



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Jônatas de Souza Mercedes

Balanço de fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ): implicações para o gerenciamento da eutrofização

Rio de Janeiro

2020

Jônatas de Souza Mercedes

**Balanço de fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ):
implicações para o gerenciamento da eutrofização**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho

Coorientadora: Dra. Natália Pessoa Noyma

Rio de Janeiro

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M553 Mercedes, Jônatas de Souza
Balanço de fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ): implicações para o gerenciamento da eutrofização/ Jônatas de Souza Mercedes. – 2020.
108f. : il.

Orientador: Marcelo Manzi Marinho
Coorientadora: Natália Pessoa Noyma
Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Cianobactérias – Jacarepágua, Lagoa de (RJ) - Teses. 2. Fitoplâncton – Jacarepaguá, Lagoa de (RJ) - Teses. 3. Eutrofização – Jacarepaguá, Lagoa de. (RJ) – Teses. 4. Fósforo – Teses. I. Marinho, Marcelo Manzi . II. Noyma, Natália Pessoa. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 582.683.1

Patrícia Bello Meijinhos – CRB7- 5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Jônatas de Souza Mercedes

**Balanço de fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ):
implicações para o gerenciamento da eutrofização**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Aprovado em de agosto de 2020

Coorientadora:

Dra. Natália Pessoa Noyma
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Banca examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Letícia Cotrim da Cunha
Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dra. Christina Wyss Castelo Branco
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2020

DEDICATÓRIA

Dedico a todos que me ajudaram e incentivaram.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Marcos e Célia e as irmãs Sara, Marta e Marcia pelo carinho, preocupação e apoio incondicional em todos os projetos que me disponho a fazer. Nada do que eu tenha feito seria possível sem a presença e o olhar de cada um de vocês.

Ao Professor Marcelo Manzi Marinho, por ter me recebido de portas em abertas em seu laboratório e em sua casa, por acreditar e confiar a mim a responsabilidade desse trabalho, pelo esforço e dedicação na orientação, por compartilhar comigo parte do seu vasto e valioso conhecimento, por entender minhas dificuldades e pelo apoio e compreensão nos momentos em que precisei.

A Dra. Natália Pessoa Noyma pelo incentivo e contribuição em minha orientação, análise de dados, fundamentação teórica e produção e revisão textual.

Ao Dr. Leonardo e Magalhães pela grande pessoa que é e que destituído de interesses abnegou de seu tempo para a orientação, planejamento e execução dos experimentos, assim como da coleta, grafia e análise de dados, muito obrigado.

A todos os integrantes do Laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton da UERJ, Marcela e Caio pela solicitude nos momentos que precisei de ajuda, Ana e Vivian pela análise de amostras e puxões de orelha, Renan, Erick e demais pessoas que passaram pelo laboratório e que contribuíram direta ou indiretamente para produção desse trabalho.

A Universidade do Estado do Rio de Janeiro pela disponibilização do curso e a todos idealizadores, professores, coordenadores e demais funcionários do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pela dedicação e a oportunidade de obter e produzir mais conhecimento.

À Escola Municipal Paulo Freire e ao Colégio Estadual Conselheiro Josino, em especial à coordenadora Edna e o Diretor André, pela compreensão em meus momentos de ausência e por não impor empecilhos para realização dos meus estudos e aos alunos que sofreram com a minha ausência durante esse período.

A todos os amigos que me aconselharam e me incentivaram desde o começo dessa caminhada e a todas as pessoas que mesmo aqui não citadas contribuíram de alguma forma para a conclusão desse trabalho.

Fiz um pacto de coexistência pacífica com o tempo: nem ele me persegue, nem eu fujo dele, um dia a gente se encontra.

Mário Lago

RESUMO

MERCEDES, Jônatas de Souza. **Balço de fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ):** implicações para o gerenciamento da eutrofização. 2020. 108f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A eutrofização de sistemas aquáticos caracteriza-se pelo aumento das concentrações de nutrientes, principalmente fósforo (P). Tem como uma de suas principais consequências o crescimento excessivo de cianobactérias, resultando em uma série de problemas de âmbito social, econômico, biológico e de saúde pública. O sucesso da recuperação de corpos d'água degradados depende de uma profunda análise sistêmica e de medidas de gestão eficientes e específicas para cada sistema estudado. O balanço de massas é uma ferramenta importante na análise sistêmica, pois permite a identificação das principais fontes e quantidades de nutrientes no sistema. Neste estudo realizamos monitoramento das características meteorológicas e limnológicas da Lagoa de Jacarepaguá e utilizamos o modelo LOICZ (Land Ocean Interactions in Coastal Zone) para determinar as principais fontes e saídas de P para as florações de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá. Nossos estudos indicaram um padrão de temperatura do ar (25°C) e regime de chuvas dentro do esperado para ambientes tropicais. A Lagoa de Jacarepaguá foi caracterizada como um sistema raso (profundidade média das estações de coleta 1,4 m), com águas quentes (26 °C), turvas (zona eufótica corresponde a 57% da coluna d'água), salobras (3,7), alcalinas (8,1), com baixa concentração de oxigênio no hipolímnio (3 mg L⁻¹), elevado tempo de residência (77 dias), com uma alta concentração de P na coluna d'água (1260 µg L⁻¹) e no sedimento (751 µg P g⁻¹) e frequentes florações de cianobactérias, o que classificaria esse sistema como hipertrófico, de acordo com Nürnberg, 1996. O balanço estimado pelo modelo LOICZ apontou um saldo de P negativo (-979 mol d⁻¹), indicando um sequestro da diferença entre as fontes (3515,8 mol d⁻¹) e as saídas de P (-2545 mol d⁻¹), o que resulta em uma alta produção de matéria orgânica (103779,8 mol C d⁻¹). A principal fonte de P para a eutrofização da Lagoa de Jacarepaguá é de origem externa, alcançando a lagoa através dos tributários (3056,6 mol d⁻¹). A carga interna (468 mol d⁻¹) apresentou valor menor que a de fontes externas, mas o suficiente para potencializar os problemas tróficos causados por essa última. A carga interna pode retardar a recuperação desse sistema, mesmo após redução da entrada de fósforo por tributários. Com base no diagnóstico limnológico e no balanço de P foram avaliadas e discutidas medidas de controle eficientes para mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias, com enfoques, tanto no controle de fontes internas, quanto de aportes externos de nutrientes.

Palavras-chave: Mitigação, cianobactérias, balanço de massas, LOICZ, análise sistêmica.

ABSTRACT

MERCEDES, Jônatas de Souza. **Phosphorus balance in a shallow tropical lagoon (Lagoa de Jacarepaguá - RJ):** implications for the management of eutrophication. 2020. 108f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

The eutrophication of aquatic systems is characterized by increased concentrations of nutrients, mainly phosphorus (P). One of its main consequences is the excessive growth of cyanobacteria, resulting in a series of social, economic, biological, and health problems. The success of the recovery of degraded water bodies depends on a system analysis and the application of an efficient and specific management measures for the system. Mass balance is an important tool in system analysis, as it allows the identification of the main sources and quantities of nutrients in the system. In this study, we monitor the meteorological and limnological characteristics of the Jacarepaguá Lagoon and use the Land Ocean Interactions in Coastal Zone (LOICZ) model to determine the main sources and outputs of P for cyanobacterial blooms in the Jacarepaguá Lagoon. Our studies indicated the air temperature average of 25 °C and rainfall pattern typical of tropical environments. The Jacarepaguá Lagoon was characterized as a shallow system (average depth of sampling stations 1.4 m), with warm waters (26 °C), turbid (euphotic zone corresponds to 57% of the water column), brackish (3.7), alkaline (pH 8.1), with low oxygen concentration in the hypolimnion (3 mg L⁻¹), long residence time (77 days), with a high concentration of P in the water column (1260 µg L⁻¹) and in the sediment (751 µg P g⁻¹) and frequent blooms of cyanobacteria, which would classify this system as hypertrophic, according Nürnberg, 1996. The balance estimated by the LOICZ model showed a negative P balance (-979 mol d⁻¹), indicating a sequestration of the difference between the sources (3515.8 mol d⁻¹) and the P outputs (-2545 mol d⁻¹), which results in a high production of organic matter (103779.8 mol C d⁻¹). The main source of P for eutrophication of the Jacarepaguá Lagoon is of external origin, entering in the lagoon through tributaries (3056.6 mol d⁻¹). The internal load (468 mol d⁻¹) showed a lower value than that of external sources, but enough to enhance the trophic problems caused by the latter. The internal load can delay the recovery of this system, even after reducing the entry of phosphorus by tributaries. Based on the limnological diagnosis and the P balance, efficient control measures to mitigate eutrophication and cyanobacterial blooms were evaluated and discussed, focusing both on the control of internal and external sources of nutrients.

Keywords: Mitigation, cyanobacteria, mass balance, LOICZ, systemic analysis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Processo e consequências da eutrofização.....	17
Figura 2 -	Floração de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá.....	22
Figura 3 -	Localização da Lagoa de Jacarepaguá.....	27
Figura 4 -	Complexo Lagunar de Jacarepaguá.....	28
Tabela 1 -	Características dos principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá.....	29
Figura 5 -	Modificação na ocupação do entorno da Lagoa de Jacarepaguá.....	30
Tabela 2 -	Classificação trófica de um corpo hídrico.....	30
Figura 6 -	Principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá.....	32
Figura 7 -	Pontos de coleta de amostras na lagoa e nos tributários.....	33
Figura 8 -	Equipamentos de monitoramento, análise e coleta.....	34
Figura 9 -	Amostra de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá.....	35
Figura 10 -	Extração sequencial de fósforo.....	36
Figura 11 -	Diagrama de extração sequencial de fósforo.....	38
Figura 12 -	Balanço de massas na Lagoa de Jacarepaguá.....	42
Figura 13 -	Dados mensais de temperatura, pluviosidade e evaporação.....	47
Figura 14 -	Dados de profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e salinidade da água da Lagoa de Jacarepaguá.....	49
Figura 15 -	Fósforo solúvel reativo nos principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá.....	51
Figura 16 -	Fósforo total nos principais tributários e na Lagoa de Jacarepaguá.....	52
Figura 17 -	Biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) na Lagoa de Jacarepaguá..	53
Figura 18 -	Carga diária de fósforo na Lagoa de Jacarepaguá Jacarepaguá...	54
Figura 19 -	Oxigênio dissolvido e liberação de fósforo solúvel reativo em experimentos com sedimento natural da Lagoa de Jacarepaguá.....	55
Figura 20 -	Fluxo de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em 2018 e 2019.....	56

Figura 21 - Concentração de fósforo por peso seco do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá extraído a partir de diferentes reagentes.....	57
Figura 22 - Balanço hídrico e salino da Lagoa de Jacarepaguá.....	59
Figura 23 - Balanço de fósforo e estequiométrico da Lagoa de Jacarepaguá..	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGENERSA	Agência Reguladora de Energia e Saneamento Básico do Estado do Rio de Janeiro
BD	Bicarbonato/Ditionito
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos
Chl	Clorofila-a
CyanoHABs	Cyanobacterial Harmful Algal Blooms
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
FANs	Florações de algas nocivas
FNR	Fósforo não reativo
FSR	Fósforo solúvel reativo
FTD	Fósforo total dissolvido
HABs	Harmful Algal Blooms
LOICZ	Land Ocean Interactions in Coastal Zone
NT	Nitrogênio total
PAC	Cloreto de polialumínio
PSBJ	Programa de Saneamento da Barra da Tijuca, Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá
RSP	Releasable Sediment Phosphorus
SMAR	Secretaria Municipal de Saneamento e Recursos Hídricos
UTR	Unidade de tratamento de rios

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
µg	Micrograma
µM	Micromolar
C	Carbono
CH ₄	Gás metano
cm	Centímetro
d	Dia
Fe	Ferro
FeOH	hidróxido de ferro
FeOH ₃	hidróxido de ferro 3
g	Gramas
H ₂ S	Gás sulfídrico
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
K	Kelvin
kg	Quilograma
Km ²	Quilômetro quadrado
L	Litro
M	Massa molar
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg	Miligrama
ml	Mililitro
mm	Milímetro
mmol	Milimol
N	Nitrogênio
Na ₂ S ₂ O ₄	Ditionito de sódio
NaHCO ₃	Bicarbonato de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NH ₃	Amônia

O ₂	Gás oxigênio
P	Fósforo
Pa	Pascal
s	Segundo

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	14
1	OBJETIVOS	26
1.1	Objetivo geral	26
1.2	Objetivos específicos	26
2	MATERIAIS E MÉTODOS	27
2.1	Área de estudo	27
2.2	Monitoramento limnológico, coletas e análises de amostras da Lagoa de Jacarepaguá e tributários	31
2.3	Determinação do conteúdo de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá	34
2.4	Fluxo interno de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá	39
2.5	3.5 Análises estatísticas	40
2.6	O modelo LOICZ	40
3	RESULTADOS	47
3.1	Variáveis climatológicas	47
3.2	O regime físico e químico na Lagoa de Jacarepaguá	48
3.2.1	<u>O fósforo na Lagoa de Jacarepaguá e nos tributários</u>	50
3.3	Variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a)	52
3.4	Carga de fósforo dos tributários para a Lagoa Jacarepaguá	53
3.5	Avaliação do fluxo interno de fósforo do sedimento	54
3.6	Avaliação do fósforo biodisponível no sedimento	56
3.7	Modelo LOICZ	57
3.7.1	<u>Balanço hídrico, salino e de fósforo da Lagoa de Jacarepaguá</u>	57
3.7.2	<u>Balanço de fósforo e estequiométrico da Lagoa de Jacarepaguá</u>	58
4	DISCUSSÃO	61
	CONCLUSÕES	75
	REFERÊNCIAS	76
	ANEXO – External and Internal Phosphorus Loads to a Coastal Urban Lagoon, Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil	90

INTRODUÇÃO

Fósforo

Lagoas costeiras são ecossistemas aquáticos rasos que apresentam conexões com os ambientes marinhos e terrestres (KJERFVE,1989). Margeiam mais do que 13% (aproximadamente 32000 km) das bordas continentais de todo o mundo, com as lagoas sul americanas ocupando cerca de 12,2% desse total (CROMWELL, 1971). Estão entre os ecossistemas com as maiores taxas de produção primária no mundo (BUNT, 1992; BIANCHI, 2007). Tal fato está diretamente associado ao grande suplemento de nutrientes oriundos de ambientes terrestres, que podem ter origens naturais, antropogênicas ou ambas (ZHANG & LIU, 1994; ABREU et al., 1995; SOUZA et al., 2003, 2009). Além da fonte continental, o aporte de nutrientes para as lagoas costeiras pode se dar por via atmosférica, aportes de água subterrânea ou pelo mar adjacente através de fenômenos como a ressurgência costeira, movimentos de maré ou por outros processos de circulação de águas (BILLEN et al., 1991; WOLLAST, 1993). Lagoas costeiras desempenham um importante papel no acúmulo, modificação e transporte de nutrientes, mediando seus fluxos entre o ambiente continental e oceânico (VALIELA 1995; KNOPPERS e KJERFVE 1999). Porém, a ocupação e a super exploração de áreas costeiras para as mais diversas finalidades tem contribuído para a deterioração de sistemas lagunares e outros ecossistemas costeiros, como manguezais, estuários e deltas (HÅKANSON 2008). Em geral, essas atividades vêm acompanhadas de altas cargas de nutrientes, o que tem expressamente contribuído para o processo de eutrofização (WOLLAST 1993).

Dentre todos os nutrientes necessários para o crescimento do fitoplâncton em um ecossistema aquático, o fósforo (P) possui um papel de destaque dada a sua participação em diferentes processos vitais. Esse elemento é fundamental na estrutura das membranas biológicas, dando a característica anfipática dos lipídios que as constituem. Ele também está presente na estrutura dos ácidos nucleicos responsáveis pelo armazenamento e transmissão das informações genéticas, assim como a tradução e expressão em proteínas. Além disso, possui extrema importância

no metabolismo energético (ao armazenar energia química em suas ligações com o nucleosídeo adenosina) e celular (componente de várias enzimas e vitaminas). O teor de fósforo em células fitoplanctônicas, crescendo em um ambiente com uma oferta regular desse nutriente, é de aproximadamente 1 a 1,2% do seu peso seco (REYNOLDS, 2006), com uma razão atômica de cerca 106 C: 1 P (REDFIELD, 1934). Porém, devido a sua grande importância, algumas espécies podem assimilar esse elemento além de suas necessidades momentâneas (consumo luxuriante), garantindo o seu crescimento e/ou a manutenção da população da espécie em questão (SIGEE, 2005), mesmo quando esse elemento se encontra escasso no ambiente.

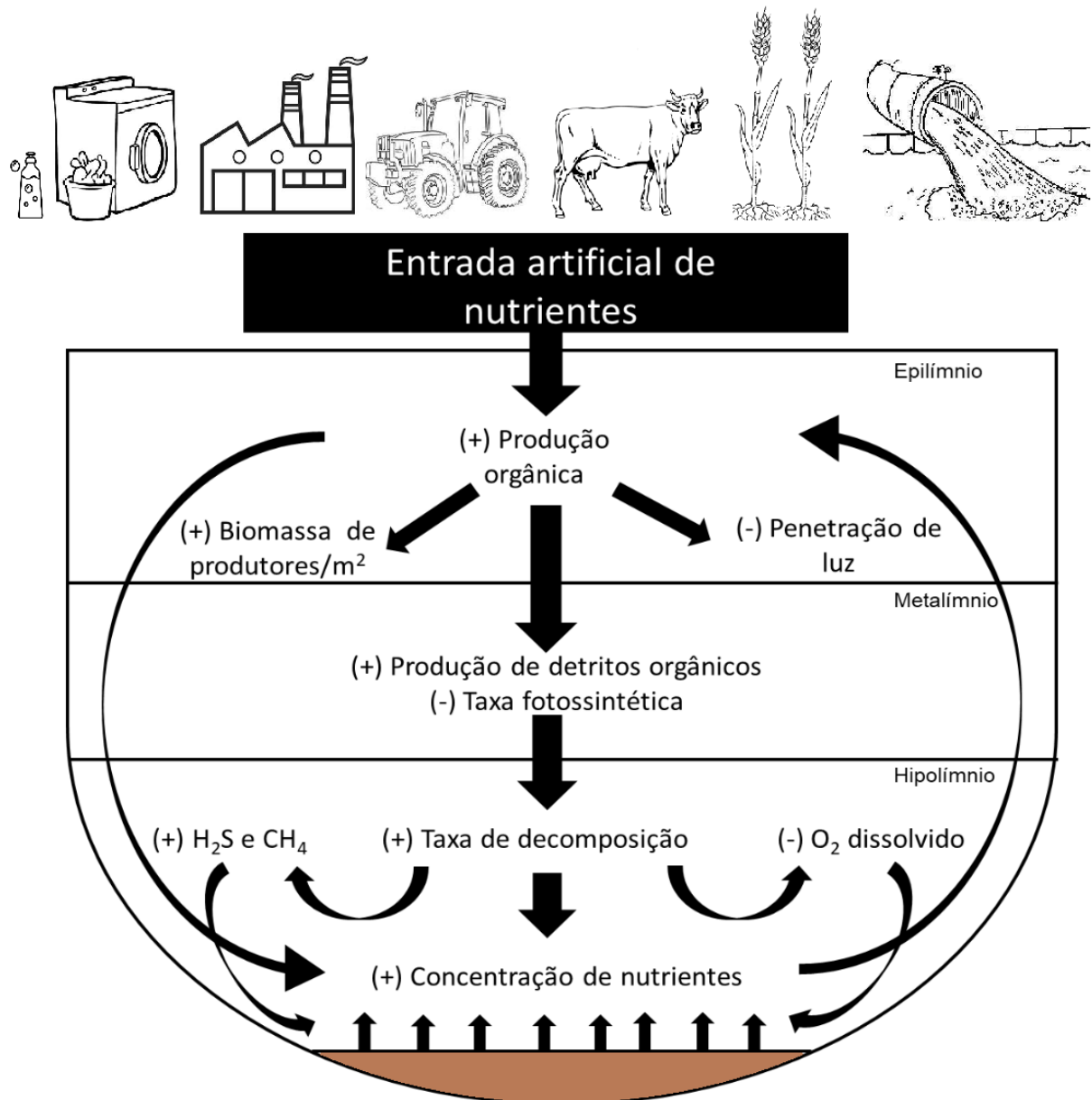
Diferente de outros nutrientes como o nitrogênio (N) e o carbono (C), não há um estoque atmosférico de fósforo. Assim, a entrada de P nos corpos hídricos, que contrabalanceia a sua perda para o sedimento por precipitação, se dá basicamente por pequenas concentrações, entre 0,2 e 0,3 μM , presentes nas águas das chuvas (REYNOLDS, 2006) e, principalmente, pelo carreamento (por águas de escoamento superficial) de formas de fósforo (de baixa biodisponibilidade), gerados pelo intemperismo, para interior do corpo d'água (EMSLEY, 1980). Dessa forma, o conteúdo de fósforo armazenado nos minerais primários das rochas presentes na bacia de drenagem é a principal fonte desse elemento para os ecossistemas aquáticos continentais prístinos. Dentre esses minerais podemos destacar a apatita que aprisiona 95% de todo o fósforo que existe na crosta terrestre (SMIL, 2000). Partículas de solo, rochas e organismos, bem como compostos voláteis liberados de plantas ou queimadas naturais podem representar fontes extras de fósforo e que podem alcançar os corpos hídricos por deposição atmosférica (NEWMAN, 1995). A entrada de fósforo a partir das reservas de água subterrânea também são relatadas na literatura, porém sua concentração nessas fontes é considerada baixa (WETZEL, 2001). Em baixas concentrações o fósforo pode atuar como fator limitante para o crescimento da comunidade fitoplanctônica (DUGDALE & GOERING, 1967; BERMAN, 1988; HECKY & KILHAM, 1988). Sua frequente escassez na forma biologicamente disponível explica por que em muitos ecossistemas aquáticos continentais esse elemento é colocado como principal limitador de produtividade (WETZEL, 2001). Porém, sua grande oferta em um corpo hídrico pode levar a um desequilíbrio ambiental conhecido como eutrofização (SELKIRK, 1982; HESSEN et al., 1997; GLIBERT et al., 2001; ANDERSON et al., 2002; SCHINDLER et al., 1973).

Eutrofização

A eutrofização é considerada o problema mais importante que afeta a qualidade da água em ambientes de águas doces e costeiras em todo o mundo (SMITH & SCHINDLER, 2009). Esse processo caracteriza-se pelo aumento nas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, e tem por consequência a modificação das características físicas, químicas e biológicas do ecossistema aquático. A eutrofização pode ocorrer naturalmente ou por interferência antrópica (eutrofização artificial ou cultural) e tem como uma de suas principais consequências o aumento excessivo da produção de biomassa de produtores primários (SMITH et al., 1999, PAERL e HUISMAN, 2008, HUTCHINSON, 1957). A eutrofização natural é um processo lento e contínuo, que ocorre em função do tempo, devido a processos naturais de erosão, lavagem e carreamento de nutrientes da bacia de drenagem para o interior do corpo d'água (WETZEL, 1983; MARGALEF, 1983; SCHIEWER, 1998), podendo até mesmo ser considerada um processo natural de envelhecimento do lago. Por outro lado, a eutrofização artificial é promovida por atividades antrópicas e pode ter diferentes origens, tais como, o lançamento de resíduos orgânicos oriundos principalmente de esgoto doméstico não tratado (rico em dejetos humanos e detergentes sintéticos polifosfatados) de uma população humana em constante crescimento; o descarte de água poluída por indústrias, principalmente aquelas de processamento de alimentos; a chegada de fertilizantes químicos (fosfatados e/ou nitrogenados) utilizados em atividades agrícolas, cuja entrada no sistema hídrico pode se dar por seu arrasto pela água das chuvas ou por lixiviação, até alcançar o lençol freático (ARBUCKLE et al., 2001; CARPENTER et al., 1998). A contribuição diária de fósforo por habitante no Brasil foi estimada em até 3,3 g (VON SPERLING, 2005; ABIPLA, 2004)

A eutrofização artificial pode ser descrita como uma sequência de causas e efeitos bem evidentes no epilímnio, metalímnio e hipolímnio esquematizados na figura 1.

Figura 1 – Processo e consequências da eutrofização.



Legenda: Processo e principais consequências da eutrofização artificial nas diferentes camadas (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) de um em ecossistema aquático.
Imagem: Modificado de Esteves (2011).

O crescimento excessivo da biomassa fitoplanctônica e/ou de macrófitas aquáticas flutuantes, leva a uma redução da transparência da água e penetração da luz. Como consequência, há uma redução da atividade fotossintética das camadas inferiores, como aquelas realizadas por macrófitas submersas e com folhas flutuantes, o que leva a um déficit da produção de oxigênio necessário para atender à demanda dos organismos aquáticos. Ao mesmo tempo, o aumento da oferta de matéria orgânica leva ao crescimento de bactérias decompositoras aeróbicas, que crescem

às custas do consumo de oxigênio, fato que acaba por aumentar ainda mais a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Em virtude dessas condições, vertebrados e invertebrados aquáticos acabam por morrer elevando a quantidade de matéria orgânica que pode ser decomposta no sistema (BOQIANG et al., 2012). A grande disponibilidade de matéria orgânica, somada à depleção dos níveis de oxigênio, leva ao crescimento de agentes decompositores com capacidade de atuar mesmo em situações anaeróbicas. Através da decomposição, esses organismos acabam por disponibilizar ainda mais fósforo para o crescimento de organismos fotossintetizantes que toleram essas condições (BOQIANG et al., 2012). Portanto, a interrupção ou redução do aporte externo de nutrientes é uma das primeiras medidas necessárias para a mitigação da eutrofização e seus efeitos.

No hipólímnio a mortalidade de organismos aquáticos e a chegada de detritos orgânicos contribuem para a formação de sedimentos orgânicos, que em condições anaeróbicas produzem gases como metano e sulfídrico, que potencializam a letalidade do ambiente tanto por sua toxicidade quanto pelo aumento do consumo do já escasso oxigênio necessário para sua oxidação. O ambiente hipóxico (reduzido), gerado na interface sedimento-água, favorece a liberação do fósforo adsorvido às partículas de sedimento que contêm de hidróxido de ferro (FeOH_3), que pode alcançar o epilímnio por difusão e agravar os problemas tróficos do reservatório de água (AMIRBAHMAN et al., 2013; LAKE et al., 2007). Dessa forma, o sedimento atua como uma fonte interna de nutrientes que favorecem a eutrofização (LIJKLEMA et al., 1994; WU et al., 2001), fenômeno conhecido como “carga interna” (em inglês, *internal loading*). O ferro (reduzido) livre pode combinar-se com o gás sulfídrico produzido nesse ambiente, formando compostos altamente insolúveis, denominados sulfeto ferroso ou dissulfeto ferroso (pirita), que ao precipitar-se, remove o ferro da coluna d'água e o imobiliza no sedimento, evitando sua adsorção ao fósforo, que dessa forma permanecerá livre (ESTEVES, 2011). O ambiente anaeróbico ainda favorece a formação e o despreendimento de bolhas formadas por gás metano e sulfídrico a partir do sedimento. Ao se desprenderem, essas bolhas revolvem o sedimento, promovendo a liberação de nutrientes nele armazenados (OHLE, 1978).

Portanto, para a restauração de um ambiente eutrófico não basta apenas eliminar as fontes externas, também se faz necessária a redução da liberação interna de fósforo. Isso porque esse nutriente pode se acumular no sedimento de corpos

hídricos submetidos a longos períodos de altas cargas e sua liberação a partir desse ponto para a coluna d'água, pode ocorrer durante décadas, mesmo após cessadas as fontes externas (KAISERLI et al., 2002; GRANÉLI, 1999; YU et al., 2017). Para isso, é essencial conhecer a quantidade de fósforo presente no sedimento e avaliar a capacidade de sua liberação para a coluna d'água (CAVALCANTE et al, 2018).

As florações de cianobactérias

O crescimento excessivo de algas (florações) nocivas – FANs (ou HABs, do inglês *Harmful Algal Blooms*), geralmente dominado por cianobactérias (CyanoHABs), é um dos principais sintomas da eutrofização. Esse fenômeno contribui para a degradação de ecossistemas aquáticos continentais e é um dos principais e mais graves problemas ambientais a ser estudado pela limnologia atual (CHORUS e BARTRAM, 1999; DE FIGUEIREDO et al., 2004; PAERL e PAUL, 2012). As CyanoHABs promovem a perda da qualidade cênica, odores desagradáveis, desoxigenação da água, aumento da turbidez, mortalidade de peixes, alterações na rede trófica e perda da biodiversidade, comprometendo o uso seguro da água para diversas finalidades (CODD et al., 2005). Estão em conflito com a qualidade da água segura e esteticamente aceitável, características necessárias em uma sociedade moderna (STEFFENSEN, 2008). Tudo isso gera prejuízos em serviços importantes, como no tratamento de água potável, recreação, oneração para órgãos públicos de saúde, aquicultura e pesca (PAERL e PAUL, 2012).

CyanoHABs podem ocorrer em diversas regiões ao redor do mundo, sendo favorecidas por diversos fatores ambientais (temperatura, pH e a concentração de nutrientes) e uma série de estratégias adaptativas desses organismos, como fixação de nitrogênio, mecanismos de concentração de CO₂, flutuabilidade, produção de cianotoxinas e estratégias eficientes de captação e utilização da luz e nutrientes (HUISMAN, Jef et al., 2018; Paerl, 2013). Alguns autores sugerem que tendência atual de aumento gradual da temperatura global tende a promover o aumento das florações de cianobactérias, principalmente em lagos de águas doces e salobras (PAERL & HUISMAN, 2008; O'NEIL et al., 2012; HUISMAN et al., 2018; PAERL, 2016). O

aquecimento global também favorece diversos fatores ambientais que contribuem para o aumento da duração e extensão das CyanoHABs, como menor mistura da coluna d'água e uma estratificação mais estável da mesma. Essas são condições ideais para cianobactérias com flutuabilidade positiva obterem melhor acesso a luz e sombrear o fitoplâncton e macrófitas subjacentes. (HUISMAN, Jef et al., 2018; PAERL, 2016; LÜRLING, 2013).

As cianobactérias apresentam diferentes estratégias adaptativas que as permitem aproveitar recursos limitantes, como luz e nutrientes, bem como mecanismos contra perdas por sedimentação e predação (LITCHMAN e KLAUSMEIER, 2008). A entrada excessiva de nutrientes é o principal processo responsável pelas florações de espécies fitoplanctônicas, principalmente de cianobactérias, que podem crescer em grandes densidades (CHORUS et al., 2000). Porém, entre as espécies de cianobactérias há variedade de estratégias para maximizar a utilização de fósforo, algumas podem crescer mesmo onde a disponibilidade desse nutriente é baixa (MICHELE A. et al. 2018), outras podem alternar entre um modo passivo e ativo de captura desse nutriente em resposta a sua disponibilidade no ambiente (FALKNER et al., 1995; RICHIE et al., 2001), enquanto que algumas espécies podem assimilar fósforo além de suas necessidades momentâneas (consumo luxuriante), garantindo o crescimento e/ou manutenção de sua população (SIGEE, 2005). Certas espécies de cianobactérias também possuem a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (N_2), produzindo amônia (NH_3). Embora esse seja um processo com alto custo energético, essa estratégia garante a obtenção desse nutriente em sua forma biodisponível, mesmo quando ele se encontra escasso na coluna d'água (SMITH, 1983). Além disso, algumas espécies de cianobactérias possuem a capacidade de capturar CO_2 e bicarbonato e utilizá-los como fontes inorgânicas de carbono de uma forma bem satisfatória (SANDRINI et al., 2016).

Cianobactérias filamentosas são boas antenas de luz devido à alta razão entre sua superfície e seu volume. As pequenas unicelulares apresentam rápido crescimento, enquanto outras formam grandes colônias mucilaginosas que podem evitar a herbivoria do zooplâncton, além de sombrear e prejudicar outras espécies que não são boas competidoras em condições de pouca luz. Esse sombreamento é facilitado por espécies portadoras de aerótopos, que podem controlar sua altura na coluna d'água e manter-se no topo da mesma (SCHEFFER et al., 1997; REYNOLDS,

2006). Algumas espécies de cianobactérias estão ainda equipadas com a capacidade de produzir substâncias alelopáticas que podem inibir o crescimento de outras espécies (GANTAR et al., 2008).

