



HUGO VIDAURRE MENDES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO BIOGEOQUÍMICO DE
TECNOLOGIAS INOVADORAS EM LAGOAS RASAS:
ESTUDO DE CASO DA LAGOA DE PIRATININGA, RJ**

Orientadora: Mirian Araujo Carlos Crapez

**Niterói – RJ
2024**

HUGO VIDAURRE MENDES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO BIOGEOQUÍMICO DE
TECNOLOGIAS INOVADORAS EM LAGOAS RASAS:
ESTUDO DE CASO DA LAGOA DE PIRATININGA, RJ**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito à avaliação para obtenção do grau de Doutor.

Orientadora: Mirian Araujo Carlos Crapez

**Niterói – RJ
2024**

HUGO VIDAURRE MENDES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO BIOGEOQUÍMICO DE TECNOLOGIAS
INOVADORAS EM LAGOAS RASAS: ESTUDO DE CASO DA LAGOA DE
PIRATININGA, RJ**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação
em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da
Universidade Federal Fluminense como
requisito à avaliação para obtenção do grau
de Doutor.

Aprovada em: 29 de agosto de 2024

Banca Examinadora:



MIRIAN ARAUJO CARLOS CRAPEZ, Dr (a). (PPGDOT-UFF) - Orientador(a)



FERNANDO NEVES PINTO, Dr. (SEENEMAR – RJ)



FREDERICO SOBRINHO DA SILVA, Dr. (UFRJ)



GILBERTO TAVARES DE MACEDO DIAS, Dr. (PPGDOT-UFF)



LUCIANA CHEQUER, Dr(a) (FAMATH)

RICARDO AMARAL REMER, Dr. (BIOTECAM)

Niterói – RJ

2024

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

M538a Mendes, Hugo Vidaurre
AVALIAÇÃO DO IMPACTO BIOGEOQUÍMICO DE TECNOLOGIAS INOVADORAS
EM LAGOAS RASAS. ESTUDO DE CASO DA LAGOA DE PIRATININGA, RJ /
Hugo Vidaurre Mendes. - 2024.
146 f.

Orientador: Mirian Araujo Carlos Crapez.
Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto
de Geociências, Niterói, 2024.

1. Análise de água. 2. Análise de sedimento. 3.
Tecnologias sustentáveis. 4. Monitoramento ambiental. 5.
Produção intelectual. I. Crapez, Mirian Araujo Carlos,
orientador. II. Universidade Federal Fluminense. Instituto de
Geociências. III. Título.

CDD - XXX

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha esposa Thaina, que esteve do meu lado fornecendo apoio e conforto durante todo o longo percurso do doutorado.

Aos meus pais, Julio e Bernadete, e às minhas irmãs Clara e Sofia. Sem o suporte de vocês eu nunca teria conseguido chegar ao fim dessa jornada.

Aos meus amigos que apoiaram e me incentivaram nesses longos anos.

À minha orientadora Mirian, não somente por todos os ensinamentos na área da biogeoquímica, mas também pelo apoio, pelo companheirismo, pelos conselhos e pela disponibilidade.

Ao Fernando, por todo o conhecimento transmitido na área de monitoramento ambiental.

Aos meus sócios da Biotecam, Ricardo e Wim pelos ensinamentos e pela oportunidade de construirmos, juntos, a Biotecam e o PULMÃO.

A todos os outros integrantes da nossa equipe no projeto da Lagoa de Piratininga, Thiago, professor Gilberto, Nuno e Silvio.

À Prefeitura de Niterói e à toda equipe do Projeto Região Oceânica Sustentável por viabilizarem o projeto. Em especial à Camille, ao Luiz Heckmeyer, à Dione e à Andréia, que estiveram presentes em todas as fases do projeto.

À equipe da Hydrosience, ao pescador Luiz pela coleta das amostras, à Caf Química pelas análises laboratoriais e à Grazi e Luiz, moradores do Tibau que cederam espaço em suas casas para guardarmos o material do projeto.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS.....	13
INTRODUÇÃO GERAL.....	14
1 - DESENVOLVIMENTO E HISTÓRICO DO PULMÃO, EQUIPAMENTO PARA DISSOLUÇÃO MASSIVA DE GASES EM LÍQUIDOS.....	18
Introdução.....	18
Processos de aeração	21
O PULMÃO	25
Composição e funcionamento	26
Projetos e usos.....	Erro! Indicador não definido.
Produção patentária	41
CONCLUSÃO	45
2 BIODEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAMA SEDIMENTADA – DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS NA LAGOA DE PIRATININGA, RJ.....	46
Introdução.....	46
Materiais e métodos	48
Resultados e discussão	53
Altitude ortométrica	53
Parâmetros físico – químicos	56
Biopolímeros	57
Conclusão.....	60
3 REVISÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	62
Introdução.....	62
Índice de qualidade da água (IQA).....	63
Índice de Conformidade ao Enquadramento	67
Índices de estado trófico	75
CONCLUSÃO	80
4 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE UMA LAGUNA, A PARTIR DO USO DE TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS.....	82
Introdução.....	82
Materiais e métodos	82

Resultados e discussão	92
Parâmetros analisados	92
Índices obtidos	102
Análise estatística.....	107
Conclusão.....	110
CONCLUSÃO GERAL.....	112
SUGESTÕES PARA TRABALHOS POSTERIORES.....	115
REFERÊNCIAS	116
ANEXO 1: 2 BIODEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAMA SEDIMENTADA – DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS NA LAGOA DE PIRATININGA, RJ	129

RESUMO

A Lagoa de Piratininga, localizada no município de Niterói, vem recebendo especial atenção das autoridades locais, com ações para melhoria da qualidade de suas águas visando à sustentabilidade ambiental e ao bem estar da população local. Uma delas foi a encomenda tecnológica para avaliação do uso de microrganismos eficientes e aeração na redução da camada de lodo da lagoa, ocorrida entre março de 2022 e outubro de 2023. O estudo da dos parâmetros físico-químicos da água e dos sedimentos em lagoas costeiras é essencial para compreender a dinâmica desses ecossistemas; permitindo o desenvolvimento de estratégias adequadas de gerenciamento e conservação de seus recursos. Para tal, foram analisados dados analíticos obtidos por quatro coletas de sedimento e cinco coletas de água nas áreas do experimento e duas áreas controles. Nesse sentido, o presente trabalho teve o objetivo de buscar melhor compreensão sobre os processos biogeoquímicos da lagoa e entender como efeitos externos como o uso das tecnologias e o regime de chuvas podem afetar esses processos, contribuindo para o estudo do monitoramento de lagoas rasas brasileiras. De maneira a organizar e separar as informações o trabalho foi dividido em quatro capítulos, cada um deles abordando um aspecto do projeto, e uma conclusão, integrando as informações obtidas ao longo dos trabalhos. O primeiro capítulo discorre sobre o Pulmão, equipamento de aeração utilizado no projeto. Já no segundo, são apresentados os resultados das análises realizadas no sedimento lagunar: levantamento sísmico, medição da altitude ortométrica e teores de nitrogênio Kjeldhal, fósforo total, matéria orgânica, carbono orgânico total e biopolímeros. No terceiro capítulo, foi feita uma revisão sobre o IQA, ICE e IET, principais índices para análise de águas superficiais usado no Brasil. No quarto capítulo são apresentados os resultados das análises físico químicas realizadas nas águas da lagoa. Para a interpretação desses resultados são utilizados os índices estudados no capítulo 3 e algumas ferramentas estatísticas. Testes t de Student para comparação entre as médias dos pontos estudados e correlação entre as variáveis, incluindo a pluviosidade local, que revelou ter influência relevante na biogeoquímica das águas.

Palavras-chave: Lagoas costeiras, tecnológicos sustentáveis, aeração, qualidade da água, monitoramento ambiental, análise de sedimento, índices de qualidade da água, nitrogênio, fósforo, biopolímeros, pluviosidade.

ABSTRACT

The Piratininga Lagoon, located in Niterói, has been receiving special attention from local authorities, with actions to improve the quality of its waters aiming at environmental sustainability and the well-being of the local population. One of these actions was the technological order to evaluate the use of efficient microorganisms and aeration in the reduction of the lagoon's sludge layer, which took place between March 2022 and October 2023. The study of the physicochemical parameters of water and sediments in coastal lagoons is essential to understand the dynamics of these ecosystems, allowing the development of appropriate strategies for the management and conservation of its resources. To this end, analytical data obtained by four sediment collections and five water collections were analyzed in the experimental areas and two control areas. In this direction, the present work is aimed to seek a better understanding of the biogeochemical processes of the lagoon and to understand how external effects such as the use of technologies and the rainfall regime can affect these processes, contributing to the study of the monitoring of Brazilian shallow lagoons. In order to organize and separate the information, the work was divided into four chapters, each of them addressing an aspect of the project, and a conclusion, integrating the information obtained throughout the work. The first chapter discusses the Lung, an aeration equipment used in the project. In the second, the results of the analyses carried out in the lagoon sediment are presented: seismic survey, measurement of orthometric altitude and contents of Kjeldhal nitrogen, total phosphorus, organic matter, total organic carbon and biopolymers. In the third chapter, a review was made of the WQI, ICE and IET, the main indexes for surface water analysis used in Brazil. In the fourth chapter, the results of the physicochemical analyses carried out in the waters of the lagoon are presented. To interpret these results, the indexes studied in chapter 3 and some statistical tools were used. Student's t-tests were used to compare the mean values of the points studied and the correlation between the variables, including the local rainfall, which proved to have a relevant influence on the biogeochemistry of the waters.

Keywords: Coastal lagoons, sustainable technology, aeration, water quality, environmental monitoring, sediment analysis, water quality indexes, nitrogen, phosphorus, biopolymers, rainfall.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1 - solubilidade do oxigênio em função da temperatura.
- Figura 1.2 - filme fino de líquido.
- Figura 1.3 - As formas mais comuns de biorreatores de airlift
- Figura 1.4 - Compressor rotativo ventbras.
- Figura 1.5 - Colméia de aço inox.
- Figura 1.6 - Pulmão com tubos externos
- Figura 1.7 - Pulmão modelo T.
- Figura 1.8 - Pulmão modelo Burle Marx.
- Figuras 1.9 - Pulmão modelo Burle Marx com flutuador, instalado na lagoa de Piratininga.
- Figura 1.10- Diagrama de funcionamento do Pulmão.
- Figura 1.11 - Versão do Pulmão a partir de tubos de PVC.
- Figura 1.12 - Colmeia fabricada com resina.
- Figura 1.13 - Colmeia impressa 3D para Pulmão de tubos PVC.
- Figura 1.14 - Desenvolvimento do sistema de aferição de oxigênio dissolvido
- Figura 1.15 - Teste com Pulmão em ETE
- Figura 1.16 - Ilhas flutuantes no jardim Burle Marx na cidade de São Paulo
- Figura 1.17 - Pulmão modelo Burle Marx instalado no interior da ilha flutuante.
- Figura 1.18 - Pulmão instalado na Lagoa de Piratininga
- Figura 1.19 - Mudballs lançadas na Lagoa de Piratininga
- Figura 2.1 - Localização das áreas experimentais e controle.
- Figura 2.2: Levantamento sísmico a oeste da Lagoa de Piratininga, adjacente à orla denominada Tibau.
- Figura 2.3 - Medição da altitude ortométrica do fundo lagunar
- Figura 2.4 -Altitude ortométrica (cm) da área P (EM1®) nos meses de janeiro a julho/22.
- Figura 2.5 - Altitude ortométrica (cm) da área PP (EM1®+Pulmão™) nos meses de janeiro a julho/22.

Figura 2.6 - Distribuição da matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

Figura 2.7 - Distribuição do nitrogênio Kjeldhal e fósforo total (mg/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

Figura 2.8 - Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nos bioensaios controle, EM1® e Bacillus sp.

Figura 2.9: Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

Figura 3.1 – curvas Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas. Fonte CETESB (2007)

Figura 3.2 – Pontos nas bacias hidrográficas brasileiras monitoradas com o uso do IQA. Adaptado de ANA (2013)

Figura 3.3 - Média do IQA na região hidrográfica da Baía de Guanabara entre outubro 2021 e março de 2023.

Figura 3.4 - Tipos de classe da água conforme uso e qualidade. Adaptado de ANA 2013

Figura 3.5 - Fluxograma das etapas para de implementação do enquadramento de corpos de água superficiais

Figura 4.1 - Localização da Laguna de Piratininga e áreas do experimento in situ no Tibau do projeto UFF/BIOTECAM (Crapez et al 2022).

Figura 4.2 - Pulmão instalado na lagoa de Piratininga

Figura 4.3 - Sonda multiparamétrica modelo Horiba U-50 e disco de Secchi

Figura 4.4 - Pluviosidade registrada na Estação A627 em Niterói, entre 2022-2023 (<https://mapas.inmet.gov.br/#>)

Figura 4.5 - Chuvas acumuladas em 5, 15 e 30 dias anteriores às campanhas 1, 2, 3 e 4 para coleta de amostras de água.

Figura 4.6 - Temperatura da água nas campanhas entre 2022 e 2023

Figura 4.7 - pH das amostras de água durante 4 campanhas.

Figura 4.8: Turbidez das amostras de água durante as 4 campanhas.

Figura 4.9: Oxigênio dissolvido em amostras de água nas cinco campanhas.

Figura 4.10: Fósforo total (Pt) nas cinco campanhas

Figura 4.11: Fósforo dissolvido (Pd) nas cinco campanhas

Figura 4.12 Nitrogênio amoniacal nas cinco campanhas

Figura 4.13 Nitratos nas cinco campanhas

Figura 4.14 Nitritos nas cinco campanhas

Figura 4.15: Carbono orgânico total (COT) nas cinco campanhas.

Figura 4.16 - Média de IQA para pontos monitorados na bacia de Piratininga - Itaipu.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1 - Características do soprador utilizado no teste na ETE. A
- Tabela 1.2 - Eficiência energética de diferentes tipos de aeradores usados em estações de tratamento.
- Tabela 2.1: Áreas de coleta dos parâmetros físico-químicos.
- Tabela 2.2: Coordenadas geográficas das áreas com medição ortométrica
- Tabela 2.1 – Categoria de resultados conforme valor do IQA.
- Tabela 3.2 – Classificação de enquadramento segundo ICE.
- Tabela 3.3 – Classificação de enquadramento segundo ICE.
- Tabela 3.4 – Categoria de resultados do IC segundo INEA/RJ
- Tabela 3.5 – Categorias do IET de Carlson (1977), segundo Kratzer e Brezonic (1981)
- Tabela 3.6 – Categoria do IET segundo Toledo et al (1983)
- Tabela 3.7 - Classificação do índice de estado trófico segundo Lamparelli (2004)
- Tabela 4.1 - Metodologia de análise dos parâmetros analisados
- Tabela 4.2 - Grau de trofia do IET de Carlson (1977)
- Tabela 4.3 - Grau de trofia segundo IET de Lamparelli (2004) e Toledo Jr. (1983).
- Tabela 4.4 - Classificação do ICE.
- Tabela 4.5 - Índice de estado trófico calculado pelo fósforo total
- Tabela 4.6 - Índice de estado trófico calculado pela profundidade do disco de Secchi
- Tabela 4.7 - Índice de estado trófico consolidado
- Tabela 4.8 - Valores do índice de conformidade obtidos
- Tabela 4.9 - Valores de IQA para região do Tibau. Adaptado de CBH Baía de Guanabara.
- Tabela 4.10 – Matriz de correlação de spearman entre as variáveis estudadas nas cinco campanhas.

INTRODUÇÃO GERAL

O sistema lagunar de Piratininga – Itaipu, no município de Niterói, tem recebido especial atenção das autoridades locais. O Programa Região Oceânica Sustentável inclui diversas ações relacionadas à melhoria da qualidade de vida da população local e da recuperação do sistema lagunar. No ano de 2021 foi aberta licitação de uma encomenda tecnológica (ETEC) para uso de tecnologias sustentáveis, com objetivo de reduzir a camada de lodo antrópico na lagoa de Piratininga. O grupo composto por pesquisadores da UFF em conjunto com as empresas Biotecam e Alevinus foi um dos ganhadores, sendo firmados os contratos SMO/UGP/CAF N° 007/2021 e SMO/UGP/CAF n° 004/2023 com a Prefeitura de Niterói. No edital de licitação havia previsão para que as campanhas de coleta de água e sedimento e as análises laboratoriais fossem realizadas por empresas certificadas pelo INEA. Assim, o presente trabalho busca trazer luz sobre as dinâmicas que regem a biogeoquímica da lagoa, considerações sobre o monitoramento de sistemas lênticos e a avaliação do uso das tecnologias utilizadas para melhorar a condição de sistemas lagunares rasos, assim como propostas para melhor gestão e controle desses.

A tese está dividida em quatro capítulos, sendo que o primeiro traz o desenvolvimento da tecnologia de aeração e o terceiro, revisão dos índices de qualidade de água. Os dois outros, tratam do projeto desenvolvido na lagoa, abordando coluna d'água e sedimento. Para a escolha do local de realização do projeto, mapeamos os bioindicadores de contaminação fecal - colesterol e coprostanol. Diante dos resultados, optamos por uma área com características singulares do ponto de vista de poluição sanitária, a região do Tibau. Embora o objetivo principal do projeto tenha sido a redução da camada de lodo, sabemos que o sedimento é o reflexo dos processos biogeoquímicos

da coluna d'água. Assim, os capítulos dois e quatro abordam resultados das campanhas no sedimento e na coluna d'água, respectivamente.

O primeiro capítulo “DESENVOLVIMENTO E HISTÓRICO DO PULMÃO, EQUIPAMENTO PARA DISSOLUÇÃO MASSIVA DE GASES EM LÍQUIDOS” trata do processo de desenvolvimento de um aerador de alta eficiência energética criado pela empresa Biotecam. Aqui são abordadas as inspirações para a melhoria de sistemas de aeração, as bases científicas que o equipamento utiliza e seu processo de funcionamento. Além disso, o texto também traz algumas das aplicações já realizadas com o Pulmão, com uma breve discussão sobre a eficiência energética do aparelho em comparação com outras tecnologias de aeração disponíveis no mercado.

O segundo capítulo “BIODEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAMA SEDIMENTADA – DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS NA LAGOA DE PIRATININGA, RJ” aborda questões relativas às análises de sedimento realizadas durante o desenvolvimento do projeto na lagoa de Piratininga. Inicialmente é apresentado um levantamento sísmico de alta resolução, que revelou a presença de uma lama fluida no topo da lama coesa no sedimento da lagoa. Após isso, são discutidos resultados da quantificação de nitrogênio Kjeldhal, fósforo total matéria orgânica, carbono orgânico, carbono orgânico total, da matéria orgânica total e da matéria orgânica lábil (biopolímeros) entre março e julho de 2022. Por fim, foi descrito um bioensaio em escala de bancada para avaliação do uso de EM1® e de *Bacillus sp*, em conjunto com a aeração, na redução do volume de lodo e modificação da biomassa biopolimérica presente no sedimento.

No terceiro capítulo, “REVISÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA”, aprofundamos sobre os principais índices utilizados no monitoramento das águas superficiais no Brasil: índices de qualidade da água, índices de conformidade e

índices de estado trófico. O trabalho traz o histórico dos índices, sua forma de cálculo, os principais trabalhos publicados no Brasil usando cada um deles e uma breve discussão sobre suas limitações.

Por fim, no quarto capítulo, “ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE UMA LAGUNA, A PARTIR DO USO DE TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS”, são apresentados os resultados de projeto descrito no capítulo dois em termos de qualidade de água. Para tal utilizou-se estatística para comparar onze parâmetros de qualidade da água medidos nos pontos onde foram aplicadas as tecnologias. Não tendo verificado diferenças estatisticamente relevantes, procurou-se compreender a dinâmica da entrada de poluentes na lagoa, sua correlação com os parâmetros analisados e o volume de chuvas. Finalmente, o trabalho traz a apresentação dos dados na forma dos índices apresentados no capítulo três, contribuindo para a discussão sobre o uso de índices no monitoramento de águas no Estado do Rio de Janeiro e demonstrando, sob diferentes prismas, que o estado atual das águas da Lagoa de Piratininga se encontra nas piores faixas de qualidade.

Objetivos

- Avaliar a eficácia das tecnologias aplicadas nas mudanças das condições físico-químicas da água e do sedimento da Lagoa de Piratininga, contribuindo para a discussão sobre o uso de tecnologias de biorremediação/revitalização ambiental;
- Contribuir com análises sobre a biogeoquímica da lagoa, procurando fornecer informações para posterior monitoramento desse corpo hídrico;
- Definir a qualidade de água da lagoa de Piratininga a partir dos principais índices utilizados no Brasil;
- Discutir o melhor uso de índices de qualidade de água para o monitoramento da Lagoa de Piratininga;
- Avaliar o efeito das chuvas sobre as variáveis físico-químicas da Lagoa de Piratininga.

1 - DESENVOLVIMENTO E HISTÓRICO DO PULMÃO, EQUIPAMENTO PARA DISSOLUÇÃO MASSIVA DE GASES EM LÍQUIDOS

Introdução

A taxa de dissolução de gases em líquidos é um problema técnico particularmente relevante que ainda envolve elevada demanda energética e custo para ser realizada. A oxigenação de grandes corpos líquidos, como rios ou lagoas, por exemplo, é um desafio ainda não superado – como evidenciado pelos eventos de mortalidade de peixes que acontecem regularmente no Brasil.

Este problema é evidenciado quando é analisado o consumo energético de estações de tratamento de efluentes (ETE) que possuem tratamento aeróbio. Segundo o Department of Energy (DOE, 2017), dos Estados Unidos, o maior consumo de energia do processo de tratamento de esgoto está alocado nas fases primária e secundária do processo, em que há estações de bombeamento na fase primária e tanques de aeração com sopradores na fase secundária. Juntos, esses dois processos são responsáveis por dois terços a três quartos do consumo de energia de uma ETE. ROSSO et al, (2008) demonstraram que a aeração pode chegar a representar 75% do consumo energético em uma planta de tratamento de efluentes.

O crescimento desordenado das cidades e, principalmente, a falta de gestão adequada dos recursos hídricos e efluentes têm gerado pressão crescente sobre esses corpos líquidos, seja pelo uso excessivo de água, seja pela descarga de cargas orgânicas nos mesmos, causando aumento substancial da concentração de substâncias indesejáveis, depleção de oxigênio e outros efeitos nocivos ao meio ambiente (NASCIMENTO e HELLER, 2005). ANA (2013) avaliou o IQA de 148 pontos em áreas urbanas e 2% dos pontos apresentaram qualidade ótima, 24% qualidade boa, 30% regular, 32% ruim e 12% péssima.

As iniciativas de processos de aquicultura para a produção de alimentos em cativeiro também foram significativamente aumentadas, crescendo 48,6% nos últimos 10 anos, com produção de 578.800 toneladas em 2014 e 860.355 em 2022 (ABP 2023). Esta indústria também tem enfrentado dificuldades em relação à produtividade e/ou qualidade do produto, bem como uso, reúso da água e qualidade dos efluentes.

Nos casos citados acima, a manutenção da concentração desejada de oxigênio dissolvido em água é um problema frequente. Embora vários dispositivos e processos para a dissolução de gases em líquidos, tais como difusores de bolhas ou microbolhas, aeradores de pá, de venturi e diversos outros modelos estejam disponíveis, não existe consenso sobre qual tipo de aerador utilizar em cada ocasião. ROY et al (2021) avaliaram o uso de diversos tipos de aeradores na aquicultura e concluíram que a tecnologia de aeração a ser utilizada depende do tamanho do tanque de cultivo.

Neste contexto, sabe-se que a solubilidade do oxigênio em água é baixa, agravada em temperaturas elevadas (Fig. 1.1). Assim, a introdução e dissolução efetiva de oxigênio em grandes corpos líquidos em condições abertas ou tropicais, tem sido um desafio técnico. Nestas condições, a quantidade de oxigênio dissolvido no corpo líquido é geralmente baixa, sendo particularmente crítica quando há elevada temperatura e carga orgânica.

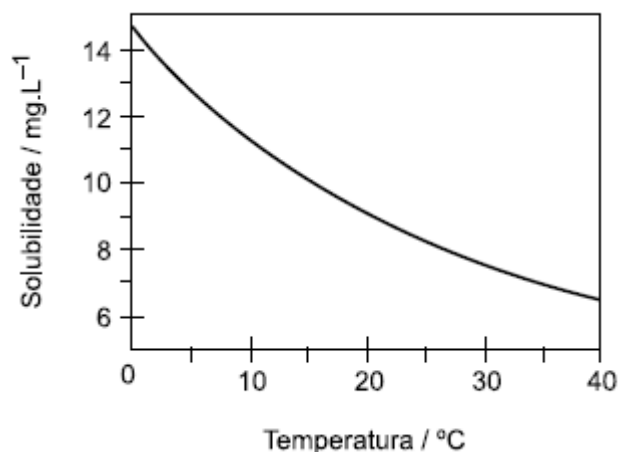


Figura 1.1: solubilidade do oxigênio em função da temperatura. (Fonte: QUÍMICA NOVA NA ESCOLA, nov 2005).

Devido às limitações de equipamentos e processos conhecidos, as abordagens para a conservação e/ou recuperação de corpos líquidos degradados são muito limitadas e geralmente requerem um tempo elevado para uma ação efetiva. Nesse sentido, há uma demanda por equipamentos e processos que possam prover não só o aumento da dissolução de gases no corpo líquido para a remoção de cargas orgânicas, mas principalmente que sejam ajustáveis sob diferentes condições, seja para responder às condições climáticas, variações na chegada de cargas orgânicas ou outros fatores. Essa dificuldade técnica ocorre em diversos tipos de sistemas líquidos, seja no tratamento de efluentes ou na recuperação de corpos líquidos degradados, seja na aquicultura - onde, além disso, o tipo e a quantidade e maturidade de peixes, ou outros organismos cultivados também exercem influência na demanda de oxigênio dissolvido na água e na carga orgânica a ser removida ou convertida. Da mesma forma, a ocorrência de chuvas, marés e outras condições ambientais também impacta tanques de piscicultura, bem como lagoas, rios, baías e outras áreas abertas. Nesse sentido, (HASAN et al 2013) avaliaram o uso de aeração para diminuir a estratificação térmica em lagos e concluíram que embora a aeração possa trazer diversos benefícios como a redução da camada de

lodo e equilíbrio de nutrientes, o excesso de oxigênio dissolvido pode trazer problemas de sedimentação e corrosão de materiais, além de ser um tratamento com gasto intensivo em energia. Estes problemas evidenciam a necessidade de um sistema de controle, que possa aumentar ou diminuir a oferta de oxigênio conforme a necessidade do ecossistema.

Processos de aeração

Com base na literatura patentada ou não, nota-se claramente a necessidade de buscar novas soluções e mecanismos de dissolução maciça de gases em líquidos para a conservação e/ou recuperação de corpos líquidos.

Oxigenação de superfície

O processo de transferência de oxigênio em sistemas de aeração difusa pode ser dividido em dois processos: (1) a transferência do oxigênio presente nas bolhas para a coluna d'água, que sobem do borbulhador até a superfície do líquido e (2) a transferência do ar atmosférico junto à superfície da água, estimulada pela turbulência causada pela ação das bolhas e movimentação da água.

No trabalho de WILHELMS and MARTIN (1992) foi demonstrado que a transferência na superfície é responsável por aproximadamente um terço da transferência de massa total dissolvida. MCWHIRTER and HUTTER (1989) encontraram que a transferência na superfície representava 25-33 % da transferência total em um sistema de difusão de bolhas finas e 11-17 % da transferência total para bolhas grossas, DEMOYER et al (2003) realizaram testes com um tanque de 9,25m de profundidade e avaliaram que a transferência de superfície equivale a 59% a 85% da transferência promovida pela coluna de bolhas Já WARUNYUWONG and IMAI

(2019) concluíram que a oxigenação da superfície foi responsável por 12,8% da aeração total de um sistema com difusão de bolhas. Como na região da coluna d'água a transferência de massa é proporcionalmente maior do que na superfície, diversas pesquisas e estudos tiveram como foco principal a melhoria desse efeito. Diferentes técnicas inovadoras foram propostas para atingir tal objetivo, como a utilização de oxigênio puro em processos de aeração e a criação de difusores e turbinas geradores de nanobolhas, entre outros. Porém, pouca atenção foi dada ao estudo da transferência de massa na superfície (IMAI and ZHU, 2011).

Procurando entender e aumentar a taxa de transferência de oxigênio na superfície, ZHU et al (2007); IMAI and ZHU, (2011); JAMNONGWONG et al, (2016); HONGPRASITH et al (2017); WARUNYUWONG and IMAI (2019) e WARUNYUWONG and IMAI 2020 realizaram estudos referentes ao que chamaram de Liquid Film Forming Apparatus (LFFA), ou em português, aparato formador de filmes líquidos, um coletor de bolhas que favorecia a coalescência delas (Fig. 1.2). O LFFA aumentava consideravelmente a transferência de oxigênio do ar para o líquido em até 2,3 vezes, com um ganho geral do sistema de aeração em até 14%, quando comparado a um sistema de borbulhamento tradicional em condições semelhantes (IMAI and ZHU, 2011). Os trabalhos sobre o uso de formadores de filmes de bolha envolvem eficiência operacional, design do LFAA, hidrodinâmica de bolhas, comparação com outros aeradores e critério de instalação.



Figura 1.2 - filme fino de líquido. (Foto do autor).

Airlift

O uso do arraste de bolhas como ferramenta para movimentação ascendente de líquidos é conhecido e largamente utilizado. De maneira geral, cria-se uma cortina de bolhas dentro de um espaço restrito imerso em um líquido, as bolhas ascendem e, por arraste, carregam o líquido consigo. Os dois usos mais comuns desse fenômeno são bombas hidropneumáticas (ou bomba de *airlift*) e os biorreatores de *airlift*.

As bombas de *airlift* são máquinas simples que operam usando ar ou gás pressurizado. Elas consistem em um tubo vertical aberto em ambas as extremidades e parcialmente submerso em um líquido. Dentro da tubulação e sob a superfície do líquido, uma quantidade de gás é descarregada, por conta da restrição de área, a fase líquida é forçada a viajar na mesma direção que a fase gasosa. No fim, a mistura é descarregada na saída contrária à entrada de líquido (US1033895A, 1911).

Entre as vantagens desse tipo de bombeamento encontram-se a ausência de partes móveis em contato com o fluido bombeado, o que reduz a manutenção e torna esse tipo de equipamento propício para o uso com fluidos químicos ou mecanicamente corrosíveis. Por outro lado, possui baixo rendimento e baixa capacidade de elevação do líquido (recalque), sendo mais apropriado para extrair líquidos de poços do que para o bombeamento para tanques elevados. (HANAFIZADEH and GORBANI 2012).

Já os biorreatores de *airlift* são dispositivos para crescimento ou fermentação de microorganismos, pneumaticamente agitados e caracterizados pela circulação de fluidos em um padrão cíclico definido através de canais e gerado pela injeção de ar ou gás de interesse. Esse movimento possibilita uma boa homogeneização e altas taxas de oxigênio dissolvido no sistema.

A simplicidade do design e da construção, a circulação de fluidos em padrão bem definido, o menor consumo energético e a simplicidade de ter menos partes móveis fazem deles uma solução atrativa (CHISTI and MOO-YOUNG 1987).

Dependendo do uso, biorreatores de *airlift* podem assumir diferentes configurações, mas, de maneira geral, todos são formados por uma região de fluxo ascendente com um borbulhador. O líquido bifásico (ou trifásico) é arrastado pelas bolhas para a região superior do reator, conhecida como *headspace*, onde ocorre o desprendimento das bolhas de ar do líquido. O ar sobe e sai do equipamento e o líquido segue o fluxo descendente; nessa região, por gravidade, vai para a parte inferior do equipamento, onde é novamente sugado para cima, formando assim um movimento cíclico.

De acordo com DORAN (2013), as formas mais comuns de biorreatores de *airlift* são: as de tubo concêntrico (Fig. 1.3a e b), nas quais um tubo é colocado no centro do equipamento formando o movimento circular de dentro para fora do tubo na parte

superior e de fora para dentro na inferior e (2) a de vaso dividido (Fig 1.3c)), na qual uma parede divide as duas seções formando uma região de fluxo ascendente e uma de fluxo descendente.

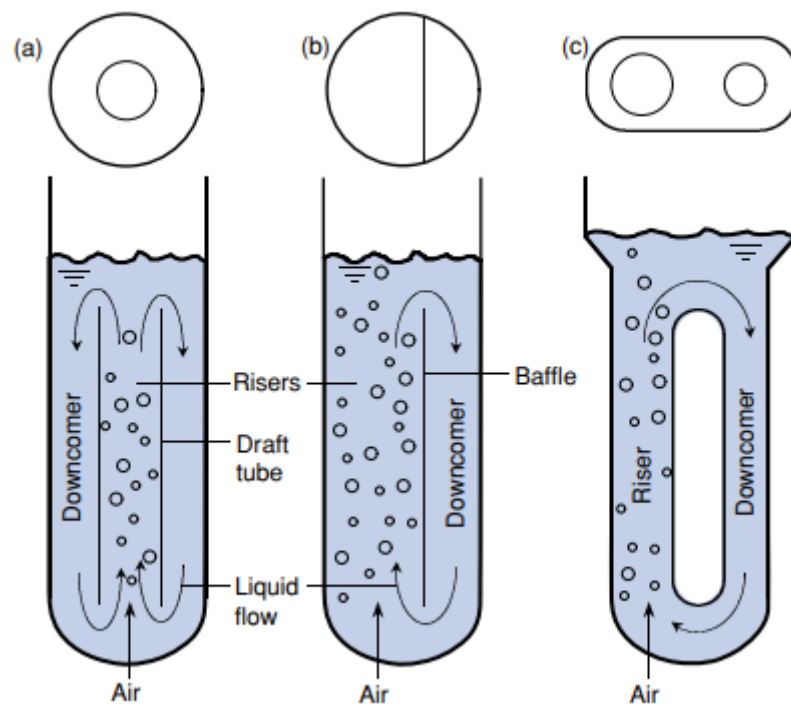


Figura 1.3: As formas mais comuns de biorreatores de airlift (Fonte: Basic Biotechnology Ratledge and Kristiansen 2013 p – 186).

O PULMÃO

Os resultados descritos ZHU et al (2007), IMAI and ZHU, (2011), JAMNONGWONG et al (2016), tiveram sucesso em demonstrar as vantagens do uso de aparatos formadores de filmes de líquidos. Entretanto, não atenderiam as demandas do mercado, pois os equipamentos utilizados nos experimentos possuíam baixa capacidade volumétrica, todos em escala de bancada.

Tendo isso em vista, a empresa BIOTECAM, sediada no Rio de Janeiro, desenvolveu o PULMÃO, equipamento para aeração com alta capacidade volumétrica e baixo consumo energético, que utiliza o efeito dos filmes de líquido somado à movimentação de líquidos por *airlift*, de maneira a obter vantagens competitivas quando comparado a outros sistemas de aeração.

Composição e funcionamento

Da composição física

O PULMÃO é composto por:

- soprador rotativo (compressor radial) (Fig. 1.4) com capacidade volumétrica suficiente para atender ao equipamento. O soprador pode ser fixado do lado de fora do líquido, como geralmente ocorre em estações de tratamento, ou no mesmo flutuador do resto do equipamento. Idealmente, o compressor deve ser ligado a um inversor de frequência para poder variar a vazão de ar soprado de acordo com a necessidade do ambiente.



Figura 1.4 - Compressor rotativo ventbras. (Fonte <https://ventbras.com.br/produtos/compressores-radiais/>)

- corpo rígido com maior zona de secção transversal na região inferior e menor zona de secção transversal na região superior, possuindo uma ou mais regiões de entrada de líquido na porção inferior; uma região funcionando como headspace para colapso das bolhas; uma ou mais regiões de saída de líquido na parte superior e/ou inferior; e uma ou mais regiões de saída de gás na parte superior, o interior do corpo contém:

- um ou mais borbulhadores convencionais na região inferior da carcaça ;

- uma ou mais colmeias finas com a função de formar o filme de líquido (Fig. 1.5). Tais colmeias possuem uma pluralidade de canais internos com formato tronco piramidal com a região de maior área na parte inferior;



Figura 1.5 - Colméia de aço inox. (Foto do autor)

- o soprador pode ser instalado em uma plataforma flutuante junto ao equipamento ou, no caso de estruturas sem variação da altura da coluna d'água, como estações de tratamento com tempo de residência controlado, preso em alguma estrutura física, como parede ou cabo de aço.

