

Compreendendo a eutrofização de uma lagoa costeira rasa subtropical pelo monitoramento de parâmetros hídricos.

Luce Helena Kochem ^{1*}, Luciane Oliveira Crossetti ², Claudia Alessandra Peixoto de Barros ³

¹Doutoranda em Ciências do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Brasil. (*Autor correspondente: kochemluce@gmail.com)

²Doutora em Biologia e Pós-doutorado em Limnologia, Professora do Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, UFRGS, Brasil. Orcid: 0000-0002-0049-4229

³Doutora em Ciências do Solo, Pós-doutorado em Manejo e Conservação do Solo, Professora da Faculdade de Agronomia, UFRGS, Brasil.

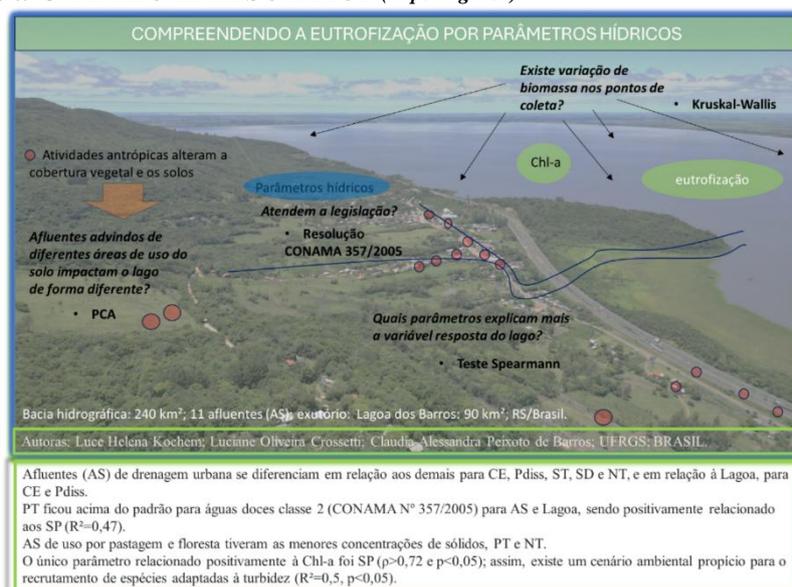
Histórico do Artigo: Submetido em: 15/10/2024 – Revisado em: 03/01/2024 – Aceito em: 06/02/2025

RESUMO

A Lagoa dos Barros, no sul do Brasil, é exutório de 11 afluentes (AS) que compõe sua bacia hidrográfica (240 km²). Em 2020 e 2022 houve floração de fitoplâncton. Amostras mensais de águas da Lagoa e dos AS, agrupados por usos do solo (agricultura, pastagem, floresta e drenagem urbana), foram coletadas entre 2021 e 2022 para determinação de: pH, condutividade elétrica (CE), concentração de sólidos totais (ST), dissolvidos (SD) e particulados (SP) por gravimetria, fósforo total (PT) e dissolvido (Pdiss) por espectroscopia (ICP-OES) e nitrogênio mineral total (NT) por destilação Kjeldahl, para explicar a concentração de clorofila-a (Chl-a), por espectrofotometria, coletada em 7 pontos da lagoa. Foi percebida diferença ($p < 0,05$) por Kruskal-Wallis dos AS que servem à drenagem em relação aos demais para CE, Pdiss, ST, SD e NT, e em relação à Lagoa, para CE e Pdiss. O PT ficou acima do padrão para águas doces classe 2 (CONAMA N° 357/2005) para AS e Lagoa, sendo positivamente relacionado aos SP ($R^2=0,47$). Os AS de pastagem e de floresta tiveram as menores concentrações de sólidos, PT e NT. A Análise de Componentes Principais e de Spearman evidenciaram que o único parâmetro relacionado positivamente à Chl-a foi SP ($\rho > 0,72$ e $p < 0,05$), indicando cenário ambiental propício para o recrutamento de espécies adaptadas à turbidez ($R^2=0,5$, $p < 0,05$). O incremento de sedimentos e PT, característicos de atividades humanas, associado à morfometria da Lagoa, indicam a necessidade de monitoramento das águas, minimização dos aportes e preservação da vegetação nativa para a gestão da eutrofização.

Palavras-Chaves: sólidos suspensos, clorofila, fósforo, usos do solo.

RESUMO GRÁFICO // GRAPHICAL ABSTRACT (in portuguese)



Kochem, L.H., Crossetti, O. L., Barros, C.A. P. de (2025). Compreendendo a eutrofização de uma lagoa costeira rasa subtropical pelo monitoramento de parâmetros hídricos. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.13, n.1, p.26-46.



Understanding the eutrophication of a shallow subtropical coastal lake by monitoring water parameters.

ABSTRACT

Barros's Lake, in southern Brazil, is the outlet of 11 tributaries (AS) that encompass its catchment (240 km²). In 2020 and 2022 phytoplankton blooms were registered. Monthly water samples from the lake and AS, grouped by land uses (agriculture, grassland, forest, and urban drainage), were collected between 2021 and 2022 to estimate: pH, electrical conductivity (EC), concentration of total solids (ST), dissolved (SD) and particulate (SP) by gravimetry, total phosphorus (PT) and dissolved (P_{diss}) by ICP-OES, and total nitrogen (NT) by Kjeldahl distillation, to explain the concentration of chlorophyll-a (Chl-a), by spectrophotometry, collected at 7 points in the lake. A difference ($p < 0.05$) by Kruskal-Wallis was observed between the drainage AS in relation to the others for CE, P_{diss}, ST, SD and NT, and in relation to the Lake, for CE and P_{diss}. PT was above the standard for class 2 freshwater (CONAMA N° 357/2005) for AS and Lake, being positively related to the SP ($R^2 = 0.47$). The grassland and forest AS had the lowest concentrations of solids, PT and NT. Principal Component Analysis and Spearman test evidenced that the only parameter, linear strongly and positively related to Chl-a was SP ($\rho > 0.72$ and $p < 0.05$), indicating suitable environmental scenario the the recruitment of species adapted to turbidity ($R^2 = 0.5$, $p < 0.05$). The increase of sediments and PT, characteristic of human activities, associated with the morphometry of the Lake, indicate the need for water monitoring, minimization of inputs and preservation of native vegetation for the management of eutrophication.

Keywords: suspended solids, chlorophyll, phosphorus, land uses.

1. Introdução

A contribuição de fósforo e nitrogênio tem sido objeto de estudo sobre os efeitos da eutrofização de corpos hídricos desde a década de 70 (Le Moal *et al.*, 2019; Schindler, 2012). Com a alteração do uso e cobertura do solo associado às mudanças climáticas, esses estudos tornaram-se mais complexos para a previsão dos efeitos da eutrofização (ex.: florações algais e de cianobactérias ou produção de toxinas), a partir do monitoramento de parâmetros, tais como fósforo, nitrogênio, luminosidade, temperatura, comunidades aquáticas, efeitos de correnteza, dentre outros (Alves *et al.*, 2022; Mellander *et al.*, 2018). Dessa forma, “pulsos de eutrofização” (Tundisi; Tundisi, 2008), decorrentes de funções de força como a intensa precipitação e ventos, poderão indicar outros mecanismos que atuam nos processos de eutrofização. Estes podem variar dependendo das espécies fitoplanctônicas em avaliação, das concentrações e proporções entre os nutrientes fixados na biomassa, das taxas de crescimento das espécies, das taxas de reciclagem dos nutrientes entre os compartimentos ecológicos, da dimensão dos seus reservatórios, além dos aspectos climáticos (Costa *et al.*, 2020; Crossetti, Bicudo, 2008).

A literatura estabelece que, apesar dos riscos associados aos modelos de previsão da eutrofização, existem indicadores para a estimativa da qualidade ambiental e da conservação dos ecossistemas. Le Moal *et al.* (2019) propõe a classificação de três tipologias de parâmetros: “P” relativos à “pressão”, por exemplo quanto à carga variável de fósforo, nitrogênio ou matéria orgânica; “S”, relativos ao “status químico”, ou seja, concentrações químicas; e “I”, que buscam estimar o impacto às comunidades específicas do ambiente, ou seja, as respostas biológicas. Esta abordagem prevê modelos de previsão e classificação mais completos sobre o entendimento da eutrofização. Entretanto, dependendo do ecossistema estudado e das condições pretéritas, alguns parâmetros tornam-se mais importantes ou indispensáveis para a gestão do processo da eutrofização, de forma que o monitoramento destes pode ser necessário para melhor compreensão de seus papéis na sustentação de efeitos tais como as florações.

Assim, a coleta de dados durante um período, que perpassa diferentes estações climáticas, indiretamente contempla a variabilidade dos parâmetros P-S-I. Em ambientes costeiros, que naturalmente são mais susceptíveis a alteração de estados de equilíbrio de comunidades aquáticas, devido a fatores abióticos dependentes do clima (Silveira *et al.*, 2024), o conhecimento acerca dos parâmetros (P-S-I) é ainda mais necessário, a fim de preservar esses ambientes intensamente afetados pela ocupação antrópica. Conforme Silveira *et al.* (2024), lagos litorâneos são reconhecidamente zonas de transição entre áreas de exutórios de bacias hidrográficas continentais e sistemas costeiros, conferindo a esses ambientes alta produtividade e diversidade, cuja maioria das espécies depende parcialmente ou totalmente dessas restritas áreas das zonas

litorâneas. Há estudos realizados junto à Planície Costeira do Rio Grande do Sul de forma a compreender ecologicamente a sua importância e peculiaridades em relação aos parâmetros abióticos (Fragoso *et al.*, 2008; Crossetti *et al.*, 2018; Finkler *et al.*, 2018; Silveira *et al.*, 2024), principalmente demonstrando a influência climática dos ventos sobre a ressuspensão de sedimentos e as respectivas respostas biológicas dependentes. Apesar desses estudos, não há um monitoramento permanente dos parâmetros de forma a orientar os usos dos recursos naturais dessas zonas litorâneas e o controle das atividades antrópicas que possam impactar esses ambientes, de uma maneira integrada com a gestão de ocupação de bacias hidrográficas, em que esses ecossistemas aquáticos rasos estão inseridos.