As cianobactérias também produzem inúmeros compostos, dentre os quais, destacam-se as cianotoxinas. Essas substâncias tóxicas podem ser prejudiciais para invertebrados, vertebrados aquáticos e para o próprio ser humano, tornando-se um grave problema de saúde pública. Casos de intoxicação por cianotoxinas já foram reportados tanto em animais (FAASSEN et al., 2012; LÜRLING & FAASSEN, 2013) quanto em seres humanos (JOCHIMSEN et al., 1998). Casos de intoxicação humana foram registrados no Brasil devido à utilização de águas contaminadas em clínicas de hemodiálise em Caruaru (Pernambuco) (JOCHIMSEN et al., 1998; AZEVEDO et al., 2002) e Rio de Janeiro (SOARES et al., 2006), sendo o primeiro caso o mais conhecido.

Lesões hepáticas por microcistinas também foram registradas na Austrália e relacionadas a um período em que a água de abastecimento foi tratada com adição de uma substância capaz de provocar rompimento das células de cianobactérias permitindo a liberação de toxinas (FALCONER et al., 1983). Além de fatalidades, há também casos de irritações na pele e mucosa ocular devido ao contato da água contaminada, vertigem, fadiga e gastroenterite aguda devido à sua ingestão acidental. São conhecidos três tipos de cianotoxinas: microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina. As do primeiro tipo provocam danos nas células hepáticas, podendo levar a necroses do tecido quando ingeridas. Já as saxitoxinas são neurotóxicas e afetam principalmente o sistema nervoso. Estudos recentes apontam que algumas saxitoxinas pode potencializar a morte de células neurais e malformações cerebrais induzidas pelo Zika vírus. Tal fato sugere uma relação entre o alto índice dos casos de microcefalia (doença que causa uma malformação congênita em que o cérebro não se desenvolve de maneira adequada) no nordeste entre os anos de 2015 - 2018 e o fato dessa região ter tido a maior incidência de liberação dessa toxina em reservatórios no mesmo período (PEDROSA, 2020). A cilindrospermopsina é capaz de bloquear a síntese de proteínas, causando problemas renais e hepáticos.

Algumas cepas de espécies formadoras de florações também podem produzir uma substância volátil chamada geosmina. Essa substância confere sabor e odor

desagradáveis à água, que é percebido pelos consumidores como uma indicação de baixa qualidade da água, o que pode causar transtornos ao abastecimento, como o presenciado no Estado do Rio de Janeiro no ano de 2020 (SOTERO-MARTINS et al., em fase de elaboração)¹. Embora não haja estudos indicando a toxicidade dessa substância em células humanas, estudos relatam que a geosmina atrai e estimula a oviposição de fêmeas do mosquito do gênero *Aedes*, responsáveis pela transmissão de diversas arboviroses, como a dengue, zika, chikungunya, e febre amarela, moléstias que assolam países tropicais como o Brasil (NADIA et al., 2020; LOGANATHAN et al., 2008).

As cianobactérias dispõem de uma gama de estratégias adaptativas que as permitem sobreviver e se proliferar em diferentes condições ambientais, formando densas florações que podem causar problemas de saúde pública e/ou sociais. Nessas situações são necessárias medidas de prevenção e remoção, que podem envolver agentes físicos, químicos e biológicos (LÜRLING, 2016; HUISMAN et al., 2018; COOKE, G. Dennis et al., 2005). Nas últimas décadas, a Lagoa de Jacarepaguá tem se destacado como palco para eventos extremos de eutrofização (figura 2), com intensas florações de cianobactérias (GOMES et al. 2009; De MAGALHÃES et al., 2018).

Figura 2 – Floração de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Floração de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá, um ambiente hipereutrofizado.
Foto: Mário Moscatelli, 2017.

¹ SOTERO-MARTINS, Adriana et al. Caracterização dos Períodos de Crise e Pós-Crise Hídrica da Água Bruta da Bacia do Guandu através de Parâmetros de Qualidade. A ser publicado.

Análise sistêmica de um ambiente eutrófico

Identificar as causas de um problema é uma condição prévia indispensável para resolvê-lo. Esse é o propósito da análise sistêmica, já que muitas vezes a eutrofização não apresenta causas e soluções tão evidentes. A análise sistêmica inclui o estudo sobre funcionamento biológico do sistema, o balanço de massas (hídrico e de nutrientes), estudo dos parâmetros físicos e químicos do sistema, bem como uma análise de custo-benefício das técnicas sugeridas para recuperação do sistema (LURLING et al., 2016). De acordo com esses autores, o primeiro passo para o controle da eutrofização é uma análise do sistema, que revelará os principais fluxos de água e fósforo e a estrutura biológica do corpo d'água.

Reduzir a eutrofização requer decisões políticas complexas que incluem o controle de uma combinação de fatores que atuam no processo de eutrofização (SCHINDLER, 2006). Uma questão importante para pesquisadores e gestores de recursos hídricos, ao se adotar medidas para o controle da eutrofização, é saber qual ou quais fontes de nutrientes, fósforo e/ou nitrogênio, devem ser controladas. O controle da eutrofização e de florações de cianobactérias deve basear-se na redução do aporte de nutrientes que pode ser fortemente reduzido de forma economicamente viável e eficiente para a mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias. A melhor escolha dependerá de cada sistema e das espécies que nela habitam.

Alguns autores afirmam que é necessário um esforço conjunto em reduzir tanto as cargas de fósforo quanto de nitrogênio no sistema, já que a concentração de esforços na redução do aporte de apenas um nutriente não terá o efeito necessário para a mitigação da eutrofização e florações de cianobactérias, a menos que haja muitas evidências ou estudos que justifiquem essa medida e que essa escolha não cause prejuízos ao ecossistema (CONLEY, 2009). Contudo, não é possível afirmar que a redução da oferta de nitrogênio seja essencial para o controle da eutrofização, já que faltam dados de estudos em escala de ecossistema que comprovem que a remoção do nitrogênio favorece a mitigação da eutrofização (SCHINDLER, 2009). Além disso, vários estudos mostram que a redução somente da oferta de fósforo foi bem-sucedida no controle da eutrofização em diferentes tipos de ecossistemas aquáticos (BRATTBERG, 1986; SCHINDLER, 2008; JEPPESEN, et al., 2005;

SCHELSKE et al., 2006). SCHINDLER (2009) também pontua que a redução global dos insumos de nitrogênio em conjunto com o fósforo custaria bilhões de dólares, o que poderia desencorajar qualquer tipo de tratamento planejado por autoridades, principalmente nos países em desenvolvimento como o Brasil.

A recuperação de sistemas aquáticos eutrofizados é uma medida importante para assegurar a oferta de serviços ecossistêmicos importantes e a disponibilidade de água de boa qualidade para diversas finalidades. Contudo, sistemas aquáticos em estágios avançados de eutrofização não conseguem retornar às condições ecológicas originais através de mecanismos próprios. O sucesso da recuperação de ambientes degradados dependerá de um bom diagnóstico e de medidas de gestão eficientes e específicas para cada sistema a ser estudado (EVINER e HAWKES, 2008).

O balanço de massas é uma descrição quantitativa de todos os nutrientes que entram, saem e se acumulam em um sistema (COOKE et al., 2016). É baseado na lei da conservação das massas, não importando seu movimento ou as reações que esse nutriente possa sofrer (BARBOSA, 2019). Esse balanço se constitui em uma ferramenta e um componente importante para a análise sistêmica e permite a identificação das principais fontes, assim como as quantidades de nutrientes no sistema. Essa ferramenta pode proporcionar uma gestão eficiente de sistemas eutróficos através do planejamento de medidas de mitigação para o controle da eutrofização e de florações de cianobactérias (LURLING, et al., 2016).

Os primeiros estudos abordando o balanço de massas descritos por Vollenweider (1969), consideravam as cargas de entrada e saída de fósforo dos lagos, além de sua perda na coluna d'água por sedimentação. Modelos posteriores passaram a incluir variáveis hidráulicas e a morfometria na previsão das concentrações de fósforo em ambientes aquáticos (SALAS e MARTINO, 1991) e considerar o balanço de massa ao longo de um ciclo hidrológico (DILLON e MOLOT, 1996), quantificando a carga de nutrientes exportada pela bacia de drenagem. De forma prática, a retenção de fósforo em sistemas hídricos está diretamente relacionada à carga externa e ao tempo de residência das águas (VOLLENWEIDER, 1976). Porém, esse modelo não levava em consideração um ambiente fortemente influenciado pela carga interna (SØNDERGAARD et al., 2003). A carga interna representa um grande risco à eutrofização e/ou atraso da restauração de lagos ou reservatórios (KAISERLI et al., 2002; GRANÉLI, 1999; YU et al., 2017). Embora no

passado muitos estudos tenham focado na avaliação das cargas externas (BARBOSA, 2019), atualmente, nota-se um crescente interesse em compreender a cargas interna e o seu papel na eutrofização de sistemas hídricos ao redor do mundo (SØNDERGAARD, Jensen, e JEPPESEN, 2003; LIU et al., 2013; WANG et al., 2017; NIKOLAI e DZIALOWSKI, 2014; LURLING, et al., 2016).

O modelo “Land Ocean Interactions in Coastal Zone” (LOICZ), tem sido muito utilizado para ambientes costeiros (GORDON et al., 1996). No Brasil o modelo tem sido utilizado por diversos estudos (NORIEGA, 2011, 2019; CERDA et al., 2013; Dupra et al., 2000; SOUZA et al., 2003,2009). Estabelece o balanço de massas de materiais não conservativos, como o fósforo, a partir de dados hidrológicos, morfométricos e de salinidade dos sistemas de estudo. Além do balanço de materiais conservativos e não conservativos, o modelo ainda apresenta uma estimativa simplificada do metabolismo do sistema, sem a necessidade de uma base de dados complexa, o que muitas vezes pode não estar disponível em localidades que não investem o suficiente em estudos e pesquisas. Portanto, o modelo LOICZ se constitui como uma das ferramentas disponíveis mais completas para o estabelecimento balanço de materiais em ambientes costeiros.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo geral

Este estudo tem como objetivo identificar as principais fontes internas e externas de fósforo e suas contribuições para a eutrofização e frequentes florações de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá.

Nossa hipótese é que não somente os aportes externos, mas também o fluxo interno do sedimento é fonte importante de nutrientes para a coluna de água, o que favorece o fenômeno de constantes florações de cianobactérias nocivas na Lagoa de Jacarepaguá.

1.2 Objetivos específicos

Mais especificamente, neste estudo visamos responder:

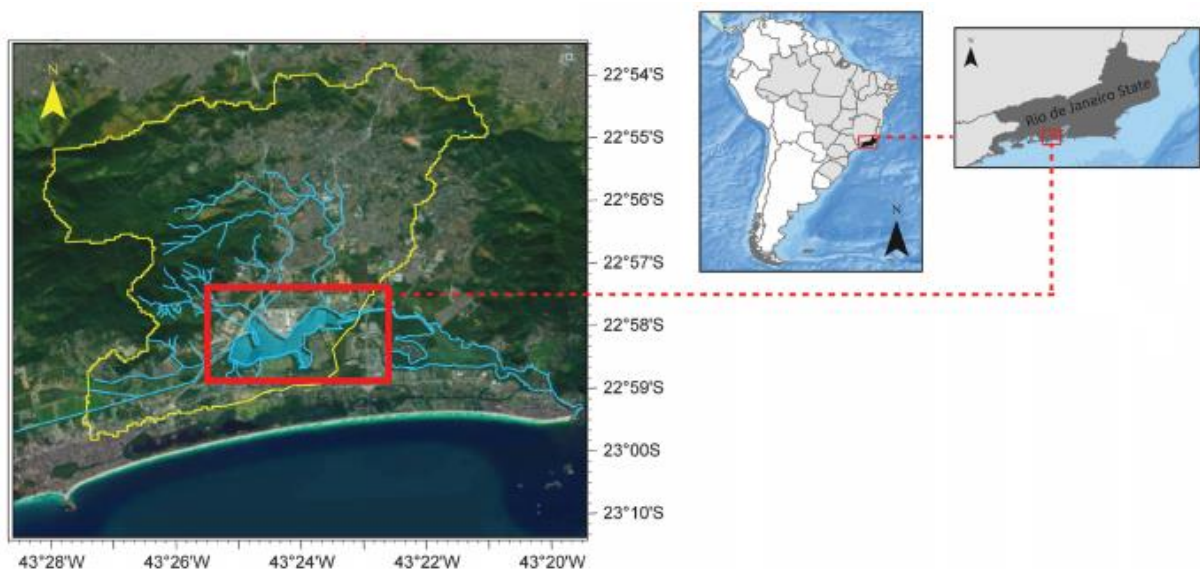
- I) Quais são as características limnológicas da Lagoa de Jacarepaguá
- II) Quais as fontes externas e internas de fósforo e as suas contribuições para eutrofização da Lagoa de Jacarepaguá?
- III) Qual o balanço de massa do elemento P nessa lagoa?
- IV) Qual o metabolismo líquido desse sistema?
- V) Quais medidas podem ser adotadas para mitigar a eutrofização e florações de cianobactérias nesse sistema?

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Lagoa de Jacarepaguá (em Tupi *yakaré-upá-guá* ou 'lagoa rasa dos jacarés') está localizada no Bairro de Jacarepaguá entre os paralelos 22°58'S e 23°00'S e meridianos 43°21' O e 43°25', na Zona Oeste do município do Rio de Janeiro (figura 3). É um sistema oligohalino, raso, com profundidade média de 3,3 m, 3,7 km² de espelho d'água e volume de 12.276.000 m³. Sua bacia de drenagem ocupa uma área de 102,8 km² e está limitada ao norte pelo maciço da Pedra Branca, ao sul pelo Oceano Atlântico e a Oeste pelo maciço da Tijuca e por elevações menores como o morro do Rangel, morro do Urubu, morro do Portelo, morro do Amorim, morro do Cantagalo e morro do Outeiro (CALHEIROS, 2006; SANTOS, 2014; SEMADS, 2001).

Figura 3 – Localização da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Localização continental (centro) e estadual (direita) da Lagoa de Jacarepaguá. A imagem mais à esquerda mostra a bacia de drenagem (em amarelo) da lagoa (em vermelho) no Sistema lagunar de Jacarepaguá.

Fonte: Modificado de Marinho et al (2019).

A Lagoa de Jacarepaguá faz parte do Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá (figura 4) juntamente com as lagoas da Tijuca, Marapendi e Camorim (DOMINGOS, 2001). A Lagoa de Camorim liga a Lagoa de Jacarepaguá à Lagoa da Tijuca, que por sua vez conecta-se ao mar através do Canal do Joatinga, permitindo a troca da água do Complexo Lagunar com o mar. Os rios e canais da bacia contribuinte do Sistema Lagunar de Jacarepaguá são classificados para preservação de flora e fauna e uso estético (Diretriz da extinta Feema nº. 109). Porém esses rios atravessam grande parte dos bairros de Jacarepaguá e áreas adjacentes, trazendo em suas águas grande quantidade de sedimentos, resíduos industriais e domésticos. As principais características desses rios são apresentadas na tabela 1.

Figura 4 – Complexo Lagunar de Jacarepaguá.



Legenda: Lagoas e canais que compõem o Complexo Lagunar de Jacarepaguá: (1) Lagoa de Jacarepaguá – (2) Lagoa de Camorim – (3) Lagoa da Tijuca – (4) Lagoa de Marapendi – (5) Canal do Joatinga.

Fonte: Modificado de Masterplan (2015).

Tabela 1 – Características dos principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá.

Sub-Bacias Hidrográficas	Área (km ²)	Tributários	Bairros	Extensão (km ²)	Área florestada (%)	Área Urbanizada (%)	Vazão (m ³ /s)
Sub-bacia do Rio Guerengê	21,9	Rio Arroio Pavuna	Curicica	1,5	29,2	70,8	0,551
Sub-bacia da Zona dos Canais	72,07	Rio do Marinho	Vargem pequena	3,5	28,7	71,3	0,196
		Rio Passarinhos	Jacarepaguá	2	15,7	84,7	---
Sub-bacia do Rio Passarinhos	8,49	Rio Pavuninha	Jacarepaguá e Curicica	2,2	10,4	89,6	0,175
		Rio do Camorim	Camorim e Vargem Pequena	6,5	72,5	27,5	0,188
Sub-bacia do Rio Camorim	11,76	Rio Caçambé	Jacarepaguá	2,5	54,4	45,6	0,122

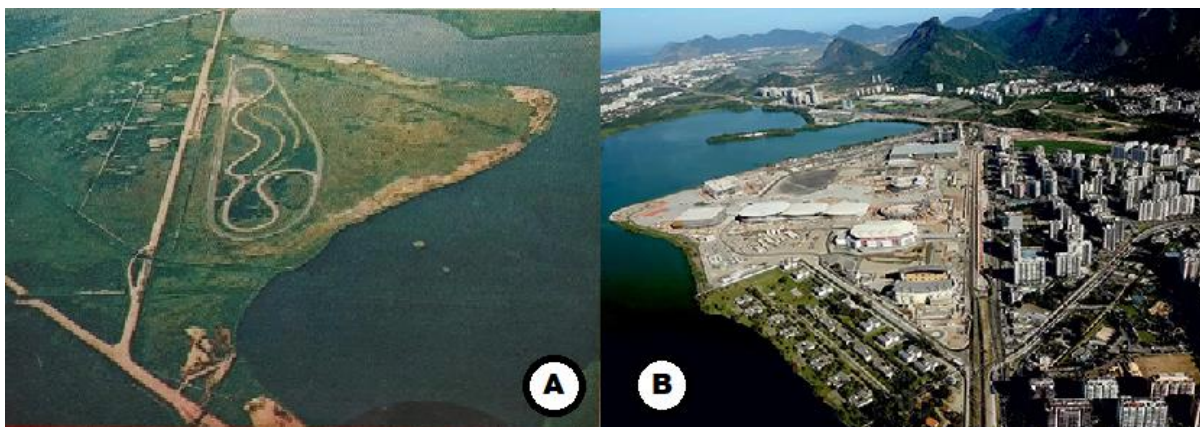
Legenda: Principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá, suas sub-bacias hidrográficas, áreas de drenagem e bairros atendidos

Fontes: COHIDRO, 2006; Sondotécnica, 1998; SERLA; IPP, 2009.

O problema de saneamento ambiental no entorno do Complexo Lagunar de Jacarepaguá teve início com explosão demográfica na região a partir da década de 70 (figura 5), a partir de crescente instalação de conjuntos habitacionais e condomínios na região (FREITAS, 2009; SANTOS, 2014). Ainda nessa década, como solução paliativa, foi publicado um decreto que obrigava edifícios e condomínios de casas com mais de 40 unidades habitacionais a possuir suas próprias estações de tratamento para que os resíduos fossem lançados de forma segura nas lagoas (SANTOS, 2014). A partir da década de 80 já existia uma preocupação real das autoridades e a busca por uma solução definitiva para o esgoto produzido na região, que era lançado no mar. Contudo, a demora da criação e implantação dessas soluções geraram um grande problema ambiental para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, em virtude do avanço da poluição e contaminação de suas águas (FREITAS, 2009; SANTOS, 2014). Na Lagoa de Jacarepaguá o problema é agravado pelo fato desta ser a mais continental do Complexo Lagunar, o que dificulta a troca de suas águas com o mar, o que contribui e potencializa os efeitos da eutrofização (DOMINGOS, 2001; GOMES, 2009). Hoje a Lagoa de Jacarepaguá é classificada

como hipereutrófica (NÜRNBERG, 1996) (tabela 2) e apresenta constantes florações de cianobactérias, resultado das elevadas concentrações de nutrientes geradas por atividades antrópicas (De MAGALHÃES et al., 2001; GOMES et al., 2009).

Figura 5 – Modificação na ocupação do entorno da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Comparação do entorno da Lagoa de Jacarepaguá na década de 60 (A) e na segunda década dos anos 2000 (B) revela o grande crescimento populacional dessa região.
Fontes: Flávio Gomes (2016) e Época (2015).

Tabela 2 – Classificação trófica de um corpo hídrico (NÜRNBERG, 1996).

	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
FT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	< 10	10 – 30	31 – 100	> 100
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	< 350	350 – 650	651 – 1200	> 1200
Chl ($\mu\text{g l}^{-1}$)	< 3,5	3,5 – 90	9,1 – 25	> 25
Transparência / disco de Secchi (m)	> 4	4 – 2	1,9 – 1	< 1

Legenda: Classificação de estado trófico de um corpo hídrico baseado nas médias de parâmetros físicos, químicos e biológicos da superfície da coluna d'água.
Fontes: Modificado de NÜRNBERG, 1998.

A Lagoa de Jacarepaguá está localizada em uma região de intensa e desorganizada ocupação urbana, que atualmente se destaca como uma das áreas de maior crescimento populacional no município do Rio de Janeiro. O forte estresse gerado pela crescente e incessante demanda sócio-econômica-ambiental tem conduzido esse ambiente a uma rápida e contínua degradação. Dentre as principais

atividades que geram impacto negativo, verifica-se o lançamento de esgoto de origem doméstica *in natura*, especialmente aqueles de hotéis, shoppings e condomínios (já implantados ou mesmo em construção na região) (INEA) e de comunidades pobres compostas por habitações precárias, que se estabelecem principalmente as margens dos rios, justamente por serem áreas menor especulação imobiliária e, sujeitas às frequentes inundações (ARAÚJO, 2007). Nessas comunidades, além da poluição por esgotamento sanitário, os rios também recebem descarte irregular de resíduos sólidos (ARAÚJO, 2007). Com a crescente urbanização, houve a necessidade de criação de um sistema de drenagem para o recolhimento das águas de escoamento superficial sobre a área impermeabilizada. Essa água traz consigo consideráveis cargas poluidoras de material sólido ou solúvel originados por derramamentos e deposição atmosférica por fabricas ou veículos, desgaste da pavimentação, restos de vegetação, lixo e poeira, dejetos e erosão (ARAÚJO, 2007).

2.2 Monitoramento limnológico, coleta e análise de amostras da Lagoa de Jacarepaguá e tributários

Para o monitoramento limnológico dos principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá, foram realizadas coletas nos meses de junho/17, setembro/17 e coletas mensais de novembro/17 a abril/18 (tabela 1) nos seguintes pontos confluência dos rios dos Rios Pavuninha, Passarinhos e Caçambé (S 22° 58' 29", W 43° 24' 13") referido apenas como Rio Caçambé nesse trabalho, Rio Arroio Pavuna (S 22° 58' 25", W 43° 22' 4"), Rio Camorim (S 22° 58' 31", W 43° 24' 48") e Rio do Marinho (S 22° 59' 14", W 43° 24' 53") (figuras 6 e 7). Amostras para análises de nutrientes foram coletadas com auxílio de um balde (em locais de fácil acesso) ou garrafa de Van Dorn (para locais onde o acesso à água era limitado) e acondicionadas em frascos plásticos, resfriadas e levadas para o laboratório.

Figura 6 – Principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Ponto de coleta nos principais tributários da Lagoa de Jacarepaguá (A) Confluência dos rios dos Rios Pavuninha, Passarinhos e Caçambé – (B) Rio Arroio Pavuna – (C) Rio Camorim – (D) Rio do Marinho.

Em período concomitante ao previamente citado, foram realizadas amostragens em dois pontos na Lagoa de Jacarepaguá: Ponto JAC 18 (S 22° 58' 36.8" , W 43° 22' 48.5") e JAC 20 (S 22° 59' 14.1" , W 43° 24' 9.6") (figura 7). A salinidade, o pH e oxigênio dissolvido da água foram medidos através de sonda multiparamétrica (YSI modelo 600 QS); a transparência da água foi medida através da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (figura 8), e a zona eufótica estimada como 2,7 vezes a profundidade de Secchi (COLE, 1994). Amostras integradas da coluna d'água de cada ponto de coleta foram obtidas com um tubo coletor de PVC de 1,0 m e 4,2 cm de diâmetro, acondicionadas em frascos plásticos, resfriadas e levadas ao laboratório para análises de clorofila e nutrientes.

Figura 7 – Pontos de coleta de amostras na lagoa e nos tributários.



Legenda: Pontos de coleta de amostras da lagoa e dos tributários. P1, JAC 18, P4, JAC 20 e P5 correspondem aos cinco pontos de coleta de água e/ou sedimento da Lagoa de Jacarepaguá – Os pontos de coleta dos tributários estão representados pelas siglas: RMR – Rio do Marinho, RCM – Rio Camorim, RCB – Rio Caçambé e RAP – Rio Arroio Pavuna. Imagem gerada no Google Earth, fevereiro 2020.

No laboratório, as amostras dos tributários e dos pontos da lagoa foram filtradas (filtros GF-3 - Macherey-Nagel) para análise de nutrientes dissolvidos, enquanto amostras não filtradas foram utilizadas para a determinação dos nutrientes totais. Nos dois casos as amostras foram congeladas e armazenadas em refrigerador até o momento da análise. As concentrações de fósforo solúvel reativo (FSR) e total foram determinadas através de métodos de análise por injeção de fluxo (FIA) (modelo FIALab 2500, FIALab Instruments Inc., Seattle, Washington), seguindo os protocolos do fabricante (figura 8). A clorofila-a total e a contribuição das cianobactérias para a clorofila-a total das amostras da lagoa foram estimadas por fluorimetria PAM através de analisador de fitoplâncton PHYTO-PAM (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany) (figura 8).

A carga de fósforo dos tributários para a Lagoa de Jacarepaguá foi calculada com base nas concentrações de fósforo total. A carga de P (kg dia^{-1}) foi estimada para cada tributário usando a equação (1) (STEINMAN, 2019):

$$C = \frac{(PT \times D \times 86400)}{1000} \quad (1)$$

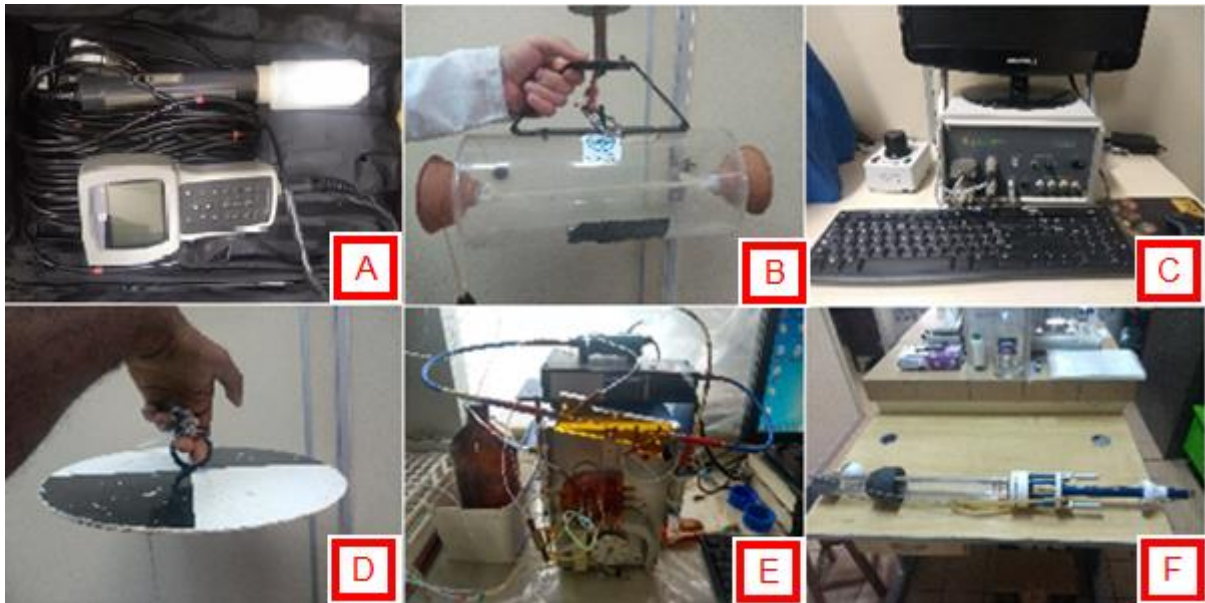
Onde:

C = carga (kg dia⁻¹)

PT = Fósforo total (g m⁻³)

D = Descarga do rio (m³ s⁻¹)

Figura 8 – Equipamentos de monitoramento, análise e coleta.



Legenda: (A) Sonda Multiparamétrica – (B) Garrafa de Van Dorn - (C) PHYTOPAM - (D) Disco de Secchi - (E) Sistema FIALab 2500 - (F) Coletor de sedimento Uwitec.

2.3 Determinação do conteúdo de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá

Amostras de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá foram coletadas em 4 pontos (figura 7): P1 (S 22° 59' 09" W 43° 23' 46), JAC 18 (S 22° 58' 36.8" , W 43° 22' 48.5"), P4 (S 22° 58' 42", W 43° 24' 09") e P5 (S 22° 59' 12", W 43° 24' 29") no dia 23/07/2018. Para esse procedimento foi utilizado um coletor de testemunhos por gravidade, marca Uwitec (figura 8). Os testemunhos foram coletados em tubos de acrílico ("cores") de 60 cm de altura e 5,8 cm de diâmetro, e as amostras foram levadas para o laboratório (figura 9).

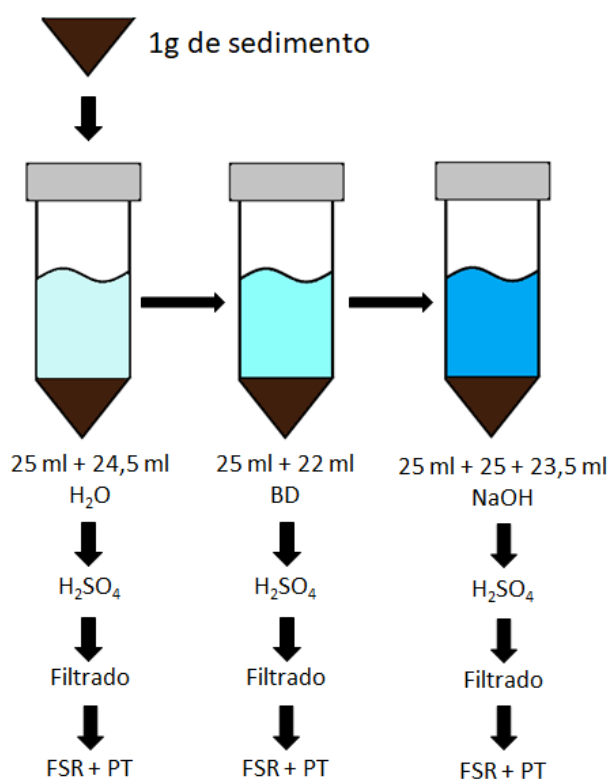
Figura 9 – Amostra de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Cores contendo amostras de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá demonstrando o aspecto do sedimento dessa lagoa.

O sedimento contido nos cores foi dividido em duas amostras, representando as camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade do sedimento. Cada amostra foi acondicionada em frasco plástico e armazenada em refrigerador até o processamento. O peso seco do sedimento foi estimado por gravimetria a partir de uma sub-amostra de 10 ml de sedimento, antes e depois de secar em estufa a 60°C. Para extrair e determinar a quantidade do fósforo presente no sedimento foi seguido o protocolo de extração sequencial modificado de Paludan e Jensen (1995) em três passos (figura 10) (CAVALCANTE, H. et al., 2018).

Figura 10 – Extração sequencial de fósforo.



Legenda: Procedimentos realizados no processo de extração sequencial de fósforo modificado de Paludan e Jensen (1995). FSR – fósforo solúvel reativo; FT – fósforo solúvel; BD – Bicarbonato / Ditionito.