- o equipamento pode incluir adicionalmente um ou mais conjuntos de tubos externos conectados à entrada e/ou saída de líquido (Fig 1.6).



Figura 1.6 - PULMÃO com tubos externos

Devido ao princípio de funcionamento do equipamento, a movimentação de líquidos é viável a grandes distâncias, possibilitando, na prática, o aporte de água rica em oxigênio mesmo em profundidades de vários metros.

O tamanho do corpo rígido, borbulhador e a colmeia e eventual flutuador são relativos à capacidade de sopro da bomba. Assim, o equipamento pode assumir diversas formas, dependendo de onde ele será usado. Alguns exemplos são o modelo o Modelo T (Fig. 1.7) e o modelo Burle Marx para menores colunas d'água (Fig. 1.8).



Figura 1.7 - PULMÃO modelo T. (Foto do autor).



Figura 1.8 - PULMÃO modelo Burle Marx. (Foto do autor).

Da instalação

Como mencionado acima, o PULMÃO deve ser instalado junto à superfície, podendo ser fixado junto em uma plataforma flutuante (Fig. 1.9) ou, no caso de locais onde não há grandes mudanças na coluna d'água, poderá ficar fixo, em uma parede ou em cabos. O equipamento deve estar com o topo da colméia coincidindo com o topo da coluna d'água ou, no máximo, alguns poucos centímetros abaixo dela, de maneira que os filmes de líquido sejam formados dentro do equipamento e haja o desprendimento do gás.



Figura – 1.9 PULMÃO modelo Burle Marx com flutuador, instalado na lagoa de Piratininga. Foto do autor

Da operação

A operação do PULMÃO é simples, tendo o soprador conectado ao borbulhador, criando uma coluna de bolhas ascendentes dentro do equipamento. O movimento das bolhas arrasta a água ali presente, que, por conta da conexão, faz com que o líquido fora do equipamento seja sugado para dentro dele. Ao ascender dentro do equipamento, a mistura do líquido com as bolhas passa por uma zona de restrição transversal da área de seção, acelerando o fluxo. Em seguida, passa por uma colmeia, com área de secção transversal ainda menor em relação às zonas anteriores, promovendo a densificação e/ou coalescência das bolhas. A mistura atinge a superfície do líquido, com maior área, o que promove a expansão das bolhas, a ruptura dos filmes finos de líquido e a separação do gás não dissolvido do líquido. O líquido resultante, rico em gases dissolvidos, escoar por um canal, por gravidade, enquanto o gás restante segue seu caminho ascendente para fora do PULMÃO (Fig. 2.10). BR 11 2017 023185 9 B1 - EQUIPAMENTO E PROCESSO PARA DISSOLUÇÃO MASSIVA DE GASES EM LÍQUIDOS).

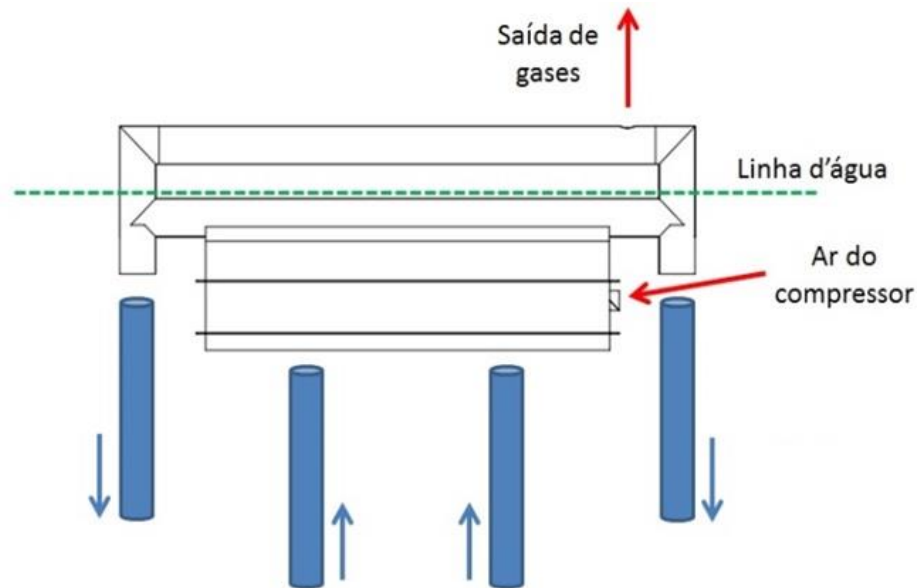


Figura 1.10 - Diagrama de funcionamento do PULMÃO. (Fonte Biotecam).

Das vantagens

Graças ao seu projeto e operação, o PULMÃO apresenta diversas vantagens inexistentes em equipamentos para aeração convencionais. São elas:

- graças ao efeito de *air lift*, o PULMÃO tem capacidade de movimentar grandes volumes de líquido, sendo possível direcioná-lo por meio de tubos. Com isso, pode-se determinar o local de captação e o de direcionamento onde, desde que seja abaixo da linha da água. Assim, é possível promover fluxos de líquido direcionados para os locais desejados;

- como toda a transferência do gás para o líquido ocorre dentro do equipamento, o gás de saída pode ser usado como um indicador direto da dissolução ocorrida no sistema;

- a pequena altura da coluna d'água de sopro permite que a bomba trabalhe com uma baixa pressão e maiores volumes de ar soprado. O baixo tempo de residência das bolhas na coluna é compensado em termos de dissolução pelo efeito dos filmes de

líquido. Essa combinação confere ao equipamento uma alta eficiência em termos de kgO_2 dissolvido/kwh;

- por ser de instalação relativamente fácil, não necessitando de obras civis ou grandes intervenções, o PULMÃO pode ser colocado e retirado de ambientes naturais sem prejuízos ambientais.

- como toda a dissolução do oxigênio na água ocorre dentro da máquina, não há a ascensão das bolhas no exterior do equipamento, sendo possível a aeração de um corpo hídrico sem turbilhonamento excessivo na superfície da água.

Dos materiais e produção

Um dos desafios no desenvolvimento do PULMÃO foi a escolha do material a ser utilizado em cada uma das partes e como seriam produzidas.

Para a carcaça, inicialmente, pensando em instalações industriais ou na natureza, com alta capacidade de oxidação e/ou outros problemas ambientais, foi utilizado aço inox 316, graças a sua alta resistência. A fabricação foi realizada por uma empresa terceirizada contratada, que realizou o serviço de corte, dobra e solda das chapas de aço inox, de acordo com o projeto dos membros da BIOTECAM.

O borbulhador interno, também de inox 316, foi fabricado da mesma maneira. A versão em inox do equipamento se mostrou efetiva, porém devido aos altos custos do material e de sua fabricação, o PULMÃO não se mostrou competitivo em áreas com menores volumes de investimento, como a piscicultura. Por isso foi desenvolvida outra versão, toda em plástico, na qual a carcaça é feita de Tubos de PVC e conexões comerciais, reduzindo consideravelmente o custo (Fig. 1.11). Porém os tamanhos de

tubulações comerciais limitam o volume de ar soprado. Entretanto, pode-se dividir o ar soprado por uma bomba para diversos equipamentos, sendo também possível a aeração de grandes volumes de líquidos. No momento da escrita desse texto, o pedido de patente referente à esse modelo ainda não foi publicado pelo INPI e, atualmente, se encontra em sigilo.



Figura 1.111 - Versão do PULMÃO a partir de tubos de PVC. (Foto do autor).

A fabricação da colméia foi mais desafiadora, as primeiras versões foram fabricadas de resina (Fig. 1.12) com o uso de um molde de pinos de alumínio, porém a fabricação se revelou muito trabalhosa e a peça quebradiça, dada a espessura da parede. Outra possibilidade visualizada foi a de fazer as peças em impressão 3D, porém as

impressoras disponíveis na época não possuíam capacidade para peças daquele tamanho e o encaixe ou colagem de peças não se revelou uma alternativa muito boa. Finalmente, foi encontrada uma alternativa viável, com a fabricação de peças de aço cortadas a laser que, por meio de encaixe, formavam a colméia nas dimensões desejadas. Posteriormente essa colméia era soldada ou aparafusada no interior do equipamento. Para a versão plástica em tubos de PVC já existe uma limitação no tamanho do equipamento, e, existem no mercado impressoras 3D capazes de produzir difusores circulares que atendam essa versão do PULMÃO para todos os tamanhos de tubo comercial (Fig. 1.13).



Figura 1.12 - Colmeia fabricada com resina. (Foto do autor).

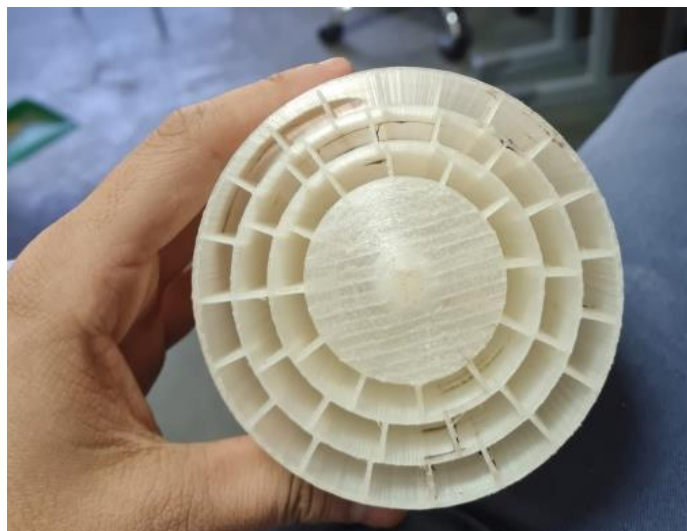


Figura 1.13 - Colmeia impressa 3D para PULMÃO de tubos PVC. (Foto do autor).

Implementações

Os diferentes pulmões fabricados já foram utilizados e testados em diferentes situações. Delas se destacam:

- projeto junto ao IFF em Campos dos Goytacazes, RJ e, posteriormente, com a empresa Águas do Paraíba, via programa EMBRAPPI PIFF-1812.0013 de 2019 com os objetivos: (1) desenvolver um sistema de aferição de oxigênio dissolvido a partir do ar descarregado pelo sistema (Fig. 1.14) e, posteriormente, (2) testar o equipamento em uma estação de tratamento de efluentes pertencente à empresa Águas do Paraíba (Fig. 1.15).

Para o teste foi utilizado um PULMÃO no modelo T com tubulações de captação e devolução de água direcionadas para o fundo do tanque. O compressor utilizado no teste foi um compressor radial de canal lateral monobloco da marca asten com capacidade nominal de $1,14\text{m}^3/\text{min}$, e vazão de ar estimada pela curva de capacidade da bomba de aproximadamente $1\text{m}^3/\text{min}$. Suas características estão indicadas na Tabela 2.1.

O sistema se mostrou ser capaz de medir o oxigênio dissolvido no ar, com medições constantes de 20,3% de oxigênio no ar, o que representou por volta de 0,52 kgO₂/h e eficiência energética de 2,25kgO₂/kw. Entretanto, a ETE possuía um defeito no sistema inicial de gradeamento e rapidamente as células da colméia foram entupidas, o que impediu o monitoramento por um longo tempo.

Tabela 2.1 - Características do soprador utilizado no teste na ETE. Adaptado de <https://asten.com.br/capa.asp?eletromecanicos=categoria&depcodigo=793>

Tipo	Potência (kW)	Potência (cv)	Rede	Tensão (V)	Freq. (Hz)	Corrente (A)	Vácuo Máx. (mmcA)	Pressão Máx. (mmcA)	Vazão Máx. (m ³ /min)
Mono Estágio	0,23	0,3	Monofásico	127/230	50 / 60	1,5/1,6	900	1.000	1,14



Figura 1.14 - Desenvolvimento do sistema de aferição de oxigênio dissolvido



Figura 1.15 Teste com PULMÃO em ETE

Quando comparado com outros aeradores utilizados em estações de tratamento, o PULMÃO tem demonstrado ser um equipamento eficiente em termos energéticos (Tabela 2.2), pois o valor obtido no teste ficou acima da média de dissolução da maioria dos equipamentos. A exceção foi o venturi, que possui altíssima eficiência energética, porém possui baixa capacidade volumétrica e necessita de condições específicas no desenho da estação para seu uso. Já ROY et al (2021), em sua revisão de processos de aeração para aquicultura, apontaram diversos estudos onde foi medida a eficiência energética e verificaram que, na maior parte dos casos, ela não chegou a 2 kg O₂/kWh, o que demonstra o potencial do uso do PULMÃO em processos de aquicultura.

Tabela 2.2 - Eficiência energética de diferentes tipos de aeradores usados em estações de tratamento. (Adaptado de Deswal 2009). *valor medido em teste

Equipamento	Eficiência energética (kg O₂/kWh)
Difusor de bolhas finas	0,95-1,8
Difusor de bolhas grossas	0,98
Aerador de turbina	1,2-1,38
Aerador mecânico de superfície	1,68
AIR-JET	1,64

Venturi	2,2-8,8
"Jato Mergulhado"	0,92-3,9
PULMÃO	2,25*

-Instalação de um PULMÃO junto às ilhas de jardins flutuantes no lago do Parque Burle Marx na cidade de São Paulo (Fig. 1.16). O equipamento foi fixado dentro da ilha flutuante central (Fig. 1.17), camuflado dentro de uma intervenção majoritariamente paisagística. Não houve acompanhamento sistemático da qualidade da água durante o uso das tecnologias, porém com o passar do tempo o aspecto visual da água estava melhor.



Figura 1.16 - Ilhas flutuantes no jardim Burle Marx na cidade de São Paulo



Figura 1.17 - PULMÃO modelo Burle Marx instalado no interior da ilha flutuante.

- Projeto com a UFF, financiado via ETEC SMO/UGP/CAF nº 004/2023 da Prefeitura de Niterói, com objetivo de avaliar o uso de um PULMÃO em associação com microorganismos probióticos (*mudball*) (Figs. 1.18 e 1.19), capazes de auxiliar a degradação da matéria orgânica e redução da camada de lodo orgânico da Lagoa de Piratininga, localizada na região oceânica de Niterói. A descarga constante e diária de esgoto sanitário e de águas residuais cinzas na lagoa, o carreamento de matéria orgânica pelas chuvas e a interrupção do projeto por alguns meses, contribuíram para a não efetiva redução da camada de lodo. Entretanto, Crapez et al (2022) verificaram mudança na qualidade da matéria orgânica do sedimento, com aumento significativo do biopolímero proteína e diminuição de lipídio.

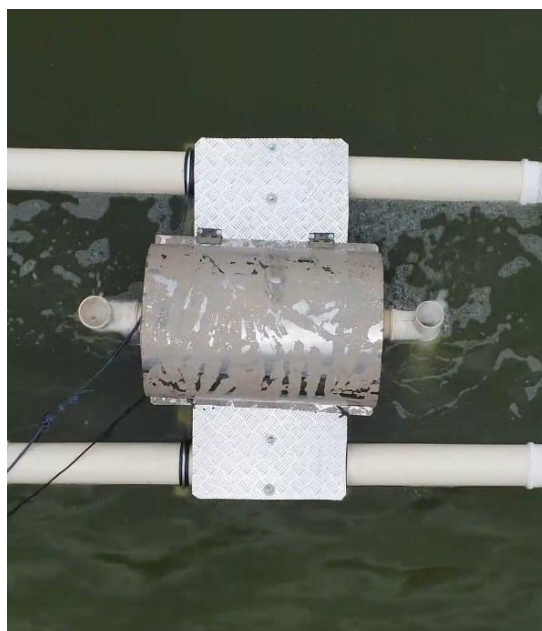


Figura 1.18 - PULMÃO instalado na Lagoa de Piratininga



Figura 1.19 - *Mudballs* a serem lançadas na Lagoa de Piratininga

1. Dos outros usos possíveis

Mesmo tendo como uso principal a aeração, ou seja, a dissolução de oxigênio em água, o PULMÃO também pode ser utilizado para outras funções que envolvam a dissolução de gases em líquidos.

Uma situação é a fixação do CO_2 gerado em plantas industriais. Os gases contendo dióxido de carbono (ou partes deles) das instalações podem ser dissolvidos em água em um tanque de cultura de algas. Esta abordagem reduz o impacto ambiental das instalações emissoras de dióxido de carbono. As algas produzem carbono orgânico a partir do CO_2 e podem produzir substâncias de interesse econômico, além de produzirem oxigênio. Nesse contexto, é importante ressaltar que à temperatura ambiente, o CO_2 é 26 vezes mais solúvel em água do que o O_2 .

Outra possível situação é o uso do PULMÃO como equipamento para *stripping* de gases indesejados.

Outra utilização possível é o uso da propulsão do líquido que saiu do equipamento para o seu deslocamento e da plataforma flutuante. Nesta concepção, a partir da adição de energia solar e robótica seria torna-se viável a criação um aerador – drone.

Produção patentária

Ao longo do desenvolvimento do PULMÃO e suas variantes, foram realizados diversos depósitos de patente, relacionados ao equipamento, sua fabricação e seus respectivos processos. Por ser uma inovação voltada para as soluções ambientais, as patentes relativas ao PULMÃO foram submetidas e aceitas no programa de patentes verdes para aceleração do exame patentário. Com isso, algumas das patentes foram examinadas em tempo consideravelmente inferior à média de exames no Brasil.

1.1 Das patentes concedidas

Em março de 2024 a Biotecam possuía 4 patentes concedida pelo INPI referentes ao estudo da aeração e conservação ambiental. Duas têm relação direta com o PULMÃO: (1) estudos dos filmes de líquido e (2) estudos de mecanismos fundamentais para o equipamento.

9.1.1 Das patentes concedidas diretamente relacionadas ao PULMÃO

- BR 11 2017 023185 9 B1 - EQUIPAMENTO E PROCESSO PARA DISSOLUÇÃO MASSIVA DE GASES EM LÍQUIDOS, depositada em 2016 e concedida em 2020. A mesma patente também foi concedida internacionalmente com o código WO2016172777A1.

Nesta patente são descritos os mecanismos de funcionamento do PULMÃO, como a dissolução massiva de gases em líquidos mediante a formação de filmes de líquidos, sua capacidade de movimentação de líquidos e criação de fluxos de líquido rico em gases dissolvidos. Destaca-se a eficiência energética devido à baixa pressão da coluna d'água no sopro, somada à taxa de dissolução extra fornecida pelos filmes de líquido. Exemplifica alguns usos possíveis do equipamento: a conservação e/ou recuperação de corpos líquidos como lagoas, rios, lagunas, enseadas, manguezais e praias; processos de conservação e/ou melhoria da produtividade de sistemas de aquicultura; sistemas de tratamento de efluentes; e a fixação de gases como o CO₂, dentre outros.

- BR 10 2019 022947 0 B1 - DIFUSOR PARA TRANSFERÊNCIA DE MASSA GÁS-LÍQUIDO E PROCESSO PARA A FABRICAÇÃO DO MESMO, depositada em 2019 e concedida via exame prioritário de patentes verdes em 2022.

Nesta patente foi consolidado todo o desenvolvimento da colméia presente no PULMÃO: possíveis materiais, processos de fabricação por encaixe e variações na carcaça para receber os diferentes designs da colméia. Além disso, nessa patente é descrita a forma de medir os gases de saída, com mais uma instância de controle de processo a partir da análise desses gases ou a reutilização destes em outros processos ou equipamentos.

Um dos usos dessa característica é o PULMÃO com mais de um estágio, no qual um único equipamento embarca mais de um compartimento com borbulhador e colméia. Assim, os gases de saída do primeiro compartimento podem ser captados e reintroduzidos nos próximos estágios, o que possibilita uma dissolução ainda maior. Esse uso é especialmente interessante na dissolução de gases caros ou poluentes, onde se deseja esgotar o soluto da fase gasosa.

- BR 10 2020 001599 0 A2 - BARCO AERADOR E PROCESSO PARA MONITORAMENTO E/OU CONSERVAÇÃO DE CORPOS LÍQUIDOS, depositada em 2020, publicada em 2021 e concedida em 2024.

Esta patente é referente ao uso do fluxo de líquido gerado pelo PULMÃO para impulsão dele, possibilitando o uso do aerador, com modificações na carcaça e flutuador, atuar como um drone flutuante. Nesta patente, o PULMÃO pode ser equipado com sensores para medida da qualidade de água, tornando-o especialmente útil para monitoramento, conservação e/ou recuperação ambiental. Outra utilidade prevista na patente é o uso em programas de educação ambiental.

9.1.2 Das patentes concedidas não diretamente relacionadas ao PULMÃO

BR 11 2016 018887 0 B1 - EQUIPAMENTO PARA MODULAÇÃO DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS PARA APLICAÇÕES AMBIENTAIS, USO DE SUBSISTEMA EX-SITU PARA MODULAÇÃO DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS E PROCESSO PARA MODULAÇÃO EX-SITU DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS, depositada em 2015 e concedida e concedida via exame prioritário de patentes verdes em 2018.

Nesta patente foi proposto um processo de modulação de consórcios microbianos a partir de um tanque externo ao corpo hídrico principal, onde são cultivados. O crescimento de microorganismos específicos é feito com controle das condições físico químicas, antes de devolvê-los para o corpo principal. Os estudos realizados foram muito úteis para o posterior desenvolvimento do PULMÃO

1.1 Dos pedidos em análise

- BR 10 2019 021409 0 A2 - CONSERVÔMETRO, EQUIPAMENTO E SISTEMA PARA A TRANSDUÇÃO DE SINAL EM CRÉDITOS DE CONSERVAÇÃO E PARA A DOCUMENTAÇÃO DE MÉTRICAS DE CONSERVAÇÃO OU RECUPERAÇÃO DE ATIVOS AMBIENTAIS, depositada em 2019, publicada em 2021 e atualmente em análise rápida pelo pedido de patentes verdes.

Este pedido de patente se refere a um conservômetro, que é um equipamento ou sistema para a transdução de sinal em créditos de conservação e documentação de métricas de conservação ou recuperação de ativos ambientais: conservação de energia e/ou de combustíveis; redução da emissão de gases indesejáveis, poluentes ou de efeito estufa, como gás carbônico, metano e gás sulfídrico, por exemplo; captura de gás carbônico em larga escala; recuperação e/ou conservação da qualidade da água de corpos hídricos; dissolução de oxigênio; tratamento de efluentes; e combinações dos mesmos. Em continuidade à concepção dessa patente foi realizado projeto EMBRAPII, junto ao IFF de Campos dos Goytacazes, RJ, com objetivo de desenvolver equipamento de leitura de gases dissolvidos pelo PULMÃO em tempo real e envio dos dados em sistemas digitais em nuvem.

- BR 10 2021 021239 0 A2 - TUBO DE VENTURI MODIFICADO, DISPOSITIVO/EQUIPAMENTO E PROCESSO PARA MOVIMENTAÇÃO DE LÍQUIDO E/OU TRANSFERÊNCIA DE MASSA GÁS-LÍQUIDO EM LARGA ESCALA, depositada em 2021, publicada em 2023 e, atualmente, na etapa de avaliação de análise prioritária pelo programa de patentes verdes.

Neste pedido de patente estão descritos os modelos do PULMÃO que utilizam tubos comerciais de PVC como a carcaça, com enfoque na colméia, impressa em 3D com diferentes configurações, e no borbulhador, para o qual foram desenvolvidos

modelos que utilizam o efeito venturi de maneira a aumentar a eficiência do equipamento.

CONCLUSÃO

A eficiência energética do equipamento demonstra uma vantagem competitiva que, em termos operacionais, torna o PULMÃO um aerador viável para solucionar problemas de aeração.

O ambiente não controlado e a pequena duração do evento onde foi realizada a medição da eficiência do PULMÃO são fatores que limitam a real compreensão da eficiência do aparelho, assim, seria necessário teste de dissolução em ambiente controlado.

A medição do oxigênio dissolvido na água a partir dos teores de oxigênio no ar se mostrou uma ferramenta eficiente para o acompanhamento desse parâmetro. Esse tipo de análise revela uma instância de controle eficiente para processos industriais.

A versão de plástico do PULMÃO possui grande potencial de mercado, dado seus custos reduzidos e materiais de construção de fácil acesso. Porém, para a evolução do produto é necessária a realização de testes que utilizem essa versão.

A facilidade de instalação do PULMÃO, podendo ser facilmente colocado ou retirado de um ambiente, coloca esse equipamento como uma ferramenta viável para projetos de remediação de corpos hídricos anóxicos. Ou que necessitem maior concentração de oxigênio dissolvido

2 BIODEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAMA SEDIMENTADA – DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS NA LAGOA DE PIRATININGA, RJ

Artigo publicado em Brazilian Journal of Development 2022, v.8 n.10, ISSN 2525-8761, (Anexo 1)

Introdução

A biorremediação é uma tecnologia que vem sendo considerada por acelerar processos naturais de degradação ou detoxificação de contaminantes em solos, água e ar (CRAPEZ et al., 2002; WAITE et al., 2016). Dentre as vantagens da biorremediação, podem ser citados: 1) tecnologia ambientalmente sustentável; 2) microrganismos utilizados crescem em número, enquanto o(s) contaminante(s) estiver(em) presente(s); 3) os subprodutos do processo são água, dióxido de carbono e biomassa mobilizável

pelo próprio ecossistema; 4) pode ser realizada *in situ* e *ex situ* 5) é a tecnologia de menor custo para limpeza de resíduos biogênicos (petróleo e esgoto, p. ex.) ou produzidos industrialmente (solventes, defensivos agrícolas, adubos, lodos, óleos, efluentes etc.) (ADAMS et al., 2015; CHEQUER et al., 2022).

O EM1® foi desenvolvido pelo Dr. Higa, Japão, e contém microrganismos probióticos como bactérias ácido-lácticas e leveduras, que pertencem à categoria regenerativa e o seu uso objetiva a restauração de um ecossistema (HIGA, 1998). No ambiente, os efeitos biogeoquímicos sinérgicos de bactérias e fungos são produzidos pela ocupação de nichos ecológicos, síntese de antioxidantes e substâncias antimicrobianas, que favorecem o crescimento e restabelecimento da saúde ambiental (HIGA, 1998; VARAVALLO et al., 2008; ZAKARIA et al. 2010; LINDE et al., 2022). De acordo com HIGA (1995), os microrganismos do EM1® crescem em diferentes habitats, tais como plantas, solo, água, esgoto, esterco, cereais, silagem, alimentos deteriorados, cerveja, frutas e grãos, peixes, resíduos industriais de processamento de açúcar, leite, carnes, bebidas fermentadas, cavidade oral e o trato intestinal de seres humanos. EM1® foi utilizado na recuperação de áreas degradadas, controle da eutrofização, supressão de radicais livres, geração de compostos bioativos, sequestro de metais, compostagem e biofertilizante (ZAKARIA et al., 2010; KALE and ANTHAPPAN, 2012; SHALABY, 2011; NAMSIVAYAM et al., 2011; AB MUTTALIB et al., 2016; MANDALAYWALA et al., 2017; NAZRIA and GHAZALI, 2017; SAFWAT et al., 2021; LINDE et al., 2022).

A Lagoa (Laguna) de Piratininga é uma das microbacias hidrográficas da Região Oceânica de Niterói, RJ, totalizando uma área de cerca de 22 km². A intensa urbanização nesta área contribui para o grande aporte de esgoto doméstico sem tratamento, o que acarreta aumento de matéria orgânica nos corpos hídricos (CARDOSO et al., 2018). Neste contexto, reunindo esforços no sentido de buscar tecnologias sustentáveis, a Prefeitura Municipal de Niterói, RJ selecionou este projeto através de uma ETEC - Encomenda Tecnológica.

No presente trabalho, são apresentados os resultados preliminares da avaliação de uma abordagem de biorremediação da Lagoa de Piratininga, RJ, conduzida entre março a julho/22 com o uso de duas tecnologias complementares: EM® e PULMÃO™. A tecnologia denominada PULMÃO™ foi desenvolvida no Brasil pela Startup

BIOTECAM, gerando “filmes finos de líquido” para ampliar a transferência de massa gás-líquido, proporcionando melhor oxigenação e recuperação do ecossistema. O objetivo deste projeto é contribuir para a formulação de políticas de conservação e recuperação ambiental de lagoas e/ou sistemas lagunares.

Materiais e métodos

LOCAL DE COLETA

Foram demarcadas para os experimentos *in situ*, 2 áreas (P: EM® e PP: EM®+Pulmão™) de 20m x 20m cada uma, no extremo oeste da lagoa de Piratininga (Niterói-RJ), em um trecho relativamente protegido, adjacente à orla denominada Tibau. A área controle, de 20m x 20m, está situada entre as duas áreas experimentais (Tabela 1.1). As amostras de sedimento superficial foram coletadas em três pontos distintos em cada área do experimento e área controle, com auxílio de um amostrador do tipo Gravity Corer (Mondsee Corer-UWITEC) (fig.2.1).

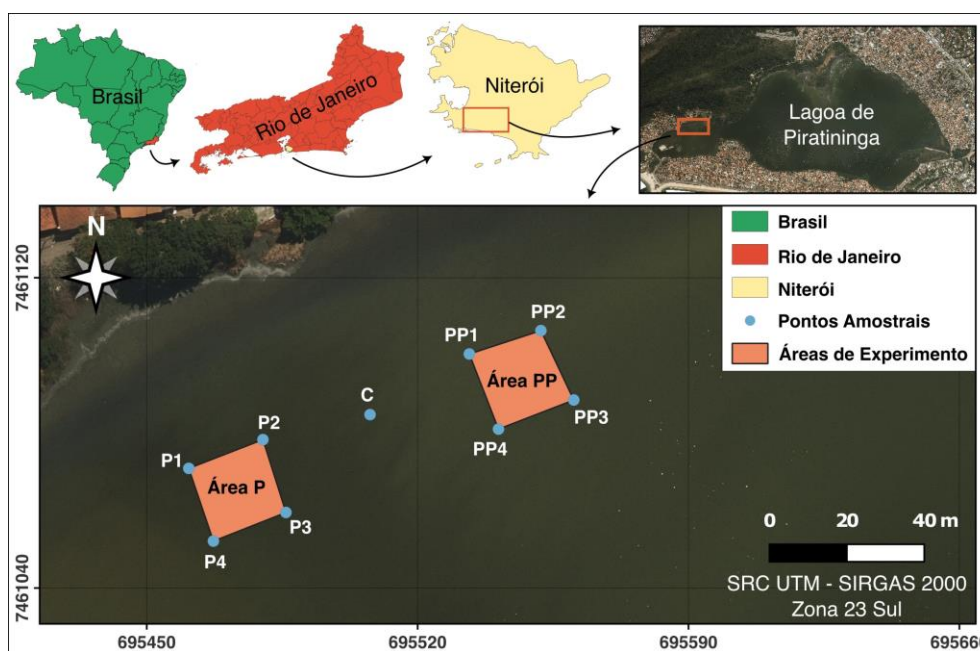


Figura 2.1: Localização das áreas experimentais e controle.

Um levantamento sísmico de alta resolução foi realizado na área, utilizando um perfilador de subfundo (EdgeTech 3100 - SB216S), adaptado em uma prancha de *stand-up paddle* para navegação em águas muito rasas. Os registros sísmicos mostraram uma camada de lama coesa superficial, com aproximadamente 2m de espessura, depositada sobre espessa camada de areia quartzosa, com intercalações de finas camadas de lama.

Sobre a superfície do topo da lama coesa, em profundidade inferior a 1m, ocorre uma camada de lama fluida de cor negra. Este tipo de lama pode mover-se sobre o fundo, ao sabor das correntes geradas pelo vento (fig. 2.2).

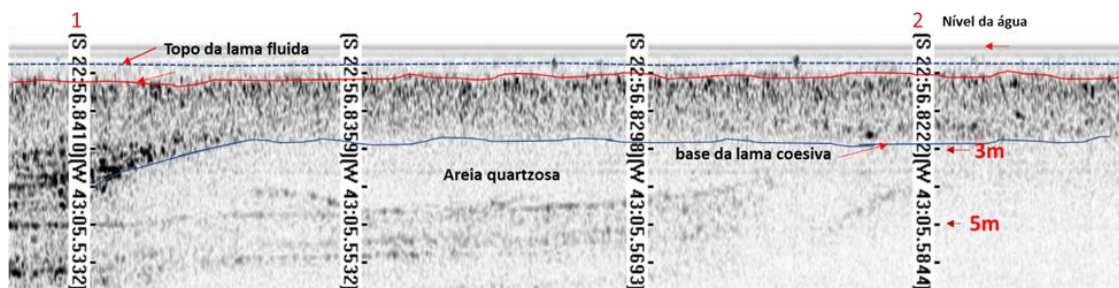


Figura 2.2: Levantamento sísmico a oeste da Lagoa de Piratininga, adjacente à orla denominada Tibau.

Tabela 1.1: Áreas de coleta dos parâmetros físico-químicos.

Tecnologia	Área amostral	Coordenadas geográficas	
		X (m)	Y (m)
-	Controle	695507.69	7461084.73
EM®	P	695471.73	7461070.49
		695469.13	7461058.29
		695480.56	7461062.64
EM®+Pulmão™	PP	695544.79	7461098.94
		695542.82	7461088.80
		695553.89	7461092.21

ALTITUDE ORTOMÉTRICA DA SUPERFÍCIE DO FUNDO LAGUNAR

Para a medição da profundidade da superfície de fundo, evitou-se utilizar o método batimétrico acústico tradicional, que não oferece acurácia do resultado, pois a onda acústica penetra na lama. Optou-se por realizar medição direta da profundidade através da utilização de um disco de policarbonato com corda, permitindo estabilizar o disco suavemente sobre a superfície da lama. Os valores medidos são convertidos em altitudes ortométricas, relacionadas ao Nível Zero do IBGE, utilizando-se os Sistemas Globais de Navegação por Satélite (GNSS – Global Navigation Satellite System). Foram realizadas medições diretas em quadruplicata em cada área amostral (Tabela 1.2): 1 - com a antena móvel GNSS mediu-se a altitude ortométrica do topo das estacas que foram cravadas nos limites das áreas experimentais e no ponto controle; 2 - com o

disco mediu-se a profundidade do momento; 3 - com uma trena mediu-se a distância do topo da estaca até o nível da água (fig 2.3).

Tabela 1.2: Coordenadas geográficas das áreas com medição ortométrica

Tecnologia	Área amostral	Coordenadas geográficas	
		X (m)	Y (m)
-	Controle	695507,69	7461084,73
EM®	P1	695460,884	7461070,827
	P2	695480,035	7461078,278
	P3	695485,996	7461059,47
	P4	695467,245	7461052,077
EM®+Pulmão™	PP1	695533,347	7461100,334
	PP2	695551,839	7461106,359
	PP3	695560,344	7461088,482
	PP4	695540,881	7461080,968

MICROORGANISMOS PROBIÓTICOS: EM1®

O EM1® contendo *Lactobacillus casei* ($4,7 \times 10^4$ UFC/mL), *Lactobacillus acidophilus* ($7,9 \times 10^4$ UFC/mL) e *Saccharomyces cerevisiae* ($1,5 \times 10^6$ UFC/mL) foi adquirido da Empresa AMBIEM Ltda. O consórcio de microrganismos foi ativado em meio de cultura contendo EM1®, melão e água sem cloro na proporção 1:1:18, respectivamente, durante 7 dias. Em seguida, os microrganismos foram misturados à argila, farelo de trigo na proporção 5 Litros: 14 Kg: 700 g, respectivamente, de acordo com o protocolo da EMRO-Japão para confecção de *mudball* (E 100g/cada). A incubação foi por 15 dias, em temperatura ambiente de 22° C, por 15 dias. As *mudballs* foram lançadas no ambiente, alcançando o lodo sedimentado na proporção de $1/m^2$.

