



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

PAULO HENRIQUE BOFF

AVALIAÇÃO SAZONAL DA COMUNIDADE FITOPLANTÔNICA E DA
CIANOTOXINA MICROCISTINA E A RELAÇÃO COM PARÂMETROS FÍSICO-
QUÍMICOS EM TRÊS LAGOAS DO MUNICÍPIO DE OSÓRIO-RS.

Caxias do Sul

2017



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

PAULO HENRIQUE BOFF

AVALIAÇÃO SAZONAL DA COMUNIDADE FITOPLANTÔNICA E DA
CIANOTOXINA MICROCISTINA E A RELAÇÃO COM PARÂMETROS FÍSICO-
QUÍMICOS EM TRÊS LAGOAS DO MUNICÍPIO DE OSÓRIO-RS.

Dissertação apresentada no Programa de Pós Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul, como requisito parcial para a obtenção de grau de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais, orientada pelo Professor Dr. Matheus Parmegiani Jahn.

Caxias do Sul, 2017

B673a Boff, Paulo Henrique

Avaliação sazonal da comunidade fitoplantônica e da cianotoxina microcistina e a relação com parâmetros físico-químicos em três lagoas do município de Osório-rs. / Paulo Henrique Boff. – 2017.
60 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2017.
Orientação: Matheus Parmegiani Jahn.

1. Lagoas. 2. Fitoplâncton. 3. Microcistina. 4. Eutrofização. 5. Cianotoxinas. I. Jahn, Matheus Parmegiani, orient. II. Título.

***“AVALIAÇÃO SAZONAL DA COMUNIDADE FITOPLANTÔNICA
E DA CIANOTOXINA MICROCISTINA E A RELAÇÃO COM
PARÂMETROS FÍSICOQUÍMICOS EM TRÊS LAGOAS DO
MUNICÍPIO DE OSÓRIO – RS.”***

Paulo Henrique Boff

Dissertação de Mestrado submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais, Área de Concentração: Gestão e Tecnologia Ambiental.

Caxias do Sul, 04 de agosto de 2017.

Banca Examinadora:

Dr. Matheus Parmegiani Jahn
Orientador
Universidade de Caxias do Sul

Dra. Luciana Scur
Universidade de Caxias do Sul

Dr. Luciane Oliveira Crossetti
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dra. Rosane Maria Lanzer
Universidade de Caxias do Sul

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Paulo e Teresinha, meu eterno agradecimento. Pois sempre acreditaram na minha capacidade e fizeram de tudo para que eu pudesse realizar os meus sonhos.

Agradeço a Petrobrás por prover os recursos necessários para a realização desta pesquisa.

Aos professores Dr. Alois Eduard Schäfer e Dra. Rosane Maria Lanzer pela oportunidade de participar do Projeto Lagoas Costeiras 3 (Lacos 3) e pelos seus ensinamentos, os quais foram fundamentais para a elaboração do deste trabalho.

Aos companheiros de laboratório e de projeto que tornaram divertidas as diversas horas de trabalho, tanto a campo quanto nas análises. E em especial a minha companheira/namorada/esposa, Eloise, a qual me deu suporte durante toda jornada.

Agradeço principalmente ao Prof. Dr. Matheus Parmegiani Jahn pela orientação em todos os momentos, as quais foram fundamentais para a realização da pesquisa.

E por fim, agradeço a Deus pelas oportunidades. Muito obrigado.

Resumo

A extensa rede de lagoas presente no litoral do Rio Grande do Sul constitui ecossistemas de grande diversidade ecológica. Esses corpos de água, também se caracterizam por apresentarem pequena profundidade, tornando-os sensíveis às mudanças naturais ou antrópicas. As interferências antrópicas podem acarretar em diversas modificações físicas e químicas, provocando a eutrofização dos corpos de água. Esse processo modifica as variáveis ambientais em diversos aspectos, influenciados principalmente pela concentração de nutrientes inorgânicos, penetração da luz, temperatura e pH da água, bem como a alteração da comunidade fitoplanctônica, especialmente as cianobactérias. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e da cianotoxina Microcistina e a relação com parâmetros físico-químicos em três lagoas localizadas no Município de Osório-RS. Os dados foram obtidos por meio de amostragens realizadas sazonalmente em quatro pontos amostrais distribuídos em três lagoas (Marcelino, Peixoto e Pinguela). As amostras foram analisadas quanto aos parâmetros físico-químicos, a densidade fitoplanctônica e a concentração de microcistina. Com base nos dados obtidos foram elaboradas PCA's considerando os parâmetros físico-químicos e a relação com o fitoplâncton, bem como avaliada a relação entre as variáveis utilizando-se a correlação de Spearman. Os resultados mostram um processo de eutrofização nas lagoas estudadas, onde 67,6% da variabilidade ambiental total nos pontos amostrais está relacionada diretamente à clorofila-a, DBO5, N-NH₄, P-total, condutividade e inversamente à transparência de Secchi. Quanto à dinâmica da comunidade fitoplanctônica conforme os parâmetros físico-químicos, a análise demonstrou efeito antagônico das variáveis com carga positiva (N-NH₄, DBO5, P-total, clorofila-a, condutividade, densidade de Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae) versus as de carga negativa (transparência de Secchi). A concentração de microcistina variou de 0,02µg/L a 0,51 µg/L, permanecendo abaixo do limite permitido pela legislação brasileira para água potável. Contudo, a baixa concentração não assegura que os corpos hídricos estudados estejam livres de cianotoxinas, uma vez que não foram analisadas outras toxinas, como cilindrospermopsina, saxitoxina e anatoxina-a, abordadas na legislação vigente e produzidas por espécies pertencentes ao mesmo grupo taxonômico. Com os resultados verifica-se um nítido gradiente de eutrofização entre as lagoas, que se inicia na Marcelino, que é o corpo receptor do efluente doméstico proveniente de Osório, e segue em direção ao norte. Esse gradiente influencia diretamente a comunidade fitoplanctônica e favorece condições e recursos para o crescimento de grupos relacionados a elevada eutrofização, como as classes

Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae. Apesar da baixa concentração da cianotoxina microcistina, o elevado número de cianobactérias encontradas durante a amostragem sugere que outras cianotoxinas possam estar presentes em altas concentrações nas lagoas. A elevada densidade de indivíduos do gênero *Dolichospermum* evidencia a necessidade de um constante monitoramento das lagoas, uma vez que a presença deste grupo taxonômico acarreta a possibilidade da existência de diversas cianotoxinas causadoras de efeitos nocivos à população humana, além de impactar os organismos aquáticos e a vida selvagem de diversas formas.

Palavras-chave: lagoas, fitoplâncton, microcistina, cianotoxinas, eutrofização, efluente doméstico.

Abstract

The extensive set of lakes present on the coast of Rio Grande do Sul constitutes ecosystems of great ecological diversity. These water bodies are also characterized by their low depth, making them sensitive to natural or anthropic changes. Anthropogenic interference can lead to various physical and chemical changes, leading to eutrophication of water bodies. This process modifies the environmental variables in several aspects, mainly influenced by the concentration of inorganic nutrients, light penetration, temperature and pH of the water, as well as the alteration of the phytoplankton community, especially cyanobacteria. Thus, the present work had as objective to evaluate the dynamics of the phytoplankton community and the cyanotoxin Microcystin and the relation with physicochemical parameters in three lakes located in the city of Osório-RS. The data were obtained by seasonal sampling in four points distributed in three lakes (Marcelino, Peixoto and Pinguela). The samples were analyzed for physicochemical parameters, phytoplankton density and microcystin concentration. Based on the data obtained, PCAs were elaborated considering the physicochemical parameters and the relation with the phytoplankton, as well as the relationship between the variables using the Spearman's correlation. The results show an eutrophication process in the studied lakes, where 67.6% of the total environmental variability at the sampling points is directly related to chlorophyll-a, BOD₅, N-NH₄, total phosphorus and conductivity and inversely to Secchi depth. As for the dynamics of the phytoplankton community according to the physicochemical parameters, the analysis showed an antagonistic effect of the positively charged variables (N-NH₄, BOD₅, total phosphorus, chlorophyll-a, conductivity and density of Cyanophyceae, Chlorophyceae and Bacillariophyceae) versus negatively charged (Secchi depth). The concentration of microcystin varied from 0.02 µg/L to 0.51 µg/L, remaining below the limit permitted by Brazilian legislation for drinking water. However, the low concentration does not ensure that the studied water bodies are free of cyanotoxins, since other toxins, present in the current legislation, such as cylindrospermopsin, saxitoxin and anatoxin-a, were not analyzed and are produced by species belonging to the same taxonomic group. The results show a clear eutrophication gradient between the lakes, which starts at Marcelino, which is the receiving body of the domestic effluent from Osório, and goes northwards. This gradient directly influences the phytoplankton community and favors conditions and resources for the growth of groups related to high eutrophication, such as the classes Chlorophyceae, Cyanophyceae and Bacillariophyceae. Despite the low concentration of microcystin cyanotoxin, the high number of cyanobacteria found during sampling suggests that other cyanotoxins may be present at high concentrations

in the lakes. The high density of individuals of the genus *Dolichospermum* evidences the need for a constant monitoring of the lakes, since its presence may indicate the existence of other cyanotoxins, which are harmful to human populations as well as to aquatic organisms and wildlife.

Key-words: lakes, phytoplankton, microcystin, cyanotoxin, eutrophication, domestic sewage.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização e limites do município de Osório-RS. 23

Figura 2 – Localização do município de Osório e dos pontos de coleta..... 23

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	8
2	OBJETIVOS.....	10
2.1	OBJETIVO GERAL	10
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
3.1	DINÂMICA DE NUTRIENTES	11
3.2	EUTROFIZAÇÃO.....	13
3.3	FITOPLÂNCTON	14
3.4	CIANOBACTÉRIAS	15
3.5	CIANOTOXINAS.....	17
3.5.1	MICROCISTINA.....	19
3.6	CIANOBACTÉRIAS E A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA.....	20
4	METODOLOGIA.....	22
4.1	ÁREA DE ESTUDO	22
4.2	COLETA DAS AMOSTRAS	23
4.3	FITOPLÂNCTON	24
4.4	AMOSTRAS FÍSICO-QUÍMICAS.....	25
4.5	COLORÍMETRO.....	25
4.6	ANÁLISE DA MICROCISTINA.....	26
4.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	26
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.1	ARTIGO I.....	27
1	INTRODUCTION.....	28
2	MATERIAL AND METHODS.....	29
2.1	Study area.....	29
2.2	Sampling and analysis.....	30
2.3	Phytoplankton.....	30
2.4	Physicochemical analysis.....	30
2.5	Chlorophyll-a and Microcystin.....	31
2.6	Statistical analysis.....	32
3	RESULTS AND DISCUSSION.....	32
3.1	Environmental factors.....	32

3.2	Phytoplankton.....	35
3.3	Microcystin.....	39
4	CONCLUSION.....	41
5	REFERENCES.....	42
5.2	ARTIGO II	46
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54

1 INTRODUÇÃO

Numerosas cidades no Brasil e em outros países do mundo utilizam reservatórios de superfície, como lagos, lagoas e rios como principal fonte de água e lazer. Em muitos casos, estes corpos de água estão sujeitos à poluição antropogênica, podendo resultar na aceleração do processo de eutrofização desses ecossistemas.

Realidade esta encontrada no município de Osório – RS, onde as lagoas são utilizadas para esportes aquáticos, balneários e pesca, sem qualquer tipo de restrição. A falta de restrição para a utilização das lagoas se agrava quando estas servem como locais de despejo de esgotos domésticos e fonte de captação de água potável para abastecimento de muitos balneários.

A falta de restrições para o uso das lagoas e o despejo de esgotos domésticos resulta em diversos impactos diretos e indiretos ao ecossistema, os quais tem apresentando eventos de florações do fitoplâncton como uma das consequências. A presença dessas florações pode causar diversas alterações nos corpos hídricos, como decréscimo da qualidade da água, alteração da cor, odor e gosto, bem como a contaminação desses locais por toxinas.

Algumas destas florações podem acarretar na liberação de toxinas, decorrente principalmente do crescimento de um grupo do fitoplâncton, as cianobactérias. As toxinas produzidas pelas cianobactérias, chamadas de cianotoxinas, são distinguidas pelo seu mecanismo de ação. A microcistina é a cianotoxina mais comum encontrada em corpos hídricos continentais e caracteriza-se por apresentar mecanismo de ação hepatotóxico, podendo também causar alterações nos rins, pulmão, timo e coração.

Em virtude destas características patológicas, resoluções e portarias foram criadas a fim de obrigar agências e empresas responsáveis pelo fornecimento de água potável a constantemente monitorar esses organismos e toxinas apresentando restrições e ações a serem tomadas em casos extremos da presença de cianobactérias e cianotoxinas.

Mediante as potenciais ações patológicas causadas pelas cianotoxinas, tanto para a população humana, quanto a organismos presentes no mesmo ecossistema, e visando o entendimento dos fatores que podem estar influenciando as oscilações populacionais de microalgas, este trabalho avaliou a

modificação da comunidade fitoplanctônica e a concentração de microcistina em três lagoas no município de Osório – RS, relacionando o aparecimento desses organismos com parâmetros físico-químicos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e a presença de microcistina e a relação com os parâmetros físico-químicos nas Lagoa do Marcelino, do Peixoto e da Pinguela, localizadas no Município de Osório-RS.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a composição das florações da comunidade de fitoplâncton nas diferentes estações do ano.
- Avaliar a concentração de microcistina presente nas lagoas estudadas nas diferentes estações do ano.
- Relacionar as florações da comunidade fitoplanctônica com fatores físico-químicos.
- Relacionar os resultados obtidos com os parâmetros elencados nas legislações pertinentes ao tema.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A origem das lagoas costeiras brasileiras está relacionada aos eventos de transgressão e regressão do mar. Essas transgressões e regressões marinhas formaram barreiras de equilíbrio através de processos de erosão e deposição, juntamente com a ação eólica, isolando corpos de água que viriam a formar lagos e lagoas costeiras (SCHWARZBOLD e SCHAFER, 1984).

Uma característica específica do litoral do Rio Grande do Sul é a sua extensa rede de lagoas, que formam ecossistemas límnicos de grande diversidade ecológica, as quais apesar da proximidade com o Oceano Atlântico caracterizam-se por serem, em sua maioria, corpos de água doce (SCHWARZBOLD e SCHAFER, 1984). Os corpos de água presentes no litoral do Rio Grande do Sul, principalmente no litoral médio, também se caracterizam por serem lagoas rasas, tornando-as sensíveis às variações naturais ou antrópicas, podendo apresentar grande variação das suas características físico-químicas ao longo do ano (SCHEFFER, 1997; TRINDADE et al., 2009; ZAMBRANO et al., 2009).

Estes ecossistemas apresentam grande fragilidade frente a poluição antrópica, uma vez que a concentração de nutrientes, principalmente fósforo, interfere diretamente na composição e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica (SCHEFFER, 1997; JANSE et al., 2008). As variações da concentração dos nutrientes resultam, principalmente, do uso do solo no entorno destas lagoas, bem como da utilização das mesmas como fonte de abastecimento e despejo de efluentes.

3.1 DINÂMICA DE NUTRIENTES

Corpos de água possuem elevada sensibilidade às mudanças naturais (mudanças no regime hídrico, aumento nos índices pluviométricos) e antrópicas (atividades industriais e agrícolas, aumento do consumo de recursos hídricos, descarga de efluentes domésticos) em seu meio, causando alterações em suas condições ecológicas (PELATOLI et al, 2004). Essas interferências acarretam nas modificações no estado trófico dos lagos, o qual se baseia em diferentes parâmetros, tais como concentração de clorofila-a, transparência, concentração de fósforo e nitrogênio, espécies de fitoplâncton, bem como outras

características físicas e químicas dos corpos hídricos (HUSZAR et al., 1998).