Os procedimentos a seguir foram realizados em triplicata para cada ponto de coleta e secções (0-10 cm e 10-20 cm) de sedimento. Um grama de sedimento ainda úmido foi colocado em tubo Falcon de 50 ml. O primeiro passo da extração tem o objetivo extrair o fósforo imediatamente disponível. Para isso foram adicionados 25 ml de água desmineralizada anóxica ao tubo contendo o sedimento. A desmineralização da água foi realizada por processo de separação por alta pressão através de membranas em aparelho de osmose reversa (Gehaka OS 50 LX). O seu estado anóxico foi alcançado através do borbulhando N₂ até que a concentração de O₂ no volume de água fosse <0,5 mg O₂ L⁻¹. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 30 minutos e, logo após, centrifugado durante 10 minutos (o tempo de centrifugação foi o mesmo em todas as etapas). O sobrenadante foi recolhido e reservado em tubo de ensaio. Foi adicionada uma segunda uma quota de 24,5 ml de água

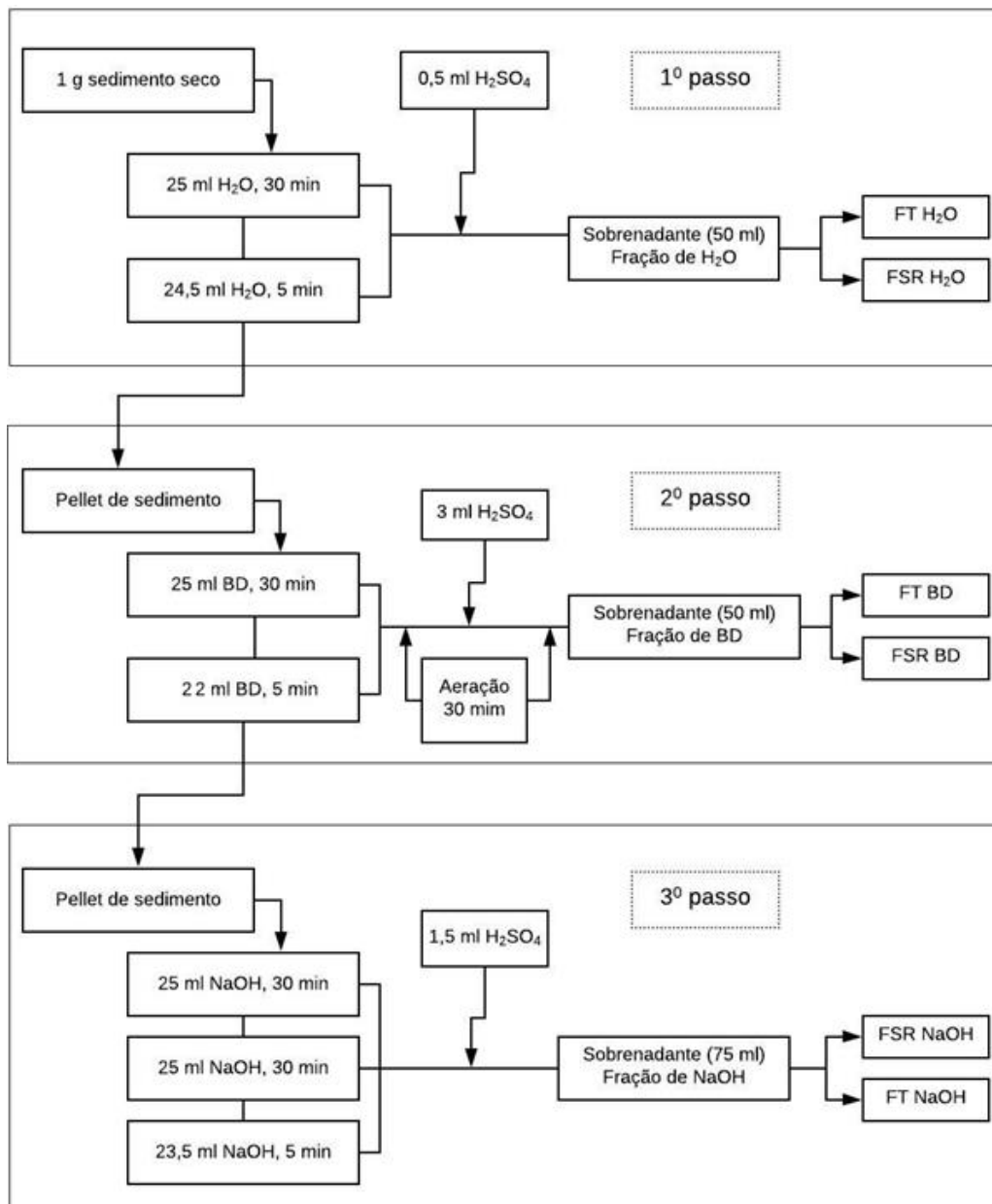
desmineralizada anóxica ao pellet, que em seguida foi deixado em placa agitadora por 5 minutos e centrifugado. O sobrenadante recolhido foi misturado ao sobrenadante reservado no tubo de ensaio. A mistura foi acidificada com 0,5 ml de H_2SO_4 2M e filtrada através de uma membrana de 0,6 μm (GF-3, Macherey-Nagel). Do filtrado foram recolhidas amostras para análise de fósforo total dissolvido (FTD) e fósforo dissolvido (fósforo solúvel reativo – FSR).

O segundo passo tem como objetivo extrair o fósforo ligado a óxidos de ferro e manganês. Para isso foram adicionados 25 ml de bicarbonato / ditionito anóxico (BD, NaHCO_3 0,11 M e $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 0,11 M), um forte agente redutor, ao tubo com o pellet. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 30 minutos, centrifugado e o sobrenadante recolhido e reservado em tubo de ensaio. Foi adicionada uma segunda alíquota de 22 ml de BD ao pellet. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 5 minutos e em seguida centrifugado. O sobrenadante foi retirado e misturado ao sobrenadante e reservado no tubo de ensaio. À mistura foram adicionados 3 mL de H_2SO_4 2 M. A mistura foi aerada durante 30 minutos (usando um sistema com bombas de aquário, mangueiras, conectores de mangueira e ponteiras). A mistura aerada foi filtrada através de uma membrana de 0,6 μm e do filtrado foram recolhidas amostras para análise de FTD e FSR.

O terceiro e último passo tem como objetivo extrair o fósforo de compostos orgânicos e óxidos de alumínio. Para isso foram adicionados 25 ml de NaOH 0,1 M ao tubo com o pellet. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 30 minutos e logo após centrifugado. O sobrenadante foi recolhido e reservado em tubo de ensaio. Foi adicionada uma segunda alíquota de 25 ml de NaOH 0,1 M ao pellet. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 30 minutos e logo após centrifugado. O sobrenadante foi retirado do tubo com o pellet e misturado ao sobrenadante reservado no tubo de ensaio. Uma terceira alíquota de 23,5 mL de H_2O anóxica foi adicionada ao tubo Falcon com o pellet. O tubo foi deixado em placa agitadora durante 30 minutos e logo após centrifugado. O sobrenadante foi retirado do tubo com o pellet e misturado ao sobrenadante reservado no tubo de ensaio. À mistura foi adicionada 1,5 mL de H_2SO_4 2 M. A mistura foi filtrada através de uma membrana de 0,6 μm . Do filtrado foram recolhidas amostras para análise de FTD e FSR. As concentrações de fósforo solúvel reativo e o fósforo total dissolvido foram analisados utilizando um Sistema de Análise de Injeção de Fluxo (Modelo FIA2500, FIALab Instruments Inc., Seattle,

Washington). O fósforo não reativo (NaOH-FNR) foi determinado pela diferença das concentrações de FSR e o FTD analisados da fração de fósforo extraída com NaOH. A quantidade de fósforo que pode ser liberada do sedimento foi estimada a partir do somatório do NaOH-FNR com as concentrações de FSR extraídas com a água anóxica e BD (SCHAUSER et al., 2006). Todos os procedimentos descritos estão esquematizados em diagrama na figura 11:

Figura 11 – Diagrama de extração sequencial de fósforo.



Legenda: Diagrama de extração sequencial de fósforo modificado de Paludan e Jensen (1995). Esquema modificado de Cavalcante (2018). FSR – fósforo solúvel reativo; FT – fósforo total; BD - Bicarbonato/Ditionito.

2.4 Fluxo interno de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá

Para avaliação do fluxo interno de fósforo foram utilizadas amostras de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá coletadas em duas campanhas. A primeira ocorreu no dia 23/07/2018 nos pontos P1, P4, P5 e JAC 18 e segunda coleta ocorreu no dia 17/04/2019 nos pontos P1, P4, JAC18 e JAC 20 (figura 7). Foram coletadas quatro cores por ponto de coleta. Na mesma data da coleta a água presente no cores foi retirada com o auxílio de uma bomba de vácuo (Prismatec 131), sendo substituída por 528 ml (20 cm de altura) de água desmineralizada. Os experimentos foram conduzidos por 14 dias em 2018 e em 13 dias em 2019. Amostras de 10 mL da água presente nos cores foram retiradas nos dias 1, 2, 7 e 14 em 2018 e nos dias 1,7 e 13 em 2019, filtradas (filtros GF-3 - Macherey-Nagel), colocadas em tubos Falcon de 15 ml e armazenadas em refrigerador até análise das concentrações de fósforo solúvel reativo em Sistema de Análise de Injeção de Fluxo (Modelo 2500, FIALab, EUA). A diferença entre as concentrações de fósforo solúvel reativo no início até o último dia de incubação foi utilizada para estimar sua liberação para a coluna d'água, usando a equação (2):

$$\frac{(\text{FSR final} - \text{FSR inicial}) \times H}{\Delta t} \quad (2)$$

Onde:

FSR = Fósforo solúvel reativo (mg m^{-3})

H = Altura da coluna d'água no core (m)

Δt = Variação de tempo em dia (d).

A estimativa de liberação de fósforo a partir do sedimento para toda a Lagoa de Jacarepaguá foi feita multiplicando-se o fluxo calculado pela área total da lagoa.

2.5 Análises estatísticas.

O teste Anova One Way foi utilizado para avaliar o fluxo de P nos diferentes pontos de coleta de sedimento da lagoa. As comparações entre as médias de evaporação, precipitação, salinidade, OD, pH, FSR e temperaturas do ar e da água foram realizadas pelo teste *t*-Student. Quando não normais, os dados foram transformados em $\text{Log}_{10}(X+1)$ para atender ao critério da análise, quando não alcançada a normalidade, o teste Mann-Whitney foi realizado. Estas análises foram realizadas com auxílio do pacote de ferramentas estatísticas do software SigmaPlot 12.5.

2.6 O modelo LOICZ

O modelo “Land Ocean Interactions in Coastal Zone” (LOICZ) (GORDON et al., 1996) foi utilizado para determinar o balanço hídrico, salino, estequiométrico e de fósforo da Lagoa de Jacarepaguá. Dentre as principais vantagens da utilização do modelo LOICZ podemos citar o fato de não ser necessária uma grande base de dados, o que muitas vezes se encontram escassos devido à falta de investimento em monitoramento da qualidade das águas em todo o Brasil (NORIEGA, 2011).

O balanço de massa e nutrientes do modelo LOICZ assume que a água e o sal não sofrem transformações biogeoquímicas dentro de um sistema, ou seja, comportam-se de forma conservativa. Enquanto que, nutrientes, como fósforo, se comportam de forma não conservativa, pois passam por processos biogeoquímicos complexos. Dessa forma, dados de salinidade e de entrada e saída de água em um sistema costeiro são utilizados para estimar as taxas de trocas de nutrientes (não conservativos) entre o sistema e o mar adjacente. Ainda, o modelo LOICZ oferece uma estimativa do metabolismo do ecossistema, como por exemplo as taxas de respiração e produção primária. Na abordagem do LOICZ, são estabelecidos basicamente quatro balanços sequenciais: (i) balanço da água, (ii) balanço de sal, (iii)

balanço dos materiais não-conservativos (P e N) e (iv) as relações estequiométricas entre os balanços dos materiais não-conservativos (figura 12).

O Balanço hídrico do modelo LOICZ foi dado pela equação (3) abaixo:

$$Vr = (Vq + Vp + Ve) \quad (3)$$

Onde:

Vr = Fluxo residual ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

Vq = Entrada de água por tributários ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

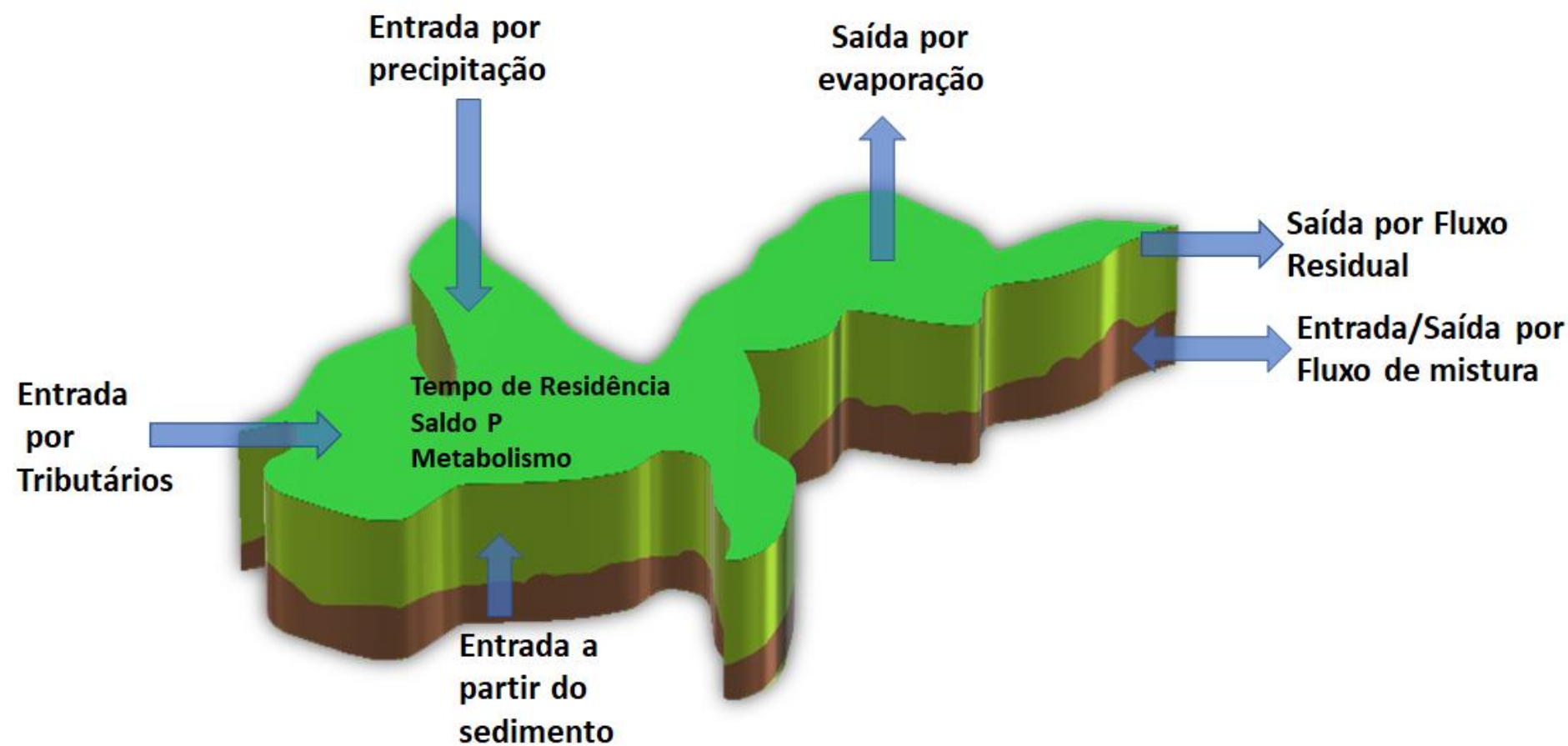
Vp = Entrada de água por precipitação ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

Ve = Saída de água por evaporação ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

Ve possui valor negativo, significando que a evaporação é uma saída de água na lagoa, enquanto Vq e Vp possuem valores positivos, significando que os tributários e a chuva são fontes de água para a lagoa. Já Vr com valor negativo indica que existe uma saída líquida do sistema para a área adjacente (exportação).

Os dados de vazão dos tributários do Sistema Lagunar foram obtidos do Departamento de Hidrologia da Divisão de Recursos Hídricos da SERLA – Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (MORAIS, 2007). Devido à escassez de dados gerada pela falta de um monitoramento mensal ou até mesmo sazonal sobre fluxo hídrico dos rios que desaguam na lagoa, as vazões dos tributários foram consideradas constantes durante todo o período de estudo. Os dados pluviométricos (precipitação) foram obtidos no site Alerta-rio para estação Barra/Riocentro (disponível em <http://alertario.rio.rj.gov.br/download/dados-pluviometricos/>). A evaporação foi calculada a partir de dados obtidos para estação meteorológica de Jacarepaguá, no site do INMET (disponível em <http://www.inmet.gov.br>) utilizando a seguinte equação (4):

Figura 12 – Balanço de massas na lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Componentes utilizados para estabelecer o balanço de massa da Lagoa de Jacarepaguá a partir do modelo LOICZ.

dados de vazão dos tributários do Sistema Lagunar foram obtidos do Departamento de Hidrologia da Divisão de Recursos Hídricos da SERLA – Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (MORAIS, 2007). Devido à escassez de dados gerada pela falta de um monitoramento mensal ou até mesmo sazonal sobre fluxo hídrico dos rios que desaguam na lagoa, as vazões dos tributários foram consideradas constantes durante todo o período de estudo, Os dados pluviométricos (precipitação) foram obtidos no site Alerta-rio para estação Barra/Riocentro (disponível em <http://alertario.rio.rj.gov.br/download/dados-pluviometricos/>). A evaporação foi calculada a partir de dados obtidos para estação meteorológica de Jacarepaguá, no site do INMET (disponível em <http://www.inmet.gov.br>) utilizando a equação (4) (MIRANDA, 2017):

$$S_{ev} = \theta \cdot (X_s - X) \quad (4)$$

Onde:

S_{ev} = evaporação (mm h^{-1});

θ = coeficiente de evaporação (mm h^{-1});

X_s = razão da humidade do ar saturado a uma mesma temperatura da superfície da água (adimensional);

X = razão da humidade do ar (adimensional);

O coeficiente de evaporação (θ) é calculado a partir da equação (5) (MIRANDA, 2017):

$$\theta = 25 + 19V \quad (5)$$

Onde V é a velocidade do vento (m s^{-1}).

A razão da umidade do ar saturado (X_s) é calculado de acordo com a Lei dos Gases Ideais, expressa na seguinte equação (6) (MIRANDA, 2017):

$$X_s = 0,62198 \times \frac{p_{ws}}{(p_a - p_{ws})} \quad (6)$$

Onde p_a é a pressão atmosférica do ar úmido (em Pa), e p_{ws} é a pressão de saturação do vapor de água, calculada a partir da seguinte equação (7) (MIRANDA, 2017):

$$p_{ws} = \frac{e^{(77,3450 + 0,0057 T - \frac{7235}{T})}}{T^{8,2}} \quad (7)$$

Onde T é a temperatura do ar que, neste caso, é igual à temperatura da água em graus Kelvin. A razão da umidade do ar (X) é calculada da mesma forma que X_s , porém substituindo p_{ws} pela pressão parcial do vapor de água no ar úmido (p_w), calculada a partir da umidade do ar (%).

A quantidade de sal que sai da lagoa por fluxo residual (V_r) é balanceada pela quantidade de sal que entra na lagoa através do fluxo de mistura (V_x). Este último é o fluxo de água necessário para manter a salinidade na lagoa, que pode ser causado por ventos ou marés e é calculado pela seguinte equação (8):

$$V_x = \frac{-V_r S_r}{S_{mar} - S_{sist}} \quad (8)$$

Onde:

V_x = Fluxo de mistura ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

V_r = Fluxo residual ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

S_{mar} = Salinidade do mar.

S_{sist} = salinidade do sistema.

S_r = salinidade do fluxo residual ($(S_{mar} - S_{sist}) / 2$).

Os dados de salinidade do mar foram obtidos a partir de estudos realizados por Amorim (2010) e consideradas constantes durante todo o período de estudo.

O tempo de residência médio da água na lagoa (T) foi estimado pela razão entre o volume da lagoa e a soma do fluxo de mistura (V_x), com o valor absoluto do fluxo residual ($|V_r|$), de acordo com a seguinte equação (9):

$$T = \frac{V_{sit}}{V_x + |V_r|} \quad (9)$$

Onde:

V_{sist} = Volume do sistema (10^3 m^3).

V_x = Fluxo de mistura ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

V_r = Fluxo residual ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

O balanço do material não conservativo (fósforo) é dado pela equação (10):

$$\Sigma[\text{Source} - \text{Sink}] = \Sigma \text{inputs} - \Sigma \text{outputs} = \Delta Y \quad (10)$$

Inputs e *output*s são calculados como produtos de entrada de água ou de saída (V) com as concentrações de nutrientes (Y) de acordo com a seguinte equação (11):

$$\Delta Y = V_q \cdot Y_q + V_p \cdot Y_p + V_x \cdot (Y_{mar} - Y_{sist}) + V_r \cdot Y_r + I_f \quad (11)$$

Onde Y_{mar} , a concentração de nutriente no mar (em mmol m^{-3}) e a concentração de nutriente no sistema é Y_{sist} (em mmol m^{-3}). O I_f (fluxo interno de nutriente) se refere à taxa de liberação do nutriente a partir do sedimento para coluna d'água (em mol d^{-1}). No caso de um comportamento conservador, ΔY deve ser zero ($\Delta Y = 0$). Um resultado positivo de ΔY indica que o sistema está liberando fósforo e um ΔY negativo indica absorção (sequestro) de fósforo. A concentração de fósforo no oceano foi obtida nos estudos de Cerda e colaboradores (2013).

As relações estequiométricas entre os balanços não conservativos têm como base as razões estequiométricas C:P (carbono:fósforo) de 106:1 estabelecidas por Redfield (1934). Considerando que o fitoplâncton possui uma razão atômica semelhante à descrita por Redfield (MARGALEF, 1997), que o fluxo não conservativo do fósforo solúvel reativo é uma aproximação do metabolismo líquido do ecossistema (fotossíntese - respiração) e que as reações que ocorrem com o fósforo são menos complexas que aquelas que ocorrem com o carbono e nitrogênio o modelo LOICZ calcula uma estimativa do metabolismo líquido do sistema a partir da equação (12):

$$\Delta DIC = [p - r] = -\Delta DIP(C:P) \quad (12)$$

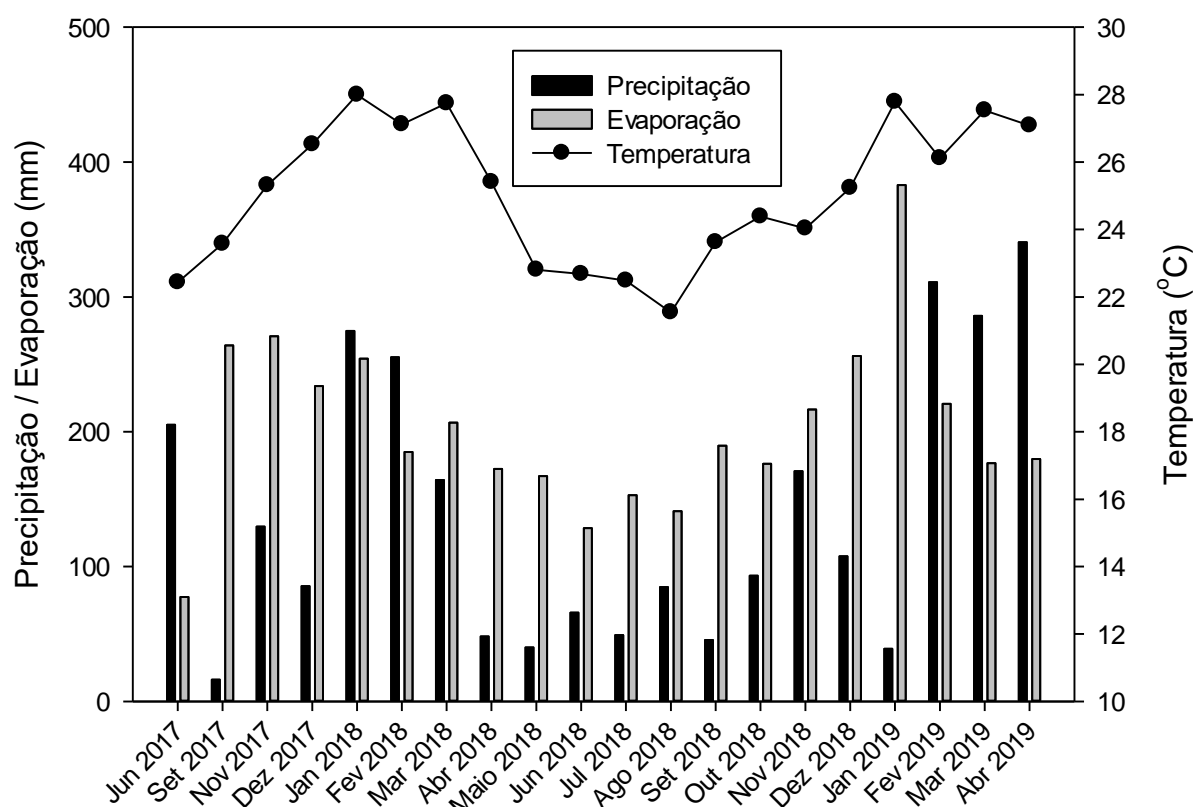
Um ΔDIP positivo ($\Delta DIP > 0$) aponta para uma prevalência dos processos heterotróficos no sistema, com grande fonte de carbono inorgânico dissolvido, principalmente via respiração ($p - r < 0$; respiração $>$ fotossíntese). Um sistema apresenta um ΔDIP negativo ($\Delta DIP < 0$), é identificado como autotrófico, com alta produção de matéria orgânica ($p - r > 0$; fotossíntese $>$ respiração). Avaliar as origens e o destino do carbono não é uma tarefa simples. No entanto, o modelo LOICZ propõe um método em estado estacionário de equilíbrio para avaliar o metabolismo biogeoquímico e o destino de nutrientes e do carbono nos sistemas costeiros com fronteiras bem definidas, sendo uma alternativa quando medidas diretas de produtividade e respiração não estão disponíveis (GORDON et al., 1996; NORIEGA, 2011).

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis meteorológicas

Durante nosso período de estudo, a temperatura média do ar foi de 25 ± 2 °C com pouca variação a partir desse valor, sendo a média para os meses de primavera/verão ($26 \pm 1,4$ °C) significativamente maior ($P \leq 0,05$) que aquela dos meses de outono/inverno ($23 \pm 1,7$ °C) (figura 13).

Figura 13 – Dados mensais de temperatura, pluviosidade e evaporação.



Legenda: Temperatura média e totais pluviométricos (barra preta) e de evaporação (barra cinza) mensais (mm) no período de junho/2017 a abril/2019 para a estação meteorológica Barra/Rio Centro (S 22° 32' 50" W 43° 23' 25").

Fonte: alertario.rio.rj.gov.br

As taxas de evaporação (média 202 ± 64 mm) foram significativamente maiores ($p \leq 0,05$) do que as taxas de precipitação (média 140 ± 103 mm). A taxa de evaporação e a distribuição das chuvas entre os meses não foram uniformes, mesmo quando consideradas as diferenças entre os meses relativos ao outono/inverno e

primavera/verão. A precipitação variou entre 77 mm e 382 mm, enquanto a evaporação variou de 16 mm até 340 mm. A taxa de precipitação não foi significativamente maior ($p > 0,05$) nos meses de primavera/verão (média 174 ± 93 mm) quando comparada aos meses de outono/inverno (média 100 ± 105 mm), tendência também observada nos três anos anteriores ao período de estudo. A média de evaporação foi significante maior ($p \leq 0,05$) nos meses de primavera/verão (média 234 ± 59 mm) em relação aos de outono/inverno (média 163 ± 50 mm) (figura 13).

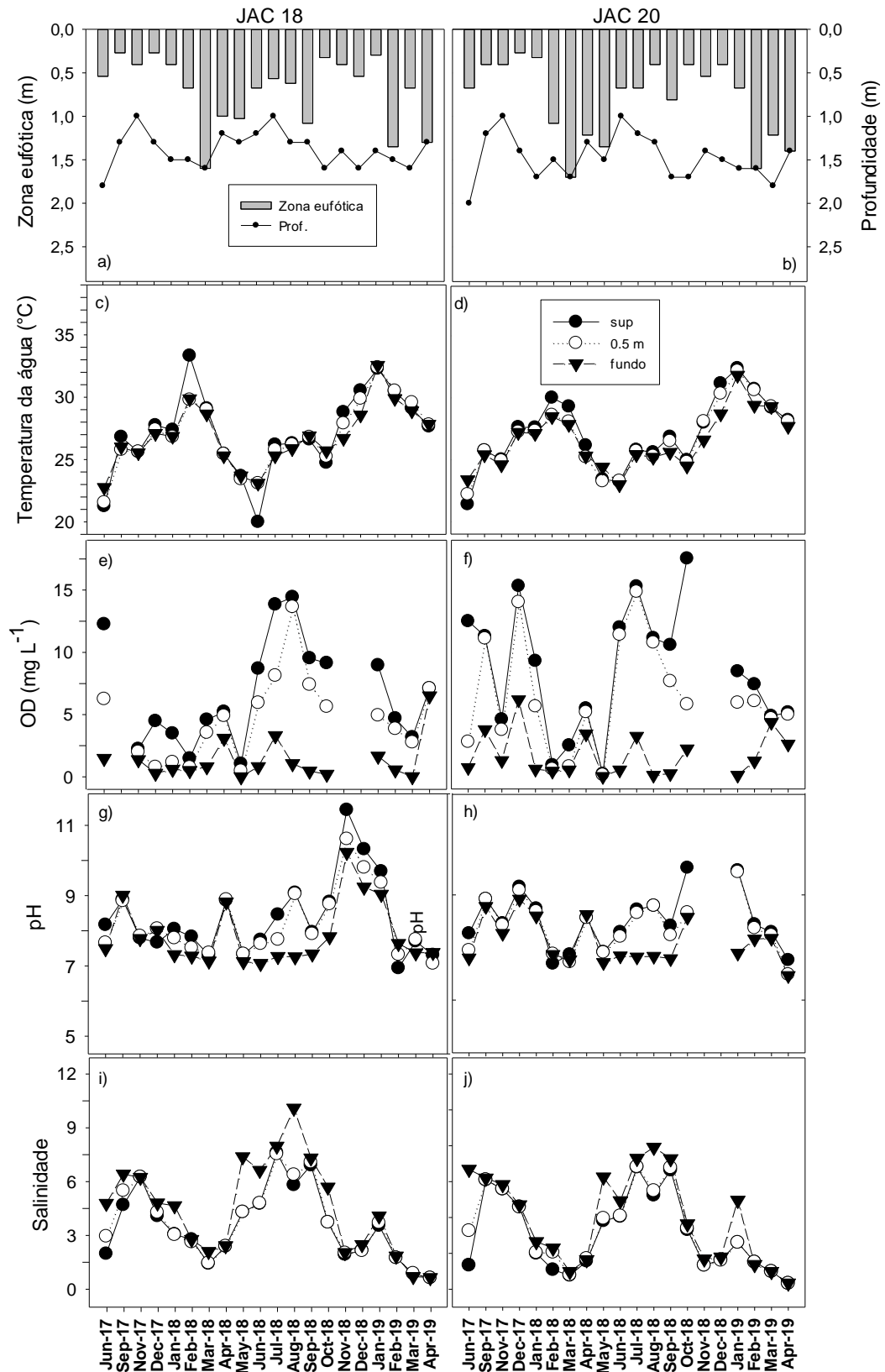
3.2 O regime físico e químico na Lagoa de Jacarepaguá

A Lagoa de Jacarepaguá é um sistema raso, com águas turvas e salobras. Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os dados físicos e químicos dos pontos de coleta JAC 18 e JAC 20. A média mensal de salinidade para toda coluna d'água, durante o período amostral, foi de $3,7 \pm 2$, o que classificaria esse sistema como oligohalino (VENICE SYSTEM, 1958). O valor médio da salinidade nas camadas de fundo ($4,3 \pm 2,5$) não foi significativamente maior ($p > 0,05$) do que o encontrado na superfície ($3,2 \pm 2,3$). Houve variação da salinidade durante o período amostral, com o mínimo de 0,5 e o máximo 7,3 (figura 14).

Como esperado para sistemas rasos, não houve estratificação duradoura e a temperatura foi uniforme para toda coluna d'água e a temperatura média da superfície ($27 \pm 2,7$ °C) não foi significativamente maior ($p > 0,05$) que a encontrada no fundo ($26,8 \pm 2,3$ °C) da lagoa. A temperatura média para toda coluna d'água foi de $26 \pm 2,8$ °C, dentro dos padrões para os sistemas tropicais (figura 14).

A coluna d'água apresentou um perfil clinogrado clássico. A concentração de oxigênio dissolvido foi significativamente maior ($p \leq 0,05$) no topo (média $8,8 \pm 5,1$ mg L⁻¹) do que no fundo (média $3 \pm 4,3$ mg L⁻¹) da coluna d'água, onde situações de hipóxia, com concentrações abaixo de 1 mg L⁻¹ ocorreram em quase metade dos meses estudados. Para toda a coluna d'água, a média de oxigênio foi de $5,6 \pm 5,3$ mg L⁻¹, mas situações de hipóxia (0,01 mg L⁻¹) foram frequentemente observadas no fundo (figura 14).