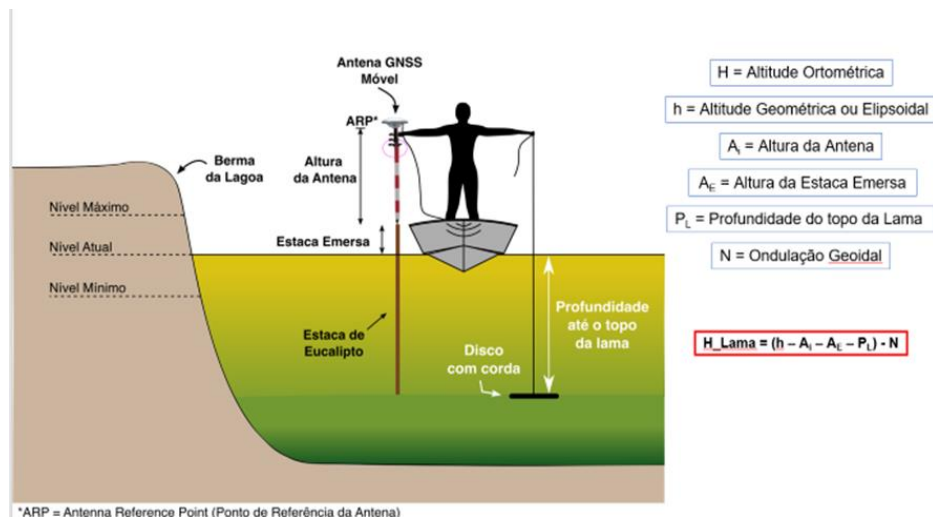


Figura 2.3: Medição da altitude ortométrica do fundo lagunar

TECNOLOGIA PULMÃO™

A tecnologia denominada PULMÃO™ foi desenvolvida no Brasil pela Startup BIOTECAM e envolve múltiplas patentes depositadas no Brasil e no exterior, algumas delas já concedidas. O PULMÃO™ proporciona muito eficiente oxigenação de corpos líquidos, com baixo consumo energético e flexibilidade de operação em diferentes regimes ou condições. Funciona mediante o insuflamento de ar dentro do equipamento em baixa profundidade, provocando a ascensão de uma mistura de ar e água em seu interior pelo princípio de *air lift*. O equipamento possui um difusor cuja geometria peculiar promove a coalescência e formação de “filmes finos de líquido” junto à superfície/linha d’água, maximizando a transferência do oxigênio do ar para a água. A tecnologia dos filmes finos de líquido, além de proporcionar otimizada dissolução do oxigênio do ar na água, promove também a remoção (*stripping*) dos gases que previamente nele estavam (JAMNONGWONG et al, 2016), o que contribui para o aumento da taxa de dissolução de oxigênio e para a acelerada recuperação do corpo líquido. Os filmes finos de líquido se rompem ainda dentro do equipamento e junto à superfície da água, de forma que a água fica saturada de oxigênio dissolvido e extravasa por um canal, por gravidade. Esse sistema forma uma espécie de sifão submerso que proporciona um significativo fluxo de água rica em oxigênio dissolvido, que pode ser direcionado de forma controlada em variadas distâncias tanto para a coluna d’água como para o sedimento de fundo, conforme desejado. A finalidade do PULMÃO™ é promover a recuperação do corpo líquido a partir da dissolução de quantidades significativas de oxigênio do ar na água, com baixíssimo consumo energético, sem

interferir no espelho d'água e no paisagismo local. O equipamento é particularmente útil em situações nas quais é desejável a dissolução de gases em líquidos em grande quantidade, alta taxa de dissolução, eficiência energética e facilidade de montagem, instalação e operação devido à sua configuração. Essa tecnologia é útil na conservação e/ou recuperação de recursos hídricos, como lagoas, rios, enseadas, manguezais, na remoção cargas orgânicas indesejáveis, em sistemas de tratamento de efluentes, bem como em processos de conservação e/ou melhoria de condições de qualidade, produtividade e/ou eficiência ambiental de processos de aquicultura, como o cultivo de peixes, camarões, algas e outros organismos cultiváveis em meio líquido.

BIOENSAIO DE DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Amostras de água e sedimento foram coletadas na Lagoa de Piratininga, área do Tibau, e acondicionadas em gelo fundente até chegar ao laboratório. Foram preparados bioensaios em frascos de 125 mL, contendo a proporção de 45 g de sedimento, 5 mL inóculo bacteriano e água até completar 50 ml. O inóculo de EM1® e *Bacillus* sp. foi preparado em meio de cultura contendo 30 g/L g de caldo de soja tríptico, do laboratório MILLIPORE e incubados por 2 dias. O experimento controle continha somente a microbiota do ambiente. Os bioensaios foram incubados em temperatura ambiente e 100 RPM, durante 30 dias. Semanalmente, o conteúdo dos frascos era transferido para um recipiente cilíndrico e, após decantação, o volume e o peso do sedimento eram quantificados. No início e no final dos bioensaios foram coletadas amostras para quantificação de biopolímeros.

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS NO SEDIMENTO LAGUNAR

Nitrogênio Kjeldahl e fósforo total foram quantificados de acordo com SMWW 23^a Edição, Método 4500 Norg C e SMWW 23^a Edição Método 4500 PE, respectivamente. As análises foram feitas em triplicata.

Matéria orgânica e carbono orgânico foram quantificados de acordo com SMWW 23^a Edição, Método 5220 D e SMWW 23^a Edição, Método 5310 B e C, respectivamente. As análises foram feitas em triplicata.

Biopolímeros ou matéria orgânica lábil caracterizados por carboidratos (CHO), lipídios (LPD) e proteínas (PRT), foram quantificados nas amostras de sedimento, em triplicata. CHO foram quantificados segundo DUBOIS et al. (1956), de acordo com o

método modificado de GERCHAKOV AND HATCHER (1972) para análise de sedimentos, utilizando a glicose como padrão. LPD foram extraídos com clorofórmio e metanol e analisados segundo MARSH AND WEINSTEIN (1966); a tripalmitina foi usada como padrão. PRT foi quantificada segundo HARTREE (1972), para compensar a interferência do fenol. Albumina bovina, fração V (Sigma), foi usada como padrão. As concentrações de carboidratos, proteínas e lipídios foram expressas em carbono biopolimérico (CBP), usando os fatores de conversão 0,40, 0,49 e 0,75 respectivamente (FABIANO et al., 1995). As análises foram feitas em triplicata.

Resultados e discussão

O acompanhamento da biorremediação da camada de lodo sedimentado na área do Tibau foi realizado através da altimetria ortométrica e de parâmetros físico-químicos.

Altitude ortométrica

As áreas experimentais e controle apresentaram diferenças de altitude do topo da camada de lama ao longo dos meses. Na primeira medição na área P (EM1®), a altitude ortométrica entre os pontos P3 e P1 variou entre 1,0 cm a 12,0 cm, respectivamente. Em março/22, o aumento médio da altitude ortométrica foi de 15,0 cm, indicando aumento da camada de lodo no sistema. Em abril/22, ocorreu redução da camada de lodo de -9,0 cm em quase todos os pontos, exceto P2, onde não houve alteração. Na última medição, a redução da camada de lodo também aconteceu em P1 e P2, entre -4,0 cm e -7,0 cm, respectivamente. No mesmo período, P3 e P4 apresentaram aumento da altitude da camada de lodo de 9,0 e 6,0 cm, respectivamente (fig 2.4).

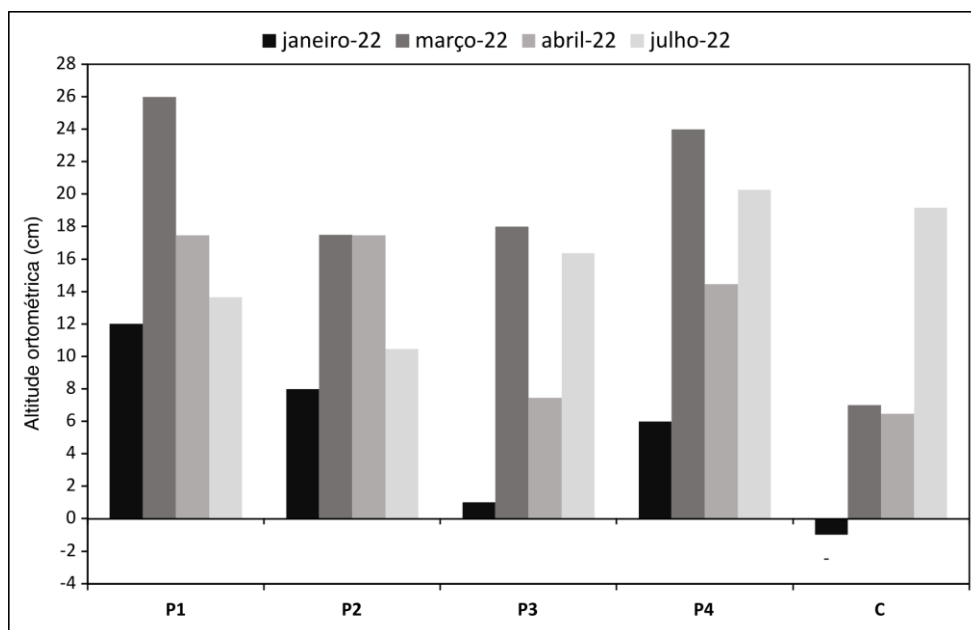


Figura 2.4: Altitude ortométrica (cm) da área P (EM1®) nos meses de janeiro a julho/22.

Na primeira medição na área PP (EM1®+Pulmão™), o topo da camada de lodo foi -0,0 cm, exceto em PP3 com +0,0 cm. Os pontos PP2 e PP4 apresentaram variações de -9,0 cm e -1,0 cm, respectivamente. Em março/22, houve um rebaixamento do topo da camada de lama entre -16,0 cm, -20,0 cm e -3,0 cm em PP1, PP2 e PP3, respectivamente. Entretanto, em PP4 ocorreu variação positiva de 3,0 cm. Na terceira medição ocorreu elevação de altitude do topo da lama de 12,0 cm, 28,0 cm, 3,0 cm e 6,0 cm em PP1, PP2, PP3 e PP4, respectivamente. Em julho/22 houve rebaixamento do topo da camada de lama com variação de -12,0 cm em PP4 e nos demais pontos -4,0 cm, -8,0 cm e -1,0 cm em PP1, PP2 e PP3, respectivamente (fig. 2.5).

Na área controle (C), situado entre as duas áreas experimentais, a altitude ortométrica do topo da camada de lama, durante a primeira campanha, foi idêntica à do ponto PP4, com -1,0 cm. Na segunda medição ocorreu uma variação positiva de 8,0 cm, com posterior redução de 0,5 cm na campanha de abril/22. Em julho/22, a altitude ortométrica do ponto de controle foi de 19,0 cm, ou seja, houve uma agradação vertical de aproximadamente 13,0 cm (figs 2.4 e 2.5).

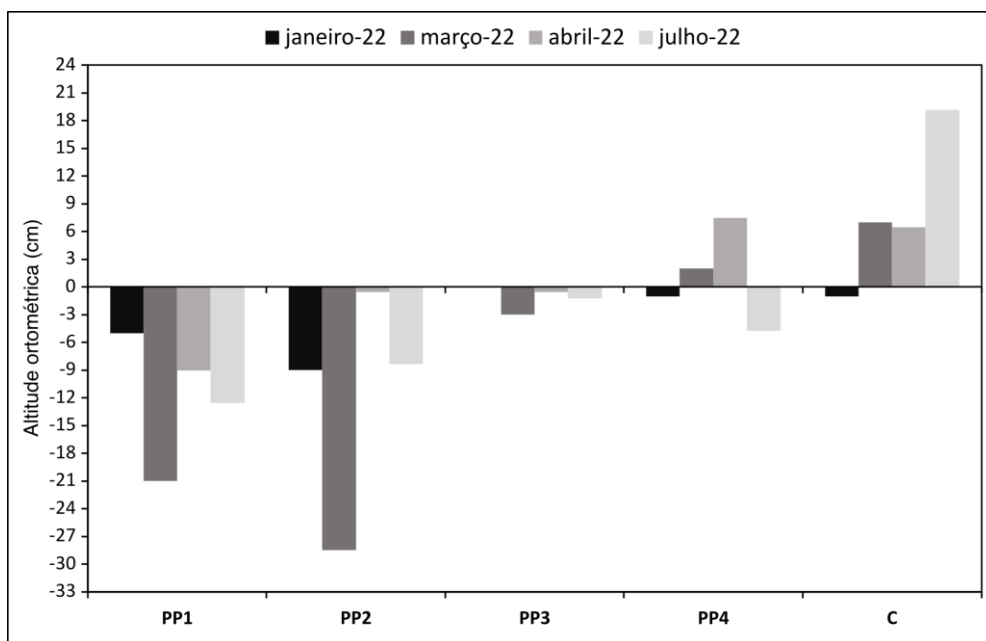


Figura 2.5: Altitude ortométrica (cm) da área PP (EM1®+Pulmão™) nos meses de janeiro a julho/22.

O ponto C está distante em 30,0 m, aproximadamente, dos pontos P2, P3, PP1 e PP4. Estes deveriam, teoricamente, apresentar comportamento dinâmico semelhante ao ponto C. Entretanto, os resultados das três primeiras campanhas mostraram que o PP4 é o que apresenta altitudes do topo da camada de lodo mais semelhante ao C. Em julho-22 ocorreu uma elevação da altitude do topo da camada de lodo em C de, aproximadamente, 13,0 cm, e uma redução da altimetria no ponto PP4 de, aproximadamente, -12,0 cm. Assim, os valores de altitude do topo da camada de lodo em C se tornaram semelhantes aos da área P, enquanto que a área PP seguiu comportamento distinto, apresentando altitudes semelhantes às da primeira campanha. Estes dados preliminares indicam maior tendência de consumo do lodo na área PP, na qual são usadas as duas tecnologias (EM1®+Pulmão™), onde o aporte sedimentar foi praticamente anulado. Na área P (EM1®), as altitudes ortométricas da última campanha ficaram, aproximadamente 15,0 cm superiores (pontos P3 e P4) aos valores da primeira medição.

Parâmetros físico – químicos

Durante quatro meses foram quantificados os parâmetros matéria orgânica, carbono total, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, fósforo total e biopolímeros em amostras de sedimento superficial nas áreas de experimento *in situ* e área controle.

Entre março e julho/22 houve modificação nas concentrações de matéria orgânica e carbono orgânico nas áreas experimentais. Na área P (EM1®), houve aporte de matéria orgânica e carbono orgânico com variação de 0,6% e 1,32%, respectivamente. Na área PP (EM1® + Pulmão™) houve também aporte de matéria orgânica e carbono orgânico, com variação de 0,07% e 0,14%, respectivamente. Na área controle houve aporte de matéria orgânica e carbono orgânico, com variação de 0,02% e 0,3%, respectivamente (fig 2.6). A chegada contínua de esgoto doméstico torna a coluna d'água responsável pelo aporte de lodo ao sedimento, contendo matéria orgânica lábil e também recalcitrante. Esta última está relacionada ao acúmulo de compostos orgânicos alterados por processos físico-químicos, produtos intermediários da decomposição microbiana, substâncias húmicas e materiais não suscetíveis à degradação biológica, depositados como lodo sedimentado ao longo de décadas de contaminação ambiental. Os percentuais de carbono orgânico foram maiores que os registrados para a Baía de Guanabara (SILVA et al., 2012; SABADINI-SANTOS et al., 2014).

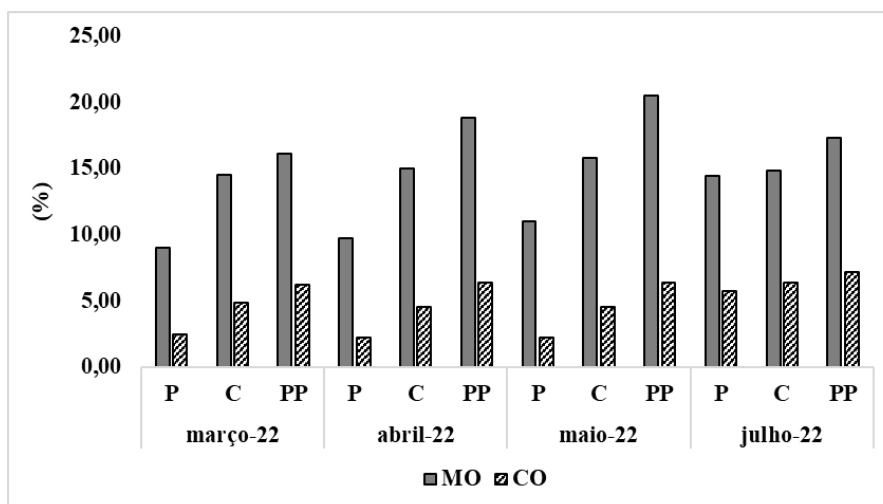


Figura 2.6: Distribuição da matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

As medidas de nitrogênio Kjeldahl mantiveram tendência de aumento nas áreas P (EM1®) e PP (EM1® + Pulmão™) e controle, com variação de 2,5%, 1,1%, 1,8%, respectivamente. (fig. 2.7). O nitrogênio Kjeldahl é usado para quantificar o nitrogênio

orgânico dissolvido, o particulado e o nitrogênio amoniacal dissolvido ($\text{NH}_4\text{-N}$) em amostras de esgoto sanitário bruto, porque nitratos e nitritos se encontram em concentrações não significativas (BASTOS MOTA e VON SPERLING 2009). O fósforo total apresentou variação de -1% em todas as áreas (fig 2.7). No esgoto, o fósforo total engloba o fósforo orgânico das proteínas e o inorgânico, como ortofosfato e polifosfatos (JORDÃO e PESSOA 2011). VON SPERLING et al. (2009) estimam que a concentração de fósforo no esgoto é da ordem de 4,0 a 12,0 mg/L, com contribuição *per capita* de 0,7 a 2,0 g/hab/dia, com carga orgânica de 40% e 60%. Os valores de nitrogênio Kjeldahl e fósforo total estão abaixo do previsto pelo CONAMA 454/2012.

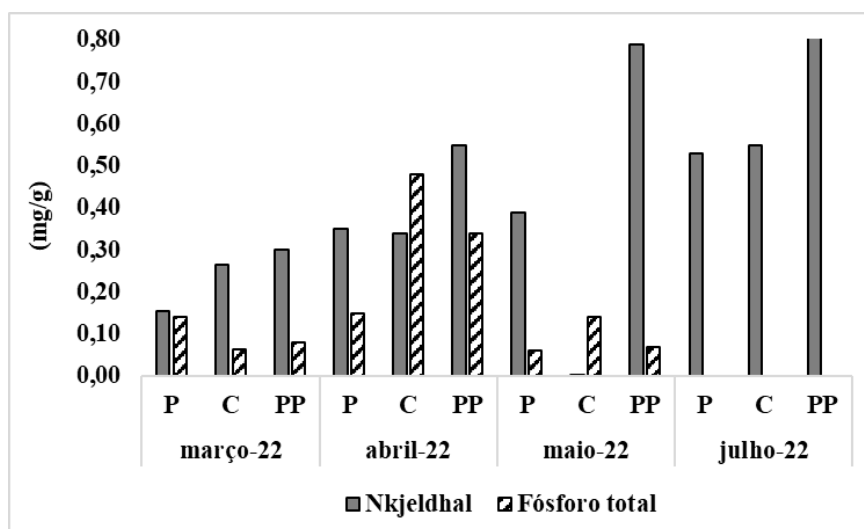


Figura 2.7: Distribuição do nitrogênio Kjeldahl e fósforo total (mg/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

O aporte contínuo de esgoto é responsável pelas concentrações crescentes de nitrogênio Kjeldahl ao longo do tempo. As formas orgânicas do fósforo predominaram no lodo sedimentar, porque puderam ser consumidas durante o processo de biorremediação e se incorporaram a outros níveis tróficos bacterívoros.

Biopolímeros

A composição inicial de biopolímeros no lodo dos bioensaios era $\text{LPD} > \text{PRT} > \text{CHO}$ e apresentou mudanças ao longo do tempo. Após 30 dias, as variações percentuais do volume de sedimento foram 15,94%; 24,67% e 21,74% e as de peso, 5,25%; 10,78% e 8,25%; para o controle, EM1® e *Bacillus sp.*, respectivamente. Considerando esses dois parâmetros, o EM1® apresentou o melhor rendimento entre os

bioensaios realizados. Nos três bioensaios, o lipídio foi o biopolímero mais consumido, com variações de -23%, -16% e -5% para controle, EM1® e *Bacillus sp.*, respectivamente. Nesta mesma ordem, a proteína foi consumida com variações de -14%, -9% e -4%. A concentração de carboidratos sofreu um aumento em todos os bioensaios com variações de 30 a 37% (fig 2.8). O lipídio é um biomarcador de contaminação por esgoto doméstico e é uma molécula recalcitrante à biodegradação (MUÑOZ-ELÍAS and MCKINNEY, 2006; MALONE and NEWTON, 2020), que foi preferencialmente consumida. A relação final dos biopolímeros foi PRT~CHO>LPD. Nos bioensaios, o principal responsável pela variação do CBP foi o aumento de carboidratos, molécula produtora de energia.

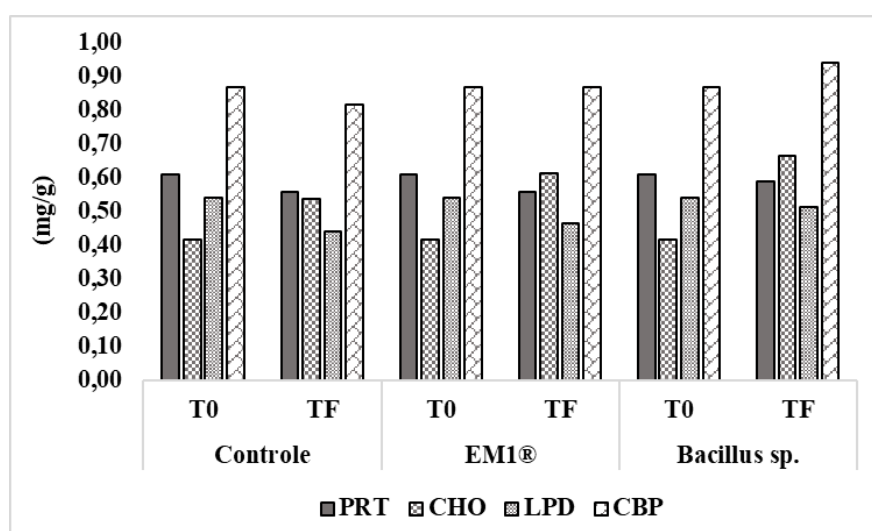


Figura 2.8: Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nos bioensaios controle, EM1® e *Bacillus sp.*

A composição inicial de biopolímeros no sedimento era LPD>CHO>PRT e apresentou mudanças ao longo do tempo. Entre março e julho/22, na área P (EM1®), a variação percentual de proteína (PRT), carboidrato (CHO) e lipídios foi de 0,8%, -0,2% e -0,3%, respectivamente. Na área PP (EM1®+Pulmão™), a variação percentual de proteína (PRT), carboidrato (CHO) e lipídios (LPD) foi de 0,5%, -0,2% e -0,04%, respectivamente. (fig 9). Os valores de biopolímeros na área do Tibau da Lagoa de Piratininga foram maiores que os quantificados na Baía de Guanabara (SABADINI-SANTOS; DA SILVA; *et al.*, 2014; SABADINI-SANTOS; SENEZ; *et al.*, 2014).

Na área controle, houve aumento de PRT, CHO e LPD, com variação de 1,0%, 0,5% e 0,21%, respectivamente (fig 9). Em áreas contaminadas por esgoto doméstico, a matéria orgânica é constituída por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%) e óleos e graxas (8 a 12%) (BASTOS MOTA and VON SPERLING 2009). O acúmulo de biopolímeros pode estar ligado à ação antimicrobiana sobre lipídios de cadeia curta para a microbiota local (SHILLING et al., 2013).

Até o mês de abril/22, o carbono biopolimérico (CBP), que é disponível para consumo da biota, apresentou as maiores concentrações em lipídio, molécula recalcitrante à biodegradação. Entretanto, a partir de maio/22, houve consumo de lipídios em todas as áreas com aumento progressivo de proteína (fig 2.9). As variações percentuais de carbono biopolimérico nas áreas P (EM1®), controle e PP (EM1®+Pulmão™) foram de -0,02%, 0,5% e 0,08%, respectivamente. Após 4 meses de experimentos, houve mudança quali-quantitativa na composição biopolimérica do sedimento para PRT~CHO>LPD. O lipídio se tornou fonte de carbono e de energia para a microbiota, com produção de intermediários metabólicos, utilizados na síntese de proteína e carboidrato, biopolímeros estruturais e produtores de energia, respectivamente (MUÑOZ-ELÍAS and MCKINNEY, 2006; MALONE and NEWTON, 2020).

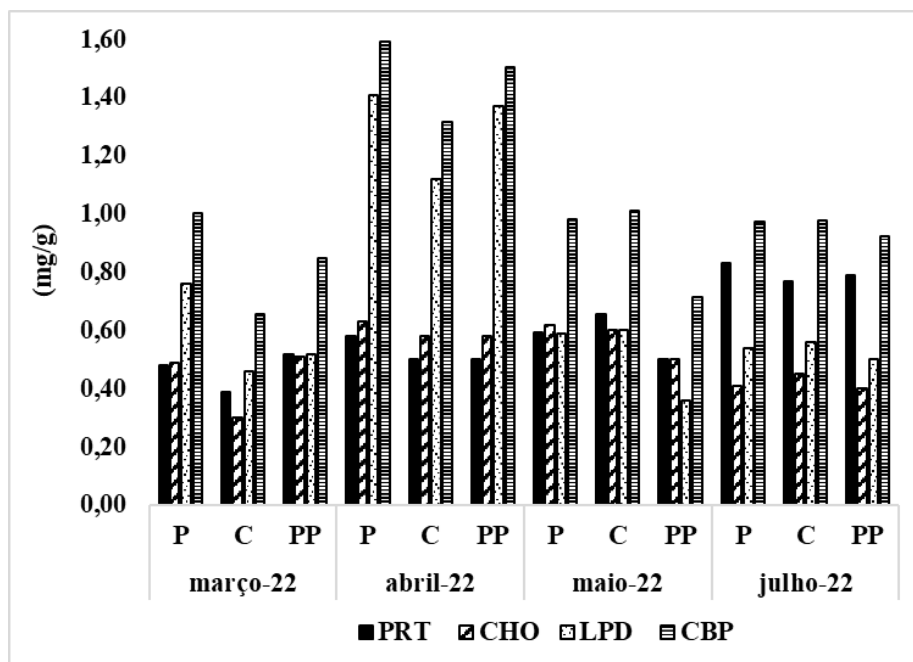


Figura 2.9: Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)

Conclusão

A microbacia da Lagoa de Piratininga totaliza uma área de 22.000 km² e recebe o esgoto sanitário/água cinza das populações que vivem próximas ao Córrego da Viração, Rio Cafubá, Rio Arrozal, Rio Jacaré e Córrego de Santo Antônio. Esta poluição disponibiliza nutrientes em excesso na coluna d'água, aumentando o fluxo de sedimentação da matéria orgânica e selecionando microbiota anaeróbica. O metabolismo desta microbiota tem menor rendimento energético, fazendo com que os compostos orgânicos não sejam degradados com a mesma velocidade que chegam ao ambiente. Neste contexto, as concentrações crescentes de nitrogênio Kjeldahl foram indicadores de contaminação ambiental contínua por esgoto doméstico.

A aplicação das tecnologias EM1® e EM1®+Pulmão™ proporcionou vários resultados interessantes, mesmo neste pequeno tempo de estudos. De um lado, a forma orgânica do fósforo predominou na fração total, indicando que esta foi consumida/mobilizada durante a biorremediação. Além disso, foram observadas mudanças quali- e quantitativas na composição dos biopolímeros da matéria orgânica, consumidos preferencialmente pela microbiota probiótica, tanto nos bioensaios como *in situ*: inicialmente era LPD>CHO>PRT passando a PRT~CHO>LPD. Considerando os percentuais de diminuição de volume e peso do sedimento nos bioensaios, EM1® teve o maior desempenho de consumo do lodo, seguido por *Bacillus* sp e, por último, pela microbiota do sedimento. É de se notar que os biopolímeros podem ser utilizados como biomarcadores biogeoquímicos do processo de biorremediação de lodo sedimentado.

A associação do uso de microrganismos probióticos com a tecnologia de filmes finos de líquido do Pulmão™ favoreceu o consumo dos lipídios, moléculas consideradas recalcitrantes, proporcionando o restauro de compostos estruturais (proteínas) e produtores de energia (carboidratos) no ambiente. Estas modificações nas áreas experimentais apontam para um novo caminho de recuperação ambiental em áreas contendo grandes quantidades de lipídios, como é o caso da região em estudo.

Os resultados preliminares da altitude ortométrica indicaram que a biorremediação, tanto utilizando a tecnologia EM1® quanto utilizando a combinação EM1®+Pulmão™, foi capaz de iniciar o consumo da camada de lodo, diminuindo a sua espessura. Neste processo, em quatro meses, houve um aumento sutil de profundidade

da superfície da camada sedimentar, onde o aporte de lodo foi praticamente anulado. Estas relevantes modificações em uma pequena janela temporal são encorajadoras por: (i) evidenciarem a mobilização de fósforo e de lipídios, matéria orgânica até então considerada recalcitrante, sugerindo um novo caminho de bioremediação; (ii) indicarem que o processo de restauração ambiental está ocorrendo; e (iii) viabilizarem, com um tempo maior de estudo, a obtenção de parâmetros e métricas úteis para a formulação de políticas de conservação ambiental em corpos hídricos impactados antropicamente.

3 REVISÃO DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Introdução

Em escala global, a água deve ser analisada como um recurso essencial ao uso humano que, apesar de renovável, necessita cada vez mais de um manejo criterioso para não se tornar escasso pela própria degradação antropogênica (VITOUSEK et al., 1997). A qualidade da água precisa estar relacionada ao uso que se faz dela, a definição de características para mostrar se a mesma está apta a um determinado uso é realizada pelo uso de indicadores, instrumentos compostos por variáveis individuais ou por um conjunto delas denominado de índices de qualidade da água.

Para LEITE and FONSECA (1994), os índices de qualidade de água podem ser utilizados para diversos fins, tais como: análise de tendências: avaliação e acompanhamento das mudanças na qualidade ambiental dos recursos hídricos, em um determinado espaço de tempo; Distribuição de recursos: determinar prioridades na aplicação de verbas; Aplicação das normas: cumprimento da legislação ambiental; Informação ao público: informação mais acessível à população sobre as condições de um determinado ecossistema; Ordenação de áreas geográficas: possibilitar, sob o aspecto ambiental, a comparação de diferentes áreas geográficas; Pesquisa científica: redução do volume de dados; Identificação de problemas de qualidade de água Gestão dos recursos hídricos.

KHAN et al. (2003) salientam que os índices de qualidade da água são ferramentas de simples compreensão e fundamentados em bases científicas. Portanto, é esperado que transmitam resumidamente a condição global dos corpos hídricos ao longo do tempo. Porém, ZANDBERGEN and HALL (1998) ressaltam que a combinação e interação entre diferentes variáveis de qualidade da água transformadas em simples valores podem resultar em perda de informações.

Os índices de qualidade da água permitem uma análise integrada das variáveis de qualidade da água no sistema, possuem a vantagem da facilidade de entendimento e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço das condições hídricas (RÖRIG, 2005). A escolha dos indicadores que farão parte de um índice depende dos objetivos de qualidade desejados e das características do corpo hídrico analisado.

No Brasil, os principais índices utilizados estão descritos abaixo:

Índice de qualidade da água (IQA)

O IQA foi idealizado em 1970 por meio de uma pesquisa de opinião pelo método Delphi, realizada com 142 especialistas em águas superficiais, com objeto de identificar os principais parâmetros a serem analisados em análises de qualidade de água (BROWN et al, 1970). Foram selecionados 9 parâmetros indicadores de qualidade de água: OD, coliforme fecal, pH, DBO, temperatura, fósforo total (FT), nitrato, turbidez e resíduo total. Para cada variável foi estabelecida curvas de variação da qualidade da água (Fig. 3.1), de acordo com o estado ou condições de cada variável (DERÍSIO, 1992). O IQA_{NSFA} é obtido pela soma dos subíndices ponderados como observado NSFA na equação 1.

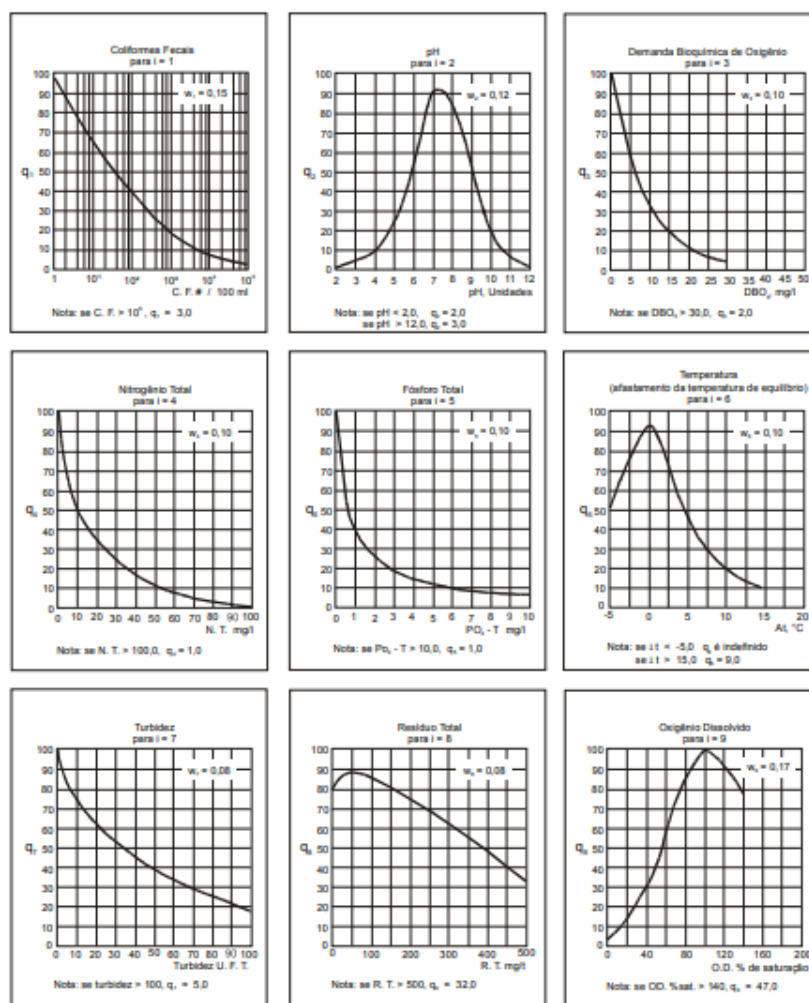


Figura 3.1 – curvas Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas. Fonte CETESB (2007)

$$IQA_{NSFA} = \sum_{i=1}^n w_i * q_i. \quad (1)$$

Onde:

IQA_{NSFA} : Índice de Qualidade de Água Aditivo da NSF;

w_i : Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, aplicado em função da sua relevância para a conformação total de qualidade;

q_i : Subíndice ou qualidade do i-ésimo parâmetro, um número i entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração e

n: Número de parâmetros que entram no cálculo do IQA_{NSFA} .

A forma aditiva do IQA apresenta problemas de resultados mascarados, se algum dos subíndices apresentar valores muito baixos de qualidade da água. Por isso, Landwehr e Deininger (1976) propuseram uma modificação no índice. Tornando-o multiplicativo, conforme as equações 2 e 3, o que evitaria as distorções causadas pelo método aditivo.

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (2)$$

Onde: IQA_{NSF} : Índice de Qualidade de Água Multiplicativo da NSF, um número entre 0 e 100;

q_i : Subíndice ou qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade" e

w_i : Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (3)$$

O valor final do IQA_{NSF} se encontra entre 1 e 100 e a qualidade da água é classificada de acordo com a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Categoria de resultados conforme valor do IQA. (Fonte: CETESB 2008).