Programas de monitoramento em longo prazo ainda são instrumentos incipientes em países subdesenvolvidos (Almeida *et al.*, 2022), sendo que, muitas vezes, são adotados na forma de campanhas ou por conta de empreendimentos já instalados, que já modificaram o ecossistema e requerem algum monitoramento circunstancial (Fraga *et al.*, 2021).

Os atributos de qualidade das águas, com destaque ao incremento da concentração de sedimentos, que tem sua geração associada à erosão pela modificação dos solos de uma bacia hidrográfica, são parâmetros a controlar devido aos efeitos deletérios sobre a biota aquática, que já são conhecidos (Wood; Armitage, 1997; Bilotta; Brazier, 2008; Bilotta *et al.*, 2012; Grove *et al.*, 2015). A partir da erosão do solo e transporte de sedimentos pelo escoamento superficial, há a seleção dos tamanhos dessas partículas no percurso do relevo, conforme a energia cinética e a intensidade das chuvas. Os sedimentos finos que chegam aos canais e corpos hídricos, e conferem turbidez às águas, são aqueles que não se submeteram a força gravitacional devido a sua velocidade e ao tamanho de grão menor do que 0,63 µm, ficando em suspensão.

Além de reduzir a incidência da radiação solar no meio aquático, desfavorecendo os organismos fotossintetizantes não especializados, esses sedimentos provocam abrasão da biota, respectiva diminuição do conteúdo orgânico do perifíton e diminuição da aderência das algas e macrófitas (Wood; Armitage, 1997). Dessa forma, devido a potencial degradação aquática que os sedimentos em suspensão (SS) podem causar, é que as normativas de padrões de qualidade de águas devem considerar o regime temporal de contribuição de sedimentos, e não apenas um valor médio de referência. Programas de monitoramento devem condicionar o acompanhamento desse parâmetro à variabilidade temporal e espacial em nível de bacia hidrográfica, ou seja, reconhecendo o regime natural dos SS que, conforme Grove *et al.* (2015), significa o monitoramento sobre a concentração, a duração e a frequência com que determinada concentração é experienciada. Para isso, monitoramentos a longo prazo são cada vez mais necessários diante das mudanças climáticas e alteração dos usos do solo.

Portanto, neste estudo buscou-se compreender o processo de eutrofização de uma lagoa costeira rasa subtropical e seus principais afluentes, classificados de acordo com os usos principais do solo de suas áreas de drenagem, a partir do monitoramento realizado ao longo de um ano (2021-2022) dos parâmetros das águas, quais sejam concentração de SS, condutividade elétrica, pH, fósforo total e nitrogênio mineral total, bem como da concentração de biomassa fitoplânctônica (clorofila-a). Para isso, foram identificadas potenciais correlações entre os parâmetros analisados e sua dependência com a tipologia e localização dos afluentes superficiais (AS) em relação aos usos do solo e posição na paisagem. Também foi avaliada a variabilidade espacial dos pontos amostrais de clorofila-a da lagoa, como parâmetro de resposta a potencial variabilidade daqueles monitorados. Dessa forma, entende-se que foi possível compreender preliminarmente a dinâmica temporal e a contribuição espacial de fatores importantes para a eutrofização desse ecossistema, que requer programas de monitoramento em longo prazo.

O compartilhamento de estudos que envolvam ecossistemas aquáticos litorâneos é essencial devido à restrição ecológica de muitas espécies a essas áreas, bem como à susceptibilidade a alteração de fatores abióticos dependentes do clima, que afetam a dinâmica do fitoplâncton (Silveira *et al.*, 2024), e à pressão antrópica por ocupação do solo. Nesse contexto, conhecer e monitorar esses ambientes, reconhecendo sua vulnerabilidade frente ao natural “desequilíbrio” ecológico, deve servir para mitigar ou evitar impactos decorrentes de atividades antrópicas, que poderão pôr em risco comunidades de seres vivos que ali habitam, ou mesmo o ser humano que possa fazer uso delas.

2 Material e Métodos

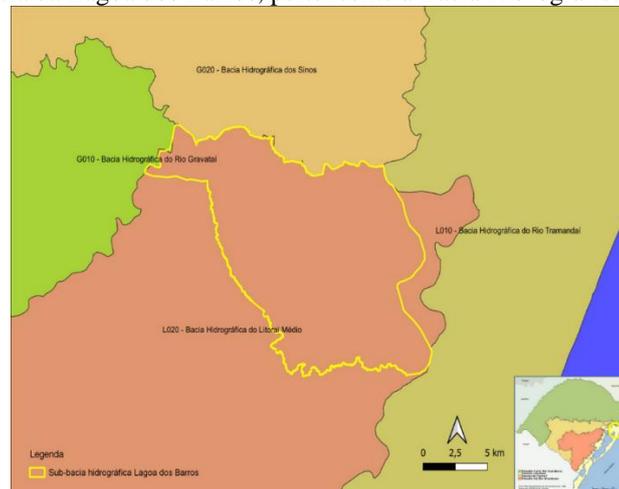
2.1 Caracterização da Área do Estudo

O estudo foi realizado na Lagoa dos Barros, localizada na Bacia Hidrográfica do Litoral Médio da Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS). A zona é de clima subtropical do tipo Cfa, segundo classificação Köppen, com distribuição de chuvas durante o ano inteiro (Schwarzbold & Schäfer, 1984), temperaturas médias entre 22° e 24°C e precipitação anual média acumulada de 1780 mm (INMET, 2013 – 2020; estação Tramandaí). Apesar disso, a ocorrência de mudanças climáticas indica precipitações negativas (eventos expressivos de estiagem) para a faixa norte da PCRS, segundo a análise de dados pluviométricos entre 1998 e 2013 (Schossler et al., 2018).

A direção de ventos predominantes é a nordeste (NE) e o pico de chuvas no Litoral Médio da PCRS ocorre nos meses de inverno pela maior ocorrência de chuvas frontais, com as maiores velocidades médias nos meses de primavera (Rockett et al., 2017; Tomazelli, 1993).

Villwock & Tomazelli (1995) estimam que há cerca de 150.000 anos, houve a primeira individuação de um grande corpo lagunar do Estado do Rio Grande do Sul, que deu origem a Lagoa dos Barros, a do Casamenteiro, a Laguna dos Patos e a Lagoa Mirim. Já durante a época do Pleistoceno, período Quaternário da era Cenozóica, fixou-se o primeiro dos três terraços que compõem a parte norte da atual PCRS, do derrame basáltico da Serra Geral à escarpa da Formação arenítica do Botucatu. Neste ponto, há a divisa entre a Bacia Hidrográfica dos Sinos e a do Litoral Médio da PCRS, na qual a bacia hidrográfica da Lagoa dos Barros (Figura 1) está delimitada.

Figura 1 – Delimitação da bacia da Lagoa dos Barros, pertencente à Bacia Hidrográfica do Litoral Médio da PCRS.



Fonte: adaptação de CPRM.

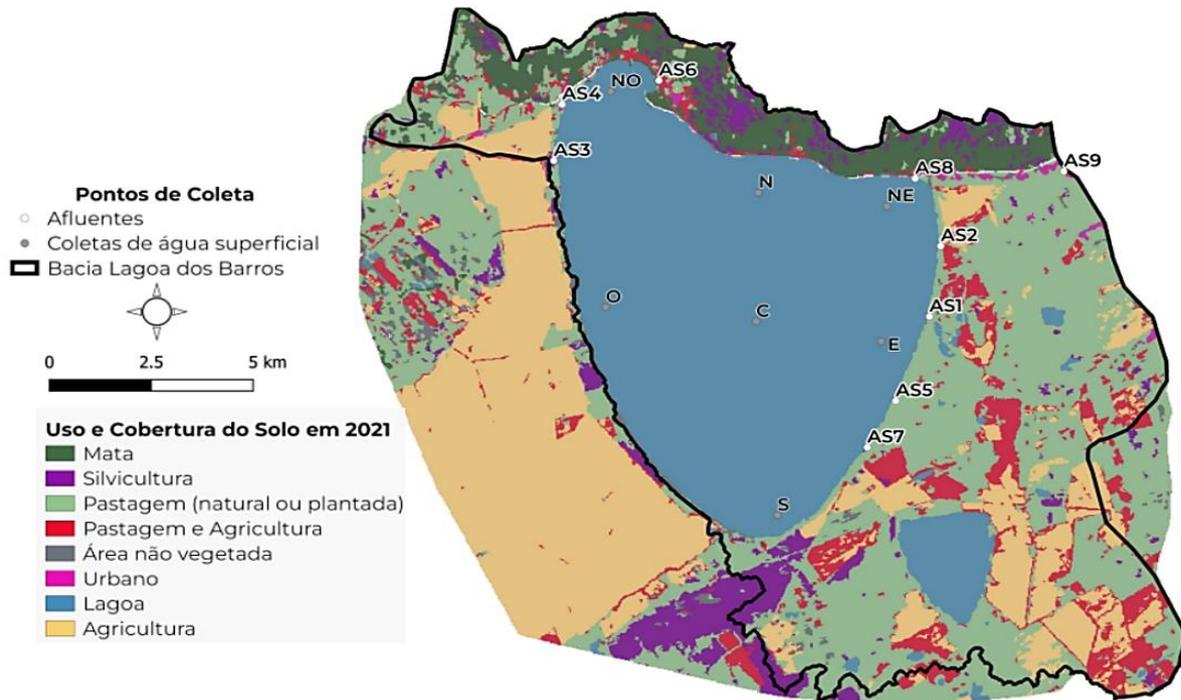
Somente por volta de 80.000 anos houve a sedimentação lagunar da Lagoa dos Barros (Schwarzbold; Schäfer, 1984). Dados atualizados (UFRGS, 2015) constataram volume de 455,55 x 106 m³ e profundidade máxima de 5,55 m para 92,64 km² de superfície aquática e com área de drenagem total de 240km².