Figura 14 – Dados de profundidade local, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e salinidade da água da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Variação mensal da transparência (a,b), temperatura (c,d), oxigênio dissolvido (e,f), pH (g,h) e salinidade (i,j) da água da Lagoa de Jacarepaguá pontos JAC18 (esquerda) e JAC20 (direita) de junho/2017 a abril/2019.

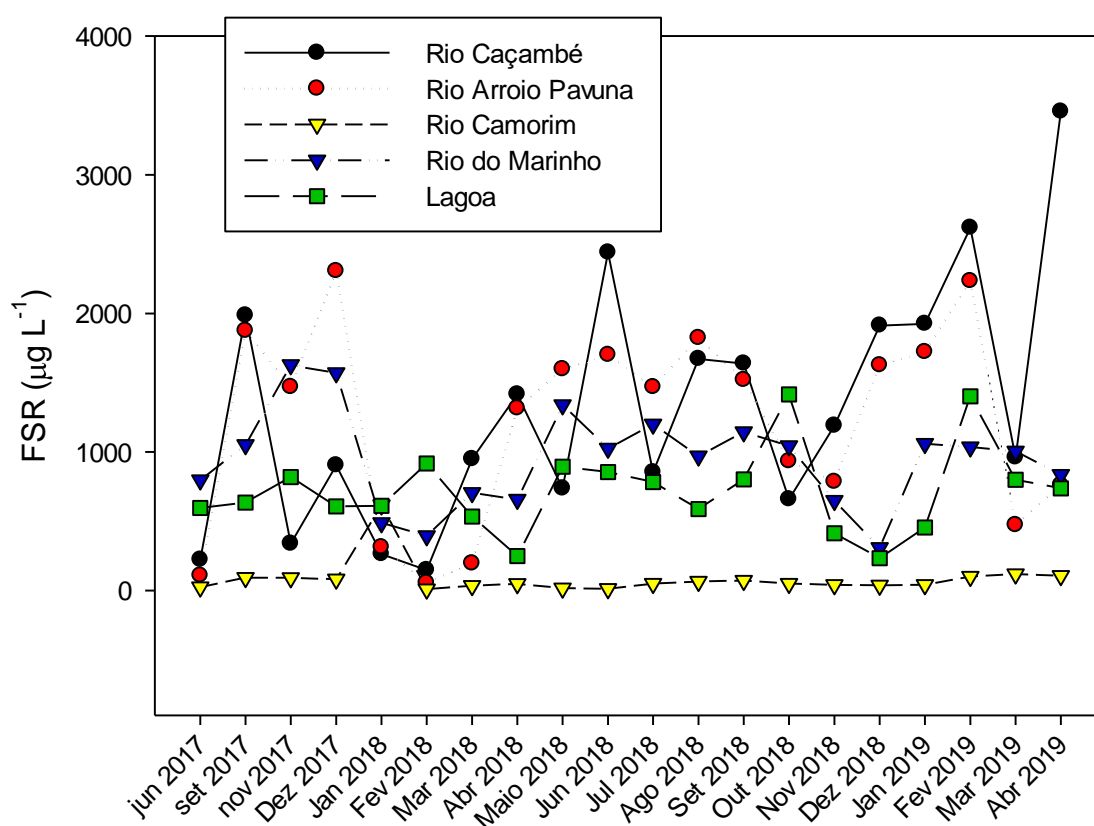
A profundidade de Secchi variou de 0,1 até 0,7 m, sendo sua média $0,28 \pm 0,16$ m. A média da zona eufótica foi estimada em $0,76 \pm 0,43$ m. A profundidade média das estações de coleta foi de $1,4 \pm 0,27$ m. Portanto a disponibilidade de luz esteve limitada em média a $57 \pm 32\%$ da coluna d'água (figura 14).

A Lagoa de Jacarepaguá apresentou pH alcalino (média $8,1 \pm 0,9$), variando de 7 a 10 durante nosso período de estudos. Houve variação significativa do pH ($p \leq 0,05$) ao longo da coluna d'água e suas médias na superfície e no fundo foram de $8,4 \pm 1$ e $7,8 \pm 0,8$ (figura 14), respectivamente.

3.2.1 O fósforo na Lagoa de Jacarepaguá e nos tributários

As concentrações de fósforo solúvel reativo foram maiores nos rios Caçambé e Arroio Pavuna, com médias mensais de $1313 \pm 888 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1213 \pm 707 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente. O Rio Camorim apresentou a menor média mensal ($85 \pm 129 \mu\text{g L}^{-1}$), enquanto o Rio do Marinho apresentou média de FSR de $944 \pm 351 \mu\text{g L}^{-1}$. As concentrações de FSR na Lagoa de Jacarepaguá variaram de $233 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1416 \mu\text{g L}^{-1}$ com média mensal de $717 \pm 306 \mu\text{g L}^{-1}$ (figura 15).

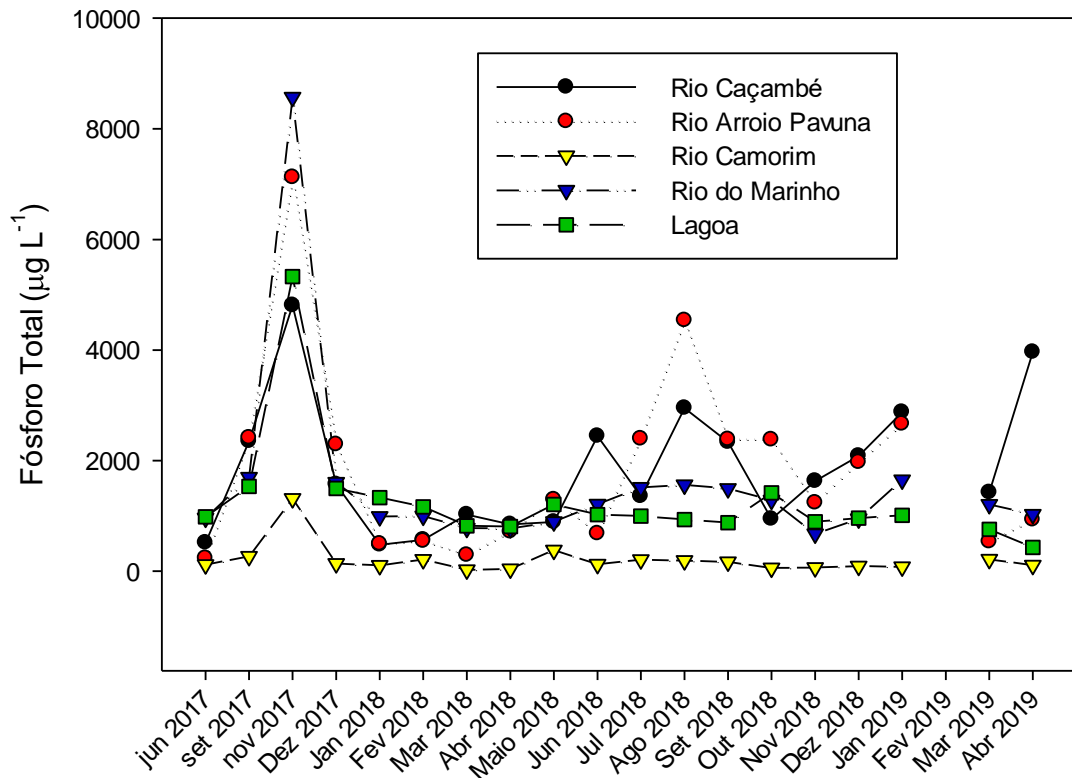
Figura 15 – Fósforo solúvel reativo nos principais tributários e na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Variação da concentração de fósforo solúvel reativo (FSR em $\mu\text{g L}^{-1}$) nos principais tributários e na Lagoa de Jacarepaguá, entre os meses de junho de 2017 a abril de 2019.

As concentrações de fósforo total seguiram um padrão semelhante ao de FSR, com os rios Arroio Pavuna e Caçambé apresentando as maiores médias mensais ($1846 \pm 1693 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1843 \pm 1194 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente), seguidos pelo Rio do Marinho com média de $1568 \pm 1725 \mu\text{g L}^{-1}$. O Rio Camorim apresentou a menor média mensal ($204 \pm 282 \mu\text{g L}^{-1}$). Na lagoa, a média mensal foi de $1260 \pm 1022 \mu\text{g L}^{-1}$ (figura 16). Novembro de 2017 se destacou pela alta concentração de fósforo total que contrastou com o resto do período estudado.

Figura 16 – Fósforo total nos principais tributários e na Lagoa de Jacarepaguá.

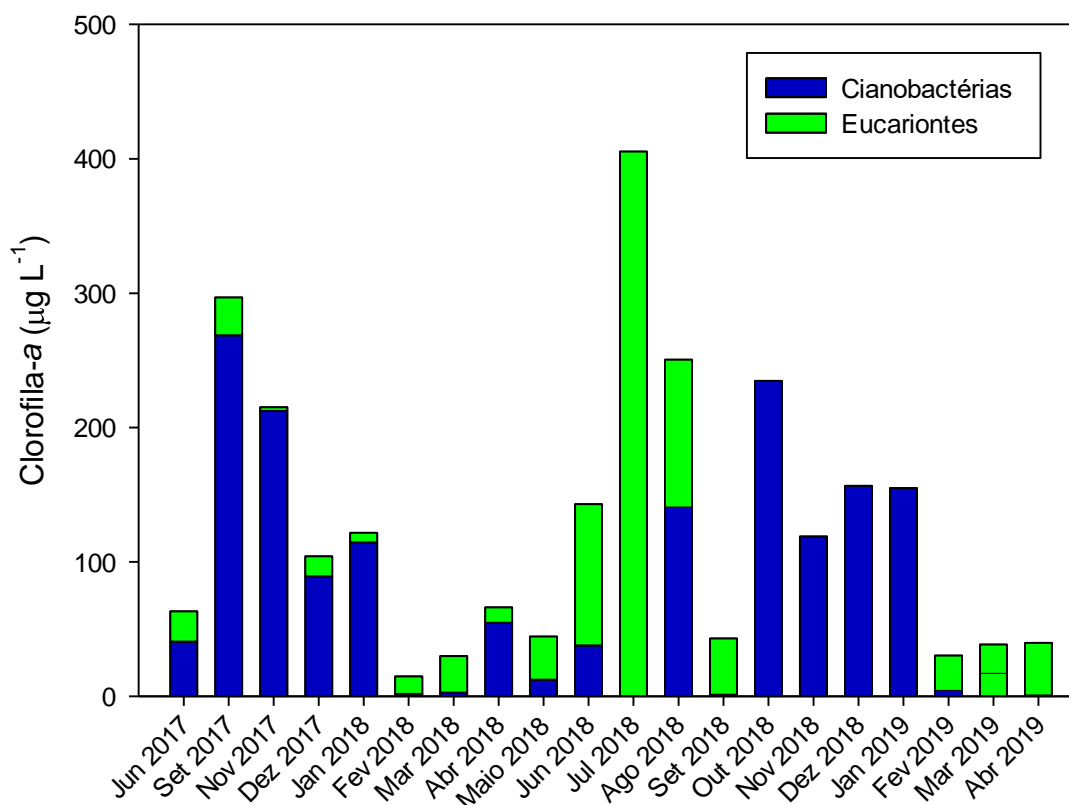


Legenda: Variação da concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos principais tributários e na Lagoa de Jacarepaguá, entre os meses de junho de 2017 a abril de 2019.

3.3 Variação da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a)

A figura 17 apresenta os dados de concentração de clorofila-a presente na Lagoa de Jacarepaguá. A concentração média foi de $128 \pm 105 \mu\text{g L}^{-1}$. Florações frequentes de cianobactérias foram observadas durante o período de dois anos que compreendeu o monitoramento limnológico, especialmente nos meses de primavera/verão, quando as cianobactérias contribuíram com mais de 90% da biomassa de clorofila total (figura 17). *M. aeruginosa* foi a espécie de cianobactéria dominante em biomassa nesse período, embora também tenham sido observadas contribuições importantes de *Planktothrix agardhii* (De MAGALHÃES, comunicação pessoal).

Figura 17 – Biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) na Lagoa de Jacarepaguá.

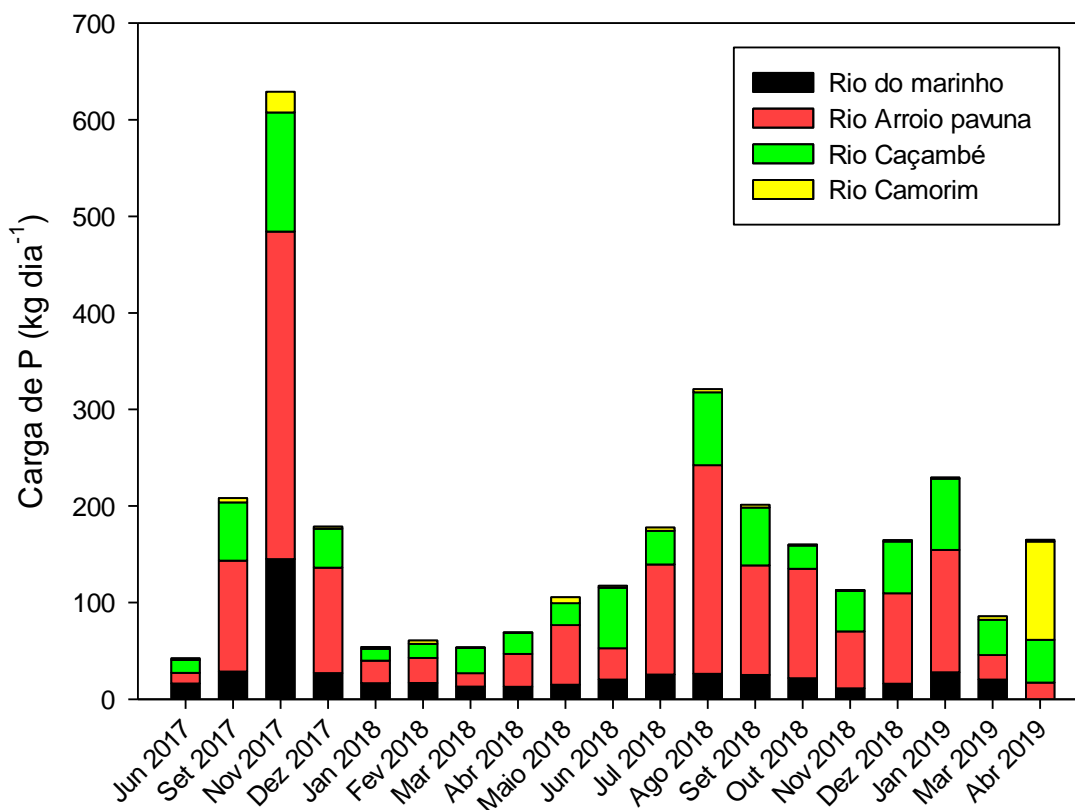


Legenda: Variação da biomassa de cianobactérias e algas eucariontes (concentração de clorofila-a µg L⁻¹) na Lagoa de Jacarepaguá entre os meses de junho de 2017 a abril de 2019.

3.4 Carga de fósforo dos tributários para a Lagoa de Jacarepaguá

A carga de fósforo dos tributários para a lagoa foi alta, variando de 42 até 321 kg dia⁻¹, excetuando a carga estimada para ao mês de novembro de 2017, e refletiu as concentrações de fósforo total dos tributários (figuras 16 e 18). A carga de fósforo a partir dos tributários teve média de 165 ± 133 kg dia⁻¹, quando o mês de novembro de 2017 é incluído e 139 ± 74 kg dia⁻¹ quando esse mês é excluído. O Arroio Pavuna e Rio Caçambé apresentaram as maiores cargas de fósforo, com médias de 88 ± 80 kg dia⁻¹ e 47 ± 30 kg dia⁻¹ respectivamente. O Rio Camorim apresentou a menor carga (média 3,3 ± 4,5 kg dia⁻¹), enquanto o Rio do Marinho apresentou uma carga média de 26 ± 29 kg dia⁻¹ (figura18).

Figura 18 – Carga diária de fósforo na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Valores mensais da carga diária de fósforo em kg dia⁻¹ na Lagoa de Jacarepaguá pelos rios Camorim (amarelo), Caçambé (verde), Arroio Pavuna (vermelho), Marinho (preto).

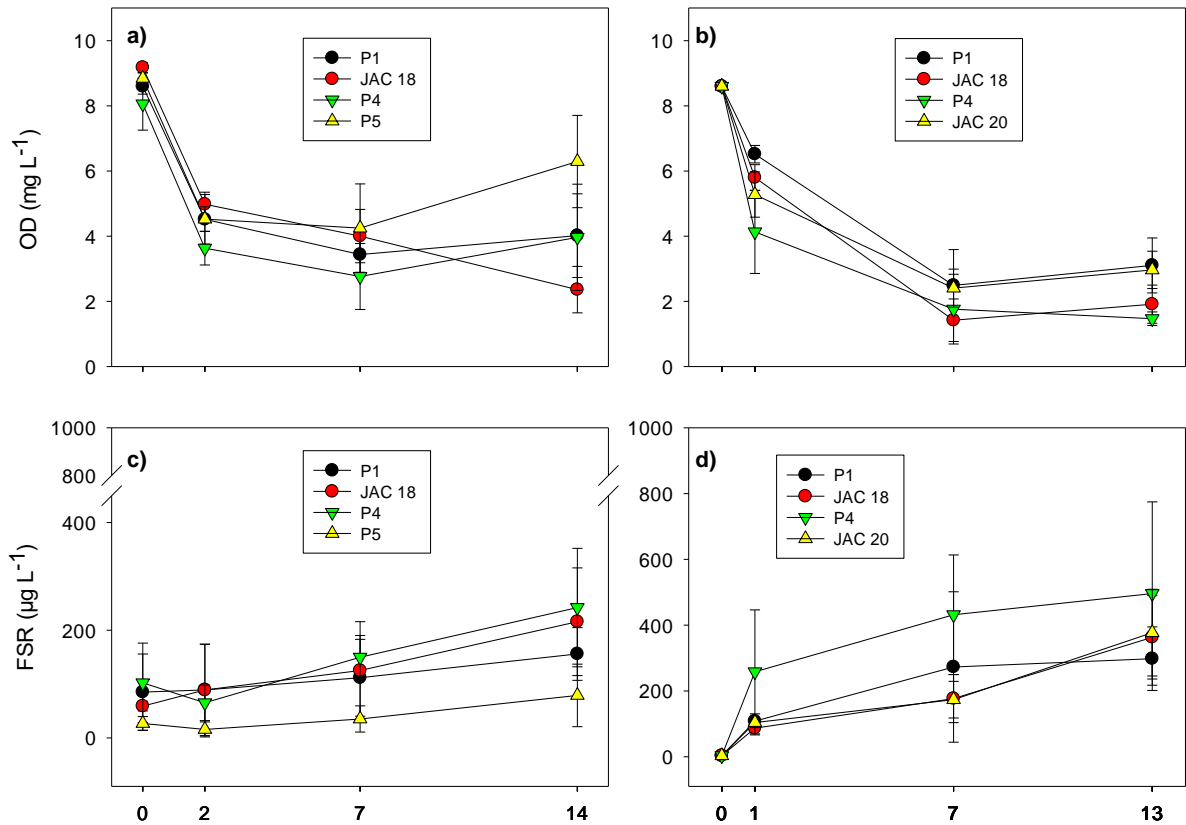
3.5 Avaliação do fluxo interno de fósforo do sedimento

O potencial de liberação de P do sedimento foi avaliado em testemunhos coletados em cinco pontos da Lagoa de Jacarepaguá em duas campanhas (2018 e 2019). Em todos os pontos o sedimento apresentou aspecto escuro, típico de sedimentos com grande percentual de matéria orgânica (figura 9). Não houve variação significativa no pH da água contida nos cores no decorrer do experimento, tanto em 2018 quanto em 2019. A média do pH foi próxima nos dois experimentos, 6,4 ($\pm 0,18$) em 2018 e 6,4 ($\pm 0,17$) em 2019, mas com uma variação significativa ($P \leq 0,05$).

Nos dois experimentos realizados (2018 e 2019) foi observada redução das concentrações iniciais de oxigênio dissolvido (figura 19). A concentração média de oxigênio dissolvido para os dois últimos dias de amostragem em 2019 ($2,1 \pm 0,9$ mg

L⁻¹) representou 46% daquela observada em 2018 ($3,9 \pm 1,5 \text{ mg L}^{-1} p \leq 0,05$) (figura 18 a e b).

Figura 19 – Oxigênio dissolvido e liberação de fósforo solúvel reativo em experimentos com sedimento da Lagoa de Jacarepaguá.



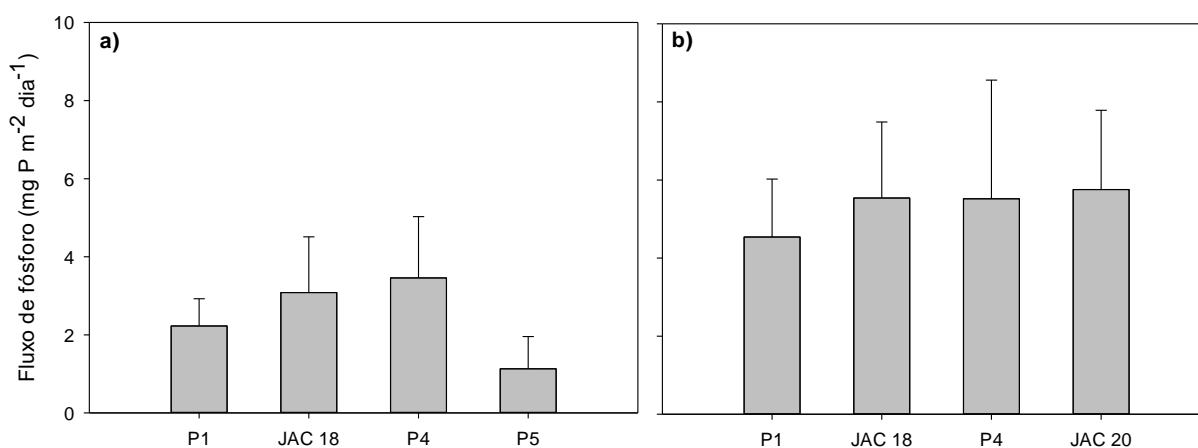
Legenda: Oxigênio dissolvido da água contida nos cores no experimento de liberação de fósforo nos anos de 2018 (A) e 2019 (B). Concentrações de fósforo solúvel reativo (FSR) ($\mu\text{g L}^{-1}$) liberado em cores de sedimento nos anos de 2018 (C) e 2019 (D). P1, JAC 18, P4, P5 e JAC 20 correspondem aos pontos de coleta da Lagoa de Jacarepaguá. Experimento teve duração de 14 dias em 2018 e 13 dias em 2019. Números no eixo de X se referem aos dias de experimento.

Como esperado, ocorreu aumento gradual da concentração de fósforo solúvel reativo (FSR) na água contida nos cores, indicando liberação de fósforo do sedimento ao longo da duração do experimento, tanto em 2018 quanto em 2019. No último dia de cada um dos experimentos as concentrações de FSR foram de $173 \pm 99 \mu\text{g L}^{-1}$ e $366 \pm 137 \mu\text{g L}^{-1}$ para 2018 e 2019, um aumento de mais de 100% ($p \leq 0,05$) em 2019 relação ao ano anterior (figura 19 c e d).

O fluxo de fósforo ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) do sedimento para a água foi calculado a partir dos dados de concentração do fósforo solúvel reativo da coluna d'água contida nos cores. O teste de Anova *One-Way* não apontou variação significativa no fluxo de P

entre os pontos analisados em 2018 ($p > 0,05$) e 2019 ($p > 0,05$). O fluxo médio de fósforo foi estimado em $5,36 \pm 1,85 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o experimento de 2019, mais que o dobro dos $2,47 \pm 1,41 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ estimados para o ano de 2018 (figura 20). A partir desses dados, o fluxo de fósforo a partir de todo o sedimento da Lagoa de Jacarepaguá para a coluna d'água foi estimado em $9,1 \pm 5,2$ e $19,8 \pm 6,8 \text{ Kg P dia}^{-1}$ para os anos de 2018 e 2019 respectivamente. Considerando a média entre os valores dos dois experimentos temos um fluxo de fósforo de $3,9 \pm 2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com uma média para lagoa de $14,5 \pm 7,5 \text{ Kg P dia}^{-1}$.

Figura 20 – Fluxo de fósforo do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em 2018 e 2019

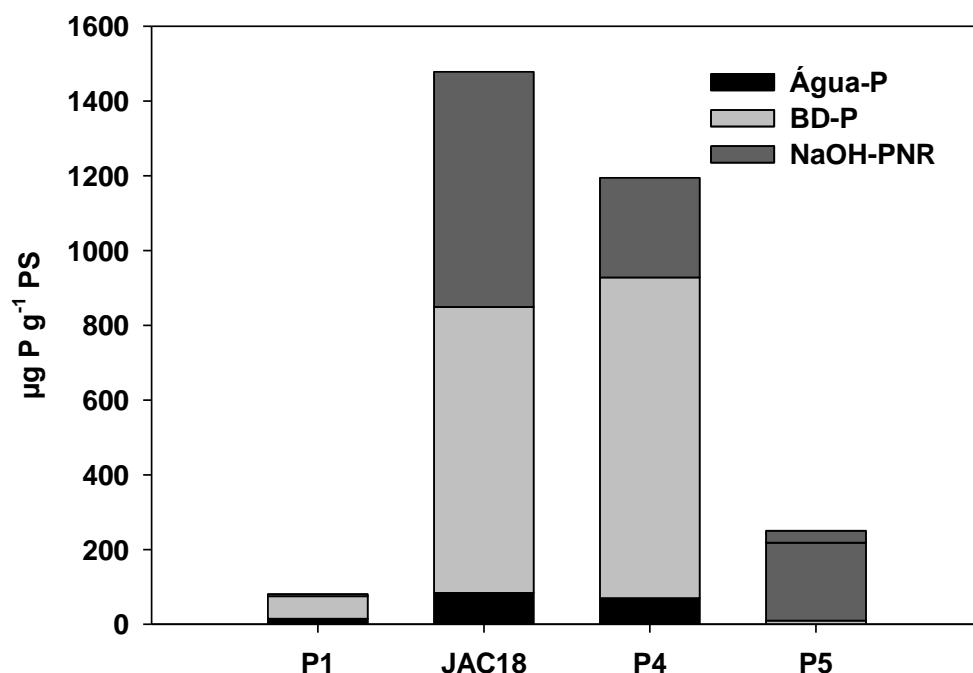


Legenda: Fluxo de fósforo a partir do sedimento ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) em diferentes pontos de coleta da Lagoa de Jacarepaguá. A figura (a) se referente a campanha de 2018 e a (b) a campanha de 2019. P1, JAC 18, P4, P5 e JAC 20 correspondem aos pontos de coleta da Lagoa de Jacarepaguá.

3.6 Avaliação do fósforo biodisponível no sedimento

A quantidade média de fósforo biodisponível no sedimento (termo em inglês, *releasable sediment phosphorus* - RSP) da Lagoa de Jacarepaguá foi de $751 \pm 689 \mu\text{g P g}^{-1}$, porém esse não se distribui de maneira homogênea na lagoa (figura 21). A quantidade de RSP variou entre os pontos de coleta, os valores mais altos foram encontrados próximos às desembocaduras dos rios (pontos JAC 18 e P4). A maior parte do RSP está ligado à fração sensível a alterações no potencial redox (entre 50 a 80%). O RSP ligado a fração orgânica (NaOH-FNR) também foi importante, especialmente em JAC 18, onde representou 42% do total (figura 21).

Figura 21 – Concentração de fósforo por peso seco do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá extraído a partir de diferentes reagentes.



Legenda: Concentração de fósforo biodisponível no sedimento ($\mu\text{g P g}^{-1}$ de peso seco de sedimento) de diferentes estações (P1, JAC 18, P4, P5 e JAC 20) da Lagoa de Jacarepaguá.

3.7 Modelo LOICZ

3.7.1 Balço hídrico, salino e de fósforo da Lagoa de Jacarepaguá

Para o cálculo do balanço de massas é necessário determinar os fluxos de entrada e saída de materiais conservativos no sistema aquático. As quantidades de sal e água (materiais conservativos) que entram e saem da Lagoa de Jacarepaguá estão representadas nos balaços hídrico e salino na figura 22. O fluxo residual (V_r), necessário para balancear a entrada/saída de água por tributários, precipitação e evaporação, foi estimado em $-98,8 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. O fluxo de mistura (V_x), necessário para

manter a salinidade média de 3,6 na lagoa, foi estimado em $60,9 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. O tempo de residência da água na lagoa, estimado foi de 77 dias (figura 22).

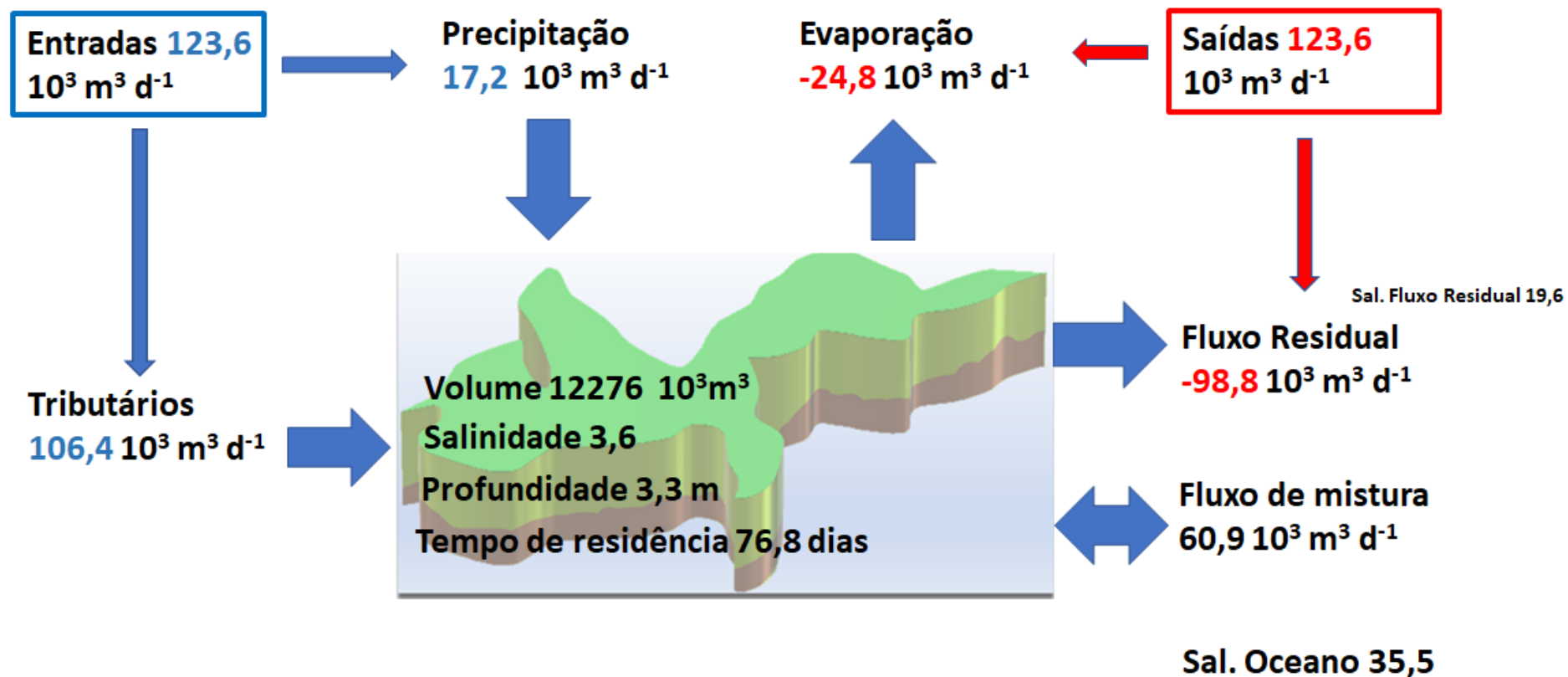
3.7.2 Balanço de fósforo e estequiométrico da Lagoa de Jacarepaguá

O balanço de fósforo foi obtido a partir da variação temporal das concentrações desse nutriente nas águas da lagoa e nos tributários, a fim de identificar se esse sistema age como sequestrador (sumidouro) ou exportador (fonte) de nutrientes. A figura 23 apresenta o balanço de fósforo para a lagoa de Jacarepaguá. A entrada de fósforo na lagoa foi estimada em $3515,8 \text{ mol d}^{-1}$. Cerca de 86% desse total chega à lagoa a partir dos tributários ($3056,6 \text{ mol d}^{-1}$), enquanto a carga interna, a partir do sedimento, é responsável pelos 14% restantes (468 mol d^{-1}).

