

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

GIÓRGIA SÁTIRO DE MOURA

**APORTE ANTRÓPICO E BALANÇOS DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO EM SOLOS DE MANGUEZAL NO ESTUÁRIO DO RIO
BOTAFOGO - PE**

RECIFE

2024

Giórgia Sátiro de Moura
Bacharel em Agronomia

**Aporte antrópico e balanços de nitrogênio e fósforo em solos de manguezal no
estuário do Rio Botafogo - PE**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, da
Universidade Federal Rural de Pernambuco,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Caroline Miranda Biondi

Coorientador: Clístenes Williams
Araújo do Nascimento

**Recife
2024**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M929 Moura, Giórgia Sátiro de
APORTE ANTRÓPICO E BALANÇOS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM SOLOS DE MANGUEZAL NO
ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO - PE / Giórgia Sátiro de Moura. - 2024.
63 f. : il.

Orientadora: Caroline Miranda Biondi.
Coorientador: Clistenes Williams Araujo do Nascimento.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, , Recife, 2024.

1. Extração sequencial. 2. Efluentes. 3. Nutrientes. I. Biondi, Caroline Miranda, orient. II. Nascimento, Clistenes Williams Araujo do, coorient. III. Título

CDD

GIÓRGIA SÁTIRO DE MOURA

**Aporte antrópico e balanços de nitrogênio e fósforo em solos de manguezal no
estuário do Rio Botafogo - PE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da
Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 28 de maio de 2024

Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi
Orientadora
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ygor Jacques Agra Bezerra Da Silva
Universidade Federal Rural do Pernambuco

Prof. Dr. Felipe José Cury Fracetto
Universidade Federal Rural do Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela sua infinita misericórdia, por me fortalecer todos os dias, me dar paz, sabedoria, discernimento e saúde para concluir mais uma etapa da minha vida

A minha mãe Maria do Socorro, por sempre me amparar, me motivar, me dar forças, acolhimento e apoio em todas as decisões da vida.

A minha irmã Giovanna, por acreditar em mim e me incentivar a sempre seguir em frente e a ser melhor, por me escutar, me amar e me aceitar como eu sou. Eu admiro você Vanna.

Ao meu pai Giovane e a minha irmã Flávia, por sempre me ajudarem e cuidarem de mim.

A minha melhor amiga Karolynne, que se tornou uma irmã e parceira na vida, obrigada pelas risadas e choros, pelo amor e paciência. por me ajudar em todos os dias, sejam eles difíceis ou fáceis, por todos os ensinamentos, conselhos, por todos os momentos de alegria, por fazer que o processo ser mais leve. Ter você ao meu lado nessa jornada foi imprescindível para que tudo isso acontecesse.

A minha orientadora Prof. Dra. Caroline Miranda Biondi, por acreditar no meu potencial, por ser compreensível, e por incentivo. A senhora é paz, aconchego e tranquilidade, essa trajetória só foi possível graças a senhora. É admirável sua paixão pela ciência, pelo ensino, e seu respeito pelas pessoas e diferenças. Agradeço a senhora por estar comigo durante todo o processo.

A CAPES pela concessão de bolsa de estudo, é imprescindível todo o suporte para se fazer ciência de qualidade. Fica meu agradecimento.

Aos professores e professoras do PPG Ciência do solo da UFRPE, por todos os conhecimentos compartilhados.

A Dra. Simone Lins por toda ajuda nessa jornada, por todas as contribuições científicas e por todo incentivo de sempre. Vocês estão no meu coração.

Aos meus amigos que adquiri ao longo da pós-graduação, em especial Vitória Brito, Verônica Leal, Pâmela Sena, Cícero Aparecido (Nino), Wellyngton Heynrich, Jakson Nascimento, essa jornada me trouxe pessoas como vocês que quero levar para vida, agradeço por todo suporte, por todos os momentos que compartilhamos e por toda ajuda.

A todos os integrantes do grupo de pesquisa do Grupo de Química Ambiental de Solos (GQAS), pelas discussões científicas, e por toda ajuda ao longo do trabalho. Fica meu agradecimento.

A Universidade Federal Rural do Pernambuco, pela acolhida e contribuição nessa formação.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente nessa jornada durante os 2 anos, muito obrigada!

“Tudo depende do tipo de lente que você utiliza para ver as coisas.”

Jostein Gaarder - Sophie's World

Aporte antrópico e balanços de nitrogênio e fósforo em solos de manguezal no estuário do Rio Botafogo - PE

RESUMO

A bacia do rio Botafogo é um importante recurso hídrico para a população e as indústrias do litoral norte de Pernambuco. No entanto, a descarga de efluentes antropogênicos carregados de azoto (N) e fósforo (P) diretamente nas águas estuarinas e nos solos representa sérios riscos de eutrofização costeira. A disponibilidade desses nutrientes é regulada pelas suas formas de estabilização no solo. Estas formas desempenham um papel crucial na mobilidade dos nutrientes no solo e na sua troca com a água subjacente. O objetivo deste estudo foi avaliar o aporte e a estabilidade de fósforo e nitrogênio em solos de manguezal influenciados por atividades antrópicas próximas ao estuário do Rio Botafogo. Foram realizadas análises químicas e físicas para caracterizar os solos e determinar os teores de nitrogênio e fósforo totais, bem como o fracionamento do fósforo. Os resultados indicam maior aporte de nitrogênio relacionado às atividades de carcinicultura e maior aporte de fósforo proveniente do cultivo da cana-de-açúcar. Frações inorgânicas como fósforo trocável (P-Ext), fósforo ligado aos óxidos de ferro (F-Fe), fósforo ligado aos hidróxidos de alumínio (P-Al) e fósforo ligado ao cálcio (P-Ca) podem estar mais ou menos disponíveis dependendo do pH do solo, enquanto a disponibilidade da fração fósforo ligado aos ácidos húmicos (P-AH) pode aumentar com base nas mudanças no potencial redox (Eh) e estabilidade da matéria orgânica do solo. Os manguezais são considerados sumidouros de nutrientes e armazenam sedimentos de maneira eficiente. Porém, sua capacidade de acumulação pode ser reduzida devido aos impactos ambientais. Portanto, encontrar soluções para usos conflitantes deste ecossistema é crucial para identificar prioridades de conservação e gestão.

Palavras-chave: Extração sequencial. Efluentes. Nutrientes.

Inputs and anthropic balances of nitrogen and phosphorus in mangrove soils in the Botafogo River estuary

ABSTRACT

The Botafogo River basin is an important water source for the population and industries along the northern coast of Pernambuco. However, the discharge of anthropogenic effluents containing nitrogen (N) and phosphorus (P) directly into estuarine waters and soils poses serious risks of coastal eutrophication. The availability of these nutrients is regulated by their stabilization forms in the soil. These forms play a crucial role in nutrient mobility within the soil and their exchange with underlying water. The objective of this study was to assess the input and stability of phosphorus and nitrogen in mangroves based on anthropogenic activities near the Botafogo River estuary. Chemical and physical analyses were conducted to characterize the soils and determine total nitrogen and phosphorus content, as well as phosphorus fractionation. The results indicate higher nitrogen input related to shrimp farming activities and greater phosphorus input from sugarcane cultivation. Inorganic fractions such as exchangeable phosphorus (P-Ext), phosphorus bound to iron oxides (F-Fe), phosphorus bound to aluminum hydroxides (P-Al), and phosphorus bound to calcium (P-Ca) may be more or less available depending on soil pH, while the availability of the phosphorus fraction bound to humic acids (P-AH) may increase based on changes in redox potential (Eh) and soil organic matter stability. Mangroves are considered nutrient sinks and efficiently store sediments. However, their accumulation capacity may be reduced due to environmental impacts. Therefore, finding solutions for conflicting uses of this ecosystem is crucial for identifying conservation and management priorities.

Keywords: Sequential extraction. Effluents. Nutrients.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização da área de estudo. Representação dos pontos de amostragem e indicação das atividades antrópicas próximas ao estuário do Rio Botafogo (cultivo de cana-de-açúcar e carcinicultura)26
- Figura 2** - Médias dos atributos químicos e físicos Areias (A), Silte (B), Argila (C), pH (D), Potencial de oxirredução (E), Condutividade elétrica (F) e Matéria orgânica (G) dos solos de manguezal do Rio Botafogo influenciados pelas atividade cana-de-açúcar e carcinicultura.....32
- Figura 3** - Média dos teores de fósforo total e do fósforo nos compartimentos do solo de manguezal do Rio Botafogo, para as atividades carcinicultura e cana-de-açúcar. P trocável (P-trocável), P associado a oxihidróxidos Fe (P - Fe), P associado a aluminossilicatos (P-Al), P associado a ácidos húmicos (P-AH), P associado a Ca e Mg (P-Ca), Residual (P-Res), não reativo (P-Nr)34
- Figura 4** - Diagrama de Pourbaix para o sistema ferro-água a 25°C.....36
- Figura 5**- Proporção das fases das diferentes espécies de fósforo nos solos com base em dados médios.....39
- Figura 6**- Médias das frações de nitrogênio e nitrato dos solos de manguezal do Rio Botafogo.....41
- Figura 7**- Distribuição e valores médios do pH e carcinicultura e cana-de-açúcar. Nível de significância ($p < 0,05$)43
- Figura 8**- Distribuição e valores médios das frações P-Al e P-Res em carcinicultura e cana-de-açúcar. Nível de significância ($p < 0,05$)44
- Figura 9**- Análise dos componentes principais (PCA) das variáveis Nitrogênio, Nitrato, P- Ext, P -Fe, P- Al, P- Ca, P- Res, P, Al, Areia, Silte, Argila, pH, Eh, MO, nas áreas influenciadas pela

cana-de-açúcar e carcinicultura; Análise dos componentes principais em relação a distribuição dos pontos e as variáveis analisadas.....45

Figura 10- PCO indicando a dissimilaridades entre as atividades cana-de-açúcar e carcinicultura.....47

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 13 |
| 1.1 Hipóteses | 14 |
| 1.2 Objetivos | 14 |
| 1.2.1 <i>Objetivo Geral</i> | 14 |
| 1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i> | 14 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 15 |
| 2.1 <i>Ecossistema Manguezal</i> | 15 |
| 2.2 <i>Carcinicultura</i> | 17 |
| 2.3 <i>Cana-de-açúcar</i> | 20 |
| 2.4 <i>Nitrogênio</i> | 21 |
| 2.5 <i>Fósforo</i> | 22 |
| 2.6 <i>Fósforo e as frações do solo</i> | 23 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 24 |
| 3.1 <i>Área de estudo</i> | 24 |
| 3.2 <i>Amostragem, coleta e preparo das amostras de solo</i> | 25 |
| 3.3 <i>Análises físicas e químicas</i> | 26 |
| 3.4 <i>Controle</i> | 26 |
| 3.5 <i>Análises de nitrogênio</i> | 27 |
| 3.6 <i>Digestão total para P, Al, Fe e Ca.</i> | 27 |
| 3.7 <i>Fracionamento do fósforo</i> | 28 |
| 3.8 <i>Análise de dados</i> | 29 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 29 |
| 4.1 <i>Fracionamento do fósforo</i> | 31 |
| 4.2 <i>Nitrogênio</i> | 38 |

| | | |
|-------|---|----|
| 4.3 | <i>Comparação entre as atividades</i> | 40 |
| 4.3.1 | <i>Análise PCA e PCO</i> | 43 |
| 5. | CONCLUSÕES | 46 |
| 6. | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 47 |

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas de extrema importância para a biodiversidade e a manutenção de serviços ecossistêmicos que beneficiam as populações costeiras. No entanto, esses ambientes estão ameaçados pelos impactos antrópicos, incluindo o aporte de nutrientes. O crescimento das áreas urbanas e atividades como carcinicultura e o cultivo de cana-de-açúcar no entorno do manguezal são os principais responsáveis pela intensa descarga de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo nas águas do estuário, provocando grande preocupação com relação aos possíveis efeitos ambientais adversos.

O estuário do Rio Botafogo, em Pernambuco, é um exemplo de região costeira afetada pela ação humana. A região é caracterizada pela diversificação de atividades desenvolvidas.

Entradas excessivas de N e P podem desencadear processos de eutrofização, afetando a qualidade da água e comprometendo a biodiversidade. Os solos de manguezal possuem uma alta capacidade de acumulação e estabilização de nutrientes, no entanto, essa capacidade pode ser excedida, levando assim a um desequilíbrio e impactando negativamente o ecossistema.

O Fósforo tem um papel determinante nos processos de eutrofização. Embora a eutrofização requeira o enriquecimento de N e P das águas superficiais, na maioria dos casos a produtividade biológica é limitada por P, sendo sua interação com a matéria orgânica e os diferentes minerais do solo o regulador da sua disponibilidade para o ambiente.

O nitrogênio, por sua vez, quando em concentração elevada é rapidamente mineralizado e convertido a nitrato e amônio, se tornando prontamente disponível e facilmente carregado pela água dos rios, processo favorecido pela dinâmica das marés. Na água, ele é consumido juntamente com o fósforo aumentando significativamente a produção de fitoplâncton e cianobactérias na superfície da água. Contudo, o risco associado a contaminação por nitrogênio não está restrito a eutrofização, mas também a intoxicação de animais e seres humanos em função do consumo de água e alimentos com altos teores de nitrato, e pela produção de gases do efeito estufa durante o processo de desnitrificação.

Para mitigar os impactos negativos resultantes do aporte antrópico de P e N nos solos de manguezal, é necessário um melhor entendimento dos processos de ciclagem desses nutrientes nos ecossistemas. A gestão integrada dos recursos costeiros, incluindo medidas de proteção ambiental, pode contribuir para a manutenção da qualidade do solo, da água e da biodiversidade nos manguezais do estuário do Rio Botafogo. A adoção de práticas sustentáveis na agricultura e na pesca são importantes para a redução do aporte de nutrientes e a preservação dessas áreas de tão importante para a sociedade. Dessa forma, a busca de

soluções para usos conflitantes desse ecossistema tão importante deve partir de uma sólida base científica, a fim de identificar as questões prioritárias para sua conservação e gerenciamento.

1.1 HIPÓTESES

A atividade de carcinicultura contribui com aportes mais elevados de fósforo e nitrogênio quando comparada ao cultivo de cana-de-açúcar desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Botafogo.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o aporte e a estabilidade do fósforo e do nitrogênio no manguezal em função das atividades carcinicultura e cana-de-açúcar desenvolvidas nas proximidades do estuário do Rio Botafogo.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Verificar a influência das atividades antrópicas desenvolvidas no entorno estuário do Rio Botafogo para a contaminação dos solos de manguezal por fósforo e nitrogênio;

Identificar a capacidade dos solos de manguezais em estabilizar a carga de fósforo e nitrogênio proveniente de diferentes atividades antrópicas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ecossistema Manguezal

Os estuários, regiões costeiras de transição entre os ambientes terrestre e marinho, são os principais mantenedores dos manguezais (ALONGI, 2014; DUKE et al., 2007). Esse ecossistema, onde a água doce e a salgada se encontram e se misturam nas planícies, é influenciado pelas marés, gerando um ambiente marcado por grande variação de parâmetros físicos, químicos e biológicos (ALONGI, 2014; DUKE et al., 2007)

Os manguezais ocorrem em regiões tropicais e subtropicais, sendo um dos ecossistemas mais ricos em biodiversidade do planeta, desenvolvendo-se em maior estrutura em locais com grandes variações de marés e altos regimes pluviométricos (SPALDING et al., 2010; ALONGI, 2008; ALONGI, 2014; DUKE et al., 2007). No Brasil, os manguezais formam grandes sistemas nas regiões Norte e Nordeste cobrindo cerca de 30% da costa brasileira (DUKE et al., 2007).

Os manguezais são caracterizados por apresentarem uma estrutura e funcionamento muito particulares: há variação do nível da água promovida pelas marés, resultando em zonas com diferentes graus de estabilidade do substrato; sedimento lodoso e hipóxico; grande quantidade de matéria orgânica; variação da salinidade, da temperatura, do oxigênio dissolvido, da turbidez da água; entre outros fatores (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; KRAUSS et al., 2008; LEE et al., 2014).

Esses ecossistemas são extremamente importantes para a biodiversidade, pois abrigam uma grande variedade de espécies animais e vegetais, muitas das quais são endêmicas (FAO, 2020; ALONGI, 2018). Caracterizados pela presença de organismos que adquiriram adaptações morfofisiológicas para ocupar o ambiente, já que estão sujeitos às condições instáveis do local, apresentam uma baixa riqueza, porém uma alta abundância (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; KRAUSS et al., 2008; LEE et al., 2014).

As árvores adaptadas possuem raízes aéreas e caules modificados que auxiliam na sobrevivência em um ambiente dinâmico (SPALDING et al., 2010). Sua distribuição e composição estão altamente influenciadas pelo fenômeno das marés, que também regula a dispersão de sementes e propágulos vegetais, além de larvas de muitas espécies animais (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; KRAUSS et al., 2008; LEE et al., 2014). As raízes das árvores, assim como a água turva, fornecem proteção contra predadores e retêm sedimentos

carreados, assim como possíveis componentes nocivos levados pelos rios (NAGELKERKEN et al., 2008; TWILLEY et al., 1992; VALIELA et al., 2001).