Ao norte da bacia hidrográfica dos Barros, há predomínio de Chernossolos Argilúvicos e Neossolos Litólicos (Klamt, 1977), influência de estradas não pavimentadas, rodovias BR-290 e ERS-030, pequenas áreas urbanas, mineração de saibro e basalto (3 cavas em operação) e domínio da Mata Atlântica. À leste localizam-se Neossolos Quartzarênicos hidromórficos e Planossolos Eutróficos e Férricos, associados a Gleissolos Melânicos, com maior área de cobertura por campo nativo, seguida de pastagens (aveia e azevém) e agricultura (soja e arroz irrigado), além de áreas úmidas e piscicultura em pequenos açudes.

Nessa região, destaca-se a geração de energia eólica numa área de 13 mil hectares, com 150 torres geradoras. À oeste, há a presença de faixa de sedimentos em Cambissolos e Espodosolos Háplicos, áreas de

agricultura (orizicultura preponderante) e trechos de silvicultura (Pinus). Ao sul, Chenossolos Rêndzicos, Gleissolos Háplicos e Melânicos, além de Planossolos Eutróficos, em que se desenvolve silvicultura de Eucalipto e Pinus. Na direção sudoeste, há zona de influência subterrânea da Lagoa dos Índios (UFRGS, 2015) e presença de mosaicos de agricultura e campo nativo. À noroeste, entre a BR-290 e a Lagoa, próximo do deságue do afluente superficial (AS6) (Figura 2) há a Unidade de Conservação de Proteção Integral do bioma da Mata Atlântica, o Parque Municipal Manuel de Barros Pereira, pertencente ao município de Santo Antônio da Patrulha, numa área de 24,6 hectares. E, na proximidade, junto do deságue de outro afluente (AS4) (Figura 2) há uma extensão de beira de praia utilizada para recreação e pesca amadora. A proporção dos usos do solo identificados na Figura 2 está descrita na Tabela 1.

Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo em 2021, contendo a localização dos pontos de coleta de água dos afluentes superficiais (AS) e de água superficial na Lagoa (C, O, E, NE, NO, S, N).



Fonte: adaptação de MapBiomias v.3.0

Tabela 1. Percentual da representatividade dos usos do solo (%), considerando apenas a parte terrestre, e variação entre os anos 2020 e 2021, conforme seus respectivos mapas de uso e cobertura do solo, na região da Lagoa dos Barros.

Uso e ocupação do solo	2020	2021	Varição (2021-2020)
Mata	12,57	7,45	-5,12
Pastagem (natural ou plantada)	37,71	41,50	3,79
Pastagem e agricultura	12,40	9,88	-2,52
Agricultura	32,23	32,38	0,15
Urbano	0,49	0,37	-0,12
Silvicultura	3,79	6,88	3,09
Área não vegetada	0,81	1,54	0,73

Fonte: Mapbiomas v.3.0 adaptado pela autora.

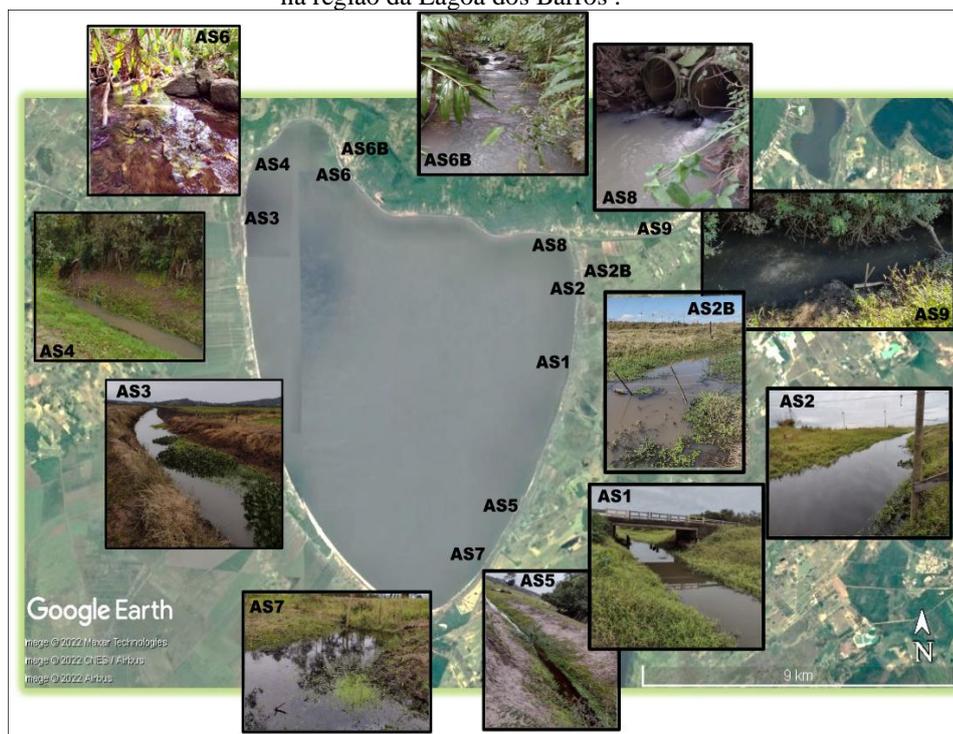
Conforme a literatura (Costa *et al.*, 2020; Grove *et al.*, 2015; Wood; Armitage, 1997), uma vez que atividades antropogênicas podem afetar o regime dos SS e impactar a comunidade aquática, foi proposto o agrupamento dos AS, conforme a Tabela 2, a partir da análise sobre os usos do solo (Figura 2) e dos pontos de deságue na Lagoa.

Tabela 2. Afluentes superficiais agrupados pelos principais usos do solo (2021 - 2022) e identificados segundo a localização de deságue em relação à Lagoa dos Barros.

Afluentes	Principais usos do solo	Deságue na Lagoa	Identificação
AS1, AS2, AS2B	Agricultura	Leste (E)	AS_Agr_E
AS3	Agricultura	Oeste (O)	AS_Agr_O
AS5, AS7	Pastagem (nativa/plantada)	Leste (E)	AS_Past_E
AS6, AS6B, AS8	Floresta + pequena drenagem urbana	Norte (N)	AS_Morro_N
AS4	Drenagem urbana e cloacal	Oeste (O)	AS_Dren_O
AS9	Drenagem urbana e cloacal	Leste (E)	AS_Dren_E

Os principais AS de áreas da agricultura (AS_Agr) afluem tanto da direção oeste (AS3 = AS_Agr_O) quanto leste (AS1, AS2 e AS2B = AS_Agr_E), assim como os AS de características urbanas (AS_Dren), AS4 e AS9, vindos de oeste (AS_Dren_O) e leste (AS_Dren_E), respectivamente, até o deságue junto à Lagoa. Aqueles que percorrem áreas de pastagem (AS_Past) foram identificados apenas na direção leste (AS5 e AS7 = AS_Past_E) e aqueles que afluem de floresta nativa (AS6 e AS6B) são únicos característicos da direção norte (AS_Morro_N). A Figura 3 ilustra a localização e fotografias dos AS.

Figura 3 – Imagem de satélite da bacia hidrográfica e fotografias dos afluentes (AS) do mês de outubro de 2021, na região da Lagoa dos Barros .



Fonte: Google Earth e autora.

2.2 Amostragem e Pré-processamento

Foram coletadas mensalmente amostras de água superficial da Lagoa, de setembro de 2021 a setembro de 2022 (exceto julho de 2022), e dos AS, de outubro de 2021 a outubro de 2022 para determinação dos parâmetros abióticos (concentração de sólidos, fósforo, nitrogênio, pH e CE).

As amostras da Lagoa foram compostas espacialmente por sete pontos identificados na Figura 2 (Oeste - O; Centro - C; Leste - E; Sul - S; Norte - N; Nordeste - NE; Noroeste - NO). O volume de amostra mensal perfazia 3 galões de 25 L. A cada recebimento dos galões eram retiradas 2 alíquotas de 220 mL cada (R1 e R2) em garrafas de polietilenotereftalato (PET) para posterior estimativa dos parâmetros para este estudo.

As amostras de água dos AS foram coletadas pontualmente também contemplando duas amostras (R1 e R2) de 220 mL cada.

No mesmo dia ou em até 12 horas, eram realizadas as leituras de pH e CE, em duplicatas (R1 e R2), utilizando peagâmetro da marca Digimed DM20 (condutor/AgCl) e condutivímetro Digimed DM31 (condutor de platina), devidamente calibrados para cada dia de leitura.

As amostras R1 serviram à determinação da concentração de sólidos dissolvidos (SD), sólidos particulados (SP) e sedimentos em suspensão totais (ST) pelo método gravimétrico de evaporação (Shreve *et al.*, 2005) adaptado conforme Barros (2016). E as amostras R2 foram fracionadas em duas alíquotas para determinação de fósforo total (PT) e dissolvido (Pdiss), e nitrogênio total (NT), nas respectivas frações: total (água + sedimentos: ST) e dissolvida (SD), após filtragem por membrana celulósica 0,22 µm (marca: Millipore) adaptada à sistema à vácuo. A fração particulada (SP) foi obtida pela diferença entre elas (SP = ST - SD).

Para a determinação do PT por espectroscopia de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry) (equipamento Perkin-Elmer), as alíquotas foram previamente submetidas ao processo de digestão ácida conforme o método 3050B (U.S.EPA., 1996); enquanto as alíquotas de SD não foram submetidas à digestão, pois no filtrado encontram-se as formas aniônicas fosfatadas já detectáveis.

A análise de NT foi realizada na alíquota da fração total pelo método da destilação Kjeldahl, conforme descrito em Tedesco *et al* (1995), em destilador da marca Tecnal, modelo TE-0364.

Os dados de concentração de clorofila-a (Chl-a) foram disponibilizados pela CORSAN (Companhia de Abastecimento de Água), responsável pelas medidas em oito pontos na Lagoa. Para se fazer a comparação entre os parâmetros abióticos e à Chl-a optou-se por reunir sob a mesma denominação NO, as coletas de biomassa que ocorreram na praia de Santo Antônio, próximo ao ponto AS4, e próximo da Unidade de Conservação, conforme identificado na Figura 2. Assim sendo, o ponto de coleta NO para a Chl-a corresponde à média de dois pontos separadamente amostrados. Os valores de Chl-a foram obtidos por espectrofotometria (APHA, 2006), havendo uma diferença de 01 a 14 dias entre as datas de coleta da Chl-a e das águas da Lagoa para os parâmetros de monitoramento.