A influência destes parâmetros intensificam-se em lagoas rasas, as quais se diferem de corpos hídricos profundos em virtude da sua elevada variação, principalmente dos parâmetros físico-químicos. Outros fatores como a ausência de estratificação térmica, aeração em toda coluna da água e a ressuspensão do sedimento contribuem significativamente nas alterações do estado trófico dessas lagoas. Com isto, as condições da qualidade da água possuem uma complexa relação com a carga externa de nutrientes e os processos internos das lagoas (PELATOLI et al., 2004).

O fósforo total (e suas frações) apresenta fundamental importância nos sistemas biológicos, devido à sua participação em processos do metabolismo dos seres vivos, tais como o armazenamento de energia (ATP) e estruturação celular, tornando esse elemento o principal fator limitante para a produção primária em águas continentais (ESTEVES, 2011).

A disponibilidade do fósforo em corpos de água está presente em diferentes formas, tendo origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais exalta-se as rochas da bacia de drenagem, que acabam direcionando o fósforo a partir do escoamento de águas superficiais. As fontes artificiais de fósforo devem-se principalmente aos esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (SCHAFFER, 1984; ESTEVES 2011).

Relacionados à dinâmica do fósforo em lagos, estão os processos de fixação e liberação de fosfato no corpo de água, os quais dependem diretamente das concentrações de outros elementos como oxigênio, ferro e enxofre. Como exemplo, pode-se citar a ligação do ferro ao fosfato, originando o FePO_4 o qual sedimenta, criando um bloqueador que impede o contato direto entre o sedimento e a água, impossibilitando a ressuspensão do fosfato no corpo de água (SCHAFER, 1984).

Conforme ESTEVES (2011), o fósforo é considerado um importante poluente de cursos de água, principalmente das águas superficiais continentais, onde as altas concentrações de fósforo na água favorecem o crescimento de algas e plantas que podem vir a interferir na utilização da água para consumo humano ou recreação. A importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é

indiscutível, uma vez que ele é na maioria dos ambientes, o fator limitante a este processo. Em outras palavras, o fósforo disponível é um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004).

Assim como o fosforo, o nitrogênio é outro elemento relevante metabolismo de ecossistemas aquáticos, estando presente principalmente na formação de proteínas, componente básico da biomassa. Desta forma, baixas concentrações de nitrogênio podem ser limitantes à produção primária (ESTEVES, 2011).

No balanço total do nitrogênio, sete formas podem ser essenciais interagindo através de processos metabólicos característicos, onde os fatores reguladores são o oxigênio que determina as formas de nitrogênio presentes na coluna de água, e a temperatura, a qual acelera ou diminui a velocidade dos processos. A amônia e o nitrato são as formas principais de nitrogênio utilizadas pelas plantas, constituindo, com o fosfato e o carbono, nutrientes elementares do metabolismo dos ecossistemas aquáticos (SCHAFFER, 2005).

Os processos de transformação do nitrogênio na zona eufótica possuem uma grande importância ecológica, pois na presença de luz ocorre a assimilação do nitrogênio que está correlacionado com o processo de amonização heterotrófica, atividade que determina a disponibilidade de nitrogênio como nutriente na produção primária (SCHAFFER, 2005).

Desta forma, o nitrogênio e o fósforo são os principais parâmetros de influência na dinâmica de lagos, tornando-se nutrientes limitantes dos corpos d'água, uma vez que são consumidos pelo fitoplâncton em uma relação média N:P de 10:1 (GREEN e FINLAY, 2010).

3.2 EUTROFIZAÇÃO

O processo de eutrofização é utilizado, na limnologia, para indicar o fenômeno de transformação de corpos hídricos, sendo um fenômeno associado ao aumento excessivo da produção de biomassa de produtores primários, geralmente causada pela elevada concentração de nutrientes. Este evento pode causar diminuição de oxigênio no corpo de água e a supersaturação na superfície (MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

A eutrofização pode ser de origem natural, consistindo em um processo lento e contínuo, consequente do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e

águas superficiais que desgastam e lavam a superfície terrestre. Em condição natural, sem que haja interferência das atividades humanas, lagos profundos e com baixa produtividade biológica sofrem processo de transformação, em virtude do enriquecimento gradativo de nutrientes alóctones com consequente aumento da biomassa, que por sua vez, provoca sedimentação mais intensa, tornando corpos hídricos oligotróficos, pobre em nutrientes, para eutróficos rico em nutrientes. Tornando-se lagos rasos com alta produtividade biológica e enriquecidos por nutrientes. No entanto, a velocidade de desenvolvimento do processo de eutrofização natural é bastante lenta (MARGALEF, 1983; SCHAFER, 1984).

Por outro lado, este fenômeno pode ocorrer de forma artificial induzida pela atividade humana, tendo diferentes origens, como efluentes domésticos e industriais e atividades agrícolas, onde o deságue desses efluentes provoca o aumento da concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que aceleram a produção primária e, consequentemente, geram efeitos negativos sobre os corpos hídricos (CODD, 2000). A eutrofização artificial pode ser considerada uma forma de poluição, pois modifica o meio das comunidades aquáticas de forma qualitativa ou quantitativa, alterando as condições físicas e químicas desse ambiente (ESTEVES, 2011).

Além das alterações físico-químicas, o aumento de nutrientes nos corpos hídricos também acarreta modificações biológicas, como aumento da biomassa do fitoplâncton, desaparecimento de espécies submersas, perda da diversidade biológica, bem como a deterioração da qualidade da água (CODD 1999; CODD et al., 2005; WANG 2009). A eutrofização de lagos é um problema extremamente grave, com aumento da incidência de florações de microalgas, especialmente de cianobactérias, o que consequentemente diminui a qualidade da água e pode trazer riscos à saúde dos organismos que habitam o corpo hídrico, bem como para os seres humanos que utilizam esse recurso (TUNDISI e TUNDISI, 1992; WANG, 2009).

3.3 FITOPLÂNCTON

Devido a sua condição de produtor primário, as algas que integram as comunidades fitoplanctônicas constituem-se nos principais contribuintes para a

fertilidade dos corpos hídricos, estando, na sua dependência direta, a sobrevivência dos herbívoros e, conseqüentemente, todos os animais dos demais níveis tróficos (SASSI e KUTNER, 1982).

A comunidade fitoplanctônica apresenta ciclos sazonais, relacionados com as variáveis ambientais, cujo resultado é manifestado na comunidade através da modificação qualitativa e quantitativa das espécies ao longo do ano (REYNOLDS, 1984).

Por ser um grupo de organismos que responde prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente, funcionando como indicadores ecológicos e auxiliando no entendimento das interações existentes entre os processos físicos e as respostas biológicas, a comunidade fitoplanctônica responde não somente à amplitude das variações, mas, também à frequência das forças físicas periódicas que agem sobre o meio (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1986).

A composição e abundância da comunidade fitoplanctônica e suas variações espaciais e temporais refletem não só as interações entre os componentes dessa comunidade, mas também o efeito de variáveis ambientais sobre a mesma, sendo esta influenciada principalmente pela concentração de nutrientes inorgânicos, penetração da luz, temperatura e pH da água (PADILHA, 2001).

Assim, a dinâmica de crescimento do fitoplâncton está diretamente relacionada à eutrofização dos corpos hídricos, onde o incremento de nutrientes influencia o crescimento ou floração de determinados grupos, como as cianobactérias.

3.4 CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias são organismos, unicelulares, procariontes e autotróficos, pertencentes à classe Cyanophyceae, que obtém a energia necessária para manter seus processos metabólicos de biossíntese, reprodução e crescimento através da fotossíntese (WHITTON e POTTS 2007; FERRÃO-FILHO, 2009).

Esses organismos são as formas de vida mais antigas existentes no planeta Terra e a sua capacidade fotossintética aparenta ter sido responsável

pela produção do oxigênio primitivo na Terra, tendo um papel fundamental na evolução da vida no planeta (CODD et al., 2005; OSSWALD et al., 2007; FERRÃO-FILHO, 2009).

As cianobactérias são importantes produtores primários que contribuem para a base bioenergética dos níveis tróficos mais altos, possuindo ocorrência cosmopolita em todos ecossistemas aquáticos, sendo eles marinhos, de água doce ou salobra (OSSWALD et al., 2007, WHITTON e POTTS 2007). Devido ao seu pigmento, habilidade fotossintética e seu tamanho similar ao das algas, estes organismos também são conhecidos como algas-azuis ou algas-verdes. Entretanto, a estrutura celular existente nesses organismos (estrutura da parede celular contendo peptidoglicanos, ausência de membrana entre as organelas e mecanismo de síntese proteica procariota), fazem com que estes estejam também classificados como bactérias (MUR et al., 1999).

Algumas cianobactérias possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, transformando-o para a forma de amônia. Esta capacidade, associada com baixas demanda de luz e nutrientes, bem como a presença de vesículas de gás permitem a migração destes organismos ao longo da coluna de água, dando-lhes vantagens ecológicas em ecossistemas de água doce (OSSWALD et al., 2007; FERRÃO-FILHO e KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011).

As florações de cianobactérias são eventos oriundos do crescimento populacional massivo e descontrolado desses microrganismos, normalmente ocasionado por alterações ambientais (BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOLICA, 2003). O enriquecimento por nutrientes tem afetado diretamente o crescimento das populações de algas consideradas nocivas, acarretando também um aumento na concentração de toxinas produzidas por essas microalgas (PAPADIMITRIOU et al., 2012).

As florações são eventos regulares na sucessão sazonal do fitoplâncton, sendo, frequentemente, previsíveis embora sua intensidade e durabilidade variam substancialmente entre os anos (KANOSHINA et al., 2003). Vários fatores podem afetar a dominância de cianobactérias em comunidades fitoplanctônicas. Além disso, possivelmente as florações de cianobactérias sejam favorecidas por uma interação complexa de concentrações elevadas de nutrientes, luminosidade, temperatura, pH, condutividade, salinidade e disposição de carbono (SCHEFFER et al., 1997, WHITTON e POTTS, 2012).

3.5 CIANOTOXINAS

O crescimento massivo de cianobactérias nos ecossistemas aquáticos continentais limita a utilização desses ambientes como áreas de recreação e de abastecimento em razão do odor e gosto alterados gerado pelas florações, aspecto desagradável e, nos casos de degradação da floração, anoxia da coluna da água. Entretanto, o fato marcante em relação às cianobactérias é que cerca de 40 gêneros, dentre os aproximadamente 150 descritos, estão relacionados à produção de potentes toxinas (VAN APELDOORN et al. 2007 LEHMAN, 2011). Esses organismos produzem uma grande variedade de compostos decorrentes de seu metabolismo secundário (peptídeos, alcaloides, policetídeos e polissacarídeos), denominados cianotoxinas, as quais apresentam características tóxicas a organismos inferiores e superiores (SIVONEN e JONES, 1999; CYBIS et al., 2006).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas são diferenciadas em três grupos: os peptídeos cíclicos, os alcaloides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, essas toxinas são principalmente classificadas pelos seus mecanismos de toxicidade, sendo distinguidas entre hepatotoxinas, dermatotoxinas e neurotoxinas (MACKINTOSH et al., 1990; CHORUS e BARTRAM, 1999; FALCONER e HUMPAGE, 2005; FERRÃO FILHO, 2009).

As hepatotoxinas consistem em peptídeos cíclicos contendo cinco aminoácidos (nodularina) ou sete aminoácidos (microcistina). As microcistinas são as cianotoxinas mais conhecidas, e produzidas por diversos gêneros de fitoplânctônicos de água doce, enquanto a nodularina só é produzida por uma única espécie marinha, a *Nodularia spumigena*. Já a cilindrospermopsina apesar de também ser uma hepatotoxina, caracteriza-se por ser um guanidínico cíclico produzido também por vários gêneros (CODD et al., 1999; FERRÃO FILHO, 2009; DÖRR, 2010).

As hepatotoxinas tem como mecanismo de ação promover uma desorganização dos filamentos intermediários e dos filamentos de actina do fígado. Essa desorganização leva a uma retração dos hepatócitos, provocando a perda de contato entre eles com as células que formam os capilares sinusoidais, criando espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais. Como consequência, o fígado perde

sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas (HOOSER et al., 1991; LAMBERT et al., 1994).

Entre as dermatotoxinas, as aplysiatoxinas e lyngbiatoxinas são encontradas em cianobactérias bentônicas marinhas e são responsáveis por casos de dermatite de contato em banhistas em águas costeiras (Codd et al., 1999). A maioria das cianobactérias, como todas as bactérias gram-negativas, produzem lipopolissacarídeos que consistem em um polissacarídeo principal interno e vários polissacarídeos secundários, entre estes, ácidos graxos de cadeia longa e ácidos graxos não fosfatados. Esses lipopolissacarídeos apresentam propriedades dermatotóxicas e inflamatórias, o que pode agravar a lesão no fígado produzida por hepatotoxinas (Wiegand e Pflugmacher, 2005).

As neurotoxinas compõem uma classe de substâncias alcaloides denominadas anatoxinas e saxitoxinas. O mecanismo de ação de cada neurotoxina é diferente, mas todas atuam sobre o processo de propagação do impulso nervoso, podendo promover, por exemplo, a morte de animais por parada respiratória em poucos minutos (Ferreira-Filho e Azevedo, 2003).

Como parte do fitoplâncton de ecossistemas aquáticos, as cianobactérias participam das cadeias alimentares, sendo parte da dieta de zooplâncton e peixes herbívoros. Apesar dos mecanismos de ação destas toxinas terem sido detalhadamente descritos em função dos efeitos/sintomas que as mesmas provocam em animais mais complexos, como os vertebrados, é pouco provável que, evolutivamente, essas toxinas tenham surgido como resposta a esses organismos (Nandini 2000; Ferreira-Filho e Azevedo, 2003). Uma das hipóteses mais aceitas para a produção destas toxinas, no entanto, seria a utilização das mesmas como defensivos químicos contra predação do zooplâncton herbívoro, de maneira semelhante ao desenvolvimento de toxinas por plantas terrestres contra a predação por insetos (Lampert, 1981, Kirk e Gilbert, 1992).

3.5.1 MICROCISTINA

Pesquisas apontam que aproximadamente de 60% das amostras de cianobactérias investigadas apresentam toxinas (WHO, 2003a). As florações desses organismos estão frequentemente associadas a toxinas compostas por peptídeos cíclicos (microcistina), sendo as florações mais comuns pertencentes ao gênero *Microcystis*. Essas florações têm sido descritas nos diferentes corpos d'água existentes no mundo que variam de pequenos a grandes lagoas (TE e GIN, 2011).

A exposição à microcistina além de representar um elevado risco à saúde humana, também exerce risco aos organismos aquáticos e à vida selvagem em geral (DUY et al., 2000). Essa hepatotoxina tem como mecanismo de ação a disfunção hepática aguda e crônica. Além de atuar no fígado, a microcistina também pode atuar em outros órgãos como rins, pulmão, timo e coração (Codd et al., 1999). A microcistina, como outras hepatotoxinas, também pode causar efeitos a longo prazo em exposições crônicas, como a promoção de tumores, tendo sido relatada a incidência de câncer em populações expostas cronicamente a microcistina (Humpage e Falconer, 2003).

Em 1996, um episódio de intoxicações humanas por microcistina foi confirmada pela primeira vez após um surto de insuficiência hepática aguda, que resultou na morte de 88 pacientes em dois centros de diálise em Caruaru -Brasil, onde a água utilizada para a diálise estava contaminada com microcistina (Carmichael et al., 2001; Azevedo et al., 2002).