A flora e fauna encontradas no manguezal desempenham papéis importantes na cadeia alimentar marinha e muitas dessas espécies são consideradas economicamente importantes para as comunidades locais (FAO, 2020; ALONGI, 2018). Dotado de uma cadeia alimentar capaz de sustentar dois terços dos peixes da região costeira (NAGELKERKEN et al., 2008; TWILLEY et al., 1992; VALIELA et al., 2001). Os manguezais provêm ao mar uma carga significativa de nutrientes e matéria orgânica assimilável, importante para o desenvolvimento do plâncton, que é base da teia alimentar marinha (NAGELKERKEN et al., 2008; TWILLEY et al., 1992; VALIELA et al., 2001).

Um dos papéis mais importantes dos manguezais é atuar como ‘berçários da vida marinha’, pois fornece um habitat para uma infinidade de espécies que procuram esse ambiente para desova, viver estágios iniciais de desenvolvimento, encontrar parceiros para o acasalamento, ou então, se alimentar (NAGELKERKEN et al., 2008; TWILLEY et al., 1992; VALIELA et al., 2001).

No entanto, o ecossistema enfrenta diversas ameaças. A urbanização, a construção de represas e diques, a aquicultura, a exploração madeireira e a agricultura são algumas delas (ALONGI, 2008; DAS et al., 2016; HOSSAIN et al., 2020; LEE et al., 2014). A expansão da aquicultura é uma preocupação crescente, pois muitas vezes envolve a conversão de grandes áreas de manguezais em fazendas de camarão, além disso, os insumos utilizados na carcinicultura são compostos por uma variedade de produtos químicos e biológicos, os quais podem causar contaminação dos corpos d’água receptores de efluentes sem tratamento prévio (PÁEZ-OSUNA, 2001; CONSTANZO et al., 2004; PRIMAVERA, 2006; AHN et al., 2010).

A agricultura por sua vez é uma atividade que pode levar à poluição da água e afetar a qualidade do solo pelo uso excessivo de fertilizantes e pesticidas (ALONGI, 2015; LEE et al., 2014). Outra ameaça significativa é o descarte inadequado de resíduos sólidos e líquidos que podem causar danos graves ao ecossistema do manguezal. Isso inclui a morte de plantas e animais e a contaminação de frutos do mar e outros recursos naturais importantes para as comunidades costeiras (ALONGI, 2008; HOSSAIN et al., 2020). De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), cerca de 20% dos manguezais do mundo já foram perdidos.

2.2 Carcinicultura

Os manguezais são ecossistemas de grande importância socioeconômica, uma vez que fornecem recursos naturais para a subsistência de populações locais, incluindo comunidades pesqueiras (FRIESS, 2023, SPALDING et al., 2019). No entanto, essas comunidades enfrentam desafios que afetam diretamente o uso sustentável dos recursos do manguezal, especialmente devido a atividades econômicas que impactam o ecossistema, como a carcinicultura (ALONGI, 2020; FRIESS, 2023).

Embora muitas comunidades de pescadores artesanais tenham um conhecimento profundo do manguezal e adotem práticas de manejo sustentável (CAVALCANTI et al., 2012; FRIESS., 2020), a falta de políticas efetivas de conservação e a pressão econômica podem levar à degradação do ecossistema e à redução das áreas de uso para pesca (SPALDING et al., 1997). Além disso, muitas atividades econômicas na região do manguezal são insustentáveis do ponto de vista social, econômico e ambiental, e podem gerar conflitos socioambientais significativos (ALONGI, 2020; FRIESS, 2023).

Atualmente, a atividade de cultivo de camarão em fazendas e viveiros é uma das mais importantes na aquicultura mundial, sendo amplamente praticada em países da Ásia, América Latina e África (FAO, 2021). O rápido crescimento dessa atividade está associado a inúmeros fatores, destacando-se o desenvolvimento técnico-científico e o declínio mundial dos estoques pesqueiros naturais, devido, principalmente, à sobre-pesca (CAMARGO & POUHEY, 2005; NAYLO *et al.*, 2005; FAO, 2006).

A introdução da espécie exótica *Penaeus vannamei* de camarão no país gerou resultados positivos na produção e acelerou o crescimento do setor (COSTA, 2004), o que aumentou a conversão de extensas áreas costeiras em zonas de produção de camarão para a construção de viveiros em muitas regiões, incluindo áreas próximas a manguezais (MAGALHÃES, 2004; LACERDA et al., 2011; MIALHE et al., 2013; QUEIROZ et al., 2013; SAHU et al., 2013). O Brasil, apesar do grande potencial para a aquicultura, responde por apenas 1% da produção mundial de camarão (VIDAL, 2022). No país, a produção de camarão ficou mais notável em 2003, quando sua produção cresceu de 3.600 toneladas em 1997 para 90.190 toneladas em 2003, assim como as exportações de US\$ 2,8 milhões em 1998 para US\$ 427,92 milhões em 2003 (ROCHA, 2015, JUNIOR, NICÁCIO E RODRIGUES, 2020). Atualmente devido a incidência do vírus da mancha branca a produção de camarão no Brasil teve uma queda de 23% na sua produção, mas ainda sim foi responsável por uma produção de aproximadamente 69 mil toneladas de camarão no ano de 2022 (FAO, 2023). No Nordeste do Brasil, responsável por

99,71% da produção nacional, podem ser destacadas as características climáticas, topográficas e hidrobiológicas, benéficas ao cultivo durante todo o ano, sendo que os investimentos em infraestrutura na região associados à queda na produção mundial aumentaram os investimentos no setor (VIDAL, 2022; SEBRAE, 2021). No estado de Pernambuco, a carcinicultura é uma das principais atividades do setor pesqueiro e representa uma importante fonte de renda para muitas comunidades costeiras (XIMENES, 2021).

De acordo com dados do IBGE, a produção de camarão no estado em 2022 foi de aproximadamente 4.375 toneladas, gerando uma receita bruta de cerca de R\$62 milhões (XIMENES E VIDAL, 2023). No entanto, muitos empreendimentos foram instalados e ainda são através de invasões das áreas de manguezais, resultando em diversos conflitos de interesse que geralmente favorecem os agentes da indústria em detrimento dos impactos ambientais negativos já conhecidos. Em 2005, a carcinicultura já era responsável pela perda de 9,6% dos manguezais no litoral norte de Pernambuco (GUIMARÃES, 2007). Segundo o ICMBIO (2018), estima-se que 25% dos manguezais em todo o Brasil tenham sido destruídos desde o começo do século 20, devido principalmente à carcinicultura e ao desenvolvimento costeiro inadequado. A situação é particularmente séria nas regiões Nordeste e Sudeste do Brasil, que apresentam um grande nível de fragmentação e onde estimativas recentes sugerem que cerca de 40% do que foi um dia uma extensão contínua de manguezais, foi suprimido.

De acordo com a legislação brasileira, esse alto crescimento produtivo das fazendas de carcinicultura deveriam ser estabelecidas em áreas de apicuns ou salgados para a realização da atividade segundo a Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Contudo, em sua maioria, esses empreendimentos se instalam em áreas de manguezais com a supressão da vegetação de mangue para a construção de viveiros de produção, devido à ampla disponibilidade de água de qualidade apropriada para o cultivo e ao baixo valor de mercado (NASCIMENTO, 2007).

No Brasil, a legislação sobre carcinicultura foi instituída em 2002, quando muitos empreendimentos já estavam estabelecidos, o que resultou em um trabalho retroativo por parte dos órgãos reguladores (D'ANGELIS E MOURA, 2016). A Resolução NR. 312, de 10 de outubro de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em seu artigo 2º, dispõe que a prática da carcinicultura em áreas de manguezal é proibida e que a atividade dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira deve ser licenciada por meio de procedimento de licenciamento ambiental (BRASIL, 2002). No entanto, muitos empreendimentos ainda invadem áreas de manguezais na costa brasileira, resultando em diversos conflitos de interesse que geralmente favorecem os agentes da indústria em detrimento dos impactos ambientais negativos já conhecidos. O funcionamento de fazendas de

carcinicultura está intimamente relacionado à degradação intensa e descontrolada dos ecossistemas costeiros.

Isso se deve aos diferentes graus de impacto da cadeia produtiva da carcinicultura, que envolve os processos de produção de insumos, da larvicultura, das fazendas de engorda e despesca, empresas de beneficiamento e das indústrias químicas que utilizam como matérias-primas os resíduos do camarão (TANCREDO *et al.*, 2011).

A implantação de viveiros em manguezais pode causar impactos ambientais significativos, incluindo a destruição de habitats naturais, a contaminação do solo e da água por produtos químicos e a poluição do ar devido ao uso de aeradores (CARNEIRO *et al.*, 2019). Os problemas de impactos ambientais negativos não ficam restritos à fase de implantação. A fase da despesca, na qual são lançados no ambiente os efluentes das fazendas com todos os insumos utilizados no cultivo, tem sido apontada como a fase que mais gera danos ao ambiente (BRUMMETT, 2003; PÁEZ-OSUNA *et al.*, 2003).

A produção de resíduos orgânicos e inorgânicos pelos viveiros pode afetar negativamente a qualidade da água dos manguezais e a saúde da fauna e flora residentes (SANTOS *et al.*, 2020). Por ser uma atividade importante para a economia do país, é fundamental gerenciar os efluentes produzidos, a fim de minimizar os impactos ambientais. Os efluentes da carcinicultura apresentam altas concentrações de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, que podem causar eutrofização e desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos (SAHU *et al.*, 2013).

As fontes de fósforo e nitrogênio podem variar de acordo com a região e a disponibilidade de recursos. Um dos principais insumos utilizados na carcinicultura é o alimento para camarão que muitas vezes é composto por farinha de peixe e outros ingredientes de origem animal que apresentam nutrientes que podem contribuir para a eutrofização, ou excesso de nutrientes em corpos d'água (MENEZES & CARVALHO, 2022). O uso de farinha de peixe pode contribuir para a sobrepesca de algumas espécies marinhas, além de gerar resíduos orgânicos no processo de produção. Além disso, pode afetar negativamente a qualidade da água e a saúde de outras espécies aquáticas. Outro insumo utilizado em algumas áreas, são os fertilizantes minerais e orgânicos, como os resíduos de pesca e camarão, na adubação dos tanques de cultivo para fornecer os nutrientes necessários para o desenvolvimento dos organismos cultivados (D'ABREU *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2008).

2.3 Cana-de-açúcar

A produção de cana-de-açúcar é uma atividade econômica importante em Pernambuco, gerando empregos e contribuindo para a economia do estado. De acordo com o Censo Agropecuário de 2023, a área total ocupada pela cana-de-açúcar em Pernambuco é de cerca de 233,7 mil hectares, o que representa cerca de 26% da produção de açúcar da região nordeste (CONAB, 2023 a,b)

A região da Mata Norte é a segunda principal produtora de cana-de-açúcar no estado, concentrando cerca de 39% da produção. De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2022, a região da Zona da Mata produziu cerca de 5,8 milhões de toneladas em 2022 (BDE, 2024; CONAB, 2023a)

Nesse sentido, faz-se necessário a expansão dessa cultura pelo território brasileiro, avanços tecnológicos, melhoria da infraestrutura e ganho de produtividade por área plantada, desde que se sobressaiam sistemas de manejo sustentáveis com a devida fiscalização de possíveis contaminação de corpos hídricos com insumos e fertilizantes agrícolas nitrogenados e fosfatados. O avanço do setor sucroalcooleiro auxilia no crescimento do PIB nas cidades produtoras de cana-de-açúcar (SILVA et al., 2021). Do ponto de vista socioeconômico, a cana de açúcar pode trazer benefícios econômicos para a região, como a geração de empregos e a arrecadação de imposto.

Por outro lado, a expansão das lavouras de cana-de-açúcar sobre manguezais vem despertando muita preocupação em relação à conversão dessas áreas para a agricultura (DAHDOUH-GUEBAS, 2011), levando a perda de área no litoral brasileiro (GORMAN, 2018), desmatamento (FRIESS, 2019), degradação do solo, alteração da biodiversidade, utilização da água e segurança alimentar (SILVA et al., 2021). Quando instaladas próximas a manguezais, as usinas podem afetar esses ecossistemas, que são fundamentais para a manutenção da biodiversidade e do equilíbrio ecológico da região, mas também pode causar impactos negativos sobre a pesca artesanal, atividade comum em áreas de manguezal.

As lavouras de cana podem acarretar muitos impactos ambientais, pois as práticas industriais e agropecuárias utilizam agrotóxicos, adubos sintéticos, entre outros agentes que poluem, contaminam o solo e os recursos hídricos, comprometendo a biodiversidade e o bioma, onde as unidades fabris e as fazendas de produção estão instaladas (SILVA et al., 2021), além de geralmente requererem grandes áreas de terra para a sua implantação e instalação de equipamentos de processamento.

Através do uso de fertilizantes grandes quantidades de nutrientes, como nitrogênio e fósforo são aplicados nas lavouras. Entretanto, a utilização excessiva desses fertilizantes pode levar ao processo de lixiviação de nitrogênio, onde ocorre a infiltração do nutriente no solo e, conseqüentemente, pode atingir as águas subterrâneas (BORTOLOZO et al., 2016; SPADOTTO, 2006; ULRICH et al., 2013),

A erosão dos solos superficiais enriquecidos com fósforo nessas áreas pode se tornar uma importante fonte de entradas de partículas de fósforo nas águas superficiais e nos ecossistemas aquáticos associados (ASHLEY et al., 2011).

2.4 Nitrogênio

O ecossistema manguezal atua como sumidouro de nitrogênio, protegendo ecossistemas marinhos adjacentes da poluição derivada do solo (KIMIREI et al., 2016; UNEP, 2014). As florestas de mangue preservadas possuem reduzidas concentrações de N antropogênico e de outros nutrientes, o que reduz as taxas de transformação do N no solo (WADNERKAR et al., 2019; KIMIREI et al., 2016).

Em manguezais, as taxas de mineralização de N são influenciadas principalmente por vias anaeróbicas (processos de redução de nitrato, ferro e sulfato), (CARTAXANA et al., 1999; INOUE et al., 2011; BASYUNI et al., 2014; CRAFT, 2016; LIN et al., 2016), resultando em menores taxas de decomposição e produção de N-mineral, favorecendo o armazenamento de nitrogênio orgânico no solo (CANFIELD et al., 1993; KRISTENSEN et al., 2000; DONATO et al., 2011).

Uma importante rota para entrada e saída de N no manguezal é o fluxo das marés (ALONGI, 2002, 2009). As flutuações das marés afetam a oxigenação e a reação redox, oscilando entre as condições óxicas, subóxicas e anóxicas e influenciando o metabolismo microbiano anaeróbio (ALONGI, 2005).

No entanto, a disponibilidade de N exógeno pode diminuir a imobilização desse nutriente por micro-organismos e aumentar a taxa de mineralização (CHAPIN et al., 2011). A entrada de efluentes com elevados teores de N pode aumentar a mineralização de N em solos de manguezal, desencadeando a eutrofização e aumentando a biodisponibilidade de N inorgânico, resultando no incremento da atividade primária no local (QUEIROZ et al., 2020).

A presença de altas concentrações de N pode estimular o crescimento de algas e plantas aquáticas, levando a um aumento da biomassa e do consumo de oxigênio no ecossistema. Além disso, a eutrofização causada pela entrada excessiva de N pode afetar negativamente a

diversidade biológica, com o aumento da ocorrência de espécies invasoras em detrimento das espécies nativas. (FELLER, 1995)

Queiroz et al. (2020) constataram em seu experimento que efluentes ricos em nitrogênio promoveram um aumento significativo do conteúdo total de nitrogênio do solo em manguezais impactados. Eles também aumentaram a mineralização de nitrogênio nos locais impactados por camarões, quando comparados com manguezais preservados. Os autores também descobriram ainda que apenas 30% de nitrogênio mineralizado permaneceu armazenado no solo, enquanto 70% foram solubilizados pelas águas dos rios. Portanto, em solos de manguezal que recebem efluentes ricos em nitrogênio, pode ocorrer o aumento da mineralização de nitrogênio, desencadeando a eutrofização.

2.5 Fósforo

O fósforo em ecossistemas estuarinos tem origem em fontes naturais como rochas fosfatadas, ou em fontes artificiais como esgotos domésticos e efluentes industriais (SASABUCHI et al., 2023).

O P é um nutriente essencial para plantas, animais e microrganismos. Condiciona a produtividade primária em muitos ecossistemas terrestres (CEULEMANS et al., 2017; REINHARD et al., 2017) e sua disponibilidade em solos é controlada por interações com matéria orgânica e diferentes minerais (HOLTAN et al., 1988; OTERO et al., 2018).