A saída de fósforo da lagoa por fluxo residual ($-1183,2 \text{ mol d}^{-1}$) e fluxo de mistura ($-1362,4 \text{ mol d}^{-1}$) combinados foi estimada em -2545 mol d^{-1} . O saldo de fósforo da lagoa (ΔDIP) foi negativo (-979 mol d^{-1}), indicando um sequestro da diferença entre as fontes de fósforo (tributários e sedimento) e as saídas de fósforo (fluxo de mistura e fluxo residual).

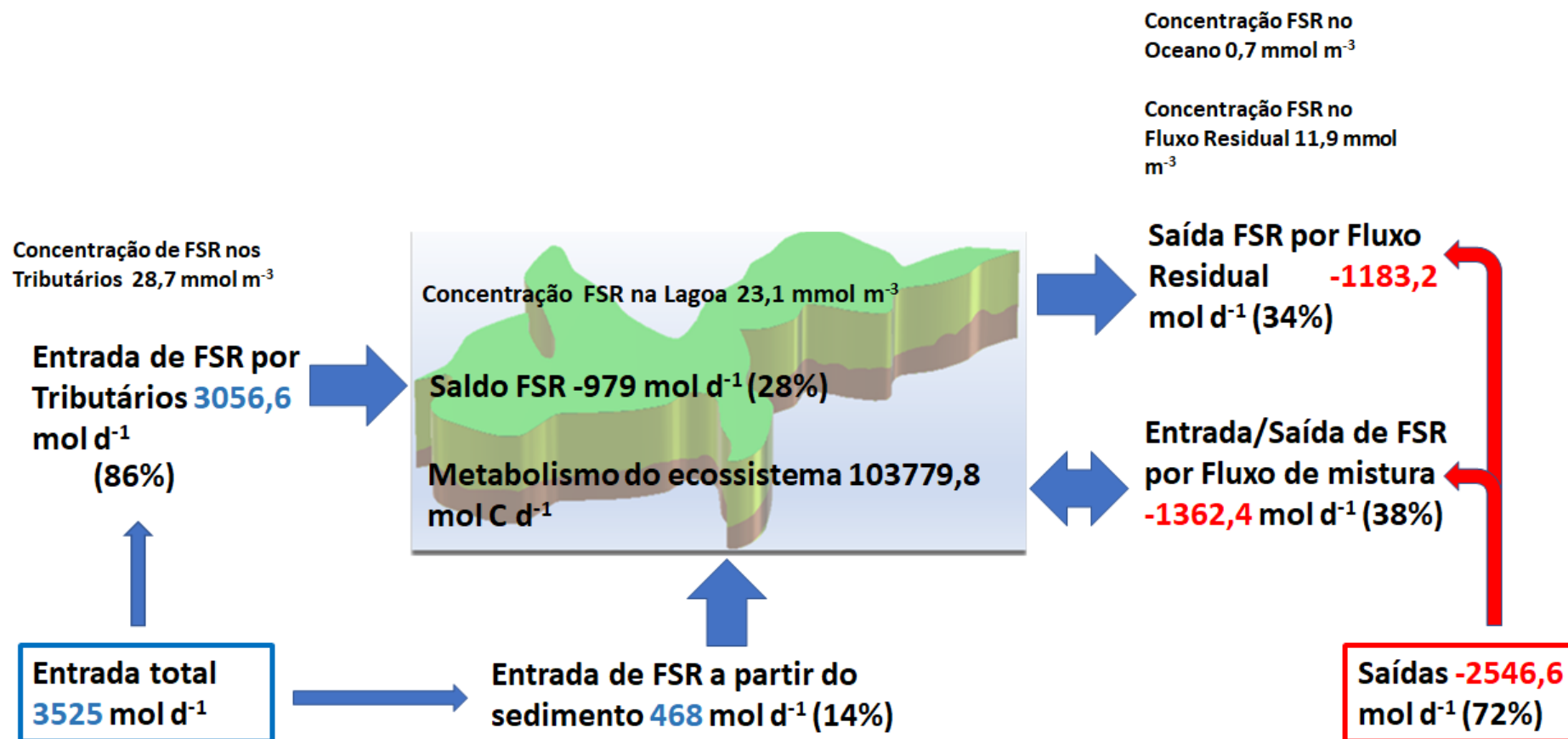
O metabolismo total do sistema foi estimado em $103779,8 \text{ mol C d}^{-1}$, o que equivale a uma produção de carbono por unidade de área de $28 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. O valor positivo indica que a Lagoa de Jacarepaguá funciona como um sistema autotrófico, onde a produção de matéria orgânica por fotossíntese supera a taxa de respiração ($p - r > 0$). Dessa forma a captura de fósforo, apontada pelo ΔDIP (-979 mol d^{-1}) negativo, é utilizada para produção de biomassa que pode alcançar mais de $400 \mu\text{g L}^{-1}$ (figuras 23 e 17).

Figura 22 – Balanço hídrico e salino da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Balanço hídrico e salino da Lagoa de Jacarepaguá. Sal. se refere a salinidade. Fluxo hídrico em $10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Fonte azul para fluxo de entrada e fonte vermelha para fluxo de saída.

Figura 23 – Balanço de fósforo e estequiométrico da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Balanço de fósforo e estequiométrico da Lagoa de Jacarepaguá. Concentrações marcadas em vermelho e cargas de fósforo solúvel reativo (FSR) e produção diária de carbono pelo sistema em preto. Fonte azul para fluxo de entrada e fonte vermelha para fluxo de saída.

4 DISCUSSÃO

Neste estudo realizamos monitoramento das características limnológicas da Lagoa de Jacarepaguá e utilizamos o modelo LOICZ para estimar as principais fontes e saídas de nutrientes da Lagoa de Jacarepaguá. Os dados meteorológicos durante nosso estudo indicaram padrões para temperatura do ar e regime de chuvas dentro do esperado para ambientes tropicais. A Lagoa de Jacarepaguá foi caracterizada como um sistema hipertrófico raso, com águas quentes, turvas, salobras, alcalinas, com baixa concentração de oxigênio no hipolímnio, elevado tempo de residência, com frequentes florações de cianobactérias e alta concentração de fósforo na coluna d'água e no sedimento. O balanço estimado pelo modelo LOICZ apontou um saldo negativo de fósforo, indicando um sequestro da diferença entre as fontes e as saídas de fósforo desse sistema. A principal fonte de fósforo para a eutrofização da Lagoa de Jacarepaguá foi de origem externa a partir dos tributários, porém, a carga interna potencializa os problemas tróficos causados pela carga externa.

Características ambientais e biológicas

Os dados de variáveis climatológicas como a temperatura alta (sempre acima de 18 °C) e o regime de chuvas caracterizando um período seco (outono/inverno) e um período chuvoso (primavera/verão), embora sem diferença significativa entre ambos neste estudo, estão em conformidade com a classificação climática da cidade do Rio de Janeiro como clima tropical entre Aw (clima de floresta tropical) e Am (clima tropical monçônico) de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger (ALVARES, 2013; SOUTO-MAIOR, 1954). Houve diferença sazonal da temperatura durante o período estudado, sendo a temperatura dos meses relativos à primavera/verão significativamente superior à dos meses relativos ao de outono/inverno. Os meses mais quentes foram caracterizados por uma maior presença de cianobactérias e menor transparência da água.

Alguns autores sugerem que o aquecimento global pode levar a um aumento na frequência de florações de cianobactérias principalmente em lagos de águas doces e salobras (PAERL & HUISMAN, 2008; O'NEIL et al., 2012; HUISMAN et al., 2018; PAERL, 2016). Isso é em parte atribuído a sua preferência por temperaturas

relativamente altas, quando comparadas com outros grupos presentes na comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 1997; BUTTERWICK, HEANEY & TALLING, 2005; DE SENERPONT DOMIS, MOOIJ & HUISMAN, 2007). Embora a taxa de crescimento de cianobactérias pareça aumentar mais rápido com a temperatura quando comparadas com algas eucarióticas (Huisman et al. 2018), estudos experimentais não comprovaram essa hipótese (Lürling et al. 2013). O aquecimento global favorece os fatores ambientais como estratificação mais estável e conseqüente menor mistura da coluna d'água. Fatores que favorecem indiretamente cianobactérias com capacidade de evitar a sedimentação através de migração vertical, obterem melhor acesso a luz e sombrear os demais competidores (HUISMAN, et al., 2018; PAERL, 2016; LÜRLING, 2013). No entanto, estudos recentes com cepas de diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias da Lagoa de Jacarepaguá, demonstraram que os efeitos diretos do aumento da temperatura podem sim favorecer a dominância de cianobactérias (Mesquita et al 2019).

A frequente dominância de cianobactérias em sistemas mais quentes, semelhantes à Lagoa de Jacarepaguá, é justificada não só pela temperatura mas também por outros fatores como por exemplo a elevada disponibilidade de nutrientes, pH e baixa salinidade (De MAGALHÃES et al., 2018; ROMO et al., 2004; KOSTEN et al., 2012). O favorecimento de cianobactérias em pH elevado pode ser devida a sua capacidade de captação/utilização eficientes de CO₂ e bicarbonato como fontes inorgânicas de carbono ou estar relacionado a interferência direta no transporte de membrana entre os organismos e o meio externo, afetando suas taxas de crescimento (SHAPIRO, 1997; CARACO e MILLER, 1998; SANDRINI et al., 2016).

Devido ao acúmulo de nutrientes, a Lagoa de Jacarepaguá apresentou um elevado nível de eutrofização com constantes florações de cianobactérias, fato também observado em estudos anteriores (FERRÃO FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009; De MAGALHÃES et al., 2018). As elevadas concentrações de fósforo e clorofila-a, somadas a baixa transparência da água classificam a lagoa como hipereutrófica (NÜRNBERG, 1996).

M. aeruginosa é a espécie de cianobactéria dominante na comunidade fitoplanctônica na Lagoa de Jacarepaguá (FERRÃO FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009; De MAGALHÃES et al., 2018). Esses estudos apontam que essa dominância deve-se às características do sistema como, a abundância na disponibilidade de

nutrientes, temperaturas elevadas e a presença de águas alcalinas. Em nossos estudos essas características físicas e químicas também foram identificadas, assim como a maior contribuição de clorofila-a proveniente de cianobactérias durante a maior parte dos meses de estudo. Apesar dessa espécie ser encontrada principalmente em ambientes de água doce, há relatos na literatura sobre sua observação em outros ambientes costeiros com características de salinidade dentro dos níveis encontrados na Lagoa de Jacarepaguá, o que evidencia sua capacidade de crescer nesse tipo de sistema (ROBSON e HAMILTON, 2003; LEHMAN et al., 2005).

Na Lagoa de Jacarepaguá, a precipitação foi menor que a taxa de evaporação durante a maior parte do período estudado. Embora estudos apontem que a evaporação pode aumentar as concentrações de nutrientes na coluna d'água em lagos rasos (OZEN et al., 2010), na Lagoa de Jacarepaguá parece não haver uma relação entre a concentração de nutrientes e a taxa de evaporação. Mesmo a altura da coluna d'água da lagoa não parece estar relacionada com as taxas de evaporação e sim com a precipitação. Características ambientais como precipitação e evaporação podem não ter tanto impacto nesse sistema devido ao suprimento constante de água pelos rios e a conexão desse sistema, mesmo que precariamente, com o mar (MARINHO et al., 2019)).

Carga externa

Nossos resultados indicam que a eutrofização da Lagoa de Jacarepaguá é promovida por elevados aportes externos de P. Foi estimado um aporte anual de 60 t P ano⁻¹ através dos tributários que desaguam na Lagoa de Jacarepaguá. Isso equivale a uma carga externa de 165 kg P dia⁻¹, que está na faixa encontrada em outros lagos eutróficos tropicais brasileiros que recebem efluentes de esgoto: Henry et al. (2004) estimaram uma carga externa de 18 kg P dia⁻¹ para o Lago das Garças (São Paulo) enquanto Torres et al., (2007) estimaram uma carga de 150 kg P dia⁻¹ para o Lago da Pampulha (Minas Gerais).

O Arroio Pavuna e os rios Caçambé e do Marinho apresentaram valores altos tanto de concentração quanto de carga diária de fósforo. Esses rios apresentam algumas particularidades em comum, como o fato de a maior parte do seu curso atravessar áreas urbanizadas caracterizadas pela alta densidade demográfica,

elevado número de condomínios e até mesmo a presença de comunidades compostas por grande número de construções irregulares (FREITAS, 2009; SONDOTÉCNICA, 1998). Uma atenção especial deve ser dada ao estado crítico de poluição do rio que descarrega a maior quantidade diária de águas na lagoa, o Arroio Pavuna. Esse tributário tem ligação direta com o Rio Guerenguê que, além de receber esgoto doméstico, também atravessa a zona industrial de Jacarepaguá, onde se localizam indústrias de produtos químicos farmacêuticos. Os despejos recebidos pelo Rio Guerenguê são encaminhados para Lagoa de Jacarepaguá por intermédio do Rio Arroio Pavuna. O Rio Camorim apresentou os menores valores de concentração e de carga diária de fósforo, uma característica também evidenciada em outros estudos (SANTOS, 2014; FREITAS, 2009). Esse fato pode estar relacionado com as características do seu curso e sub-bacia de drenagem. Sua sub-bacia está inserida em uma área peri-urbana, rica em vegetação, com baixa densidade demográfica e poucas ocupações urbanas, sendo essas quase que limitadas ao final do seu curso, que percorre em grande parte áreas florestadas. Entretanto, essa sub-bacia tem chamado a atenção pelo seu grande apelo comercial devido a sua proximidade com a natureza e já se encontra em plena expansão urbana com construções de condomínios (FREITAS, 2009). Esse fato que pode acarretar em aumento da entrada de nutrientes na Lagoa de Jacarepaguá a partir do Rio Camorim.

Carga interna

Na Lagoa de Jacarepaguá, por ser um sistema raso, espera-se que ocorra mistura vertical diária da coluna d'água. De fato, apenas estratificação de oxigênio foi observada durante nosso período de estudos. Porém, condições de hipóxia, e até mesmo anoxia, foram frequentes próximo ao sedimento. Essa estratificação química foi provavelmente causada pela decomposição das altas quantidades de matéria orgânica dos efluentes de esgoto que entram na lagoa por seus tributários. Então, podemos assumir que a condição anóxica do sedimento ocorre ao longo do ano.

Roy et al. (2012) estimaram o fluxo de fósforo do sedimento do lago oligohalino Pontchartrain (USA) e observaram valores mais elevados em incubações anóxicas ($1,06 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) do que em condições oxidantes ($0,48 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Os autores consideraram a maior parte dos sedimentos de superfície permanentemente anaeróbicos para o cálculo da carga interna anual do FSR. Mesmo sob uma coluna

de água oxigenada, sujeita a repetidas misturas de vento, os sedimentos de grãos finos no lago Pontchartrain limitam amplamente a difusão de oxigênio (ROY et al., 2012).

Considerando que a maior parte do P biodisponível está ligado à fração submetida a variações do potencial redox, podemos esperar um fluxo contínuo de P do sedimento na Lagoa de Jacarepaguá. Contudo, foi observada uma variação na carga interna de fósforo calculada para a Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de 2018 (2,47 mg P m⁻² d⁻¹) e 2019 (5,36 mg P m⁻² d⁻¹). Estas estimativas apontam uma carga diária de 9,1 e 19,8 Kg P dia⁻¹ para os anos de 2018 e 2019 respectivamente. Essa variação pode estar relacionada com as condições nas quais os experimentos foram realizados. Em 2018, as concentrações de OD nos cores foram > 3 mg L⁻¹ enquanto, em 2019, as concentrações de OD foram < 2 mg L⁻¹. De Magalhães et al. (2018), em experimentos realizados em 2015, em condições de anoxia (OD < 1 mg L⁻¹), observaram um fluxo e carga de fósforo ainda maiores com valores de 9,2 mg P m⁻² d⁻¹ e 34 Kg P dia⁻¹, respectivamente. Essas diferenças reforçam a importância da medição regular dos fluxos FSR de sedimentos para determinar a influência dos diferentes fatores ambientais e obter mais informações sobre a variabilidade sazonal nos fluxos FSR.

Podemos esperar um fluxo contínuo de fósforo a partir do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, já que a maior parte do fósforo que pode ser liberada do sedimento estava concentrada na fração sensível a um agente redutor. Há que considerar que um ambiente redutor é constantemente gerado na interface sedimento água, devido às baixas concentrações de oxigênio dissolvido nesse ambiente. De maneira geral, o fluxo de fósforo do sedimento é maior em condições anóxicas do que em condições oxidantes, desse modo os resultados das incubações de sedimento estão de acordo com a sensibilidade aos agentes redutores da fração de fósforo ligada a óxidos de ferro e manganês. Porém, os dados obtidos a partir de coletas de campo em Jacarepaguá mostram que próximo ao sedimento as concentrações de oxigênio são baixas ou as condições são de hipóxia (já que anoxia pressupõe ausência de O) (< 1 mg L⁻¹) na maior parte do tempo. Portanto, o fluxo calculado para a campanha de 2018 pode ter subestimado a potencial de liberação de fósforo *in situ*.

É bastante frequente o registro de pH > 8,5 para as águas da Lagoa de Jacarepaguá. Tanto o pH quanto a alcalinidade desempenham um papel importante

na ligação do sedimento com o P (ORIHÉL et al., 2017). Em valores mais altos de pH, a capacidade de ligação de P ao ferro oxidado diminui, o que por sua vez, aumenta a disponibilidade de P na coluna de água. Por exemplo, Boers (1991) observou um aumento de 10 vezes na taxa de liberação de sedimentos P em pH 9,5 em comparação com a taxa em pH 8,3. Boers (1991) alcançou o pH mais alto adicionando NaOH, mas as concentrações de íons hidroxila podem aumentar drasticamente devido à fotossíntese, favorecendo as reações de troca de ligantes (LIJKLEMA, 1977). Além disso, complexos de ferro-P e de alumínio-P podem se dissolver em pH mais alto (OLILA E REDDY 1995). No lago Volvi (Grécia) foi observado a dessorção de P em baixo potencial redox, porém a troca iônica com OH^- em pH mais alto indicava ser o mecanismo principal por trás do carregamento interno de P (CHRISTOPHORIDIS e FYTIANOS 2006). Na Lagoa de Jacarepaguá, ambos os mecanismos parecem ter um papel na liberação de P de sedimentos.

Um fator adicional na Lagoa de Jacarepaguá é a sua salinidade. O fluxo de FSR do sedimento é aumentado em salinidades mais altas porque sulfetos podem interferir nas ligações entre óxidos de ferro e fósforo, contudo, o efeito da salinidade pode ser sobrepujado pelo pH, promovendo liberação de FSR mesmo em baixas salinidades (HARTZELL e JORDAN 2012).

Apesar da influência marinha, não esperamos interferência da salinidade, visto que a conexão da Lagoa de Jacarepaguá por intermédio de canais e outras lagoas é limitado o que pode ser evidenciado pela leve variação da salinidade na Lagoa de Jacarepaguá. Além disso, os relatos sobre os efeitos da salinidade na liberação de fósforo do sedimento são contraditórios na literatura. Alguns estudos mostram uma redução na concentração do fósforo dissolvido devido a altas salinidades (BALDWIN et al., 2006; WESTON et al., 2006), enquanto outros mostram justamente o contrário (CARACO et al., 1990; ZHANG e HUANG 2011). Em experimentos com sedimento anóxico de uma lagoa com águas salobras da Coreia do sul, Kin e colaboradores (2017) mostraram que não houve diferença na liberação de fósforo quando a salinidade variou de 10,8 para 38,3. A morfometria e localização da Lagoa de Jacarepaguá a tornam menos sujeita a situações que aumentem drasticamente sua salinidade. Dessa forma, uma influência da salinidade no fluxo de fósforo a partir do sedimento não é esperada. Porém, considerando o efeito da salinidade no efluxo de FSR do sedimento (HARTZELL e JORDAN 2012), recomenda-se a realização de mais

pesquisas a respeito das interações entre salinidade e oxirredução no processo de liberação de fósforo do sedimento na Lagoa de Jacarepaguá.

A temperatura também é um fator que tem grande influência na sazonalidade do fluxo interno de P em lagos de regiões temperadas. Porém, não se espera que o fluxo de fósforo, calculados neste trabalho, sejam menores no inverno do que no verão. Além das características morfométricas da lagoa, as temperaturas mais baixas observadas estão muito próximas de 25 °C, o suficiente para estimular uma alta atividade bacteriana.

Estimativas de cargas interna e externa de lagoas costeiras são escassas. Neste trabalho a contribuição da carga externa estimada foi de 165 kg P dia⁻¹ e a interna de 14,5 Kg P dia⁻¹. Vadrucci et al., (2004) estimou a contribuição das entradas internas e externas para o Lago Alimini Grande, um pântano salino (no sul da Itália), que apesar de receber uma carga considerável de nutrientes da bacia de drenagem, é classificado como oligo-mesotrófico (DE DONNO et al., 2017). As estimativas de cargas externa e interna de P para o Lago Alimini Grande foram em média de 0,34 e 0,3 mg m⁻² dia⁻¹, respectivamente (VADRUCCI et al., 2004; dados recalculados), que é duas e uma ordens de magnitude menor, respectivamente, do que as taxas estimadas para a Lagoa de Jacarepaguá.

Balanço LOICZ

O tempo de residência estimado neste estudo para Lagoa de Jacarepaguá, a partir do modelo LOICZ, foi de 77 dias. Essa estimativa está dentro dos valores encontrados em outras lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro com características semelhantes (Lagoa de Maricá 115 dias, Lagoa de Piratininga 46 dias) (DUPRA et al., 2000). Essas lagoas assemelham-se pelo fato de estarem inseridas em sistemas lagunares do tipo sufocado, baseadas no tempo de residência e a comunicação restrita com o mar (KNOPPERS, 1999; KJERFVE E MAGILL, 1989). Essas lagoas são as mais continentais dos seus respectivos sistemas lagunares e sua comunicação com o mar não se dá de forma direta, mas sim por intermédio de outras lagoas e canais. Além disso, estão sujeitas a uma grande influência antrópica, principalmente pelo lançamento de esgoto em suas águas (CERDA et al., 2013, CARNEIRO, 1992, DUPRA et al., 2000, KNOPPERS, 1991). O tempo de residência é um fator de extrema importância, visto que sistemas com grande dificuldade em

renovar suas águas dispõem de maior tempo para o processo de remineralização do fósforo por decomposição. Esse mineral pode ser disponibilizado diretamente para os organismos produtores, potencializando a eutrofização ou, ainda, ser estocado no sedimento (NIXON et al., 1996; GRELOWSKI et al., 2000). Em seus estudos no Lago Albufera (Espanha), Susana *et al* (2013) constatou que um longo tempo de residência, promovido por períodos secos, trouxe diversas consequências nas dinâmicas de cianobactérias e das concentrações de cianotoxinas, como: aumento da biomassa total de cianobactérias, aumento das populações e do diâmetro das colônias de *Microcystis aeruginosa* e, por fim, aumento das concentrações de microcistina nas águas do lago e no interior das células. Da mesma forma é possível que o alto tempo de residência da Lagoa de Jacarepaguá possa potencializar a eutrofização e seus efeitos nesse sistema.

O Balanço de fósforo, estimado pelo modelo LOICZ, resultou em um saldo negativo (ΔDIP) de -979 mol d^{-1} , para a Lagoa de Jacarepaguá. Couto et al., (2000) relata um saldo comparável para a Lagoa de Maricá ($\Delta\text{DIP} = -876 \text{ mol d}^{-1}$). Os valores negativos de ΔDIP para as Lagoas de Jacarepaguá e Maricá apontam que os processos autotróficos prevalecem sobre os heterotróficos nesses sistemas (fotossíntese > respiração), ou seja, há um sequestro do valor de diferença entre as entradas e saídas de fósforo para a produção de matéria orgânica. Porém, a estimativa de produção líquida por unidade de área em Jacarepaguá ($28 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi muito superior a calculada para Lagoa de Maricá ($3,2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), já que essa última ocupa uma área de 29 km^2 (COUTO, 1989), consideravelmente maior do que a da primeira ($3,2 \text{ km}^2$). Um detalhe que deve ser ressaltado é que a contribuição do sedimento não foi levada em consideração nas estimativas realizadas para o estudo na Lagoa de Maricá. O mesmo fator também não foi levado em consideração em outros trabalhos que utilizam o modelo LOICZ para suas estimativas, como os realizados por Cerda et al., (2013), Souza FL et al., (2003), Noriega (2011, 2019). Dessa forma, o presente trabalho traz uma novidade nesse sentido. Quando a contribuição do sedimento não é considerada o ΔDIP da Lagoa de Jacarepaguá cai para -511 mol d^{-1} , mas a característica autotrófica do sistema é mantida e sua produção líquida por unidade de área ($15 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ainda se mantém superior à da Lagoa de Maricá ($3,2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), o que evidencia que a Lagoa de

Jacarepaguá recebe uma carga externa diária de fósforo muito alta em relação ao seu tamanho

A entrada de fósforo na Lagoa de Jacarepaguá foi estimada em 3525 mol d^{-1} , um valor alto comparado aos estimados para a Lagoa de Marica (1674 mol d^{-1} ; Dupra et al., 2000) e Piratininga (153 mol d^{-1} ; CERDA et al., 2013). A contribuição dos tributários (3056 mol d^{-1}) equivale a 86% desse total, enquanto o sedimento contribui com os 14% restantes (468 mol d^{-1}). Embora a contribuição interna pareça pequena em relação à carga oriunda de fontes externas, seu impacto no estado trófico atual da Lagoa de Jacarepaguá não pode ser desprezado. Seu valor é alto em relação ao volume d'água presente nesse sistema. Quando a carga interna não é considerada, os valores estimados para o sequestro de fósforo (de -979 mol d^{-1}) e de produção líquida (de $28 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) são reduzidos quase que pela metade (-511 mol d^{-1} e $15 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente). Portanto a carga interna potencializa os problemas tróficos causados pela carga externa e pode retardar a recuperação desse sistema, mesmo após uma redução da carga de fósforo proveniente dos tributários.

Alternativas

Várias medidas têm sido propostas e/ou executadas visando o saneamento e a recuperação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá ao longo das últimas décadas. Porém, nem mesmo os riscos de um vexame mundial nas olimpíadas de 2016 foi o suficiente para acelerar a implantação desses projetos. Atualmente, o Governo do Estado do Rio de Janeiro se ufana de implantar o Programa de Saneamento da Barra da Tijuca, Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá (PSBJ) que, de acordo com o site da Companhia Estadual de Águas e Esgoto² (CEDAE) e da Agência Reguladora de Energia e Saneamento Básico do Estado do Rio de Janeiro³ (AGENERSA), “*visou implantar sistemas completos de esgotamento sanitário na Barra da Tijuca, em Jacarepaguá e no Recreio dos Bandeirantes e, atualmente, continua implantado mais sistemas completos de saneamento. O PSBJ está projetado para o horizonte de 30 anos no que tange a macro situação de coleta, tratamento e destinação final de 5,3*

²https://www.cedae.com.br/saneamento_barra_recreio_jacarepagua

³<http://www.agenersa.rj.gov.br/documentos/consultapublica/E220071452019-complexolagunar/Apresentacao-audiencia-publica-AP4-07-05-2019.pdf>

mil litros por segundo de esgoto, o que representa uma capacidade instalada para atender o desenvolvimento urbano da região pelos próximos decênios. Atualmente, grande parte das áreas dos três bairros, Barra da Tijuca, Jacarepaguá e Recreio dos Bandeirantes já estão esgotadas. A previsão futura é coletar até 2.900 litros de esgoto por segundo, quando as principais áreas da chamada Bacia de Jacarepaguá, que incluem os três bairros já mencionados, estarão atendidas. As obras tiveram início em 10 de abril de 2001”¹.

A CEDAE afirma que foram investidos valores financeiros de mais de R\$ 1,7 bilhões de reais em projetos já concluídos ou em execução e com previsão do investimento de mais de R\$ 1,6 bilhões em projetos futuros². Dentre esses projetos estão a construção de redes coletoras, emissários submarinos, estações de tratamento e estações elevatórias de esgoto. Porém nem todos os projetos concluídos se encontram em operação e os que estão, não possuem integração com as áreas carentes da região. Mesmo os projetos futuros visam às chamadas áreas formais, sem a previsão de contemplar as chamadas áreas informais (ou favelizadas)². Na verdade, há o impasse entre a prefeitura e governo do Rio de Janeiro sobre a quem corresponde as responsabilidades de coleta e tratamento de esgotos das áreas favelizadas da Barra, Recreio e Jacarepaguá, com um órgão tentando transferir as responsabilidades para o outro ⁴. Enquanto isso, um dos grandes problemas responsáveis pelo lançamento de esgoto *in natura* nos rios que desaguam na Lagoa de Jacarepaguá segue sem solução.

Uma solução para os problemas de transbordamento e saneamento dos rios estava prevista no plano de recuperação da bacia hidrográfica de Jacarepaguá, que consta no caderno de encargos para os Jogos Olímpicos. Essa solução incluía a canalização de rios⁵ e a construção de Unidades de Tratamento de Rios (UTR). Atualmente, grande parte das canalizações foram concluídas e, ainda hoje, recebem críticas de moradores devido ao mau cheiro exalado em algumas regiões. Além disso, receberam críticas de especialistas que afirmam que tal prática, ao contrário do previsto, não reduz as inundações e, ao ampliar as áreas impermeáveis, alteraram o

⁴<https://oglobo.globo.com/rio/bairros/mp-pode-ir-justica-se-prefeitura-nao-cumprir-acordo-sobre-coleta-de-esgoto-em-areas-favelizadas-23376787>

⁵http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/6165511/4162116/pmsb_drenagem_e_manejo_de_aguas_pluviais.pdf

curso natural das águas, prejudicando a sua absorção pelo solo⁶. Já a construção das UTRs (às vésperas das olimpíadas) seguiu um outro caminho.

As UTRs seriam implantadas nas desembocaduras dos Rios do Anil, das Pedras, Arroio Pavuna e Pavuninha, a exemplo da UTR já implantada no Rio Arroio Fundo (sob responsabilidade da Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro). As UTRs atuariam no tratamento das águas dos rios, já que obras que visem a instalação de redes de coleta de esgoto não poderiam ser executadas em toda a bacia de drenagem, devido à existência de várias comunidades carentes, onde o poder público tem atuação limitada ou foi até mesmo substituído por outras formas de poder. A UTR no Arroio Fundo, junto à Lagoa de Camorim, foi construída em 2012 e atuava ao custo de R\$ 500 mil mensais, utilizando sulfato de alumínio e polímeros⁷. Já as outras UTRs planejadas não saíram do papel.

Em 2015, o então prefeito do Rio anunciou que não concluiria as UTRs porque elas seriam pouco efetivas sem o fim de lançamento de esgoto⁵. No ano seguinte, a Secretaria Municipal de Saneamento e Recursos Hídricos (SMAR) informou que as outras unidades seriam instaladas quando o governo do Estado limpasse o sistema lagunar, pois acreditavam que, sem a melhoria das condições deste sistema, as UTRs não produziram resultados efetivos⁸. Até hoje esse impasse segue sem uma solução⁹, enquanto o Complexo Lagunar de Jacarepaguá continua a definhar.

Propostas têm sido levantadas para melhorar a hidrodinâmica do sistema lagunar, de modo a reduzir o tempo de residência na Lagoa de Jacarepaguá, seja através da melhoria na eficiência das trocas do canal do Joatinga com o mar e/ou através da ligação do Sistema Lagunar de Jacarepaguá ao Canal de Sernambetiba. Morais (2007) em seu trabalho concluiu que, de um modo geral, as melhorias obtidas ligando o Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá ao Canal de Sernambetiba seriam bastante significativas, proporcionando uma boa circulação hidrodinâmica do complexo lagunar e, conseqüentemente, a renovação hídrica do mesmo, além de

⁶<https://oglobo.globo.com/rio/bairros/moradores-protestam-contrapoluicao-em-rios-de-jacarepagua-21418624>

⁷ https://www.youtube.com/watch?v=iHFXE_m3Yak

⁸ <https://oglobo.globo.com/rio/bairros/programa-de-recuperacao-de-bacia-de-jacarepagua-avanca-de-forma-lenta-1-19812922>

⁹ <https://oglobo.globo.com/rio/bairros/mp-pode-ir-justica-se-prefeitura-nao-cumprir-acordo-sobre-coleta-de-esgoto-em-areas-favelizadas-23376787>

favorecer uma grande diluição dos efluentes lançados nas lagoas. Contudo, esse trabalho também concluiu que é necessário que os despejos de esgotos domésticos e efluentes industriais cessem ou, pelo menos, sejam reduzidos para que ocorra a total revitalização ambiental do complexo lagunar. Caso contrário, ocorrerá somente uma transferência da poluição, que passará a atingir as praias da região.