Não houve coleta de sedimentos em suspensão na Lagoa em julho de 2022. Agosto representou um ponto outlier em relação aos sólidos, e por isso, foi descartado dos resultados. Foi dada perda da amostra do mês de abril de 2022 para análise de fósforo. Dessa forma, as amostras da Lagoa resumem-se a n=10 para análise de sólidos e n=11 para análise de N e P (PT e Pdiss), enquanto para os AS n=13, pois as coletas iniciaram em outubro de 2021 até outubro de 2022.

2.3 Análise de dados

Para a análise dos parâmetros de monitoramento foi considerada a Resolução CONAMA N.º 357/2005, além das variáveis descritivas estatísticas. A sustentabilidade da maior parte das atividades evidenciadas na bacia hidrográfica, tais como pesca amadora, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, bem como a dessedentação de animais, pode ser garantida pelo atendimento aos limites estabelecidos para águas doces de classe 3, segundo a resolução. Entretanto, tendo em vista que também há o uso por recreação de primeiro contato (balneário) na margem oeste da Lagoa, próximo ao AS4, entende-se como necessário o

atendimento a padrões mais restritivos, abrangidos pela classe 2.

Foi aplicada a Análise de Componentes Principais (PCA – Principal Component Analysis) para os parâmetros monitorados, a fim de identificar quais seriam os parâmetros abióticos correlacionados positivamente à Chl-a. Em seguida foi aplicado o teste estatístico de Spearman (1904) para o período de monitoramento, a fim de explorar as correlações entre as variáveis estudadas, identificando se as mesmas variam monotonicamente (movem-se na mesma direção relativa, mas não necessariamente a uma taxa constante e sem qualquer relação causal) (Legendre & Legendre, 1998). Finalmente, foi proposta a regressão linear para os fatores de correlação positiva e a correspondente probabilidade para a distribuição normal, uma vez que, diferentemente da análise de correlação, a regressão é uma análise que busca identificar relação de causa e efeito entre as variáveis (Legendre & Legendre, 1998).

Para analisar a variabilidade espacial da biomassa fitoplanctônica (Chl-a), coletada em diferentes pontos da Lagoa (Figura 2), foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW). O mesmo teste estatístico foi aplicado para verificar a influência geográfica dos parâmetros abióticos dos grupos de AS (Tabela 1) em relação à Lagoa, conforme sua origem geográfica.

As ferramentas utilizadas para as análises dos dados foram Microsoft Excel e RStudio (R Development Core Team, 2017), utilizando os pacotes “rstatix”, “ggplot2”, “factoMiner”, “factoextra” e as principais funções “wilcox.test”, “kruskal.test”, “fligner.test”, “cor.test” e “dunn_test”.

3 Resultados e Discussão

3.1 Parâmetros das águas da Lagoa

Na Tabela estão dispostos os resultados descritivos das variáveis estatísticas das águas da Lagoa. A concentração de fósforo destaca-se como fator importante ao controle da eutrofização (Yang *et al.*, 2008). A média das concentrações de PT ($0,67 \text{ mg L}^{-1}$) para o período monitorado ultrapassa o padrão legal para ambientes lênticos de uso classe 2 ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$). Conforme estabelece Grove *et al.* (2015), é importante que se analise o regime de contribuição dos parâmetros de interesse e não apenas sejam aceitas as médias mensais dos valores, ou seja, a partir do monitoramento mensal para o período total do estudo. A partir dessa análise, foi observado que os valores de PT ainda ficaram acima do padrão (Material suplementar 1), principalmente nos meses de setembro de 2021, fevereiro e março de 2022, chegando ao valor máximo de $2,11 \text{ mg L}^{-1}$ em setembro de 2021. Concentrações acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, dependendo do metabolismo do ecossistema, intensificam a eutrofização, podendo ser considerado hipertrófico para este nutriente (Reynolds, 2006).

Tabela 3. Parâmetros de monitoramento para as águas da Lagoa dos Barros. DP: desvio padrão. CV: Coeficiente de variação.

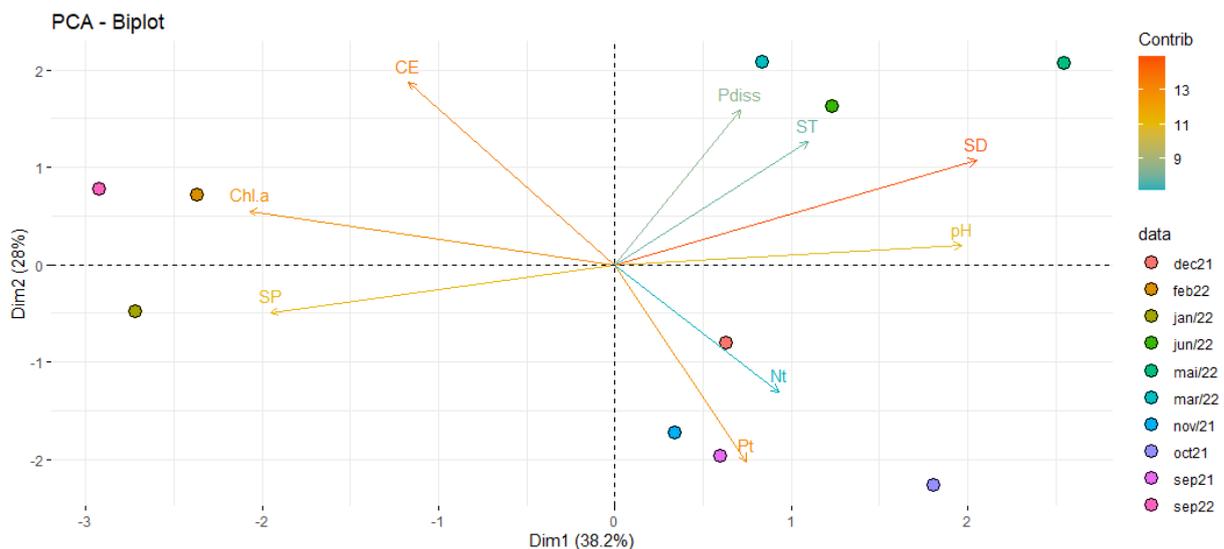
Parâmetro:	Código	n	Mínimo	Média	Máximo	DP	CV(%)
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	CE	12	53.00	76.97	95.00	15.11	19,63
Fósforo Total (mg L^{-1})	PT	13	0.04	0.67	2.11	0.77	114.93
Fósforo Dissolvido (mg L^{-1})	P _{diss}	12	0.00	0.04	0.05	0.01	25.00
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	NT	12	0.04	0.38	2.38	0.62	163.16
Biomassa total de fitoplâncton ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Chl-a	84	0.75	1.20	9.10	0.48	40.00
Potencial hidrogeniônico	pH	12	5.37	6.96	8.12	0.82	11.78
Sólidos Totais (mg L^{-1})	ST	11	150.00	218.00	481.00	91.63	42.03
Sólidos Dissolvidos (mg L^{-1})	SD	11	55.00	133.18	250.00	51.44	38.62
Sólidos Particulados (mg L^{-1})	SP	11	0.00	84.82	386.00	106.40	125.44

O padrão para classe 2, conforme a Resolução CONAMA N.º 357/2005, no que se refere ao NT não foi extrapolado, considerando a faixa de pH do mesmo mês coletado. Para $\text{pH} > 7,5$ há o limite de 2 mg L^{-1} , enquanto que, para valores acima e até $\text{pH} = 8,5$ (o que não foi observado), é de 1 mg L^{-1} . Para $\text{pH} < 7,5$, a concentração não extrapolou $3,7 \text{ mg L}^{-1}$. Em relação ao $\text{pH} < 6$, limite inferior da faixa padrão da referida Resolução, pode-se observar o não atendimento nos meses de fevereiro, abril e setembro de 2022 (material suplementar 1); porém, essa variabilidade não foi considerada significativa estatisticamente.

As concentrações máximas de SP e SD, que contribuíram para as concentrações máximas de ST ocorreram nos meses de abril e maio de 2022, correspondendo a 481 e 250 mg L^{-1} , respectivamente, e não passaram do limite de 500 mg L^{-1} estabelecido pela CONAMA. A partir de dados dos estudos de Araújo (1983), em que a concentração de sólidos na Lagoa dos Barros foi monitorada de 1980 a 1982, pode-se observar uma tendência de incremento de sólidos ao longo do tempo, já que os valores mínimos e máximos de SD e ST (mg L^{-1}), eram de 109 e 187, e de 130 e 231, respectivamente. Para o monitoramento entre 2021 e 2022, os valores de SD variaram de 55 a 250 mg L^{-1} , evidenciando valor mínimo menor do que o estimado na década de 80 (109 mg L^{-1}), enquanto os valores de ST variaram de 150 a 481 mg L^{-1} , ambos valores maiores do que o estudo de Araújo (1983). Em relação a outras Lagoas da PCRS, a Lagoa dos Barros destaca-se pela elevada turbidez, apresentando, por exemplo, valor médio anual de sedimentos em suspensão (ST) de até o dobro do valor máximo da Lagoa Mirim (Friedrich *et al.*, 2006), que é ponto de confluência de extensas áreas de bacias hidrográficas do RS.

A Figura 4 ilustra o resultado da PCA, em que a direção da dispersão de vetores com relação aos parâmetros Chl-a e SP foram próximas nos dois componentes da análise, influenciando de forma mediana cada um deles.

Figura 4 Análise de componentes principais (PCA) para os parâmetros de monitoramento das águas da Lagoa dos Barros. pH, condutividade elétrica (CE), concentração de sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos (SD), sólidos particulados (SP), fósforo total (PT) e dissolvido (P_{diss}) e nitrogênio mineral total (NT).



