos de análises permitem, por exemplo, que sejam conhecidas características antigas, como o tipo de ambiente de formação (se eram águas agitadas, como um rio, ou calmas), as taxas de produtividade (ou trofia), a origem dos materiais orgânicos processados pela lagoa e a ocorrência e importância de contaminações.

O carbono representa o nutriente mais abundante nos organismos de água doce e atua como elemento chave na associação ecológica entre ecossistemas terrestres e aquáticos. A relação entre os níveis de carbono e nitrogênio (C/N) encontrados pode indicar a origem predominante dos materiais orgânicos sedimentados, com base nos níveis atuais. Para esta relação C/N, valores abaixo da faixa de 10 representam matéria orgânica originada internamente na lagoa a partir da decomposição do fitoplâncton, enquanto teores acima de 20 têm maior relação com sedimentação de vegetais superiores, incluindo macrófitas e plantas

terrestres. O intervalo entre 10 e 20 seria uma mistura entre ambos. O fósforo, por sua vez, é um elemento menos abundante, com caráter muito dinâmico nos corpos hídricos. Uma característica importante do fósforo consiste na capacidade de interação com diferentes compostos e, em geral, apresenta concentrações muito mais elevadas no sedimento do que na água, especialmente quando há muito oxigênio disponível, o que leva a favorecer a sedimentação deste elemento. A análise do fósforo pode auxiliar também na identificação de impactos sobre o corpo hídrico.

RELAÇÃO CARBONO/NITROGÊNIO (C/N) E TEOR DE FÓSFORO (P) OBTIDA DE AMOSTRAS ESTRATIFICADAS NA LAGOA DAS TRAIRAS.



DADOS OBTIDOS DE SEDIMENTO NA LAGOA DAS TRAIRAS, DE ACORDO COM OS NÍVEIS DE C/N, INDICAM QUE A MATÉRIA ORGÂNICA DEPOSITADA ADVÉM TANTO DE VEGETAIS SUPERIORES COMO DO FITOPLÂNCTON. À PROFUNDIDADE DE 20 CM, NO ENTANTO, REPRESENTA UM PERÍODO ONDE A PARTICIPAÇÃO DO FITOPLÂNCTON FOI BASTANTE REDUZIDA. OS NÍVEIS DE FÓSFORO MEDIDOS VARIAM DE FORMA INVERSA AO C/N; NO ENTANTO, NÃO HÁ NECESSARIAMENTE UMA RELAÇÃO ENTRE ESTES DOIS PARÂMETROS.

A elevação das taxas de fósforo pode estar associada ao aumento da taxa de entrada deste elemento na lagoa (incluindo a poluição por esgotos ou compostos oriundos da agricultura) ou então ao aumento de sua taxa de fixação no sedimento por elementos fixadores, como o ferro e o alumínio, ou mesmo pelo oxigênio (as taxas de oxigênio são constantes, em geral, nas lagoas do litoral gaúcho).

Uma parcela do sedimento que compõe o fundo de lagos e lagoas é composta pelas partes preservadas de um tipo de organismo, as diatomáceas. Estes organismos microscópicos são abundantes em todo o planeta; nos oceanos, são os principais produtores de oxigênio. Eles ficam preservados por longos períodos no sedimento, após morrerem e se depositarem no fundo, porque apresentam uma carapaça de

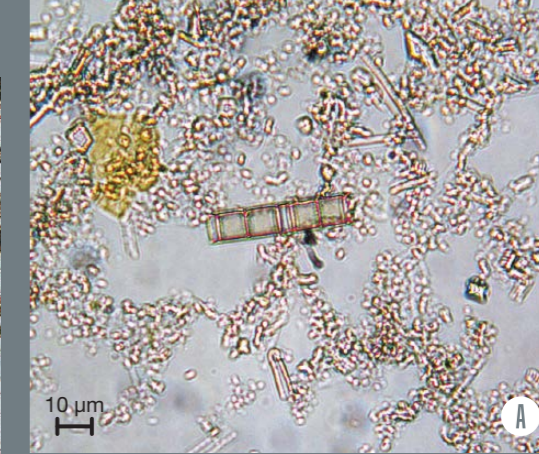
proteção composta de sílica, a qual é altamente resistente à degradação química e biológica em meio natural. Estudos paleolimnológicos com diatomáceas são muito utilizados para indicar as condições históricas do ambiente; além destes organismos, este tipo de estudo pode também ser realizado por análises de pólen, protozoários, palinofácies (matéria orgânica particulada) e pigmentos fotossintetizantes como a clorofila.

A utilização de diatomáceas apresenta uma série de benefícios aos estudos de reconstrução histórica: são organismos bastante diversificados, apresentam diferentes níveis de tolerância a alterações ambientais e, por seu tempo de vida reduzido, geralmente respondem de forma rápida a mudanças ambientais. Uma das formas de identificar as diatomáceas é através dos

padrões de formato e ornamentação de suas carapaças, as quais são dotadas de grande beleza. Amostras de diatomáceas oriundas de sedimentos das lagoas de Osório apresentam uma diversidade expressiva representada por uma miríade de diferentes formas e padrões. Quando o sedimento é observado ao microscópio, as diatomáceas aparecem misturadas a partículas minerais e detritos de outros organismos (resíduos da amostra), como observado em amostras da Lagoa das Traíras.