Categoria de Resultados	IQA	Significado
Excelente	$100 \geq IQA \geq 90$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público
Boa	$90 > IQA \geq 70$	
Média	$70 > IQA \geq 50$	
Ruim	$50 > IQA \geq 25$	Águas impróprias para tratamento convencional visando abastecimento público, sendo necessários tratamento mais avançados
Muito Ruim	$25 > IQA \geq 0$	

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo utiliza, desde 1975, uma versão do IQA adaptada da versão original do National Sanitation Foundation. Nessa adequação, o parâmetro nitrato foi substituído por nitrogênio total, e o parâmetro fosfato total foi substituído por fósforo total, mantendo-se os pesos e curvas de qualidade. Essa versão do IQA é o índice ambiental mais difundido e aplicado no país, sendo utilizado na gestão e monitoramento da qualidade de diversas bacias hidrográficas brasileiras (Fig 3.2).

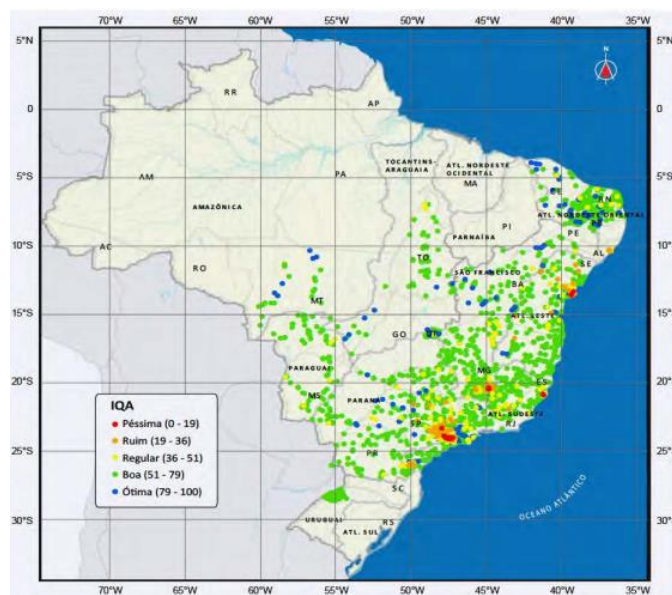


Figura 3.2 – Monitoramento das bacias hidrográficas brasileiras com o IQA. (Adaptado de ANA 2013).

A Agência Nacional de Águas (ANA) publicou, em 2004, o documento Panorama da Qualidade das águas superficiais no Brasil. Nele trouxe dados de IQA referente ao monitoramento de 859 pontos distribuídos pelo Brasil e concluiu que 71% dos pontos analisados apresentaram condição boa, 5% condição ótima, 14% aceitável, 8% ruim e 2% péssima. Já em 2013, outro relatório da Ana estudou 2001 pontos no território nacional e identificou 6% em qualidade ótima, 76% em qualidade boa, 11% regular, 6% ruim, e 1% péssima. O relatório explicou a melhora na média da IQA entre os anos de 2001 e 2011 pela melhora no tratamento de efluentes no país. Ana (2013) também revelou uma forte discrepância entre os dados de áreas urbanas e rurais. Quando analisados somente os 148 pontos em áreas urbanas 2% dos pontos apresentaram qualidade ótima, 24% qualidade boa, 30% regular, 32% ruim e 12% péssima.

O Comitê de Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara publicou, em conjunto com a AGEVAP e a OCEANUS, de outubro/2021 até março/2023, relatório referente ao monitoramento de 93 pontos localizados em diversas bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. Não foi encontrado nenhum ponto com qualidade excelente. No sistema Lagunar Piratininga – Itaipu, a maior parte dos pontos apresentou IQA ruim ou médio, os pontos mais a oeste da Lagoa de Piratininga apresentaram IQA melhores, com alguns pontos com qualidade boa. O único ponto com qualidade péssima foi registrado no canal do Camboatá, onde há descarga de águas efluentes de uma ETE. Deste mesmo documento é possível observar a relação entre urbanização e piora da qualidade das águas, sendo claro que regiões menos populosas ou com uma urbanização mais ordenada apresentaram IQAs mais altos (Fig 3.3).

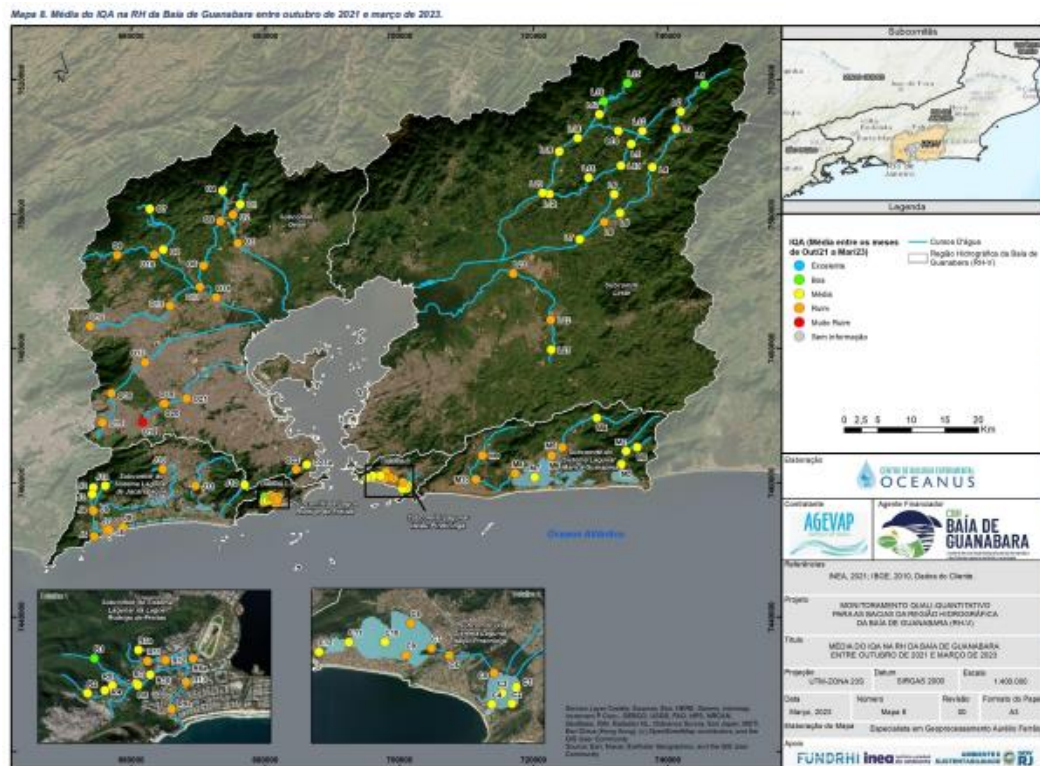


Figura 3.3 - Média do IQA na região hidrográfica da Baía de Guanabara entre outubro 2021 e março de 2023. (Fonte BOLETIM CONSOLIDADO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V)

Índice de Conformidade ao Enquadramento

O enquadramento dos cursos d'água é um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PRNH) que estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. Mais do que uma simples classificação, o enquadramento deve ser visto como um instrumento de planejamento, pois deve tomar como base os níveis de qualidade que os corpos aquáticos deveriam possuir ou ser mantidos para atender às necessidades estabelecidas pela sociedade e não apenas a condição atual do corpo d'água em questão. O enquadramento busca “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e a diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (Art. 9º, Lei nº 9.433, de 1997). A classe do enquadramento de um corpo d'água deve ser definida em um pacto acordado pela sociedade, levando em conta as prioridades de uso da água.

Segundo SILVA (2017), o enquadramento deve ser baseado nos níveis de qualidade que o corpo hídrico deveria possuir para atender às necessidades

estabelecidas pela sociedade. Dessa forma, esse instrumento deve ser considerado no âmbito do planejamento no gerenciamento de uma bacia hidrográfica. Já PORTO (2002), indica que na qualidade de instrumento de planejamento, o enquadramento trabalha com a visão futura da bacia e permite que se defina a tática a ser utilizada nesse caminho rumo à situação desejada. O enquadramento de um corpo hídrico não deve indicar, necessariamente, a qualidade atual, mas sim uma possível qualidade para atendimento às metas de médio e longo prazo estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos aprovados pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos ou Conselhos Estaduais, mediante proposta apresentada pela Agência de Bacia Hidrográfica ao respectivo Comitê.

Além disso, é necessário definir as metas com todas as partes interessadas, considerando os aspectos técnicos e econômicos para alcançá-las. Nos casos em que a qualidade atual já atinja a condição desejada, é preciso discutir e planejar as ações necessárias para preservação daquele curso d'água. A qualidade de um corpo hídrico pode ser representada por meio da análise dos diversos parâmetros presentes na água. Tais elementos demonstram as características físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático.

De acordo com SILVA (2017), os padrões e recomendações de qualidade da água são definidos em função de seus usos previstos e embasados por um suporte legal e devem, em sua proposição, considerar os usos múltiplos da água, tais como: preservação das comunidades aquáticas, abastecimento doméstico, recreação, irrigação, dessedentação animal, navegação, produção de energia e outros. Cada tipo de uso implicará uma maior ou menor exigência de qualidade da água.

Os padrões nacionais são estabelecidos por cada país através de legislação e são baseados nas características específicas deles. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/2005, que substituiu a Resolução CONAMA nº 20/1986, estabeleceu classes da qualidade de água considerando usos mais ou menos exigentes, dividindo as águas do território nacional em águas doces (salinidade $\leq 0,05\%$), salobra (salinidade $>$ que $0,05\%$ e $<$ que $3,0\%$) e águas salinas (salinidade $\geq 3,0\%$). Em função dos usos previstos há 13 classes (águas doces: classe especial e 1 a 4; águas salobras: classe especial e 1 a 3; águas salinas: classe especial e 1 a 3) (Fig 3.4).

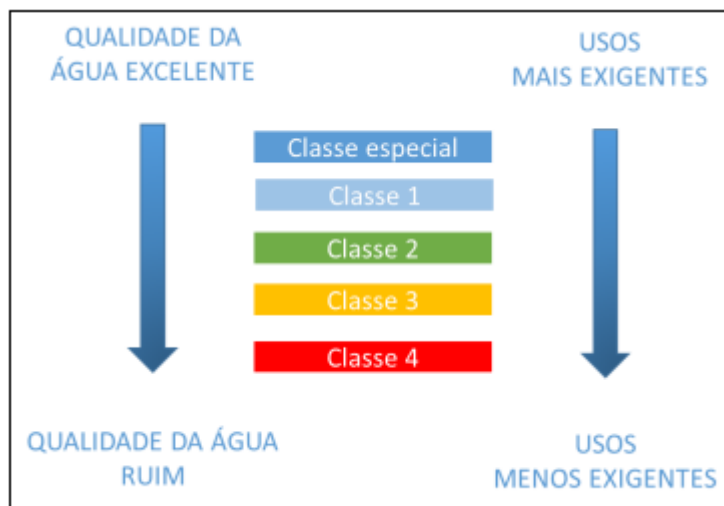


Figura 3.4 - Tipos de classe da água conforme uso e qualidade. (Adaptado de ANA 2013).

O trâmite da proposta de enquadramento é competência técnica e deve ser realizado pelas agências de água (ou, na falta dessas, pelo órgão gestor de recursos hídricos) em conjunto com o órgão de meio ambiente e em parceria com o Comitê de Bacia Hidrográfica. Por fim, deve ser aprovado pelo respectivo Conselho de Recursos Hídricos. A Resolução CNRH nº 91/2008 define cinco etapas gerais para o enquadramento dos corpos de água (Fig 3.5): (i) diagnóstico; (ii) prognóstico; (iii) elaboração das alternativas de enquadramento; (iv) análise e deliberações do comitê e do conselho; (v) implementação do programa de efetivação do enquadramento, como indicado (BRASIL, 2008).

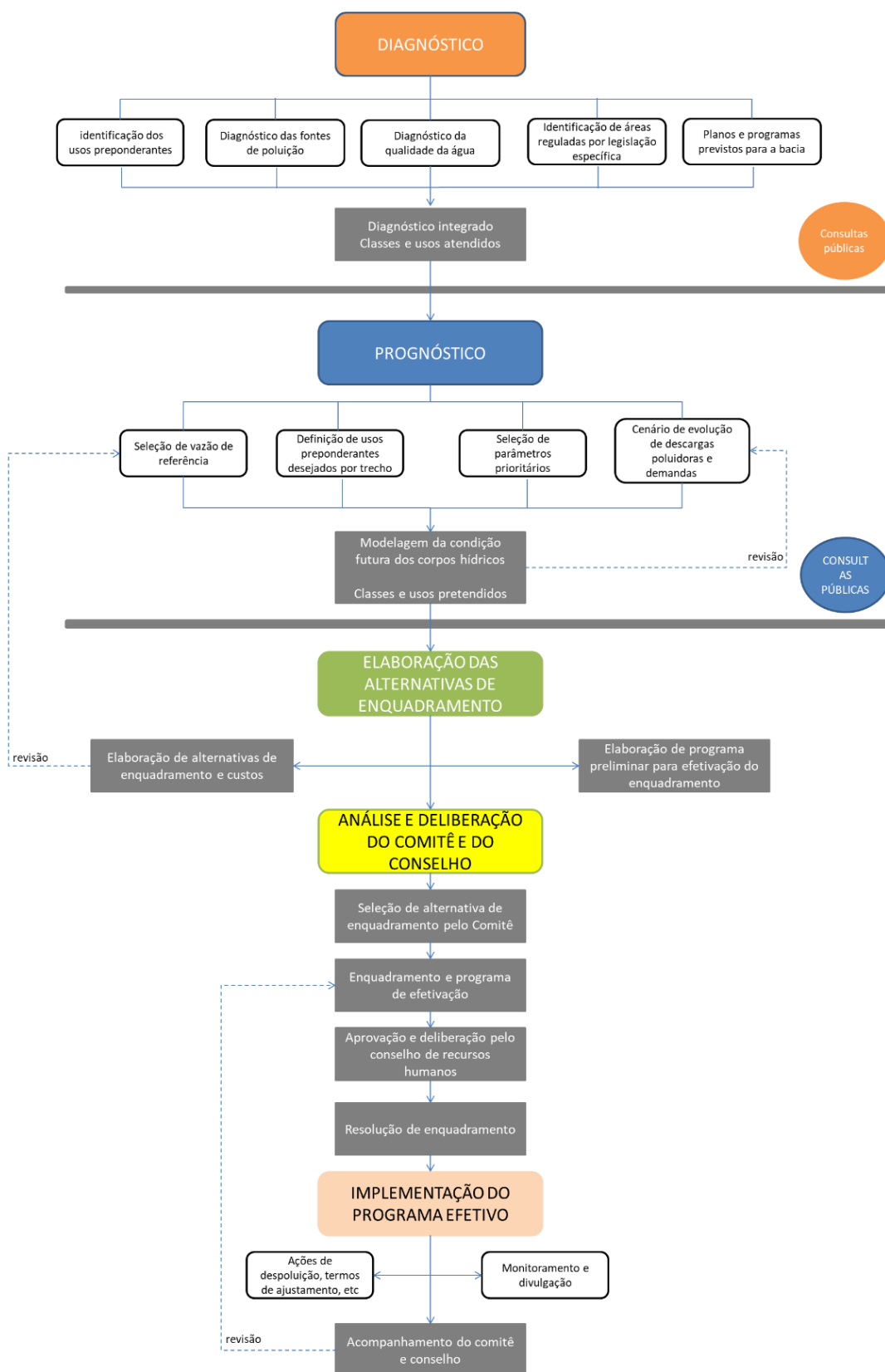


Figura 2.5 - Fluxograma das etapas de implementação do enquadramento de corpos de água superficiais. (Fonte: Adaptado de ANA, 2013)

Conforme previsto na Resolução CONAMA nº 357/2005, enquanto o enquadramento de um corpo hídrico não for aprovado, tem-se: (i) as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente; (ii) para fins de cobrança, outorga e licenciamento ambiental deverão ser considerados os padrões de qualidade da classe correspondente aos usos preponderantes mais restritivos existentes no respectivo corpo de água; e (iii) até que a autoridade outorgante tenha informações sobre os usos mais restritivos, poderá ser adotada, para as águas superficiais, a classe 2, conforme previsto pela Resolução CNRH nº 91/2008 (ANA, 2013; BRASIL, 2005; BRASIL, 2008).

Segundo AMARO (2009), é um desafio desenvolver metodologias que facilitem a divulgação das informações quanto à violação ou não do enquadramento, uma vez que há uma gama de parâmetros de qualidade da água com padrões definidos e, também, é necessário definir a importância de cada parâmetro para os diversos usos da água.

O Índice de Conformidade do Enquadramento, em inglês, CWQI é um índice de qualidade da água proposto em 2001 pelo CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). A definição deste índice está baseada na comparação dos resultados dos monitoramentos realizados com os valores (padrões) estipulados pela legislação, definidos cientificamente (CCME, 2001). As vantagens de aplicação deste índice são: fácil comunicação, flexibilidade de adaptação às diversas situações, simplificação estatística, adaptabilidade às exigências jurisdicionais; facilidade para divulgação da qualidade da água e de gerenciamento e facilidade de interpretação. Entretanto, existe uma desvantagem relevante: o fato de a abrangência e o número de variáveis terem um peso maior no valor final do índice quando existirem poucas variáveis de qualidade da água (CCME, 2001). Além disso, a flexibilidade da escolha dos parâmetros pode implicar na definição inadequada e resultados distorcidos, sendo importante reconhecer os usos do solo e das águas e definir as variáveis por critérios técnicos de forma que seja avaliada a condição de qualidade do corpo hídrico e sua compatibilidade com enquadramento de valor legal (SILVA 2017).

O ICE é baseada na comparação dos valores das variáveis de qualidade da água com os padrões de qualidade previstos na norma, combinando os valores de três fatores que representam a desconformidade com a (equação 4). Os três fatores representam a

abrangência do impacto causado pela desconformidade (equação 5); a frequência com que as desconformidades ocorrem (equação 6); e a amplitude das desconformidades (equações 7, 8, 9 e 10). O resultado será um valor entre 0 e 100, sendo que maiores valores indicam melhores condições da qualidade da água enquanto valores mais próximos de zero indicam pior qualidade da água (Tabela 3.3).

Para o cálculo d ICE deve-se utilizar quatro ou mais variáveis e devem ser feitas medidas em pelo menos quatro datas diferentes.

$$ICE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right) \quad (4)$$

$$F1 = \frac{\text{número de tetes que falharam}}{\text{número total de variáveis}} * 100 \quad (5)$$

$$F2 = \frac{\text{número de testes que falharam}}{\text{número total de testes}} * 100 \quad (6)$$

$$F3 = \frac{snv}{0,01 * snv + 0,01} \quad (7)$$

onde

$$snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta V_i}{\text{número total de testes}} \quad (8)$$

Se o limite analisado for superior:

$$\Delta V = \text{variação} = \frac{\text{valor do teste que falhou}}{\text{objetivo}} - 1 \quad (9)$$

Já no caso de um limite inferior temos:

$$\Delta V = \text{variação} = \frac{\text{objetivo}}{\text{valor do teste que falhou}} - 1 \quad (10)$$

Tabela 3.3 – Classificação de enquadramento segundo ICE. (Fonte: CCME 2001).

Valor do ICE	Classes	Significado
$95 \leq \text{ICE} \leq 100$	Ótimo	A qualidade de água está protegida com virtual ausência de impactos. A qualidade da água está muito próxima da condição natural.
$80 \leq \text{ICE} < 95$	Bom	A qualidade de água está protegida, apresentando apenas um pequeno grau de impacto. A qualidade da água raramente se desvia da condição natural ou dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$65 \leq \text{ICE} < 80$	Regular	A qualidade da água está protegida, mas ocasionalmente ocorrem impactos. A qualidade da água se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$45 \leq \text{ICE} < 65$	Ruim	A qualidade da água é frequentemente afetada. Com frequência os parâmetros de qualidade de água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$\text{ICE} < 45$	Péssimo	A qualidade da água quase sempre está alterada. Os parâmetros de qualidade frequentemente não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.

Cabe ressaltar que esses índices na verdade retratam diferentes cenários, onde o IQA está focado na qualidade da água para abastecimento público, enquanto o ICE permite uma avaliação do estado do ambiente analisado em relação à qualidade pretendida pela sua classificação de uso e, portanto, promove uma avaliação mais abrangente (SOUZA CRUZ 2019).

AMARO (2009) aplicou o ICE na bacia dos rios Piracicaba/Capivari/Jundiaí (PCJ). Tendo em mãos as concentrações alumínio dissolvido, bário, boro, cádmio, chumbo, cloreto, clorofila a, cobre dissolvido, coliformes termotolerantes, cor verdadeira, cromo, demanda bioquímica de oxigênio, densidade de cianobactérias, fenóis, ferro dissolvido, fósforo, manganês, mercúrio, níquel, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, oxigênio dissolvido, pH, sólidos dissolvidos, sulfato, surfactantes, turbidez e zinco o autor realizou quatro combinações de parâmetros. (i) todos os parâmetros monitorados e que possuem padrões de classificação; (ii) parâmetros mais sensíveis aos usos da água (24 no total); (iii) parâmetros gerais (cor, OD, pH e sólidos dissolvidos); (iv) parâmetros gerais + DBO + *Escherichia coli*. Concluiu-se que os valores da quarta combinação se aproximavam daqueles da primeira e segunda, podendo ser uma ferramenta adequada em situações de limitação econômica. O trabalho identificou que a maior parte da bacia estudada tem dificuldade em se adequar à norma e que o ICE é capaz de indicar se o trecho do rio está de acordo com o enquadramento estabelecido.

CABRAL & MELO (2015) calcularam o ICE para definir o enquadramento do Rio das Velhas em MG durante 2006 e 2013 e encontraram quase todo o trecho estudado fora dos parâmetros definidos. A escolha das variáveis utilizadas nesse trabalho foi baseada na relação dos parâmetros de qualidade definidos para a bacia

hidrográfica do Rio das Velhas, contida no Relatório de Monitoramento de Águas Superficiais do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) de 2013. Os parâmetros usados foram: Arsênio Total, Coliformes Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Ferro Dissolvido, Fósforo Total, Manganês Total, Nitrogênio Amoniacal, Oxigênio Dissolvido, Sólidos em Suspensão Totais e Turbidez.

ANA (2013) utilizou os nove parâmetros contidos no IQA para analisar o ICE de 928 pontos de monitoramento localizados por todo o Brasil. O trabalho considerou que 44% dos pontos estudados se enquadravam nas condições boas ótimas ou regulares, enquanto 56% apresentaram condições ruins ou péssimas. Nesse trabalho foi possível observar uma distribuição semelhante à do IQA, com condições das águas piores perto de áreas urbanas. Isso se dá principalmente pelo lançamento de efluentes de esgoto tratado ou in natura.

SILVA 2017 aplicou o ICE e o IQA em dados dos anos de 2009 até 2015 do Rio das Velhas, em MG, e verificou, de maneira geral, que os resultados do ICE para a calha do Rio das Velhas indicaram uma situação de afastamento do enquadramento vigente, apesar de demonstrar melhora gradual no período analisado. Já o IQA apresentou qualidade média na maioria dos pontos. Além disso, o autor, nesse mesmo trabalho, concluiu que a escala de notas de qualidade do ICE é mais restritiva do que a escala de notas do IQA.

Índice de conformidade (IC-Inea/RJ)

O Inea/RJ definiu seu próprio índice de conformidade (IC) e o utiliza no monitoramento da qualidade das águas do sistema lagunar de Jacarepaguá. Para tal, foram selecionados parâmetros ambientais de qualidade da água de relevância quanto ao despejo doméstico, principal problema desse sistema ecológico, conforme seu enquadramento (águas salobras classe 2). Os parâmetros escolhidos foram Coliformes Fecais (Termotolerantes), Oxigênio Dissolvido (OD), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Nitrato (NO_3^-) e Nitrogênio Amoniacal Total (NH_4^+). O IC é calculado de acordo com a equação 11.

$$\text{IC} = \sum_{i=1}^n \frac{V_i}{P_i} \quad (11)$$

Sendo:

V_i – Valor medido parâmetro

P_i – Padrão do parâmetro

n – Número de parâmetros = 5

O índice resultante pode ser acondicionado em categorias de acordo com a Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Categoria de resultados do IC segundo INEA/RJ

Categoria de Resultados	IC	Faixas
SATISFATÓRIO	$(V)/(P) \leq 1,00$	
REGULAR	$1,00 < (V)/(P) \leq 1,50$	
RUIM	$1,50 < (V)/(P) \leq 2,00$	
PÉSSIMO	$(V)/(P) > 2,00$	

SOUZA CRUZ (2019) aferiu o IQA, o ICE e o IC na Lagoa de Jacarepaguá a partir de dados do INEA de períodos entre 1991 e 2017 e comparou com dados do IBGE sobre o crescimento da população que habita os arredores da Lagoa. O IC e o IQA apresentaram aparente relação com o tamanho da população.

Já OLIVEIRA (2013) aplicou o IC para dados da bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas e considerou que o índice não se mostrou uma ferramenta adequada para o monitoramento da referida bacia.

Índices de estado trófico

Um índice de estado trófico funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo.

O crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, causado pelo lançamento de grandes quantidades de nutrientes nos corpos de água, em especial nitrogênio e

fósforo, é denominado eutrofização. Assim, o estado trófico de um corpo hídrico é relacionado com a disponibilidade de energia para a produção primária e define a base da comunidade microbológica e o funcionamento dos sistemas aquáticos (DODDS, 2007).

Desde a década de 1920, o estado trófico vem sendo designado pelos termos oligotrófico, mesotrófico e Eutrófico, de forma a se caracterizar os corpos d'água com uma especificidade mais elevada, foram desenvolvidas outras classificações com outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico, eupolitrófico e hipereutrófico (VON SPERLING 2005).

O estado trófico de um ambiente é um fenômeno multidimensional, assim, um só indicador trófico não mede adequadamente este conceito (CARLSON 1977). O indicador de estado trófico mais adequado pode variar de um corpo d'água para outro e também sazonalmente, de forma que o melhor índice deve ser escolhido de forma pragmática (NOGUEIRA and RAMIREZ, 1998). O índice ideal deve preservar as vantagens de ser multidimensional sem renunciar à simplicidade (OLIVEIRA 2013). De acordo com FIA et al (2009) Um índice de estado trófico funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, oferecendo subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos

O Índice de Estado Trófico de Carlson IET_C foi proposto por CARLSON (1977) com o objetivo de tornar mais clara a comunicação sobre estudos envolvendo o estado trófico de hídricos corpos. Esse índice analisa individualmente as concentrações de fósforo total, clorofila – a e a transparência da água, medida com o uso de um disco de Secchi. A visibilidade do disco de Secchi é sensível ao número de partículas que absorvem e dispersam a luz, e em alguns casos a pouca transparência pode ser um resultado de muitas células de algas, sendo inversamente relacionada com a concentração de clorofila-a (COLE, 1994). Já o fósforo entra na equação do estado trófico como o componente que controla o potencial de eutrofização, enquanto a clorofila a é o componente que mede a resposta do ambiente. Assim, as duas variáveis fornecem uma relação de causa e efeito sobre o estado trófico de ambientes lacustres (DA SILVA & MOLISANI, 2019).

O resultado é um valor de 0 até 100 onde cada dezena representa a capacidade de dobrar a biomassa algal, porém não define o estado trófico. Para tal objetivo,

KRATZER and BREZONICK (1981) sugeriram o nível trófico baseado no IET_C. (Tabela 3.5) Esse índice pode ser considerado restritivo e conservador (OLIVEIRA 2013).

$$IET_C(DS) = 10 * [6 - \left(\frac{\ln(DS)}{\ln 2}\right)] \quad (12)$$

$$IET_C(Cla) = 10 * [6 - \left(\frac{2,04 - 0,68 \ln(Cla)}{\ln 2}\right)] \quad (13)$$

$$IET_C(PT) = 10 * [6 - \left(\frac{\ln 48 / PT}{\ln 2}\right)] \quad (14)$$

Onde:

DS é a profundidade do disco de Secchi, em metros;

Cla é a concentração da clorofila – a, em $\mu\text{g}/\text{l}$;

PT é a concentração de fósforo total, em mg/l.

Tabela 3.5 – Categorias do IET de CARLSON (1977), modificado por KRATZER and BREZONIC (1981)

Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	IET < 20
Oligotrófico	21 < IET ≤ 40
Mesotrófico	41 < IET ≤ 50
Eutrófico	51 < IET ≤ 60
Hipereutrófico	IET > 61

Por ter sido desenvolvido para as regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais, o IET_C não é uma ferramenta adequada para ser usada no Brasil. Por conta disso, TOLEDO Jr. et al. (1983) aplicaram a análise de regressão linear aos valores de fósforo dissolvido, ortofosfato, clorofila-a e transparência do disco de Secchi de reservatórios do estado de São Paulo e obtiveram um modelo que se mostrou mais adequado quando comparado ao proposto por Carlson. Tal modelo é conhecido como CARLSON modificado (IET_{CM}).

$$IET_{CM}(DS) = 10 * \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln(DS)}{\ln 2} \right) \right] \quad (15)$$

$$IET_{CM}(Cla) = 10 * \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln(Cla)}{\ln 2} \right) \right] \quad (16)$$

$$IET_{CM}(PT) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln 80,32 / PT}{\ln 2} \right) \right] \quad (17)$$

Tabela 3.6 – Categoria do IET segundo TOLEDO et al (1983)

Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$
Hipereutrófico	$IET > 74$

A última alteração do IET para ambientes subtropicais foi realizada por LAMPARELLI (2004) a partir de dados do CETESB. Nesse trabalho, o autor utiliza dados de fósforo total e clorofila – a e propõe modelos diferentes para aplicações em ambientes lóticos e lênticos. As equações 18 e 19 apresentam o IET_L para ambientes lênticos,

$$IET_L(PT) = 10 * \left[6 - \left(1,77 - 0,42 * \left(\frac{\ln(PT)}{\ln 2} \right) \right) \right] \quad (18)$$

$$IET_L(Cla) = 10 * \left[6 - \left(0,92 - 0,34 * \left(\frac{\ln(Cla)}{\ln 2} \right) \right) \right] \quad (19)$$

já as equações 20 e 21 apresentam o modelo para ambientes lóticos

$$IET_L(PT) = 10 * \left[6 - \left(-0,7 - 0,6 * \frac{\ln(ClaPT)}{\ln 2} \right) \right] - 20 \quad (20)$$

$$IET_L(Cla) = 10 * \left[6 - \left(-0,42 - 0,36 * \frac{\ln(Cla)}{\ln 2} \right) \right] - 20 \quad (21)$$

O IET_L para ambientes lênticos e lóticos é categorizado de acordo com a Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Classificação do índice de estado trófico segundo LAMPARELLI (2004)

Nível Trófico	Lamparelli (2004)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET \geq 67$

Todos os IETs apresentados podem ser analisados isoladamente ou realizando a média geométrica dos índices encontrados para a definição de um índice consolidado.

OLIVEIRA (2013) aplicou todos os modelos de IET em dados de 2011 e 2012 da Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ e concluiu que o IET_L tanto para ambientes lênticos quanto para lóticos, se mostrou um índice melhor para a avaliação sistemática do estado trófico dos corpos d'água da bacia hidrográfica, sendo mais rigoroso e criterioso que os demais índices. Além disso, avaliou que para os rios da bacia hidrográfica um IET baseado no fósforo um bom indicado, já para corpos de água salobra o mais indicado é o uso do IET consolidado de fósforo e clorofila – a. O mesmo trabalho também avaliou inadequada a inclusão da profundidade do disco de Secchi na determinação do IET, já que gerou resultados contraditórios.

BEM et al (2009) utilizaram o IET_C , o IET_{CM} e o IET_L para águas lênticas para avaliar o estado trófico do lago Birigui, no RS. O trabalho concluiu que o IET_L apresentou a melhor resposta ao enquadramento da categoria trófica, principalmente em relação à clorofila – a. Além disso, concluiu que o uso do disco de

Secchi para a avaliação do grau de trofia não se mostrou eficiente devido à interferentes em sua medição.

DA SILVA & MOLISANI (2019) utilizaram uma compilação de dados de clorofila-a e fósforo compreendidos entre 1975 e 2015 para analisar a evolução do IET_L de oito complexos lagunares localizados no Estado do Rio de Janeiro e observaram piora considerável nos últimos 30 anos do período estudado. Neste trabalho foi dito que a autora do índice (LAMPARELLI) desaconselha o uso do disco de Secchi para a determinação do IET de lagos rasos, como concluído pelos trabalhos citados acima.

CONCLUSÃO

O uso do tripé IQA-ICE-IET é de extrema valia para a avaliação da qualidade das águas brasileiras.

Diferentes bacias hidrográficas brasileiras já são geridas através do uso do IQA, o que demonstra a importância da ferramenta no cenário nacional. Porém, o número alto de variáveis a serem monitoradas para sua obtenção pode tornar os processos analíticos caros, o que dificulta a continuidade do monitoramento.

O IQA não considera os diferentes usos possíveis dos corpos hídricos, tendo uma capacidade de se adaptar às diferentes condições hídricas menor que os outros índices utilizados.

O ICE se demonstra um índice extremamente promissor e ferramenta essencial no processo de enquadramento dos corpos hídricos brasileiros, mostrando sensibilidade maior do que o IQA quando utilizados os mesmos parâmetros, porém a possibilidade do uso discricionário de variáveis torna a comparação de índices obtidos com variáveis diferentes pouco fidedigna. Para uso comparativo mais amplo poderiam ser definidas variáveis baseadas no uso principal do corpo hídrico e as pressões decorrentes.

O grau de trofia de corpos hídricos é uma variável multidimensional complexa que tem seu grau determinado por diferentes parâmetros biogeoquímicos. Os índices de estado trófico são ferramenta importante para tal definição.

Os trabalhos indicaram o ITE de LAMPARELLI o mais adequado para trabalhos em lagoas brasileiras. Esse uso não faz uso da profundidade do disco de Secchi, o que, das variáveis utilizadas no índice de CARLSON, é a que mais tende a apresentar discussões.

O índice de CARLSON, quando utilizado, realmente não parece ser uma medida apropriada para o grau de eutrofização em águas brasileiras, pois se mostrou reducionista e limitado na capacidade de transmitir o grau de trofia.

4 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE UMA LAGUNA, A PARTIR DO USO DE TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS.

Introdução

A Lagoa de Piratininga compreende uma área de 2,87 km² e tem a profundidade média de 0,6m. Dentre os rios que deságuam na Lagoa de Piratininga destacam-se o Rio Jacaré, com comprimento de 5,88 km, canalizado em seu trecho baixo e nascentes protegidas pela Reserva Ecológica Municipal Darcy Ribeiro. Outras microbacias pertencentes a este sistema de drenagem são as do Córrego da Viração, do Rio Cafubá, do Rio Arrozal, do Córrego de Santo Antônio, além de outras áreas de drenagem direta, totalizando uma área de cerca de 22.000 km² (Rio de Janeiro – CERHI 2013). Entre 2009-2010, a construção do Túnel do Tibau provocou mudança no estado trófico da lagoa, que passou de heterotrófica para autotrófica, passando a ser um sistema importador de fósforo e de nitrogênio (CERDA et al 2013).

Os únicos rios perceptíveis quem percorrem o entorno da Lagoa de Piratininga são os Rios Jacaré e Arrozal, com intensa ocupação urbana em suas margens. A poluição é recorrente em todos os corpos hídricos, seja por aporte de esgoto, seja por despejo indevido de resíduos sólidos, além do aporte de poluição difusa sem tratamento (Cardoso et al. 2018). Entre 1976-2010, os bairros na região que apresentaram maior crescimento em número de domicílios, em ordem decrescente foram: Camboinhas (3.517,9%), Jacaré (968,1%), Cafubá (494,6%), Jardim Imbui (287,6%), Piratininga (481,8%) e Santo Antônio (312,2%) (FONTENELLE and CORRÊA 2013).

Através de licitação, tivemos projeto de Encomenda Tecnológica (ETEC) aprovado pela Prefeitura de Niterói (Contratos SMO/UGP/CAF N° 007/2021 e SMO/UGP/CAF n° 004/2023). O objetivo foi estudar parâmetros físico-químicos da coluna d'água e correlacioná-los com a pluviosidade e aplicação dos índices de qualidade de água.