A distribuição dos resultados indicou, para os quatro meses de monitoramento em 2021, uma maior correspondência da concentração de PT e, em menor contribuição, a de NT. Enquanto para os meses seguintes de 2022 houve tendências para dimensões opostas comparando os meses março, maio e junho daqueles mais quentes como janeiro, fevereiro e setembro.

A PCA demonstrou também os maiores valores de Chl-a associados aos maiores valores de SP, o que

foi igualmente verificado pelo teste de correlação de Spearman, que apontou forte e significativa correlação positiva ($\rho > 0,7$) entre Chl-a e SP (Tabela 4).

Tabela 4. Correlações a partir do teste de Spearman, e respectivos coeficiente de correlação (ρ) e significância entre clorofila-a (Chl-a) e parâmetros da Lagoa dos Barros: sólidos particulados (SP), sólidos dissolvidos (SD), sólidos totais (ST), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (P_{diss}), nitrogênio total (NT), potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE).

* p-valor < 0,05

Parâmetro	p-valor	ρ	observações
SP	0,02	0,72	significativamente* forte ($\rho > 0,7$)
SD	0,11	-0,54	não significativa
ST	0,85	0,06	não significativa
PT	0,30	-0,36	não significativa
P_{diss}	0,84	-0,07	não significativa
NT	0,48	-0,25	não significativa
pH	0,30	-0,37	não significativa
CE	0,33	0,34	não significativa

As correlações das demais variáveis com Chl-a não indicaram variações lineares. Contudo, a PCA, que assume correlações entre todas as variáveis incluídas da análise (Legendre & Legendre, 1998), demonstrou que os maiores valores de Chl-a estiveram também positivamente associados aos maiores valores de CE e negativamente correlacionados principalmente aos maiores valores de SD e pH. Na literatura, observa-se que as medidas de parâmetros físico-químicos como pH e CE tendem mais a caracterizar o meio aquático (Crossetti, Bicudo, 2008; Silveira *et al.*, 2024) e fornecer subsídios para a compreensão do ecossistema, do que necessariamente servir para correlações diretas com a biomassa algal. Matsumura-Tundisi e Tundisi (2003) evidenciaram associação entre riqueza de espécies de zooplâncton e aumento de condutividade elétrica, devido a pulsos de nutrientes pela contribuição de tributários. Assim como, Silva e colaboradores (2019) evidenciaram aumento da condutividade elétrica e aumento de biomassa algal decorrente de seca extrema em reservatório tropical, ou seja, consequência do incremento da concentração de nutrientes.

Já parâmetros como sólidos, tais como SD, diretamente afetam a biomassa, assim como a biomassa diretamente afeta a produção de sólidos, uma vez que os sólidos podem restringir a incidência de radiação solar na coluna d'água prejudicando espécies fotossintetizantes, e partículas podem ser geradas pelo fitoplâncton. Ribeiro e colaboradores (2005) evidenciaram que a clorofila-a e os sólidos suspensos correlacionaram-se positivamente em águas de irrigação para faixas de valores com concentrações de sólidos suspensos abaixo de 15 mg L^{-1} , indicando conforme relato dos autores que as próprias algas diretamente afetam a turbidez com particulados.

3.2 Variabilidade da biomassa fitoplanctônica por ponto amostral na Lagoa

Foi possível observar que as maiores concentrações estão associadas aos pontos à NO e O da Lagoa (Tabela 5). A tendência dos maiores valores para Chl-a foi percebida nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro) e/ou de mudança de estação, como início da primavera entre agosto e setembro. A maior amplitude dos valores da distribuição ocorreu nos pontos NO e C, apesar dos maiores desvios anuais em NO e O.

Os valores médios do ano monitorado para esses pontos, NO e O, ficaram entre $1,63$ e $1,76 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ e máximos entre $3,45$ e $9,10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) detectada, conforme os pontos de amostragem na Lagoa dos Barros, mensalmente ao longo de um ano (2021/2022) em cada localização: NE (nordeste), C (centro), N (norte), O (oeste), S (sul), E (leste), e NO (noroeste). LD = limite de detecção ($0,75 \mu\text{g L}^{-1}$). Em destaque está o maior valor encontrado.

Mês:	E	NE	NO	C	N	O	S	Média
set/21	LD	1,10	0,8	2,7	LD	LD	LD	1,08
out/21	1,50	0,76	0,8	LD	LD	LD	LD	0,86
nov/21	LD	LD	0,76	LD	0,78	LD	0,78	0,76
dez/21	LD	LD	0,8	LD	LD	LD	LD	LD
jan/22	1,75	1,70	2,40	LD	0,93	1,50	1,80	1,55
fev/22	1,30	LD	3,00	1,70	1,30	3,60	LD	1,77
mar/22	0,78	LD	0,85	LD	LD	LD	3,10	1,10
abr/22	LD	LD	3,15	LD	LD	LD	0,85	1,11
mai/22	1,05	LD	2,03	LD	LD	LD	0,80	0,98
jun/22	LD	LD	0,86	LD	LD	LD	LD	0,77
ago/22	LD	2,10	0,8	LD	LD	9,10	LD	2,14
set/22	1,00	2,00	3,45	1,40	0,88	0,93	0,99	1,52
média:	0,99	1,08	1,63	1,05	0,82	1,76	1,07	1,20
máximo:	1,75	2,10	3,45	2,70	1,30	9,10	3,10	2,14
desvio padrão:	0,35	0,53	1,10	0,61	0,16	2,41	0,71	0,48

Estes valores são baixos se comparados à Resolução CONAMA N° 375/2005 para águas doces classe 1 ($10 \mu\text{g L}^{-1}$). Porém, em termos de monitoramento, significam áreas de destaque para o controle de florações algais, já que o ponto a NO localiza-se próximo à prainha de Santo Antônio e à área da Unidade de Conservação, bem como aos afluentes AS4 e AS6, onde foram evidenciadas florações em março de 2020 e janeiro de 2022.

Aplicado o teste estatístico Kruskal-Wallis (KW), o único ponto de coleta de Chl-a, que se diferenciou dentre os demais ($p < 0,05$), foi aquele localizado a NO da Lagoa (Tabela 6).

Tabela 6. Resultados estatísticos referentes a diferença de local de amostragem de clorofila-a na Lagoa com nível de significância (p) para o teste Kruskal-Wallis (KW) entre cada ponto. a: diferença estatística menor que 5% ($p < 0,05$). NE (nordeste), NO (noroeste), C (centro), N (norte), O (oeste), S (sul), E (leste). Em destaque está o maior valor encontrado.

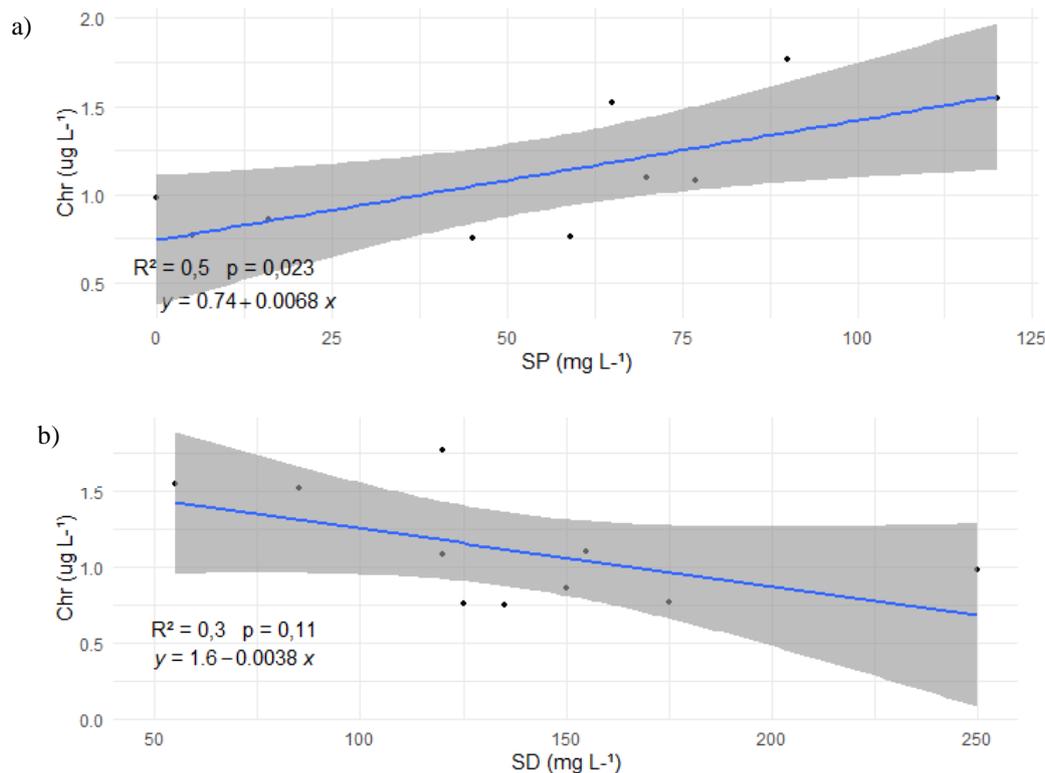
Grupo 1	Grupo 2	p	Grupo 1	Grupo 2	p
C	E	0,3443	N	NE	0,769
C	N	0,8925	N	NO	0,0067 _a
C	NE	0,874	N	O	0,9532
C	NO	0,0099 _a	N	S	0,5144
C	O	0,9391	NE	NO	0,0155 _a
C	S	0,6052	NE	O	0,8142
E	N	0,2798	NE	S	0,7201
E	NE	0,4312	NO	O	0,0079 _a
E	NO	0,1025	NO	S	0,0392 _a
E	O	0,3068	O	S	0,5530
E	S	0,6681			

Devido à hidrodinâmica das águas nessa área, que possivelmente apresenta maior tempo de retenção devido a morfometria de enseada, pode-se inferir que a contribuição dos AS com exutório próximo a esse ponto, como o AS6 e AS4, que compreendem os usos por floresta (AS_Morro_N) e por drenagem urbana (AS_Dren_O), é significativa para a concentração de biomassa nessa localidade (NO) da Lagoa.