O P aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários e o emprego em larga escala de detergentes em pó no âmbito doméstico. Outras fontes são as oriundas dos efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, farmacêutica, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam P em quantidades excessivas (CETESB, 2018).

Investigações sobre a influência da atividade humana na poluição de fósforo em manguezais de regiões tropicais e subtropicais, concluiu que as fontes antrópicas (como lançamento de esgotos, fertilizantes agrícolas e descarte inadequado de resíduos são as principais responsáveis pela contaminação do ecossistema (SASABUCHI et al., 2023).

Ribeiro et al. (2014) em seu estudo sobre o efeito da poluição de fósforo na biodiversidade de manguezais, analisando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em áreas contaminadas e não contaminadas, mostra que a presença excessiva de fósforo pode causar a diminuição da riqueza e diversidade de espécies, comprometendo a estabilidade ecológica do manguezal.

Evidenciando que a poluição de mangues por fósforo é um tema relevante e atual na área ambiental, tendo em vista o impacto negativo que a presença excessiva deste nutriente pode causar ao ecossistema manguezal, compreender os processos geoquímicos e a liberação de fósforo nos sedimentos de estuários é importante não apenas para avaliar e interpretar a disponibilidade de P (CUI et al., 2011; LIPTZIN E SILVER, 2009; OTERO et al., 2015), mas também para prever e controlar o risco de eutrofização das águas costeiras (COELHO et al., 2004; KRAAL et al., 2015).

2.6 Fósforo e as frações do solo

O fracionamento do fósforo em sedimentos é uma técnica utilizada para identificar as formas químicas deste nutriente no ambiente sedimentar, permitindo a avaliação da sua disponibilidade para organismos e da sua mobilidade nos ecossistemas aquáticos. Diversos estudos recentes têm se dedicado a investigar o fracionamento do fósforo em sedimentos, visando compreender os processos de ciclagem deste elemento e os impactos da sua presença em excesso no ambiente (ZHANG et al., 2016; KOR, et al., 2021; MOUSHMI Et al., 2022; MAURYA et al., 2024)

Em solos, a disponibilidade de P é especialmente controlada por interações com matéria orgânica e diferentes minerais do solo (HOLTAN et al., 1988; OTERO et al., 2018). A fração P trocável e solúvel é a forma mais móvel do elemento nos solos e pode ser a fração mais importante para o cenário de poluição, cujo conteúdo também pode ser controlado pela dissolução / decomposição das fases sólidas do P (P associado a carbonatos, matéria orgânica, oxihidróxidos de Fe e outros) (JIMÉNEZ- CÁRCELES E ÁLVAREZ-ROGEL, 2008; NÓBREGA et al., 2014).

Dentre as principais fases sólidas que interagem diretamente com o P, os oxihidróxidos de ferro (Fe) são conhecidos por formar complexos superficiais especialmente fortes com o P, limitando sua disponibilidade para o meio ambiente (ARIAS et al., 2006; CORNELL E SCHWERTMANN, 2003). Essas interações Fe-P são cruciais para a retenção e imobilização de P na maioria dos solos. Em condições anóxicas, a redução de ferro (Fe^{3+} em Fe^{2+}) pode liberar o P adsorvido para a fase líquida e caso haja reoxidação de Fe^{2+} , precipitando na forma de óxidos de Fe, o fosfato pode ser readsorvido (AZZONI et al., 2001; NÓBREGA et al., 2014). Portanto, o ciclo do Fe pode afetar as atividades do P nos sedimentos.

O P trocável e solúvel excessivo, também é estabilizado pela matéria orgânica coexistente nos manguezais (BARCELLOS et al., 2019). Os altos teores de ortofosfato nos

solos podem estimular a produção de biomassa vegetal com maiores teores de P nos tecidos, o que aumenta a produção de ácidos húmicos enriquecidos com P em solos quando decompostos (BARCELLOS et al., 2019). Estes também podem se ligar as formas lábeis de P (formando a fração HA-P que encontramos associada ao P trocável e solúvel) que juntos podem ser (re) mineralizados em ortofosfato dissolvido em água, reiniciando o ciclo de potencial auto eutrofização em manguezais. (BARCELLOS et al., 2019). Nóbrega et al (2014) em estudo constatou fortes perdas de P trocável durante a estação seca, sendo essa maior biodisponibilidade de P atribuída ao aumento da mineralização de matéria orgânica e dissolução de Ca-P em resposta a condições mais oxidantes e ácidas.

O Fracionamento do fósforo realizado em sedimentos de um rio na China, utilizando a técnica de extração sequencial, observou a predominância das formas de fósforo associadas a compostos orgânicos e minerais, o que indica a baixa disponibilidade do nutriente para os organismos aquáticos. O trabalho aponta para a necessidade de se considerar o fracionamento do fósforo na elaboração de estratégias de gestão ambiental (ZHANG et al.; 2016).

Por fim, em trabalho recente de Li et al. (2014) avaliou a relação entre o fracionamento do fósforo em sedimentos e a presença de cianobactérias em um lago na China. O estudo observou que a presença de cianobactérias estava correlacionada com a predominância da forma de fósforo associada a compostos inorgânicos e solúveis, indicando a importância desta forma química para a proliferação das cianobactérias. O trabalho destaca a importância do fracionamento do fósforo na compreensão dos processos ecológicos em ecossistemas aquáticos.

Em suma, o fracionamento do fósforo em sedimentos é uma técnica fundamental para a compreensão dos processos de ciclagem deste nutriente em ecossistemas aquáticos, bem como para a identificação de fontes e formas de poluição. A realização de estudos que considerem esta técnica pode contribuir para a adoção de medidas mais efetivas de gestão ambiental.

3. MATERIAL E MÉTODOS

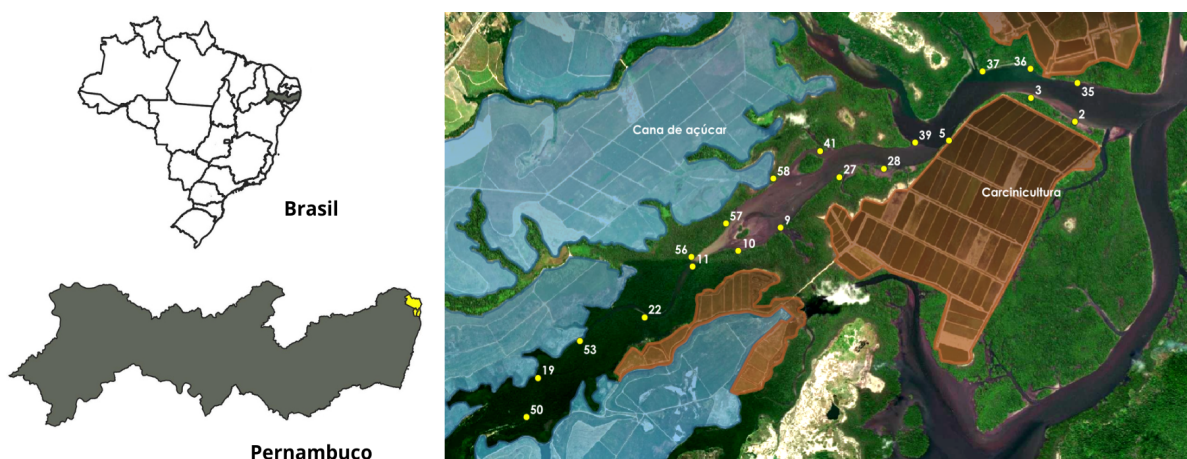
3.1 Área de estudo

A área de manguezal estudada encontra-se no litoral norte do Estado de Pernambuco, nos limites do estuário do Rio Botafogo. A Bacia Hidrográfica do Rio Botafogo se estende do município de Araçoiaba ao Canal de Santa Cruz em Itapissuma e é receptor das águas dos rios Cumbe, Guandú, Itapirema, Arataca, riacho Pilão e riacho Jardim, os quais desaguam pela margem esquerda, e os rios Itapicuru e Catucá que desaguam pela margem direita. O rio

apresenta uma extensão de quase 51 km, sendo o mais extenso entre aqueles totalmente inseridos no litoral norte e o de maior importância para o abastecimento d'água da Região Metropolitana do Recife, com capacidade para armazenar 27,5 milhões de m³ (MOURA, 2009).

A região é caracterizada por apresentar clima tropical quente e úmido, com verão seco e temperatura média anual entre 25 e 30 °C e precipitação pluvial entre 1300 e 2200 mm por ano com umidade relativa em torno de 80% (INPE, 2021). As marés são semi-diurnas e regulares, com amplitude que varia de 1,0 m a 2,2 m. A geologia regional é representada por rochas de embasamento cristalino e arenito de granulometria média a fina (CPRH, 2010). A vegetação é composta pela floresta de Mata Atlântica, que se destaca como um dos biomas mais ricos em biodiversidade.

Figura 1. Localização da área de estudo. Representação dos pontos de amostragem e indicação das atividades antrópicas próximas ao estuário do Rio Botafogo (cultivo de cana-de-açúcar e carcinicultura).



3.2 Amostragem, coleta e preparo das amostras de solo

O estudo foi realizado utilizando amostras de um banco de solos do grupo de pesquisa. As amostras foram coletadas no período de setembro a outubro de 2015 conforme nos locais mostrados na figura 1. Foram coletadas em 66 amostras de solo (0-10 cm) distribuídas a 3 e 30 m de distância das margens esquerda e direita do rio. Em cada ponto da amostragem, foram coletadas seis amostras simples com tubos de pvc (Ø 100 mm) de 10 cm de comprimento. Os tubos contendo as amostras de solo foram transportados em caixa térmica contendo gelo para evitar alterações químicas das amostras.

Em laboratório, quatro amostras simples (0-10 cm) de cada ponto de coleta foram seccionadas em camadas 0-5 e 5-10 cm. Posteriormente as amostras de mesma profundidade foram homogeneizadas, armazenadas sob refrigeração (-18°C) até o momento das análises.

Para a realização do presente trabalho foram selecionados 20 pontos nas profundidades 0-5 cm. Os pontos foram escolhidos de acordo com a proximidade das atividades aos pontos. As amostras foram descongeladas, homogeneizadas e mantidas refrigeradas até o término das análises.

Uma amostra em um ponto mais distante no estuário, que não recebe influência das atividades antrópicas desenvolvidas na região, foi coletada para servir como amostra de referência para o trabalho.

3.3 Análises físicas e químicas

O potencial redox (Eh) das amostras de solo foi aferido em campo por meio de um equipamento de potencial de oxidação-redução (ORP) portátil contendo um eletrodo de platina previamente calibrado. As leituras foram corrigidas com a adição do potencial + 244 mV referente a eletrodo de referência de calomelano. A aferição de pH foi realizada em amostras secas (TFSA) e nas amostras úmidas, utilizando um peagâmetro portátil.

Em laboratório, a matéria orgânica do solo (MOS) foi quantificada por termogravimetria, utilizando-se cinco gramas de solo seco (60°C) em mufla a 450°C por 2 horas (DAVES, 1974). O teor total de MOS foi obtido por diferença entre as massas dos solos antes e após a combustão. A condutividade elétrica (CE) foi determinada em suspensão de solo e água ultra-pura (relação solo/solução de 1:5) em condutivímetro previamente calibrado (BIRCH et al., 2011). As frações granulométricas dos solos foram obtidas segundo método do densímetro utilizando como dispersante uma solução de hexametáfosfato de sódio e hidróxido de sódio (CAMARGO et al., 2009), em amostras de solo previamente tratadas para remoção de sais (lavagem com álcool a 60%) e matéria orgânica (oxidação com peróxido de hidrogênio a 15%).

3.4 Controle

Foi estabelecido um controle para ser base de comparação com os resultados obtidos nas análises de nitrogênio. Para isso, foi coletada uma amostra de solo em uma área de mangue

não antropizada. A amostragem e coleta se deu como descrito no item 3.2. A amostra foi submetida as mesmas análises realizadas na determinação de nitrogênio e nitrato.

3.5 Análises de nitrogênio

O nitrogênio orgânico total das amostras foi analisado segundo a digestão de Kjeldahl (BREMNER E MULVANEY, 1982; TEDESCO et al 1995): Transferiu-se 0,200g de solo, previamente seco a 60°C pulverizadas e tamisada a 0,250mm, para tubo de digestão, ao qual foram acrescidos 6 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4), 2 ml peróxido de hidrogênio (H_2O_2), na relação de 1:3 e mistura digestora de sais, mantida a 350°C por 4h em bloco digestor. Após a digestão, os extratos foram destilados em destilador de nitrogênio e titulados com ácido clorídrico (HCl) a 0,02 mol l⁻¹, a determinação foi por volumetria utilizando solução ácido bórico como indicadora

Para a análise de nitrato, uma amostra de 5,0g de solo úmido foi pesada em Erlenmeyer de 125ml. A extração ocorreu adicionando 50 ml do extrator KCl 1 mol L⁻¹ e agitando em mesa agitadora por 30 min. Posteriormente o sobrenadante foi filtrado em papel de filtro. Para a quantificação, 1mL da amostra foi pipetada para tubos de ensaio juntamente com uma solução TRI e levadas para secar em estufa a 65°C. Após a secagem foi adicionado ácido sulfúrico diluído (H_2SO_4), água destilada, hidróxido de sódio (NaOH) e a leitura foi realizada via espectrofotometria no comprimento de onda 410 nm (Adaptado de YANG, et. al., 1998).

3.6 Digestão total para P, Al, Fe e Ca.

Amostras de solo previamente secas (35°C), pulverizadas e tamisadas (\varnothing 0,15 mm) foram pesadas (0,500 g) e submetidas à digestão total por meio de ataque triácido: ácido fluorídrico (HF), ácido nítrico (HNO_3) e ácido perclórico ($HClO_4$) na proporção de 1:2:1 em sistema aberto com chapa aquecedora a 180°C. Posteriormente, foi realizada a dissolução dos resíduos com 5 mL de ácido clorídrico concentrado (ALVAREZ et al., 2001). O extrato foi filtrado em papel quantitativo e diluído em balões certificados de 25 mL com água ultrapura.

Para a leitura 1mL do extrato foi diluído em 9mL de solução de ácido nítrico a 10% e os elementos dosados em ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry).

3.7 Fracionamento do fósforo

Nas amostras da profundidade de 0-5 foram realizadas as extrações sequenciais de fósforo, com as seguintes frações operacionalmente definidas: P trocável e solúvel (P- trocável), P associado a oxihidróxidos Fe (P - Fe), P associado a aluminossilicatos (P-Al), P associado a ácidos húmicos (P-AH), P associado a Ca e Mg (P-Ca), Residual (P-Res), não reativo (P-Nr) esquema de extração em cinco etapas. (PALUDAN; JANSEN, 1995; PALUDAN; MORRIS, 1999). Para tanto pesou-se o equivalente a 2g de solo seco em tubos de Falcon adaptados e realizaram-se as extrações.

F1: P-Trocável: Foram adicionados 30 mL da solução de NaCl 0,35M sob atmosfera de N₂ por uma hora. Posteriormente a amostra foi centrifugada, a 5000 RPM, por 20 minutos. O sobrenadante foi recolhido e as amostras foram submetidas à lavagem com 30 mL de água destilada desoxigenada e novamente submetidas a centrifugação de mesma rotação e tempo. Em seguida o sobrenadante foi coletado e homogeneizado com a etapa anterior.

F2: P- Óxidos de Fe: em seguida foi adicionado 30 mL da solução de Bicarbonato de Ditionito 0,11M sob atmosfera de N₂ por uma hora. Posteriormente a amostra foi centrifugada, a 5000 RPM, por 20 minutos. O sobrenadante foi recolhido e as amostras foram submetidas à lavagem com 30 mL de água destilada desoxigenada e novamente submetidas a centrifugação de mesma rotação e tempo. Em seguida o sobrenadante foi coletado e homogeneizado com a etapa anterior.

F3 I: P – Al: 30 mL de NaOH 0,1M sob agitação em mesa agitadora horizontal por 16 horas. Posteriormente as amostras foram centrifugadas a 5000 RPM por 20 minutos. O sobrenadante foi recolhido e as amostras foram submetidas à lavagem com 30 mL de água destilada desoxigenada e novamente submetidas a centrifugação de mesma rotação e tempo. Em seguida o sobrenadante foi coletado e homogeneizado com a etapa anterior. Essa etapa se divide em duas partes sobrenadante e pellet (resíduo da extração com NaOH 0,1M). Ao sobrenadante foi adicionado HCl 1M até pH 1 para precipitação dos ácidos húmicos e determinação da fração F3II. E o resíduo utilizado nas demais frações.

F3 II: P – AH: Os precipitados gerados pela acidificação foram filtrados e separados do sobrenadante (utilizado na determinação do P-Al). Posteriormente foram carbonizados em

forno mufla a 500°C e suas cinzas fervidas em HCl 1M, para determinação da fração associada aos ácidos orgânicos (P-AH).