Materiais e métodos

Materiais e métodos

- Área do experimento *in situ* na Lagoa de Piratininga

O Complexo Lagunar de Piratininga-Itaipu (Fig. 4.1) está inserido no município de Niterói, entre as latitudes 22°56'20'' e 22°58'00'' S e longitudes 43°2'10'' e 43°05'50'' O, na região hidrográfica da Baía de Guanabara conforme a Resolução CERHI 107/2013 (RIO DE JANEIRO, 2013).

Experimento in situ

Foram demarcadas duas áreas para o experimento de 20 m x 20 m cada uma, no extremo oeste da lagoa de Piratininga (Niterói-RJ), em um trecho relativamente protegido, adjacente à orla denominada Tibau. A área P recebeu apenas microrganismos probióticos e a área PP, microrganismos probióticos e aeração com o PULMÃO. A área entre os experimentos foi denominada Controle 1 e controle 2. Para a demarcação das áreas experimentais foram usadas quatro estacas de madeira sinalizando os 400 m². Em cada uma das áreas controle foi colocada uma estaca marcando o centro do espaço amostral (Fig. 4.1).

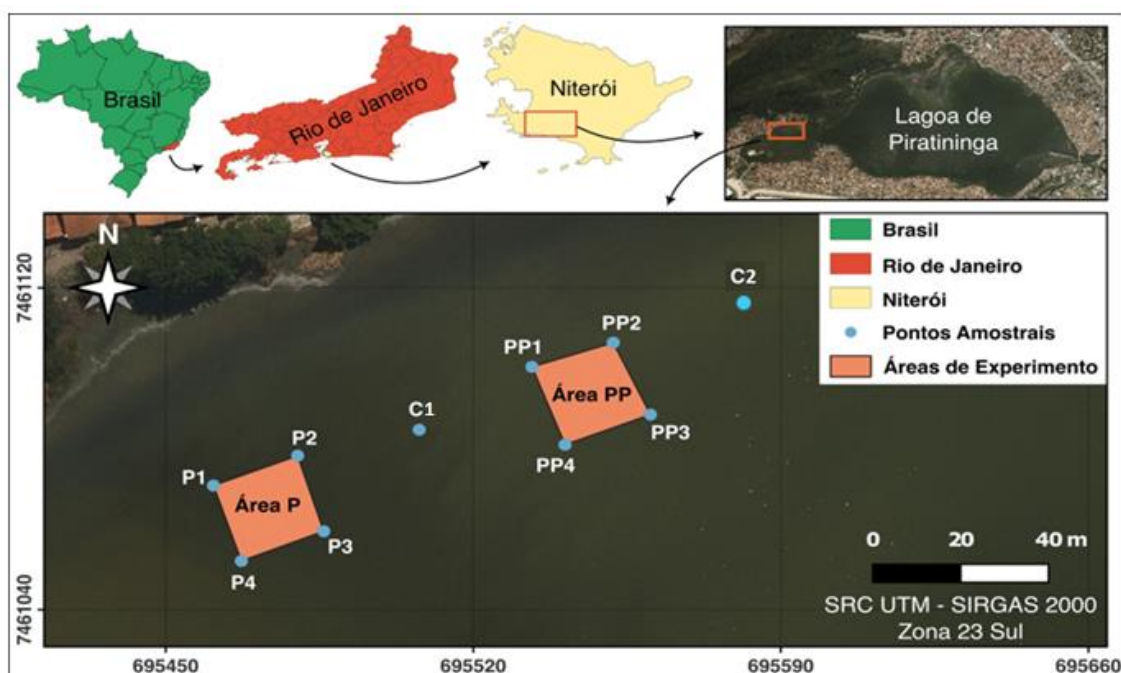


Figura 4.1: Localização da Lagoa de Piratininga e áreas do experimento in situ no Tibau do projeto UFF/BIOTECAM (Crapez et al 2022).

- PULMÃO™

O PULMÃO™ é um aerador desenvolvido no Brasil pelo Startup BIOTECAM e envolve múltiplas patentes no Brasil e no exterior (BR 10 2019 022947 0 (2018) e BR 10 2019 022947 0 (2021)). Ele proporciona eficiente oxigenação de corpos líquidos, com baixo consumo energético e flexibilidade de operação em diferentes regimes ou condições.

No experimento, foi utilizado um PULMÃO™ dimensionado para viabilizar um fluxo de água de 800 L/min. Nestas condições, o equipamento proporciona a saturação de oxigênio dissolvido na água de um volume de 1152 m³/dia.

O equipamento foi instalado na área A2 em uma plataforma flutuante construída de uma chapa metálica e tubos de PVC (Fig. 4.2), nessa plataforma também foram aparafusados o soprador rotativo que alimenta o PULMÃO™ sob uma cobertura protetiva de alumínio. Ele foi levado em um barco até o ponto do experimento e operou de maneira contínua exceto quando foi retirado durante um dia para manutenção. Com receio de uma ressuspensão excessiva de nutrientes, o fluxo de saída do equipamento foi instalado de forma a evitar excesso de turbilhonamento na camada sedimentar.



Figura 4.2 - PULMÃO instalado na lagoa de Piratininga

- EM1®

O EM1® foi desenvolvido pelo Dr. Higa, Japão e contém microrganismos probióticos como bactérias ácido-lácticas e leveduras. Eles pertencem à categoria regenerativa e o seu uso objetiva a restauração de um ecossistema (HIGA 1998). Essa

tecnologia já foi utilizada na recuperação de áreas degradadas, controle da eutrofização, supressão de radicais livres, geração de compostos bioativos, sequestro de metais, compostagem e biofertilizante (ZAKARIA et al. 2010; KALE and ANTHAPPAN 2012; SHALABY 2011; NAMSIVAYAM et al 2011; AB MUTTALIB et al 2016; MANDALAYWALA et al 2017; NAZRIA and GHAZALI 2017; SAFWAT et al 2021; LINDE et al 2022).

O EM1® contendo *Lactobacillus casei* ($4,7 \times 10^4$ UFC/mL), *Lactobacillus acidophilus* ($7,9 \times 10^4$ UFC/mL) e *Saccharomyces cerevisiae* ($1,5 \times 10^6$ UFC/mL) foi adquirido da Empresa AMBIEM Ltda. O consórcio de microrganismos foi ativado em meio de cultura contendo EM1®, melão e água sem cloro na proporção 1:1:18, respectivamente, durante 7 dias. Em seguida, os microrganismos foram misturados à argila e farelo de trigo na proporção 5 Litros: 14 Kg: 700 g, respectivamente, de acordo com o protocolo da EMRO-Japão para confecção de mudball (aproximadamente 100g/cada). A incubação foi por 8 dias, à temperatura de ~ 22 °C. As mudballs foram lançadas mensalmente nas duas áreas experimentais (P e PP) na proporção de 1 mudball/m² de experimento, totalizando 800 mudballs por mês.

Campanhas para coleta de amostras de água

As campanhas foram realizadas pela empresa Hydroscience, acompanhada de fiscais do projeto designados pela Prefeitura de Niterói, nos meses 03, 07 e 10/2022 e 04 e 10/2023.

Para tal, foram selecionados os seguintes pontos de coleta: P (mudball), PP (mudball + Pulmão), C1 (Controle 1) e C2 (Controle 2). Em cada um dos pontos foram realizadas as análises in situ e coletadas amostras para análise posterior de água, descritas a seguir. As coletas ocorrem em março de 2022, no verão; julho de 2022, no inverno; agosto de 2022, no inverno; abril de 2023, no outono e agosto de 2023, novamente no inverno.

As amostras de água foram coletadas segundo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB & ANA, 2011).

Análises in situ

As análises físico-químicas realizadas in situ contemplaram os seguintes parâmetros: temperatura da água (°C), pH, turbidez (NTU), oxigênio Dissolvido (mg/L)

obtidos com sonda multiparamétrica HORIBA U-50 e transparência a coluna da água (m) obtida com disco de Secchi (Fig. 4.3)



Figura 4.3 - Sonda multiparamétrica modelo Horiba U-50 e disco de Secchi

- Análises laboratoriais das amostras de água

As amostras de água coletadas foram condicionadas em um isopor com gelo e levadas à empresa CAF Química, RJ, onde foram analisados os parâmetros listados na Tabela 4.1. Os valores trazidos na resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para água salobras tipo 2 foram utilizados para comparar as variáveis analisadas com um padrão.

Tabela 4.1 - Metodologia de análise dos parâmetros analisados

PARÂMETRO	METODOLOGIA
Nitrogênio amoniacal	SMWW 23a Edição, Método 4500 – NH3 F
Nitritos	SMWW 23a Edição, Método 4500 – NO2 B
Nitratos	SMWW 23a Edição, Método 4500 – NO3 D
Fósforo dissolvido, Fósforo total	SMWW 23a Edição, Método 4500 PE
Carbono orgânico total	SMWW 23a Edição, Método 5310 B e C

- Pluviometria

Os dados de pluviometria foram coletados da estação A627, localizada no bairro Barreto da cidade de Niterói e obtidos a partir do site (<https://mapas.inmet.gov.br/#>) (acesso em 15/3/2024), do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet). Os dados obtidos foram de pluviometria diária e mensal e também separadas as pluviometrias condensadas de 5, 15 e 30 dias antes de cada coleta.

- Indicadores de qualidade de água

Uma das formas de estimar o grau de degradação de corpos aquáticos é partir da utilização de índices de qualidade. O uso de índices de qualidade da água surge da necessidade de sintetizar a informação sobre vários parâmetros físico-químicos, visando informar a população e orientar as ações de planejamento e gestão da qualidade da água. Para o presente trabalho decidiu-se utilizar o índice de estado trófico (IET), o índice de conformidade (ICE) e o índice de qualidade da água (IQA).

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2004).

Deve-se considerar que, em bacias que possuem uma elevada carga de matéria orgânica, nutrientes, metais e outros poluentes, a aplicação de ferramentas como o IET permite uma avaliação consistente do estado de degradação do corpo aquático. O resultado do cálculo deste índice pode orientar a priorização para a tomada de decisões sobre a gestão dos recursos hídricos, elaboração de políticas públicas para o meio ambiente e disponibilização de informações ao público em geral sobre a qualidade das águas (BEM et al 2009)

Para se analisar o valor o IET, pode-se utilizar as médias dos diferentes IETs calculados ou analisá-los separadamente. No presente trabalho, foram utilizados os valores de fósforo total e disco de Secchi para o cálculo do IET em suas diferentes versões: CARLSON (1977), CARLSON modificado (TOLEDO Jr et al 1983) e LAMPARELLI (2004). O índice de LAMPARELLI prevê somente o fósforo total e a clorofila – a em seu cálculo, por isso somente será calculado o IETI pelo fósforo total.

Os índices de CARLSON (1997) são calculados de acordo com as equações 1 e 2.

$$IET_C(DS) = 10 * [6 - \left(\frac{\ln(DS)}{\ln 2}\right)] \quad (1)$$

$$IET_C(PT) = 10 * [6 - \left(\frac{\ln 48/PT}{\ln 2}\right)] \quad (2)$$

Onde:

DS é a profundidade do disco de Secchi, em metros;

PT é a concentração de fósforo total, em mg/m³.

O resultado do IET_C deve ser interpretado de acordo com a tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Grau de trofia do IET de CARLSON (1977)

Estado Trófico	IET
Ultraoligotrófico	IET < 20
Oligotrófico	21 < IET ≤ 40
Mesotrófico	41 < IET ≤ 50
Eutrófico	51 < IET ≤ 60
Hipereutrófico	IET > 61

Já o IET para ambientes tropicais descrito por TOLEDO Jr et al (1983) é determinado utilizando as equações 3 e 4.

Tendo – se o valor da média do IET_{CM} pode-se encontrar o estado trófico utilizando os limites para lagos apresentados na tabela 3.

$$IET_{CM}(DS) = 10 * \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln(DS)}{\ln 2}\right)\right] \quad (3)$$

$$IET_{CM}(PT) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln 80,32/PT}{\ln 2}\right)\right] \quad (4)$$

Por fim, o índice de LAMPARELLI adaptado para ambientes lênticos é calculado pela equação 5 e é categorizado de acordo com a tabela 4.3.

$$IET_L(PT) = 10 * \left[6 - \left(1,77 - 0,42 * \left(\frac{\ln(PT)}{\ln 2} \right) \right) \right]$$

Tabela 4.3 - Grau de trofia segundo IET de LAMPARELLI (2004) e TOLETO Jr. (1983). (Fonte: DA SILVA and MOLISANI 2019).

Nível Trófico	Lamparelli (2004)	Toledo Jr. et al. (1983)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	-----
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	IET ≤ 44
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	44 < IET ≤ 54
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	54 < IET ≤ 74
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	-----
Hipereutrófico	IET ≥ 67	IET ≥ 74

Ressaltando que os dados utilizados para o cálculo do IET do fósforo total devem estar em mg/m³, então para realizar tal adequação multiplicou-se o valor encontrado em mg/l por mil. Ademais, nos pontos onde o valor de fósforo total foi menor do que o limite de detecção da análise será considerado unicamente o IET do disco de Secchi para determinação do estado trófico da lagoa, o que pode gerar distorções. Porém, será avaliado, a partir do limite de detecção, qual o pior índice aquela água pode apresentar a partir do fósforo e como o índice obtido pelo disco de Secchi se comporta frente a esse valor.

O Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) é um indicador de qualidade da água e foi desenvolvido pela subcomissão técnica de qualidade da água do Canadá (CCME, 2001). O principal objetivo deste indicador é avaliar a distância entre a qualidade da água atual e a meta estabelecida pelo enquadramento de um corpo de água. No Brasil os limites para os parâmetros de qualidade das águas em legislações federais e estaduais são dados pela resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005.

O índice produz números mais elevados quando o corpo hídrico estiver mais próximo da meta estabelecida. Um resultado próximo de zero representará uma situação em que a condição do corpo hídrico está muito distante do enquadramento desejado. Por outro lado, um índice próximo de 100 indicará aquela situação em que o corpo hídrico está em situação de conformidade com o enquadramento (Amaro, 2009).

O ICE é calculado a partir de três fatores. O fator 1 representa a abrangência das desconformidades, ou seja, o número de variáveis analisadas que violaram ao menos uma vez o limite estabelecido pela norma. Ele é calculado conforme a equação 5. O segundo fator mostra a porcentagem de vezes que as variáveis medidas estiveram em desconformidade com os critérios estabelecidos, é calculado de acordo com a equação 6. Já o terceiro fator, que representa a quantidade pela qual o valor testado falhou é calculado em 3 etapas, de acordo com as equações (7, 8, 9 e 10). Finalmente, aplica-se a equação (11) para encontrar o valor do índice de conformidade ao enquadramento.

$$F1 = \frac{\text{número de tetes que falharam}}{\text{número total de variáveis}} * 100 \quad (5)$$

$$F2 = \frac{\text{número de testes que falharam}}{\text{número total de testes}} * 100 \quad (6)$$

$$F3 = \frac{snv}{0,01*snv+0,01} \quad (7)$$

Onde:

$$snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta V_i}{\text{número total de testes}} \quad e \quad (8)$$

se o limite analisado for superior:

$$\Delta V = \text{variação} = \frac{\text{valor do teste que falhou}}{\text{objetivo}} - 1 \quad (9)$$

já no caso de um limite inferior temos:

$$\Delta V = \text{variação} = \frac{\text{objetivo}}{\text{valor do teste que falhou}} - 1 \quad (10)$$

$$ICE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right) \quad (11)$$

Os valores encontrados poderão variar de 0 até 100, sendo que quanto mais perto de 100, mais dentro das normas estabelecidas está a água, enquanto quanto mais perto de 0 mais longe a água está de se enquadrar no padrão estabelecido, conforme a Tabela 4.4.

Tabela 4.4. - Classificação do ICE. Fonte: CCME (2001)

Valor do ICE	Classes	Significado
$95 \leq \text{ICE} \leq 100$	Ótimo	A qualidade de água está protegida com virtual ausência de impactos. A qualidade da água está muito próxima da condição natural.
$80 \leq \text{ICE} < 95$	Bom	A qualidade de água está protegida, apresentando apenas um pequeno grau de impacto. A qualidade da água raramente se desvia da condição natural ou dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$65 \leq \text{ICE} < 80$	Regular	A qualidade da água está protegida, mas ocasionalmente ocorrem impactos. A qualidade da água se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$45 \leq \text{ICE} < 65$	Ruim	A qualidade da água é frequentemente afetada. Com frequência os parâmetros de qualidade de água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$\text{ICE} < 45$	Péssimo	A qualidade da água quase sempre está alterada. Os parâmetros de qualidade frequentemente não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.

No presente trabalho foram calculados três ICEs diferentes, o primeiro deles utilizando as variáveis pH, OD, fósforo total, nitratos, nitritos, nitrogênio amoniacal e carbono orgânico total, o segundo será composto das mesmas variáveis retirando-se os nitratos. Por fim, o terceiro índice será como o segundo, porém sem os nitritos. A retirada do nitrato foi realizada para avaliar o peso de uma variável para qual foram obtidos valores constantemente muito acima dos limites. Já a supressão dos nitritos no índice foi realizada para identificar o efeito da retirada de uma variável que apresenta todos os valores dentro do índice.

O IQA estabelecido pela CETESB é o índice de qualidade de água mais utilizado no Brasil, para seu cálculo são necessários os valores dos seguintes nove parâmetros: OD, coliforme fecal, pH, DBO, temperatura, fósforo total (FT), nitrogênio total, turbidez e resíduo total. Como no presente trabalho não foram obtidos todos os parâmetros, o índice não foi calculado. Para medidas de comparação foram utilizados os valores de IQA apresentados no documento BOLETIM CONSOLIDADO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V – BAÍA DE GUANABARA - BACIA DA BAÍA DE GUANABARA (2023), com análises de outubro de 2021 até março de 2023.

- Análises estatísticas

Para melhor compreensão dos efeitos da chuva sobre os parâmetros analisados foi verificada a normalidade das séries de dados a partir de testes de Shapiro-Wilk com significância de 95%. Entendendo que nem todas as amostras apresentavam comportamento normal, foi feita uma matriz de correlação de spearman entre as variáveis analisadas. Além disso, foram realizados testes de Kruskal Wallis para

comparar os pontos P, PP, C1 e C2, de maneira a analisar se as séries de dados dos diferentes pontos podem ser analisadas em conjunto.

Resultados e discussão

Parâmetros analisados

A pluviosidade, junto com a temperatura e a luminosidade, são agentes diretos na variação dos parâmetros físico-químicos da água (OLIVEIRA, 2013). Com o objetivo de avaliar a influência das chuvas nos parâmetros de qualidade da água no curto e médio prazo, foram analisadas as chuvas acumuladas 5, 15 e 30 dias antes do experimento. A pluviosidade total registrada dos dois anos foi parecida, sendo de 1155,6 mm de chuva em 2022 e 1121,8 mm em 2023. Os meses registrados com os maiores volume de chuvas foram abril de 2022 com 237,6 mm e fevereiro de 2023 com 269,2 mm (Fig. 4.4) Além disso, nos dois anos percebe-se a estação de seca ocorrendo de maio até agosto.

Em relação às chuvas, foram registrados 22,6 mm e 26,6 mm de chuvas nos 5 dias anteriores às terceira e quinta campanhas, respectivamente. Além disso, é importante salientar que foi registrada chuva nas 24 horas anteriores à quinta campanha, com >20,0 mm (Fig. 4.5).

Em relação aos quinze dias anteriores, ocorreram registros para quase todas as campanhas, exceto na primeira. A terceira campanha apresentou o maior volume de chuvas, com 54,4 mm; a quarta e quinta campanhas tiveram 51,8 mm e 32,2 mm, respectivamente. Já a segunda coleta apresentou somente 6,8 mm (Fig. 4.5).

Finalmente, em relação aos 30 dias anteriores às campanhas, houve o registro de chuva em todas as campanhas. É importante salientar que foram registrados volumes de chuva superiores à 10% da chuva total do ano de 2023 nas terceira e quarta campanhas (Fig. 4.5).

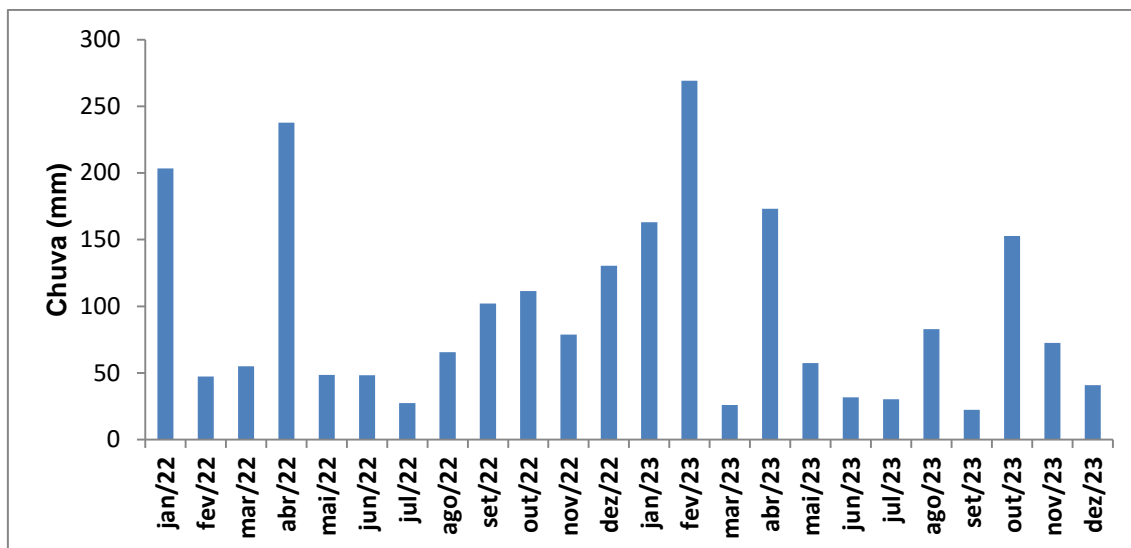


Figura 4.4: Pluviosidade registrada na Estação A627 em Niterói, entre 2022-2023 (<https://mapas.inmet.gov.br/#>)

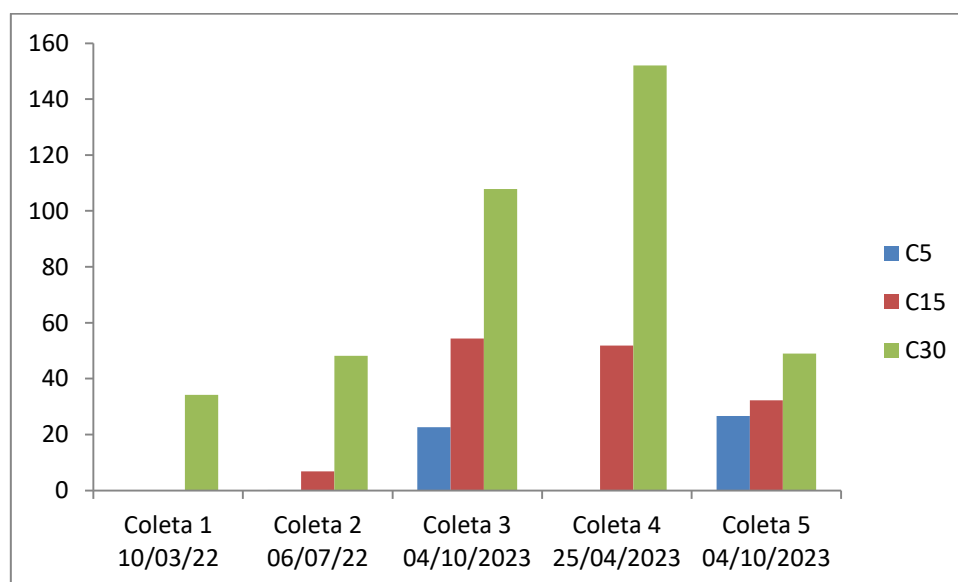


Figura 4.5: Chuvas acumuladas em 5, 15 e 30 dias anteriores às campanhas 1, 2, 3 e 4 e 5 para coleta de amostras de água.

Análises físico-químicas

As temperaturas não variaram durante todas as campanhas entre os pontos, exceto em C1 e C2 na primeira. Na primeira campanha, em março de 2022, foram registradas as temperaturas mais altas com média de 37 °C. Já as menores foram registradas na segunda campanha, com média de 23,2°C (Fig. 4.6).

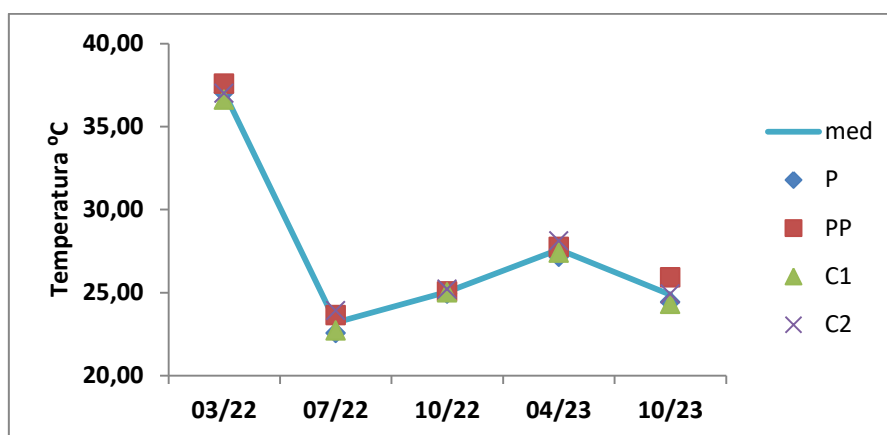


Figura 4.6: Temperatura da água nas campanhas entre 2022 e 2023

O pH da lagoa foi alto, com quase todos os pontos acima do limite previsto no CONAMA 357/2005 (pH 8,5). Os únicos pontos abaixo desse limite foram o C1 na primeira coleta, com pH de 8,44 e o P (*mudball*) na segunda coleta, com 8,42 (Fig. 4.7). Já o maior valor encontrado foi de 10,35 na terceira coleta no ponto PP (mudball + Pulmão) (Fig. 4.7). OLIVEIRA (1948) encontrou na região do Tibau valores de pH variando de 7 a 8 mostrando o efeito da ação antrópica ao longo do tempo na Lagoa de Piratininga.

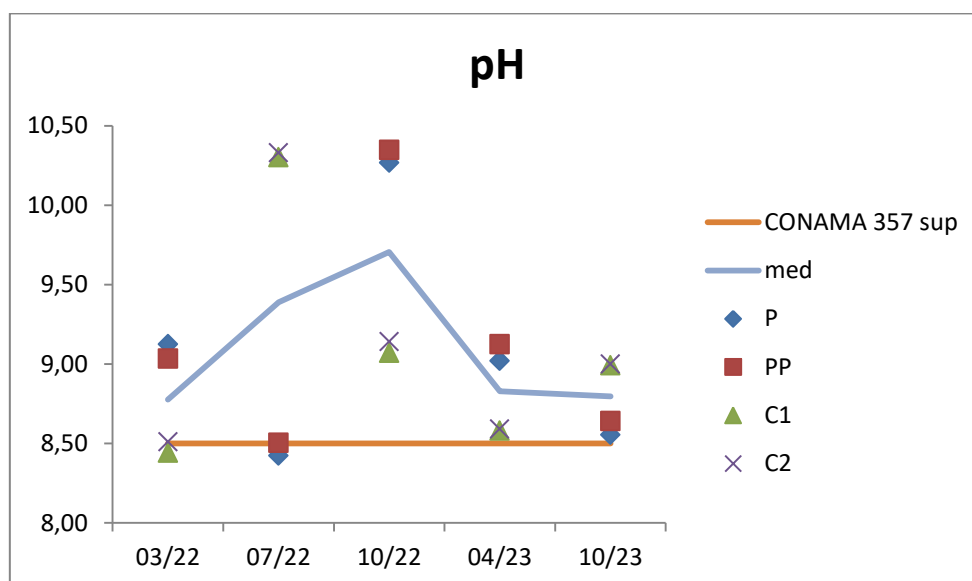


Figura 4.7: pH das amostras de água durante 5 campanhas.

A turbidez é ligada à transparência da água, sendo uma função do conteúdo de material particulado em suspensão. A água com alta turbidez é indicativa de um alto conteúdo orgânico e inorgânico em suspensão, que pode fornecer abrigo para microorganismos e diminuir a eficiência do tratamento químico ou físico da água (SPERLING, 2005). Durante as campanhas, a turbidez se manteve próxima de 50 NTU em todos os pontos, exceto na terceira coleta, com valores entre 224 e 236,67 NTU (Fig. 4.8).

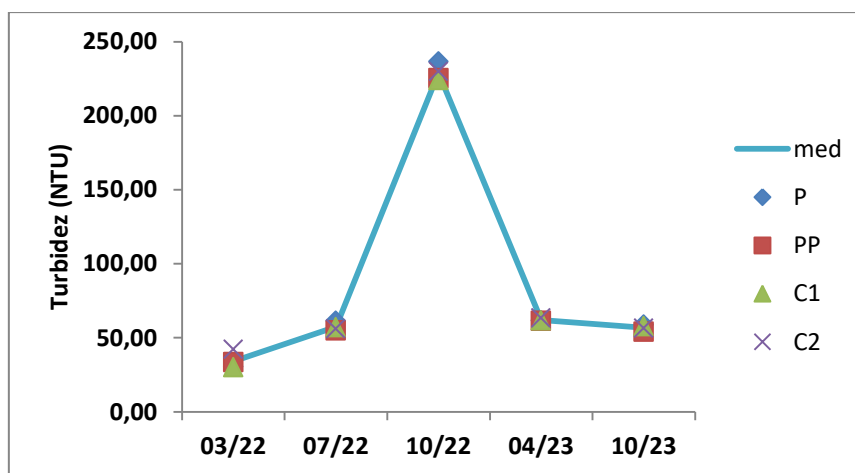


Figura 4.8: Turbidez das amostras de água durante as 5 campanhas.

O oxigênio dissolvido (OD) é componente essencial para a manutenção da qualidade de vida dos seres aquáticos. Valores insuficientes de oxigênio dissolvido podem causar prejuízos ligados à hipoxia ou anoxia do corpo hídrico, resultando em mortandade de peixes e outros animais (BREITBURG 2002), com efeitos danosos para a saúde e estabilidade dos sistemas aquáticos.

Os teores de oxigênio dissolvido se mantiveram acima do padrão estabelecido pelo CONAMA 357/2005, em quase todos os pontos, durante as campanhas (Fig 4.9). O ponto P (*mudball*) teve 3,64mg/L de OD na campanha de agosto/2023, data em que foi obtida a menor média em todos os pontos de coleta.

Na terceira campanha foram encontrados valores de oxigênio no limite de sua solubilidade na água a 25 °C e pressão atmosférica no nível do mar: 8,5 mg/L. Nas campanhas 1 e 4, o OD se manteve perto do nível de saturação da água em todos os pontos.

O oxigênio dissolvido na segunda e na última campanha teve médias mais distantes do ponto de saturação. Nessas campanhas, o ponto PP (*mudball*+Pulmão) obteve os valores de OD superiores aos outros pontos, o que pode apontar para a capacidade do PULMÃO em oxigenar a água.

GUPTA et al (2008) observaram, em um lago indiano, supersaturação de oxigênio de até 154% e explicou o aumento pelo favorecimento de produção fotossintética pelo fitoplâncton, microfitobento e macrófitas. PRASSAD et al (2014) avaliaram, para a lagoa de Chilka na Índia, que os principais fatores para redução do oxigênio dissolvido são o metabolismo do ecossistema líquido (respiração-produção) e o processo de nitrificação, que é governado principalmente por processos fotossintéticos. LOUREIRO NUNES (2019) avaliou que a turbidez inorgânica é capaz de reduzir a produção primária se o fator gerador da turbidez não fornecer nutrientes ao sistema.

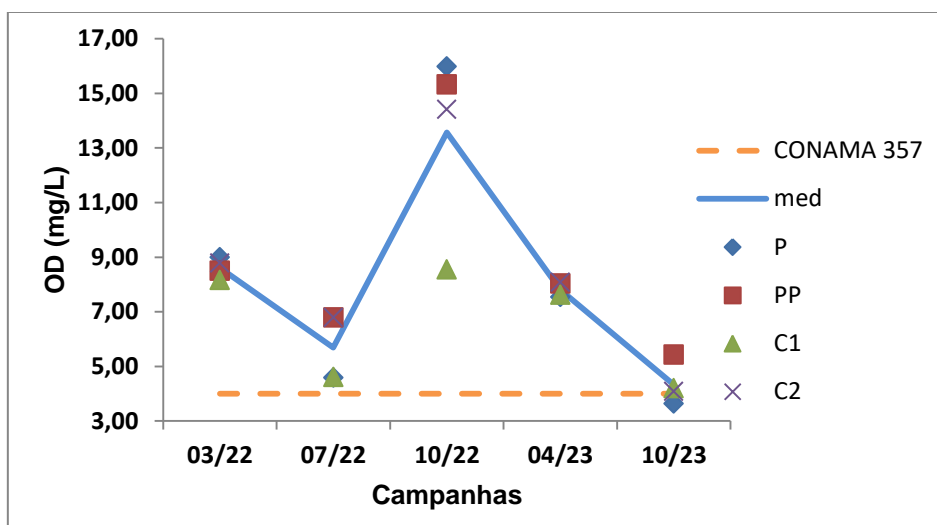


Figura 4.9: Oxigênio dissolvido (OD) em amostras de água nas cinco campanhas.

Os teores de fósforo total na Lagoa de Piratininga estavam relativamente baixos. O maior valor, acima do previsto pelo CONAMA 357/2005 (0,186 mg/L) foi quantificado somente no ponto C2 na terceira coleta com valor de 0,23 mg/L (Fig. 4.10).

O fósforo dissolvido, que é composto pelo fósforo total menos a fração particulada do fósforo (SANTOS et al 2007), não é regulado pelo CONAMA 357/2005.

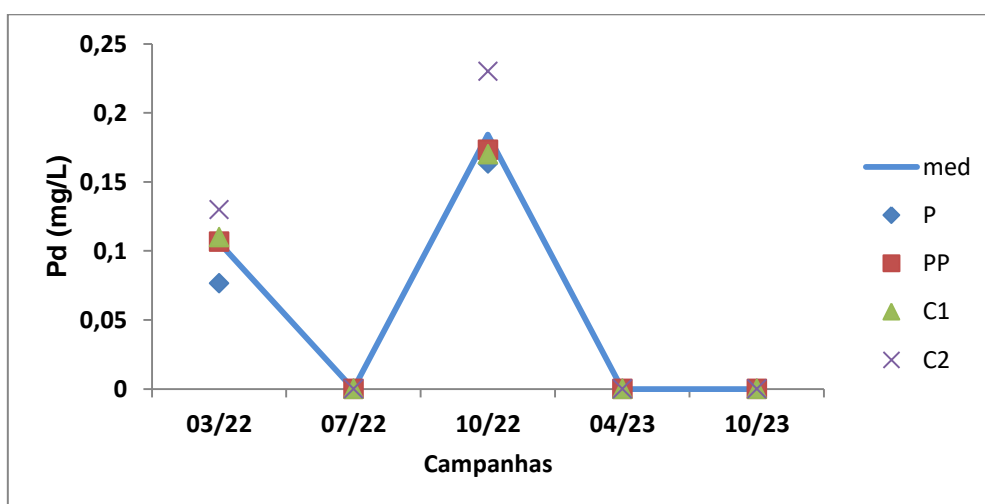
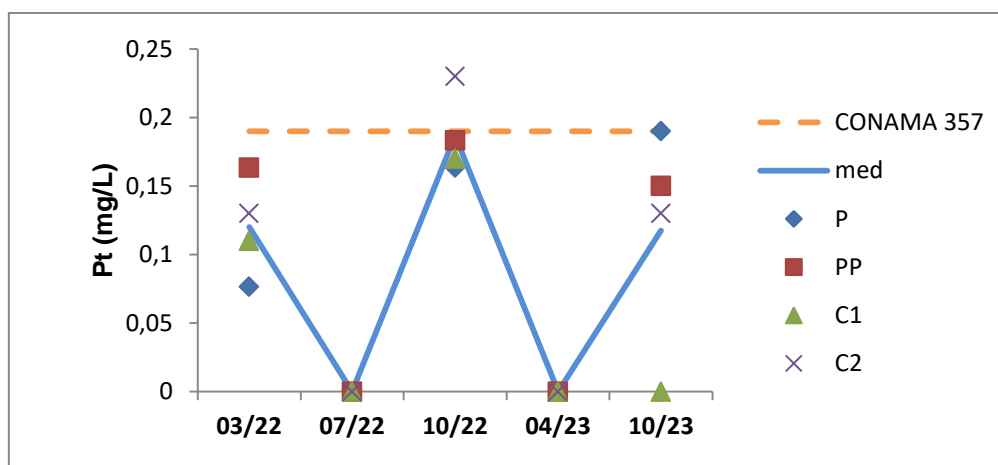
Na segunda, quarta e quinta campanhas, os valores de fósforo dissolvido ficaram abaixo do limite de detecção ($<0,01$) (Fig.4.11). Nos pontos onde ele foi quantificado, os valores ficaram próximos aos do fósforo total, evidenciando a alta parcela de fósforo dissolvido nas amostras de água, criando condições favoráveis à eutrofização (POWROSNEK et al 2020).