3.3 Relação entre clorofila-a e sólidos em suspensão na Lagoa

A partir do resultado da análise de componentes principais e do teste Spearman (Figura 4 e Tabela 4), foi proposta a regressão linear entre SP e a Chl-a (Figura 5a) e a tendência positiva explicou até 50% dos dados ($R^2=0,5$).

Figura 5. Regressões lineares entre os valores mensais médios de clorofila: Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e sólidos: a) particulados: SP (mg L^{-1}) e b) dissolvidos: SD (mg L^{-1}) das águas da Lagoa dos Barros entre setembro de 2021 a setembro de 2022.



A correlação negativa ($R^2=0,3$) entre a Chl-a e os SD, evidenciada pela análise de regressão, e também na PCA, evidenciam o comprometimento da biomassa com o aumento de SD. Sais inorgânicos e algumas moléculas orgânicas na forma de SD poderiam apresentar uma correlação positiva com a Chl-a, uma vez que podem indicar nutrientes à biota aquática (Alves *et al.*, 2022; Esteves, 1998). Porém, isso não foi observado, uma vez que outros fatores devem ser limitantes a produtividade.

Se considerada a turbidez, ou a falta de radiação solar subaquática suficiente, como fator que restringe a abundância de espécies, a correlação positiva dos SP à Chl-a (Figura 5a) pode indicar a presença de espécies mais adaptadas a pouca radiação subaquática, diminuindo possivelmente a abundância do ecossistema, apesar da intensificação da eutrofização em termos de “status químico” (Le Moal *et al.*, 2019). A interação de algumas espécies de fitoplâncton aos SP (Wood; Armitage, 1997) também poderiam explicar os resultados da

correlação positiva observada.

Para trabalhos futuros é indicada a necessidade de avaliação de outros parâmetros bióticos como por exemplo a determinação das espécies de fitoplâncton e sua abundância (Pedrozo e Rocha, 2005; Crossetti, Bicudo, 2008; Silveira et al., 2024) e outros pigmentos fotossintéticos, além da concentração de Chl-a. Algumas espécies cromaticamente adaptadas, cujas bandas espectrais da Chl-a apresentam um deslocamento para as cores azul, marrom ou violeta, não são representativamente detectadas na banda verde (655 nm) conforme a análise espectrofotométrica (Reynolds, 2006). A identificação dessa variabilidade espectral do fitoplâncton tem apresentado grandes avanços com o uso de técnicas de sensoriamento remoto para a composição de assinaturas espectrais (Londe et al., 2005; Cicerelli e Galo, 2015). Associada à identificação taxonômica, tanto as análises espectrais como físico-químicas podem esclarecer a dinâmica ecossistêmica dos ambientes aquáticos. Contudo, existem desafios para a resolução espectral em lagos rasos costeiros do Rio Grande do Sul devido à suspensão de sólidos causada pelos ventos (Fragoso et al., 2008). De toda forma, estudos que contemplem conjuntamente a multiplicidade de técnicas analíticas em nível biológico, físico-químico e espectral exigem esforços amostrais e pesquisadores de diferentes especialidades, cujo planejamento amostral é necessário para a proposição das análises posteriores.

3.4 Influência geográfica dos fatores abióticos por grupos de afluentes

Considerando a influência dos grupos de AS sobre o exutório, os parâmetros de qualidade das águas foram testados pelo teste KW quanto a possibilidade da média dos valores das coletas se diferenciarem, seja comparado à Lagoa ou ao uso do solo vinculado à localização geográfica na bacia hidrográfica (Tabela 1). Os parâmetros que apresentaram diferença significativa foram: CE, P_{diss}, ST, NT, pH e SP, conforme Tabela7.

Tabela 7. Resultados estatísticos do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis das variáveis monitoradas (2021 – 2022) em relação à Lagoa dos Barros e aos grupos de afluentes (AS), conforme os tipos de uso do solo e localização geográfica na bacia hidrográfica em relação à Lagoa contendo os graus de significância: *(p<0,05), **(p<0,01), ***(p<0,001), ****(p<0,0001), onde CE é condutividade elétrica, P_{diss} é fósforo dissolvido, ST é sólidos totais, SD é sólidos dissolvidos, SP é sólidos particulados, NT é nitrogênio total.

Grupo 1	Grupo 2	CE	P _{diss}	ST	SD	NT	pH	SP
AS_Morro_N	AS_Dren_E	****	****	****	****	***		
AS_Morro_N	AS_Dren_O	****	****	****	****			
AS_Morro_N	Lagoa			***				*
AS_Past_E	AS_Dren_E	****	****	***	****	***		
AS_Past_E	AS_Dren_O	****	****	****	****			
AS_Past_E	Lagoa			*				
AS_Agr_E	AS_Morro_N	***		*		*	*	
AS_Agr_E	AS_Dren_E	*	***		*			
AS_Agr_E	AS_Dren_O		***	*	*			
AS_Agr_E	Lagoa	*					*	
AS_Agr_E	AS_Past_E	*						
AS_Agr_O	AS_Dren_O	*	****	*				
AS_Agr_O	AS_Dren_E	*	****			**		
AS_Dren_E	Lagoa	****	****					
AS_Dren_O	Lagoa	****	****					

O PT não apresentou diferença significativa dentre os AS ou mesmo em relação à Lagoa. Apesar disso, as concentrações para alguns períodos do monitoramento, estiveram acima dos padrões de águas para Classe 3 ($0,05 \text{ mgL}^{-1}$ para ambientes lênticos e $0,075 \text{ mgL}^{-1}$ para afluentes de ambientes lênticos), segundo a Resolução CONAMA N.º 357/2005 (dados em material suplementar).

Conforme a Tabela 7, os afluentes urbanos (AS_Dren) foram aqueles que obtiveram maior número de parâmetros de diferenciação dentre os demais AS e com menor grau de significância em relação à Lagoa ($p < 0,0001$). Dentre os parâmetros analisados, o P_{diss} diferenciou-se significativamente ($p < 0,0001$) para todas as comparações dos AS_Dren entre todos os grupos de usos de AS, independente da sua origem leste ou oeste em relação à Lagoa, devido ao elevado teor, principalmente, de novembro de 2021 até maio de 2022 (material suplementar).

A maioria dos AS apresentou pelo menos um parâmetro com diferença significativa em relação às águas da Lagoa, exceto os parâmetros do AS_Agr_O, em que não foi detectada nenhuma diferença significativa. Os parâmetros que se diferenciaram entre a Lagoa e os AS foram a CE e o P_{diss} para os afluentes urbanos ($p < 0,0001$), a CE e pH para os afluentes agrícolas à leste (AS_Agr_E) ($p < 0,05$), os ST e SP para os afluentes da Serra Geral (AS_Morro_N) ($p < 0,001$) e ST para os de pastagem, AS_Past_E ($p < 0,05$), evidenciando que os usos do solo modificam as características das águas dos afluentes, contribuindo diferentemente para cada ponto de deságue na Lagoa.

Conforme os estudos de Magalhães *et al.* (2022), a ocupação da floresta da Mata Atlântica em áreas costeiras declivosas do Brasil contribui com baixas concentrações de SS, uma vez que a vegetação auxilia na agregação do solo, como foi possível observar pelos baixos valores de concentração de ST ($\sim 100 \text{ mg L}^{-1}$) dos AS localizados na Serra Geral, onde é característico esse bioma. Assim sendo, este parâmetro se diferencia significativamente da Lagoa, visto que a Lagoa apresentou concentrações médias maiores do que os AS_Morro ($\sim 218 \text{ mgL}^{-1}$), conforme a Tabela 3.

A concentração de nitrogênio mineral total (NT) apenas apresentou diferença entre alguns grupos de AS (AS_Dren_E, AS_Agr_O, AS_Past e AS_Morro) (Tabela 6); porém, de forma mais intensa em relação ao AS_Dren_E, que é aquele localizado mais próximo do município de Osório.

Com base nos resultados levantados, pode-se inferir que a elevada concentração de sólidos totais, cuja fração particulada se relacionou à clorofila-a, junto do fósforo advindo dos afluentes que deságuam na Lagoa, poderão intensificar a ocorrência de florações de fitoplâncton. A correlação linear e positiva dos sólidos particulados à Chl-a, indicou o recrutamento de espécies mais adaptadas a baixa disponibilidade de radiação subaquática. Assim, a proposição deste trabalho em ir além do levantamento de dados e propor correlações entre afluentes (potenciais contribuintes) conforme os usos do solo e corpo hídrico receptor (Lagoa) serve à identificação dos pontos locais significantes a um maior impacto ecológico à Lagoa, e que requeiram maior controle. Por exemplo, junto ao ponto de enseada à NO da Lagoa e deságue do tributário AS4, bem como do ponto à O de deságue na Lagoa, a contribuição de SP poderá agravar os impactos ambientais da eutrofização. Assim como, caso ocorra excessiva alteração dos usos do solo na parte norte, ou seja, retirada da vegetação, considerável incremento da concentração de sólidos, seja por escoamento superficial ou pelo fluxo dos afluentes AS_Morro, é esperado e poderá repercutir em agravamento da eutrofização e recrutamento de espécies adaptadas.

O monitoramento das condições ambientais em nível de bacia hidrográfica deve ser contínuo e a longo prazo. De forma que os dados estejam disponíveis para toda a população, a fim de que as análises realizadas por pesquisadores possam indicar melhores meios de intervenção no meio ambiente de forma a garantir a sustentabilidade das populações.

4. Conclusão

Afluentes com características distintas, conforme os usos do solo, contribuíram para a Lagoa com propriedades hídricas distinguíveis, conforme os parâmetros monitorados. Os sólidos totais, a condutividade elétrica e o fósforo dissolvido foram parâmetros que discriminaram águas de contribuição de afluentes urbanos dos demais grupos de afluentes. Além disso, os afluentes urbanos e aqueles localizados em área de agricultura foram os que apresentaram maior concentração de sólidos durante o período monitorado e consequentemente contribuíram para o incremento de suas concentrações na Lagoa.

Durante todo o período do estudo, a maior proporção dos sólidos totais se estabeleceu como sólidos dissolvidos. Porém, em março e em abril de 2022, a fração preponderante foi a particulada tanto para a Lagoa como para os afluentes, sendo essa correspondência pontual para alguns afluentes em janeiro e fevereiro de 2022, e diretamente correlacionado ao incremento de biomassa.