F4: P – Ca: Ao resíduo da extração com NaOH 0,1M foram adicionados 30 mL de HCl 0,5M para remoção dos fósforos ligados aos carbonatos e apatita (P-Ca). Posteriormente a amostra foi centrifugada, a 5000 RPM, por 20 minutos. O sobrenadante foi recolhido e as amostras foram submetidas à lavagem com 30 mL de água destilada desoxigenada e novamente submetidas a centrifugação de mesma rotação e tempo. Em seguida o sobrenadante foi coletado e homogeneizado com a etapa anterior.

F5: P - Residual: O resíduo final (resíduo da extração com HCl 0,5M) foi levado ao forno mufla a 500°C por uma hora e posteriormente fervidos como HCl 1M para determinação dos fósforos ligados à matéria orgânica refratária (P-Res), (SCHLICHTING, 2002). O fósforo não reativo (P-Nr) foi encontrado através de subtração dos valores de fósforo total e o somatório das demais frações (SØNDERGAARD; WINDOLF; JEPPESEN, 1996).

Para a leitura, todos os extratos foram transferidos para tubos de Falcon de 15mL e dosados em ICP- OES.

3.8 Análise de dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise multivariada. Usou-se a análise PERMANOVA para avaliar a existência de diferenças entre os atributos do solo entre as diferentes atividades e locais. Também foi realizada uma PCA e uma PCoA para analisar as interações entre as variáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

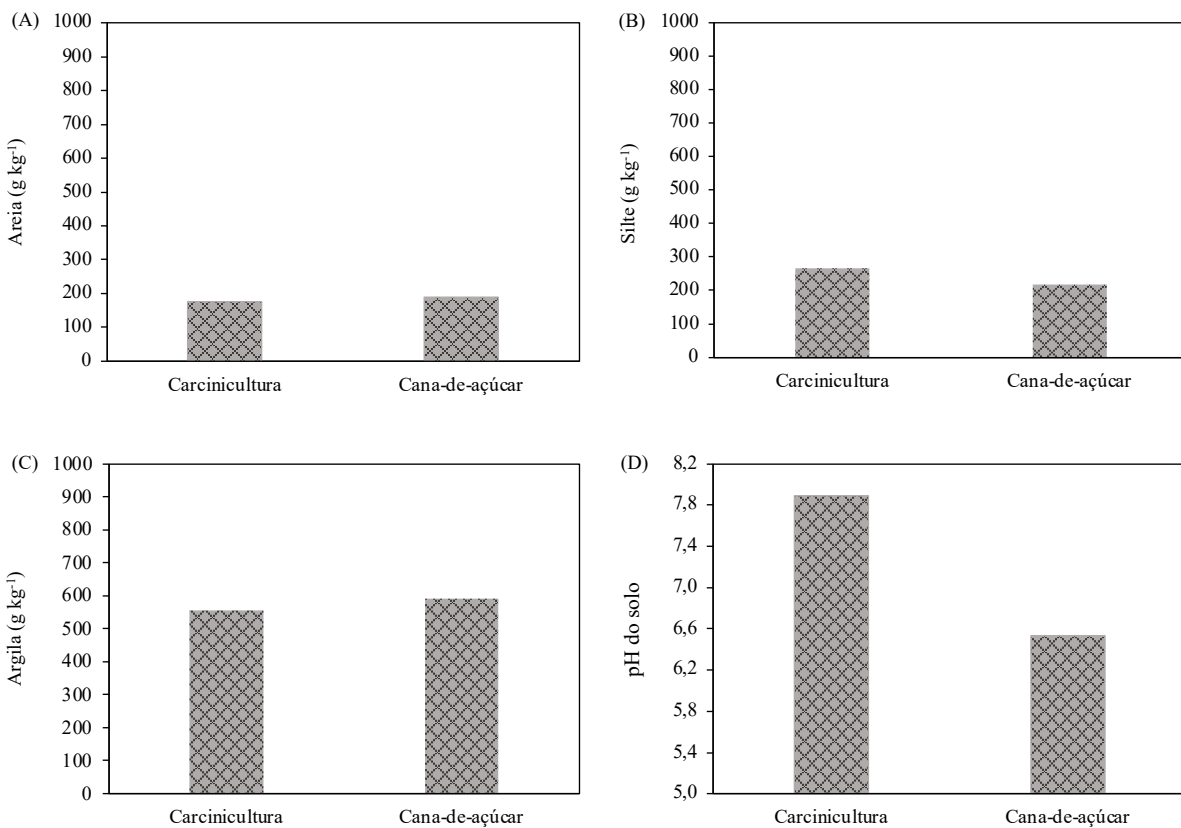
As atividades desenvolvidas estão distribuídas de maneira que as áreas cultivo de cana-de-açúcar se localizam a montante do estuário, enquanto as fazendas de carcinicultura se concentram próximas à foz do rio Botafogo. Os valores de pH tendem a aumentar do interior para a foz do canal. Os valores de pH indicaram a predominância de solos moderadamente ácidos (6,5) para cana-de-açúcar, com aproximadamente 70% das amostras exibindo pH entre ácidos e moderadamente ácidos (Figura 2D). Para a carcinicultura, a média de pH indicou para solos de caráter neutro, com cerca de 80% das amostras apresentando pH variando de neutro

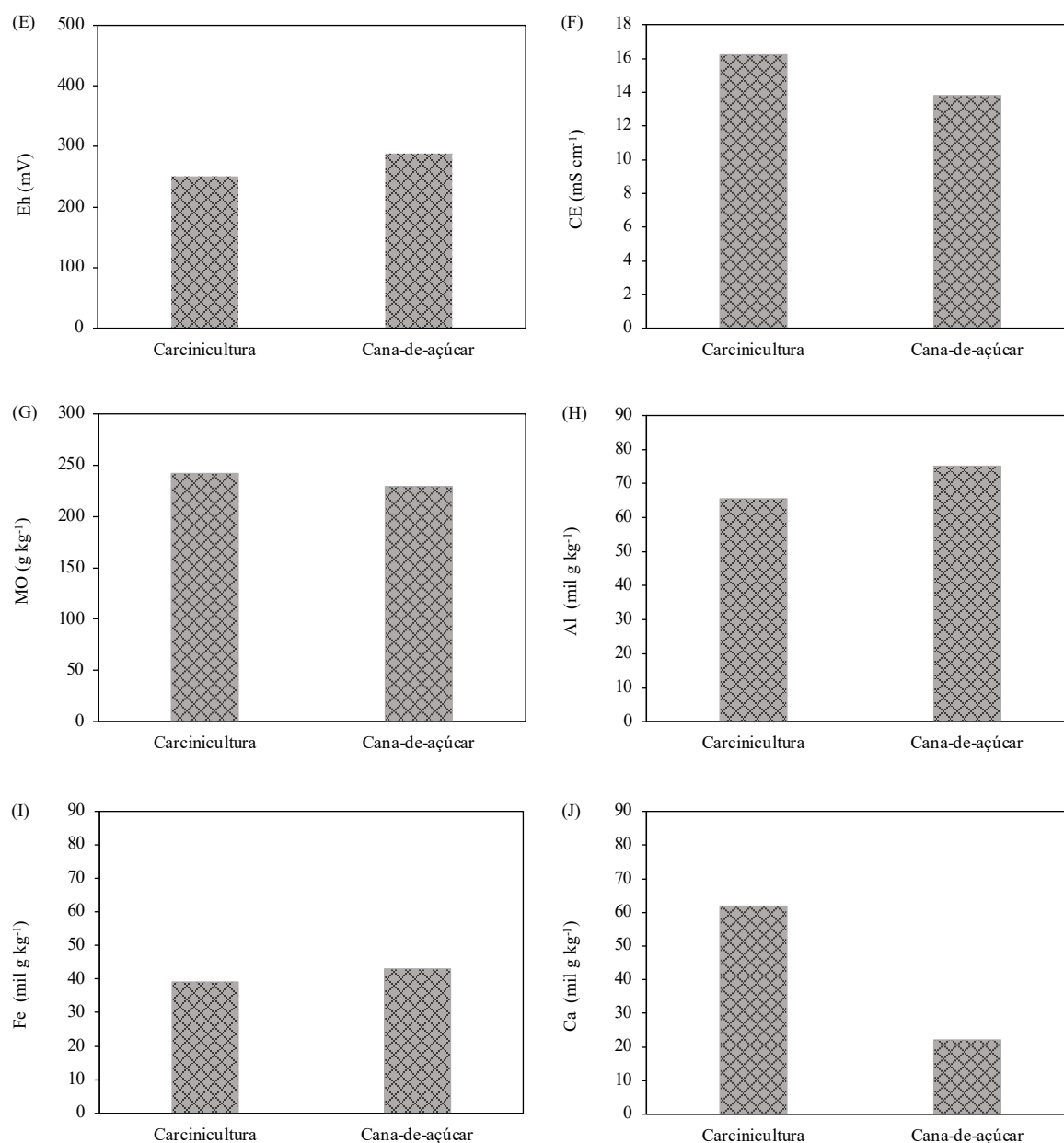
(pH = 7) a moderadamente alcalino (pH \cong 8). Os potenciais redox (Eh) médios nas camadas de 0-5 cm definiram os solos como subóxicos (> 100 e < 300 mV).

Os teores de matéria orgânica do solo (MOS) oscilaram entre 141 e 292 g kg⁻¹ (Figura 2G). Os altos teores são devido às condições do ambiente constantemente inundado, que condiciona a decomposição anaeróbica da MOS, resultando no acúmulo e manutenção de MOS (ADAME et al., 2016; KIDA et al., 2017; EMBRAPA, 2018). Os teores mais baixos de MOS foram observados nos pontos onde predominava a fração areia.

A fração de argila foi predominante nos solos (argila > 350 g kg⁻¹) em 70% dos solos avaliados, sem grande variação ao longo do estuário (Figura 2C). Os teores de areia foram altos em dois pontos, próximo à foz (areia = 645 g kg⁻¹) e um dos pontos no entorno do cultivo de cana-de-açúcar (areia = 587 g kg⁻¹), devido a processos hidrodinâmicos mais intensos e processos erosivos advindos da costa (Figura 2A) (EMBRAPA, 2018).

Figura 2: Médias dos atributos químicos e físicos Areias (A), Silte (B), Argila (C), pH (D), Potencial de oxirredução (E), Condutividade elétrica (F), Matéria orgânica (G), Alumínio total (H), Ferro total (I) e Cálcio total (J) dos solos de manguezal do Rio Botafogo influenciados pelas atividade cana-de-açúcar e carcinicultura.





4.1 Fracionamento do fósforo

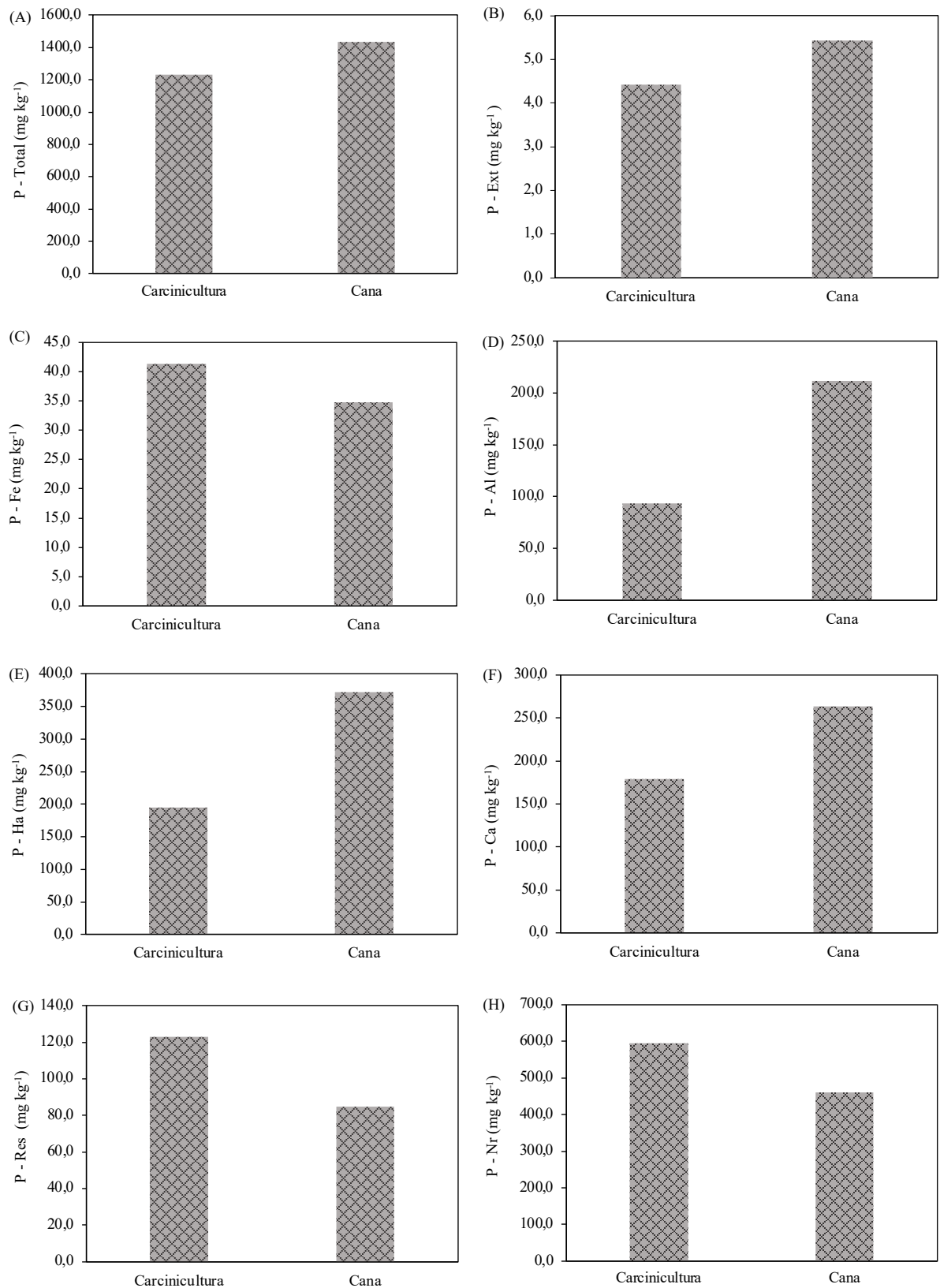
O fósforo total (PT) variou entre 828,5 e 1513,88 mg kg⁻¹ com uma média de 1229,72 mg kg⁻¹ nas áreas de carcinicultura e entre 958,13 e 2137,13 mg kg⁻¹ com uma média de 1432,74 mg kg⁻¹ em áreas de cana-de-açúcar (Figura 3A). Os teores de fósforo nos solos deste estudo foram relativamente altos e comparáveis à faixa global relatada de solos de manguezal (100 – 1600 mg kg⁻¹; ALONGI et al., 1992).

É possível observar o aumento dos teores de PT a medida em que se adentra o estuário, esse resultado pode ser explicado pela adubação fosfatada realizada nos canaviais, onde são

aplicadas cerca de 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ somente no plantio (COSTA, 2012; REIN, et. al. 2015), o que é 66% maior do que utilizado na adubação dos tanques de carcinicultura (SENAR, 2017) sendo a principal contribuição a utilização dos adubos e corretivo aplicados ao solo no manejo da cana-de-açúcar.

Outro fator que influencia o aporte de nutrientes em especial as entrada P em solos de manguezal está relacionado aos longos períodos de escassez de precipitação, intermitência de rios, altas taxas de evaporação e chuvas intensas concentradas ao longo de alguns meses do ano (BARBOSA et al., 2012, COSTA et al., 2009). Essas características promovem maior erosão, aumentam o potencial de transportar nutrientes para os corpos d'água (HAREGEWEYN et al., 2008) e intensificam o acúmulo de nutrientes, o que tornam esses sistemas aquáticos mais vulneráveis à eutrofização do que outros em áreas úmidas tropicais (BARBOSA et al., 2012, COSTA et al., 2009).

Figura 3: Média dos teores de fósforo total e do fósforo nos compartimentos do solo de manguezal do Rio Botafogo, para as atividades carcinicultura e cana-de-açúcar. P trocável (P-trocável), P associado a oxihidróxidos Fe (P - Fe), P associado a aluminossilicatos (P-Al), P associado a ácidos húmicos (P-Ha), P associado a Ca e Mg (P-Ca), Residual (P-Res), não reativo (P-Nr).