De acordo com SANTOS et al (2012), o fósforo é naturalmente escasso em sistemas aquáticos, graças a sua atração pela matéria orgânica e partículas do solo, características que dificultam seu transporte pela água de drenagem. A maior parte do aporte de fósforo nos lagos e rios é de origem terrestre, ligados química ou fisicamente à matéria orgânica e partículas minerais. As fontes atmosféricas, ou seja, a deposição seca e úmida, não são, em geral, fontes significativas desse nutriente. Porém, com o aporte de efluentes domésticos e de esgoto sanitário, concentrações consideráveis de fósforo são encontradas em muitos corpos hídricos, como observado na Lagoa de Piratininga.

Em águas superficiais, a maior parte do fósforo está contida na biomassa de plâncton, a disponibilidade de fósforo depende da reciclagem da biomassa pelas bactérias. A disponibilidade desse fósforo depende das condições físico-químicas do meio (PELLEGRINI 2005).

Embora relativamente inerte em estruturas minerais, o fósforo presente em sais metálicos (Fe, Mn) pode ser solubilizado durante eventos de hipóxia ou anoxia, liberando fosfato na coluna d'água. Além disso, o fósforo ligado ao alumínio e ao ferro é solúvel em condições alcalinas, assim, um pH elevado também pode aumentar a liberação de fósforo do sedimento (HUANG et al 2005; LUKKARI et al 2007; JIN et al 2006). Ademais, TOLEDO and BAUSCH (2023) observaram que o pH tem forte influência na composição do fósforo no sedimento, existindo forte diferença entre a composição do fósforo sedimentar de lagos alcalinos e lagos ácidos. Outro fator que pode ter influência significativa nos mecanismos de retenção e liberação de fósforo em lagos rasos é a transparência da coluna d'água (SØNDERGAARD 2003). SØNDERGAARD et al 2002 encontraram, em lago finlandês, que a redução da turbidez

das águas levou à uma redução significativa dos teores de fósforo na água e a um aumento da retenção desse elemento no sedimento lagunar, concluindo que se um lago que se manteve com baixa turbidez por muitos anos tiver um aumento nesse parâmetro o corpo hídrico pode apresentar altos teores de fósforo devido à liberação interna.



Figuras 4.10 e 4.11: Fósforo total (Pt) e fósforo dissolvido (Pd) nas cinco campanhas

O nitrogênio, em corpos hídricos, pode ser encontrado nas formas molecular (N_2), compostos orgânicos nitrogenados como as proteínas e formas inorgânicas como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Nitrogênio amoniacal tem origem na hidrólise de compostos orgânicos nitrogenados como ureia e proteínas pelos microrganismos. O nitrogênio amoniacal, em soluções aquosas com pH inferior a 7,0, ocorre como íon amônio (NH_4^+) ou gás amônia (NH_3) (VON SPERLING 1996; METCALF and EDDY 2003).

Na primeira campanha, o nitrogênio amoniacal estava acima do limite previsto no CONAMA 357/2005 (0,7 mg/L) em todos os pontos, com média de 2,3 mg/L. Em C2 foi de 3,0 mg/L e o menor, 1,7 mg/L, foi registrado no ponto P (*mudball*). Na segunda, terceira e quinta campanhas, os valores variaram entre 0,1 e 0,3 mg/L, valores abaixo da legislação. Na quarta coleta os teores de nitrogênio amoniacal encontrados em todos os pontos foram abaixo do limite de detecção (0,01 mg/L) (Fig. 4.12)

Boletins de qualidade das águas dos rios pertencentes à bacia do sistema lagunar Piratininga-Itaipu publicados pelo Inea de julho/2022 a julho/2023 (<https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2023>) mostram que os valores de nitrogênio amoniacal nos afluentes são consideravelmente superiores aos encontrados na Lagoa, com valores que variavam de 3,5 a 11,4 mg/L em 2022 e 0,15 a 7,75 mg/L em 2023.

Todos os valores de nitrato estavam consideravelmente superiores ao limite previsto no CONAMA 357/2015 (0,7 mg/L), com aumento expressivo a partir da terceira campanha. O ponto C1, na última coleta apresentou o maior valor de toda a série, com 856 mg/L (Fig. 4.13). De acordo com KNOPPERS et al. (1991), a mudança na físico-química, associada à elevada produção primária e acumulação de nitrogênio tem afetado a diversidade biológica do sistema, que passou a ser hipertrófico, o que pode ser observado pelos altos valores de nitrato.

A predominância de nitrato na coluna d'água, em todos os pontos amostrais e os baixos valores de nitrito indicam de que o nitrogênio amoniacal está sendo oxidado através da nitrificação. Esta via oxidativa é um processo aeróbico, que tem como intermediário nitrito e como produto final o nitrato. Além do passivo ambiental da descarga de esgoto sanitário no sistema, há dois fatores observáveis que facilitam e contribuem para a nitrificação em todo o sistema: (1) pouca profundidade da coluna

d'água, que facilita a dissolução do oxigênio por toda a coluna d'água; (2) somente concentrações de OD menores que 2 mg/l são limitantes para a atividade das bactérias nitrificantes (HIDAKA et al. 2002), valores que não foram observados em nenhum ponto amostrado.

Entre 2009-2010 foi feita a conexão com o mar – Canal do Tibau. A ligação com o mar afetou o tempo de residência, que passou de 83 para 39 dias. Entre 2005-2006, a lagoa era heterotrófica, exportava fósforo e importava nitrogênio. Entre 2009-2010, houve mudança no estado trófico da lagoa, que passou de heterotrófica para autotrófica, se tornou um sistema importador de fósforo e de nitrogênio (CERDA et al 2013)

Os teores de nitrito estiveram abaixo do limite previsto no CONAMA 357/2015. Nas campanhas 1 e 3 os valores ficaram abaixo do limite de detecção de 0,032 mg/L. Nas outras, o valor se manteve próximo de 0,05 mg/L (Fig. 4.14).

A forma predominante do nitrogênio fornece também indicações sobre o estágio da poluição ocasionada pelo lançamento de esgoto. Na poluição recente, o nitrogênio encontrado pode estar na forma de proteínas e/ou amônia; na poluição antiga, o nitrato será majoritário no sistema (PROSAB 2009). A predominância de nitrato na coluna d'água em todos os pontos amostrais e os baixos valores de nitrogênio amoniacal são indicativos de que a poluição na área do Tibau é antiga.

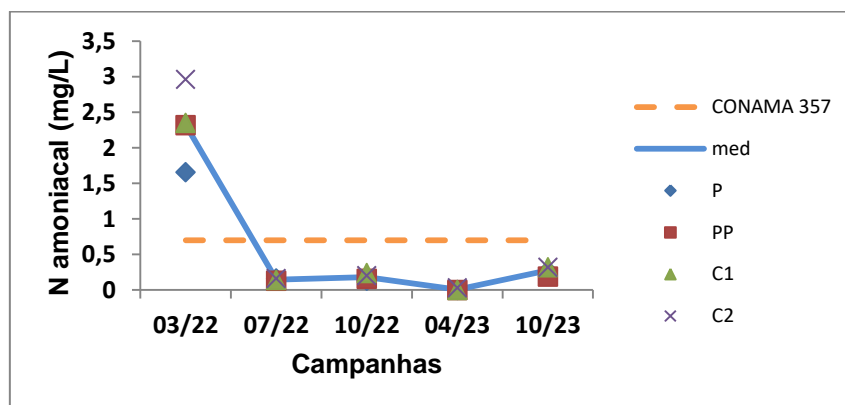


Figura 4.12: Nitrogênio amoniacal, nas cinco campanhas.

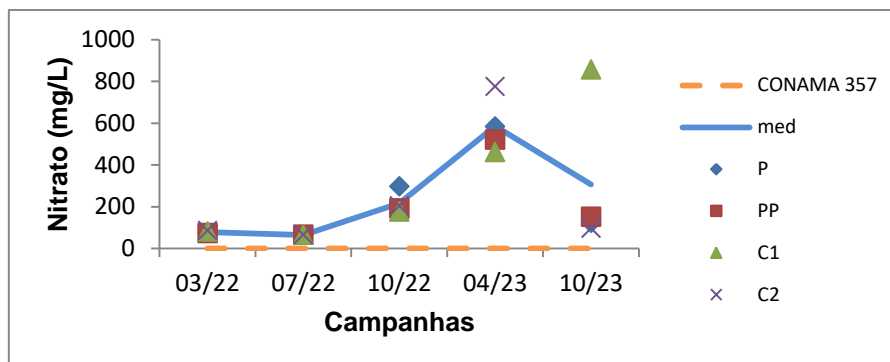


Figura 4.13: Nitrato nas cinco campanhas.

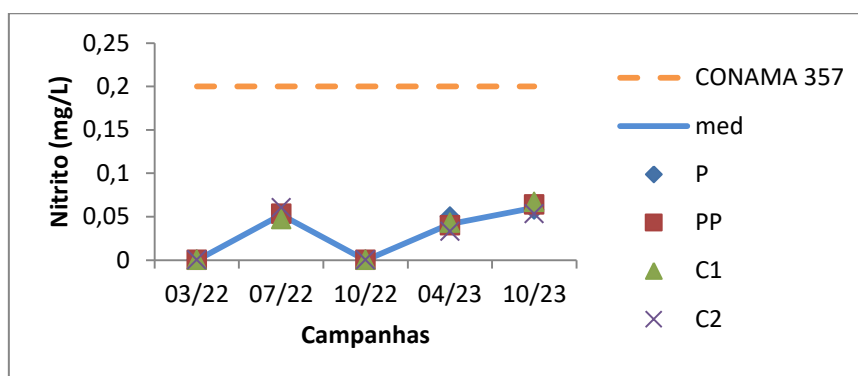


Figura 4.14: Nitrito nas cinco campanhas.

Os lagos, como ecossistemas aquáticos, são importantes ambientes de acumulação de matéria orgânica e inorgânica, graças a sua posição terminal na bacia de drenagem (DOWNING et al. 2006). Durante as campanhas, o carbono orgânico total (COT) ultrapassou o limite do CONAMA 357/2005 de 5,0 mg/l. Os valores encontrados foram especialmente altos na terceira coleta, com média de 24,72 mg/L (Fig. 4.15). O crescente aumento do carbono orgânico total de origem terrestre e/ou de esgotamento sanitário tem contribuído significativamente para aumentar este parâmetro na coluna d'água.

A produção primária e o consumo do carbono orgânico são mecanismos que dirigem o ciclo do carbono na coluna d'água. Entretanto, a qualidade da matéria orgânica que chega à área do Tibau não é capaz de sustentar a riqueza e diversidade de todos os níveis da cadeia trófica, prejudicando a transferência de matéria orgânica para os níveis tróficos superiores conforme a literatura indica (FIGUEIREDO and LIMA, 2021).

Além da produção autóctone de carbono, muitas lagoas também recebem depósitos de carbono de rios e córregos, aumentando ainda mais sua capacidade de armazenar carbono (WATANABE and KUWAE, 2015). Essa diversidade de fontes de carbono em lagoas sugere que a dinâmica do carbono de tais ecossistemas é indicativa de mudanças ambientais locais (CHEN 2020). Na área do Tibau, a coluna d'água recebe a matéria orgânica através do esgoto sanitário, escoamento superficial de água e lixo.

Ao analisar o mesmo parâmetro em diversos pontos da Baía de Guanabara COTOVICZ Jr et al (2018) encontraram teores de COT total com médias que variavam entre 5 e 15 mg/L.

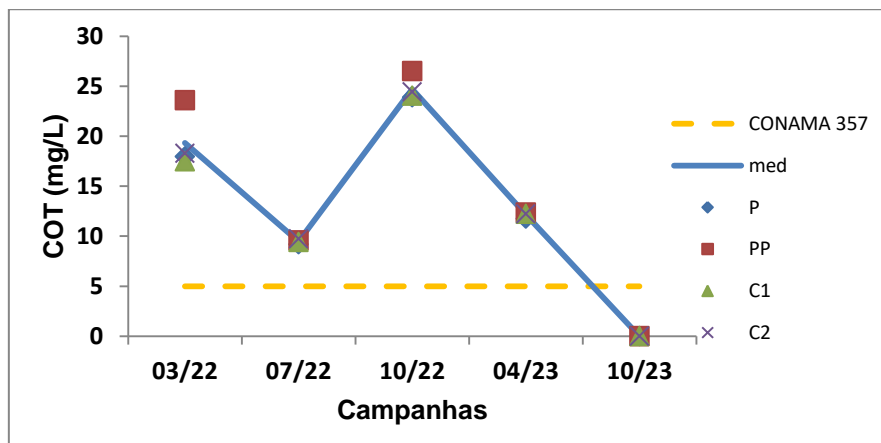


Figura 4.15: Carbono orgânico total (COT) nas cinco campanhas.

Índices obtidos

A Tabela 4.5 apresenta os valores obtidos para o IET de CARLSON (1997), TOLEDO Jr et al, (1983) e LAMPARELLI (2004) utilizando-se a média do fósforo total analisado nos pontos. O IET_c apresentou estado trófico Eutrófico para dotas as coletas, obtendo o mesmo estado de trofia quando utilizado o limite inferior da detecção. Isso evidencia a incapacidade desse índice de retratar uma real fotografia da realidade do corpo hídrico. O que está de acordo com a conclusão de BEM (2009) e OLIVEIRA (2013).

O IET_{cm} mostrou-se Eutrófico para todos os pontos onde foi obtido valor de fósforo acima do limite da detecção, já o de LAMPARELLI apresentou os mesmos

pontos como hipereutróficos. Os pontos onde não foi obtido devido ao limite do teste analítico apresentaram grau de trofia mesotrófica ou inferior (Tabela 4.5).

Os índices tróficos obtidos pela profundidade do disco de Secchi se encontram na Tabela 4.6. Todos os IET_c apresentaram grau de trofia Hipereutrófico, o que novamente demonstra que o índice não possui a sensibilidade necessária para avaliação de ambientes tropicais. Já os IET_{cm} obtidos apresentaram comportamento Eutrófico para todas as coletas, exceto na terceira coleta, onde foi considerado hipereutrófico por uma pequena margem (valor final somente 0,51 acima do limite para esse grau de trofia). Também é importante ressaltar que a primeira coleta obteve grau trófico no limite para ser considerado hipertrófico. Por fim, resalta-se que os valores do IET, obtidos nas datas em que o fósforo medido foi abaixo do valor de detecção, foram os menores de toda a série, demonstrando uma possível relação.

Os índices de CARLSON (1977) e TOLEDO Jr (1983) consolidados obtido foram apresentados na Tabela 4.7. O IET_c obtido foi classificado como Hipereutrófico em todos os pontos, já o IET_{cm} obteve grau de trófica eutrófico em todas as campanhas, exceto em agosto de 2022, quando as águas foram consideradas hipereutróficas.

Ao avaliar a relação entre o estado trófico e de lagos canadenses e os teores de fósforo total no topo do sedimento, TOLEDO and BAUSCH (2023) concluíram que esses parâmetros não são fortemente ligados, ao contrário do que se esperava, já que seria lógico pensar que águas eutróficas teriam maior deposição de matéria orgânica rica em fósforo no topo da camada sedimentar. Porém, o mesmo trabalho encontrou forte diferença entre a composição desse fósforo, sendo que sedimentos de lagos mais ricos em nutrientes apresentaram maior concentração de fósforo livre, fósforo ligado ao cálcio e fósforo residual, enquanto em lagos de menor trofia foram encontradas maiores frações de fósforo orgânico lábil e fósforo ligado ao alumínio.

Tabela 4.5 - Índices de estado trófico de CARLSON (IET_c), TOLEDO Jr. (IET_{cm}) e LAMPARELLI (IET_l) calculados a partir do fósforo total.

03/22	07/22	10/22	04/23	10/23
-------	-------	-------	-------	-------

IET_c	59,53	n/d	59,70	n/d	59,52
	Eutrófico	<Eutrófico*	Eutrófico	<Eutrófico*	Eutrófico
IET_{cm}	59,47	n/d	59,66	n/d	59,46
	eutrófico	<mesótrófico*	Eutrófico	<mesotrófico*	Eutrófico
IET_l	71,31	n/d	73,99	n/d	71,18
	hipereutrófico	<mesótrófico*	hipereutrófico	<mesotrófico*	hipereutrófico
	o	*	o	*	o

* - Estado de trofia obtido utilizando – se o limite de detecção de 0,01 mg/L da análise. Assim, as águas nessa data estarão nesse estado ou algum menos trófico.

Os índices de LAMPARELLI e CARLSON aplicados para a Lagoa de Piratininga estiveram de acordo com os previamente obtidos por KNOPPERS et al (1991), CERDA et al (2013) e LEMA (2012), sendo hipereutróficos quando aplicado o IET_l e eutróficos ou hipereutróficos quando utilizado o IET_{CM} .

Tabela 4.6 - Índices de estado trófico de CARLSON (IET_c), TOLEDO Jr. (IET_{cm}) e calculados a partir da profundidade do disco de Secchi.

	03/22	07/22	10/22	04/23	10/23
IET_c	83,22	73,49	82,23	77,49	79,86
	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
	o	o	o	o	o
IET_{cm}	73,99	64,74	74,51	68,26	70,66
	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico
			o		

Tabela 4.7 - Índices de estado trófico de CARLSON (IET_c) e de TOLEDO Jr. (IET_{cm}) consolidados

	03/22	07/22	10/22	04/23	10/23
IET_c	71,38	73,49*	70,97	77,49*	69,69
	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
	o	o	o	o	o
IET_{cm}	66,73	64,74*	67,09	68,26*	65,06
	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico

*Não sendo possível obter o valor de fósforo total na lagoa foi utilizado somente o índice obtido com o uso do disco de Secchi.

O índice de conformidade de enquadramento (ICE) encontrado para a Lagoa de Piratininga com todas as variáveis disponíveis ICE_1 foi abaixo de 25 em todas as campanhas. Os valores calculados indicam que, para esse grupo de variáveis a Lagoa de Piratininga se encontra muito distante da qualidade de um corpo hídrico de águas salobras de classe 2. Como os valores do nitrato encontrados na água foram de centenas ou até milhares de vezes superiores ao previsto no CONAMA 357/2005, era esperado que essa variável tivesse uma forte influência no valor do ICE. Assim, foi calculado o ICE_2 , que usa as mesmas variáveis do primeiro, porém excluindo o nitrato. O índice obtido apresentou situação péssima na primeira campanha, ruim nas três posteriores e regular na última. Os valores obtidos pelo novo índice mostraram uma sensibilidade maior, porém escondem o maior problema da lagoa. De maneira geral, o novo índice continua apontando desconformidade com o enquadramento pretendido, porém muito mais próximo do objetivo do que o primeiro índice obtido (Tabela 4.8).

Tendo avaliado que a retirada de uma variável forte e continuamente desconforme com a norma pode causar grandes variações no resultado do ICE, decidiu-se avaliar qual seria o grau de transformação do índice se fosse retirada uma variável que em nenhum momento do projeto apresentou desconformidade. Para tal foi utilizado como base o ICE_2 , por conta de sua maior sensibilidade já demonstrada e foi retirado o nitrato. Os valores obtidos estão apresentados como ICE_3 na tabela 4.8. Os valores encontrados para o ICE_3 foram superiores ao ICE_2 , o que sugere que possam ser retirados dos índices variáveis que não apresentaram nenhuma desconformidade. Ademais, nenhum dos novos valores encontrados obteve categoria de classificação diferente da encontrada no ICE_2 .

Tabela 4.8 - Valores do índice de conformidade obtidos

	03/22	07/22	10/22	04/23	10/23
ICE₁	7,89	17,45	10,37	11,71	18,45
	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo
ICE₂	37,51	64,63	43,28	61,19	71,26
	Péssimo	Ruim	Ruim	Ruim	Regular
ICE₃	44,53	67,83	49,42	64,81	72,76
	Péssimo	Ruim	Ruim	Ruim	Regular

Como no presente trabalho não foram obtidos os valores de clorofila –a e resíduo total, não foi possível o cálculo do IQA a partir de dados próprios. O comitê hidrográfico da bacia da baía de Guanabara realizou, por 30 meses, análises na Lagoa de Piratininga e publicou os valores de IQA publicados. Na bacia hidrográfica de Piratininga Itaipu identificou-se com os valores de até março de 2023, um IQA majoritariamente médio na Bacia no período. Com pontos de IQA ruins próximos ao canal de camboatá e na região do Tibau. Próximo à troca d’água com o mar, na Lagoa de Itaipu, foram encontrados pontos com IQA bom (Fig. 4.9).



Figura 4.9 - Média de IQA para pontos monitorados na bacia de Piratininga - Itaipu.

Fonte: CBH Baía de Guanabara

(Qualidade% 20das% 20águas% 20da% 20região% 20hidrográfica% 20V% 20-% 202024.pdf).

O ponto identificado como C12 é relativamente próximo à área do experimento, assim, a Tabela 4.9 apresenta os valores e classificação do IQA publicados de outubro/2021 a março/2023. O IQA apresentado não se relaciona com os valores de ICE ou IET previamente calculados. Enquanto o IET apresentou piores índices 10/22, o ICE trouxe seus piores valores na campanha de 03/22, o IQA, por fim, trouxe seu pior momento no início de 2023.

Tabela 4.9 - Valores de IQA para região do Tibau (Adaptado de CBH Baía de Guanabara).

10/21	11/21	12/21	01/22	02/22	03/22	04/22	05/22	06/22
48,52	70,5	52,68	62,75	61,56	59,78	61,88	58,61	51,18
Ruim	Boa	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média
07/22	08/22	09/22	10/22	11/22	12/22	01/23	02/23	03/23
61,39	55,83	55,77	60,35	58,06	61,25	45,14	52,95	44,96
Média	Média	Média	Média	Média	Média	Ruim	Média	Ruim

Em negrito estão indicadas as datas comparativas às datas do experimento, como a campanha de abril/2023 foi realizada no início do mês, assim ela será comparada com a de março2023.

Análise estatística

A segurança hídrica requer o gerenciamento contínuo dos recursos, o qual compreende a avaliação de vários parâmetros de qualidade que servirão de retrato das condições do local de estudo. No entanto, muitas vezes, uma variável analisada isoladamente, pode não representar a real situação do objeto de estudo e não constituirá diretrizes para a tomada de decisões. Por outro lado, um conhecimento das características físicas, químicas e biológicas da água da Bacia hidrográfica e sua comparação com estudos anteriores permitirá identificar os problemas prioritários para o desenvolvimento de ações corretivas e de recuperação do ambiente (PELÁEZ 2001).

Ao verificarmos os resultados dos testes de Kruskal Wallis realizados com significância de 95%, foi aceita a hipótese nula de que os pontos têm médias iguais, sendo possível identificar que nenhuma das tecnologias utilizadas impactou as águas do Tibau a ponto de modificar consideravelmente sua qualidade, durante o período estudado.

De maneira a entender a correlação linear entre os parâmetros, foi feita a matriz de correlação de spearman (Tabela 4.10). A temperatura apresentou correlação significativa positiva com o carbono orgânico total (0,6) e oxigênio dissolvido (0,6) e correlação negativa com o pH (-0,5) e com nitritos ($\rho=-0,72$). Souza et al (2003) também encontraram correlação negativa do nitrito com a temperatura na lagoa de Araruama, RJ com valor de 0,61.

A chuva dos cinco dias anteriores às campanhas não apresentou correlação relevante com nenhuma das variáveis estudadas. Já a dos quinze dias anteriores teve correlação significativa positiva com a turbidez, nitrato e pH com valores de 0,9, 0,6 e 0,7, respectivamente e correlação negativa com o nitrogênio amoniacal (-0,5).

Para a chuva acumulada nos 30 dias anteriores às campanhas foi encontrada correlação positiva para os nitratos, pH e turbidez com valores de 0,8; 0,5 e 0,8 e correlação negativa para o nitrogênio amoniacal de -0,7 (Tab. 3). PÈREZ-RUZAFÁ et al (2005) encontrou valores positivos de correlação entre chuvas acumuladas em um mês com nitratos, nitritos e fosfatos.

Entre as variáveis medidas, foram observadas correlações relevantes entre as variáveis OD/COT, OD/fósforo total e dissolvido, OD/profundidade do disco de Secchi, OD/nitritos, fósforo total/fósforo dissolvido, fósforo total/ nitrogênio amoniacal, fósforo total/nitritos, fósforo total/profundidade do disco de Secchi, nitrogênio amoniacal/pH; nitrogênio amoniacal/turbidez, nitrogênio amoniacal/profundida do disco de Secchi, nitritos/COT, nitritos/profundidade do disco de Secchi, COT e profundidade do disco de Secchi e pH e turbidez.

OLIVEIRA (2013), estudando a Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ, encontrou correlação positiva entre turbidez e COT e turbidez e OD. No mesmo trabalho também foi encontrada relação negativa com a profundidade do disco de Secchi e o OD.

SOUZA et al (2003) também encontraram na Lagoa de Araruama, RJ, correlação negativa entre nitrogênio amoniacal e nitrito, corroborando com nossos resultados para nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito.

Tabela 4.10 - Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis estudadas nas cinco campanhas.

	Fósforo Total	Fósforo Dissolvido	Nitratos	N amoniacal	Nitritos	COT	pH	Turbidez	Secchi	OD	Temperatura	5 dias	15 dias
Fósforo Total	1,00												
Fósforo Dissolvido	0,92	1,00											
Nitratos	-0,10	-0,22	1,00										
Nitrogênio amoniacal	0,67	0,45	-0,30	1,00									
Nitritos	-0,63	-0,86	0,15	-0,21	1,00								
COT	0,67	0,89	-0,10	0,10	-0,97	1,00							
pH	0,05	0,22	-0,10	-0,60	-0,10	0,30	1,00						
Turbidez	0,05	0,22	0,30	-0,70	-0,21	0,40	0,90	1,00					
Secchi	-0,87	-0,78	0,00	-0,80	0,67	-0,60	0,40	0,30	1,00				
OD	0,67	0,89	-0,10	0,10	-0,97	1,00	0,30	0,40	-0,60	1,00			
Temperatura	0,36	0,45	0,30	0,30	-0,72	0,60	-0,50	-0,20	-0,70	0,60	1,00		
5 dias	0,29	0,00	0,05	0,21	0,50	-0,36	0,31	0,15	0,05	-0,36	-0,67	1,00	
15 dias	0,21	0,22	0,60	-0,50	-0,10	0,30	0,70	0,90	0,10	0,30	-0,10	0,36	1,00
30 dias	-0,15	-0,11	0,80	-0,70	0,05	0,10	0,50	0,80	0,30	0,10	0,00	0,10	0,90

Conclusão

O índice de estado trófico de CARLSON (1977) não se mostrou adequado para classificar o estado trófico de uma lagoa rasa de uma região tropical. O índice de CARLSON modificado por TOLEDO Jr (1983) se mostrou uma boa opção para a obtenção do estado trófico da Lagoa de Piratininga. Nele, o valor do disco de Secchi parece trazer um grau de trofia superior ao do fósforo, porém foi possível observar que a redução fósforo teve impacto relevante na redução do grau trazido pelo disco de Secchi.

Todos os índices de conformidade ao enquadramento realizados evidenciaram que a qualidade da água não atendeu aos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005.

Os índices de qualidade de água – IET, ICE e IQA, estão relacionados à alta carga de matéria orgânica, fruto de uma urbanização intensa de sua bacia hidrográfica de 22.000 km², com lançamento de esgoto sanitário e águas cinzas rios afluentes da lagoa.

Durante o experimento in situ, as chuvas excederam os 1.000 mm anuais, com ocorrência em 5, 15 e 30 dias que antecederam as campanhas. Além do problema da falta de infraestrutura sanitária, as chuvas carregaram maior volume de matéria orgânica dos rios afluentes, aumentando a concentração de carbono orgânico total, que sempre esteve acima do enquadramento do CONAMA 357/2005.

A turbidez das águas tem ligação com as chuvas de curto e médio prazo, podendo estar relacionada à ressuspensão de fósforo armazenado nos sedimentos e/ou o aporte de águas cinzas dos rios afluentes da bacia hidrográfica.

O nitrato é o indicador de esgoto sanitário na coluna d'água e tem ligação com as chuvas de 30 dias, cujas condições físico-químicas da lagoa favorecem a manutenção de teores elevados.

As chuvas de 15 e 30 dias tiveram correlação negativa com o nitrogênio amoniacal na coluna d'água da área do Tibau, cujas concentrações, em quatro campanhas, se mantiveram abaixo do enquadramento do CONAMA 357/2005. É bom evidenciar que a sua concentração é sempre maior nos afluentes, e, ao chegar à lagoa, a

reação de oxidação do nitrogênio amoniacal ocorre na direção de síntese do nitrato devido às condições físico-químicas locais.

Nossos resultados corroboram com a literatura, que indicou que a mudança do estado trófico da lagoa fez com que ela se transformasse em sistema importador de fósforo e nitrogênio, dois elementos que favorecem a manutenção de índices cada vez mais altos de eutrofização.

O projeto permitiu evidenciar, com apenas cinco campanhas, as mudanças provocadas pelas chuvas no sistema da coluna d'água. Sabe-se que isto também influenciará a interação água-sedimento, que é o depositário da poluição antrópica. Para melhorar a qualidade da água da área do Tibau e de todo o sistema, projetos deveriam levar em conta as mudanças nas concentrações de parâmetros físico-químicos da coluna d'água dos afluentes durante a chuva e compará-los com os da laguna. Isto permitiria determinar o fluxo da poluição e, ao mesmo tempo, utilizar tecnologias sustentáveis, em determinados locais dos rios, para consumir/diminuir a matéria orgânica que chega à lagoa. É possível que estas medidas ajudem a preservar a biodiversidade e aumentar a resiliência ambientais.

CONCLUSÃO GERAL

O projeto trouxe informações sobre a Lagoa de Piratininga que nunca tinham antes sido exploradas. A melhor compreensão da importância das chuvas nas variáveis físico-químicas da água, o registro sísmico que evidenciou a lama fluida presente na região do Tibau, as análises de biopolímeros, a avaliação por índices de conformidade e o uso de consórcios de microrganismos e aeradores são exemplos de abordagens que podem contribuir para a gestão do sistema lagunar Piratininga – Itaipu.

A biogeoquímica da Lagoa, sob contínuos aportes de esgoto, que foram evidenciados, principalmente, pelos aumentos no sedimento de nitrogênio Kjeldhal e da matéria orgânica e nitratos na água, influenciou os parâmetros estudados, ao mesmo tempo que dificultou a avaliação sistemática dos resultados das tecnologias aplicadas. Para uma avaliação adequada, as escalas temporal e espacial do projeto deveriam ser maiores, possibilitando uma intervenção mais intensa.

Os valores elevados de nitrogênio Kjeldhal encontrados no sedimento contrastam com os baixos teores de nitrogênio amoniacal na água. Já a alta concentração de nitratos na água sugere que o nitrogênio amoniacal aportado na lagoa é depositado no sedimento graças as suas condições de hipoxia e valores baixos de pH e/ou sofre a nitrificação e se acumula na água na forma de nitratos, o que mostra a disponibilidade de oxigênio na coluna d'água para tal processo. O acúmulo de duas formas diferentes de nitrogênio na coluna d'água e no sedimento demonstra um desbalanceamento do ciclo.

O ponto onde foi instalado o aerador apresentou valores de oxigênio dissolvido acima da média em todas as campanhas, isso demonstrou o sucesso no equipamento em transferir oxigênio para a coluna d'água. Porém, em três das cinco campanhas o valor da

média se encontrou perto do limite de dissolução da água, reduzindo a capacidade de visualizar essas mudanças.

O sucesso no desenvolvimento e usos subsequentes do PULMÃO demonstra que o processo de busca na literatura por trabalhos em áreas pouco exploradas para posterior desenvolvimento de produtos tecnológicos é uma estratégia viável para empresas que queiram inovar.

As altas concentrações de oxigênio dissolvido encontradas em quase todos os pontos demonstram que não há um problema constante de depleção de oxigênio, que deve ser causada pontualmente, em momentos de bloom de algas ou eventos de calor extremo e evidenciada por mortandade de peixes. Por outro lado, os resultados encontrados nos experimentos e os resultados de biopolímeros no sedimento lagunar nos mostram que a introdução de aeração no sedimento pode ter resultados expressivos, como o aumento do consumo de matéria orgânica e mudança no perfil biopolimérico.

O estudo do regime pluviométrico local se mostrou uma ferramenta valiosa para compreensão da variação dos parâmetros físico-químicos lagunares e demonstrou que eventos significativos de chuva podem ter influência nas condições biogeoquímicas na Lagoa. Para gestão adequada do sistema lagunar, é importante que seja levada em conta a pluviometria, com seus efeitos sobre a carga orgânica dos afluentes.

Enquanto o índice de conformidade aplicado nas águas da Lagoa de Piratininga demonstra que o corpo hídrico não acompanha a norma, os teores de nitrogênio e fósforo no sedimento encontram-se dentro da única norma existente no Brasil para sedimentos, o CONAMA 454/2012, que dispõe sobre sedimentos de material dragado. Isso demonstra que essa norma é supervalorizada para análise da qualidade de sedimentos lagunares e evidencia a necessidade de norma específica para determinação

da qualidade de sedimentos de corpos hídricos, dado que a biogeoquímica do sedimento se relaciona profundamente a da água.

O estudo dos índices de qualidade de água demonstra a importância da escolha dos parâmetros envolvidos no processo de monitoramento de corpos hídricos. Para tal, é importante a definição dos principais usos das águas e as principais pressões ambientais envolvidas nesses usos. Enquanto o IQA se demonstra restritivo, e muitas vezes financeiramente inviável, o ICE pode ser amplo demais, sendo que a inserção ou remoção de uma variável chave pode provocar distorções relevantes na análise.

Os índices de conformidade ao enquadramento, nunca antes utilizados para o monitoramento do sistema Piratininga – Itaipu, se mostram uma ferramenta promissora e economicamente mais viável do que o IQA. Para seu uso é importante que ocorra o processo de enquadramento dessas águas com a escolha das principais variáveis que afetem o sistema.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS POSTERIORES

O presente trabalho conseguiu demonstrar que a lagoa de Piratininga tem vários estressores ambientais externos: a alta carga orgânica que chega via afluentes; a urbanização do entorno e as chuvas, que tiveram papel importante na variação de alguns dos parâmetros analisados. Além destes, há os estressores internos de mecanismos de adsorção e/ou liberação de nitrogênio e fósforo da camada sedimentar. Sabe-se que o regime de ventos também pode influenciar fortemente nas condições biogeoquímicas de lagos rasos (JALIL et al 2019; LÖVSTEDT and BENGTTSSON 2008), podendo ressuspender o sedimento, nutrindo a água e estimulando o processo de eutrofização (TAMMEORG et al 2013).