Estudos demonstraram que Xangai é uma das maiores áreas da China com incidência de câncer de fígado, decorrente da contaminação da água potável por microcistina (Shunzhang e Gang, 1994; Ding et al., 1999). O Lago Dianshan é uma das principais fontes de água de Xangai, no qual já foi constatada a ocorrência de contaminação por cianobactérias, das quais espécies pertencentes ao gênero *Microcystis* foram detectados (Yu, 1994). Segundo pesquisas realizadas na cidade de Haining da província de Zhejiang-China, a incidência de câncer colorretal nos locais de estudo pode estar relacionado a concentração de Microcistina na água potável (Lun et al., 2002).

3.6 CIANOBACTÉRIAS E A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

A Portaria 518 (BRASIL, 2004), do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004, a Resolução 357 (BRASIL, 2005), do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, de 17 de março de 2005 e a Portaria 2.914 (BRASIL 2011), do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011, estabelecem a presença, os impactos, os limites e os riscos que as cianobactérias podem causar aos organismos humanos, tanto para a balneabilidade quanto para ingestão.

A Portaria 518, do Ministério da Saúde, estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Em seu Art.14 a Resolução define os padrões de potabilidade da água para consumo humano, estabelecendo a concentração menor que 1µg/L de microcistina na água tratada. Ainda o Art. 14 estabelece que as concentrações de 15µg/L e 3µg/L para cilindrospermopsina e saxotoxina, respectivamente, como valores limites para o consumo humano. Porém, a Resolução apresenta estas duas cianotoxinas, cilindrospermopsina e saxotoxina, apenas como recomendações para análise, e não referindo a outros tipos de cianotoxinas.

O Art. 18 da Resolução 518 estabelece os planos de amostragem, onde em seu parágrafo 5º determina que sempre que o número de cianobactérias em seu ponto de captação exceder 20.000 cél/mL (2 mm³/L de biovolume) durante o monitoramento que trata o §1.º do artigo 19, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo que esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos.

Segundo o Art. 19 da mesma Resolução, estabelece que os responsáveis pelo controle da qualidade da água de sistemas e de soluções alternativas de abastecimento supridos por manancial superficial devem coletar amostras semestrais da água bruta, junto do ponto de captação, para análise de acordo com os parâmetros exigidos na legislação vigente de classificação e enquadramento de águas superficiais, avaliando a compatibilidade entre as características da água bruta e o tipo de tratamento existente. Em seu parágrafo 1º, estabelece que o monitoramento de cianobactérias na água do manancial,

no ponto de captação, deve obedecer à frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/ml (ou 1mm³/L de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor. Já em seu parágrafo 2º a Resolução veda o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células desses microrganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/mL (ou 2mm³/L de biovolume), sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

A Resolução 357, do CONAMA, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Nesta Resolução as densidades de cianobactérias permitidas diferenciam-se para cada classe de enquadramento das águas, onde na Classe 1 (destinada ao abastecimento para consumo humano) o valor máximo permitido é de 20.000 cél/mL ou 2 mm³/mL, para Classe 2 (destinada à pesca amadora e recreação) os limites permitidos passam para 50.000 cél/mL ou 5 mm³/mL e para Classe 3 (destinada à navegação e à harmonia paisagística) a densidade não deve ultrapassar o número de 100.000 cél/mL ou 10 mm³/mL.

A Portaria 2.914, do Ministério da Saúde, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, reafirmando alguns dos parâmetros citados acima e altera o valor limite de 15 µg/L para 1 µg/L de cilindrospermopsina.

As lagoas presentes no município de Osório apresentam indícios de florações de cianobactérias, bem como a presença de cianotoxinas. Assim, é de suma importância o monitoramento como também o entendimento da dinâmica espacial e temporal desses organismos e suas toxinas nesse ecossistema, uma vez que a presença dessas florações acarreta na alteração dos usos das águas presentes nessas lagoas, trazendo riscos não só à saúde humana, mas também a todo ecossistema.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo se concentra na porção norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, no Município de Osório (latitudes 29°43'31"S a 30°6'8"S e longitudes 50°3'52"W a 50°27'52"W).

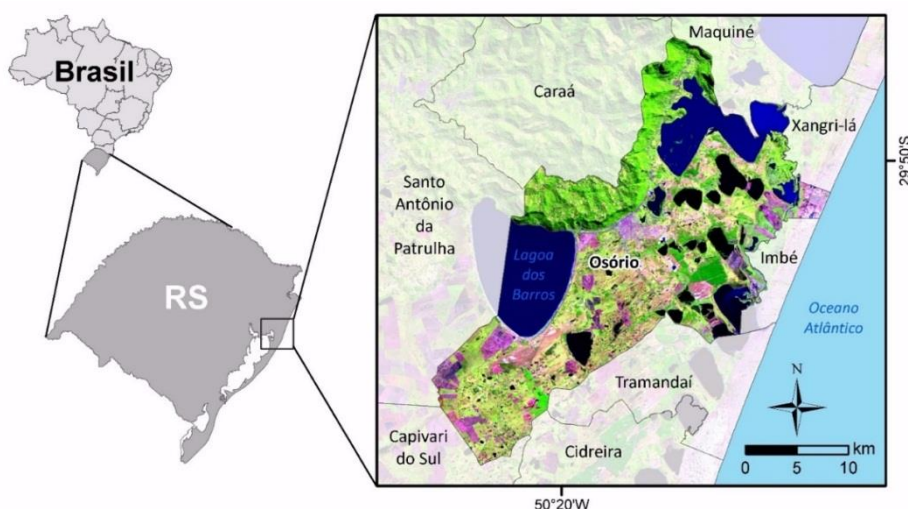
O sistema de lagoas localizado na cidade de Osório-RS, pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí, fazendo parte do sistema lacustre Tramandaí e do subsistema ao Norte da Desembocadura de Tramandaí, formado pelas lagoas Itapeva, dos Quadros e conjunto de lagoas de Osório (SCHWARZBOLD e SCHÄFER, 1984).

As lagoas do Litoral Norte estão configuradas por extenso rosário de lagoas interligadas por canais artificiais. Em especial pode-se citar o conjunto de lagoas presentes no município de Osório, o qual possui 23 lagoas, algumas das quais se encontram conectadas por canais artificiais, formando um ecossistema facilmente afetado pela ocupação e uso desregrado da terra e ao adensamento demográfico da região.

Neste sistema de lagoas estão presente as Lagoa do Marcelino, Lagoa do Peixoto e a Lagoa da Pinguela, as quais conectam-se por meio de canais artificiais (Figura 1).

A Lagoa do Marcelino recebe uma sobrecarga de poluentes provenientes do município de Osório, constituída por dejetos de resíduos domésticos e de drenagem superficial do município. Uma vez que esse corpo hídrico está interligado às demais lagoas (do Peixoto e da Pinguela).

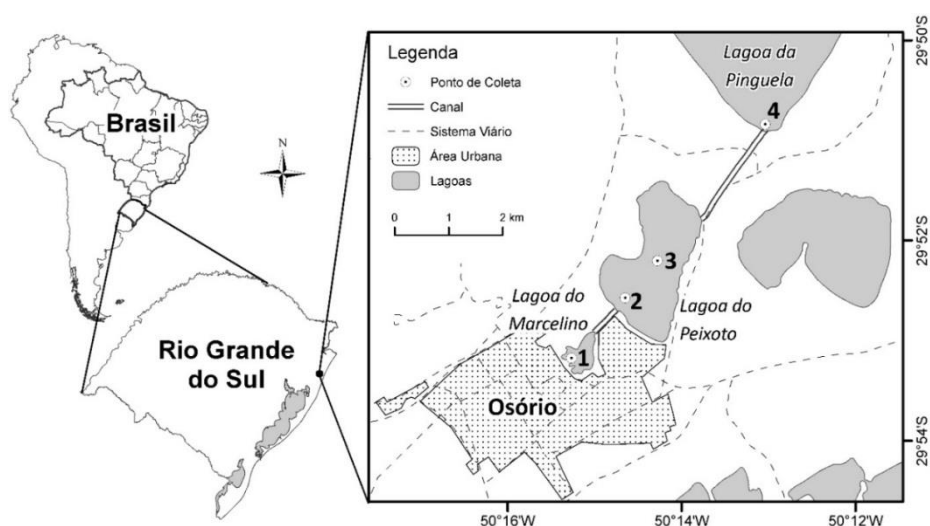
Figura 1 – Localização e limites do município de Osório-RS.



4.2 COLETA DAS AMOSTRAS

Foram escolhidos quatro pontos amostrais tendo como critério a direção predominante do vento e o sentido do fluxo do escoamento do sistema Marcelino-Peixoto-Pinguela (Figura 2). Foram realizadas coletas sazonalmente, entre janeiro de 2015 e março de 2016, totalizando quatro amostragens durante o período.

Figura 2 – Localização do município de Osório e dos pontos de coleta.



As amostras de água foram coletadas utilizando frascos de polietileno (1L), os quais foram preenchidos a partir da superfície da água (10-20cm). As

amostras foram refrigeradas e transportadas até o laboratório para posterior análise.

4.3 FITOPLÂNCTON

Para a amostragem de fitoplâncton foi utilizada uma rede de coleta, com malha de 25 µm, a qual foi arrastada por um minuto logo abaixo da superfície da água. O material coletado foi armazenado em frascos de polietilenos (500mL), preservado em solução lugol (0,2%), e mantido em ambiente com iluminação reduzida, sob temperatura baixa, conforme Bicudo e Bicudo (1970). A análise quantitativa foi realizada de acordo com o método descrito por Woelkerling, Kowal and Gough (1976), que se baseia na distribuição aleatória dos indivíduos no fundo da câmara de Sedgwick – Rafter segundo a Norma técnica L5.303 CETESB (2013).

A identificação foi executada até o nível de gênero e a contagem foi realizada em microscópio invertido modelo Wilovert A (Hund Wetzlar, Germany). Na contagem, foi considerado como um indivíduo, organismos unicelulares, filamentos e colônias. Os campos de contagem foram distribuídos em transectos verticais, sendo que foram contados 25 quadrantes, cobrindo praticamente toda a área da câmara.

Para quantificar os organismos fitoplanctônicos foi utilizada a seguinte equação:

$$N^{\circ}/mL = \frac{(C)(1000mm^3)}{(L)(D)(W)(S)}$$

Onde:

C = número de organismos contados

L = comprimento da quadrícula

D= profundidade da quadrícula

W = largura da quadrícula

S = número de campos contados

4.4 AMOSTRAS FISICO-QUÍMICAS

Em campo, equipamentos da marca WTW foram utilizados para a obtenção das variáveis condutividade (WTW LH 330/SET), pH (WTW PH 330 i/SET), concentração de oxigênio, saturação de oxigênio e temperatura (WTW OXI 330 i/SET). A transparência Secchi foi medida com disco de Secchi de 20 cm de diâmetro com corda graduada.

O fósforo total (P_{total}), nitrogênio de nitrato ($N\text{-NO}_3$) e nitrogênio amoniacal ($N\text{-NH}_4$) tiveram suas análises realizadas em laboratório logo após a coleta da água. Para a determinação da concentração do P_{total} foi utilizado kit comercial WTW P6/25 (norma ISO 6878:2004), para $N\text{-NH}_4$ o kit comercial WTW A6/25 (norma ISO 7150-1:1984) e para $N\text{-NO}_3$ o kit comercial WTW N2/25 (norma ISO 7890-1:1986).

Para a análise da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), as amostras foram diluídas em água destilada aerada (que permaneceu em aeração durante 24 horas anteriores à análise). Após as diluições, as amostras foram colocadas em frascos de Winkler, onde foram realizadas as medidas de concentração inicial de O_2 com o auxílio de oxímetro (WTW OXI 330 i/SET). As amostras permaneceram incubadas a 20° C em estufa no escuro por 5 dias. A definição da DBO_5 foi obtida pela diferença da concentração de O_2 inicial e final das amostras.

4.5 CLOROFILA A

As amostras de água para a determinação da clorofila-a foram mantidas sob refrigeração até a chegada ao laboratório. Primeiramente, realizou-se a filtração em membrana de fibra de vidro, 0,47 μm de poro, sob vácuo sendo que o volume mínimo filtrado foi de 250 mL e o máximo de 1000 mL, dependendo da concentração de material em suspensão na amostra. A membrana oriunda da primeira etapa foi acondicionada em recipiente escuro acrescido de etanol absoluto, para evitar qualquer exposição a luz.

Após, a membrana foi macerada com etanol absoluto e filtrado em filtro de membrana de 0,45 μm de poro. O volume do líquido resultante desta filtração foi acondicionado em cubeta de vidro de 5 cm para leitura em comprimento de onda de 655 e 750 nm, por meio de espectrofotômetro (SpectroFlex 6600, WTW, Germany) (SCHRÖDER, 1978).

O cálculo utilizado para a determinação da concentração de clorofila-a total foi:

$$Clo - a = \frac{29,6 \times Av \times Ve}{Vp \times D}$$

Onde:

D = largura da cubeta (cm)

Av = diferença entre absorção 655nm e 750 nm

Ve = volume do extrato – solução clorofila (ml)

Vp = volume da amostra de água (litros)

4.6 ANÁLISE DA MICROCISTINA

Para a análise da concentração de microcistina, amostras de 100 mL de água das lagoas foram inicialmente filtradas em membrana de fibra de vidro (0,47 µm) sob vácuo, onde o líquido resultante do processo foi analisado por kit comercial ELISA (Microcystin Plate Kit - Beacon Analytical Systems – USA) utilizando um leitor de microplacas (AnthosZenyth 200 RT, Biochrom, UK).

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A verificação das relações existentes entre as variáveis bióticas e abióticas foi calculada por meio da correlação de Spearman com intervalo de confiança de 95%. Foi utilizada análise de componente principal (PCA) para verificar a ordenação dos dados quanto às variáveis coletadas. Primeiramente foram analisadas as medidas físico-químicas de cada ponto amostral. Posterior a isto, os parâmetros físico-químicos foram relacionados com a densidade fitoplanctônica. A análise estatística foi realizada no programa IBM SPSS STATISTICS 21.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes aos dados obtidos estão expostos em um artigo científico e um capítulo de livro em publicação na obra Atlas Socioambiental do Município de Osório (ISBN: 978-85-7061-858-0).

5.1 ARTIGO I

Seasonal evaluation of phytoplankton communities and microcystin concentrations related to physicochemical parameter in three Brazilian shallow lakes

Paulo Henrique Boff¹, Emanuele Barbieri², Matheus Parmegiani Jahn³

1 - Biólogo, Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais - Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil

2 - Bióloga, Graduação em Ciências Biológicas, Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil

3 - Biólogo, Doutor em Ciências Biológicas: Fisiologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

Abstract

Human interferences can cause several physical and chemical modifications, leading to lakes eutrophication. Such process alters many environmental parameters, like inorganic nutrients concentration, light penetration, water temperature and pH, as well as the structure and composition of phytoplankton communities. This study aimed to evaluate the dynamics of phytoplankton communities and microcystin concentrations related to physicochemical variables in three freshwater lakes located in the city of Osório-RS (Brazil). Data were obtained from seasonal samplings in three lakes (Marcelino, Peixoto and Pinguela), which were analyzed regarding physicochemical parameters, phytoplankton density and microcystin concentration. The relation among all variables were assessed by using Spearman's correlation and Principal Component Analyzes (PCA's). The results show a clear eutrophication process in the lakes, with chlorophyll-a, BOD-5, N-NH₄, total phosphorus (TP) and conductivity showing positive correlations and Secchi depth (SD) showing negative correlation. As for the dynamics of phytoplankton community, the analysis showed an antagonistic effect of positively charged variables (N-NH₄, BOD-5, TP, chlorophyll-a, conductivity, Cyanophyceae, Chlorophyceae and Bacillariophyceae densities) versus negatively charged (Secchi depth). Microcystin concentrations ranged from 0.02µg/L to 0.51 µg/L, remaining below Brazilian legislation established threshold for drinking water. An eutrophication gradient was evidenced, starting at Lake Marcelino, which receives Osório's domestic sewage, and heading northwards. This gradient directly influences phytoplankton communities by

favoring the proliferation of algal groups benefiting from increased nutrient loads. Despite low microcystin concentrations, the lakes showed a high number of cyanobacteria, especially *Dolichospermum*, suggesting that other cyanotoxins may be present at higher levels. *Dolichospermum* great abundance in the lakes evidences a need for constant monitoring, since its presence may indicate the existence of other cyanotoxins, which are harmful to human populations, as well as to aquatic organisms and wildlife.