Das frações, apenas P - extraível ou P- disponível pode ser utilizado diretamente por organismos. Os principais portadores de P-Ext são óxidos, hidróxidos e partículas minerais de argila em solos e sua difusão depende do fósforo da coluna de água e de fatores físico-químicos (BASTAMI et al., 2018; CHEN et al., 2011; SAMADI-MAYBODI et al., 2013; ZHUANG et al., 2014), como temperatura, pH, condições dinâmicas da água, bioturbação e as características redox (CHEN et al., 2011; WU et al., 2015; SAMADI-MAYBODI et al., 2013; ZHUANG et al., 2014). O P-Ext variou entre 3,14 e 5,48 mg kg⁻¹ com média de 4,42 mg kg⁻¹ para carcinicultura e variou entre 1,92 e 7,36 mg kg⁻¹ com média de 5,43 mg kg⁻¹ para cana-de-açúcar (Figura 3B). Comparando esses valores, foi observado que as áreas de influência da cana-de-açúcar apresentaram teores mais elevados de P-Ext (Figura 3B), isso se deve a adubação fosfatada das áreas de cana-de-açúcar serem superiores às realizadas nas áreas de carcinicultura, o que além de contribuir para o aumento de fósforo total (PT), contribui para formas mais disponíveis do elemento no solo. Esse compartimento do solo corresponde a 0,36% e 0,38%, respectivamente, do fósforo total (PT) encontrado nas áreas (Figura 5), sendo essa fração a que apresenta teores médios mais baixos entre as cinco frações de fósforo inorgânico (PI) analisadas.

A fração P-Fe apresentou variação entre 16,69 mg kg⁻¹ e 57,41 mg kg⁻¹, com uma média de 41,36 mg kg⁻¹ na carcinicultura. Já para a cana-de-açúcar, essa fração variou entre 10,68 mg kg⁻¹ e 99,21 mg kg⁻¹, com uma média de 34,72 mg kg⁻¹ (Figura 3C). Esses valores correspondem a 3,36% e 2,42%, respectivamente, do fósforo total (PT) encontrado no solo (Figura 5).

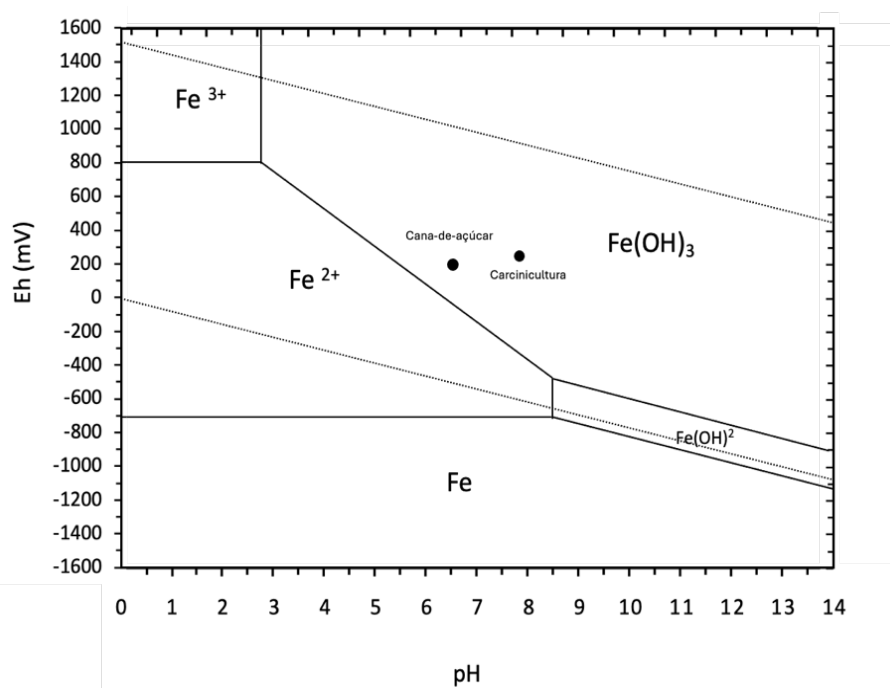
O P-Fe está associado aos óxidos e hidróxidos de ferro e é considerado um reservatório de fósforo potencialmente móvel. Essa fração pode ser liberada de sedimentos anóxicos, transformando-se em uma fonte interna de fósforo em corpos d'água (KLEEBERG E DUDEL, 1997). Quando o fósforo aumenta na coluna de água do mar, ele é gradualmente adsorvido pelos sedimentos sob condições aeróbias e depositado como ortofosfato férrico (FePO₄) no sedimento, desde que o oxigênio dissolvido seja adequado. Em contraste, o baixo nível de oxigênio dissolvido na interface sedimento-água transforma o íon férrico (Fe⁺³) em íon ferroso (Fe⁺²). Conseqüentemente, forma-se FeH₂PO₄⁺², solúvel em água, e seu fosfato pode ser utilizado por fitoplâncton e algas (DURAS E HEJZLAR, 2001; BASTAMI et al., 2018).

O mecanismo de sorção de fósforo em solos reduzidos está relacionado com os teores e morfologia dos óxidos de ferro, tempo de ocorrência da redução dos óxidos férricos a óxidos ferrosos e o pH da solução do solo. A sorção de fósforo provavelmente ocorre em solos alagados nas seguintes situações: a) anteriormente ao processo de redução dos óxidos férricos a óxidos ferrosos; b) durante o processo de redução dos óxidos férricos a óxidos ferrosos, devido à

precipitação de fosfatos ferrosos, pois estes compostos têm a solubilidade diminuída com aumento do pH (PATRICK et al., 1978). O aumento do pH provoca, também, a precipitação de óxidos de ferro de baixa cristalinidade, de alta área superficial específica, proporcionando elevada capacidade de sorção de fósforo (KHALID et al., 1977; SAH et al., 1989).

Relacionando também pH e Eh dos solos, com o Fe, é possível observar que não há diferença no estado de oxidação do Fe para ambas as atividades. As áreas de carcinicultura apresentam valores de Eh (250,3 mV) mais baixos que as áreas de cana-de-açúcar (288,5 mV), porém o estado de oxidação predominante é $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Figura 4) para as duas áreas, indicando que as diferenças observadas são pouco influenciadas pelo Eh do solo. O que nos leva a observar novamente o pH. A solubilidade do ferro é altamente influenciada pelo pH do solo, que diminui cerca de 1000 vezes a cada aumento de uma unidade do valor de pH (LINDSAY, 1972). A redução do solo e mudanças de pH na sorção de fósforo em solos reduzidos, aumentam a precipitação de hidróxidos de ferro $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e subsequente sorção de ortofosfato (HPO_4) com a elevação do pH de 5 a 6,5. (HOLFORD E PATRICK JR, 1979) As áreas de carcinicultura apresentam valores de pH ($7,89 \pm 0,40$) mais altos que as áreas de cana-de-açúcar ($6,53 \pm 0,88$) o que pode explicar teores de P-Fe mais altos para carcinicultura e mais baixos para cana-de-açúcar, demonstrando que a capacidade de liberação dos P-Fe serem maiores para as áreas de cana-de-açúcar e menores para as áreas de carcinicultura.

Figura 4: Diagrama de Pourbaix para o sistema ferro-água a 25°C (adaptado de Oliveira et al., 2018)



O conteúdo de P-Al também está diretamente relacionado ao pH do ambiente. Os íons OH^{-1} são substituídos por PO_4^{-3} em competição. Conseqüentemente, o PO_4^{-3} é liberado do sedimento e utilizado pelos produtores primários (DUAN E GREGORY, 2003). Isso sugere que o potencial de liberação do fósforo associado a essa fração é maior para a carcinicultura. Na fração P-Al, foram observadas variações entre 46,19 mg kg^{-1} e 264,19 mg kg^{-1} , com uma média de 93,61 mg kg^{-1} na carcinicultura. Já para a cana-de-açúcar, essa fração variou entre 89,36 mg kg^{-1} e 391,66 mg kg^{-1} , com uma média de 211,47 mg kg^{-1} (Figura 3D). Esses valores correspondem a 7,61% e 14,76%, respectivamente, do conteúdo total de fósforo (PT) no sedimento (Figura 5).

Ao comparar os teores de Al^{+3} total nas áreas, a cana-de-açúcar (75.123 mg kg^{-1}) contribui com entradas mais significativas de Al^{+3} para os solos de mangue em comparação à carcinicultura (65.662 mg kg^{-1}), isso se deve ao tipo de solo, mineralogia e processos erosivos que contribuem para as entradas desse elemento no ambiente. As fazendas de cana-de-açúcar estão instaladas em solo classificados como Latossolos Amarelos (LA) e Argissolos Amarelos (PA) (EMBRAPA, 2018), ricos em minerais cauliníticos, enquanto os solos sob carcinicultura são classificados como Espodossolos ferrihumilúvicos, ricos em óxidos de ferro e alumínio em subsuperfície (ARAÚJO FILHO et.al., 2000), todos contendo altos conteúdos de Al^{+3} em sua composição. Logo, o ponto no qual as áreas se diferem, está atribuído à perda de solo por erosão mais pronunciada nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar podem estar influenciando no conteúdo de Al^{+3} dos solos de mangue.

Para a fração P-Ca, os teores variaram entre 123,89 e 235,16 mg kg^{-1} para a atividade de carcinicultura, com uma média de 178,87 mg kg^{-1} . Já para a cultura da cana-de-açúcar, os valores oscilaram entre 113,41 e 814,99 mg kg^{-1} , com uma média de 263,92 mg kg^{-1} . A fração P-Ca é a terceira maior no sedimento para ambas as atividades correspondendo a 14,55% e 18,43%, respectivamente, do fósforo total (PT) encontrado no sedimento (Figura 5).

A fração P-Ca representa o fósforo sensível ao pH baixo, estando ligada ao cálcio, incluindo Apatita-P e P ligado a carbonatos (WANG et al., 2006; JIN et al., 2006). Essa forma é considerada não biodisponível e de difícil liberação, devido à sua relativa estabilidade, atribuída à mobilização permanente de fósforo nos sedimentos (GONSIORCZYK et al., 1998; KOZERSKI E KLEEBERG, 1998). No entanto, sob condições fracamente ácidas, pode ocorrer liberação parcial (JIN et al., 2006; LI et al., 2015), com a taxa de liberação aumentando quatro vezes em pH 2 (KIM et al., 2003). Embora os teores totais de cálcio tenham sido maiores para a atividade de carcinicultura (62.429 mg kg^{-1}) em comparação com a cana-de-açúcar (22.217 mg kg^{-1}), os teores de P-Ca foram menores para a carcinicultura. Isso pode ser explicado pela

presença de CaCO_3 biogênico, como restos esqueléticos de vertebrados marinhos, que exerce maior influência a jusante do canal, mas que ainda não foi transformado em formas trocáveis de Ca^{+2} no solo.

Na realidade, o pH extremo exerce influência na liberação de diferentes formas de fósforo (P). Em ambientes com pH alto, observa-se a promoção da liberação de P-Al, enquanto em condições de pH baixo, ocorre a liberação de P-Ca (JIN et al., 2006). O aumento do pH na água sobrenadante e no sedimento pode afetar a capacidade de ligação do fósforo aos compostos de ferro e alumínio. Esse efeito ocorre principalmente devido a reações de troca de ligantes, nas quais íons hidróxido podem substituir o ortofosfato. Essa dinâmica tem implicações importantes para a disponibilidade e mobilidade do fósforo nos sistemas aquáticos e sedimentares (LIJKLEMA, 1977).

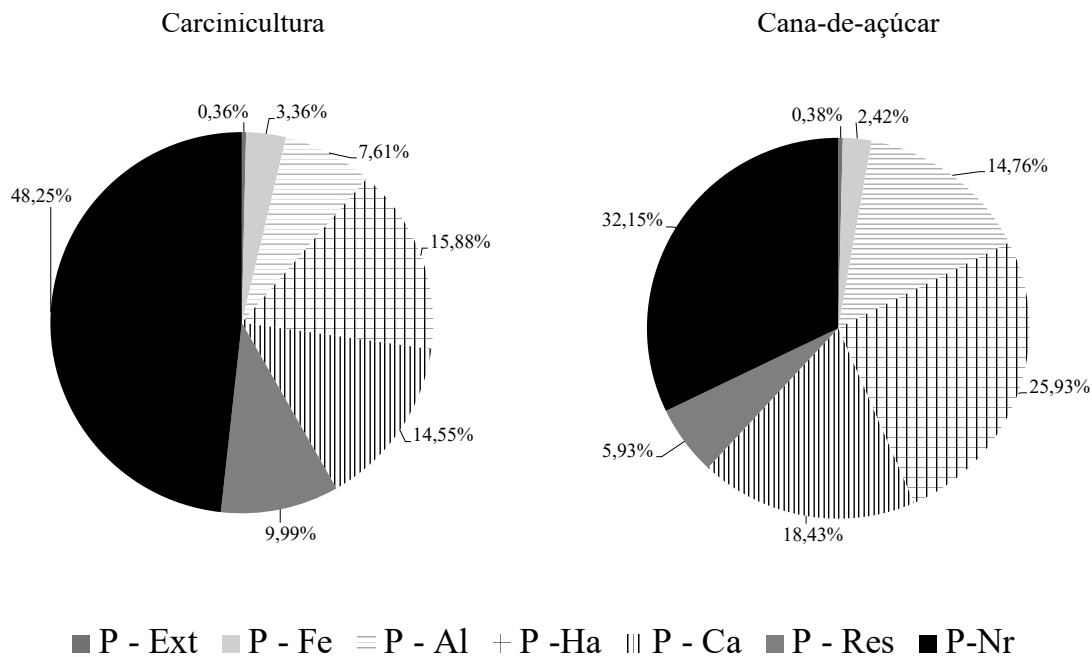
Em relação ao fracionamento P, as formas orgânicas de P (P-Ha + P-Res + P-Nr) foram dominantes em ambas as atividades (representando 64% e 74% do P total). O P-Ha variou entre 89,78 e 431,13 mg kg^{-1} com uma média de 195,34 mg kg^{-1} para carcinicultura e variou entre 157,62 e 543,2 mg kg^{-1} com uma média de 371,41 mg kg^{-1} para cana-de-açúcar (Figura 3E) o que corresponde a 15,88% e 25,93%, respectivamente, do PT nos solos (Figura 5). Essa fração é considerada potencialmente disponível, pois sua capacidade em disponibilizar P está relacionada à decomposição da MO, que por sua vez é regida pelo potencial redox, pelas entradas exógenas de N que podem acelerar o processo de decomposição dessa MO e liberação do P nos solos.

O P-Res, referente a matéria orgânica refratária variou entre 67,74 e 150,5 mg kg^{-1} , com uma média de 122,83 mg kg^{-1} para a carcinicultura. Já para a cultura da cana-de-açúcar, os valores oscilaram entre 45,18 e 144,37 mg kg^{-1} , com uma média de 84,94 mg kg^{-1} (Figura 3G). Esses teores correspondem a 9,99% e 5,93%, respectivamente do fósforo total (PT) encontrado nos solos (Figura 5). É importante destacar que o P-Res engloba formas de fósforo orgânico, resistentes e não móveis. Quanto à fração P-Nr, que inclui qualquer forma de matéria orgânica não reativa, os teores foram mais elevados na carcinicultura, variando entre 142,78 e 842,65 mg kg^{-1} , com uma média de 593,30 mg kg^{-1} . Na cana-de-açúcar, os valores variaram entre 146,19 e 747,52 mg kg^{-1} , com uma média de 460,45 mg kg^{-1} (Figura 3H). O P-Nr está associado às estruturas minerais e ao fósforo não reativo. Embora essas frações compusessem cerca de 48,25% e 32,15% do fósforo total no sedimento, elas não estão biodisponíveis para os sistemas aquáticos (Figura 5).

Ao observar o fracionamento do fósforo, foi possível notar que o fósforo inorgânico (PI), composto pelas frações P-Ext, P-Al, P-Fe, P-Ca obtiveram médias maiores para Cana-de-

açúcar. Entre as diferentes frações operacionalmente determinadas de P o conteúdo de P- Ext, P-Al e P-Fe contribuem com cerca de 139,38 mg kg⁻¹ e 251,63 mg kg⁻¹ da carga de PI encontradas no solo, o que corresponde a 11,33% e 17,56 % do PT, respectivamente para carcinicultura e cana-de-açúcar. Esses resultados indicam que o fósforo inorgânico (PI) forma a principal fonte de P no sedimento. Em termos de potencial de biodisponibilidade, as frações extraídas podem ser prontamente liberadas para a água do ambiente por meio de dessorção, dissolução reductiva e degradação, tornando-os biodisponíveis. (ZHANG, et.al., 2016; KAISERLI et al., 2002, ZHOU et al., 2005).

Figura 5. Proporção das fases das diferentes espécies de fósforo nos solos com base em dados médios.



4.2 Nitrogênio

Os teores de nitrogênio orgânico total do solo (NOS) variaram entre 0,955 e 3,65g kg⁻¹ com uma média de 2,90 g kg⁻¹ em áreas de carcinicultura e variou entre 1,88 e 3,99 g kg⁻¹ com uma média de 2,87 g kg⁻¹ em áreas de cana-de-açúcar (Figura 6A). Os dados possuíam distribuição normal, e não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,5$) entre as atividades.