O agrupamento dos afluentes, segundo as características de seus usos do solo, foi uma metodologia que facilitou a análise sobre o monitoramento de parâmetros hídricos da bacia da Lagoa dos Barros. A partir disso, foi possível identificar a influência espacial dos tributários e seus parâmetros sobre o exutório (Lagoa). As áreas de maior cobertura vegetal, como as de pastagem e de Mata Atlântica demonstraram baixas concentrações de sólidos nas águas de seus afluentes, indicando a necessidade de preservação da vegetação nativa para fins de controle sobre a contribuição de sedimentos.

Foi possível comprovar a significativa diferença de concentração de clorofila-a, conforme a região de coleta de água na Lagoa, por exemplo com relação ao ponto a noroeste, próximo à Praia de Santo Antônio e à Unidade de Conservação, em que há uma morfometria de enseada e a contribuição de afluentes urbanos (AS4) e da Serra Geral (AS6 e AS6B).

Contudo, são necessários outros indicadores de resposta biológica que expliquem a tendência entre particulados e clorofila-a. Dentre as limitações da pesquisa houve a falta de dados taxonômicos junto das coletas de clorofila, bem como da disponibilidade de dados climatológicos para todo o período do estudo, que incluíssem pluviosidade, temperatura do ar e das águas e velocidade dos ventos, bem como o aumento de unidades amostrais. E complementarmente, a consideração de mais um período de um ano seria importante, a fim de compreender a dinâmica dos parâmetros físico-químicos possivelmente dependentes aos fatores sazonais. De toda forma, conclui-se que o estabelecimento de programas de monitoramento em longo prazo é essencial para o entendimento da eutrofização, além de necessitarem definições específicas dos parâmetros de qualidade das águas, em escala de bacia, que garantam os usos pretendidos, a partir de uma gestão integrada aos usos do solo. Para ecossistemas como lagos rasos de zonas costeiras, consideravelmente mais vulneráveis às alterações de uso de solo e às condições climáticas, o estudo auxilia com dados e indica pontos de atenção para maior controle da qualidade das águas dos tributários e dos usos do solo de onde afluem.

5. Agradecimentos

Aos grupos de pesquisa da UFRGS, que se envolveram na interação acadêmica de pesquisa N.º 01429 e colaboraram com informações sobre a Lagoa dos Barros, bem como a CORSAN pela concessão dos dados de clorofila-a, ao Laboratório de Conservação do Solo da Faculdade de Agronomia da UFRGS e bolsistas associados, bem como a estrutura e técnico do Laboratório de Fertilidade e Química do Solo da mesma universidade.

6. Referências

Almeida, R. G. B. de; Lamparelli, M. C.; Dodds, W. K.; Cunha, D. G. F. S. (2022). Spatial optimization of the water quality monitoring network in São Paulo State (Brazil) to improve sampling efficiency and reduce bias in a developing sub-tropical region. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 29, n. 8, p.

11374–11392. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-16344-6>. Acesso em: 04 Oct. 2023.

Alves, J.; Pinheiro-Silva, L.; Schuster, K. F.; Matthiensen, A.; Petrucio, M. M. (2022). Environmental conditions are more effective than nutrient availability and spatial processes on explaining microphytoplankton functional structure in a subtropical hypereutrophic reservoir. **Austral Ecology**, Melbourne, v. 47, n. 2, p. 291–305. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aec.13110>. Acesso em: 10 Feb. 2023.

Araújo de Oliveira, M. E. (1983). **Lagoa dos Barros: aspectos da sua poluição e tipologia limnológica**. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

Barros, C. A. P. de; Tiecher, T.; Ramon, R.; Santos, D. R. dos; Bender, M. A.; Evrard, O.; Ayrault, S.; Minella, J. P. G. (2020). Investigating the relationships between chemical element concentrations and discharge to improve our understanding of their transport patterns in rural catchments under subtropical climate conditions. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 748, p. 141345. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720348749>. Acesso em 15 Ago. 2021.

Bilotta, G. S.; Brazier, R. E. (2002). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research**, Oxford, v. 42, p. 2849–2861. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135408001401> – ScienceDirect. Acesso em 07 Jul. 2021.

Bilotta, G. S.; Burnside, N., G.; Cheek, L.; Dunbar, M. J.; Grove, M. K.; Harrison, C.; Joyce, C.; Peacock, C.; Davy-Bowker, J. (2012). Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. **Water Research**, Oxford, v. 46, p. 2324–2332. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135412000875>irect. Acesso em 07 Jul. 2021.

Bueno, C.; Alves F. L.; Pinheiro L. M.; Perez L.; Agostini V. O.; Fernandes E. H. L.; Möller O. O.; Weschenfelder J.; Pinho G. L. L.; Wallner-Kersanach M.; Moura R. R.; Durán J. M.; Etchevers I.; Costa L. D. F.; Werlang C. C.; Bortolin E.; Machado E.; Figueira R. C. L.; Ferreira P. A. L.; Andrade C.; Fornaro L.; García-Rodríguez F. (2021) The effect of agricultural intensification and water-locking on the world’s largest coastal lagoonal system. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 801. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721047392>. Acesso em 20 Feb. 2023.

Cicerelli, R. E., & Galo, M. de L. B. T.. (2015). Sensoriamento remoto multifonte aplicado na detecção do fitoplâncton em águas interiores. **Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental**, v. 19, n.3, p.259–265. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n3p259-265>. Acesso em: 25 Jan. 2025.

Costa, A. P. T.; Castro, E.; da Silva, C. F. M.; Schneck, F. (2022). Eutrophication changes community composition and drives nestedness of benthic diatoms from coastal streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 34, e.14. Disponível em: [sciELO.br/j/alb/a/hSmxgvqnnC4xvHRYdRSjLHJ/?format=pdfC4xvHRYdRSjLHJ/?format=pdf](https://www.scielo.br/j/alb/a/hSmxgvqnnC4xvHRYdRSjLHJ/?format=pdfC4xvHRYdRSjLHJ/?format=pdf). Acesso em: 12 Nov. 2023.

Costa, A. P. T.; Crossetti, L. O.; Hartz, S. M.; Becker, F. G.; Hepp, L. U.; Bohnenberger, J. E.; Lima, M. S.; Guimarães, T.; Schneck, F. (2020). Land cover is the main correlate of phytoplankton beta diversity in subtropical coastal shallow lakes. **Aquatic Ecology**, [S. l.], v. 54, n. 4, p. 1015–1028. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10452-020-09790-w>. Acesso em: 22 Oct. 2023.

Crossetti, L. O.; Bicudo, C. E. DE M. (2008). Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 610, n. 1, p. 161–173. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9431-z.pdf>. Acesso em: 13 Nov. 2023.

Crossetti, L. O., Freitas-Teixeira, L. M., Bohnenberger, J. E., Schulz, U. H., Rodrigues, L. R., Motta-Marques, D. da (2018). Responses of the phytoplankton functional structure to the spatial and temporal heterogeneity in a large subtropical shallow lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 30, e214. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7217>. Acesso em: 29 Jan. 2025.

Fielding, J. J.; Croudace, I. W.; Kemp, A. E. S.; Pearce, R. B.; Cotterill, C. J.; Langdon, P.; Avery, R. (2020). Tracing lake pollution, eutrophication and partial recovery from the sediments of Windermere, UK, using geochemistry and sediment microfabrics, **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 722. Disponível em: https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/528219/1/Fielding_etal_2020_Accepted_Manuscript2.pdf. Acesso em: 15 Mar. 2022.

Finkler Ferreira, T.; Crossetti, L.O.; Motta-Marques D.; Cardoso, L. S.; Fragoso, C.R.Jr.; Van Nes, E.H. (2018). The structuring role of submerged macrophytes in a large subtropical shallow lake: clear effects on water chemistry and phytoplankton structure community along a vegetated pelagic gradient. **Limnologica** v. 69, p. 142-154. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951117300373>. Acesso em: 29 Jan. 2025.

Fragoso, C.R. Jr.; Motta-Marques D.; Collischonn, W.; Tucci, C.; Van, Nes, E.H. (2008). Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. **Ecological Modelling**, v. 219, p. 125-137. Acesso em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380008004055>. Disponível em 29 Jan. 2025.

Friedrichf, A. C.; Niechenskij, L. F.; Santos, C. C., I. R. (2006). Dissolved and Particulate Metals in Mirim Lagoon, Brazil-Uruguayan Border. **Journal of Coastal Research SI**, [S. l.], v. 39, p. 1036–1039. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/25741737>. Acesso em: 21 Mar. 2021.

Grove, M. K.; Bilotta G. S.; Woockman R. R.; Schwartz J. S. (2015). Suspended sediment regimes in contrasting reference-condition freshwater ecosystems: Implications for water quality guidelines and management. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 502, p. 481–492. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971401376X>ter ecosystems: Implications for water quality guidelines and management - ScienceDirect. Acesso em: 17 Nov. 2022.

Kirchhoff, D.; Montaña, M.; Ranieri, V. E. L.; Oliveira, I. S. D. de; Doberstein, B.; Souza, M. P. de. (2007). Limitations and drawbacks of using Preliminary Environmental Reports (PERs) as an input to Environmental Licensing in São Paulo State: a case study on natural gas pipeline routing, **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 27, n. 4, p. 301–318. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0195925506001326>. Acesso em: 11 Feb. 2023.

Legendre, P.; Legendre, L. (1998). Numerical Ecology: Oxford, U.K., **Elsevier Scientific**, 853 p.

Le Moal, M.; Gascuel-Oudou, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Souchu, P.; Lefebvre, A.; Pinay, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 651, p. 1-11. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718335836>. Acesso em: 11 Feb. 2023.

Londe, L. de R.; Novo, E. M. L. de M.; Calijuri, M. Do C. (2005). Avanços no estudo do comportamento espectral do fitoplâncton e identificação remota de algas. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 2005, Goiânia (GO). **Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR - Goiânia (GO)**, 16-21 abril 2005. p. 389-396. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n3p259-265>. Acesso em: 20 Jan. 2025.