Keywords: Lakes, phytoplankton, microcystin, eutrophication, cyanotoxin, domestic sewage.

1 INTRODUCTION

The extensive lakes chain present on Brazil southernmost coast, specifically in the state of Rio Grande do Sul, creates limnic ecosystems of great ecological diversity. Despite their proximity to the Atlantic Ocean, most lakes in the region are freshwater bodies. (Schwarzbold and Schafer, 1984).

These aquatic environments, especially the ones located at the middle coast, are also characterized by low depths, making them more vulnerable to natural or anthropic changes, which may lead to alterations in their ecological conditions. (Scheffer, 1997; Pelatoli et al., 2004; Janse et al., 2008; Trindade et al., 2009; Zambrano et al., 2009).

Human interference can cause several physicochemical modifications in water bodies. Processes of artificial eutrophication resulting from human activities, as domestic, agricultural and industrial effluents outflow, produce higher nutrient contents, mainly phosphorus and nitrogen, which accelerate primary production and generate negative effects, for instance, increased phytoplankton biomass, disappearance of submerged species, biological diversity loss, as well as water quality deterioration (Codd 1999; Codd, 2000; Codd et al. 2005; Wang 2009).

Lakes eutrophication influences phytoplankton community composition and its spatial and temporal variations. In addition to biocoenosis, the biotope is also affected in different ways, mainly influenced by inorganic nutrient concentrations, light penetration, temperature and pH (Padilha, 2001).

Microalgae blooms, especially cyanobacterial ones, decreases water quality and can pose risks to both aquatic organism health and to humans who exploit this resource (Tundisi e Tundisi, 1992; Wang, 2009). Cyanobacteria massive growths restrict the environments use as water supply and recreational areas due to modifications in odor and taste, apart from their general unpleasant aspect. In cases of bloom degradation, water column anoxia is also a problem, in addition to releasing of dangerous toxins that

can harm many organisms (Sivonen and Jones, 1999; Cybis et al., 2006; Van Apeldoorn et al. 2007). Microcystin has been found in different water bodies around the world (Te and Gin, 2011), where exposure to this hepatotoxin represents a high-level hazard to human health, besides damaging aquatic organisms and wildlife in general (Duy et al., 2000).

Although cyanotoxins poisonous action is well known, Brazilian legislation is not very thorough regarding its control and monitoring in environments used for water supply. Currently, only one Ministry of Health Ordinance, number 2.914/2011 (Brasil, 2011), establishes guidelines related to cyanobacterial presence, impacts, threshold values and human health risks, both for bathing and intake.

Thus, the present study aimed to evaluate phytoplankton community' dynamics and microcystin concentrations related to physical and chemical parameters in three freshwater lakes located in the city of Osório-RS, Brazil.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

Rio Grande do Sul northern coast features an extensive shallow lakes system, interconnected by artificial canals. The set of lakes found in Osório ($29^{\circ}43'31''\text{S}$ to $30^{\circ}6'8''\text{S}$ and $50^{\circ}3'52''\text{W}$ to $50^{\circ}27'52''\text{W}$), in particular, is composed of 23 lakes, some of which linked by artificial canals (Figure 1), creating an ecosystem easily affected by human occupation, uncontrolled land use and regional demographic densification.

Lakes Marcelino, Peixoto and Pinguela, due to their proximity to Osório's urban center, are highly impacted. Lake Marcelino is overloaded with pollutants, received directly from the city's sewage system. Given that this lake is connected to others (Peixoto and Pinguela), waste disposal can directly impair contiguous hydric resources.

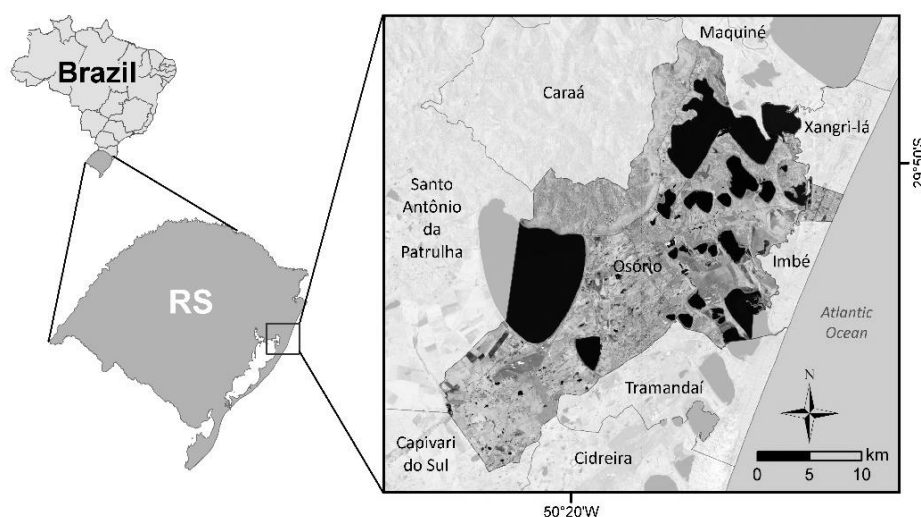


Figure 1 – Geographic location and limits of Osório-RS, Brazil.

2.2 Sampling and analysis

Four sampling sites were selected based on prevailing wind direction and the Marcelino-Peixoto-Pinguela system outflow. Data collections were taken seasonally, from January 2015 until March 2016, in a total of four samplings. Figure 2 shows, in a spatial scale, the four chosen sites.

Water samples were collected just below the surface (10-20cm) using polyethylene bottles (1L). Subsequently, samples were refrigerated and transported to laboratory for analysis.

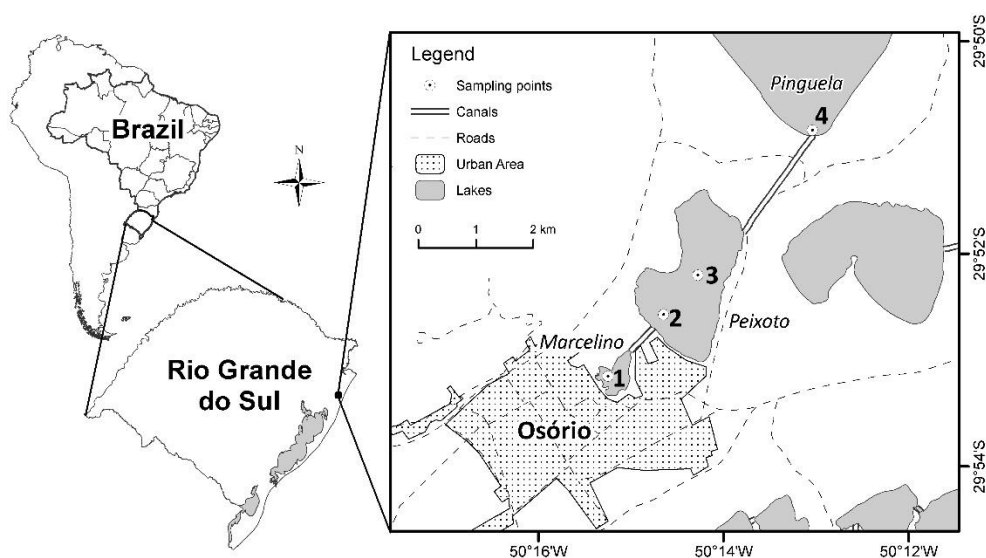


Figure 2 – Sampling sites in Lakes Marcelino, Peixoto and Pinguela in the city of Osório-RS, Brazil.

2.3 Phytoplankton

Phytoplankton sampling procedures followed CETESB Technical Standard L5.303 CETESB (2013). The organisms were identified up to genus and counted under a Wilovert A (Hund Wetzlar, Germany) inverted microscope.

2.4 Physicochemical analysis

Conductivity (WTW LH 330/SET), pH (WTW PH 330 i/SET), oxygen concentration, oxygen saturation and temperature (WTW OXI 330 i/SET) were assessed in the field. Secchi depth was measured using a 20 cm diameter Secchi disk with a graded line, in order to estimate light penetration in the water column.

Total phosphorus (TP), nitrate (N-NO₃) and ammonia (N-NH₄) were analyzed in laboratory right after sampling. TP, N-NO₃ and N-NH₄ contents were assessed using commercial kits WTW P6/25 (ISO 6878:2004), WTW A6/25 (ISO 7150-1:1984) and

WTW N2/25 (ISO 7890-1:1986), respectively.

Analysis of BOD-5 was performed after the samples were diluted in water aerated for 24 hours prior to the analysis. After dilution, samples were stocked in Winkler bottles and oxygen concentration was measured with the aid of an oximeter (WTW OXI 330 i/SET). Samples were, subsequently, incubated at 20°C for 5 days, after which time, oxygen was measured again. BOD-5 values were obtained by calculating differences between initial and final O₂ concentrations.

2.5 Chlorophyll-a and Microcystin

Determination of chlorophyll-a concentration was obtained immediately after sampling. Samples were filtered over a glass fiber membrane (0.47 µm) in a vacuum filter with hand pump. Volumes filtered ranged from 250 mL to 1000 mL, depending on the samples turbidity. The glass fiber membrane was stored in a dark film canister with absolute ethanol. This membrane was, then, macerated and filtered again, using absolute ethanol, over a cellulose acetate membrane (0.45 µm). The resulting solution was placed in a 5 cm glass cuvette for 655 and 750 nm wavelength readings in spectrophotometer (SpectroFlex 6600, WTW, Germany). Equation 1 was applied to obtain chlorophyll-a concentration values.

$$Clo - a = \frac{29,6 \times Av \times Ve}{Vp \times D} \quad \text{(Equation 1)}$$

Where:

D = Cuvette width (cm)

Av = Difference between 655nm and 750nm absorption

Ve = extract volume – chlorophyll solution (ml)

Vp = water sample volume (L)

Microcystin concentrations were measured in 100 ml samples from each lake. These samples were vacuum filtered over a glass fiber membrane (0.47 µm). The filtrate was analyzed using an ELISA (Microcystin Plate Kit - Beacon Analytical Systems – USA) commercial kit through a microplate reader (AnthosZenyth 200 RT, Biochrom, UK).

2.6 Statistical analysis

Relationships between biotic and abiotic parameters were evaluated using Spearman's correlation with 95% confidence interval. Principal Component Analysis (PCA) was applied to identify patterns and relations among both sets of data. Initially, a PCA was performed using only physicochemical data of each sampling point. Subsequently, a second PCA was performed analyzing physicochemical parameters along with phytoplankton densities. Statistical analyses were processed in IBM SPSS Statistics 21 software.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Environmental factors

Most of the samples had neutral or alkaline waters (Table 1). pH variability may be related to phytoplankton communities, due to their higher photosynthetic activity during blooms, causing pH values to rise above 8 (Arauzo et al., 2000; Petaloti et al, 2004; Fermino and Schwarzbald, 2014). In such alkaline waters, an increase in NH_3 concentrations may also occur, reaching toxic levels to aquatic organisms, causing zooplankton abundance and bacterial biomass to decrease, temporarily destabilizing the trophic system.

Regarding Secchi depth, Lake Marcelino showed the lowest values during summer and the highest in spring (Table 1). This variation may also be related to algal blooms, since higher Chlorophyceae and Cyanophyceae densities were registered in summer (Figure 6). Under favorable conditions, their intense proliferation can form layers that prevent light penetration, thus reducing transparency.

The lowest values of O_2 concentrations were found during autumn in lakes Peixoto and Pinguella, and during spring in Lake Marcelino (Table 1). Since O_2 concentrations are related to photosynthetic organisms' activities, especially cyanobacteria, these low values may be associated with algae photosynthetic activity decrease during periods of colder temperatures (Pedroso and Rocha, 2007).

Lake Marcelino showed an oxygen demand (BOD-5) four times higher than other lakes (Table 1). This parameter is clearly influenced by human activities, since Lake Marcelino receives Osório effluents and is connected to the other lakes through man-made canals, which end up dispersing pollutants throughout the lakes system. Low BOD-5 values found in Lake Pinguella may be due to dilution and autodepuration processes that attenuate anthropic effects as the distance from the polluting source increases (Bruschi et al., 1998, Fermino and Schwarzbald, 2014). Furthermore, effluents discharge impacts in Lake Marcelino drastically change nutrient concentrations in the

whole system.

Electric conductivity showed higher values in Lake Marcelino in autumn, winter and summer (Table 1), while lower values were observed in Lake Pinguella. Variation between sampling sites can indicate an anthropic influence gradient in these lakes, since Lake Marcelino is the nearest one to Osório's urban center, while Lake Pinguella is the farthest. Previous studies already observed this gradient and attributed high conductivities to human impacts, arguing that, being this a plain of marine genesis poorly differentiated, geochemical aspects do not have as much influence (Salomoni, 1997; Padilha, 2001; Pedroso and Rocha, 2007). Lakes found in Osório naturally have higher salt contents than lakes farther from the coast, due to stronger marine influences on the first (Padilha, 2001). However, the high conductivity values are associated with domestic effluents discharged straight into Lake Marcelino. Besides representing greater nutrient availability, it also increases the amount of salt in the environment, which do not contribute to primary productivity.

The high nitrate content measured in summer (Table 1) is probably related to phytoplankton activity, because these organisms avoid energy expenditure on transformation of nitrate into ammonia when there is a great ammonia supply in the environment (Goldman and Horne, 1983; Aprile and Mera, 2007).

Variations in ammonia concentrations were also caused, mainly, by constant inflow of effluents into the lakes, but in contrast to other variables, an evident pattern was not observed. Although the highest ammonia input occurs in summer, its content tends to be lower due to N-NH₄ assimilation by plants and microorganisms. When there is a decrease in these organisms' metabolic activities, during lower temperature periods, ammonia concentrations increased (Pedrozo and Rocha, 2007).

The highest TP values were recorded in Lake Marcelino (Table 1), probably due to its proximity to Osório's urban center. TP high levels during autumn may be related to aquatic organisms' metabolic slowdown, which causes a decrease in phosphorus assimilation (Petaloti et al., 2004; Esteves, 2011).

Principal Component Analysis (PCA) results revealed that the first two components were responsible for 67.7% of data total variance. First component explained 43.6% of the environmental variation. The main contributions were positive correlations to chlorophyll-a, BOD-5, N-NH₄, TP and conductivity and a negative correlation to Secchi depth (Figure 3). Temperature, pH and N-NO₃ were the main descriptors in the second component, responding for about 24% of the variance. Variables explaining data ordering are associated with anthropic interference, since an increase in their values is directly related to disposal of domestic sewage.

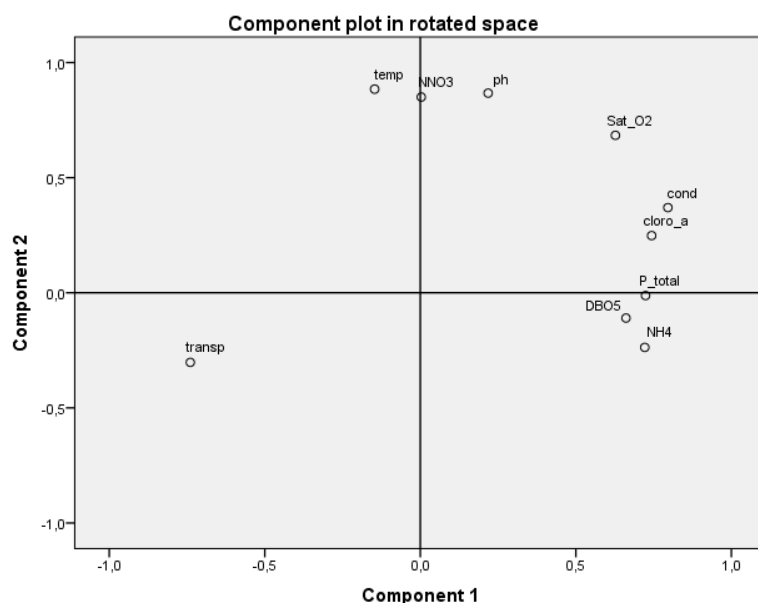


Figure 3 – Principal Component analysis of environmental parameters measured in three subtropical lakes from Osório-RS, Brazil.
Parameters indicated: O2 saturation (sat_O2), electric conductivity (cond), chlorophyll-a (cloro_a), total phosphorus (P_total), BOD-5 (DBO5), ammonia (NH4) transparency (transp).