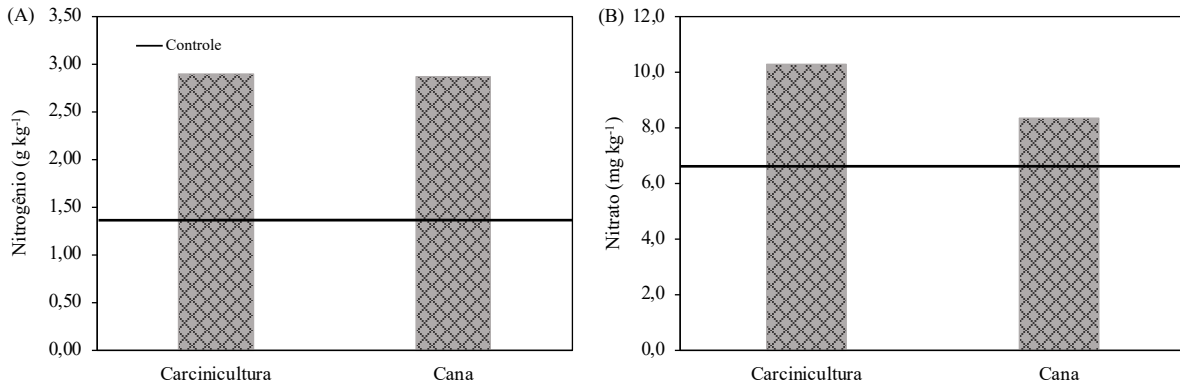
Para nitrato (NO^{-3}) os teores variaram entre 0,49 e 39,81 mg kg^{-1} com uma média de 10,29 mg kg^{-1} para carcinicultura e entre 1,08 e 25,84 mg kg^{-1} com uma média de 8,35 mg kg^{-1} para cana-de-açúcar (Figura 6B). A presença de NO^{-3} se deve às condições de oxirredução positivas (Figura 2E) que proporcionou o surgimento dessas formas de nitrogênio que se estabilizam em valores de Eh entre +200 e +400 mV (TIAN-YEN, 1985; SOUSA et al., 2017). A maior parte do nitrogênio está presente nos resíduos orgânicos do solo, precisa ser mineralizado em amônio para que possa ser utilizado pela biomassa. Em solos com quantidades suficientes de oxigênio, os íons NH^{+4} são transformados em NO^{-3} em uma dinâmica de transformação muito rápida (COSTA et. al., 2006). Sabe-se também que o aumento das entradas antropogênicas de N aumentam esses processos e transformações microbianas no solo (BOWMAN, 1996).

Ambas as atividades apresentaram valores acima do controle para nitrogênio e nitrato. Apesar de a carcinicultura ter apresentado valores médios superiores para as duas formas de nitrogênio, não foram observadas diferenças entre ambas as atividades, evidenciando que o aporte de NO^{-3} e NH^{+4} , mesmo que de origens diferentes, são semelhantes.

Na carcinicultura as principais fontes de nitrogênio (N) são os fertilizantes nitrogenados, as excretas dos organismos e as sobras de ração (CRAB et al., 2007; A, 2012). Os fertilizantes são adicionados com objetivo de aumentar a disponibilidade de nutrientes para os produtores primários (microalgas – fitoplâncton). Alguns dos fertilizantes utilizados como fontes de N são: ureia [$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$], nitrato de cálcio [$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$] e nitrato de sódio (NaNO_3) (SÁ, 2012). Na alimentação, as rações utilizadas para o cultivo de camarão são ricas em proteína bruta, tendo entre 30% e 50%, em que 16% dessa proteína é N (SÁ, 2012), entretanto, os camarões aproveitam em média 25% do N ofertado e o resto é liberado no ambiente na forma de nitrogênio amoniacal total (AVNIMELECH, 2012).

Em Cana-de-açúcar, a ureia, o sulfato de amônio e o nitrato de amônio são atualmente os fertilizantes de fontes nitrogenadas mais usados na adubação da cultura (CANTARELLA et al., 2008). O nitrogênio de qualquer fonte aplicada ao solo, converte-se rapidamente em NO^{-3} , forma extremamente móvel; por ser um ânion, o nitrato não é retido pela maioria dos solos com predominância de cargas negativas (SOUSA; CAMARGO & VAHL, 2017); por isso, apresenta grande potencial de lixiviação, podendo causar contaminação das águas subterrâneas, movendo-se com o fluxo da água juntamente com outros sais solúveis. A lixiviação do nitrato pode ocorrer pelo excesso desse nutriente no solo e por irrigação ou chuva, quando excederem a capacidade de retenção do solo (KIANG, BASSO & SOTO, 2017).

Figura 6. Médias das frações de nitrogênio e nitrato dos solos de manguezal do Rio.



Ao analisar os dados de qualidade da água nas estações BF-31 e BF-90 de monitoramento da CPRH no estuário do Botafogo, constatou-se que os níveis de nitrato estavam dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA N 357/05, ou seja, abaixo de 0,70 mg/L de nitrogênio. Isso indica que não há contaminação por esse elemento. Apesar de os valores encontrados no solo serem superiores ao controle, para esse elemento, não há risco de eutrofização para o ecossistema (Agência Estadual de Meio Ambiente, 2020).

4.3 Comparação entre as atividades

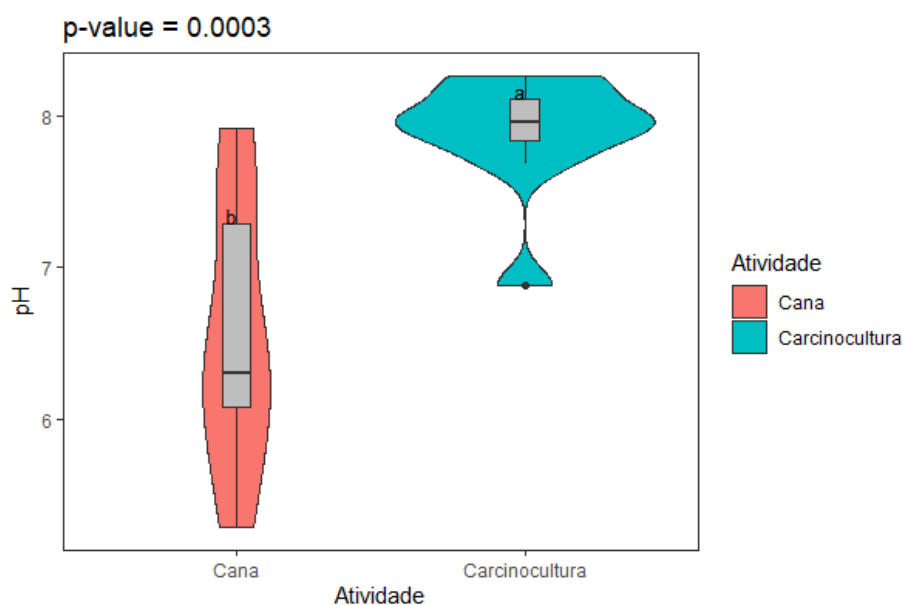
Não foram observadas diferenças significativas entre os locais ($p= 0,69$) e entre as atividades ($p = 0,11$). Entre os atributos químicos e físicos do solo apenas o pH e duas frações do fracionamento do fósforo, P- Al e P - Res, apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as atividades.

Para pH (Figura 7), os diferentes graus de acidez estão associados a maior influência das águas oceânicas ricas em Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , e Ca^{+2} (KAMAL et al., 2020; XAVIER, et al., 2012) além do consumo de prótons (H^+) decorrente da redução dos agentes oxidantes (O_2 , NO^{-3} , Mn^{+4} , Fe^{+3} , SO_4^{-2}) durante a respiração microbiana (DU LAING et al., 2008; FERREIRA et al., 2010; OTERO et al., 2009). Outro fator que pode contribuir para essa diferença no pH é o descarte de água residual da carcinicultura. As fazendas de camarão se concentram principalmente no exultório do canal, onde o Rio Botafogo deságua no Canal de Santa Cruz, local que foi observado maiores valores de pH.

Nos tanques de camarão, o solo é submetido a adubação e correção antes de cada ciclo de cultivo. A aplicação de calagem tem como efeito elevar o pH do sedimento no fundo dos viveiros, tornando o fósforo mais disponível (BOYD; SCARSBROOK, 1974).

O ajuste do pH é realizado dentro da faixa 7,0 e 8,0 (SENAR, 2017). Na água, encontramos uma variedade expressiva de bases, incluindo carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos, silicatos, fosfatos, amônia e diversos compostos orgânicos. Nos viveiros de aquicultura, os bicarbonatos e carbonatos são as bases predominantes, ocorrendo em concentrações superiores às demais bases (QUEIROZ; BOEIRA, 2006). Os carbonatos alcalinos terrestres, como a calcita e a dolomita, desempenham um papel fundamental como fontes de bases na água. A alcalinidade total da água dos tanques é principalmente derivada da dissolução do calcário presente nos solos, sendo sua concentração influenciada pelas características específicas do solo (QUEIROZ; BOEIRA, 2006), logo a água residual dos tanques pode influenciar o pH da água do estuário no perímetro em que ela é descartada.

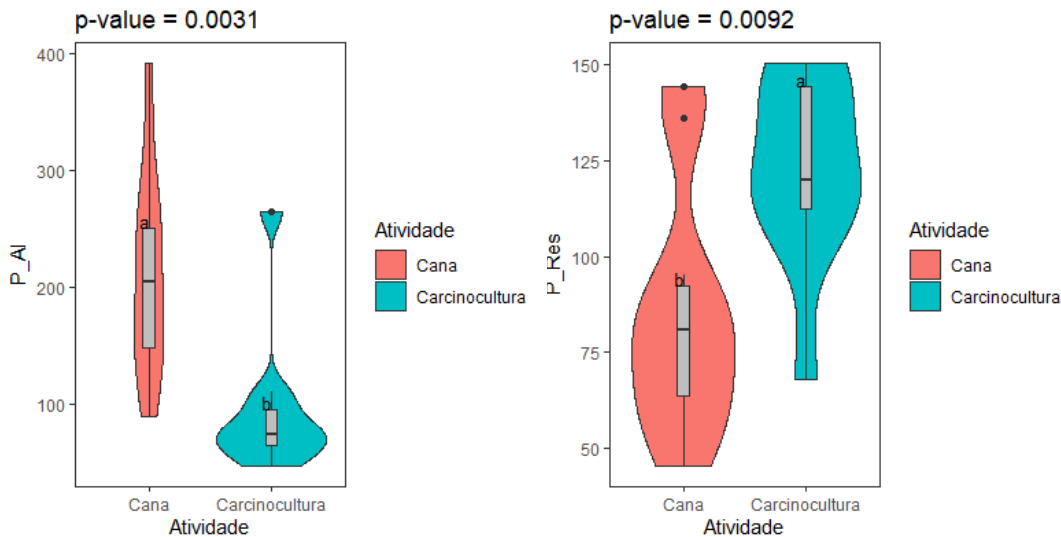
Figura 7. Distribuição e valores médios do pH e carcinicultura e cana-de-açúcar. Nível de significância ($p < 0,05$).



A fração P-Al apresentou médias superiores para cana-de-açúcar e menores para carcinicultura (Figura 8), devido aos elevados teores de alumínio total encontrados no solo ($106.145 \text{ mg kg}^{-1}$ e $95.491 \text{ mg kg}^{-1}$). Esse resultado pode ser atribuído aos processos erosivos que transportam sedimentos da costa para o canal. Entre os diferentes tipos de erosão, a erosão laminar é responsável por arrastar o solo através do escoamento superficial. Esse fenômeno ocorre de maneira gradual e lenta, mas é intensificado pelas atividades humanas, como desmatamento, práticas agropecuárias inadequadas e manejo impróprio do solo (ARAGÃO,

ALMEIDA et al., 2011). A monocultura da cana-de-açúcar, especialmente durante o intervalo entre colheita e rebrota, deixa o solo exposto aos processos erosivos.

Figura 8. Distribuição e valores médios das frações P-Al e P-Res em carcinicultura e cana-de-açúcar. Nível de significância ($p < 0,05$).

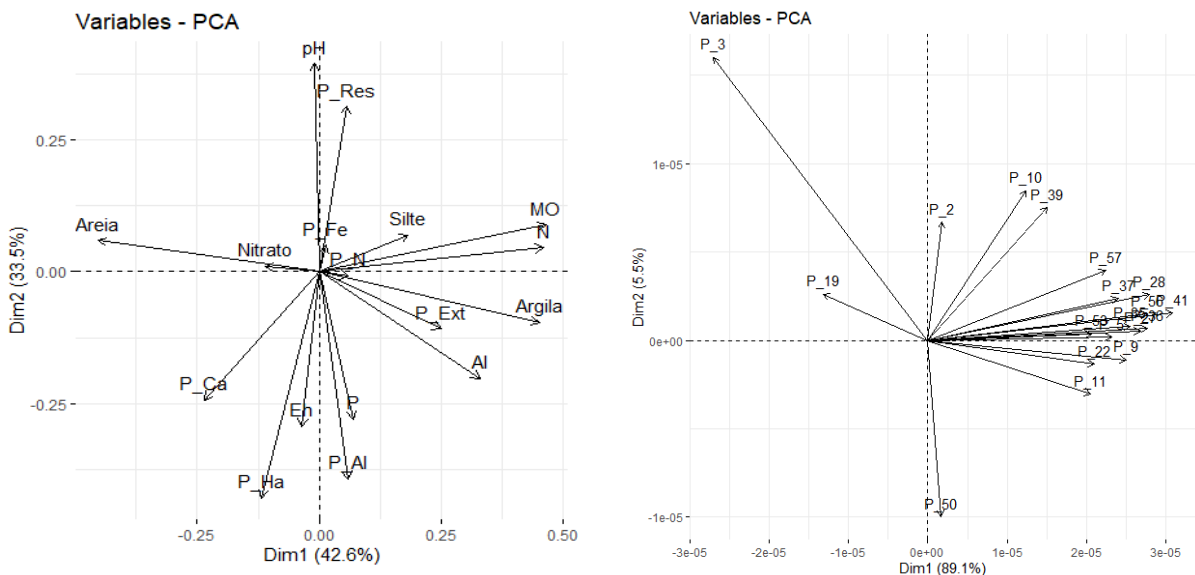


Já a fração P-Res apresentou médias maiores para carcinicultura (122,8 mg kg⁻¹) e menores para cana-de-açúcar (84,9 mg kg⁻¹) (Figura 8). Os teores mais elevados para carcinicultura pode estar relacionado com a maior contribuição de compostos orgânicos oriundos do descarte dos efluentes da carcinicultura, tais como proteínas, aminoácidos, vitaminas e diversos sólidos, incluindo rações comerciais, poliquetas, pequenos crustáceos e moluscos em suspensão (GAUTIER; AMADOR; NEWMARK, 2008), fezes e fragmentos de animais depositados no fundo dos tanques (THOMPSON et al., 2002), além da intrusão marinha que também pode trazer esses compostos para dentro do estuário. Essa fração representa o fósforo ligado a matéria orgânica refratária do solo, que são compostos quimicamente estáveis que já sofreram processos de transformação. Esse material orgânico é proveniente de subprodutos da decomposição de micro-organismos, plantas superiores, macrófitas aquáticas e plâncton, nos quais produzem compostos lábeis como as proteínas e elevadas quantidades de carboidratos recalcitrantes de alto peso molecular, que incluem polissacarídeos e peptidoglicanos derivados da parede celular e lipídios (WILKINSON, JOZ-ROLAND, BUFFLE, 1997).

4.3.1 Análise PCA e PCO

Através do PCA, os principais componentes resultam de uma combinação linear das variáveis indicando uma característica especial das variáveis. O primeiro eixo (PC1) explicou 42,6 % da variância de dados e o segundo eixo (PC2) explicou 33,5% da variância de dados (Figura 9), e ambos os componentes extraídos podem explicar aproximadamente 76,1% da variação total. Segundo os resultados da PCA o eixo PC1 está intimamente associado a areia, argila, silte, matéria orgânica (MO), nitrogênio, nitrato, P-Ext, enquanto o eixo PC2 estava intimamente associado a pH, Eh, P, P-Al, P-Ha, P-Res, P-Ca e P-Fe. O primeiro componente poderia representar o enriquecimento de N resultado da descarga de efluentes e dos processos de mineralização, uma vez que, a descarga de efluente afeta diretamente a mineralização de N. O segundo componente poderia representar o enriquecimento das áreas por P e os compartimentos do solo onde ele é estabilizado.

Figura 9: Análise dos componentes principais (PCA) das variáveis Nitrogênio, Nitrato, P-Ext, P -Fe, P- Al, P- Ca, P- Res, P, Al, Areia, Silte, Argila, pH, Eh, MO, nas áreas influenciadas pela cana-de-açúcar e carcinicultura; Análise dos componentes principais em relação a distribuição dos pontos e as variáveis analisadas.



A maior parte dos dados obtiveram comportamentos semelhantes, indicando que as fontes de variação são comuns nas atividades (Figura 10). Alguns parâmetros apresentaram tendências maiores para cana-de-açúcar, e menores para carcinicultura. A variação espacial dos

dados dos parâmetros P-Al, P-Ca e Ca total, provavelmente está relacionada com a mineralogia do local. P-Al apresentaram tendências de queda em direção a foz do estuário (maiores para cana-de-açúcar e menores para carcinicultura). A caulinita é o principal mineral silicatado da fração argila desses solos (alta intensidade). Apesar das condições geoquímicas que sustentam a neogênese, a caulinita identificada deve ter origem alóctone, derivada de solos cauliniticos locais adjacentes à planície costeira (SILVA, 2024).