A avaliação das condições ecológicas e de produtividade da lagoa em épocas passadas são os estudos mais frequentes com diatomáceas. Muitos destes estudos indicam que alterações atuais sobre comunidades de diatomáceas em diferentes locais do planeta foram, provavelmente, influenciadas pelas mudanças climáticas.

Diatomáceas no sedimento da Lagoa das Traíras, com diferentes formas deste grupo de organismos.



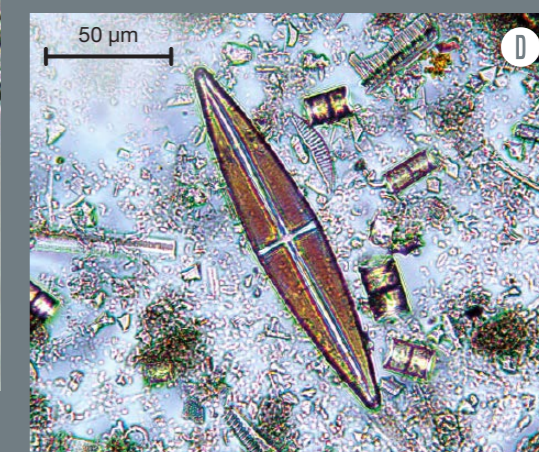
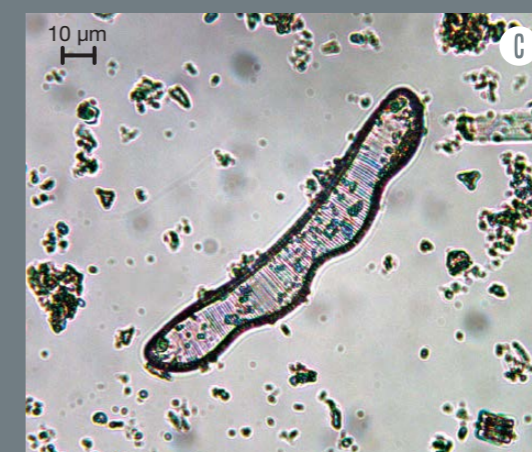
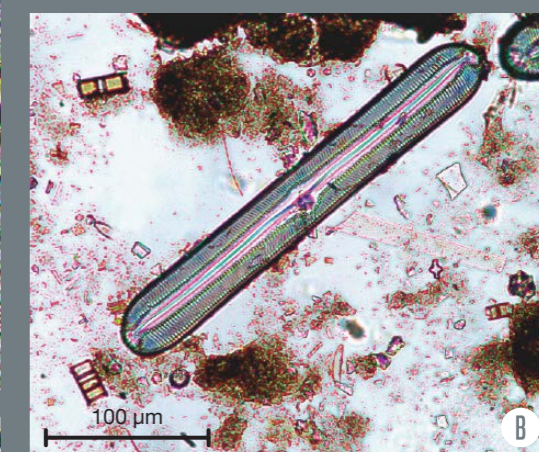
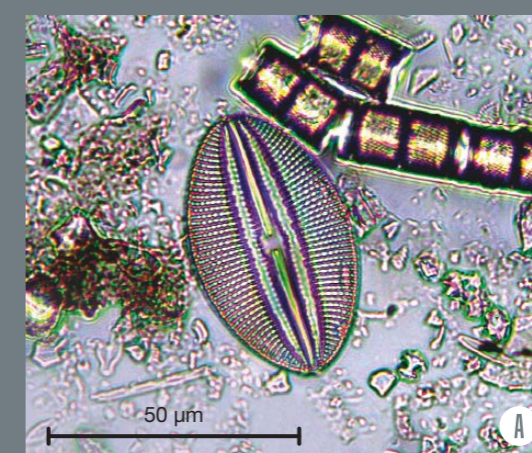
Diatomáceas do gênero *Aulacoseira* (A) e *Cyclotella* (B), encontrados na Lagoa das Traíras.

O gênero *Aulacoseira*, bastante comum e abundante nas amostras de sedimento das lagoas de Osório, é muito associado à água doce com alta turbulência e baixa disponibilidade de luz. Pesquisas atuais indicam uma diminuição em água doce das populações de *Aulacoseira* e aumento das do gênero *Cyclotella*. Esta alteração é atribuída às atividades humanas, incluindo os efeitos do aquecimento global. Nas lagoas de Osório, registros de alterações passadas deste tipo estão associados a oscilações da interferência do mar sobre as lagoas (espécies do gênero *Aulacoseira* são menos tolerantes a salinidade).

Outras diatomáceas encontradas no sedimento das lagoas de Osório são representantes dos gêneros *Diploneis* e *Pinnularia*. *Diploneis* é um gênero principalmente marinho que engloba espécies planctônicas tolerantes a água salgada (em diferentes níveis), em geral, ocorrentes em ambientes mesotróficos.

O gênero *Pinnularia* é um grupo predominantemente continental que raramente é observado em ambientes marinhos. Diferentes composições destes dois gêneros nas amostras estão, possivelmente, relacionadas a variações da interferência do oceano sobre as lagoas.

Outros gêneros de águas continentais brasileiras, observados nos sedimentos de lagoas de Osório, são *Eunotia* e *Stauroneis*.



Diatomáceas dos gêneros *Diploneis* (A), *Pinnularia* (B), *Eunotia* (C) e *Stauroneis* (D) encontradas no sedimento da Lagoa das Traíras.