Table 1 - Seasonal physicochemical, Transparency and Chlorophyll-a data in 4 sampling sites of three lakes from Osório-RS, Brazil.

Lake	Season	Clo-a (mg/m ³)	BOD_5 (mg/L)	NNO3 (mg/L)	NNH3 (mg/L)	TP (mg/L)	pH	Cond. (μS/cm)	O ₂ Sat (%)	[O ₂] (mg/L)	SD (m)	Temp (°C)
Marcelino (Site 1)	Summer	407.2	80.53	3.7	0.14	0.64	10.6	298.0	320.0	22.50	0.25	32.5
Marcelino (Site 1)	Autumn	436.9	36.66	1.3	0.37	2.10	8.80	281.0	183.0	15.50	0.30	24.7
Marcelino (Site 1)	Winter	223.5	129.00	2.5	0.72	0.34	8.60	210.0	220.0	18.70	0.55	23
Marcelino (Site 1)	Spring	64.23	142.00	1.9	0.43	0.16	7.80	138.3	102.0	8.60	0.90	24.3
Peixoto I (Site 2)	Summer	71.75	4.78	3.9	0.09	0.19	9.90	160.0	190.0	14.50	0.70	31.2
Peixoto I (Site 2)	Autumn	61.17	13.66	1.0	0.08	0.35	7.53	160.0	88.4	7.37	0.80	24.1
Peixoto I (Site 2)	Winter	22.05	11.96	1.4	0.09	0.12	8.86	110.3	145.1	12.50	1.00	23.4
Peixoto I (Site 2)	Spring	352.98	31.00	1.3	0.06	0.19	9.36	99.1	164.5	14.00	0.50	23.8
Peixoto II (Site 3)	Summer	65.88	4.98	3.6	0.08	0.17	9.50	146.0	138.0	10.40	0.70	30
Peixoto II (Site 3)	Autumn	180	15.00	1.0	0.07	0.34	8.05	150.9	109.0	9.25	0.80	24.3
Peixoto II (Site 3)	Winter	10.61	12.93	1.4	0.06	0.13	8.80	110.0	140.0	11.30	0.70	22.4
Peixoto II (Site 3)	Spring	371.07	11.73	1.2	0.07	0.22	9.50	94.1	160.0	13.80	0.70	23.3
Pinguela (Site 4)	Summer	65.93	2.94	3.3	0.07	0.10	8.90	103.4	126.2	9.20	1.10	32.5
Pinguela (Site 4)	Autumn	37.58	3.17	1.2	0.07	0.31	7.66	92.8	104.5	8.40	1.10	25.9
Pinguela (Site 4)	Winter	23.04	4.25	1.3	0.08	0.12	7.40	74.0	107.0	9.50	0.70	22.8
Pinguela (Site 4)	Spring	248.87	10.00	1.1	0.07	0.16	9.20	71.7	150.0	11.50	0.40	25.3

Clo-a: Chlorophyll-a; BOD-5: Biochemical oxygen demand; NNO3: Nitrate; NNH3: ammonia; TP: Total phosphorus; pH: Hydrogen potential; Cond.: electric conductivity; O₂ Sat: Oxygen saturation; [O₂]: Oxygen concentration; SD: Secchi depth; Temp.: Temperature..

3.2 Phytoplankton

A total of 41 genus belonging to 8 classes were identified at the four sites in all seasons. Phytoplankton communities were composed by Chlorophyceae (46,34%), Cyanophyceae (21,95%), Bacillariophyceae (12,20%), Zygnemaphyceae (7,32%), Dinophyceae and Chrysophyceae (4,88%), Xanthophyceae and Euglenophyceae (2,44%).

Spatial and seasonal differences were observed among samples (Figure 4 to 7). In Lake Marcelino (site 1), Cyanophyceae was the most abundant group during summer and autumn, while in winter and spring other classes prevailed.

At site 2, in Lake Peixoto, Dinophyceae dominance was observed throughout the whole sampling period, except for winter, when Bacillariophyceae was more frequent. At site 3, in Lake Peixoto, phytoplankton community was also mainly represented by Dinophyceae, especially *Ceratium*, in autumn, winter and spring.

The lowest phytoplankton density was registered at Lake Pinguela (site 4) during winter. Cyanophyceae was the most representative class in autumn, winter and spring, whereas a shift in algal composition was seen during summer, when Chlorophyceae was dominant.

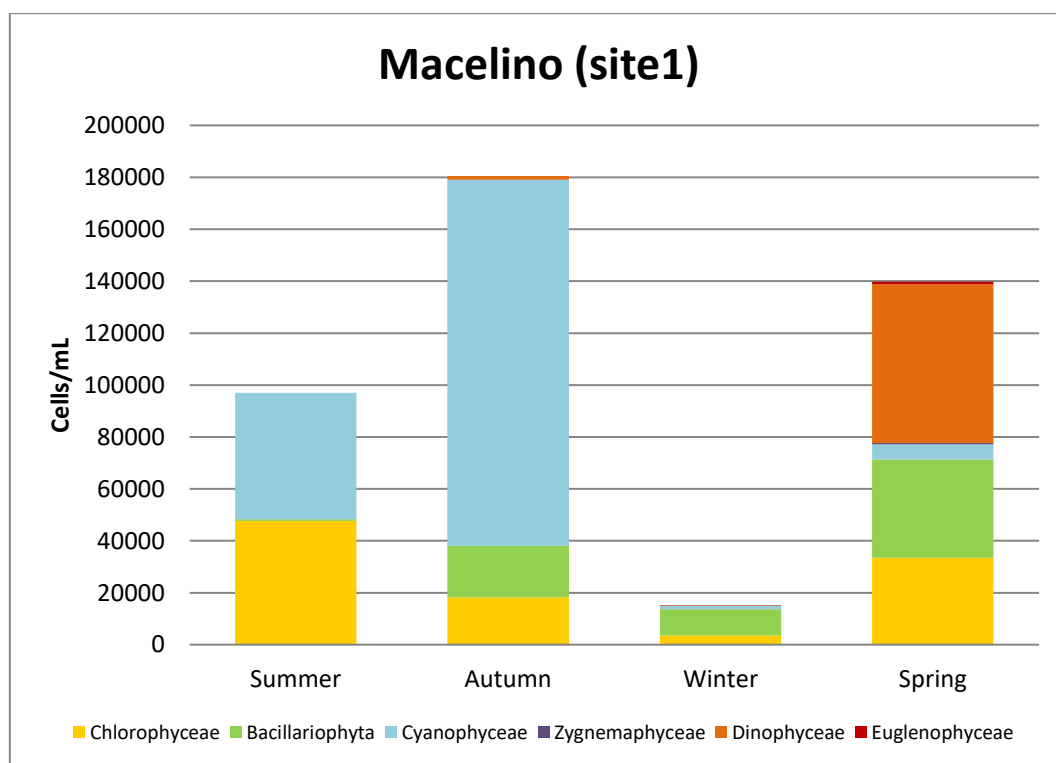


Figure 4: Phytoplankton density seasonal variation (cells/mL) of lake Marcelino (site1).

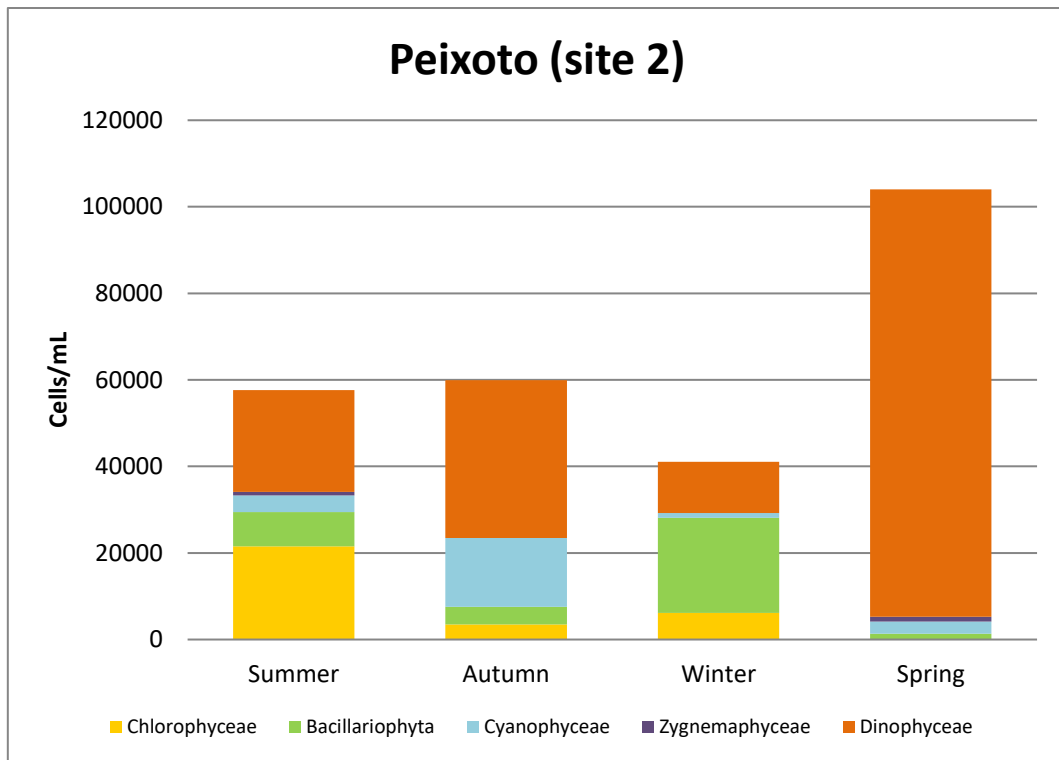


Figure 5: Phytoplankton density seasonal variation (cells/mL) of lake Peixoto (site 2).

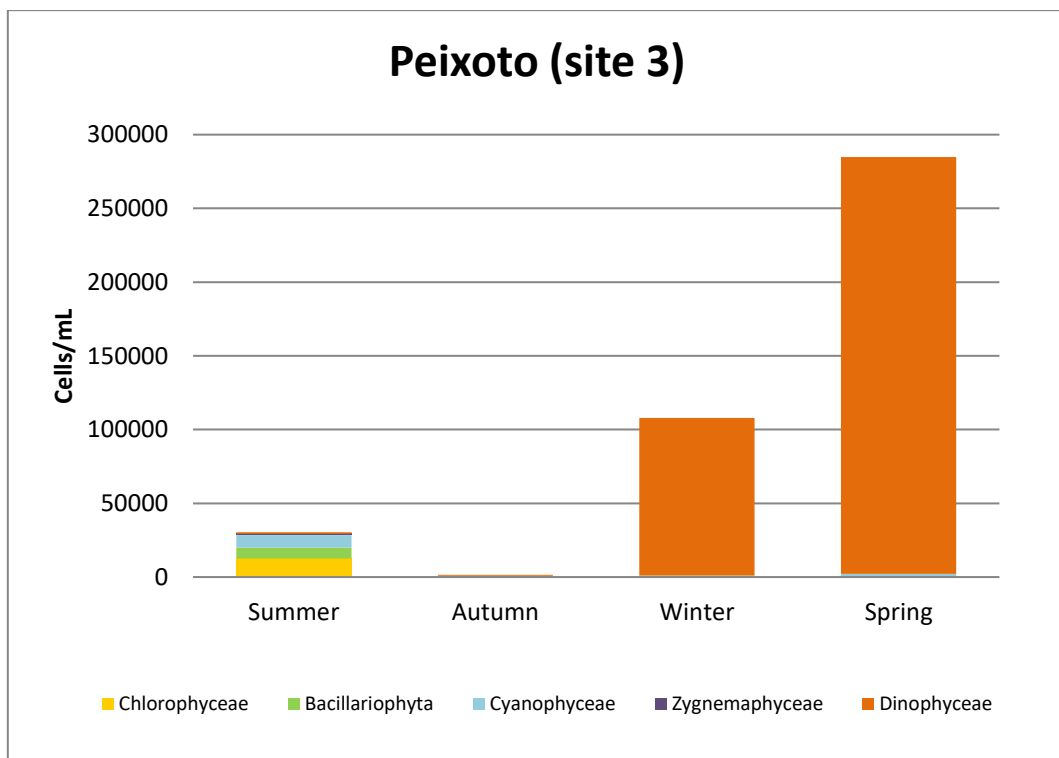


Figure 6: Phytoplankton density seasonal variation (cells/mL) of lake Peixoto (site 3).

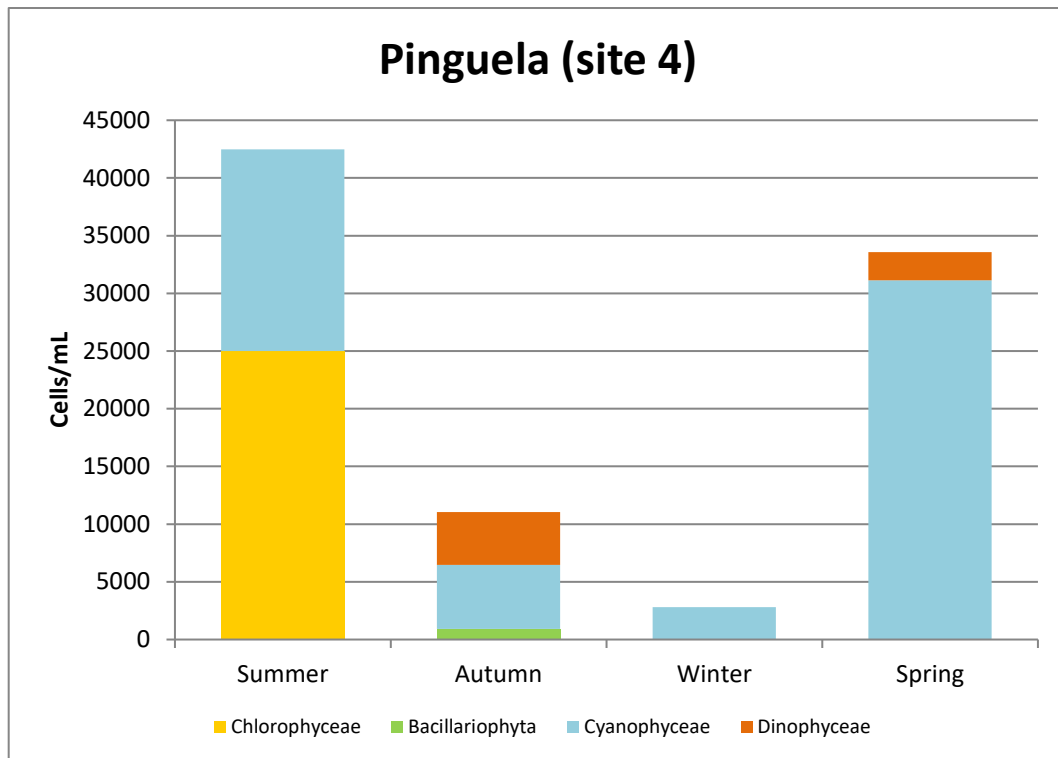


Figure 7: Phytoplankton density seasonal variation (cells/mL) of lake Pinguela (site 4).