P-Ca apresentaram tendências semelhantes, os valores médios foram maiores para cana-de-açúcar e menores carcinicultura, contudo, os valores de Ca total, foram muito superiores a jusante do que a montante do canal. A presença de carbonato sugere ser o principal motivo da maior presença desse elemento no solo. Duas fontes contribuem para o acúmulo de carbonato nos solos desse ambiente, 1) a formação geológica local ao redor dos sedimentos de mangue: Beberibe, Gramame e Formação Itamaracá, que representam as fontes minerais de carbonato em toda a região. Todas as formações geológicas apresentam materiais carbonáticos. 2) o carbonato de origem biogênica derivada de moluscos, que vivem associadas às raízes de *Rhizophora mangle* (SILVA, 2024). No entanto, os pontos 19 e 50 foram os que apresentaram maiores teores de P-Ca, indicando que existe, pontualmente, um aporte maior desses nutrientes nessas áreas oriundos da atividade cana-de-açúcar, o que possivelmente explica a presença desses outliers (Figura 9).

Os parâmetros P-Ha, PT também apresentaram tendência de queda em direção a foz do estuário enquanto o P-Res apresentou crescimento na mesma direção. A MO encontrada em solos e sedimentos de mangue tem origem autóctone ou alóctone. A produção autóctone, in situ, corresponde à MO gerada a partir dos tecidos da árvore, biomassa microbiana, algas bentônicas e fitoplâncton. Materiais alóctones, são derivados dos oceanos e de áreas terrestres (urbanas e rurais), aparecem nos manguezais através de sedimentos, que são carregados de OM e contribuem para o sequestro de C nessas florestas (SILVA, 2024) A entrada de MO alóctone, em quantidade e qualidade, é bastante variável, visto que é totalmente dependente de suas fontes, principalmente em relação às fontes antrópicas (KIDA; FUJITAKE, 2020; KUSUMANINGTYAS et al., 2019; LIU et al., 2017; MARCHAND, 2017)

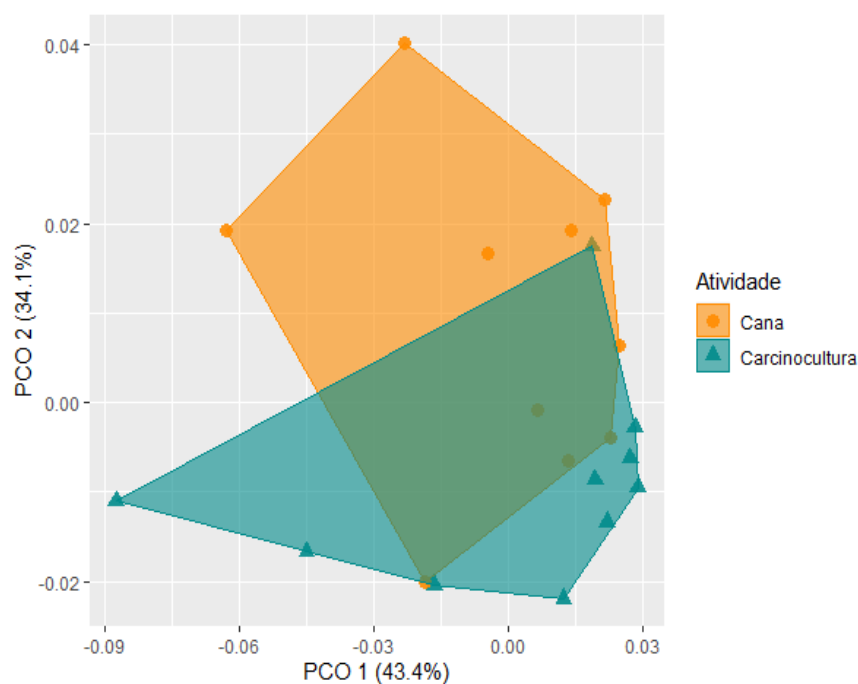
Os manguezais de Botafogo são divididos por três domínios de espécies. a montante há domínio de *Laguncularia racemosa*; o trecho intermediário coexiste *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia shaueriana*; e na foz há domínio de *Rhizophora mangle*. Em geral, a variação das espécies determina a proporção relativa de compostos no solo. As florestas de *Rhizophora mangle* podem liberar mais componentes refratários no solo, como os taninos, uma classe de polifenóis, em comparação com as florestas de *Avicennia* e *Laguncularia*

(LACERDA et al., 1995) e este composto aromático é conhecido por diminuir a atividade dos organismos bentônicos, responsáveis pela decomposição da MOS (LACERDA et al., 1995).

Observando as frações P-Ha e P-Res (Figura 3E, G), observa-se uma relação inversamente proporcional entre elas. As áreas que recebem influência da carcinicultura apresentam teores mais baixos de P-Ha e maiores para P-Res, enquanto nas áreas que recebem influência da cana-de-açúcar os teores são mais altos para P-Ha e mais baixos para P-Res. Isso possivelmente ocorre pelo fato da vegetação predominante no entorno da carcinicultura ser predominantemente da espécie *Rhizophora mangle* que tem como característica essa produção de compostos mais recalcitrantes, indicando que a característica da matéria orgânica nesse ponto é mais estável, e que essa forma de estabilidade do P nessa fração, no ambiente está mais relacionada com a vegetação do que com as contribuições da atividade.

Outro parâmetro que foi fonte de outlier em nossos dados foi a Areia, especialmente do ponto 3 ($> 645 \text{ g kg}^{-1}$). Essa variação pode ser explicada possivelmente pela hidrodinâmica do local. O ponto 3 fica localizado em uma curva do terreno, local onde a velocidade da água é diminuída, se tornando então um local de deposição de sedimento, no caso, areia (Figura 9).

Figura 10. PCO indicando a dissimilaridades entre as atividades cana-de-açúcar e carcinicultura



5 CONCLUSÕES

Ambas as atividades contribuem no aporte de nutrientes para dentro do estuário. A cana-de-açúcar contribui com maiores entradas de fósforo enquanto a carcinicultura contribui com maiores entradas de nitrogênio.

Os solos de manguezal têm maior capacidade de estabilizar fósforo ligado a matéria orgânica, contudo suas formas disponíveis no solo estão relacionadas principalmente às frações inorgânicas P-Ext, F-Fe, P-Al e P-Ca que podem ser mais ou menos disponibilizadas a depender do Ph do solo.

O P-Ha também pode disponibilizar P para o ambiente, sendo a principal forma de fósforo orgânico nos solos, e sua disponibilidade está relacionada as mudanças de Eh e da estabilidade da MO do solo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAME, M. F.; FRY, B. Source and stability of soil carbon in mangrove and freshwater wetlands of the Mexican Pacific coast. **Wetlands Ecology and Management**, v. 24, p. 129-137, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9475-6>

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2019. Recife : CPRH. 2020. 200p. Disponível em: < https://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/02/quali_agua_2019.pdf >.

AHN, P. T.; KROEZE, C.; BUSH, S. R.; MOL, A. P. J. Water pollution intensive brackish shrimp in south-east Vietnam: Causes and options for control. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 6, p. 872-882, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.01.018>

ALONGI, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual Review of Marine Science**, v. 6, n.1, p.195–219, 2014. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>

ALONGI, D. M. Carbon Cycling in the World’s Mangrove Ecosystems Revisited: Significance of Non-Steady State Diagenesis and Subsurface Linkages between the Forest Floor and the Coastal Ocean. **Forests**, v.11, n.9, p. 977, 2020. <https://doi.org/10.3390/f11090977>

ALONGI, D. M. Impact of global change on nutrient dynamics in mangrove forests. **Forests**, v. 9, n. 596, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9100596>.

ALONGI, D. M. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.76, n. 1. p. 1-13, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>

ALONGI, D. M. Mangrove-microbe-soil relations. *In*: KRISTENSEN, E., HAESE, R.R., KOSTKA, J. E. (Eds.). Interactions Between Macro and Microorganisms in Marine Sediments. **American Geophysical Union**, Washington, DC, p.85–103, 2005. <https://doi.org/10.1029/CE060p0085>

ALONGI, D. M. Present state and future of the world’s mangrove forests. **Environmental Conservation**. v. 29, p. 331-349, 2002. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>

ALONGI, D. M. The Energetics of Mangrove Forests. **Springer Dordrecht**, p. 216, 2009. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4271-3>

ALONGI, D.M.; BOTO, K.G.; ROBERTSON, A.I. Nitrogen and phosphorus cycles. *In*: alistar ian robertson e daniel m. Alongi (ed.). **Tropical mangrove ecosystems**. American Geophysical Union, Washington, DC, 1992. P. 329.

ALVAREZ, J. R. E.; MONTERO, A. A.; JIMÉNEZ, N. H.; MUÑIZ, U. O.; PADILHA, A. R.; MOLINA, R. J.; VERA, S. Q. Nuclear and related analytical methods applied to the determination of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in a red ferralitic soil and Sorghum samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Dordrecht, v. 247, n. 3, p. 479-486, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010640009301>.

ARAGÃO, R.; ALMEIDA, J.A. P.; FIGUEIREDO, E.E.; SRINIVASAN, V.S. Mapeamento do potencial de erosão laminar na Bacia do Rio Japarutuba, SE, via SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.7, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000700012>

ARAUJO FILHO, J. C. de; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B. da; MEDEIROS, L. A. R.; MELO FILHO, H. F. R. de; PARAHYBA, R. da B. V.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, F. B. R. e; LEITE, A. P.; SANTOS, J. C. P. dos; SOUSA NETO, N. C. de; SILVA, A. B. da; LUZ, L. R. Q. P. da; LIMA, P. C. de; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2000. 378 p. il. color. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa, 11).

ARIAS, M.; GARCIA-RIO, L.; MEJUTO, J.C.; DELGADO, A.N.; CARVALHAL, J. S. Retention of phosphorus by iron and aluminum-oxides-coated quartz particles. **Journal of colloid and interface science**. v. 295, n.1, p. 65–70, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.08.001>

ASHLEY, K.; CORDELL, D.; MAVINIC, D. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 737-746, 2011.

ASHTON, E. C. Impacts of shrimp farming on mangrove ecosystems. **CABI Reviews**, v. 3, p. 12, 2008. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20083003>.

AVNIMELECH, Y. **Biofloc technology**: a practical guidebook. 2nd ed. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 2012. 258 p.

AZZONI, R.; GIORDANI, G.; BARTOLI, M.; WELSH, D.T.; VIAROLI, P. Iron, sulphur and phosphorus cycling in the rhizosphere sediments of a eutrophic *Ruppia cirrhosa* meadow (Valle Smarlacca, Italy). **Journal of Sea Research**, v. 45, n.1, 15–26, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(00\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(00)00056-3)

BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.

BARCELLOS, D.; QUEIROZ, H.M.; NÓBREGA, G.N.; OLIVEIRA FILHO, R.L.; SANTAELLA, S.T.; OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 58-63, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.031>

BASTAMI, K. D.; NEYESTANI, M. R.; RAEISI, H.; SHAFEIAN, E.; BANIAMAM, M.; SHIRZADI, A.; SHAHROKHI, B. Bioavailability and geochemical speciation of phosphorus in surface sediments of the Southern Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 51-57, 2018.

BDE – Base de dados do estado do Pernambuco. **Produção agrícola das lavouras permanentes e temporárias**. Pernambuco: BDE, 2022. Disponível em: < http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao_formato2.aspx?codFormatacao=451&CodInformacao=471&Cod=3 >

BIRCH, G. F.; VANDERHAYDEN, M.; OLMOS, M. The nature and distribution of metals in soils of the Sydney estuary catchment, Australia. **Water, Air & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 216, n. 1-4, p. 581-604, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-5551>.

BORTOLOZO, F. R.; TERCENIO, R.; AGUIAR, F. A.; HANSEL, E. F.; FILHO, R.; PARRON, L. V.; FROEHNER, S. Peatland as a natural sink for pesticides from no-till systems in subtropical climate. **Agricultural Water Management**, v. 163, p. 19-27, 2016.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 46, p. 53-70, 1996.

BOYD, C. E.; SCARSBROOK, E. Effects of agricultural limestone on phytoplankton communities of fish ponds. **Archiv fur Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 74, p. 333-349, 1974.

BRASIL, Lei nº 12.651/2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Brasília**, 2012.

BRASIL, Resolução CONAMA nº 312/2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental da carcinicultura (camarões). **Brasília**, 2002.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen - Total. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). *Methods of soil analysis: part 2: chemical and microbiological properties*. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

BRUMMETT, R. E. **Aquaculture and society in the new millennium**. v. 34, n. 1, p. 51-59, 2003. Disponível em <https://www.was.org/magazine/ArticleContent.aspx?Id=111>

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas, **Instituto Agronômico**, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

CAMARGO, S. G. O.; POUHEY, J. L. O. F. Aquicultura - um mercado em expansão. **Revista Brasileira Agrociência** (ISSN0104-8996), v. 11, n. 4, p. 393-396, Pelotas, RS, Brasil, 2005. Disponível em: < <http://www.ufpel.tche.br/faem/agrociencia/v11n4/artigo01.pdf> >

CANFIELD, D. E.; THAMDRU, P. B.; HANSEN, J. W. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 57, p. 3867-3883, 1993. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(93\)90340-3](https://doi.org/10.1016/0016-7037(93)90340-3)

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.CO.; CONTIN, T.L.M.; DIAS, F.L.F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; RENATO COIMBRA, B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea Applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 4, p. 397-401, 2008.

CAVALCANTI, L. E. Aspectos geoambientais da carcinicultura no Rio Grande do Norte e seus desdobramentos legais: a implementação da licença ambiental em defesa do meio ambiente. **Revista dos Estudantes de Direito da UnB**, (Especial Eletrônica), p. 71-88, Brasília, DF, Brasil, 2012. Disponível em: <<http://periodicos.bce.unb.br/index.php/redunb/article/view/7121/5614>>

CETESB. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao>>. Acesso em: 19 de out. 2021.

CEULEMANS, T.; BODÉ, S.; BOLLYN, J.; HARPOLE, W.; COOREVITS, K.; PEETERS, G.; VAN ACKER, K.; SMOLDERS, E.; BOECKX, P.; HONNAY, O. Phosphorus resource partitioning shapes phosphorus acquisition and plant species abundance in grasslands. **Native Plants**, v. 3, n. 2, p. 16224, 2017. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.224>

CHAPIN, F.S.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. Principles of terrestrial ecosystem ecology. **Springer New York**, 2 ed, p. 529, 2011. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>

CHEN, J.; LU, S.; ZHAO, Y.; WANG, W.; HUANG, M. Effects of overlying water aeration on phosphorus fractions and alkaline phosphatase activity in surface sediment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 2, 206-211, 2011.

COELHO, J.; FLINDT, M.; JENSEN, H. S.; LILLEBØ, A. I.; PARDAL, M. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61, n. 4, p. 583–590, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.07.001>

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Série histórica das safras. Cana-de-açúcar- Agrícola**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras>>. Acesso em: 21. de jun. de 2023a.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Tabela de dados-produção de cana-de-açúcar e subprodutos**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana>>. Acesso em: 22 de jun. de nov. 2023b.

CONSTANZO, S. D.; O'DONOHUE, M. J.; DENNISON, W. C. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in northeast Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 5-6, p. 514–525, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.09.006>

CORNELL, R.M., SCHWERTMANN, U. The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses. **Wiley-VCH, Weinheim**, v. 2, 2003. <https://doi.org/10.1002/3527602097>

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; LIMA, C. V. S.; DOS SANTOS, R. C. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente, *in*: José Egon Meurer (Ed.). **Fundamentos da química do solo**. Porto Alegre, 6 ed., 2017, p.266.

COSTA, D. B. da. Adubação fosfatada da cana-de-açúcar: disponibilidade de fósforo e formas de aplicação. 2012. 83 f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

COSTA, I. A. S. D.; CUNHA, S. R. D. S.; PANOSSO, R. D. F.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. D. S.; SANT'ANNA, E. M. E. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Australis**, v.13, n.2, p.382-401, 2009. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1302.11>

COSTA, W.M. Efeito da proteína vegetal na qualidade de água dos efluentes da carcinicultura. 2004. 69 f., **Dissertação** (Dissertação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil. Disponível em: <http://www.pgpa.ufrpe.br/Trabalhos/2004/T2004wmc.pdf>

CRAB, R.; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T.; BOSSIER, P.; VERSTRAETE, W. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, v. 270, n. 1-4, p. 1-14, Sept. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.05.006>.

CRAFT, C. Peatlands. In: Craft, C. (Ed). *Creating and restoring wetlands*, 1st ed. **Elsevier**, Bloomington, 2016, p. 161–192.