CERDA et al. (2013) constatou que a reabertura da ligação entre a Laguna de Piratininga e o mar em 2008 teve um efeito significativo sobre a renovação de águas desse sistema, com uma diminuição de 53% no tempo de residência da água nesta laguna em relação ao período anterior. Essa intervenção afetou o Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu como um todo, melhorando sua hidrodinâmica e modificando suas características de um sistema "asfiziado" para um sistema "restrito" (CARNEIRO 1993). Além disso, houve uma redução de 79% da concentração de fósforo nas águas da Laguna de Piratininga, tendo como resultado, um aumento da produção primária em relação aos processos de mineralização e/ou respiração, tornando o sistema autotrófico com menor capacidade de mineralização e exportação fósforo (CERDA et al., 2013). Como já citado anteriormente, as Lagoas de Piratininga e Jacarepaguá compartilham características em comum. Dessa forma, é possível que uma melhora da hidrodinâmica da Lagoa de Jacarepaguá possa trazer para esse sistema os mesmos resultados alcançados na Lagoa de Piratininga.

Em 2013, a empresa MASTERPLAN realizou um estudo de impacto ambiental para a realização obras em virtude da preparação para os jogos olímpicos. As obras tinham dois pontos principais: o primeiro seria o prolongamento do molhe na barra do Canal da Joatinga, de modo a evitar o assoreamento de sua desembocadura com areia proveniente da praia da Barra da Tijuca e, o segundo, seria a dragagem de um volume de mais de $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ de sedimento das Lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca, Marapendi e do canal da Joatinga, visando não apenas melhorar o aspecto estético das lagoas, mas também propiciar a melhoria na qualidade das águas sob aspectos físicos, químicos e biológicos, de forma a recuperar o espaço aquático e o ecossistema lagunar e do entorno comprometido pelo assoreamento (MASTERPLAN, 2013).

A modelagem hidrodinâmica presente no Relatório Ambiental Simplificado das Obras de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar indicava que a intervenção de dragagem resultaria num aumento entre 30% e 50% da vazão nos principais pontos

de interligação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, o que proporcionaria uma troca mais intensa de água entre os compartimentos do sistema lagunar. O projeto orçado em mais de R\$ 600 milhões em 2013 e que ainda previa a construção de uma ilha ecológica com o sedimento dragado das lagoas, nunca saiu do papel. Em 2017 a Secretaria de Estado do Ambiente informou que o contrato para a realização das obras foi suspenso devido à crise financeira do Estado¹⁰, então mergulhado em escândalos de corrupção (como noticiado por diversos veículos de comunicação a época)^{11,12}. Dessa forma “*a tentativa frustrada de despoluir o complexo lagunar, uma promessa olímpica, foi notícia até na imprensa internacional*”⁵.

Importante destacar que reduzir a carga externa de nutrientes é absolutamente necessária para restauração da Lagoa, porém pode não ser o suficiente. A elevada taxa de liberação de fósforo ($5,36 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) observada em nossos experimentos, e até mesmo fluxos maiores ($9,2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; De MAGALHÃES et al., 2018) foram obtidos com sedimento incubados sob condições anaeróbicas. Mesmo após uma bem-sucedida redução da carga externa de fósforo pelos rios, a liberação de fósforo a partir do sedimento pode ser o suficiente para abastecer e promover as florações. A turbidez da água e a produção de matéria orgânica pode continuar por muitos anos – ou mesmo décadas – já que uma autodepuração do sistema parece improvável devido a sua morfometria e fluxo hídrico.

Quebrar o ciclo de produção de biomassa do fitoplâncton e de remineralização de matéria orgânica por bactérias próximo ao sedimento é um pré-requisito para acelerar a sua recuperação. Mesmo considerando que muitas vezes a ciclagem que acontece na própria coluna d’água pode resultar em elevada produção regenerada (CARMOUZE et al., 1991). O teor alto de ferro no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá (em média 28 mg g^{-1} , JÚNIOR et al., 2012) supera a o teor mais alto de fósforo que pode ser liberado a partir do sedimento nesse sistema ($1-1.4 \text{ mg g}^{-1}$), claramente excedendo a razão molar Fe:P de 1:1, abaixo do qual o fosfato pode ser liberado do sedimento, mas acima do qual o fosfato pode ser efetivamente aprisionado por

¹⁰ <https://oglobo.globo.com/rio/bairros/camara-comunitaria-da-barra-preve-obras-que-poderiam-reduzir-poluicao-da-praia-da-regiao-21877971>

¹¹ <https://www1.folha.uol.com.br/cenarios/2017/12/1943358-escandalos-de-corrupcao-transformam-rio-de-janeiro-em-um-estado-em-ruinas.shtml>

¹² https://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/politica/2017/11/03/interna_politica,638393/entenda-como-a-corrupcao-arruinou-o-estado-do-rio-de-janeiro.shtml

(hidr)óxidos de ferro (SMOLDERS et al., 2001). Uma oxigenação do ambiente na interface sedimento-água é um pré-requisito para um controle efetivo da liberação de fósforo do sedimento pelo ferro (SMOLDERS et al., 2006). Isso pode ser alcançado artificialmente através de técnicas de aeração ou oxigenação do hipolímnio ou de toda a coluna d'água. Porém esses métodos podem não ser os mais adequados devido ao seu alto custo e seu sucesso não ser garantido, a não ser que outras medidas que visem à eliminação dos nutrientes do sistema sejam tomadas paralelamente, como por exemplo dragagem. Ainda, quando não realizadas de forma meticulosa, essas técnicas podem gerar resultados negativos favorecendo ainda mais a eutrofização, devido à disponibilização de nutrientes estocados no sedimento (ESTEVES, 2011).

Uma alternativa para aumentar as concentrações de oxigênio próximo ao sedimento é limitar a produção fitoplanctônica através da redução da disponibilidade de nutrientes e, assim, limitar a produção autóctone de matéria orgânica. Um estudo recente, utilizando testemunhos de sedimento retirados da Lagoa de Jacarepaguá, mostrou que uma baixa dose de cloreto de polialumínio combinado com argila modificada com lantânio (Phoslock®) foi capaz de remover a biomassa de cianobactérias da coluna d'água e reduzir as concentrações de fósforo dissolvido graças ao seu poder de adsorção, decantação e imobilização desse nutriente no sedimento, onde sua liberação será impedida (De MAGALHÃES et al., 2018). Se essa intervenção for aplicada na lagoa, seu custo total seria estimado em R\$ 42 milhões, que é apenas 4 – 5% dos custos estimados para a dragagem (De MAGALHÃES et al., 2018). Controlar a carga externa é um procedimento primordial, porém para a restauração satisfatória da lagoa é necessário mais do que isso; técnicas de geo-engenharia *in situ* parecem mais econômicas e efetivas do que procedimentos padrões de dragagem.

A solução para o estado atual da Lagoa de Jacarepaguá é complexa e deve incluir uma série de medidas a fim de mitigar o problema da eutrofização nesse sistema. É mais do que propor medidas de remediação para as já perpetuadas práticas de coleta e destinação de esgoto, é levar a sociedade a reconhecer a existência dessas práticas como algo inconcebível no século atual e a reconhecer e debater a importância do saneamento. Assim como são reconhecidos e debatidos os problemas de segurança ou saúde pública, em busca de uma solução para as origens do problema.

CONCLUSÕES

- Os tributários que deságuam na Lagoa de Jacarepaguá trazem em suas águas uma expressiva carga diária (165 kg dia^{-1}) de fósforo para esse sistema.
- O sedimento da Lagoa de Jacarepaguá armazena uma grande quantidade de fósforo ($751 \mu\text{g P g}^{-1}$) que pode ser potencialmente liberada na coluna d'água.
- A maior parte (86%) do fósforo que entra na Lagoa de Jacarepaguá tem origem externa a partir de tributários ($3056,6 \text{ mol d}^{-1}$), porém o componente interno (468 mol d^{-1}) também tem um importante papel no estado trófico atual desse sistema.
- A restauração da Lagoa de Jacarepaguá deve focar nas fontes externas e internas de fósforo e devem incluir uma série de medidas complexas e duradouras e não apenas soluções que visem somente a remediação do problema.

REFERÊNCIAS

- ABDAL, A. **Sobre regiões e desenvolvimento: o processo de desenvolvimento regional brasileiro no período 1999-2010**. Tese (Doutorado em Sociologia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 261. 2015.
- ABIPLA. Associação Brasileira das Indústrias de Produtos de Limpeza e Afins. Relatório do grupo de fosforo: Subgrupo Avaliação de Impactos Ambientais. São Paulo - SP, 2004.
- ABREU, Paulo Cesar; HARTMANN, Carlos; ODEBRECHT, Clarisse. Nutrient-rich saltwater and its influence on the phytoplankton of the patos lagoon estuary, Southern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 40, n. 2, p. 219-229, 1995.
- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMIRBAHMAN, Aria; LAKE, Bjorn A.; NORTON, Stephen A. Seasonal phosphorus dynamics in the surficial sediment of two shallow temperate lakes: a solid-phase and pore-water study. **Hydrobiologia**, v. 701, n. 1, p. 65-77, 2013.
- AMORIM, M. S. N. Investigação da influência do emissário submarino da Barra da Tijuca no seu entorno através do monitoramento de parâmetros de pH, salinidade, HPA's e carbono orgânico total. Rio de Janeiro – RJ, PUC, 2010.
- ANDERSON, Donald M.; GLIBERT, Patricia M.; BURKHOLDER, Joann M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. **Estuaries**, v. 25, n. 4, p. 704-726, 2002.
- ANON, S. Symposium on the Classification of Brackish Waters, Venice. 585 **Archive of Oceanography and Limnology**, v.11, p. 8-14.,1958.
- ARARUNA JÚNIOR, José Tavares et al. Sediments Quality Assessment of Jacarepaguá Lagoon: The Venue of the 2011 Rock in Rio. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, p. 906-910, 2012.
- ARAÚJO, RET de. **Urbanização da baixada de Jacarepaguá, degradação dos corpos hídricos e saúde pública: os casos de hepatite A, da leptospirose e da esquistossomose. 2007. 171f.** 2007. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Geografia)-Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- ARBUCKLE, Kelly E.; DOWNING, John A. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 4, p. 970-975, 2001.

AZEVEDO, Sandra MFO et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, 2002

BALDWIN, Darren S. et al. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. **Wetlands**, v. 26, n. 2, p. 455-464, 2006.

BARBOSA, Jackeline do Socorro Benassuly. Balanço de massa e especiação de fósforo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá—DF. 2019.

BERMAN, T. Differential uptake of orthophosphate and organic phosphorus substrates by bacteria and algae in Lake Kinneret. **Journal of plankton research**, v. 10, n. 6, p. 1239-1249, 1988.

BIANCHI, Thomas S. **Biogeochemistry of estuaries**. Oxford University Press on Demand, 2007.

BILLEN, Gilles; LANCELOT, Christiane; MEYBECK, Michael. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land and ocean. In: **Dahlem workshop on ocean margin processes in global change**. 1991. p. 19-44.

BRATTBERG, G. Decreased phosphorus loading changes phytoplankton composition and biomass in the Stockholm archipelago. **Vatten**, v. 42, n. 14, p. 1-153, 1986.

BUNT, J. S. Marine coastal eutrophication: The response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration. Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 21–24 March 1990. RA Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani, Editors, Elsevier, Amsterdam, 1992. 1310 pp., US \$297.00, hardback, ISBN 0-444-89990-1. 1995.

BURFORD, Michele A. et al. Recent insights into physiological responses to nutrients by the cylindrospermopsin producing cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Journal of Oceanology and Limnology**, v. 36, n. 4, p. 1032-1039, 2018.

BUTTERWICK, C.; HEANEY, S. I.; TALLING, J. F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 2, p. 291-300, 2005.

CARACO, Nina; COLE, Jonathan; LIKENS, Gene E. A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. **Biogeochemistry**, v. 9, n. 3, p. 277-290, 1990.

CARACO, N. F.; MILLER, R. Effects of CO₂ on competition between a cyanobacterium and eukaryotic phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 1, p. 54-62, 1998.

CARMOUZE, J. P.; KNOPPERS, B.; VASCONCELLOS, P. The eutrophication of the lagoon of Saquarema. **Biogeochemistry**, v. 14, p. 129-148, 1991.

CARNEIRO, M. E. R. et al. Diagnóstico ambiental do Sistema Lagunar de Piratininga/Itaipu, Niterói, RJ Parte II: Hidroquímica. **III simpósio de ecossistemas da costa brasileira**, p. 196-203, 1993.

CARNEIRO, M. E. R. O ciclo anual do aporte fluvial e o estoque da matéria biogênica no sistema lagunar de Piratininga (RJ). **Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade Federal Fluminense**, 1992.

CARPENTER, Stephen R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CAVALCANTE, H. et al. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 619, p. 1022-1029, 2018.

CERDA, Mauricio et al. Nutrient budgets in the Piratininga-Itaipu lagoon system (southeastern Brazil): effects of sea-exchange management. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 226-238, 2013.

CHORUS, Ingrid; BARTRAM, Jamie. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. CRC Press, 1999.

CHRISTOPHORIDIS, Christophoros; FYTIANOS, Konstantinos. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 4, p. 1181-1192, 2006.

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

COHIDRO. Consultoria Estudos Projetos. Estabilização da barra do canal de Sernambetiba e suas interligações com o Complexo Lagunar Jacarepaguá. Estudo de impacto ambiental. SEMADUR/SERLA. v. 1-13, 2006. 1079 p.

CONLEY, Daniel J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

COOKE, G. Dennis et al. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. CRC press, 2016.

COUTO, E. C. G. Produção, decomposição e composição química de *Typha dominguensis* Pers. (*Typhaceae*) no sistema lagunar de Guarapina, Rio de Janeiro. **Master's dissertation, Dept. Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, 150p**, 1989.

COUTO, Erminda da C.G. et al. Marica-Guarapina coastal lagoons, Rio de Janeiro State. In: DUPRA, V. et al. (Org.) Estuarine systems of the South American region: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes. **LOICZ Reports and Studies**, v. 15, 2000. P.18-21

CROMWELL, JOHN E. Barrier coast distribution: a world-wide survey. In: **Abstracts, Second Coastal and Shallow Water Research Conference, US Office of Naval Research Geography Program, University Press, University of Southern California, Los Angeles, California.** 1971.

STEINMAN, Alan D.; SPEARS, Bryan M. (Ed.). **Internal phosphorus loading in lakes: Causes, case studies, and management.** J. Ross Publishing, 2020.

DA ANUNCIACÃO GOMES, Andreia Maria; SAMPAIO, Pedro Lima; DA SILVA FERRÃO-FILHO, Aloysio. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009.

DE DONNO, Antonella et al. Environmental quality and hygienic safety of the Alimini Lakes (Puglia, Italy): 20 years of monitoring (1995–2014). **Rendiconti Lincei**, v. 28, n. 2, p. 317-328, 2017.

DE FIGUEIREDO, Daniela R. et al. Microcystin-producing blooms—a serious global public health issue. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 59, n. 2, p. 151-163, 2004.

DE JANEIRO, R. I. O. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Ambientes das águas no Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro, 2001.

DE MAGALHÃES, Leonardo. **Controle da eutrofização e de florações de cianobactérias em corpos d'água salobras: avaliação da eficácia e aplicabilidade da combinação de coagulantes e adsorventes de fósforo em fase sólida.** Orientador: Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho. 2015. 148 f. Tese (Doutorado em biologia vegetal) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro Centro Biomédico Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes, Rio de Janeiro, 2018.

MAGALHÃES, Valéria Freitas; SOARES, Raquel Moraes; AZEVEDO, Sandra MFO. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, n. 7, p. 1077-1085, 2001.

DILLON, Peter J.; MOLOT, Lewis A. Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. **Water Research**, v. 30, n. 10, p. 2273-2280, 1996.

Diretriz da extinta Feema nº. 109

<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Qualidadedaagua/Lagoas/SistemaLagunardeJacarepagua/PrincipalSLJ/index.htm>

DOMINGOS, P. 2001. Dinâmica de Cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ). Tese de Doutorado em Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 111p.

DOMIS, Lisette N. De Senerpont; MOOIJ, Wolf M.; HUISMAN, Jef. Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. In: **Shallow Lakes in a Changing World**. Springer, Dordrecht, 2007. p. 403-413.

DOS SANTOS CALHEIROS, Ana Lucia. Variações do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos AP na planície costeira de Jacarepaguá-Rio de Janeiro: aplicação do programa CALIB 5.0. 1. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 29, n. 2, p. 282-282, 2006.

DUGDALE, R. C.; GOERING, J. J. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity 1. **Limnology and oceanography**, v. 12, n. 2, p. 196-206, 1967.

EMSLEY, J. The phosphorus cycle. In: **The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1980. p. 147-167.

ESTEBAN DELGADO NORIEGA, Carlos. Estado trófico e balanço biogeoquímico dos nutrientes não conservativos (N e P), na Região Metropolitana do Recife Brasil. 2010.

ESTEVEVES, F. de A. Fundamentos de Limnologia. 3ª edição. **Interciência, Rio de Janeiro**, 2011. cap 27-28, p. 625-657.

EVINER, Valerie T.; HAWKES, Christine V. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 4, p. 713-729, 2008.

FAASSEN, Elisabeth J.; GILLISSEN, Frits; LÜRLING, Miquel. A comparative study on three analytical methods for the determination of the neurotoxin BMAA in cyanobacteria. **PLoS One**, v. 7, n. 5, p. e36667, 2012.

FALCONER, Ian R.; RUNNEGAR, Maria TC; BERESFORD, Arthur M. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue - green alga, *Microcystis aeruginosa*. **Medical Journal of Australia**, v. 1, n. 11, p. 511-514, 1983.

FALKNER, Gernot et al. INFLUENCE OF FLUCTUATING PHOSPHATE SUPPLY ON THE REGULATION OF PHOSPHATE UPTAKE BY THE BLUE - GREEN ALGA ANACYSTIS NIDULANS1. **Journal of Phycology**, v. 31, n. 5, p. 745-753, 1995.

FERRÃO-FILHO, Aloysio S.; DOMINGOS, Patricia; AZEVEDO, Sandra MFO. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). **Limnologia**, v. 32, n. 4, p. 295-308, 2002.

FREITAS, AM de. **Qualidade das Águas Fluviais: Estudo de Caso da Bacia Hidrográfica de Jacarepaguá-RJ. 133f.** 2009. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

- GANTAR, Miroslav et al. Allelopathic activity among Cyanobacteria and microalgae isolated from Florida freshwater habitats. **FEMS microbiology ecology**, v. 64, n. 1, p. 55-64, 2008.
- GLIBERT, Patricia M. et al. Harmful algal blooms in the Chesapeake and coastal bays of Maryland, USA: comparison of 1997, 1998, and 1999 events. **Estuaries**, v. 24, n. 6, p. 875-883, 2001.
- GORDON, Donald C. et al. **LOICZ biogeochemical modelling guidelines**. Yerseke: LOICZ Core Project, Netherlands Institute for Sea Research, 1996.
- GRANÉLI, Wilhelm. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. In: **Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story**. Springer, Dordrecht, 1999. p. 19-26.
- Grelowski A, Pastuszek M, Sitek S & Witek Z (2000) Budget calculations of nitrogen, phosphorus and BOD5 passing through the Oder estuary. *Journal of Marine Systems* 25:221-237.
- HÅKANSON, Lars; BRYHN, Andreas C. **Tools and criteria for sustainable coastal ecosystem management: Examples from the baltic sea and other aquatic systems**. Springer Science & Business Media, 2008.
- HARTZELL, Jeanne L.; JORDAN, Thomas E. Shifts in the relative availability of phosphorus and nitrogen along estuarine salinity gradients. **Biogeochemistry**, v. 107, n. 1-3, p. 489-500, 2012.
- HECKY, R. E.; KILHAM, Peter. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment 1. **Limnology and Oceanography**, v. 33, n. 4part2, p. 796-822, 1988.
- HENRY, R.; DO CARMO, C. F.; BICUDO, D. C. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 3, p. 251-262, 2004.
- HESSEN, Dag O.; HINDAR, Atle; HOLTAN, Gjertrud. The significance of nitrogen runoff for eutrophication of freshwater and marine recipients. **Ambio**, p. 312-320, 1997.
- HUTCHINSON, G. Evelyn. A Treatise on. **Limnology**, v. 1, 1957.
- HUISMAN, Jef et al. Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 16, n. 8, p. 471-483, 2018.
- IPP. Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos. Plano estratégico da cidade do Rio de Janeiro. 2002. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/planoestrategico>>. Acesso em: jun. 2009

- JEPPESEN, Erik et al. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long - term data from 35 case studies. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 10, p. 1747-1771, 2005.
- JOCHIMSEN, Elise M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.
- Júnior, JTA; Benedett, PA; Pires, PJM; and Almeida, RFR. 2012. Sediments Quality Assessment of Jacarepaguá Lagoon: The Venue of the 2011 Rock in Rio. *Clean—Soil, Air, Water*. 40 (9), 906–910.
- KAISERLI, A.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. Phosphorus fractionation in lake sediments—Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. **Chemosphere**, v. 46, n. 8, p. 1147-1155, 2002.
- KIM, Tae-Hoon et al. Impact of Salinity Change on Water Quality Variables from the Sediment of an Artificial Lake under Anaerobic Conditions. **Sustainability**, v. 9, n. 8, p. 1429, 2017.
- Kjerfve B, Magill K (1989) Geographic and hydrographic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar Geol* 88:187-199
- KJERFVE, Bjorn; MICHENER, W. K.; GARDNER, L. R. Impacts of climate change in estuary and delta environments. **Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species: Marine and Coastal Ecosystems**, 1994.
- Knoppers B & Kjerfve B (1999) Coastal lagoons of Southeastern Brazil: Physical and Biogeochemical Characteristics. In: Perillo GME, Piccolo, M.C. and Pino Quivira, M. (ed) *Estuaries of South America*. Springer Verlag, Berlin, 35-66 pp.
- KOSTEN, Sarian et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, v. 18, n. 1, p. 118-126, 2012.
- LAKE, Bjorn A. et al. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the total Environment**, v. 373, n. 2-3, p. 534-541, 2007.
- LEHMAN, P. W. et al. Distribution and toxicity of a new colonial *Microcystis aeruginosa* bloom in the San Francisco Bay Estuary, California. **Hydrobiologia**, v. 541, n. 1, p. 87-99, 2005.
- LIJKLEMA, L.. Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. **Hydrobiologia**, v. 275, n. 1, p. 335-348, 1994.
- LITCHMAN, Elena; KLAUSMEIER, Christopher A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 39, p. 615-639, 2008.

Liu E, Shen J, Yuan H, Zhang E, Du C (2013) The spatio-temporal variations of sedimentary phosphorus in Taihu Lake and the implications for internal loading change and recent eutrophication. *Hydrobiologia* 711:87–98 . doi: 10.1007/s10750-013-1465-1.

LUND, J. W. G. The ecology of the freshwater phytoplankton. **Biological Reviews**, v. 40, n. 2, p. 231-290, 1965.

LÜRLING, Miquel et al. Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 552-559, 2013.

LÜRLING, Miquel et al. Editorial—a critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. 2016.

LÜRLING, Miquel; FAASSEN, Elisabeth J. Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. **water research**, v. 46, n. 5, p. 1447-1459, 2012.

LÜRLING, Miquel; FAASSEN, Elisabeth J. Dog poisonings associated with a *Microcystis aeruginosa* bloom in the Netherlands. **Toxins**, v. 5, n. 3, p. 556-567, 2013.

LÜRLING, Miquel; WAAJEN, Guido; DE SENERPONT DOMIS, Lisette N. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 499-519, 2016.

MARINHO, Marcelo M. et al. External and Internal Phosphorus Loads to a Coastal Urban Lagoon, Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. In: D. STEINMAN, Alan e M. SPEARS, Bryan. **Internal Phosphorus Loading in Lakes: Causes, Case Studies, and Management**. Flórida: J. Ross Publishing, 2019. P. 389-406

MARGALEF, Ramon et al. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1983.

MASTERPLAN, 2013. Relatório Ambiental Simplificado das Obras de Recuperação Ambiental do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Consultoria de Projetos de Meio Ambiente. Rio de Janeiro, Capítulo 3 – Diagnóstico Ambiental da Área de Influência. 450 p.

MELO, Nadia et al. Geosmin attracts *Aedes aegypti* mosquitoes to oviposition sites. **Current Biology**, v. 30, n. 1, p. 127-134. e5, 2020.

MORAIS, A. Análise de alternativas hidrodinâmicas para o sistema lagunar da Baixada de Jacarepaguá. 2007.

MESQUITA, Marcella CB et al. Direct Effects of Temperature on Growth of Different Tropical Phytoplankton Species. **Microbial ecology**, v. 79, n. 1, p. 1-11, 2020.

MIRANDA, MARCELA APARECIDA CAMPOS NEVES. **Medidas de mitigação para controle e manejo das florações de cianobactérias em um sistema raso tropical**. Orientador: Jean Pierre Henry Balbaud Ometto. 2014. 124 f. Tese

(Mestrado em Administração) - UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, Juiz de fora, 2017.

NEWMAN, E. I. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. **Journal of Ecology**, p. 713-726, 1995.

Nikolai SJ, Dzialowski AR (2014) Effects of internal phosphorus loading on nutrient limitation in a eutrophic reservoir. *Limnologica* 49:33–41. doi: 10.1016/j.limno.2014.08.005.

NIXON, S. W. et al. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. **Biogeochemistry**, v. 35, n. 1, p. 141-180, 1996.

NORIEGA, Carlos ED; ARAUJO, Moacyr. Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary: Barra das Jangadas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 2, p. 441-456, 2011.

NÜRNBERG, Gertrud K.; SHAW, Margo. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. **Hydrobiologia**, v. 382, n. 1-3, p. 97-112, 1998.

NÜRNBERG, Gertrud K. Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management**, v. 12, n. 4, p. 432-447, 1996.

OHLE, Waldemar. Ebullition of gases from sediment, conditions, and relationship to primary production of lakes: With 8 figures and 1 table in the text. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 20, n. 2, p. 957-962, 1978.

O'NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful algae**, v. 14, p. 313-334, 2012.

OLILA, O. G.; REDDY, K. R. Influence of pH on phosphorus retention in oxidized lake sediments. **Soil Science Society of America Journal**, v. 59, n. 3, p. 946-959, 1995.

ÖZEN, Arda et al. Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. **Hydrobiologia**, v. 646, n. 1, p. 61-72, 2010.

PAERL, Hans W.; HUISMAN, Jef. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 57-58, 2008.

PAERL, Hans W. et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. **Harmful Algae**, v. 54, p. 213-222, 2016.

PAERL, Hans W.; OTTEN, Timothy G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013.

PAERL, Hans W.; PAUL, Valerie J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water research**, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012.

PALUDAN, Claus; JENSEN, Henning S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. **Wetlands**, v. 15, n. 4, p. 365-373, 1995.

PEDROSA, Carolina da SG et al. The cyanobacterial saxitoxin exacerbates neural cell death and brain malformations induced by Zika virus. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 14, n. 3, p. e0008060, 2020.

PONNUSAMY, Loganathan et al. Identification of bacteria and bacteria-associated chemical cues that mediate oviposition site preferences by *Aedes aegypti*. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 27, p. 9262-9267, 2008.

QIN, BoQiang et al. Lake eutrophication and its ecosystem response. **Chinese Science Bulletin**, v. 58, n. 9, p. 961-970, 2013.

REDFIELD, Alfred Clarence. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. **James Johnstone memorial volume**, p. 176-192, 1934.

REYNOLDS, Colin S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press, p. 151, 2006.

REYNOLDS, Colin S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf: Ecology Institute, 1997.

RITCHIE, Raymond J.; TRAUTMAN, Donelle A.; LARKUM, Anthony WD. Phosphate limited cultures of the cyanobacterium *Synechococcus* are capable of very rapid, opportunistic uptake of phosphate. **New phytologist**, v. 152, n. 2, p. 189-201, 2001.

ROBSON, Barbara J.; HAMILTON, David P. Summer flow event induces a cyanobacterial bloom in a seasonal Western Australian estuary. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 2, p. 139-151, 2003.

ROMO, Susana et al. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 12, p. 1593-1607, 2004.

ROMO, Susana et al. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 513-522, 2013.

ROUND, F. E. **The Biology of Algae** Edward Arnold Ltd. 1965.

ROY, Eric D. et al. Internal loading of phosphorus from sediments of Lake Pontchartrain (Louisiana, USA) with implications for eutrophication. **Hydrobiologia**, v. 684, n. 1, p. 69-82, 2012.

SALAS, Henry J.; MARTINO, Paloma. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SANDRINI, Giovanni et al. Diel variation in gene expression of the CO₂-concentrating mechanism during a harmful cyanobacterial bloom. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 551, 2016.

SANTOS, M.R. Evolução temporal da eutrofização no Complexo Laguna de Jacarepaguá. 2014. 126 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SCHAUSER, Inke; CHORUS, Ingrid; LEWANDOWSKI, Jörg. Effects of nitrate on phosphorus release: comparison of two Berlin lakes. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 34, n. 4, p. 325-332, 2006.

SCHEFFER, Marten et al. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997.

SCHELSKE, Claire L. Eutrophication: focus on phosphorus. **Science**, v. 324, n. 5928, p. 722-722, 2009.

SCHELSKE, Claire L.; STOERMER, Eugene F.; KENNEY, William F. Historic low - level phosphorus enrichment in the Great Lakes inferred from biogenic silica accumulation in sediments. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1part2, p. 728-748, 2006.

SCHIEWER, U. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters—lessons to be learned. In: **Eutrophication in Planktonic Ecosystems: Food Web Dynamics and Elemental Cycling**. Springer, Dordrecht, 1998. p. 73-79.

SCHINDLER, David W. et al. **algal bowl**. University of Alberta Press, 2008.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of Lake 227 by addition of phosphate and nitrate: the second, third, and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 30, n. 10, p. 1415-1440, 1973.

SCHINDLER, David W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and oceanography**, v. 51, n. 1part2, p. 356-363, 2006.

SELKIRK, W. T. An analysis, by bioassay, of the factors which limit algal growth in the PK le Roux Impoundment, Orange River, South Africa. **Hydrobiologia**, v. 97, n. 2, p. 151-156, 1982.

SHAPIRO, Joseph. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue - green dominance in lakes. **Freshwater biology**, v. 37, n. 2, p. 307-323, 1997.

SIGEE, David. **Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment**. John Wiley & Sons, 2005.

SMIL, Vaclav. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. **Annual review of energy and the environment**, v. 25, n. 1, p. 53-88, 2000.

SMITH, Val H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, n. 4611, p. 669-671, 1983.

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SMITH, Val H.; TILMAN, G. David; NEKOLA, Jeffery C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental pollution**, v. 100, n. 1-3, p. 179-196, 1999.

Smolders, AJP; Lamers, LPM; Lucassen, ECHET; Van Der Velde, G; and Roelofs, JGM. 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chem Ecol.* 22(2):93–111.

Smolders, AJP; Lamers, LPM; Moonen, M; Zwaga, Z; and Roelofs, JGM. 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry.* 54:219–228.

SOARES, Raquel M. et al. Sublethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 21, n. 2, p. 95-103, 2006.

SØNDERGAARD, Martin et al. Lake restoration: successes, failures and long - term effects. **Journal of Applied ecology**, v. 44, n. 6, p. 1095-1105, 2007.

SØNDERGAARD, Martin; JENSEN, Jens Peder; JEPPESEN, Erik. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1-3, p. 135-145, 2003.

SONDOTECNICA, 1998 - Recuperação Ambiental da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro. Estudo de Impacto Ambiental. SONDOTECHNICA, Rio de Janeiro
SOUTO MAIOR, A.S., 1954: Tipos climáticos do Distrito Federal. – Rev. Bras. Geogr. 16, 267–275.