The lakes high phytoplankton dynamics is evidenced by quick interchangeable bloom patterns, which are related to physicochemical and biological factors (Salomoni, 1997; Padilha, 2001).

Chlorophyceae blooms were positively correlated to N-NO_3 concentrations ($r_s=0,48$), conductivity ($r_s=0,38$) and temperature ($r_s=0,50$), indicating that green algae densities are influenced either by each parameter or by their combination. According to De Vries et al. (1985) and Pereira and Branco (2007), Chlorophyceae productivity directly depends on the combined effects of nitrate and phosphorus.

Bacillariophyceae were observed all year round in lakes Marcelino and Peixoto. These organisms development was related to BOD-5 ($r_s=0,30$) and N-NH_4 ($r_s=0,35$), which are directly associated with anthropic pollutants in the water. Bacillariophyceae adaptation to strongly impacted environments can be demonstrated by its fast growth rates, especially in low salinity and nutrient rich sites (Freire-Nordi, 1990, Tenenbaum, 1995; Schaeffer, 2005).

Cyanophyceae were also present in all sampling periods, showing a more intense proliferation during autumn in Lake Marcelino. The highest TP values were registered in this lake, simultaneous to algal bloom events. Several authors already described cyanobacteria adaptation to impacted environments and high nutrient contents (Sandgren, 1988, Salomoni, 1997; Padilha, 2001; Cavati, 2009). Data obtained

in the present study reaffirm that relation, since cyanobacteria density and TP concentration were strongly positively correlated ($r_s=0,90$). Cyanobacterial blooms also showed a positive correlation to chlorophyll-a and ($r_s=0,33$) and a negative correlation to Secchi depth ($r_s=-0,31$).

Ordination among phytoplankton densities and physicochemical variables suggests that eight environmental factors responded for around 50% (35.3% in the first component; 15% in the second component) of data variability along the sampling period. An antagonistic effect of positively charged variables (N-NH₄, BOD-5, TP, chlorophyll-a, conductivity and Cyanophyceae, Chlorophyceae and Bacillariophyceae densities) against Secchi depth, negatively charged, was evidenced by the PCA, implying an inverse relationship between light incidence and algae densities, mainly Cyanophyceae, Chlorophyceae and Bacillariophyceae (Figure 8). Additionally, these three groups are also related to eutrophication. An increase in phosphorus and nitrogen concentrations, as those observed in the studied lakes, influences these organisms proliferation. As a consequence, there is an intensified photosynthetic activity, resulting in increases of O₂ saturation and chlorophyll-a.

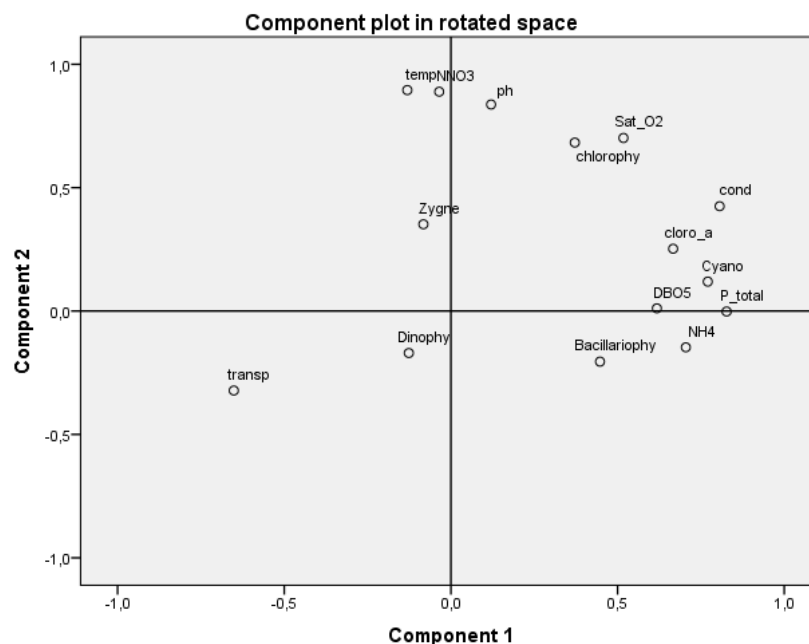


Figure 8 – Principal Component Analysis of physicochemical variables related to phytoplankton densities. O2 saturation (sat_O2), electric conductivity (cond), chlorophyll-a (cloro_a), total phosphorus (P_total), BOD-5 (DBO5), ammonia (N-NH4), Secchi depth (transp), Dinophyceae (Dinophy), Bacillariophyceae (Bacillariophy), Cyanophyceae (Cyano), Chlorophyceae (Chlorophy) and Zygnemaphyceae (Zygne).

3.3 Microcystin

Microcystin was detected in all studied lakes and all sampling periods, but at concentrations below the threshold established by Brazilian Ordinance 2.914 (BRASIL, 2011). This toxin highest concentration was registered in Lake Marcelino during summer (0,51 µg/L), while the lowest concentration was measured at site 3, in Lake Peixoto, during spring (0,02 µg/L). Sites 2, 3 and 4 did not show large variation among them (Table 2).

Positive correlations were found between microcystin concentrations and both TP ($r_s=0,38$) and conductivity ($r_s=0,378$), indicating an influence of domestic wastewater discharge on microcystin, due to nutrients increase in the environment, which in turn, favors Cyanophyceae proliferation. The correlation with phosphorus content suggests that this nutrient input may be related to an increase in microcystin concentration. Other studies have shown that interrelations of nitrogen and phosphorus significantly affect microcystin production (Gobler et al., 2007; Rinta-Kanto et al., 2009).

The low microcystin concentration measured in the study area does not ensure that these water bodies are cyanotoxin free, since other Cyanophyceae produced toxins, like cylindrospermopsin, saxitoxin and anatoxin-a, were not evaluated, although they are also addressed by Brazilian current legislation. Moreover, the high density of *Dolichospermum* genus in different seasons raises suspicions about the presence of saxitoxin and anatoxin-a, among many other toxins produced by the genus. These neurotoxins are detrimental to human health, as well as to aquatic organisms and wildlife dependent on water resources.

The results showed a great variability of environmental descriptors, both physicochemical and in phytoplankton communities, requiring additional studies to precisely determine how these factors affect phytoplankton dynamics in subtropical lakes. Therefore, a constant monitoring of cyanobacterial blooms is essential so that the lakes can be used as water supply with minimal risk to human health.

**Table 2 - Microcystin concentrations in in 4 sampling sites
of three lakes from Osório-RS, Brazil.**

Lake	Sampling period	Microcystin concentration (µg/L)
Marcelino (Site 1)	Summer	0.51
Marcelino (Site 1)	Autumn	0.12
Marcelino (Site 1)	Winter	0.04
Marcelino (Site 1)	Spring	0.03
Peixoto I (Site 2)	Summer	0.07
Peixoto I (Site 2)	Autumn	0.10
Peixoto I (Site 2)	Winter	0.03
Peixoto I (Site 2)	Spring	0.03
Peixoto II (Site 3)	Summer	0.08
Peixoto II (Site 3)	Autumn	0.06
Peixoto II (Site 3)	Winter	0.03
Peixoto II (Site 3)	Spring	0.02
Pinguela (Site 4)	Summer	0.03
Pinguela (Site 4)	Autumn	0.04
Pinguela (Site 4)	Winter	0.04
Pinguela (Site 4)	Spring	0.04

4 CONCLUSION

A clear eutrophication gradient was observed among the lakes, starting at lake Marcelino, which receives domestic sewage and, through connecting canals, directs this effluent towards the other lakes

Phytoplankton communities were strongly influenced by anthropic interferences, because these impacts bolster conditions to algal reproduction, especially of those groups benefited by intense eutrophication, such as Chlorophyceae, Cyanophyceae and Bacillariophyceae

Microcystin concentrations remained within the guidelines established by Brazilian legislation. Nevertheless, the high cyanobacteria densities found in the studied lakes, especially *Dolichospermum*, hint at other cyanotoxins' presence. Since lakes in the study area are often used for a variety of purposes (water supply, leisure, fishing), monitoring phytoplankton dynamics and cyanotoxins concentrations is highly recommended in order to achieve an efficient management of this water resource, to ensure a safe and healthy environment for both humans and organisms that inhabit or live off these ecosystems.

5 REFERENCES

Aprile, F. M.; Mera, P. A. S., 2007. Fitoplâncton e fitoperifíton de um rio de águas pretas da Amazônia periférica do norte, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 11, n. 2, p. 1-14.

Arauzo, M., Colmenarejo, M. F., Martínez, E.; García, M. G., 2000. The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. *Water Research*, v. 34, n. 14, p. 3666-3674.

BRASIL. Portaria nº 518 do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004.

BRASIL. Portaria 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011.

Bruschi JR., W.; Salomoni, S. E; Fermino, F. S.; Pedrozo, C. S.; Schwarzbald, A. and Peret, A. C., 1998. Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. *Biociências*, 6(1):55-66.

Cavati, B., Souza, B. D., Machado, R. G.; Costa, A. G., 2009. Mãe-Bá lagoon in Espírito Santo State, Brazil: an ecosystem with potential for a cyanobacterial bloom?. *Oecologia Australis*, v. 13, n. 2, p. 366-381.

CETESB. Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo – 4. ed. outubro/2012 - Edição revisada. São Paulo: Norma Técnica L5 303, 2013.

Codd, G. A.; Bell, S. G.; Kaya, K.; Ward, C. J.; Beattie, K. A.; Metcalf, J. S., 1999, Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology*, v. 34, n. 04, p. 405-415.

Codd, G. A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological engineering*, v. 16, n. 1, p. 51-60.

Codd, G. A.; Morrison, L. F.; Metcalf, J. S., 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and applied pharmacology*, v. 203, n. 3, p. 264-272.

Cybis, L. F.; Bendati M. M.; Maizonave, C. R. M.; Werner, V. R.; Domingues, C. D., 2006. Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Porto Alegre: ABES.

De Vries, P.J.R.; De Smet, S.J.M.; Van Der, Heide. J., 1985. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the yield of some strains *Stigeoclonium* Kütz. (Chlorophyceae). *Freshwater Biology* 15: 95-103.

Duy, T. N., Lam, P. K., Shaw, G. R.; Connell, D. W., 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. Springer New York.

Esteves, F., 2011. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. Brasil.

Freire-Nordi, C.S., 1990. Influência da salinidade na taxa de crescimento da diatomácea *Thalassiosira minima* Gaarder. *Nerítica*, Pontal do Sul, PR, v.5, n.1, p.55-63.

Gobler, C. J., Davis, T. W., Coyne, K. J.; Boyer, G. L., 2007. Interactive influences of nutrient loading, zooplankton grazing, and microcystin synthetase gene expression on cyanobacterial bloom dynamics in a eutrophic New York lake. *Harmful Algae*, v. 6, n. 1, p. 119-133.

Goldman, C. R.; Horne, A. J., 1983. *Limnology*. McGraw-Hill Book Company.

Huszar, V.L.M.; Silva, L. H. S.; Domingos P.; Marinho M.; Melo S., 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.369/370, p.59-71.

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.

Janse, J. H.; Domis, L. N. S. De; Scheffer, M.; Lijklema, L.; Van Liere, L.; Klinge, M.; Mooij, W. M., 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia*, v.38, p.203-219.

Padilha, R. S., 2001. Contribuição à tipologia de lagoas costeiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, com ênfase na comunidade fitoplanctônica. **MSc Thesis**, UFRGS, Porto Alegre, Brazil.

Pedrozo, C. S.; Rocha, O., 2007. Environmental quality evaluation of lakes in the Rio Grande do Sul coastal plain. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 50, n. 4, p. 673-685.

Pereira, J. L.; Branco, L. H. Z., 2007. Influence of nitrate and phosphate on the growth of *Schizomeris leibleinii* Kützinger (Chaetophorales, Chlorophyta). *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 1, p. 155-162.

Petaloti, C., Voutsas, D., Samara, C., Sofoniou, M., Stratis, I.; Kouimtzis, T., 2004. Nutrient dynamics in shallow lakes of Northern Greece. *Environmental science and pollution research international*, v.11, n.1, p.11–17.

Rinta-Kanto, J. M., Konopko, E. A., Debruyne, J. M., Bourbonniere, R. A., Boyer,

G. L.; Wilhelm, S. W., 2009. Lake Erie Microcystis: relationship between microcystin production, dynamics of genotypes and environmental parameters in a large lake. *Harmful Algae*, v. 8, n. 5, p. 665-673.

Sandgren, C. D., 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.

Salomoni, S. E., 1997. Aspectos da limnologia e poluição das lagoas costeiras Marcelino, Peixoto e Pinguela (Osório, RS): uma abordagem baseada no fitoplâncton. 1997. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Schwarzbold, A.; Schäfer, A., 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana*. IX (I): 87–104.

Schaeffer, J. K. Variações da comunidade fitoplanctônica na região estuarina dos rios Piraquê-açú e Piraquê-mirim (Aracruz, ES) e suas relações com os fatores ambientais. 2005. **Dissertação de mestrado** (Biologia vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, Brasil.

Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L. R.; Van Nes, E. H., 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, v. 78, n. 1, p. 272-282.

Sivonen, K.; Jones, G. Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I.; Bartram, J. (Ed.), 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E e FN Spon, p. 55- 124.

Te, S.; Gin, K.Y. 2011. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a tropical reservoir of Singapore. *Harmful Algae*, v. 10, n. 3, p. 319-329.

Tenenbaum, D. R., 1995. O fitoplâncton numa região tropical costeira impactada pelo efluente de uma fábrica de celulose (Espírito Santo, Brasil). Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – São Carlos – SP. Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, 245p.

Trindade, C. R.; Furlanetto, L. M.; Palma-Silva, C., 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.21, p.35-44.

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T., 1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. *Algae and environment: a general approach*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, p. 1-33.

Van Apeldoorn, M. E.; Van Egmond, H. P.; Speijers, G. J.; Bakker, G. J., 2007. Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition e food research*, v. 51, n. 1, p. 7-60.

Wang, H., 2009. Mitigation of lake eutrophication: loosen nitrogen control and

focus on phosphorus abatement. Progress in Natural Science, v. 19, n. 10, p. 1445-1451.

Zambrano, L.; Contreras, V.; Hiriart, M. M.; Arista, A. E. Z., 2009. Spatial heterogeneity of water quality in a highly degraded tropical freshwater ecosystem. Environmental Management, v.43, p.249-263.

5.2 ARTIGO II

DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON

Paulo Henrique Boff¹, Emanuele Barbieri², Matheus Parmegiani Jahn³

1 - Biólogo, Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais - Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil

2 - Bióloga, Graduação em Ciências Biológicas, Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil

3 - Biólogo, Doutor em Ciências Biológicas: Fisiologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, RS/Brasil.

*dinâmica do
fitoplâncton*

dinâmica do fitoplâncton

O FITOPLÂNTON É CONSTITUÍDO POR ORGANISMOS MICROSCÓPICOS QUE APRESENTAM COMO PRINCIPAL CARACTERÍSTICA SEREM AUTOTRÓFICOS E FOTOSSINTETIZANTES, CONSTITUÍDO A BASE DA CADEIA ALIMENTAR.

A variação temporal e estrutural e a dinâmica da comunidade de fitoplâncton são de extrema importância para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. Em ambientes eutrofizados, é comum ocorrer florações de determinadas espécies de microalgas fitoplanctônicas que possuem capacidade de produzir toxinas nocivas a seres humanos e animais, como evidenciado na Lagoa do Marcelino, Lagoa do Peixoto e Lagoa da Pinguela.

Nas imagens abaixo se destaca a floração de fitoplâncton na Lagoa da Pinguela.