ZACHARIAS and GREGR (2005) sugeriram uma metodologia de identificação de áreas vulneráveis para ambientes marinhos, na qual se monitora variáveis de interesse ecológico a partir do acompanhamento de algum estressor ambiental que possa causar vulnerabilidade ao parâmetro de interesse. Nessa análise são levadas em conta a sensibilidade da variável de interesse às mudanças no parâmetro acompanhado e a vulnerabilidade do corpo hídrico estudado aos eventos estressores. Sendo que a sensibilidade é indicada como o grau no qual um organismo responde a um estresse ambiental e vulnerabilidade, como a probabilidade de que o organismo será exposto ao estressor.

Assim, sugere-se, como ferramenta para aprimoramento da gestão da bacia hidrográfica de Piratininga – Itaipu, e de outras bacias hidrográficas, a criação de metodologia análoga à de ZACHARIAS and GREGR (2005), porém, voltada para as lagoas costeiras. Para tal, os efeitos dos eventos meteorológicos sobre as variáveis físico-químicas devem ser estudadas com maior profundidade, mapeando locais e

parâmetros físico-químicos sensíveis na desembocadura de rios e pontos de acumulação de sedimentos. Com isso, será possível, a partir de previsões meteorológicas, antecipar eventos que possam piorar as condições da água e realizar ações preventivas, objetivando a redução dos efeitos deletérios que esses eventos possam vir a causar no ecossistema.

Como evidenciado neste trabalho, o uso de índices ou indicadores de qualidade é uma ferramenta bastante útil para análise de qualidade e comparação da qualidade de corpos hídricos diferentes. Nesse sentido, verifica-se a necessidade da criação de índices de qualidade para monitoramento de sedimentos lagunares. Os biopolímeros se mostram um caminho interessante para a criação de um índice de qualidade da matéria orgânica, bem como índices envolvendo quantificação de gases liberados ligados à biogeoquímica local.

O equilíbrio entre a biodiversidade, os processos biológicos e a condição ambiental é responsável pela manutenção da qualidade dos sistemas e pela diversidade biológica (CARDINALE et al 2012). Nesse sentido, deve-se buscar o desenvolvimento de índices que envolvam, não somente parâmetros da água, mas que possam realizar a análise integrada do sistema água-sedimento.

A lama fluida encontrada sobre a camada de lama coesa na Lagoa de Piratininga não tinha sido reportada em nenhum outro trabalho científico nem era conhecida anteriormente por nenhum dos especialistas envolvidos no projeto. Para o melhor entendimento do sistema lagunar seria importante a realização de um amplo trabalho acerca dessa lama, de maneira a compreender a movimentação desse sedimento, sua composição, sua origem e a amplitude de seus efeitos nas águas da lagoa.

REFERÊNCIAS

AB MUTTALIB, S.A.; ISMAIL, S.N.S.; PRAVEENA, S.M. 2016. Application of Effective Microorganism (EM) in Food Waste Composting: A review. *Asia Pacific Environmental and Occupational Health Journal*, 2 (2): 37 – 47.

ADAMS, G.O.; FUFYIN, P.T.; OKORO, S.E.; Ehinomen, I. 2015. Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: a Review. *Int. J. Environ. Bioremediation & Biodegradation*. 3:28-39.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, Portal da Qualidade das Águas. <https://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>. Acessado em 11/06/2024

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Atlas Brasil: Abastecimento urbano de água. Brasília 2010. Vol. 2 <http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/154>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. 2013. <http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/436>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Panorama da Qualidade das águas superficiais no Brasil. 2004. https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf

AMARO, C.A. 2009. Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. doi:10.11606/D.3.2009.tde-11082009-121147. Acesso em: 2024-07-01.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA (ABP), Anuário 2023 Peixe BR da Aquicultura p.12-13

BAIRD, R., & BRIDGEWATER, L. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd edition. Washington, D.C., American Public Health Association.

BASTOS MOTA, F.S. E VON SPERLING, M. (coordenadores) 2009. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB 5/2.

BEM, C. C. 2009. Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: estudo de caso do lago Barigui – Curitiba. (Dissertação de Mestrado) 129p. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-introducao.aspx> acessado 29/06/2023

BEM, C.C.; AZEVEDO, J.C.R.; BRAGA, M.C.B. 2009. Aplicação e Análise dos Índices de Estado Trófico - IET: Estudo de Caso do Lago Barigui. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande. Mato Grosso do Sul.

BRASIL. 2005 Resolução CONAMA 357, 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF

BRASIL. 2008. CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS, CNRH. Resolução Nº 91, de 05 de Novembro de 2008: Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais e subterrâneos.. Brasília, DF, Disponível em:

BRASIL. 2012 Resolução CONAMA 454, 1 de novembro de 2012. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF.

BREITBURG, D. 2002. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*, 25:767–781.

BROWN, R. M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A. & TOZER, R. G. 1970. A water quality index do we dare? *Water & Sewage Works*, p.339-343.

CABRAL, L. S. L. & MELO, C. E. F. 2015. Avaliação do índice de conformidade ao enquadramento em um trecho do Rio das Velhas

CARDOSO, L.; RADLER, M.E.; QUINTANILHA, P. 2018. Estudo de caso Lagoa de Piratininga. UFRJ- Escola de Belas Artes. Monografia de conclusão de curso.62p. (<https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/8527/1/LVCBarros%3B%20MERAquino%3B%20PQuintanilha.pdf>).

CARLSON R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. doi: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.

CARMO, D.L. do; SILVA, C.A. 2012. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 36, n. 4, p. 1211-1220.

CARREIRA, R. 2000. Distribuição de coprostanol (5 β (H)-COLESTAN-3 β -OL) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: indicador da poluição recente por esgotos domésticos. *Quim. Nova*, Vol. 24, No. 1, 37-42, 2001.

CBH BAÍA DE GUANABARA, AGEVAP, OCEANUS. 2023. BOLETIM CONSOLIDADO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V – BAÍA DE GUANABARA - BACIA DA BAÍA DE GUANABARA

CCME – 2001. Water Quality Index: Technical Report. In: *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*.

CERDA, M.; NUNES-BARBOZA, C.D.; SCALI-CARVALHO, C.N.; ANDRADE-JANDRE, K.; MARQUES Jr, A.N. 2013. Nutrient budgets in the Piratininga-Itaipu lagoon system (southeastern Brazil): effects of sea-exchange management. nutrient budgets in the Itaipu-Piratininga lagoon system. *Proceedings of the 3rd Brazilian Congress of Marine Biology Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41:226-238.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO 2004. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003. São Paulo: CETESB. 273p.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO) E ANA (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). 2011. Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão. [et al.] São Paulo, CETESB.

CHEN, A. 2020. The 400-year natural history of a tropical coastal mangrove-fringed lagoon: What can we learn? *Glob Change Biol.* 26:3185–3187.

CHEQUER, L.P.T.; BITENCOURT. J.A.P.; WAITE, C.C.C.; SILVA, G.O.A.; PEREIRA, D.C.; CRAPEZ, M.A.C. 2022. Development of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) and *Avicennia schaueriana* (Avicenniaceae) in the presence of a hydrocarbon-degrading bacterial consortium and marine diesel oil. *Biotech* 12:157 (<https://doi.org/10.1007/s13205-022-03212-4>).

CHISTI M. Y. & MOO-YOUNG M. 1987. Airlift reactors: characteristics, applications and design considerations, *Chemical Engineering Communications*, 60:1-6, 195-242, DOI: 10.1080/00986448708912017.

COLE, G.A., 1994. *Textbook of Limnologia*. Ed. Waveland Press, Inc. 4^a ed., p. 323 – 334.

COTOVICZ, L.C., KNOPPERS, B.A., BRANDINI, N. ET AL. Predominance of phytoplankton-derived dissolved and particulate organic carbon in a highly eutrophic tropical coastal embayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Biogeochemistry* 137, 1–14 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0405-y>

CRAPEZ et al. 2002. Filtros biológicos. *Ciência Hoje*. 30:32-37.

CRAPEZ, M. A. C., DEGRAVE, W. M. S., PINTO, F. N., DE LINDE, T. DE N. M. P., REMER, R. A., DIAS, G. T. DE M., DE OLIVEIRA FILHO, S. R., & MENDES, H. V. 2022. Biodegradação de matéria orgânica em lama sedimentada - definição de parâmetros na lagoa de piratininga, RJ. *Brazilian Journal of Development*, 8(10), 67051–67069. <https://doi.org/10.34117/bjdvn10-148>

DA SILVA, L.B.C.S. & MOLISANI, M. M. 2019. Revisão histórica sobre o estado trófico de lagoas costeiras Do Estado do Rio De Janeiro. Editora Essentia.

DAVIES, B. E. 1974. Loss-on-ignition as an Estimate of Soil Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, v. 38, p. 347- 353.

DEMOYER, C. D., SCHIERHOLZ, E. L., GULLIVER, J. S., & WILHELMS, S. C. 2003. Impact of bubble and free surface oxygen transfer on diffused aeration systems. *Water Research*, 37(8), 1890–1904. doi:10.1016/s0043-1354(02)00566-3

- DERÍSIO, J. C. 1992. Introdução ao Controle de Poluição ambiental. Editora: Signu
- DESWAL, S. 2009. Oxygenation by Hollow Plunging Water Jet. *Journal of the Institute of Engineering*, DOI: 10.3126/jie.v7i1.2061
- DODDS, W. K. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12), 669–676. doi:10.1016/j.tree.2007.07.010
- DORAN, P. M. 2013. Reactor Engineering. *Bioprocess Engineering Principles*, 769–770. doi:10.1016/b978-0-12-220851-5.00014-9
- DOWNING, J.A.; PRAIRIE, Y.T.; COLE, J.J.; DUARTE, C.M.; TRANVIK, L.J.; STRIEGL, R.G.; MCDOWELL, W.H.; KORTELAJINEN, P.; CARACO, N.F.; MELACK, J.M. 2006. The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments. *Limnol. Ocean.*,51, 2388–2397.
- DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A., SMITH, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.* 28:350–356.
- ETEC – PMN – UFF 2021. Relatório 2: Descrição e caracterização de amostras de sedimentos lamosos da Lagoa de Piratininga para caracterização e quantificação da matéria orgânica, do carbono orgânico total e esteróis. Prefeitura Municipal de Niterói, Contrato SMO/UGP/CAF Nº 007/2021, 30 pp.
- FABIANO, M., DANOVARO, R., FRASCHETTI, S., 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont. Shelf Res.* 15:1453–1469.
- FIA R.; MATOS T., CORADI A. C., PEREIRA- RAMIREZ O.P. 2009. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 4:132-141. Universidade de Taubaté Taubaté, Brasil.
- FIGUEIREDO, G.M.; LIMA, D.T. 2021. Diversidade e abundância do plâncton do complexo laguna do leste fluminense. In: *Sistemas lagunares do Leste Fluminense, Pesca e Sustentabilidade, Passado, Presente e Futuro*. M.R. Costa, C. Monteiro-Neto, R.A. Tubino, R. Angelini (org.). 1ª Edição. AH Edições, Rio de Janeiro, RJ. 41-54 pp.
- FONTENELLE, T.H.; CORRÊA, W.B. 2013. Urbanização efetiva e densidade de domicílios na Região Oceânica de Niterói (RJ) entre 1976 e 2010. *Caminhos da Geografia.* 14:172–182.
- GERCHAKOV, S.M., HATCHER, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnol. Oceanogr.* 17:938–943.

GUPTA, G.V.M., SARMA, V.V.S., Robin, S.R.S., Raman, A.V. 2008. Influence of net ecosystem metabolism in transferring riverine organic carbon to atmospheric CO₂ in a tropical coastal lagoon (Chilka Lake, India),” *Biogeochemistry*. 87:265–285.

HANAFIZADEH P. & GHORBANI B. 2012. Review study on airlift pumping systems, *Multiphase Science and Technology*

HARTREE, E.F., 1972. Determination of protein: a modification of the lowry method that gives a linear photometric response. *Anal. Biochem.* 48:422–427.

HASAN K., ALAM K., CHOWDHURY MSA. 2013. The Use of an Aeration System to Prevent Thermal Stratification of Water Bodies: Pond, Lake and Water Supply Reservoir. *Appl Ecol. Environ Sci.* 2: 1–7. (<https://doi.org/10.12691/aees-2-1-1>)

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. 2002. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. *Water Science and Technology*. 45:181-188.

HIGA, T. 1995. What is EM technology? Okinawa, Japan: University of Ryukyus, College of Agriculture.

HINKLE DE, WIERSMA W, JURIS SG. 2003. *Applied Statistics for the Behavioral Sciences*. 5th ed. Boston: Houghton Mifflin.

HONGPRASITH N., IMAI T. & PAINMANAKUL P. 2017. Study of the liquid-film-forming apparatus as an alternative aeration system: design criteria and operating condition, *Environmental Technology*, 38:12, 1539-1547, DOI: 10.1080/09593330.2016.1236841

HUANG, Q.; WANG, Z.; WANG, C.; WANG, S.; JIN, X. 2005. Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron-bound P to calcium-bound P. *Chem. Speciat. Bioavailab.* 17 (2), 55–61. <https://doi.org/10.3184/095422905782774937>.

IMAI T. AND ZHU H. 2011. Improvement of Oxygen Transfer Efficiency in Diffused Aeration Systems Using Liquid-Film-Forming Apparatus, *Mass Transfer - Advanced Aspects*, Dr. Hironori Nakajima (Ed.), ISBN: 978-953-307-636-2.

INEA. BOLETIM DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V - BAÍA DE GUANABARA BACIA DO SISTEMA LAGUNAR DE ITAIPU E PIRATININGA N°3 - JULHO/2022.

JALIL A.; YIPING Li Y.; KE Z., GAO X., WANG W.; KHAN H. O. S.; PAN, B., ALI, S.; ACHARYA, K. 2018. Wind-induced hydrodynamic changes impact on sediment resuspension for large, shallow Lake Taihu, China, *International Journal of Sediment Research*, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2018.11.003>

JAMNONGWONG M., CHAROENPITTAYA T., HONGPRASITH N., IMAI T.; PAINMANAKUL P. 2016. Study of Liquid Film Forming Apparatus (LFFA) Mechanisms in Terms of Oxygen Transfer and Bubble Hydrodynamic Parameters.

JIN, X.; WANG, S.; PANG Y.; Wu C.F. 2006. Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environ. Pollut.* 139 (2), 288–295. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.010>

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. 2011. Tratamento de esgotos domésticos. 6a Ed. ABES, 1050 p.

KALE, D.; ANTHAPPAN, P. 2012. Solid waste management by use of effective microorganisms technology. *Asian J. Exp. Sci.* 26: 5-10.

KHAN, F.I., HUSAIN, T., & LUMB, A. (2003). Water Quality Evaluation and Trend Analysis in Selected Watersheds of the Atlantic Region of Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, 221-248.

KNOPPERS, B, KJERFVE, B. & CARMOUZE, J.P. 1991. Trophic state and water turnover time in six choked coastal lagoons in Brazil. *Biogeochemistry*, 14: 149-166.

KNOPPERS, B.; CARMOUZE, J.P.; MOREIRA-TURCQ, P.F. 1999. Nutrient dynamics, metabolismo and eutrophication of lagoons along the east fluminense coast, state of Rio de Janeiro, Brazil. In: KNOPPERS, B., BIDONE, E.D.; ABRÃO, J.J. (eds.). *Environmental Geochemistry of coastal lagoon systems*, Rio de Janeiro, Brasil. Niterói: UFF, Programa de Geoquímica Ambiental. p.123-154.

KRATZER, C.R. and BREZONICK, P.L.A.A. 1981. Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Res. Bull.* 17:713-714.

LAMPARELLI, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LANDWEHR, J.M.; DEININGER, R.A.A 1976. Comparison of several water quality indices. *Journal of Water Pollution of Control Federation.* 48:954 – 958.

LEITE, F.; FONSECA, O. 1994. Aplicação de índices de qualidade das águas na lagoa Caconde, Osório, RS. *Seminário de Qualidade das Águas Continentais no Mercosul.*

LEMA, M.L.C. 2012. Biogeoquímico do C, N, P: hidrodinâmica de particulados e evolução da eutrofização na região costeira de Niterói, RJ. 2012. 225 f. Tese (Doutorado em Biologia Marinha) - Instituto de Biologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

LINDE, T.N.M.P.; PINTO, F.N.; MENDES, H.V.; CRAPEZ, M.A.C. 2022. Microorganisms for environmental sustainability. *Brazilian J. Development*. v.8, n.3, p.17890-17904..

LOUREIRO NUNES, P.F.S. 2019. EFEITO DA TURBIDEZ SOBRE A PRODUÇÃO PRIMÁRIA FITOPLANCTÔNICA Dissertação de mestrado no Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora.

LÖVSTEDT C. B. & BENGTSSON L. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquat. Sci.* 70 304 – 313. DOI 10.1007/s00027-008-8047-8

LUKKARI, K.; HARTIKAINEN, H.; LEIVUORI, M. 2007. Fractionation of sediment phosphorus revisited. I: fractionation steps and their biogeochemical basis. *Limnol Oceanogr. Methods* 5:433–444. <https://doi.org/10.4319/lom.2007.5.433>

MALONE, T.C.; NEWTON, A. 2020. The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: causes and consequences. *Front. Mar. Sci.* ;7:670. doi:10.3389/fmars.2020.00670.

MANDALAYWALA H.P.; PATEL P.V.; TRIVEDI, R. 2017. Introduction and Use of Effective Microorganisms for Bioremediation Processes - A Review. *IJSRM*. 7:41-50.

MARSH, J.B., WEINSTEIN, D.B., 1966. Simple charring method for determination of lipids. *J. LipidRes.* 7:574–576.

MARTINS, C.C.; GOMES, F.B.A.; FERREIRA, J.A.; MONTONE, R.C. 2008. Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da Baía de Santos, São Paulo. *Química Nova*. 31:1008-1014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500012>. Acesso em: 11 jun. 2024.

MCWHIRTER J. R, HUTTER J. C. 1989. Improved oxygen mass transfer modeling for diffused/subsurface aeration systems. <https://doi.org/10.1002/aic.690350913>

METCALF, L.; EDDY, H. 1991. “Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse”. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York.

MUÑOZ-ELÍAS, E.J.; MCKINNEY, J.D. 2006. Carbon metabolism of intracellular bacteria. *Cellular Microbiology* 8:10–22.

NAMSIVAYAM, S.K.R.; NARENDRAKUMAR, G.; KUMAR, J.A. 2011. Evaluation of Effective Microorganism (EM) for treatment of domestic sewage. *J. Experimental Sciences*. 2:30-32.

NASCIMENTO, N. O.; HELLER, L. 2005. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, Rio de Janeiro. 10:36-48. DOI:10.1590/s1413-41522005000100005.

NAZRIA, M.A.A.; GHAZALI, N.L.B. 2017. The Effectiveness EM Mudball and Banana Peels for Textile Wastewater Treatment. MATEC Web of Conferences, 87, 01009.

NOGUEIRA, N.M.C. and RAMIREZ, R.J.J. 1998. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasilensia*, 10(2), 21–34.

NUNES, P.F.S.L. 2019. Efeito da turbidez sobre a produção primária fitoplanctônica. Mestrado em Ecologia. Universidade Federal de Viçosa. Programa. <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/10294>.

OLIVEIRA, H.O.; MINOTI, R.T., MORAES, G.L. 2021. Avaliação da implementação do enquadramento do Ribeirão Sobradinho (DF) a partir do índice de conformidade ao enquadramento e aplicação do modelo QUAL-UFMG." XXIV SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

OLIVEIRA, L. P. H. 1948. Estudo hidrobiológico das lagôas de Piratininga e Itaipú. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, v. 46, n.4, p. 1 - 50, 1948.

OLIVEIRA, R.R. 2013 Caracterização do estado trófico e da qualidade da água de um sistema lagunar costeiro urbano – Estudo de caso da lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Rio de Janeiro.

PELÁEZ, M.R. 2001. Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos.

PELLEGRINI, J.B.R. 2005. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino-Agudo, RS. Universidade Federal de Santa Maria. Universidade Federal de Santa Maria Centro de Ciências Rurais Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Dissertação de mestrado.

PÈREZ-RUZAFÀ, A., FERNÁNDEZ, A.I., MARCOS, C.; GILABERT, J.; QUISPE, J.I.; GARCIA-CHARTON, J.A. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550:11–27. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4356-2>

PORTO, M.F.A. 2002. Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro. 131p. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

POWROSNEK, M., KOZAK, C., PRADO, L.L., FERNANDES, C.V.S. 2020. Dinâmica do nitrogênio e fósforo nas frações dissolvida e particulada em águas de um evento de chuva. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 17:e5. <https://doi.org/10.21168/reg.v17e5> ,

- PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. 2009. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Francisco Suetônio Bastos Mota and Marcos von Sperling (Coord.). 1a Ed., Tomo 2. 430p.
- R. FIORUCCI E E. B. FILHO 2005. A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos, Química Nova Na Escola p. 10-11.
- RATLEDGE C. and KRISTIANSEN B. 2006, Basic Biotechnology, editora Cambridge, terceira edição.
- REMER, R.A.; DEGRAVE, W.M.S.; Mendes H.V. 2021. “Difusor Para Transferência de Massa Gás-Líquido e Processo para Fabricação do Mesmo”. Patente BR 10 2019 022947 0 B1, depositada em 31/10/2019, publicada em 11/05/2021 e concedida em 06/09/2022.
- REMER, R.A.; DEGRAVE, W.M.S.; Mendes; H.V. Carvalho C.E.M.V. 2021. “Barco Aerador e Processo para Monitoramento e/ou Conservação de Corpos Líquidos”. Patente BR102020001599-0, em 20/01/2020, publicada em 03/10/2021 e concedida em 16/04/2024.
- REMER, RA & DEGRAVE, WMS. 2018. “Equipamento e Processo para Dissolução Massiva de Gases em Líquidos”. Patente BR 112017023185-9, depositada em 28/04/2016, publicada em 31/07/2018 e concedida em 14/04/2020.
- RIO DE JANEIRO – Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI). 2013 Resolução no 107, de 2013. Aprova nova definição das regiões hidrográficas e revoga a Resolução CERHI no 18, de 08 de nov. de 2006. In: Base legal para gestão das águas do Estado do Rio de Janeiro. Instituto Estadual do Ambiente. Pp. 409-415.
- RÖRIG, L. R. 2005. Usos múltiplos e qualidade das águas da Bacia do Baixo Itajaí-Açú-SC: elementos para um gerenciamento integrado. 312 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.
- ROSSO, D., STENSTROM, M. K. & LARSON, L. E. 2008 Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Science and Technology* 57:973–978.
- ROY, S.M.; JAYRAJ, P.; MACHAVARAM, R.; PAREEK, C.M.; MAL, B.C. 2021. Diversified aeration facilities for effective aquaculture systems—a comprehensive review. *Aquacult Int* 29:1181–1217. <https://doi.org/10.1007/s10499-021-00685-7>
- SABADINI-SANTOS, E.; SILVA, T.S.; LOPES-ROSA, T.D.; MENDONÇA-FILHO, J.G.; SANTELLI, R.E.; CRAPEZ, M.A.C. 2014. Microbial Activities and Bioavailable Concentrations of Cu,Zn, and Pb in Sediments from a Tropic and Eutrophicated Bay. *Water Air Soil Pollut.* 225:1949.DOI 10.1007/s11270-014-1949-2
- SAFWAT, S.M.; MATT, M.E. 2021. Environmental applications of Effective Microorganisms: a review of current knowledge and recommendations for future

directions. *J. Engineering and Applied Science* 68:48. <https://doi.org/10.1186/s44147-021-00049-1>.

SANTOS, E.A.; NUNES, D.S.; FEITOSA, J.D.; SILVA, I.S. 2012. Trofia por concentração de fósforo nas águas do rio Buriticupu – MA. In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 7, Palmas.

SANTOS, M.L.S. 2007. Estudo das diferentes formas de fósforo nas águas da plataforma continental do Amazonas. *Química Nova*, São Paulo.30:569-573.

SENEZ, T.M.; SILVA, T.S.; MOREIRA, M.R.; SANTELLI, R.E.; CRAPEZ, M.A.C. 2014. Organic matter and pyritization relationship in recent sediments from a tropical and eutrophic bay. *Marine Pollution Bulletin* 89:220–228.

SHALABY, E.A. Prospects of effective microorganisms technology in waste treatment in Egypt. 2011. *Asian Pac J Trop Biomed.* 1:243-248.

SHILLING, M.; MATT, L.; RUBIN, E.; VISITACION, M.P.; HALLER, N.A.; GREY, S.F.; WOOLVERTON, C.J. 2013. Antimicrobial effects of virgin coconut oil and its medium chain fatty acids on *Clostridium difficile*. *Journal Medicinal Food.* 16(12):1079–1085. <https://doi.org/10.1089/jmf.2012.0303>

SILVA, F.S.; MENDONÇA-FILHO, J.G.; OLIVEIRA, A.D.; MENDONÇA, J.O.; GOMES, S.B.V.C.; SABADINI-SANTOS, E.; INNECCO, B.R.; CRAPEZ, M.A.C. 2012. Matéria orgânicaparticulada e atividade bacteriana nos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Geociências.* 42(2): 411-422

SILVA, M. T. L. S. 2017 Adaptação e aplicação do índice de conformidade ao enquadramento (ICE) de cursos d'água

SMWW - Standard methods for the examination of water and wastewater. 2017. 23ª Edição.

SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; MØLLER P.H. 2002. Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow Danish lakes after reduced loading. *Aquat. Ecosys. Health & Managment* 5

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509, 135–145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>

SOUZA CRUZ, F. 2019. Análise da dinâmica espaço-temporal da qualidade da água na Lagoa de Jacarepaguá-RJ a luz das interferências antrópicas de sua bacia hidrográfica. Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

SOUZA M. F.L., KJERFVE B., KNOPPERS B., WEBER F. LANDIM DE SOUZA, RAIMUNDO N. DAMASCENO. 2003. Nutrient budgets and trophic state in a

hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 57:843-858, [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00415-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00415-8).

TAMMEORG O.; NIEMISTO J.; MÖLS T.; LAUGASTE R.; PANKSEP K.; KANGUR K. 2013. Wind-induced sediment resuspension as a potential factor sustaining eutrophication in large and shallow Lake Peipsi. *Aquatic Sciences* 75:559–570. DOI 10.1007/s00027-013-0300-0

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J; AGUDO, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *Anais do 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú*, 34p.

TOLEDO, M. B. & BAULCH H. M. 2023. Variability of sedimentary phosphorus composition across Canadian lakes. *Environmental Research* 236:Part 1, 1. 116654. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116654>

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (DOE). 2017. *Energy Data Management Manual for the Wastewater Treatment Sector*

US1033895A HOLMGREEN J. H. & UNDERWOOD H. W. 1911. Air-lift pump.

VARAVALLO, M.A.; THOMÉ, J.N.; TESHIMA, E. 2008. Aplicação de bactérias probióticas para

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLOET, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science, Nova York*. 277:494-499.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C.O.; VOLSCHAN JUNIOR, L.; FLORENCIO, L. 2009. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água. In: *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Prosab – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Francisco Suetônio Bastos Mota and Marcos von Sperling (Coord.). 1a Ed., Tomo 2:26-51.*

WAITE, C.C.C.; SILVA, G.O.A.; BITENCOURT. J.A.P.; SANTOS, E.S.; CRAPEZ, M.A.C. 2016. Copper and lead removal from aqueous solutions by bacterial consortia acting as biosorbents. *Mar.Poll. Bull.* 109:386-392.

WAKEHAM, S.T.; PEASE, T.K. 2004. Lipid analysis in marine particle and sediment samples: a laboratory handbook. Skidaway Institute of Oceanography, Georgia, USA. *Rev. April/2004*, 62p.

WARUNYUWONG, P. and IMAI, T. 2020. Study of air–water interface generator as oxygen transfer enhancer in diffused aeration system, *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2020.1830182

WARUNYUWONG, P., & IMAI, T. 2019. Improvement of oxygen transfer by increasing contact area between gas and liquid using air–water interface generator.

Environmental Technology, 42:1758–1765.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1680740>

WATANABE, K.; KUWAE, T. 2015. How Organic Carbon Derived from Multiple Sources Contributes to Carbon Sequestration Processes in a Shallow Coastal System? *Glob. Chang. Biol.* 21:2612–2623. <https://doi.org/10.1111/gcb.12924>.

WILHELMS, S. C. and MARTIN, S. K. 1992. Gas transfer in diffused bubble plumes, In Jenning S.M. and Bhowmilk N. G., Eds. *Hydraulic Engineering: saving a threatened resource-in search of solutions*. ASCE, New York, p.317-322.

WITZ, K., HINKLE, D. E., WIERSMA, W., JURIS, S. G. 1990. Applied Statistics for the Behavioral Sciences. *Journal of Educational Statistics*, 15(1), 84. doi:10.2307/1164825

ZACHARIAS, M. & GREGR E. J. 2005. Sensitivity and Vulnerability in Marine Environments: an Approach to Identifying Vulnerable Marine Areas. *Conservation Biology*. DOI:10.1111/j.1523-1739.2005.00148.x

ZAKARIA, Z.; GAIROLA, S.; SHARIFF, N.M. 2010. Effective Microorganisms (EM) Technology for Water Quality Restoration and Potential for Sustainable Water Resources and Management. *International Congress on Environmental Modeling and Software*. 142. (<http://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2010/all/142>).

ZANDBERGEN, P.A., & HALL, K.J. (1998). Analysis of the British Columbia Water Quality Index for Watershed Managers: a Case Study of Two Small Watersheds. *Water Quality Research Journal of Canada*, 33, 519-550.

ZHU H., IMAI T., TANI K., UKITA M., SEKINE M., HIGUCHI T. & ZHANG Z. J, (2007) Enhancement of Oxygen Transfer Efficiency in Diffused Aeration Systems using Liquid-Film-Forming Apparatus, *Environmental Technology*, 28:5, 511-519, DOI: 10.1080/09593332808618813

ANEXO 1: 2 BIODEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAMA SEDIMENTADA – DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS NA LAGOA DE PIRATININGA, RJ



Biodegradação de matéria orgânica em lama sedimentada - definição de parâmetros na lagoa de piratininga, RJ

Biodegradation of organic matter in the sedimented mud - parameters definition at the piratininga lagoon, RJ

DOI:10.34117/bjdv8n10-148

Recebimento dos originais: 12/09/2022

Aceitação para publicação: 13/10/2022

Mirian Araujo Carlos Crapez

Doutora em Bioquímica e Biologia Celular

Instituição: Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - Universidade Federal Fluminense

Endereço: Av. Milton Tavares de Souza, Niterói - RJ, CEP: 24210-346

E-mail: miriancrapez@id.uff.br

Wim M. S. Degrave

Doutor em Biologia Molecular

Instituição: Biotecnologia Ambiental (BIOTECAM)

Endereço: Rua Hélio de Almeida, S/N, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro - RJ, CEP: 21941-614

E-mail: wmsdegrave@gmail.com

Fernando Neves Pinto

Doutor em Biologia Marinha e Ecossistemas Costeiros

Instituição: Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - Universidade Federal Fluminense

Endereço: Av. Milton Tavares de Souza, Niterói - RJ, CEP: 24210-346

E-mail: fernandopinto@id.uff.br

Thiago de Nuno Mendes Pery de Linde

Pós-graduando no Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense

Instituição: Universidade Federal Fluminense

Endereço: Av. Milton Tavares de Souza, Niterói - RJ, CEP: 24210-346

E-mail: thiagolinde@id.uff.br

Ricardo Amaral Remer

Mestre em Biologia Celular e Molecular

Instituição: Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - Universidade Federal Fluminense

Endereço: Av. Milton Tavares de Souza, Niterói - RJ, CEP: 24210-346

E-mail: remer@remer.com.br



carbohydrates. The altimetric data indicates a stronger tendency of mud consumption in the area with the EM1®+Pulmão™ technologies, where the sedimentary input was practically nullified. There was a decrease in the thickness of the mud, reflecting a subtle increase in the depth of the upper sedimentary layer. These modifications in the experimental areas indicate that the process of environmental restoration is taking place.

Keywords: bioremediation, sedimented sludge, effective microorganisms, pulmão™ liquid thin films, piratininga lagoon.

1 INTRODUÇÃO

A biorremediação é uma tecnologia que vem sendo considerada por acelerar processos naturais de degradação ou detoxificação de contaminantes em solos, água e ar (CRAPEZ et al., 2002; WAITE et al., 2016). Dentre as vantagens da biorremediação, podem ser citados: 1) tecnologia ambientalmente sustentável; 2) microrganismos utilizados crescem em número, enquanto o(s) contaminante(s) estiver(em) presente(s); 3) os subprodutos do processo são água, dióxido de carbono e biomassa mobilizável pelo próprio ecossistema; 4) pode ser realizada *in situ* e *ex situ* 5) é a tecnologia de menor custo para limpeza de resíduos biogênicos (petróleo e esgoto, p. ex.) ou produzidos industrialmente (solventes, defensivos agrícolas, adubos, lamas, óleos, efluentes etc.) (ADAMS et al., 2015; CHEQUER et al., 2022).

O EM1® foi desenvolvido pelo Dr. Higa, Japão, contém microrganismos probióticos como bactérias ácido-lácticas e leveduras, que pertencem à categoria regenerativa e o seu uso objetiva a restauração de um ecossistema (HIGA, 1998). No ambiente, os efeitos biogeoquímicos sinérgicos de bactérias e fungos são produzidos pela ocupação de nichos ecológicos, síntese de antioxidantes e substâncias antimicrobianas, que favorecem o crescimento e restabelecimento da saúde ambiental (HIGA, 1998; VARAVALLO et al., 2008; ZAKARIA et al. 2010; LINDE et al., 2022). De acordo com HIGA (1995), os microrganismos do EM1® crescem em diferentes habitats, tais como plantas, solo, água, esgoto, esterco, cereais, silagem, alimentos deteriorados, cerveja, frutas e grãos, peixes, resíduos industriais de processamento de açúcar, leite, carnes, bebidas fermentadas, cavidade oral e o trato intestinal de seres humanos. EM1® foi utilizado na recuperação de áreas degradadas, controle da eutrofização, supressão de radicais livres, geração de compostos bioativos, sequestro de metais, compostagem e biofertilizante (ZAKARIA et al., 2010; KALE and ANTHAPPAN, 2012; SHALABY, 2011; NAMSIVAYAM et al., 2011; AB MUTTALIB et al., 2016; MANDALAYWALA et al., 2017; NAZRIA and GHAZALI, 2017; SAFWAT et al., 2021; LINDE et al., 2022).

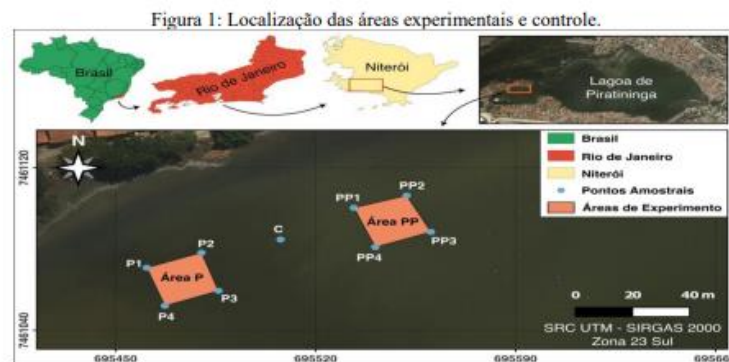
A Lagoa de Piratininga é uma das microbacias hidrográficas da Região Oceânica de Niterói, RJ, totalizando uma área de cerca de 22.000 km². A intensa urbanização nesta área contribui para o grande aporte de esgoto doméstico sem tratamento, o que acarreta aumento de matéria orgânica nos corpos hídricos (CARDOSO et al., 2018). Neste contexto, esforços no sentido de buscar tecnologias sustentáveis, a Prefeitura Municipal de Niterói, RJ, selecionou este projeto através de uma ETEC - Encomenda Tecnológica.