SOTERO-MARTINS, Adriana et al. Caracterização dos Períodos de Crise e Pós-Crise Hídrica da Água Bruta da Bacia do Guandu através de Parâmetros de Qualidade.

SOUTO-MAIOR, A. S. Tipos climáticos do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 16, p. 267-275, 1954.

SOUZA, Marcelo FL et al. Net ecosystem metabolism and nonconservative fluxes of organic matter in a tropical mangrove estuary, Piauí River (NE of Brazil). **Estuaries and Coasts**, v. 32, n. 1, p. 111-122, 2009.

SOUZA, Marcelo FL et al. Nutrient budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, n. 5-6, p. 843-858, 2003.

STEFFENSEN, Dennis A. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: **Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs**. Springer, New York, NY, 2008. p. 855-865.

TORRES, I. C.; RESCK, R. P.; PINTO-COELHO, R. M. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 79-91, 2007.

VADRUCCI, M. R. et al. Nutrient loading and spatial-temporal dynamics of phytoplankton guilds in a Southern Italian coastal lagoon (Lake Alimini Grande, Otranto, Italy). **Chemistry and ecology**, v. 20, n. sup1, p. 285-301, 2004.

VALIELA, Ivan; VALIELA, Ivan. Marine ecological processes. 1995.

Venice System 1958 Symposium on the classification of brackish waters, Venice April 8–14, 1958. *Archives Oceanography and Limnology* 11, suppl, 1–248.

VOLLENWEIDER, R. A. Primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12. 1969.

Vollenweider R. A. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem Ist Ital Idrobiol* 33:53–83.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

Wang Z, Lu S, Wu D, Chen F (2017) Control of internal phosphorus loading in eutrophic lakes using lanthanum-modified zeolite. *Chem Eng J* 327:505–513 . doi: 10.1016/j.cej.2017.06.111.

WESTON, Nathaniel B.; DIXON, Ray E.; JOYE, Samantha B. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 111, n. G1, 2006.

WETZEL, R. G. *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd edn.) Academic Press. **San Diego**, 2001.

WETZEL, Robert G. Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how?. In: **Periphyton of freshwater ecosystems**. Springer, Dordrecht, 1983. p. 207-215.

WOLLAST, Roland. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone. In: **Interactions of C, N, P and S biogeochemical cycles and global change**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1993. p. 195-210.

WOLLAST, R. The Scheldt estuary. In: **Pollution of the North Sea**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1993. p. 183-193.

WU, Fan; QING, Hal; WAN, Guang. Regeneration of N, P and Si near the sediment/water interface of lakes from Southwestern China Plateau. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1334-1337, 2001.

YU, Juhua et al. Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 662-673, 2017.

ZHANG, Jia-Zhong; HUANG, Xiao-Lan. Effect of temperature and salinity on phosphate sorption on marine sediments. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 16, p. 6831-6837, 2011.

ZHANG, Jing; LIU, Min Guang. Observations on nutrient elements and sulphate in atmospheric wet depositions over the northwest Pacific coastal oceans-Yellow Sea. **Marine chemistry**, v. 47, n. 2, p. 173-189, 1994.

ANEXO – External and Internal Phosphorus Loads to a Coastal Urban Lagoon,
Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil

**EXTERNAL AND INTERNAL
PHOSPHORUS LOADS TO A COASTAL
URBAN LAGOON, JACAREPAGUÁ
LAGOON, RIO DE JANEIRO, BRAZIL**

Marcelo Manzi Marinho¹, Natália Pessoa Noyma¹, Leonardo de Magalhães¹,
Jônatas de Souza Mercedes¹, Vera Huszar², and Miquel Lürling^{3,4}

Abstract

Anthropogenic activities have led to major degradation of coastal urban lagoons worldwide, where eutrophication is the most important water quality problem, often promoting the occurrence of harmful cyanobacterial blooms. Reducing the inflow of nutrients is a straightforward mitigation measure. However, external load reduction is not a guarantee for fast recovery because the internal loading of nutrients can delay recovery for many years. In this chapter, we evaluated the external and internal loads of phosphorus (P) to a coastal urban lagoon (Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil) located in a region that has undergone a disordered process of urban and industrial growth over the last four decades, resulting in nutrient enrichment and development of harmful cyanobacterial blooms. Jacarepaguá Lagoon suffers from a high P load ($45.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) generated by both external and internal loading. The main tributaries deliver a high external annual P input of about 55 metric tons yr^{-1} . Jacarepaguá also has a rather continuous flux of P from the sediment, yielding an annual internal load of 6.2 tons P yr^{-1} , which is around 11% of

continued

¹ Laboratory of Ecology and Physiology of Phytoplankton, Department of Plant Biology, University of Rio de Janeiro State, Rua São Francisco Xavier 524—PHLC Sala 511a, 20550-900, Rio de Janeiro, Brazil. Corresponding author (M.M. Manzi): manzi.uerj@gmail.com.

² Museu Nacional, Federal University of Rio de Janeiro, 20940-040, Rio de Janeiro, Brazil.

³ Aquatic Ecology & Water Quality Management Group, Department of Environmental Sciences, Wageningen University, P.O. Box 47, 6700 AA, Wageningen, The Netherlands.

⁴ Department of Aquatic Ecology, Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), P.O. Box 50, 6700 AB, Wageningen, The Netherlands.

the total P load. The estimated average internal load of $4.6 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ can be considered high when compared to other eutrophic systems and should not be neglected. Reduction of the external P load from the rivers is an absolute necessity for restoration of the lagoon, but sediment P release still might be sufficient to fuel phytoplankton blooms. Restoring the lagoon needs more than external load control—and *in situ* geo-engineering techniques seem far more cost-effective than standard dredging procedures.

Key-words: Cyanobacteria, eutrophication control, lake restoration, sediment P release

21.1 INTRODUCTION

Coastal lagoons are shallow aquatic ecosystems that develop at the interface between coastal terrestrial and marine ecosystems, and can be permanently open or intermittently closed-off from the adjacent sea by depositional barriers (Kjerfve 1994). Neotropical coastal lagoons are typically located within densely populated areas, and are probably among the most human-dominated and threatened ecosystems on earth (Berkes and Seixas 2005). Hence, cultural eutrophication is viewed as the most common problem affecting Neotropical coastal lagoons (Esteves et al. 2008). Urban coastal lagoons with relatively long water residence times are particularly vulnerable to nutrient enrichment (Kennish et al. 2014), which may lead to the development of harmful algal blooms (Heisler et al. 2008).

The focus of this study is Jacarepaguá Lagoon, situated in the Municipality of Rio de Janeiro (see Figure 21.1). It is part of an urban system that comprises three lagoons (Jacarepaguá, Camorim, and Tijuca) connected to each other in a sequence (see Figure 21.1). Camorim Lagoon constitutes, in fact, a channel between the two others, and the lagoon system is connected to the sea via Tijuca Lagoon.

This morphology results in a strangulated system in which the seawater inflow is constrained, leading to limited inflow from the sea and inefficient water exchange. Outflow is not accompanied by the sediment, which is preferably retained within the lagoons (Fernandes et al. 1994). The tidal range is in the order of 1 m in the sea inlet area and a few centimeters (not more than 10 cm) in the innermost lagoon. Jacarepaguá Lagoon has the larger watershed of the lagoon system (see Table 21.1), where the main tributaries (Marinho River, Camorim River, Caçambé River, and Pavuna River) flow mainly through urban settlements.

The Jacarepaguá Lagoon is located in a region of intense and disorganized urban occupation, where the strong stress generated by the growing and continuous socio-economic-environmental

Table 21.1 Main morphometric and hydrological features of Jacarepaguá lagoon (Benedetti 2011)

Area (km ²)	3.7
Volume (10 ⁶ m ³)	12.3
Maximum depth (m)	13.0
Mean depth (m)	3.0
Residence time (days)	176
Watershed area (km ²)	102.8

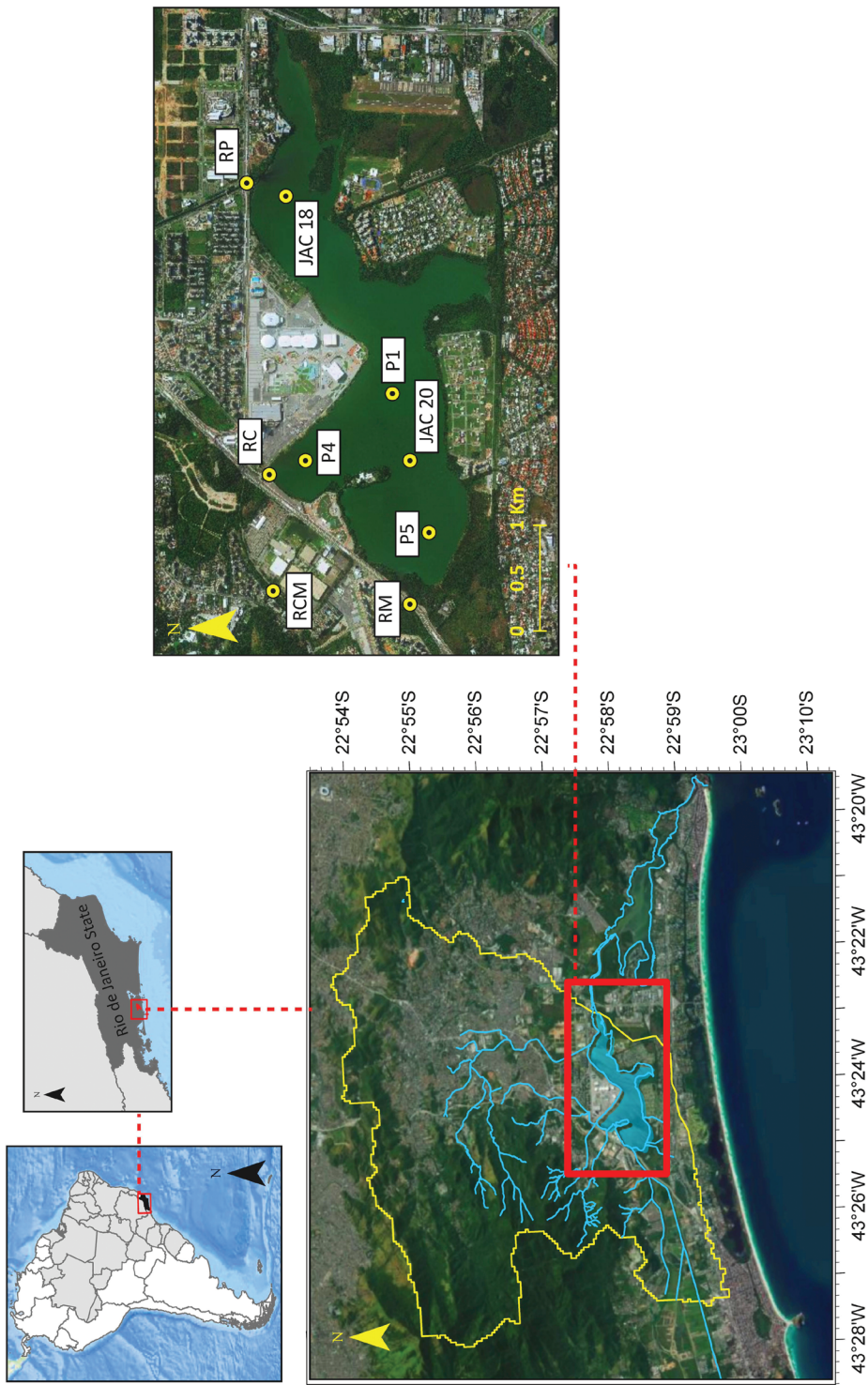


Figure 21.1 Location of Jacarepaguá Lagoon. *Upper left:* continental location (South America); *blow up of continental region (Rio de Janeiro state).* *Lower left:* lagoonal system, with the drainage basin (yellow outline) and tributary rivers of the Jacarepaguá Lagoon within urban region in the west part of Rio de Janeiro Municipality. *Right:* Jacarepaguá Lagoon (lagoon stations: JAC 18 and JAC 20—water column and sediment sampling stations; P1, P2, and P4—sediment sampling stations; RP—Pavuna river, RC—Caçambé river, RCM—Camorim River, and RM—Marinho).

demands over the last four decades have resulted in a rapid and continuous degradation of the environment. The lagoons of this system serve basically to receive the disposal of domestic effluents from 16 districts with about 700,000 inhabitants, in addition to industrial effluents from various chemical, pharmaceutical, metallurgical, food, and electronic industries. This population density, coupled with lack of sanitation, releases 45 tons per day⁻¹ of organic biological oxygen demand (BOD) load and 80 tons per day⁻¹ of garbage (COHIDRO 2006). A recent study showed that this pollution promoted the proliferation of not only the indigenous microbial community, but also opportunistic pathogenic bacteria (Salloto et al. 2012).

The artisanal fishing activity had great economic importance in the region until the mid-2000s, mainly trading tilapia (*Oreochromis niloticus*), twait shad (*Brevoortia pectinata*), and mullet (*Mugil* spp.). However, pollution from untreated effluent discharge resulted in local extinction of most of the 89 species recorded in the early 1990s, with frequent fish kills being observed. In addition, the occurrence of toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá Lagoon has resulted in contamination of fish with microcystins (de Magalhães et al. 2001).

Eutrophication symptoms in the lagoon system have been registered since the 1970s (Semeraro and Costa 1972). Blooms of cyanobacteria were first reported in the beginning of the 1990s (Fernandes 1993) and have become more frequent since the middle 1990s (Gomes et al. 2009). Currently, Jacarepaguá Lagoon has been classified as hypereutrophic and suffers constant cyanobacterial blooms, mainly *M. aeruginosa*, as a result of the input of high nutrient concentrations (Gomes et al. 2009; de Magalhães et al. 2017).

The key factors challenging the health of Jacarepaguá Lagoon are the untreated industrial and domestic effluent discharges. These inflows contribute to high loads of nutrients and organic matter that have accelerated eutrophication, resulting in the occurrence of toxic blooms of cyanobacteria and opportunistic pathogens, posing serious risks to the environment and to public health.

Nutrient loading derived from anthropogenic activities in the drainage basin—agriculture, domestic, and industrial sewage—represents the highest contribution to eutrophic waterbodies (Paerl and Paul 2012). Reducing or stopping the nutrient inflows may mitigate eutrophication symptoms in systems that have a short residence time and no major P loading from the sediment (Edmondson 1970). In cases where the sediment has been loaded with nutrients because of decades of external inputs, simply implementing external load reduction measures will not yield immediate relief and the recovery can take decades due to recycling of phosphorus (P) from the P-rich sediments (Søndergaard et al. 1999, 2001; Gulati and van Donk 2002; Cooke et al. 2005).

In Jacarepaguá Lagoon, it is expected that the high external load of nutrients (primarily P) entering the system during the last four decades has resulted in P accumulation in the sediment. We expect this persistent external load to have resulted in a high internal P load with the potential to maintain the hypereutrophic condition of the lagoon following external load reduction. Our hypothesis is that a successful rehabilitation of the lagoon to prevent harmful cyanobacterial blooms requires drastic external load reduction, as well as the control/management of internal P loading.

21.2 METHODS

21.2.1 Sampling (Periodicity, Sampling Stations)

Samples from Jacarepaguá Lagoon were collected monthly at two sampling stations (JAC 18—S22°59'14" W43°24'10" and JAC 20—S22°58'37" W43°22'49") from November 2014 to December 2017 (see Figure 21.1). These two stations have been shown to be representative of the lagoon (Ferrão-Filho et al. 2002; Gomes et al. 2009). Water samples from the main tributaries of Jacarepaguá

Lagoon were collected in June 2017 and September 2017, and then monthly from November 2017 to July 2018 (Caçambé River—S22°58′29″ W43°24′13″, Arroio Pavuna River—S22°58′24″ W43°22′44″, Camorim River—S22°58′31″ W43°24′48″, and Marinho River—S22°59′14″ W43°24′53″).

21.2.2 Abiotic and Biotic Variables—Sample Analysis

Water temperature, dissolved oxygen (DO) concentration, pH, and salinity were measured with a multiparameter sonde (YSI model 600 QS) at the top, 0.5 m depth, and bottom of the sampling stations in the lagoon. Water transparency was measured by Secchi disk, and the euphotic zone (Z_{eu}) was estimated at $2.7 \times$ the Secchi disk depth (Cole 1994). Dissolved and total P (TP), chlorophyll *a* (Chl *a*), and quantitative phytoplankton (fixed with Lugol's solution) samples were collected with a tube (4.5 cm diameter) integrating 1 m of the water column. TP was measured in unfiltered water samples, while soluble reactive P (SRP) was determined in filtered water samples (1.2 μ m glass fiber filters, GF-3 Macherey-Nagel). The analyses were done with a FIALab 2500 flow injection analyzer (FIALab Instruments Inc., Seattle, Washington), which was run according to manufacturer instructions. Chl *a* concentrations were measured using a PHYTO-PAM, phytoplankton analyzer (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany). Phytoplankton populations were enumerated according to the settling technique (Utermöhl 1958) in random fields (Uehlinger 1964) using an inverted microscope (Olympus, CKX41). Phytoplankton biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) was estimated by multiplying the density of each species by the mean volume of its cells (Hillebrand et al. 1999).

21.2.3 Sediment P Content

The sediment from Jacarepaguá Lagoon was collected in two different campaigns using a gravity Uwitec core sampler (Uwitec, Mondsee, Austria). The first campaign was done in September 2015 when five sediment cores from JAC 20 were obtained. At that time, the water-column pH was 9.9, salinity was 5.2 ppt, and alkalinity was $3.6 \text{ mEq L}^{-1} \pm 0.13 \text{ mEq L}^{-1}$. The second campaign took place in July 2018 when sediment cores were collected from five stations. These sediment sampling sites were JAC 18 (S22°59′14.1″, W43°24′9.6″), P1 (S22°59′09″, W43°23′46″) located at the mouth of Camorim Canal; P4 (S22°58′42″, W43°24′09″) close to the mouth of both Camorim and Caçambé Rivers; and P5 (S22°59′12″, W48°24′29″) in front of the fisherman's village. In this campaign, the water of Jacarepaguá Lagoon had a pH of 8.5 ± 0.08 , salinity of $7.2 \text{ ppt} \pm 0.57 \text{ ppt}$, and water alkalinity of $3.5 \text{ mEq L}^{-1} \pm 0.15 \text{ mEq L}^{-1}$.

The pool of potentially releasable sediment P (RSP) in the sediment was determined by a sequential extraction protocol modified from Paludan and Jensen (1995), and described in Cavalcante et al. (2018). The RSP was extracted from the top 10 cm of sediment from one core from each station, in both sampling campaigns. P present in the interstitial pore water was extracted by washing 1 g of wet sediment 2 times with 25 mL demineralized and deoxygenated water. The anoxic water was prepared by bubbling with N_2 . After centrifugation, the supernatant was collected, acidified with 0.5 mL 2M H_2SO_4 , and filtered through a 0.8 μ m membrane filter before TP and SRP analysis. The sediment pellet was subsequently extracted with a strong reducing agent (bicarbonate/sodium dithionite, BD reagent) under N_2 addition to obtain P adsorbed onto the surface of oxidized Fe and Mn (BD-P). After acidification of the supernatant with 3 mL 2M H_2SO_4 , the remaining dithionite was oxidized by aeration and the supernatant subsequently filtered through a 0.8 μ m membrane filter before TP and SRP analysis. The sediment pellet was further extracted with $2 \times 25 \text{ mL } 0.1\text{M NaOH}$ and 23.5 mL demineralized water to obtain organic P and P adsorbed to clay minerals and aluminum-oxides. The three combined supernatants (73.5 mL) were filtered as before and acidified

with 1.5 mL 2M H₂SO₄, (Psenner et al. 1984; Jensen and Thamdrup 1993). Nonreactive P (NaOH-NRP) was calculated as the difference between SRP and TP. The pool of RSP was estimated from the content of the water-P, BD-P, and NaOH-NRP fractions (Schauser et al. 2006).

21.2.4 Internal P Fluxes Estimated from Sediment

The internal P flux from the sediment was determined using intact cores sampled with an Uwitec core sampler (Uwitec, Mondsee, Austria). Four sediments cores from each station of the first and second campaigns were transported to the laboratory and used as replicates to determine the P flux from the sediment into the overlying water.

In the first campaign, the cores were left untouched and the overlying lagoon water reached anoxia (DO < 1 mg L⁻¹). In the second campaign, the lagoon water was removed by siphoning and replaced with demineralized water that was gently added to minimize disturbance of sediment; the oxygen concentration decreased by about 50% but did not reach anoxia. In both cases, the sediment cores were closed with a rubber stopper and placed in the laboratory at 25°C in the dark. The tubes contained black sediment between 18 cm and 29 cm deep with 20 cm to 43 cm of over-lying water. In the first campaign, 10 mL samples were taken for SRP analysis at the start and then after 1, 3, 15, 22, 29, 35, 64, and 96 days. In the second campaign, 10 mL samples were taken for SRP analysis at the start and then after 1, 7, and 14 days. SRP samples were filtered and stored at -20°C before being analyzed with the flow injection analyzer. The differences between initial and final SRP concentrations were used to estimate the SRP fluxes (mg P m⁻² d⁻¹) using the formula: $\{(P_{\text{final}} - P_{\text{start}}) \times \text{water height}\} / \Delta t$, with P in mg m⁻³, water height in m, and Δt in days (d).

21.2.5 External P Loading from Rivers/Tributaries

The external loading from rivers was calculated from the TP concentrations measured in water samples collected in the five tributaries. The P loading (kg day⁻¹) was estimated for each tributary using the formula: $P_{\text{load}} = (TP \times \text{discharge} \times 86,400) / 1000$, with TP in g m⁻³ and river discharge in m³ s⁻¹. We used the most recent data of river discharge (Masterplan 2015). Because river flow information for the Jacarepaguá Lagoon tributaries is scarce, and no monthly or even seasonal measurements exist, river discharges were considered permanent (constant in time) for the estimates of P load.

21.3 RESULTS

21.3.1 Physical and Chemical Regime

Jacarepaguá Lagoon is a brackish, shallow, turbid waterbody. On average, the depth at the sampling stations was 1.2 m (see Figure 21.2). However, light rarely reaches the bottom, and the euphotic zone extends to 0.6 m on average (see Figure 21.2). During the study, the lagoon showed oligo-mesohaline conditions, with salinity ranging from 1.3 ppt (0.02 ppt in one case) to 13.1 ppt, and showed no variation through the water column, except for some sampling dates when salinity was higher near the bottom (see Figure 21.2). We observed no significant differences among sampling stations or seasons ($p > 0.05$).

Temperature was typical of tropical aquatic systems (20.9°C–35.0°C) with significantly ($p < 0.001$) higher values in summer (average 28.9°C \pm 2.1°C) and lower during fall/winter (average 23.9°C \pm 1.9°C). As expected for a large, shallow system, the water column showed no indications of temperature stratification, but oxygen evidently declined through the water column and was lowest near the sediment (see Figure 21.2).

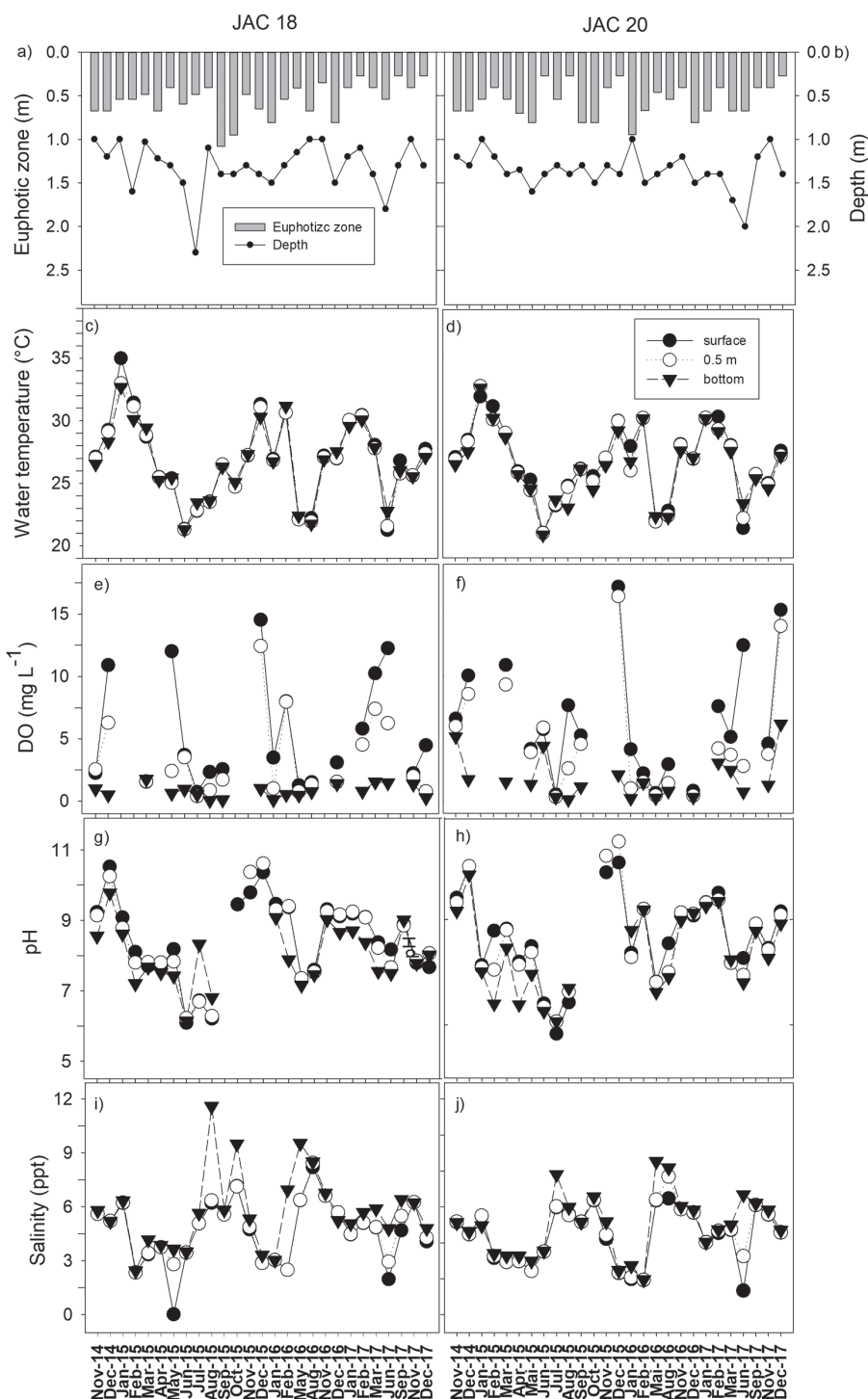


Figure 21.2 Euphotic zone (grey bars) and depth (filled circles and line) (a, b), water temperature (c, d), DO (e, f), pH (g, h), and salinity (i, j) in the sampling stations JAC 18 (left panels) and JAC 20 (right panels) at the surface (filled circles), 0.5 m depth (open circles), and at the bottom (inverted closed triangles) during the monitoring period (November 2014 to December 2017) in Jacarepaguá Lagoon.

Jacarepaguá Lagoon has alkaline waters (average pH 8.5) most of the time, although neutral or acidic values (5.8–6.7) were registered in winter (see Figure 21.2). No differences were observed between the stations or through the water column. However, lower pH values were often observed near the lagoon bottom. Warmer months had higher pH ($p < 0.001$ – average 9.1 ± 0.9) than the coldest period (average 8.5 ± 1.2).

The water column presented a clinograde profile of DO, with hypoxia at the bottom most of the time (see Figure 21.2). In the euphotic zone, average DO was 4.8 mg L^{-1} . However, supersaturation occurred in many months, especially during warmer periods.

21.3.2 Occurrence of Cyanobacteria

Jacarepaguá Lagoon had high Chl *a* concentrations (average $178 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) and based on the Chl *a* trophic state index, the system is classified as a hypertrophic waterbody (see Figure 21.3). A clear

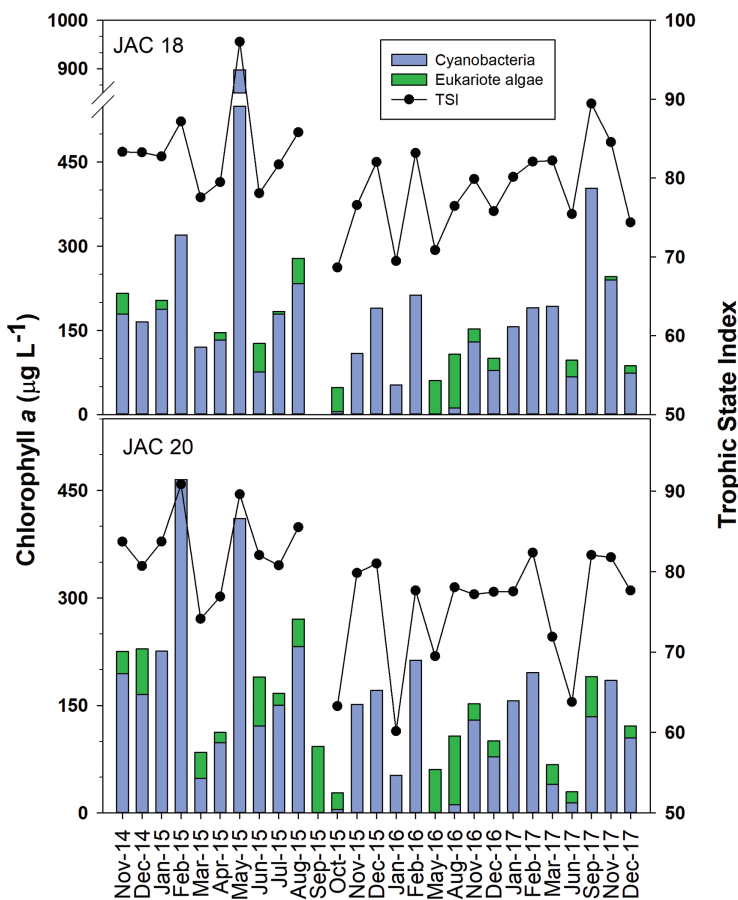


Figure 21.3 Chl *a* concentration ($\mu\text{g L}^{-1}$) of cyanobacteria (cyan stacks), eukaryotic algae (green stacks), and Trophic State Index (TSI) (filled circles) in the sampling stations JAC 18 and JAC 20 during the monitoring period (November 2014 to December 2017) in Jacarepaguá Lagoon.

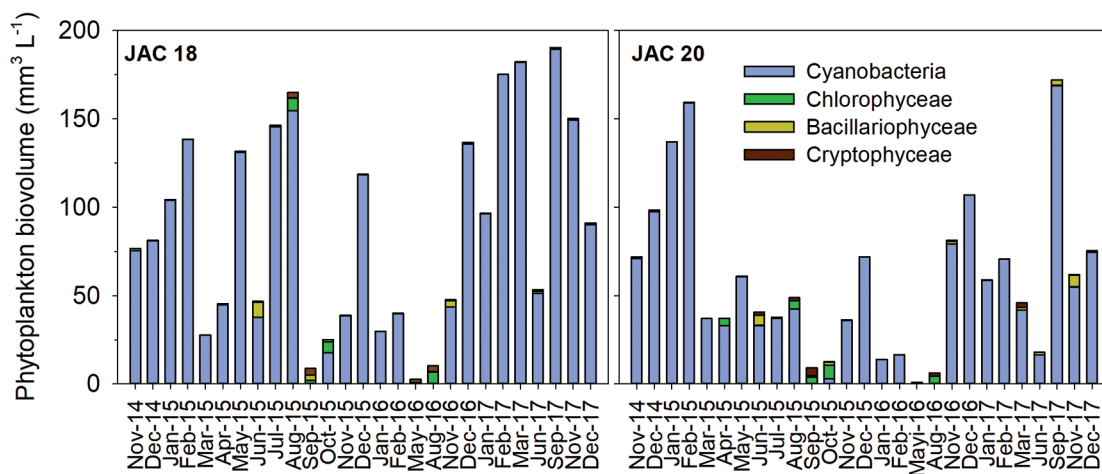


Figure 21.4 Contribution of phytoplanktonic groups to the phytoplankton biomass ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) in the sampling stations JAC 18 and JAC 20 during the monitoring period (November 2014 to December 2017) in Jacarepaguá Lagoon.

dominance of cyanobacteria was observed almost all the time, except during some months in the cold/dry season.

Phytoplankton biomass was dominated by the cyanobacterium *M. aeruginosa*. Sampling stations showed significant differences, but higher phytoplankton biomass was found during the warmer periods ($p < 0.05$), when the *M. aeruginosa* contribution was $> 80\%$ of total biovolume (see Figure. 21.4).