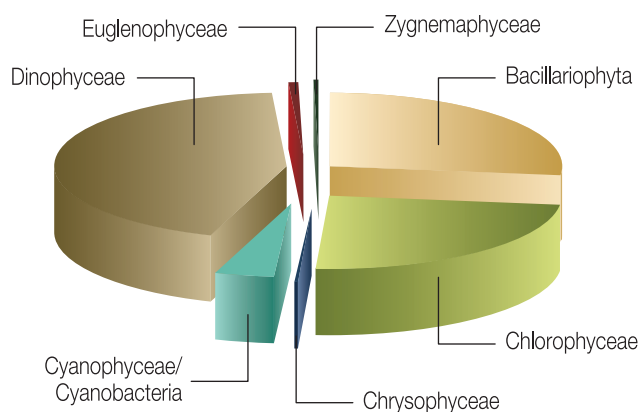
O despejo de efluentes domésticos em corpos hídricos pode acarretar no aumento da concentração de nutrientes na água, principalmente fósforo e nitrogênio, o que influencia, diretamente, a composição da comunidade do fitoplâncton. O aumento na abundância das comunidades fitoplanctônicas é um evento chamado de floração ou *bloom*, que contribui com o acúmulo na matéria orgânica no corpo hídrico.

LAGOA DO MARCELINO

Floração de fitoplâncton observada na Lagoa do Marcelino.

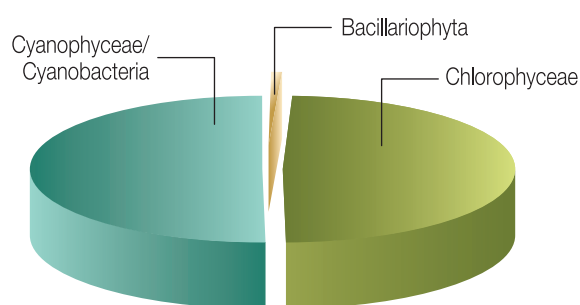
A composição da comunidade fitoplanctônica está relacionada com as interações dos processos físicos, químicos e biológicos. Estas interações proporcionam condições e recursos que acarretam intensa dinâmica das comunidades, como observado nos diferentes períodos sazonais.

PRIMAVERA



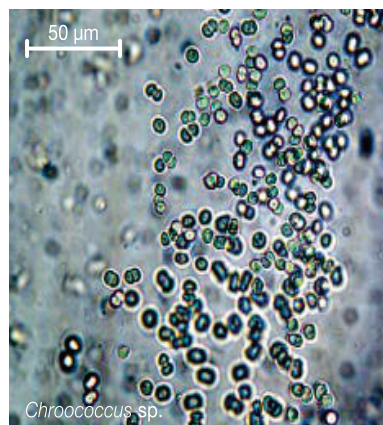
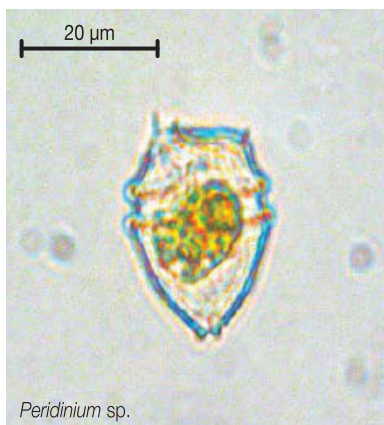
A composição da comunidade fitoplanctônica na primavera na Lagoa do Marcelino teve a classe Dinophyceae como mais abundante, sendo os gêneros mais representativos *Ceratium* e *Peridinium*.

VERÃO



No período de verão, a composição do fitoplâncton apresentou distribuição diferente da primavera, predominando as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae.

Os gêneros com maior representatividade foram *Chroococcus* (Cyanophyceae) e *Desmodesmus* (Chlorophyceae).

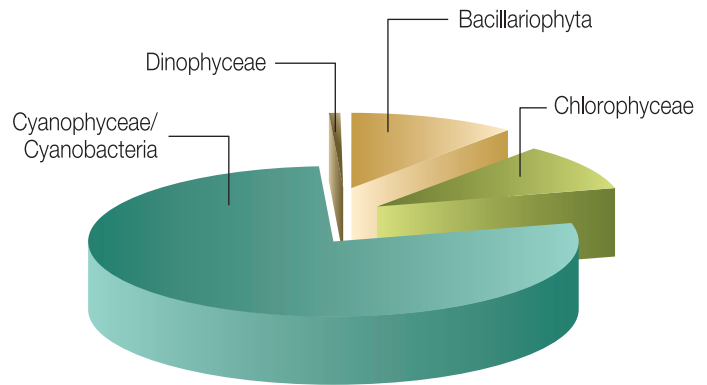


LAGOA DO MARCELINO

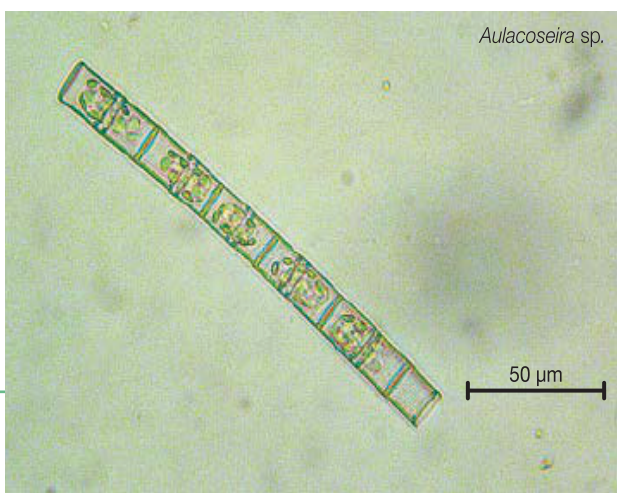
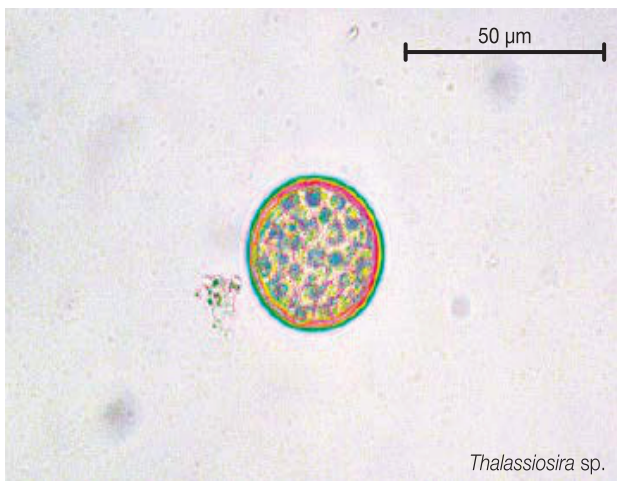
No outono, houve dominância da classe Cyanophyceae, apresentando abundância de 78%, sendo os gêneros mais abundantes *Dolichospermum* e *Oscillatoria*.



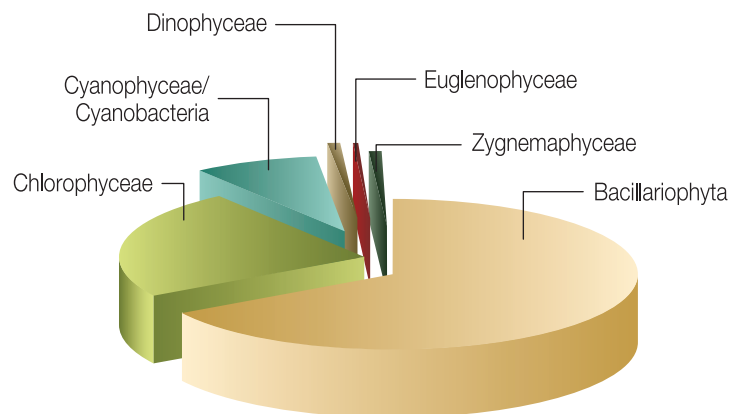
OUTONO



A DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS PODE ACARRETAR GRAVES PROBLEMAS AO USO MÚLTIPLO DAS LAGOAS, UMA VEZ QUE ALGUMAS ESPÉCIES PODEM PRODUZIR TOXINAS NOCIVAS AO HOMEM.



INVERNO



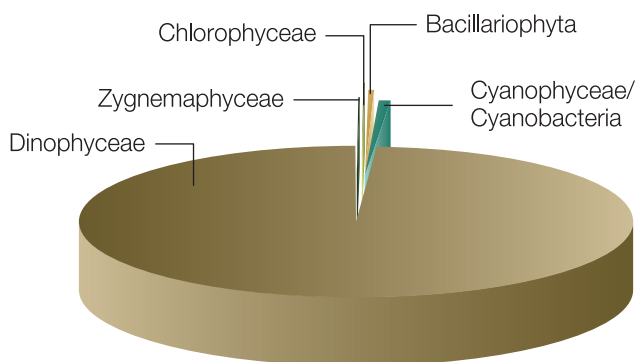
No inverno, a classe Cyanophyceae teve sua abundância reduzida, ocorrendo o aumento no número de indivíduos de Bacillariophyceae, com destaque para os gêneros *Thalassiosira* e *Aulacoseira*.

LAGOA DO PEIXOTO

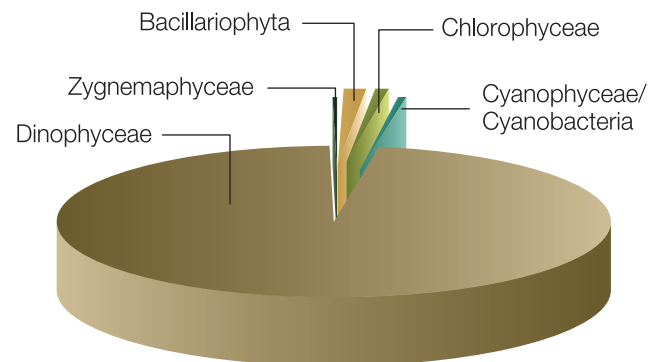
AS GRANDES VARIAÇÕES NAS CONDIÇÕES E RECURSOS PRESENTES NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CAUSAM A ALTERNÂNCIA NA DINÂMICA DAS COMUNIDADES.

Isto é evidenciado também na Lagoa do Peixoto, que, apesar de interligada à Lagoa do Marcelino, demonstra dinâmica extremamente distinta. Mesmo uma pequena variação em características ambientais, como nutrientes e temperatura, pode fazer com que a abundância e a riqueza do fitoplâncton sofra alterações.

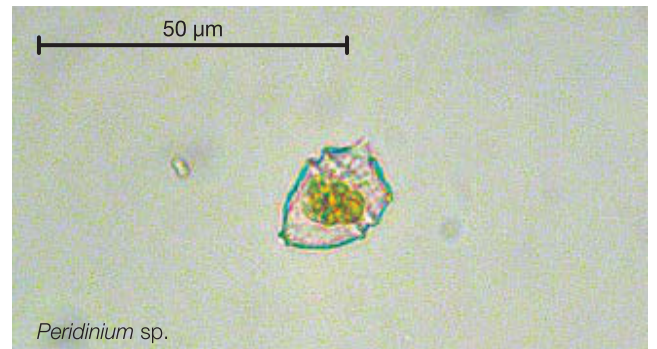
PRIMAVERA



OUTONO



A classe Dinophyceae apresentou expressiva dominância durante o período da primavera e do outono. Em ambos os períodos sazonais as dinofíceas foram representadas pelos gêneros *Ceratium* e *Peridinium*.



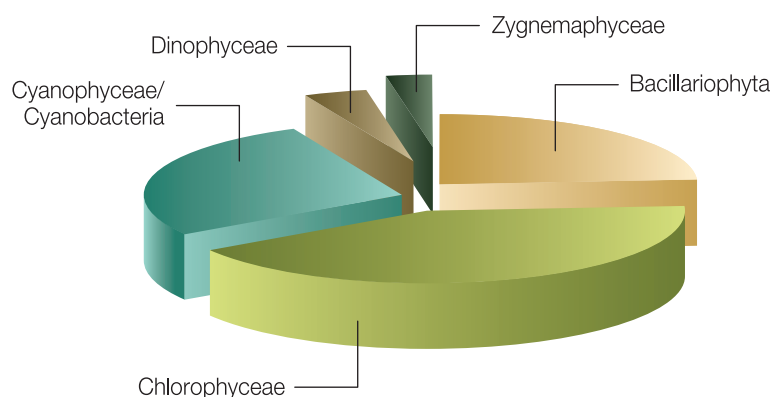
Floração de Dinophyceas registrada durante o outono, evento este que pode causar aumento do consumo de oxigênio dissolvido após a decomposição desses organismos.



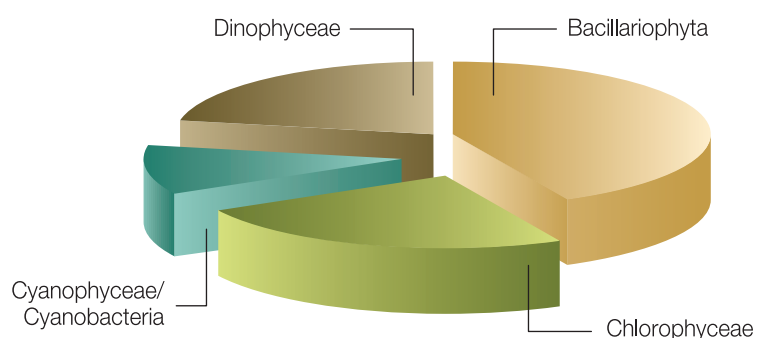
LAGOA DO PEIXOTO

No verão, a classe Dinophyceae apresentou abundância reduzida em decorrência de variações nas condições ambientais (concentração de nutrientes, temperatura, radiação luminosa, entre outros). Estas modificações também acarretaram no aumento do número de indivíduos pertencentes às classes Chlorophyceae e Cyanophyceae, demonstrando mais uma vez a alternância dos grupos fitoplanctônicos. Os gêneros com maior representatividade observados neste período foram *Coelastrum* (Cyanophyceae) e *Oocystis* (Chlorophyceae).