Magalhães, S. F. C. de; Barboza, C. A. de M.; Maia, M. B.; Molisani, M. M. (2022). Influence of land cover, catchment morphometry and rainfall on water quality and material transport of headwaters and low-order streams of a tropical mountainous watershed. **Catena**, Cremlingen, v. 213. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222001230>. Acesso em: 20 Aug. 2023.

Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G. (2005). Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** **542**, 367–378 Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-9461-0>. Acesso em: 24 Jan. 2025.

Mellander, P. E.; Jordan, P.; Bechmann, M.; Fovet, O.; Shore, M. M.; McDonald, N. T.; Gascuel-Oudou, C. (2018). Integrated climate-chemical indicators of diffuse pollution from land to water, **Scientific Reports**, London, v. 8, n.1. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-19143-1>. Acesso em: 18 Oct. 2023.

Mendes, C. F.; Santos, S. J. dos; Moura, G. C.; Santos, S. R. D. dos; Monteiro, F. M.; Barbosa, J. E. L. (2022) The reduction in water volume favors filamentous cyanobacteria and heterocyst production in semiarid tropical reservoirs without the influence of the N:P ratio. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 816. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721066626>. Acesso em: 18 Dec. 2022.

Nürnberg, G. K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management**, [S. l.], v. 12, n. 4, p. 432-447. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/07438149609354283>. Acesso em: 17 Aug. 2023.

Pedrozo, C. S.; Rocha, O. (2005). Zooplankton and Water Quality of Lakes of the Northern Coast of Rio Grande Do Sul State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Vol. 17, No. 4, pp. 445-459. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/275449>. Acesso em: 25 Jan. 2025.

Pereira, C.; Botero, C. M.; Correa, I.; Pranzini, E. (2018). Seven good practices for the environmental licensing coastal interventions: Lessons from Italian, Cuban, Spanish and Colombian regulatory frameworks and insights on coastal process. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 73, p. 20-30. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0195925518300416>. Acesso em: 16 Aug. 2023.

Raús, M., E. de; Terauchi, G.; Ishizaka, J.; Clinton, N.; DeWitt, M. (2021). Globally consistent assessment of coastal eutrophication. **Nature Communications**, London, v. 12, n. 1. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-021-26391-9.pdf>. Acesso em: 12 Jan. 2023.

Reynolds, C. S. (2006). **The Ecology of Phytoplankton**. Lancaster: Cambridge University Press.

Rockett, G. C.; Telles, P.; Barboza, E. G.; Gruber, N. L. S.; Simão, C. E. (2017). Análise espaço-temporal dos ventos no extremo norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, Porto

Alegre, v. 44, n. 2, p. 203–2019. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/PesquisasemGeociencias/article/view/78271>. Acesso em: 29 Maio 2022.

Ribeiro, T. A. P., Airoidi, R. P. da S., Paterniani, J. E. S., & Silva, M. J. M. da. (2005). Variação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água em um sistema de irrigação localizada. **Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental**, v. 9, n.3, p. 295–301. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000300001>. Acesso em: 15 Jan. 2025.

Rosa, M. L. C. da C.; Barboza, E. G.; Abreu, V. dos S.; Tomazelli, L. J.; Dillenburg, S. R. (2017). High-Frequency Sequences in the Quaternary of Pelotas Basin (coastal plain): a record of degradational stacking as a function of longer-term base-level fall, **Brazilian Journal of Geology**, [S. l.], v. 47, n. 2, p. 183–207. Disponível em: <https://www.scielo.br/bjgeo/a/v56pksKMvmzXb555FNBGVcj/>. Acesso em: 03 Sep. 2021.

Schindler, D. W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B**, London, v. 279 p. 4322-4333. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2012.1032>. Acesso em: 11 Feb. 2023.

Schossler, V.; Simões, J. C.; Aquino, F. E.; Viana, D. R. (2018). Precipitation anomalies in the Brazilian southern coast related to the SAM and ENSO climate variability modes. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 23, 2018. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/180673>. Acesso em: 02 Nov. 2022.

Sfriso, A.; Buosi, A.; Tomio, Y.; Juhmani, A. S.; Mistri, M.; Munari, C.; Sfriso, A. A. (2021). Trends of nitrogen and phosphorus in surface sediments of the lagoons of the northern adriatic sea as a study case, **Water (Switzerland)**, Basel, Switzerland, v. 13, n. 20, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/20/2914>. Acesso em 01 July 2022.

Silva, C. O.; R. Junior, A.; Perbiche-Neves, G.; Pinheiro, A. P.; Lacerda, S. R. (2020). Low zooplankton richness indicating adverse drought and eutrophication conditions in a reservoir in northeastern Brazil. **Iheringia: Serie Zoologia**, [S. l.], v. 110, p. 1-7. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/jL4tNBGd4xnGQhhKz79B5hn/?format=pdf>. Acesso em: 26 Aug. 2023.

Silveira, M. H., Crossetti, L. O., Rosa, L. M. D., Cavalcanti, J. R., Cardoso, L. S., Motta-MARques, D. D., Rodrigues, L. R.. (2024). Short-term responses of littoral phytoplankton in a large shallow subtropical lake. **Anais Da Academia Brasileira De Ciências**, v. 96, n.3, e20220870. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420220870>. Acesso em: 23 Jul. 2024.

Silveira, F. F. da; Menezes, L. da Silva; Porto, A. B.; Overbeck, G. E. (2022). Environmental drivers and diversity of open plant communities in grassland and wetland mosaics in coastal southern Brazil. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 57, n. 1, p. 1–20. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12224-022-09407-0>. Acesso em: 20 Feb. 2023.

Schwarzbold, A.; Schäfer, A. (1984) Gênese e Morfologia das Lagoas costeiras do Rio Grande do sul-Brasil **Amazoniana**, Kiel, v. 9, n. 1, p. 87–104. Disponível em: <https://archive.org/details/amazoniana-9-001-087-104>. Acesso em: 30 May. 2020.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. (2015). Avaliação da Capacidade de Recepção de Efluentes Domésticos Tratados pela ETE de Osório na Lagoa dos Barros. **Relatório Final Volume I Diagnóstico Ambiental da Lagoa dos Barros**. Fundação Luiz Englert, Centro de Ecologia.

Wood, P. J.; Armitage, P. D. (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. **Environmental Management**, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 203–217. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9008071/>. Acesso em: 03 Nov. 2023.

Yang, X. E.; Wu, X.; Hao, H. L.; He, Z. L. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of Zhejiang University Science B**, [S. l.], v. 9, n. 3, p. 197-209. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18357622/>. Acesso em: 14 Aug. 2021.

Yang, C.; Yang, P.; Geng, J.; Yin, H.; Chen, K. (2020). Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 262. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119338151>. Acesso em: 14 Aug. 2021.

Material suplementar

Tabela 2. Parâmetros (nutrientes) das águas da Lagoa para o período de monitoramento. Os valores destacados estão acima do padrão para águas doces classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.

Mês	PT	Pdiss	NT
set-21	2.11	0.04	0.70
out-21	1.49	0.04	2.38
nov-21	1.67	0.04	0.04
dez-21	1.59	0.04	0.18
jan-22	0.49	0.04	0.35
fev-22	0.29	0.04	0.04
mar-22	0.83	0.053	0.04
abr-22	0.04	*	0.63
mai-22	0.04	0.04	0.16
jun-22			
jul-22	0.04	0.04	0.56
ago-22	0.04	0.04	0.19
set-22	0.04	0.04	0.05
média	0.67	0.04	0.578
máximo	2.11	0.053	2.38
desvio	0.77	-	0.714

Tabela 3. Valores de fósforo total (mg L^{-1}) detectados para os afluentes (AS) ao longo de um ano (2021/2022). Em destaque estão os valores acima dos padrões de águas para Classe 3 segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

Mês	AS_Agr_O	AS_Agr_E	AS_Past_O	AS_Dren_O	AS_Dren_E	AS_Morro_N
out-21	1.08	1.39	1.38	4.10	3.85	0.67
nov-21	0.89	1.24	0.82	1.63	3.01	0.91
dez-21	1.27	0.59	1.11	1.14	4.87	2.51
jan-22	0.57	1.00	0.40	2.67	1.89	0.55
fev-22	0.51	0.64	1.67	0.82	1.68	0.21
mar-22	0.65	0.53	0.40	0.04	0.79	0.07
abr-22	0.47	0.04	0.04	0.04	0.79	0.04
mai-22	0.47	0.04	0.04	0.68	0.04	0.04
jun-22	0.27	0.04	0.04	1.71	0.24	0.04
jul-22	0.04	0.06	0.07	0.15	0.83	0.04
ago-22	0.17	0.27	0.04	0.15	0.83	0.04
set-22	0.19	0.06	0.07	0.45	0.66	0.19
out-22	0.80	0.22	0.39	0.21	0.35	0.30
média	0.62	0.55	0.58	1.23	1.65	0.50
máximo	1.27	1.39	1.67	4.10	4.87	2.51
desvio	0.36	0.48	0.58	1.24	1.61	0.73

Tabela 4. Valores de fósforo dissolvido (mg L^{-1}) detectados para os afluentes (AS) ao longo de um ano (2021/2022). *amostra não encontrada

Data	AS_Agr	AS_Dren	AS_Morro	AS_Past
out-21	0.020	0.064	0.011	0.022
nov-21	0.019	0.233	0.013	0.014
dez-21	0.012	0.459	0.017	0.004
jan-22	0.014	0.565	0.021	0.022
fev-22	0.013	0.732	0.072	0.046
mar-22	0.050	0.454	0.034	0.029
abr-22	0.038	0.466	0.031	0.034
mai-22	0.026	0.128	0.016	0.012
jun-22	0.058	0.074	0.045	0.052
jul-22	0.050	0.145	0.058	0.026
ago-22	0.058	0.136	0.078	0.063
set-22	0.080	0.107	0.070	0.061
out-22	0.074	0.107	0.039	0.048
média	0.041	0.275	0.038	0.033
máximo	0.080	0.732	0.078	0.063
desvio	0.024	0.216	0.023	0.018