21.3.3 Water-Column and Sediment P Content

P in the water of Jacarepaguá Lagoon was high during the study (see Figure 21.5). Total P concentration was similar at both sampling stations, ranging from 0.7 mg L^{-1} to 1.8 mg L^{-1} . On average, TP was 10% lower ($p < 0.05$) during the rainy season (spring/summer), but there was no clear seasonal pattern. Dissolved inorganic P (DIP) concentrations ranged from 0.2 mg L^{-1} to 0.9 mg L^{-1} and showed no spatial or seasonal differences (see Figure 21.5).

The RSP content is high in Jacarepaguá Lagoon, but not uniformly distributed over the sediment (see Figure 21.6). RSP contents varied among sampling stations, where the highest values were found near river mouths (JAC 18 and P4). Most of the RSP is in the redox-sensitive bound fraction (BD-P, 50–80%). The organic-bound fraction (NaOH-NRP) also was important, especially at JAC 18 and JAC 20 (see Figure 21.6).

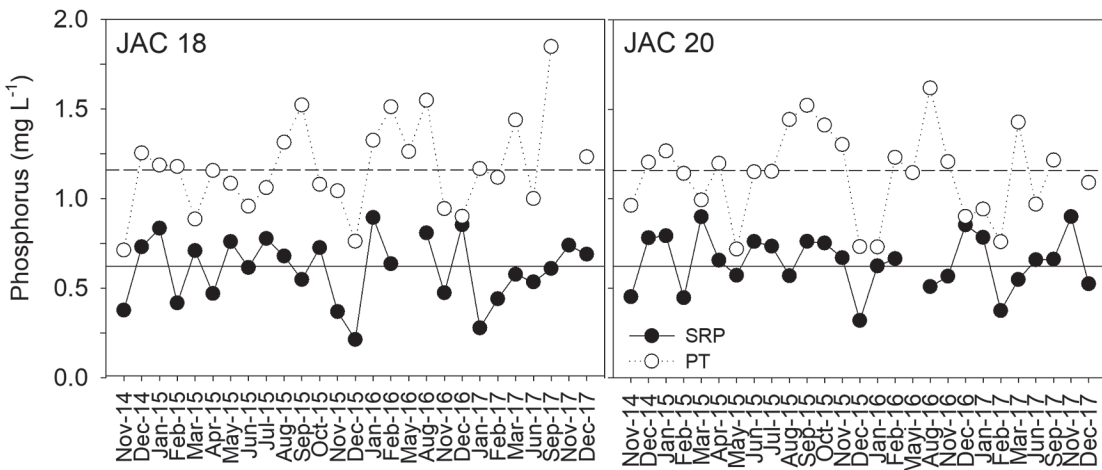


Figure 21.5 TP (open circles) and DIP (filled circles) concentration (mg L^{-1}) in the sampling stations JAC 18 and JAC 20 during the monitoring period (November 2014 to December 2017) in Jacarepaguá Lagoon.

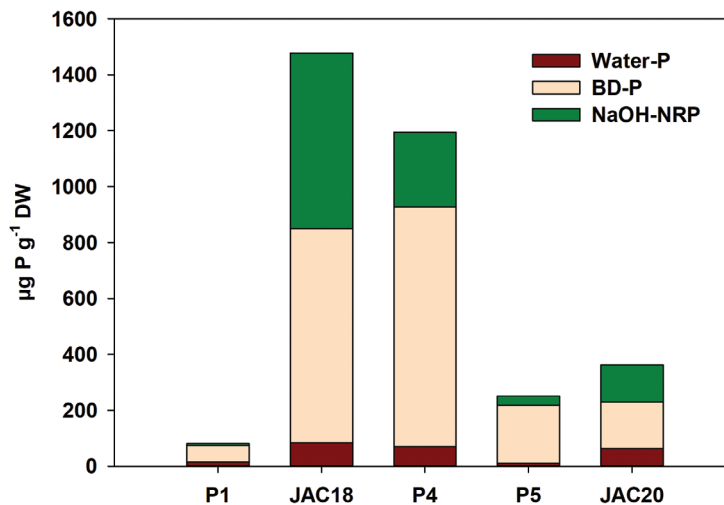


Figure 21.6 Concentration of potential RSP fractions ($\mu\text{g P g}^{-1}$ dry weight) at five sampling stations in Jacarepaguá Lagoon.

21.3.4 P Input from Rivers/Tributaries

P measured in tributary rivers of Jacarepaguá Lagoon was high and almost constant, except for November 2017, when the highest values were observed in all tributaries (see Figure 21.7). This peak of TP cannot be attributed to rainfall, since the registered rain in the 96 hours prior to sampling was only 1.2 mm.

In general, TP measured in the lagoon (JAC 18 and JAC 20) reflected the TP input from the tributaries, except for the Camorim River, which showed lower TP values compared to other tributaries and the lagoon ($H_6 = 21.294$; $p < 0.05$).

During the study, the P load from tributary rivers to Jacarepaguá Lagoon was high ($> 40 \text{ kg P d}^{-1}$), ranging from 42.5 kg P d^{-1} to 208 kg P d^{-1} during the year, except for the huge load

estimated for November 2017 (see Figure 21.7). The P load entering the lagoon averages 152.1 kg P d⁻¹ (SD = 159.9 kg P d⁻¹, n = 11) when the November extreme high is included but declines to 104.4 kg P d⁻¹ (SD = 55.6 kg P d⁻¹, n = 10) when the November load is excluded. The Arroio Pavuna River was the main source of external P from the watershed, but the Caçambé River also was an important contributor (see Figure 21.8).

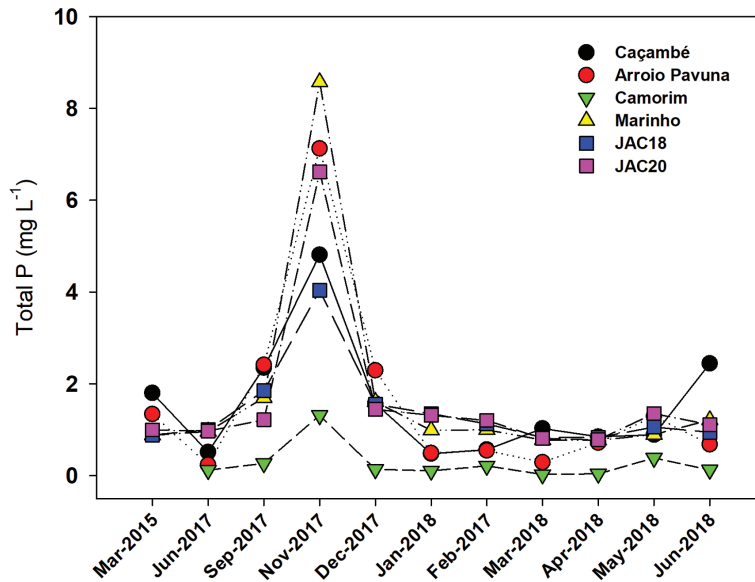


Figure 21.7 TP concentration (mg L⁻¹) in the tributary rivers (Caçambé, Arroio Pavuna, Camorim, and Marinho) and in sampling stations JAC 18 and JAC 20 in Jacarepaguá Lagoon during the monitoring period (March 2015 to June 2018).

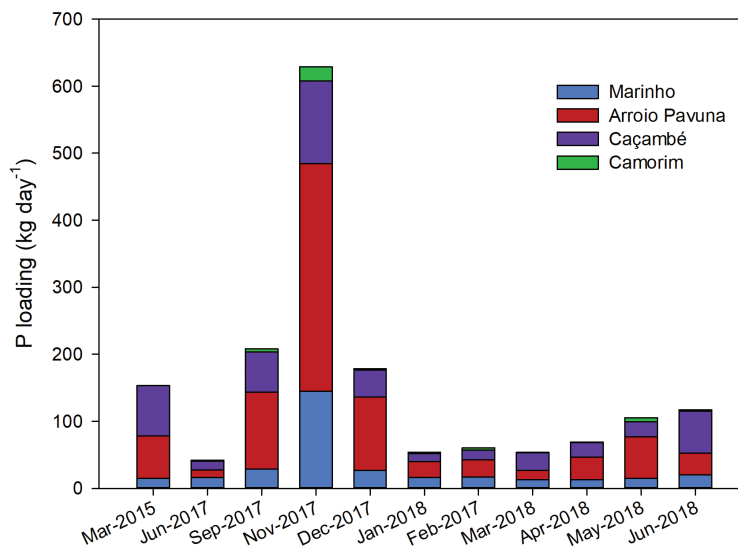


Figure 21.8 Estimated external P loading (kg d⁻¹) from the Tributary Rivers (Caçambé, Arroio Pavuna, Camorim, and Marinho) during the monitoring period (March 2015 to June 2018).

21.3.5 Internal P Fluxes Estimated from Sediment Cores

Estimates of internal fluxes of P from the sediments of Jacarepaguá Lagoon were calculated from incubation experiments with sediment cores collected in 2015 at one station (JAC 20) and in July 2018 at four stations (P1, JAC 18, P4, and P5). In both experiments, the increase in SRP concentration was linear, even in the long-term incubation core of 2015 (see Figure 21.9).

In general, the estimated SRP fluxes at the sampling stations were $< 5 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, except at JAC 20 (see Figure 21.10). The estimated fluxes were not different from sampling stations in 2018

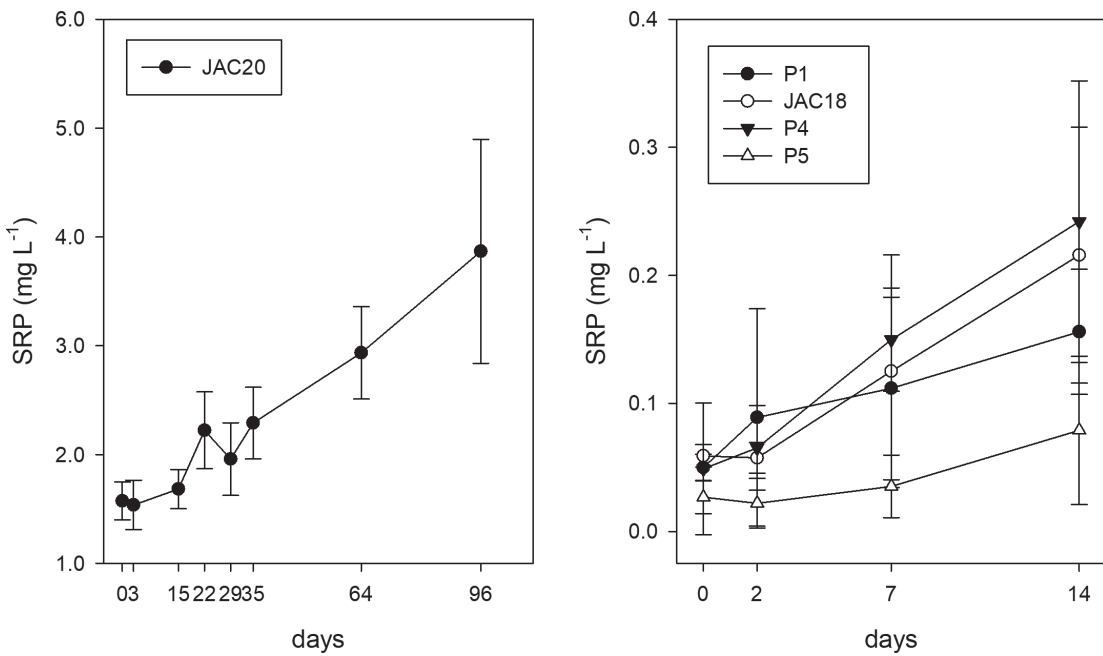


Figure 21.9 Course of the SRP concentrations in sediment cores collected in 2015 (JAC 20) and 2018 (P1, JAC 18, P4, and P5) ($n = 4$).

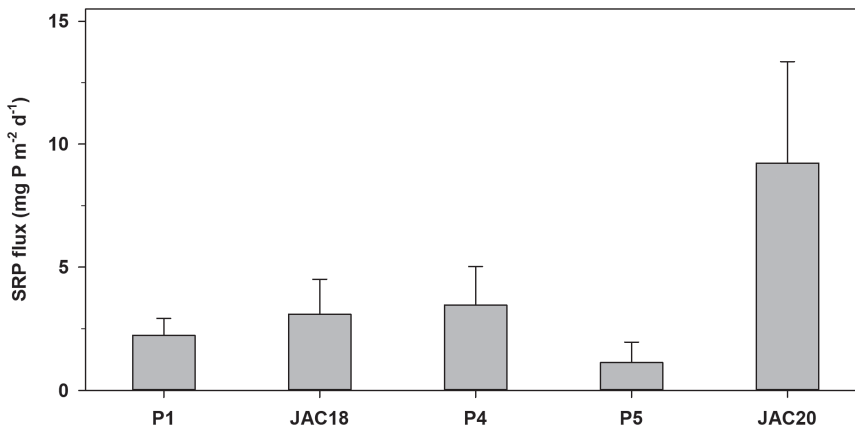


Figure 21.10 Estimated internal fluxes of P ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) from five sampling stations in Jacarepaguá Lagoon.

($F_{3,15} = 3.02$; $p > 0.05$) with an average of $2.5 (\pm 1.4) \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$. However, P flux for JAC 20 ($9.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1} \pm 4.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) in 2015 was significantly higher than in 2018 ($F_{4,19} = 11.0$; $p < 0.001$).

21.4 DISCUSSION

Jacarepaguá Lagoon is a shallow system and mixing of the water column is expected on a daily basis. In fact, no stratification was observed in the study period; however, hypoxic or anoxic conditions near the sediments prevailed frequently. This chemical stratification was probably caused by decomposition of the high amounts of organic matter from sewage effluent entering the lagoon from its inflowing tributaries. So, we can assume that the anoxic condition of the sediment occurs throughout the year.

Roy et al. (2012) considered the bulk of the surface sediments to be permanently anaerobic when calculating the annual internal load of SRP to Lake Pontchartrain (USA). The authors argued that even under an oxygenated water column, subjected to repeated wind mixing, the fine-grained sediments in Lake Pontchartrain largely limit the diffusion of oxygen.

Since most of the potential RSP is in the redox-sensitive bound fraction, we can expect a continuous flux of P from the sediment in Jacarepaguá Lagoon. However, the internal loading of P calculated for Jacarepaguá Lagoon varied in time when we compare the internal P fluxes estimated for 2015 ($6.3 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) versus 2018 ($2.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$). These estimates yield an annual load of 8.5 tons P yr⁻¹ and 3.3 tons P yr⁻¹, for 2015 and 2018, respectively. Considering the grand mean ($4.6 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$), we calculate an annual internal load of 6.2 tons P yr⁻¹.

The observed inter-annual variation may be related to both the conditions used to estimate P fluxes in the experiments and the differences in the water quality. One of the experiments conducted by de Magalhães et al. (2018) to estimate internal P fluxes was run under anoxic conditions and gave the highest flux ($9.9 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$). On the other hand, the estimates with cores sampled in 2018 were made under oxic conditions ($\text{DO} > 3 \text{ mg L}^{-1}$). Another aspect to be considered is the difference in the water quality of the lagoon during the sampling. DO and salinity were higher in 2018 (3.3 mg L^{-1} and 7.6 ppt, respectively) than in 2015 (0.6 mg L^{-1} and 5.3 ppt, respectively).

In addition, an alkaline pH was observed for the overlying water in 2015 (> 8.0) while it was circumneutral (7.2) in 2018. Both pH and alkalinity play an important role in sediment P binding (Orihel et al. 2017). At higher pH values, the capacity of P binding to oxidized iron decreases, which in turn, increases the P availability into the water column. For instance, Boers (1991) observed a 10-fold increase in sediment P release rate at pH 9.5 compared to the rate at pH 8.3. Boers (1991) achieved the higher pH by adding NaOH, but hydroxyl ion concentrations may drastically increase due to photosynthesis, favoring ligand exchange reactions (Lijklema 1977). Moreover, iron-P and aluminum-P complexes may dissolve at higher pH (Olila and Reddy 1995). In Lake Volvi (Greece), P desorption at low redox potential occurred, but ion-exchange with OH⁻ at higher pH seemed the major mechanism behind internal P loading (Christophoridis and Fytianos 2006). In Jacarepaguá Lagoon, both mechanisms seem to play a role in sediment P release.

An additional factor in Jacarepaguá Lagoon is elevated salinity. SRP efflux from sediments is enhanced at higher salinities because sulfides may interfere with iron-bound P, but this salinity effect can be offset by high pH promoting SRP release at lower salinities (Hartzell and Jordan 2012). In Jacarepaguá Lagoon, the SRP efflux in sediment cores from campaign one (lower salinity, lower oxygen, higher pH) was clearly higher than the SRP efflux in sediment cores from campaign two (higher salinity, higher oxygen, lower pH). These differences underpin the importance of regular measurement of sediment SRP fluxes to determine the influence of the different environmental factors and to get more insight into the seasonal variability in SRP fluxes.

21.4.1 Internal Versus External Loading in Jacarepaguá Lagoon

Our results indicate that the eutrophication of the Jacarepaguá Lagoon is promoted by high external sources of P. Considering the nutrient load from the main inflows, we estimate an annual input of about 54.7 tons yr⁻¹. This equates to an external loading of 40.5 mg m⁻² day⁻¹, which falls between the range measured in other freshwater eutrophic Brazilian lakes that receive sewer effluents (13.4 mg P m⁻² day⁻¹; Henry et al. 2004; 72.3 mg P m⁻² day⁻¹; Torres et al. 2007). The authorities are planning river treatment units, which have already been implemented in the Arroio Fundo River that feeds into the Tijuca Lagoon, located downstream of Jacarepaguá. This treatment unit uses aluminum sulfate and polymers at a cost of approximately R\$550,000 (Brazilian *real*) or \$140,000 (United States *dollars*) per month. Reducing the external nutrient load is an absolute necessity for restoration of the lagoon, but it might not be enough.

High sediment P release rates, averaging 9.2 mg P m⁻² d⁻¹, were observed in JAC 20 sediment cores when they became anoxic during the incubation. Likewise, in oligohaline Lake Pontchartrain, the sediment P flux of 1.06 mg P m⁻² d⁻¹ in anoxic incubations was clearly higher than the 0.48 mg P m⁻² d⁻¹ in oxic conditions (Roy et al. 2012). In general, sediment P release is greater under anoxic than oxic conditions, and thus the results from the sediment incubations are in line with the redox sensitivity of iron/manganese-bound P. However, our field data in Jacarepaguá Lagoon show that the oxygen concentrations close to the sediment are anoxic (< 1 mg L⁻¹) almost the whole year. Consequently, the sediment P release rates retrieved during the second campaign might be an underestimate of *in situ* release.

Despite the significant influence of low temperature in temperate lakes, we did not expect the P fluxes calculated here to be less in winter than in summer. Our lower temperatures are close to 25°C and sufficient to stimulate high bacterial production. Despite the marine influence, interference from salinity is not expected since the sea connection via canals and other lagoons is limited, which is reflected in only slight salinity variations in Jacarepaguá Lagoon. The effect of salinity on P release from sediment is contradictory in the literature, as some studies have shown a decrease in dissolved P concentration due to higher salinity (e.g., Baldwin et al. 2006; Weston et al. 2006), while others have shown increases in P concentration (Caraco et al. 1990; Zhang and Huang 2011). Kim et al. (2017) showed no difference in P release from sediment when salinity varied from 10.8 psu to 38.3 psu in anoxic sediment of a brackish water lake in South Korea. In the case of Jacarepaguá Lagoon, the morphometry and location of the lagoon make it less suitable to high salinity variation; hence, a significant influence of salinity on P flux from sediment is not expected. However, considering the effect of salinity on SRP efflux from sediment (Hartzell and Jordan 2012), we recommend further examination of interactions between redox and salinity on sediment P processes in Jacarepaguá Lagoon.

Estimations of external and internal P loading for coastal lagoons are scarce. Vadrucci et al. (2004) estimated the contribution from external and internal P inputs for Lake Alimini Grande, a salt-marsh ecosystem (Southern Italy) which, despite the considerable load of nutrients from the catchment area, is classified as meso-oligotrophic (De Donno et al. 2017). The estimates of external and internal P loading for Lake Alimini Grande averaged 0.34 and 0.3 mg m⁻² day⁻¹, respectively (Vadrucci et al. 2004; data recalculated), which is two and one orders of magnitude lower, respectively, than rates estimated for Jacarepaguá Lagoon.

The presence of dense urbanization without wastewater treatment, together with the high concentration of P in the sediment, has led to the high level of eutrophication in Jacarepaguá Lagoon. This study revealed a huge P load (45.1 mg m⁻² day⁻¹) generated by the external and internal loading to the water column of Jacarepaguá Lagoon. The external load of P is much higher than the internal

load, which represents around 11% of the P load to the water column. However, internal load from sediments can be considered high when compared to other eutrophic systems and should not be neglected. We conclude that in-lake measures are necessary even if the external loading is reduced.

Even after successful reduction of the external P load from the rivers, the sediment P release might be sufficient to fuel phytoplankton blooms. The turbid water and organic matter production may remain for many years—or even decades—since a true flushing of the system, given its morphometry and water flow, seems unlikely. Cracking the cycle of phytoplankton biomass production and bacterial organic matter remineralization near the sediment is a prerequisite to accelerated recovery. With a highest potential releasable sediment P content of 1–1.4 mg g⁻¹, the high sediment Fe content in Jacarepaguá (on average = 28 mg g⁻¹; Júnior et al. 2012) is clearly exceeding the molar Fe:P ratio of 1:1 below which phosphate can be released from the sediment, but above which phosphate can be effectively trapped by iron(hydr)oxides (Smolders et al. 2001). An oxidizing environment at the sediment-water interface is a prerequisite for effective control of sediment P release by iron (Smolders et al. 2006). This can be achieved artificially through aeration or oxygenation (see Chapter 5).

Another approach for increasing oxygen conditions near the sediment is to limit phytoplankton production by reducing the availability of nutrients and thereby limiting autochthonous organic matter production. A recent study with sediment from Jacarepaguá Lagoon showed that a low dose of poly-aluminum chloride combined with the lanthanum-modified clay Phoslock[®] cleared the water column of cyanobacteria and drastically reduced the phosphate concentrations by stripping the water column and hampering the release from sediment stored P (de Magalhães et al. 2018). If such intervention is applied in the lagoon, it would need a total budget of around \$10 million, which is only 4–5% of the estimated dredging costs (de Magalhães et al. 2018). Restoring the lagoon needs more than external load control; *in situ* geo-engineering techniques seem far more cost-effective than standard dredging procedures.

21.5 CONCLUSIONS

Jacarepaguá Lagoon is a shallow hypereutrophic system that presents hypoxic or anoxic conditions near the sediment, almost permanently, resulting in a continuous flux of P from the sediment with an estimated annual load of 6.2 tons P yr⁻¹.

The estimated internal loading of P varied between the study years and can be related to environmental factors (e.g., pH, salinity), but more measurements are needed for a better understanding of how environmental factors influence the release of P from the lagoon sediment.

Eutrophication of the Jacarepaguá Lagoon is promoted by a high external load, with an annual input of about 55 tons P yr⁻¹ from the main tributaries. The estimated internal load represents around 11% of the total P load to the water column, and can be considered high when compared to other eutrophic systems.

A successful rehabilitation of the lagoon to prevent harmful cyanobacterial blooms requires drastic external load reduction, as well as the control/management of internal P loading. Laboratory studies indicate that in-situ geo-engineering P-capping techniques seem very promising and also are more cost-effective than standard dredging.

21.6 REFERENCES

- Baldwin, DS; Rees, GN; Mitchell, AM; Watson, G; and Williams, J. 2006. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*. 26(2):455–464.

- Benedetti, PE. 2011. Caracterizaçã o geoambiental dos sedimentos da Lagoa de Jacarepaguá. [Masters Dissertation]. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
- Berkes, F and Seixas, CS. 2005. Building resilience in lagoon social–ecological systems: a local-level perspective. *Ecosystems*. 8(8):967–974.
- Boers, PCM. 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Water Res.* 25(3):309–311.
- Caraco, N; Cole, J; and Likens, GE. 1990. A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. *Biogeochemistry*. 9(3):277–290.
- Cavalcante, H; Araújo, F; Noyma, NP; and Becker, V. 2018. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Sci Total Environ*. 619:1022–1029.
- Christophoridis, C and Fytianos, K. 2006. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. *J Environ Qual*. 35(4):1181–1192.
- COHIDRO. 2006. Estudo de Impacto Ambiental para Estabilizaçã o da Barra do Canal de Sernambetiba e sua Interligação com as Lagoas de Jacarepaguá, Tijuca e Marapendi. SEMADUR/SERLA.
- Cole, GA. 1994. *Textbook of Limnology*. Project Heights (IL): Waveland Press Inc.
- Cooke, GD; Welch, EB; Peterson, S; and Nichols, AS. 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Boca Raton (FL): CRC press.
- De Donno, A; Bagordo, F; Serio, F; Grass, T; Devoti, G; and Guido, M. 2017. Environmental quality and hygienic safety of the Alimini Lakes (Puglia, Italy): 20 years of monitoring (1995–2014). *Rend Lincei Sci Fis*. 28(2):317–328.
- de Magalhães, L; Noyma, NP; Furtado, LL; Drummond, E; Leite, VBG; Mucci, M; van Oosterhout, F; Huszar, VL; Lürling, M; and Marinho, MM. 2018. Managing eutrophication in a tropical brackish water lagoon: testing lanthanum-modified clay and coagulant for internal load reduction and cyanobacteria bloom removal. *Estuaries Coast*. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0474-8>.
- de Magalhães, L; Noyma, NP; Furtado, LL; Mucci, M; van Oosterhout, F; Huszar, VL; Marinho, MM; and Lürling, M. 2017. Efficacy of coagulants and ballast compounds in removal of cyanobacteria (*Microcystis*) from water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). *Estuaries Coast*. 40(1):121–133.
- de Magalhães, VF; Soares, RM; and Azevedo, SM. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*. 39(7):1077–1085.
- Edmondson, WT. 1970. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science*. 169(3946):690–691.
- Esteves, FA; Caliman, A; Santangelo, JM; Guariento, RD; Farjalla, VF; and Bozelli, RL. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Braz J Biol*. 68(4):967–981.
- Fernandes, HM; Bidone, ED; Veiga, LHS; and Patchineelam, SR. 1994. Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environ Pollut*. 85(3): 259–264.
- Fernandes, VO. 1993. Estudos limnológicos na Lagoa de Jacarepaguá (RJ): Variáveis abióticas e mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em *Typha domingensis* Pers [dissertation]. [São Carlos (SP)]: UfsCar.
- Ferrão-Filho, AS; Domingos, P; and Azevedo, SM. 2002. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologica*. 32(4):295–308.
- Gomes, AMA; Sampaio, PL; da Silva Ferrão-Filho, A; de Freitas Magalhaes, V; Manzi Marinho, M; de Oliveira, ACP; dos Santos, VB; Domingos, P; and de Oliveira e Azevedo, SMF. 2009. Floraçõ es de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecol Bras*. 13(2):329–345.
- Gulati, RD and Van Donk, E. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. In: *Ecological Restoration of Aquatic and Semi-Aquatic Ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*. Dordrecht: Springer. pp. 73–106.
- Hartzell, JL and Jordan, TE. 2012. Shifts in the relative availability of phosphorus and nitrogen along estuarine salinity gradients. *Biogeochemistry*. 107(1–3):489–500.
- Heisler, J; Glibert, PM; Burkholder, JM; Anderson, DM; Cochlan, W; Dennison, WC; Gobler, C; Dortch, Q; Heil, C; Humphries, E; et al. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*. 8(1):3–13.

- Henry, R; Do Carmo, CF; and Bicudo, DC. 2004. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. *Acta Limnol Bras.* (Online). 16(3):251–262.
- Hillebrand, H; Dürselen, CD; Kirschtel, D; Pollinger, U; and Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J Phycol.* 35(2):403–424.
- Jensen, HS and Thamdrup, B. 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. In: *Proceedings of the Third International Workshop on Phosphorus in Sediments.* Dordrecht: Springer. p. 47–59.
- Júnior, JTA; Benedett, PA; Pires, PJM; and Almeida, RFR. 2012. Sediments Quality Assessment of Jacarepaguá Lagoon: The Venue of the 2011 Rock in Rio. *Clean—Soil, Air, Water.* 40 (9), 906–910.
- Kennish, MJ; Brush, MJ; and Moore, KA. 2014. Drivers of Change in Shallow Coastal Photic Systems: an Introduction to a Special Issue. *Estuaries Coasts.* 37(1):3–19.
- Kim, TH; Kang, JH; Kim, SH; Choi, I; Chang, KH; Oh, JM; and Kim, KH. 2017. Impact of salinity change on water quality variables from the sediment of an artificial lake under anaerobic conditions. *Sustainability.* 9(8):1429.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoon processes. *Elsevier Oceano Series.* 60: 1–8. doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70006-0.
- Lijklema, L. 1977. Role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In: *Interactions Between Sediments and Fresh Water; Proceedings of an International Symposium.*
- MASTERPLAN. 2015. Estudo de impacto ambiental das obras de prolongamento do enrocamento (molhe) existente na entrada do Canal da Joatinga e as melhorias da circulação hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. p. 4120.
- Olila, OG and Reddy, KR. 1995. Influence of pH on phosphorus retention in oxidized lake sediments. *Soil Sci Soc Am J.* 59:946–959.
- Orihel, DM; Baulch, HM; Casson, NJ; North, RL; Parsons, CT; Seckar, DC; and Venkiteswaran, JJ. 2017. Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can J Fish Aquat Sci.* 74(12):2005–2029.
- Paerl, HW and Paul, VJ. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46(5):1349–1363.
- Paludan, C and Jensen, HS. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. *Wetlands.* 15(4):365–373.
- Penner, R; Pucsko, R; and Sage, M. 1984. Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lake sediments, an attempt to characterize ecologically important fractions (Die Fraktionierung Organischer und Anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten, Versuch einer Definition Ökologisch Wichtiger Fraktionen). *Arch Hydrobiol.* 1(1).
- Roy, ED; Nguyen, NT; Bargu, S; and White, JR. 2012. Internal loading of phosphorus from sediments of Lake Pontchartrain (Louisiana, USA) with implications for eutrophication. *Hydrobiologia.* 684(1):69–82.
- Salloto, GR; Cardoso, AM; Coutinho, FH; Pinto, LH; Vieira, RP; Chaia, C; Lima, JL; Albano, RM; Martins, OB; and Clementino, MM. 2012. Pollution impacts on bacterioplankton diversity in a tropical urban coastal lagoon system. *PloS One.* 7(11):e51175.
- Schauser, I; Chorus, I; and Lewandowski, J. 2006 Effects of nitrate on phosphorus release: comparison of two Berlin lakes. *Acta Hydrochim Hydrobiol.* 34(4):325–332.
- Semeraro, J and Ferreira da Costa, A. 1972. Plâncton e a poluição nas lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá. In: *IES Publicação (Vol 73).* Instituto de Engenharia Sanitária.
- Smolders, AJP; Lamers, LPM; Moonen, M; Zwaga, Z; and Roelofs, JGM. 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry.* 54:219–228.
- Smolders, AJP; Lamers, LPM; Lucassen, ECHET; Van Der Velde, G; and Roelofs, JGM. 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chem Ecol.* 22(2):93–111.
- Søndergaard, M; Jensen, JP; and Jeppesen, E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. In: *Shallow Lakes' 98.* Dordrecht: Springer. pp. 145–152.
- Søndergaard, M; Jensen, PJ; and Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *Sci World J.* 1:427–442.
- Torres, IC; Resck, RP; and Pinto-Coelho, RM. 2007. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnol Bras.* (Online). 19(1):79–91.

- Uehlinger, V. 1964. Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique [Doctoral dissertation]. Kundig.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Theor Angew Limnol.* 9(1):1–38.
- Vadrucci, MR; Semeraro, A; Zaccarelli, N; and Basset, A. 2004. Nutrient loading and spatial–temporal dynamics of phytoplankton guilds in a Southern Italian coastal lagoon (Lake Alimini Grande, Otranto, Italy). *Chem Ecol.* 20(sup1):285–301.
- Weston, NB; Dixon, RE; and Joye, SB. 2006. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *J Geophys Res Biogeosci.* 111(G1).
- Zhang, JZ and Huang, XL. 2011. Effect of temperature and salinity on phosphate sorption on marine sediments. *Environ Sci Technol.* 45(16):6831–6837.