No presente trabalho, são apresentados os resultados preliminares da avaliação de uma abordagem de biorremediação da Lagoa de Piratininga, RJ, com o uso de duas tecnologias complementares: EM® e Pulmão™. A tecnologia denominada PULMÃO™ foi desenvolvida no Brasil pela Startup BIOTECAM e forma “filmes finos de líquido”. O objetivo é a formulação de políticas de conservação e recuperação ambiental em lagoas e/ou sistemas lagunares.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 LOCAL DE COLETA

Foram demarcadas para os experimentos *in situ*, 2 áreas (EM® e EM®+Pulmão™), de 20 m x 20 m cada uma, no extremo oeste da lagoa de Piratininga (Niterói-RJ), em um trecho relativamente protegido, adjacente à orla denominada Tibau. A área controle, de 20 m x 20 m, está situada entre as duas áreas experimentais (Tabela 1). As amostras de sedimento superficial foram coletadas em três pontos distintos em cada área do experimento e área controle, com auxílio de um amostrador do tipo Gravity Corer (Mondsee Corer-UWITEC) (Figura 1; Tabela 1).



Um levantamento sísmico de alta resolução foi realizado na área, utilizando um perfilador de subfundo EdgeTech 3100 - SB216S, adaptado em uma prancha de *stand-up paddle*, para navegação em águas muito rasas. Os registros sísmicos mostraram uma camada de lama coesa superficial, com aproximadamente 2m de espessura, depositada sobre espessa camada de areia quartzosa, com intercalações de finas camadas de lama. Sobre a superfície do topo da lama coesa, em profundidade inferior a 1m, ocorre uma camada de lama fluida de cor negra. Este tipo de lama pode mover-se sobre o fundo, ao sabor das correntes geradas pelo vento (Figura 2).

Figura 2: Levantamento sísmico a oeste da Lagoa de Piratininga, adjacente à orla denominada Tibau.

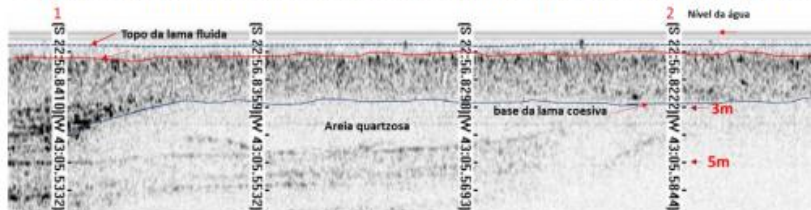


Tabela 1: Áreas de coleta dos parâmetros físico-químicos.

Tecnologia	Área amostral	Coordenadas geográficas	
		X (m)	Y (m)
-	Controle	695507.69	7461084.73
EM®	P	695471.73	7461070.49
		695469.13	7461058.29
		695480.56	7461062.64
EM®+Pulmão™	PP	695544.79	7461098.94
		695542.82	7461088.80
		695553.89	7461092.21

2.2 ALTITUDE ORTOMÉTRICA DA SUPERFÍCIE DO FUNDO LAGUNAR

Para a medição da profundidade da superfície de fundo, evitou-se utilizar o método batimétrico acústico tradicional, que não oferece acurácia de resultado, pois a onda acústica penetra na lama. Optou-se por realizar medição direta da profundidade através da utilização de um disco de policarbonato com corda, permitindo estabilizar o disco suavemente sobre a superfície da lama. Os valores medidos são convertidos em altitudes ortométricas, relacionadas ao Nível Zero do IBGE, utilizando-se os Sistemas Globais de Navegação por Satélite (GNSS – Global Navigation Satellite



System). Foram realizadas medições diretas em cada área amostral em quadruplicata (Tabela 2): 1 - com a antena móvel GNSS mediu-se a altitude ortométrica do topo das estacas que foram cravadas nos limites das áreas experimentais e no ponto controle; 2 - com o disco mediu-se a profundidade do momento; 3 - com uma trena mediu-se a distância do topo da estaca até o nível da água (Figuras 1 e 3).

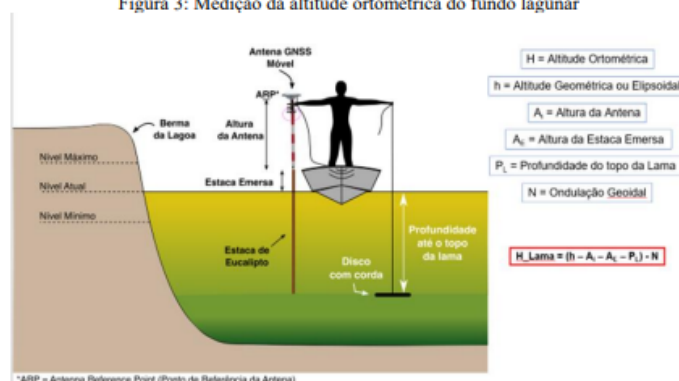
Tabela 2: Coordenadas geográficas das áreas com medição ortométrica

Tecnologia	Área amostral	Coordenadas geográficas	
		X (m)	Y (m)
-	Controle	695507,69	7461084,73
EM®	P1	695460,884	7461070,827
	P2	695480,035	7461078,278
	P3	695485,996	7461059,47
	P4	695467,245	7461052,077
EM®+Pulmão™	PP1	695533,347	7461100,334
	PP2	695551,839	7461106,359
	PP3	695560,344	7461088,482
	PP4	695540,881	7461080,968

2.3 MICRORGANISMOS PROBIÓTICOS: EM1®

O EM1® contendo *Lactobacillus casei* ($4,7 \times 10^4$ UFC/mL), *Lactobacillus acidophilus* ($7,9 \times 10^4$ UFC/mL) e *Saccharomyces cerevisiae* ($1,5 \times 10^6$ UFC/mL) foi adquirido da Empresa AMBIEM Ltda. O consórcio de microrganismos foi ativado em meio de cultura contendo EM1®, melão e água sem cloro na proporção 1:1:18, respectivamente, durante 7 dias. Em seguida, os microrganismos foram misturados à argila e farelo de trigo na proporção 5 Litros: 14 Kg: 700 g, respectivamente, de acordo com o protocolo da EMRO-Japão para confecção de *mudball* (~ 100g/cada). A incubação foi por 8 dias, à temperatura ambiente de ~ 22°C. As *mudballs* foram lançadas no ambiente, alcançando a lama sedimentada na proporção de 1/m².

Figura 3: Medição da altitude ortométrica do fundo lagunar



2.4 TECNOLOGIA PULMÃO™

A tecnologia denominada PULMÃO™ foi desenvolvida no Brasil pela Startup BIOTECAM e envolve múltiplas patentes depositadas no Brasil e no exterior, algumas delas já concedidas. O PULMÃO™ proporciona eficiente oxigenação de corpos líquidos, com baixo consumo energético e flexibilidade de operação em diferentes regimes ou condições. Funciona mediante o insuflamento de ar dentro do equipamento em baixa profundidade, provocando a ascensão de uma mistura de ar e água em seu interior pelo princípio de *air lift*. O equipamento possui um difusor que promove a coalescência e formação de “filmes finos de líquido” junto à superfície/linha d’água, maximizando a transferência do oxigênio do ar para a água. A tecnologia dos “filmes finos de líquido”, além de proporcionar dissolução otimizada do oxigênio do ar na água, também promove a remoção (*stripping*) dos gases que previamente nele estavam (JAMNONGWONG et al., 2016). Os “filmes finos de líquido” se rompem ainda dentro do equipamento e junto à superfície da água, de modo que ela fica saturada de oxigênio dissolvido e extravasa por um canal, por gravidade. Este sistema forma uma espécie de sifão submerso, que proporciona um significativo fluxo de água rica em oxigênio dissolvido, que pode ser direcionado, em distâncias variadas, tanto para a coluna d’água como para o sedimento. A finalidade do PULMÃO™ é promover a recuperação do corpo líquido, a partir da dissolução de quantidades significativas de oxigênio, sem interferir no espelho d’água e no paisagismo local. No presente estudo, foi utilizado um PULMÃO™ dimensionado para viabilizar um fluxo de água de 800 L/min com o uso de um soprador de 0,3 HP, operando continuamente. Nestas condições, o equipamento proporciona a saturação de oxigênio dissolvido na água de um volume de 1152 m³/dia. Como a área de estudo tem



400 m² e uma profundidade de 30 cm, aproximadamente, a capacidade de oxigenação diária do PULMÃO™ é compatível com a área de estudo: o equipamento proporciona a dissolução de oxigênio em todo o volume da região em estudo, com várias renovações diárias do oxigênio. Esta tecnologia é útil na conservação e/ou recuperação de recursos hídricos, como lagoas, rios, enseadas, manguezais e praias, na remoção cargas orgânicas em sistemas de tratamento de efluentes, bem como em processos de conservação e/ou melhoria de condições de qualidade, produtividade e/ou eficiência ambiental em processos de aquicultura, como o cultivo de peixes, camarões, algas e outros organismos.

2.5 BIOENSAIO DE DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Amostras de água e lama sedimentada foram coletadas na lagoa de Piratininga, área do Tibau, e acondicionadas em gelo fundente até o laboratório. Foram preparados bioensaios em frascos de 125 mL, contendo 45 g de lama, 5 mL inóculo bacteriano e água até completar 100 ml. O inóculo de EM1® e *Bacillus* sp. foi preparado em meio de cultura contendo 30 g/L g de caldo de soja triptico, marca MILIPORE e incubados 2 dias. O experimento controle continha somente a microbiota da lama sedimentada. Os bioensaios foram incubados à temperatura ambiente e 100 rpm, durante 30 dias. Semanalmente o conteúdo dos frascos era transferido para um recipiente cilíndrico e, após decantação, o volume e o peso do sedimento eram quantificados. No início e no final dos bioensaios foram coletadas amostras para quantificação de biopolímeros.

2.6 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS NA LAMA SEDIMENTADA

Nitrogênio Kjeldahl e fósforo total foram quantificados de acordo com SMWW 23ª Edição, Método 4500 Norg C e SMWW 23ª Edição Método 4500 PE, respectivamente. As análises foram feitas em triplicata.

Matéria orgânica e carbono orgânico foram quantificados de acordo com SMWW 23ª Edição, Método 5220 D e SMWW 23ª Edição, Método 5310 B e C, respectivamente. As análises foram feitas em triplicata.

Biopolímeros ou matéria orgânica lábil caracterizados por carboidratos (CHO), lipídios (LPD) e proteínas (PRT), foram quantificados nas amostras de sedimento, em triplicata. CHO foram quantificados segundo DUBOIS et al. (1956), de acordo com o método modificado de GERCHAKOV AND HATCHER (1972) para análise de sedimentos, utilizando a glicose como padrão. LPD foram extraídos com clorofórmio e metanol e analisados segundo MARSH AND WEINSTEIN (1966); a

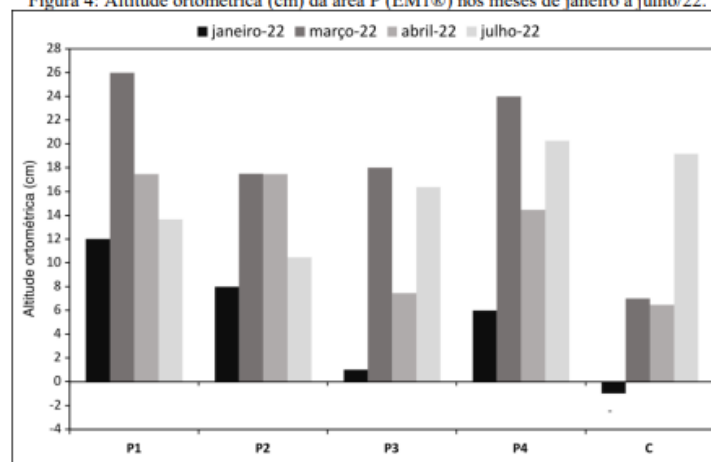
tripalmitina foi usada como padrão. PRT foi quantificada segundo HARTREE (1972), para compensar a interferência do fenol. Albumina bovina, fração V (Sigma), foi usada como padrão. As concentrações de carboidratos, proteínas e lipídios foram expressas em carbono biopolimérico (CBP), usando os fatores de conversão 0,40, 0,49 e 0,75 respectivamente (FABIANO et al., 1995). As análises foram feitas em triplicata.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O acompanhamento da biorremediação da camada de lama na área do Tibau foi realizado através da altimetria ortométrica e de parâmetros físico-químicos.

As áreas experimentais e controle apresentaram diferenças de altitude do topo da camada de lama ao longo dos meses de janeiro a julho/2022. Na primeira medição na área P (EM1®), a altitude ortométrica entre os pontos P3 e P1 variou entre 1,0 cm a 12,0 cm, respectivamente. Em março/22, o aumento médio da altitude ortométrica foi de 15,0 cm, indicando aumento da camada de lama no sistema. Em abril/22, ocorreu redução da camada de lama de -9,0 cm em quase todos os pontos, exceto P2, onde não houve alteração. Na última medição, a redução da camada de lama também aconteceu em P1 e P2, entre -4,0 cm e -7,0 cm, respectivamente. No mesmo período, P3 e P4 apresentaram aumento da altitude da camada de lama de 9,0 e 6,0 cm, respectivamente (Figura 4).

Figura 4: Altitude ortométrica (cm) da área P (EM1®) nos meses de janeiro a julho/22.

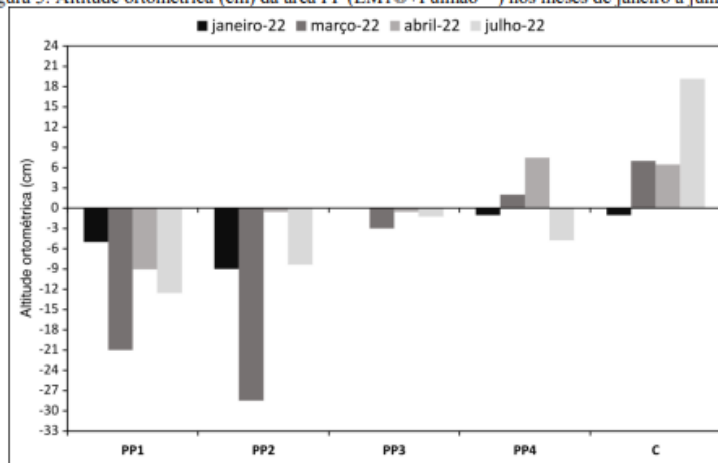




Na primeira medição em PP (EM1®+Pulmão™), o topo da camada de lama ficou abaixo de 0,0 cm, exceto em PP3. Os pontos PP2 e PP4 apresentaram variações de -9,0 cm e -1,0 cm, respectivamente. Em março/22, houve um rebaixamento do topo da camada de lama entre -16,0 cm, -20,0 cm e -3,0 cm em PP1, PP2 e PP3, respectivamente. Entretanto, em PP4 ocorreu variação positiva de 3,0 cm. Na terceira medição ocorreu elevação de altitude do topo da lama de 12,0 cm, 28,0 cm, 3,0 cm e 6,0 em PP1, PP2, PP3 e PP4, respectivamente. Em julho/22 houve rebaixamento do topo da camada de lama com variação de -12,0 cm em PP4 e -4,0 cm, -8,0 cm e -1,0 cm em PP1, PP2 e PP3, respectivamente (Figura 5).

Na área controle (C), situado entre as duas áreas experimentais, a altitude ortométrica do topo da camada de lama, durante a primeira campanha, foi idêntica à do ponto PP4, com -1,0 cm. Na segunda medição ocorreu uma variação positiva de 8,0 cm, com posterior redução de 0,5 cm na campanha de abril/22. Em julho/22, a altitude ortométrica do ponto de controle foi de 19,0 cm, ou seja, houve uma agradação vertical de aproximadamente 13,0 cm (Figuras 4 e 5).

Figura 5: Altitude ortométrica (cm) da área PP (EM1®+Pulmão™) nos meses de janeiro a julho/22.



O ponto C está distante, aproximadamente, 30,0 m dos pontos P2, P3, PP1 e PP4, e deveriam, teoricamente, apresentar comportamento dinâmico semelhante ao ponto controle. Entretanto, os resultados das três primeiras campanhas mostraram que o PP4 é o que apresenta altitudes do topo da camada de lama mais semelhante ao C. Em julho-22 ocorreu uma elevação da altitude do topo da



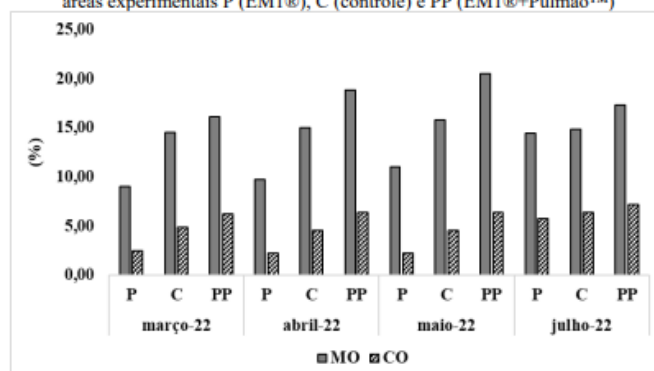
camada de lama em C de, aproximadamente, 13,0 cm, e uma redução da altimetria no ponto PP4 de, aproximadamente, -12,0 cm. Assim, os valores de altitude do topo da camada de lama em C se tornaram semelhantes à área P, enquanto a área PP seguiu comportamento distinto, apresentando altitudes semelhantes às da primeira campanha. Estes dados preliminares indicam maior tendência de consumo do lama na área PP, por conta das duas tecnologias envolvidas (EM1®+Pulmão™), onde o aporte sedimentar é praticamente anulado. Na área P (EM1®), as altitudes ortométricas da última campanha ficaram, aproximadamente 15,0 cm superiores (pontos P3 e P4) aos valores da primeira medição.

Durante quatro meses foram quantificados os parâmetros matéria orgânica, carbono total, carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, fósforo total e biopolímeros em amostras de lama sedimentada nas áreas de experimento *in situ* e área controle.

Entre março e julho/22 houve modificação nas concentrações de matéria orgânica e carbono orgânico nas áreas experimentais. Na área P (EM1®), houve aporte de matéria orgânica e carbono orgânico com variação de 0,6% e 1,32%, respectivamente. Na área PP (EM1® + Pulmão™) houve também aporte de matéria orgânica e carbono orgânico, com variação de 0,07% e 0,14%, respectivamente. Na área controle houve aporte de matéria orgânica e carbono orgânico, com variação de 0,02% e 0,3%, respectivamente (Figura 6). A chegada contínua de esgoto doméstico torna a coluna d'água responsável pelo aporte de lama ao sedimento, contendo matéria orgânica lábil e recalcitrante. Esta última está relacionada ao acúmulo de compostos orgânicos alterados por processos físico-químicos, produtos intermediários da decomposição microbiana, substâncias húmicas e materiais não suscetíveis à degradação biológica, depositados como lama sedimentada, ao longo de décadas de contaminação ambiental. Os percentuais de carbono orgânico foram maiores que os registrados para a Baía de Guanabara (SILVA et al., 2012; SABADINI-SANTOS et al., 2014).



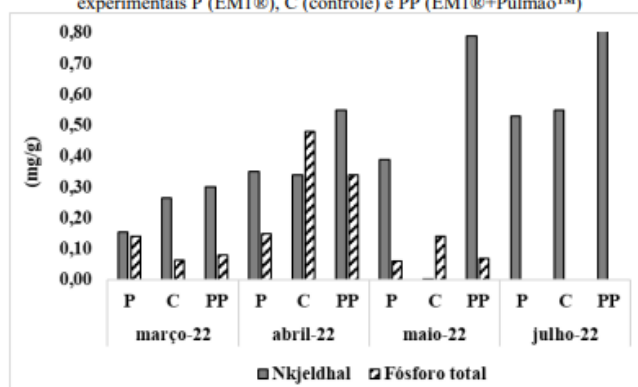
Figura 6: Distribuição da matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)



O nitrogênio Kjeldahl manteve tendência de aumento nas áreas P (EM1®), PP (EM1® + Pulmão™) e controle, com variação de 2,5%, 1,1%, 1,8%, respectivamente. (Figura 7). O nitrogênio Kjeldahl é usado para quantificar o nitrogênio orgânico dissolvido, o particulado e o nitrogênio amoniacal dissolvido (NH₄-N) em amostras de esgoto sanitário bruto, porque nitratos e nitritos se encontram em concentrações não significativas (BASTOS MOTA e VON SPERLING 2009). O fósforo total apresentou variação de -1% em todas as áreas (Figura 7). No esgoto, o fósforo total engloba o fósforo orgânico das proteínas e o inorgânico, como ortofosfato e polifosfatos (JORDÃO e PESSOA 2011). VON SPERLING et al. (2009) estimam que a concentração de fósforo no esgoto é da ordem de 4,0 a 12,0 mg/L, com contribuição *per capita* de 0,7 a 2,0 g/hab/dia, com carga orgânica de 40% e 60%. Os valores de nitrogênio Kjeldahl e fósforo total estão abaixo do previsto pelo CONAMA 454/2012.



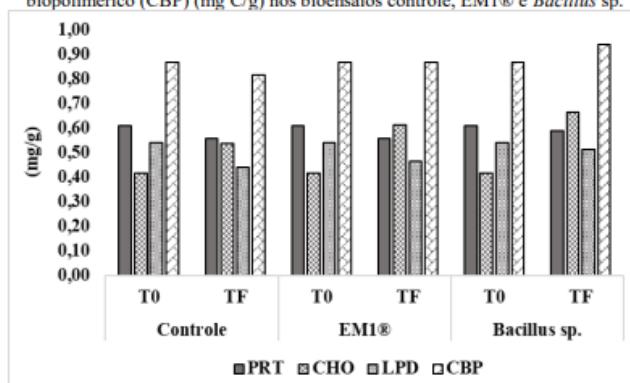
Figura 7: Distribuição do nitrogênio Kjeldhal e fósforo total (mg/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)



O aporte contínuo de esgoto é responsável pelas concentrações crescentes de nitrogênio Kjeldahl ao longo do tempo. As formas orgânicas do fósforo predominaram na lama sedimentar, porque puderam ser consumidas durante o processo de biorremediação e se incorporaram a outros níveis tróficos bacterívoros.

A composição inicial de biopolímeros na lama dos bioensaios era LPD>PRT>CHO. Após 30 dias, as variações percentuais do volume de lama foram 15,94%; 24,67% e 21,74% e as de peso, 5,25%; 10,78% e 8,25%; para o controle, EM1® e *Bacillus sp.*, respectivamente. Considerando estes dois parâmetros, o EM1® apresentou o melhor rendimento entre os bioensaios realizados. Nos três bioensaios, o lipídio foi o biopolímero mais consumido, com variações de -23%, -16% e -5% para controle, EM1® e *Bacillus sp.*, respectivamente. Nesta mesma ordem, a proteína foi consumida com variações de -14%, -9% e -4%. A concentração de carboidratos sofreu um aumento em todos os bioensaios com variações de 30 a 37% (Figura 8). O lipídio é um biomarcador de contaminação por esgoto doméstico. Nos bioensaios, o principal responsável pela variação do carbono biopolimérico (CBP) foi o aumento de carboidratos, molécula utilizada na produção de energia. (MUÑOZ-ELÍAS and MCKINNEY, 2006; MALONE and NEWTON, 2020). Ao final dos bioensaios, a relação dos biopolímeros foi PRT~CHO>LPD.

Figura 8: Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nos bioensaios controle, EM1® e *Bacillus* sp.



A composição inicial de biopolímeros na lama *in situ* era LPD>CHO>PRT. Entre março e julho/22, na área P (EM1®), a variação percentual de proteína (PRT), carboidrato (CHO) e lipídios (LPD) foi de 0,8%, -0,2% e -0,3%, respectivamente. Na área PP (EM1®+Pulmão™), a variação percentual de PRT, CHO e LPD foi de 0,5%, -0,2% e -0,04%, respectivamente. (Figura 9). Os valores de biopolímeros na área do Tibau da Lagoa de Piratininga foram maiores que os quantificados na Baía de Guanabara (SABADINI-SANTOS; DA SILVA; *et al.*, 2014; SABADINI-SANTOS; SENEZ; *et al.*, 2014).

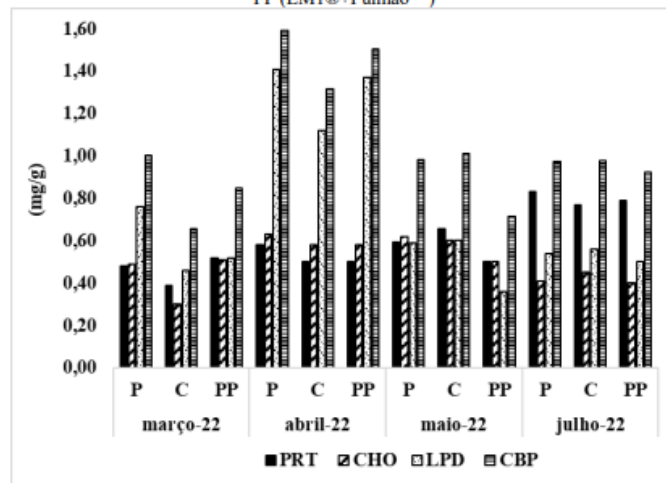
Na área controle, houve aumento de PRT, CHO e LPD, com variação de 1,0%, 0,5% e 0,21%, respectivamente (Figura 9). Em áreas contaminadas por esgoto doméstico, a matéria orgânica é constituída por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%) e óleos e graxas (8 a 12%) (BASTOS MOTA and VON SPERLING 2009). O acúmulo de biopolímeros pode estar ligado à ação antimicrobiana dos lipídios de cadeia curta para a microbiota da lama sedimentada (SHILLING *et al.*, 2013).

Até o mês de abril/22, o carbono biopolimérico (CBP), que é disponível para consumo da biota, apresentou as maiores concentrações em lipídio, molécula recalcitrante à biodegradação. Entretanto, a partir de maio/22, houve consumo de lipídios em todas as áreas, com aumento progressivo de proteína (Figura 9). A variação percentual de carbono biopolimérico nas áreas P (EM1®), controle e PP (EM1®+Pulmão™) foi -0,02%, 0,5% e 0,08%, respectivamente. Após 4 meses de experimentos, houve mudança quali-quantitativa na composição biopolimérica da lama para PRT~CHO>LPD. O lipídio se tornou fonte de carbono e de energia para a microbiota, com produção de intermediários



metabólicos, utilizados na síntese de proteína e carboidrato, biopolímeros estruturais e produtores de energia, respectivamente (MUÑOZ-ELÍAS and MCKINNEY, 2006; MALONE and NEWTON, 2020).

Figura 9: Distribuição de proteínas (mg/g) (PRT), carboidratos (mg/g) (CHO) (mg/g), lipídios (LPD) (mg/g) e carbono biopolimérico (CBP) (mg C/g) nas campanhas de março a julho/2022 nas áreas experimentais P (EM1®), C (controle) e PP (EM1®+Pulmão™)



4 CONCLUSÃO

A microbacia da Lagoa de Piratininga totaliza uma área de 22.000 km² e recebe o esgoto sanitário/água cinza das populações que vivem próximas ao Córrego da Viração, Rio Cafubá, Rio Arrozal, Rio Jacaré e Córrego de Santo Antônio. Esta poluição disponibiliza nutrientes em excesso na coluna d'água, aumentando o fluxo de sedimentação e selecionando microbiota anaeróbica. O metabolismo desta microbiota tem menor rendimento energético, fazendo com que os compostos orgânicos não sejam consumidos com a mesma velocidade que chegam ao ambiente. Neste contexto, as concentrações crescentes de nitrogênio Kjeldahl foram indicadores de contaminação ambiental contínua por esgoto doméstico. A forma orgânica do fósforo predominou na fração total, pois foi consumida pelo nível trófico dos bacterívoros durante a biorremediação.

Houve mudanças quali- e quantitativas na composição dos biopolímeros da matéria orgânica consumida, preferencialmente, pela microbiota probiótica, tanto nos bioensaios como *in situ*:



inicialmente era LPD>CHO>PRT passando para PRT~CHO>LPD. Considerando os percentuais de diminuição de volume e peso da lama nos bioensaios, EM1® teve o maior desempenho de consumo da lama, seguido por *Bacillus* sp e, por último, pela microbiota presente na lama sedimentada.

Os biopolímeros podem ser utilizados como biomarcadores biogeoquímicos do processo de biorremediação de lama sedimentada. A associação de microrganismos probióticos aos filmes finos de líquido do Pulmão™ favoreceu o consumo de lipídios, moléculas recalcitrantes, restaurando no ambiente compostos estruturais (proteínas) e produtores de energia (carboidratos). Estas modificações nas áreas experimentais apontam para um novo caminho de recuperação ambiental em áreas contendo grandes quantidades de lipídios, como é o caso da região em estudo.

Os resultados preliminares da altitude ortométrica indicaram que a biorremediação, utilizando a tecnologia EM1® e a combinação EM1®+Pulmão™, foi capaz de iniciar o consumo da camada de lodo em quatro meses, diminuindo a espessura e anulando, praticamente, o seu aporte. Estas relevantes modificações, em uma pequena janela temporal, são encorajadoras por: (i) sugerirem um novo caminho para a mobilização de matéria orgânica até então considerada recalcitrante; (ii) indicarem que o processo de restauração ambiental está ocorrendo; e (iii) viabilizarem, com um tempo maior de estudo, a obtenção de parâmetros e métricas úteis para a formulação de políticas de conservação ambiental em corpos hídricos impactados antropicamente.

AGRADECIMENTO

À Prefeitura Municipal de Niterói, RJ, por ter selecionado o projeto através de uma ETEC – Encomenda Tecnológica.



REFERÊNCIAS

- ADAMS, G.O.; FUFEYIN, P.T.; OKORO, S.E.; Ehinomen, I. 2015. Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: a Review. *Int. J. Environ. Bioremediation & Biodegradation*. 3:28-39.
- BASTOS MOTA, F.S. E VON SPERLING, M. (coordenadores) 2009. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB 5/2.
- CARDOSO, L.; RADLER, M.E.; QUINTANILHA, P. 2018. Estudo de caso Lagoa de Piratininga. UFRJ- Escola de Belas Artes. Monografia de conclusão de curso.62p. (<https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/8527/1/LVCBarros%3B%20MERAquino%3B%20PQuintanilha.pdf>).
- CHEQUER, L.P.T.; BITENCOURT. J.A.P.; WAITE, C.C.C.; SILVA, G.O.A.; PEREIRA, D.C.; CRAPEZ, M.A.C. 2022. Development of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) and *Avicennia schaueriana* (Avicenniaceae) in the presence of a hydrocarbon-degrading bacterial consortium and marine diesel oil. *Biotech* 12:157 (<https://doi.org/10.1007/s13205-022-03212-4>).
- CRAPEZ et al. 2002. Filtros biológicos. *Ciência Hoje*. 30:32-37.
- DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A., SMITH, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.* 28:350–356.
- FABIANO, M., DANOVARO, R., FRASCHETTI, S., 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont. Shelf Res.* 15:1453–1469.
- GERCHAKOV, S.M., HATCHER, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnol. Oceanogr.* 17:938–943.
- HARTREE, E.F., 1972. Determination of protein: a modification of the lowry method that gives a linear photometric response. *Anal. Biochem.* 48:422–427.
- HIGA, T. 1998. Effective Microorganisms. For Sustainable Agriculture and Healthy Environment. *Jan van Arkel, Utrecht*, 191 pp.
- HIGA, T. 1995. What is EM technology? Okinawa, Japan: *University of Ryukyus, College of Agriculture*.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. 2011. Tratamento de esgotos domésticos. 6a Ed. ABES, 1050 p.
- KALE, D.; ANTHAPPAN, P. 2012. Solid waste management by use of effective microorganisms technology. *Asian J. Exp. Sci.* 26: 5-10.
- LINDE, T.N.M.P.; PINTO, F.N.; MENDES, H.V.; CRAPEZ, M.A.C. 2022. Microorganisms for environmental sustainability. *Brazilian J. Development*. v.8, n.3, p.17890-17904.
- MALONE, T.C.; NEWTON, A. 2020. The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: causes and consequences. *Front. Mar. Sci.* ;7:670. doi:10.3389/ fmars.2020.00670.



MUÑOZ-ELÍAS, E.J.; MCKINNEY, J.D. 2006. Carbon metabolism of intracellular bacteria. *Cellular Microbiology* 8:10–22.

MANDALAYWALA H.P.; PATEL P.V.; TRIVEDI, R. 2017. Introduction and Use of Effective Microorganisms for Bioremediation Processes - A Review. *IJSRM*. 7:41-50.

MARSH, J.B., WEINSTEIN, D.B., 1966. Simple charring method for determination of lipids. *J. Lipid Res.* 7:574–576.

AB MUTTALIB, S.A.; ISMAIL, S.N.S.; PRAVEENA, S.M. 2016. Application of Effective Microorganism (EM) in Food Waste Composting: A review. *Asia Pacific Environmental and Occupational Health Journal*, 2 (2): 37 – 47.

NAMSIVAYAM, S.K.R.; NARENDRAKUMAR, G.; KUMAR, J.A. 2011. Evaluation of Effective Microorganism (EM) for treatment of domestic sewage. *J. Experimental Sciences*. 2:30-32.

NAZRIA, M.A.A.; GHAZALI, N.L.B. 2017. The Effectiveness EM Mudball and Banana Peels for Textile Wastewater Treatment. *MATEC Web of Conferences*, 87, 01009.

SABADINI-SANTOS, E.; SILVA, T.S.; LOPES-ROSA, T.D.; MENDONÇA-FILHO, J.G.; SANTELLI, R.E.; CRAPEZ, M.A.C. 2014. Microbial Activities and Bioavailable Concentrations of Cu,Zn, and Pb in Sediments from a Tropic and Eutrophicated Bay. *Water Air Soil Pollut.* 225:1949. DOI 10.1007/s11270-014-1949-2

SAFWAT, S.M.; MATT, M.E. 2021. Environmental applications of Effective Microorganisms: a review of current knowledge and recommendations for future directions. *J. Engineering and Applied Science* 68:48. <https://doi.org/10.1186/s44147-021-00049-1>.

SENEZ, T.M.; SILVA, T.S.; MOREIRA, M.R.; SANTELLI, R.E.; CRAPEZ, M.A.C. 2014. Organic matter and pyritization relationship in recent sediments from a tropical and eutrophic bay. *Marine Pollution Bulletin* 89:220–228.

SHALABY, E.A. Prospects of effective microorganisms technology in waste treatment in Egypt. 2011. *Asian Pac J Trop Biomed*. 1:243-248.

SHILLING, M.; MATT, L.; RUBIN, E.; VISITACION, M.P.; HALLER, N.A.; GREY, S.F.; WOOLVERTON, C.J. 2013. Antimicrobial effects of virgin coconut oil and its medium chain fatty acids on *Clostridium difficile*. *Journal Medicinal Food*. 16(12):1079–1085. <https://doi.org/10.1089/jmf.2012.0303>

SILVA, F.S.; MENDONÇA-FILHO, J.G.; OLIVEIRA, A.D.; MENDONÇA, J.O.; GOMES, S.B.V.C.; SABADINI-SANTOS, E.; INNECCO, B.R.; CRAPEZ, M.A.C. 2012. Matéria orgânica particulada e atividade bacteriana nos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*. 42(2): 411-422

SMWW - Standard methods for the examination of water and wastewater. 2017. 23ª Edição.

VARAVALLO, M.A.; THOMÉ, J.N.; TESHIMA, E. 2008. Aplicação de bactérias probióticas para profilaxia e tratamento de doenças gastrointestinais. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina. 29:83-104.



VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C.O.; VOLSCHAN JUNIOR, L.; FLORENCIO, L. 2009. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água. In: *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Prosab – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Francisco Suetônio Bastos Mota and Marcos Von Sperling (Coord.). 1a Ed., Tomo 2:26-51.

WAITE, C.C.C.; SILVA, G.O.A.; BITENCOURT, J.A.P.; SANTOS, E.S.; CRAPEZ, M.A.C. 2016. Copper and lead removal from aqueous solutions by bacterial consortia acting as biosorbents. *Mar. Poll. Bull.* 109:386-392.

ZAKARIA, Z.; GAIROLA, S.; SHARIFF, N.M. 2010. Effective Microorganisms (EM) Technology for Water Quality Restoration and Potential for Sustainable Water Resources and Management. *International Congress on Environmental Modeling and Software*. 142. (<http://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2010/all/142>).