VERÃO

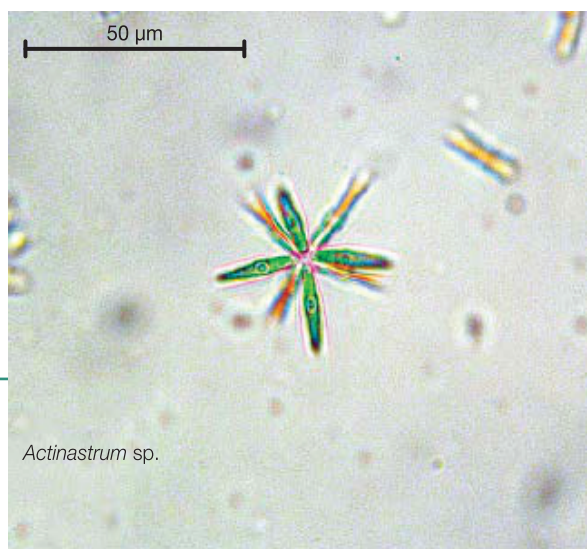
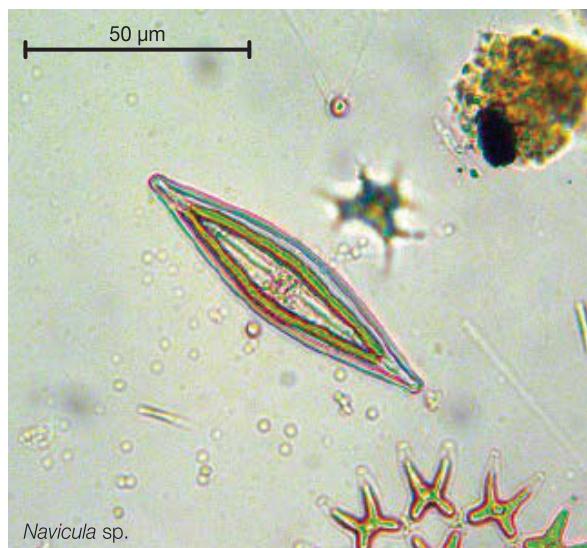
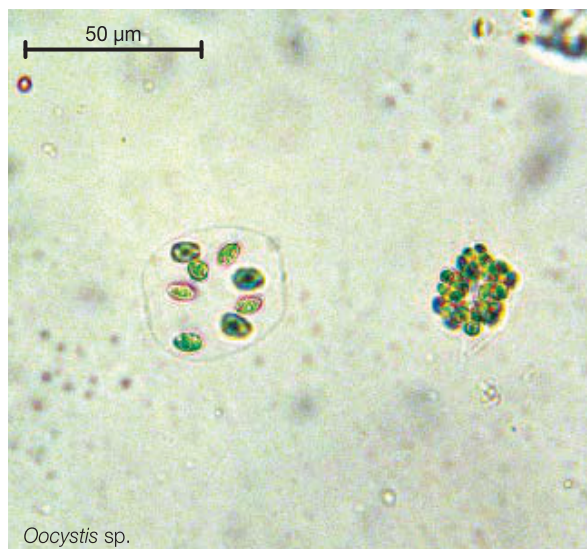
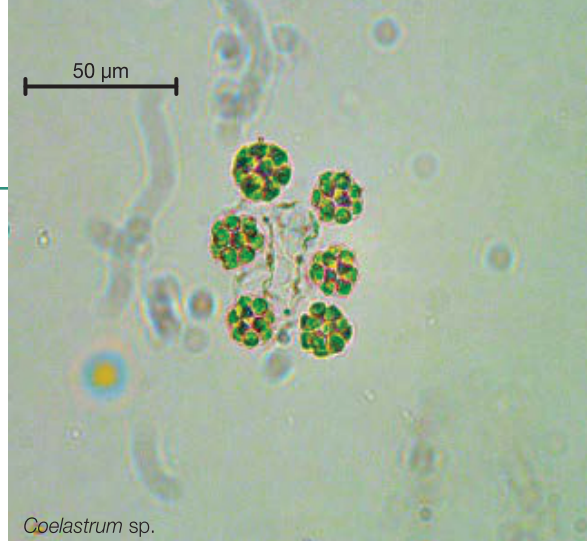


INVERNO



Na composição da comunidade fitoplanctônica no inverno foi observada uma distribuição mais homogênea dos grupos. O gênero *Navicula*, pertencente à classe Bacillariophyceae, e o gênero *Actinastrum*, pertencente à classe Chlorophyceae, foram registrados durante o período.

A diminuição na intensidade da floração das dinofíceas, ocorrente no período, influenciou, consideravelmente, as abundâncias das demais classes, como foi o caso das classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae.



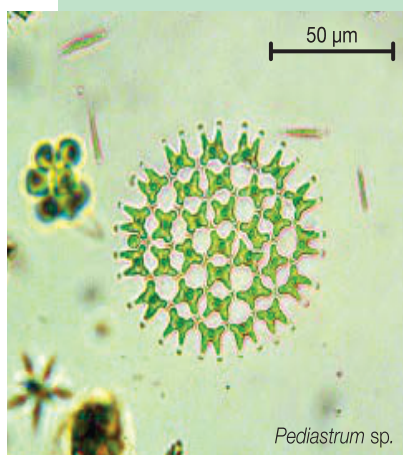
LAGOA DA PINGUELA

A Lagoa da Pinguela, ainda que interligada por meio de canal artificial à Lagoa do Peixoto, demonstrou, quanto à comunidade fitoplanctônica, maior similaridade com a Lagoa do Marcelino. Porém, o número de gêneros registrados para a Lagoa da Pinguela foi reduzido quando em comparação com as outras lagoas.

A semelhança entre as comunidades presentes entre as duas lagoas (Marcelino e Pinguela) provavelmente esteja relacionada às condições e recursos ambientais, como referido anteriormente.

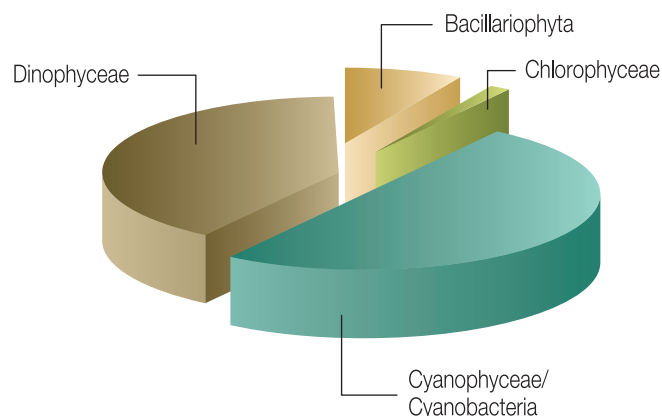
Durante os períodos de outono, inverno e primavera, ocorreram pequenas variações na composição da comunidade fitoplanctônica, sendo a classe Cyanophyceae a mais abundante nas três estações, chegando a 92% durante a primavera e a 98% durante o inverno. Os principais representantes foram os gêneros *Dolichospermum* e *Microcystis*.

A classe Chlorophyceae apresentou a maior abundância durante o verão, diferente das outras estações, sendo representada pelos gêneros *Pediastrum* e *Micractinium*.

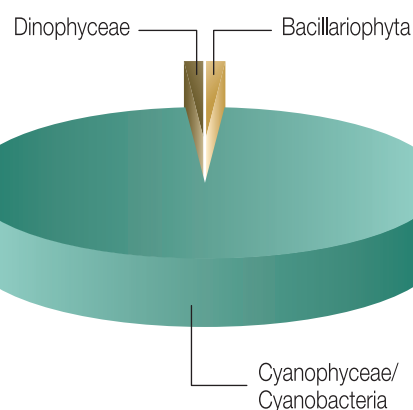


A abundância de cianobactérias, observada em grande parte do ano na Lagoa da Pinguela, serve como um alerta para o uso da água para os diferentes fins, pois algumas espécies são capazes de produzir toxinas que podem ser prejudiciais para os seres humanos e os outros organismos que habitam a lagoa.

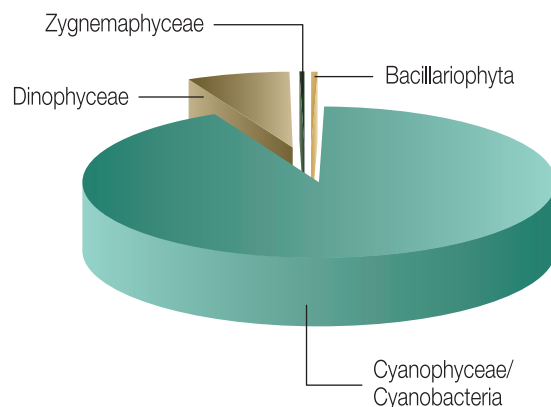
OUTONO



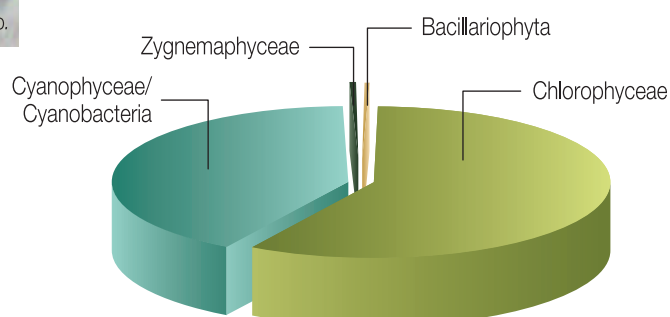
INVERNO



PRIMAVERA



VERÃO



6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEVEDO, S. M., CARMICHAEL, W. W., JOCHIMSEN, E. M., RINEHART, K. L., LAU, S., SHAW, G. R., & EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, 2002.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria Invasora. **Novas Aplicações para a Engenharia Genética**, v. 30, p. 82, 2003.

BRASIL. **Portaria nº 518** do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357** de 17 de março de 2005.

BRASIL. **Portaria 2.914** do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “TheCyanoHABs”. **Human and ecological risk assessment: An International Journal**, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001.

CETESB. **Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo** – 4. ed. outubro/2012 - **Edição revisada. São Paulo: Norma Técnica L5 303, 2013.**

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** World Health Organization. 1999.

CODD, G. A.; BELL, S. G.; KAYA, K.; WARD, C. J.; BEATTIE, K. A. e METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. **European Journal of Phycology**, v. 34, n. 04, p. 405-415, 1999.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51-60, 2000.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 203, n. 3, p. 264-272, 2005.

CYBIS, L. F.; BENDATI M. M.; MAIZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R. e DOMINGUES, C. D. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: ABES, 2006.

DING, W. X., SHEN, H. M., ZHU, H. G., LEE, B. L., E ONG, C. N. Genotoxicity of microcystic cyanobacteria extract of a water source in China. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 442, n. 2, p. 69-77, 1999.

DÖRR, F. A.; PINTO, E e SOARES, R. M. Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays. **Toxicon**, v. 56, n. 7, p. 1247-1256, 2010.

DUY, T. N., LAM, P. K., SHAW, G. R., e CONNELL, D. W. **Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water**. Springer New York, 2000.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. Brasil, 2011.

FALCONER, I. R. e HUMPAGE, A. R. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 2, n. 1, p. 43-50, 2005.

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 273-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S. M. FO. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystisaeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. **Aquatic Ecology**, v. 37, n. 1, p. 23-35, 2003.

FERRÃO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine Drugs**, v. 9, n. 12, p. 2729-2772, 2011.

GREEN, M. B., & FINLAY, J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. **Biogeochemistry**, 99(1-3), 15-30, 2010

HOOSER, S. B.; BEASLEY, V. R., WAITE, L. L.; KUHLENSCHMIDT, M. S.; CARMICHAEL, W. W. e HASCHEK, W. M. Actin filament alterations in rat hepatocytes induced in vivo and in vitro by microcystin-LR, a hepatotoxin from the blue-green alga, *Microcystisaeruginosa*. **VeterinaryPathology Online**, v. 28, n. 4, p. 259-266, 1991.

HUMPAGE, A. R. e FALCONER, I. R. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. **Environmental Toxicology**, v. 18, n. 2, p. 94-103, 2003.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L. H. S.; DOMINGOS P.; MARINHO M.; MELO S. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia**., Dordrecht, v.369/370, p.59-71, 1998.

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.

JANSE, J. H.; DOMIS, L. N. S. DE; SCHEFFER, M.; LIJKLEMA, L.; VAN LIERE, L.; KLINGE, M.; MOOIJ, W. M. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. **Limnologica**, v.38, p.203-219, 2008.

KANOSHINA, I.; LIPS, U. e LEPPÄNEN, J. The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). **Harmful Algae**, v. 2, n. 1, p. 29-41, 2003.

KIRK, K. L.; GILBERT, J. J. Variation in herbivore response to chemical defenses: zooplankton foraging on toxic cyanobacteria. **Ecology**, p. 2208-2217, 1992.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos de água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP. **Tese Doutorado**. 238p. 2004.

LAMPERT, W. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on Daphnia. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 66, n. 3, p. 285-298, 1981.

LAMBERT, T. W.; BOLAND, M. P.; HOLMES, C. F. e HRUDEY, S. E. Quantitation of the microcystinhepatotoxins in water at environmentally relevant concentrations with the protein phosphatase bioassay. **Environmental science e technology**, v. 28, n. 4, p. 753-755, 1994.

LEHMAN, J. T. Nuisance cyanobacteria in an urbanized impoundment: interacting internal phosphorus loading, nitrogen metabolism, and polymixis. **Hydrobiologia**, v. 661, n. 1, p. 277-287, 2011.

LUN, Z.; HAI, Y.; KUN, C.. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. **Biomed Environ Sci**, v. 15, n. 2, p. 166-171, 2002.

MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MACKINTOSH, C.; BEATTIE, K. A.; KLUMPP, S.; COHEN, P. e CODD, G. A. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. **FEBS letters**, v. 264, n. 2, p. 187-192, 1990.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983, 1010p.

MUR, L. R., SKULBERG, O. M. and UTKILEN, H. "Cyanobacteria in the Environment", In: **Toxic Cyanobacteria in Water a Guide to their Public Health**

Consequences, Monitoring and Management. Chorus I. and Bartram, J. (eds). World Health Organization. 1999.

NANDINI, S. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): a demographic study. **Aquatic Ecology**, v. 34, n. 3, p. 227-242, 2000.

NOGUEIRA, M.G. e MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho - São Carlos, SP). Dinâmicas das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol.8:149-168p. 1996.

OSSWALD, J.; RELLÁN, S.; GAGO, A.; e VASCONCELOS, V. Toxicology and detection methods of the alkaloid neurotoxin produced by cyanobacteria, anatoxin-a. **Environment international**, v. 33, n. 8, p. 1070-1089, 2007.

PADILHA, R. S. Contribuição à tipologia de lagoas costeiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, com ênfase na comunidade fitoplanctônica. 2001. **MSc Thesis**, UFRGS, Porto Alegre, Brazil.

PAPADIMITRIOU, T.; KAGALOU, I.; STALIKAS, C.; PILIDIS, G.; e LEONARDOS, I. D. Assessment of microcystin distribution and biomagnification in tissues of aquatic food web compartments from a shallow lake and evaluation of potential risks to public health. **Ecotoxicology**, v. 21, n. 4, p. 1155-1166, 2012.

PETALOTI, C., VOUTSA, D., SAMARA, C., SOFONIOU, M., STRATIS, I., & KOUIMTZIS, T. Nutrient dynamics in shallow lakes of Northern Greece. **Environmental science and pollution research international**, v. 11, n. 1, p. 11–17, 2004.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press. Cambridge. 1984.

SASSI, R., KUTNER, M. B. B. Variação Sazonal do Fitoplâncton da região do Saco da Ribeira. Ubatuba, Brasil. **Bolm. Inst. Oceanogr.** v. 31, n.2, p.29-42, 1982.

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

SCHAEFFER, J. K. Variações da comunidade fitoplanctônica na região estuarina dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Aracruz, ES) e suas relações com os fatores ambientais. **Dissertação de mestrado** (Biologia vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, Brasil. 2005.

SCHAFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Ed. Da Universidade, UFRGS, 1984.

SCHEFFER, M., RINALDI, S., GRAGNANI, A., MUR, L. R., & VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid

lakes. **Ecology**, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997.

SHUNZHANG, Yu; GANG, Chen. Blue-green algae toxins and liver cancer. **Chinese Journal of Cancer Research**, v. 6, n. 1, p. 9-17, 1994.

SIVONEN, K. e JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I. e BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E e FN Spon, p. 55-124, 1999.

TE, S. e GIN, K.Y. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a tropical reservoir of Singapore. **Harmful Algae**, v. 10, n. 3, p. 319-329, 2011.

TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M.; PALMA-SILVA, C. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.21, p.35-44, 2009.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. **Algae and environment: a general approach**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, p. 1-33, 1992.

VAN APELDOORN, M. E.; VAN EGMOND, H. P.; SPEIJERS, G. J. e BAKKER, G. J. Toxins of cyanobacteria. **Molecular nutrition e food research**, v. 51, n. 1, p. 7-60, 2007.

WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v. 19, n. 10, p. 1445-1451, 2009.

WIEGAND, C.; PFLUGMACHER, S. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 203, n. 3, p. 201-218, 2005.

WHITTON, B. A. e POTTS, M. The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. **Springer Science e Business Media**, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters**. World Health Organization, 2003.

YU, SHUN-ZHANG. Primary prevention of hepatocellular carcinoma. **Journal of gastroenterology and hepatology**, v. 10, n. 6, p. 674-682, 1995.

ZAMBRANO, L.; CONTRERAS, V.; HIRIART, M. M.; ARISTA, A. E. Z. Spatial heterogeneity of water quality in a highly degraded tropical freshwater ecosystem. **Environmental Management**, v.43, p.249-263, 2009.