CUI, H. J.; WANG, M.; FU, M. L.; CI, E. Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. **Journal Soils Sediments**, v. 11, p. 1135–1141, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0405-9>

D'ANGELIS, I.; MOURA, G. F. O cenário social, econômico e ambiental da pesca artesanal em uma comunidade no litoral paraibano. **REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 10, n. 2, p. 62-75, 2016.

DAHDOUH-GUEBAS, F. World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). **Human Ecology**, v. 39, n. 1, p. 107-109, 2011.

DAVES, B.E. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**. v.38, 1974. <https://doi.org/0.2136/sssaj1974.03615995003800010046x>

DIAZ, M. A. H Seabird colonies as important global drivers in the nitrogen and phosphorus cycles. **Nature Communications**, v. 9, n. 246, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02446-8>

DONATO, D.; KAUFFMAN, J.B.; MURDIYARSO, D.; KURNIANTO, S.; STIDHAM, M.; KANNINEN, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, p. 293–297, 2011. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>

DU LAING, G.; DE VOS, R.; VANDECASTEELE, B.; LESAGE, E.; TACK, F. M. G.; VERLOO, M. G. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 77, n. 4, p. 589-602, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.017>.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulação por sais metálicos hidrolisantes. **Advances in Colloid and Interface Science**.v. 102–103, p. 482-492, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2)

DUKE, N.; MEYNECKE, J.O.; DITTMANN, S.; ELLISON, A.; ANGER, K.; BERGER, U.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; EWEL, K.; FIELD, C.; KOEDAM, N.; LEE, S.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; DAHDOUH-GUEBAS, F. A world without mangroves?. **Science**, v. 317, p. 41–42, 2007. <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>.

DURAS, J.; HEJZLAR, J. The Effect of Outflow Depth on Phosphorus Retention in a Small, Hypertrophic Temperate Reservoir with Short Hydraulic Residence Time. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 86, n. 6, p. 585-601, 2001. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200110\)86:63.0.CO;2-H](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200110)86:63.0.CO;2-H)

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Fisheries and Aquaculture: Global aquaculture production Quantity (1950 - 2020). Disponível em: https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/aquaculture/aquaculture_quantity.

FAO - State of World Aquaculture. **Inland Water Resources and Aquaculture Service**. p. 134, 2006. Disponível em: < <http://fao.org/docrep/fao/009/a0874e/a0874e00.pdf> >

FELLER, I.C. Effects of nutrient enrichment on growth and herbivory of dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*). **Ecological Monographs**, v. 65, n. 4, p. 477-505, 1995. <https://doi.org/10.2307/2963499>

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L. SOUZA JÚNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; FIRME, L. P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v. 10, n. 6, p. 995-1006, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0224-4>

FRIESS, D. A. Where the tallest mangroves are. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 4-6, 2019. Disponível em: < <https://go.nature.com/2z7yZmq> >

FRIESS, D.A. The potential for mangrove and seagrass blue carbon in Small Island States. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 64, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101324>

FUNDAÇÃO APOLÔNIO SALLES DE DESENVOLVIMENTO EDUCACIONAL - FADURPE/AGÊNCIA AMBIENTAL DE MEIO AMBIENTE - CPRH. **Zoneamento Ambiental da Área de Proteção Ambiental - APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana, PE**. 2010.

GAUTIER, D.; AMADOR, J.; NEWMARK, F. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents - preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. **Aquaculture Research**, v. 32, n. 10, p. 787-799, 2008. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2001.00614.x>

GONSIORCZYK; CASPER, P.; KOSCHEL, R. Binding forms of phosphorus in the sediment of an oligotrophic and eutrophic hard-water lake from the Baltic Lake District (Germany). **Water Science and Technology**. v., 37, p. 51-58. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00055-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00055-9)

GORMAN, D. Historical Losses of Mangrove Systems in South America from Human Induced and Natural Impacts. In: MAKOWSKI, C.; FINKL, C. W. Threats to Mangrove Forests. **Springer**, Cham, p. 155-171, 2018.

GUIMARÃES, M. L. S. A. Carcinicultura e a degradação dos manguezais em Pernambuco. Recife, 2007. (**Dissertação de mestrado**) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

HAREGEWEYN, N., POESEN, J., DECKERS, J., NYSSSEN, J., HAILE, M., GOVERS, G., ... & MOEYERSONS, J. Exportação de nutrientes ligados a sedimentos de micro-barragens no norte da Etiópia. **Degradação e desenvolvimento da terra**, v. 19, n. 2, pág. 136-152, 2008.

HOLFORD, I.C.R.; P A TRICK JR, W.H. Effects of reduction and pH changes on phosphate sorption and mobility in an acid soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.43, p. 292-297, 1979.

HOLTAN, H.; KAMP-NIELSEN, L.; STUANES, A. O. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. **Hydrobiologia**, v. 170, p. 19–34, 1988. <https://doi.org/10.1007/BF00024896>

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Monitoramento do desmatamento nos manguezais do Brasil**. Brasília, 2018.

INOUE, T.; NOHARA, S.; TAKAGI, H.; ANZAI, Y. Contrast of nitrogen contents around roots of mangrove plants. **Plant Soil**, v. 339, p. 471–483, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0604-y>

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos, 2021**. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>, acessado em 15 de outubro de 2021.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.; ÁLVAREZ-ROGEL, J. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: a case study in SE Spain. **Geoderma**, v. 144, p. 299-309, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.024>

JIN, X.; WANG, S.; PANG, Y.; CHANG, F. Phosphorus Fractions and the Effect of pH on the Phosphorus Release of the Sediments from Different Trophic Areas in Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 139, n.2, p. 288-95, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.010>

JÚNIOR, J.J.S.; NICACIO, G.; RODRIGUES, G.G. A carcinicultura nos manguezais do Nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**. v. 9, n.70, 2020. <https://doi.org/10.46802/rmsde.v9i2.245816>.

KAISERLI, A., VOUTSA, D., & SAMARA, C. Phosphorus fractionation in lake sediments–Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. **Chemosphere**, v. 46, n. 8, p. 1147-1155, 2002.

KAMAL, A.H.M.; HOQUE, M.M.; DRIS, M.H.; BILLAH, M.M.; KARIM, N.U.; BHUIYAN, M.K.A. Nutrient properties of tidal-borne alluvial sediments from a tropical mangrove ecosystem. **Regional Studies in Marine Science**, v. 36, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101299>.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in Marine Biology**, v. 40, 81-251, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)

KHALID, R.A.; PATRICK JR, W.H.; DELAUNE, R.D. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.41, p. 305-309, 1977.

KIANG, C.H.; BASSO, J.B.; SOTO, M.A. *In*: Fontanetti, C.S.; Bueno, O.C. (Ed.). Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica — Bauru, SP: Canal 6, p. 275, 2017.

KIDA, M.; FUJITAKE, N. Organic carbon stabilization mechanisms in mangrove soils: a review. **Forests**, v. 11, p. 981, 2020. <https://doi.org/10.3390/f11090981>

KIDA, M.; TOMOTSUNE, M.; IIMURA, Y.; KINJO, K.; OHTSUKA, T.; FUJITAKE, N. High salinity leads to accumulation of soil organic carbon in mangrove soil. **Chemosphere**, v. 177, p. 51-55, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.074>

KIM, L.; CHOI, E.; STENSTROM, M.K. Sediment characteristics, phosphorus types, and phosphorus release rates between river and lake sediments. **Chemosphere**, v. 50, p. 53-6, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00310-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00310-7)

KIMIREI, I. IGULU, M.; SEMBA, M.; LUGENDO, B. Small estuarine and non-estuarine mangrove ecosystems of Tanzania: overlooked coastal habitats. *In*: DIOP, S., SCHEREN, P., MACHIWA, J.F. (Eds.). **Estuaries: A Lifeline of Ecosystem Services in the Western Indian Ocean**. Springer International Publishing, Cham. 2016. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25370-1_13

KLEEBERG, A.; DUDEL, G.E. Changes in the extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Großer Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and loading. **Marine Geology**, v. 139, n. 1-4, p. 61-75, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(96\)00099-0](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(96)00099-0)

KOR, K.; ERSHADIFAR, H.; GHAZILOU, A.; KOOCHAKNEJAD, E. Seasonal variations, potential bioavailability, and ecological risk of phosphorus species in the coastal sediments of the Makran. **Mar Pollut Bull**, v.173(Pt B), n.113125, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113125>

KOZERSKI, H.-P.; KLEEBERG, A. The Sediments and Benthic-Pelagic Exchange in the Shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany). **International Review of Hydrobiology**, v. 83, p. 77-112, 1998. <https://doi.org/10.1002/IROH.19980830109>

KRAAL, P.; BURTON, E.; ROSE, A.; KOCAR, B.; LOCKHART, R.; GRICE, K.; BUSH, R.; TAN, E.; WEBB, S. Sedimentary iron–phosphorus cycling under contrasting redox conditions in a eutrophic estuary. **Chemical Geology**, v. 392, p. 19–31, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.11.006>.

KRAUSS, K. W.; LOVELOCK, C. E.; MCKEE, K. L.; LÓPEZ-HOFFMAN, L.; EWE, S. M. L.; SOUSA, W. P. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 105–127, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>.

KRISTENSEN, E.; ANDERSEN, F.O.; HOLMBOE, N.; HOLMER, M.; THONGTHAM, N. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 22, p. 199–213, 2000. <https://doi.org/10.3354/ame022199>

KUSUMANINGTYAS, M. A.; HUTAHAEAN, A. A.; FISCHER, H. W.; PÉREZ-MAYO, M.; RANSBY, D.; JENNERJAHN, T. C. Variability in the organic carbon stocks, sources, and accumulation rates of Indonesian mangrove ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 218, p. 310–323, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.007>

LACERDA, L. D.; ITTEKKOT, V.; PATCHINEELAM, S. R. Biogeochemistry of Mangrove Soil Organic Matter: a Comparison Between Rhizophora and Avicennia Soils in South-eastern Brazil. **Elsevier**, v. 40, p. 713–720, 1995. <https://doi.org/10.1006/ecss.1995.0048>

LACERDA, L.D.; SOARES, T.M.; COSTA, B.G.B.; GODOY, M.D.P. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v.87, p.657–661, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0399-4>

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; MCKEE, K.; BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C.; MENDELSSOHN, I.; MUKHERJEE, N.; RECORD, S. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726–743, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>

LI, B.; BAI, Y. Y.; XIN, H. Y.; MA, Y. Q.; SONG, X. K.; ZHANG, X. Z.; SUN, Y. Z.; LIU, Y. H.; QIN, H. W. Trophic state of seawater and ecological characteristics of phytoplankton in Sishili Bay. **Acta Ecol. Sin.**, p. 0260-0266, v. 33, n. 1, 2013.

LI, L., LIU, L., WANG, S. LIU, W.; JIAO, L.; YANG, Y.; YANG, R. Spatial distribution of phosphorus fractions in sediment and the potential mobility of phosphorus in Dianchi Lake. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, p. 3721–3731, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4151-y>

LIJKLEMA, L. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. Interactions between Sediments and Freshwater. **W. Junk BV PUBL**, p.313-317, 1997. https://doi.org/10.1007/978-94-011-9802-8_45.

LIN, X.; HOU, L.; LIU, M.; LI, X.; YIN, G.; ZHENG, Y.; DENG, F. Gross nitrogen mineralization in surface sediments of the Yangtze estuary. **PLoS One**, v.11, n. 3, p. 1–16, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151930>

LINDSAY Y, W. L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils. In: Mortvedt, J. J.; Giordano, P. M.; Lindsay, W. L. (Eds). **Micronutrients in agriculture**. Madison: **Soil Science Society of America**, 1972. p. 41-57.

LIPTZIN, D.; SILVER, W. L. Effects of carbon additions on iron reduction and phosphorus availability in a humid tropical forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 1696–1702, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.05.013>

LIU, X.; XIONG, Y.; LIAO, B. Relative contributions of leaf litter and fine roots to soil organic matter accumulation in mangrove forests. **Plant and Soil**, v. 421, p. 493–503, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3477-5>

MAGALHÃES, M. S. E. Cultivo de *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931) em sistema multifásico. **Dissertação** (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, p, 60, 2004.

MARCHAND, C.; ALLENBACH, M.; LALLIER-VERGÈS, E. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). **Geoderma**, v. 160, p. 444-456, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.10.015>

MAURYA, P.; KUMARI, R.; SOLANKI, J.K.B.; RANJAN, R.K. Geochemical fractionation, bioavailability, and ascertaining ecological risk of phosphorus in surface and core sediments of mangroves, western coast of India. **Environmental science and pollution research international**, v.31, n. 25, p.37444-37464, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33705-z>.

MIALHE, F; GUNNELL, Y.; MERING, C. The impacts of shrimp farming on land use, employment and migration in Tumbes, northern Peru. **Ocean & Coastal Management**, v.73, p.1-12, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.12.014>

MOURA, R. T. Aspectos gerais da hidrobiologia do litoral norte de Pernambuco, Brasil. **Brasília: IBAMA**. 138p, 2009.

MOUSHMI KS, CHERIYAN AS, CHERIYAN E, CHANDRAMOHANAKUMAR N. Iron and phosphorus geochemistry in the core sediments of an urbanized mangrove ecosystem, Southwest coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v.178, n.113636, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113636>.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L.G.; MEYNECKE, J.O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2 p. 155-185, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>.

NASCIMENTO, I. A. Manguezal e carcinicultura: o conflito da ecocompatibilidade. *Revista Diálogos e Ciência*. Salvador, BA, Brasil, v. 5, n. 10, p. 1-15, 2007. Disponível em <http://dialogos.ftc.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=88&Itemid=15>

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, v. 405, p.1017-1024, 2005. <https://doi.org/10.1038/35016500>

NÓBREGA, G. N.; OTERO, X. L.; MACÍAS, F.; FERREIRA, T. O. Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. **Environ Monit Assess**. v. 186, n. 9, p.5749-62, 2014. <http://doi.org/10.1007/s10661-014-3817-3>.

OLIVEIRA, M.; LIMA, A.; FIGUEREDO, R.; ACCIARI, H.; CODARO, E. Um estudo termodinâmico da corrosão dos aços carbono pelo sulfeto de hidrogênio – explorando conceitos de equilíbrio químico. **Química Nova**. v. 41, 2018. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170186>.

OTERO, X. L.; DE LA PEÑA-LASTRA, S.; PÉREZ-ALBERTI, A.; FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O.; HUERTA-DÍAZ, M. A.; PARTITI, C. S. M.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia—SP, Brazil). **Geoderma, Amsterdam**, v. 148, n. 3-4, p. 318-335, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.016>.

OTERO, X.L.; TEJADA, O.; MARTÍN-PASTOR, M.; DE LA PEÑA, S.; FERREIRA, T.O.; PÉREZ-ALBERTI, A. Phosphorus in seagull colonies and the effect on the habitats. The case of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). **Science of The Total Environment**. v. 532, p. 383-397, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.013>.

PÁEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture a global perspective. **Environmental pollution**, v. 112, n. 2, p. 229-231, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00111-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00111-1).

PÁEZ-OSUNA, F.; FLORES-VERDUGO, F.; LYLE-FRITCH, L.P.; ALONSO-RODRÍGUEZ, R.; ROQUE, A.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. **Marine Pollution Bulletin**. v. 46, n. 7, p.806-815, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00107-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00107-3)

PALUDAN, C., JENSEN, H.S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. **Wetlands**, v. 15, p. 365–373, 1995.

PALUDAN, C., MORRIS, J.T. Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. **Biogeochemistry**, v. 45, v.197–221, 1999.

PATRICK, W. H. Chemical changes in rice soils. **Soils and rice**, p. 361-379, 1978.

PRIMAVERA, J. H. Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. **Ocean & Coastal Management**, v. 49, n. 9-10, p. 531– 545, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.06.018>.

QUEIROZ, H.M.; FERREIRA, T.O.; TANIGUCHI, C.A.K.; BARCELLOS, D.; DO NASCIMENTO, J.C.; NÓBREGA, G.N., OTERO, X.L.; ARTUR, A.G. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 34941–34950, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09720-1>.

QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Calagem e Controle da Acidez dos Viveiros de Aquicultura Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, p. 8, 2006. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 14).

QUEIROZ, L.; ROSSI, S.; MEIRELES, J.; COELHO, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970 - 2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v.73, p. 54-62, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.11.009>.

REIN, T.A.; SOUSA, D.M.G.; JUNIOR, J.D.G.S.; NUNES, R.S.; KORNDÖRFER, G.H. Manejo da Adubação Fosfatada para Cana-de-açúcar no Cerrado. Planaltina: **Embrapa Cerrado**, p. 12, 2015. (Embrapa Cerrado, Circular Técnica, 29).

REINHARD, C. T.; PLANAVSKY, N. J.; GILL, B. C.; OZAKI, K.; ROBBINS, L. J.; LYONS, T. W.; FISCHER, W. W.; WANG, C.; COLE, D. B.; KONHAUSER, K. O. Evolution of the global phosphorus cycle. **Nature**. v. 541, n. 7637, p. 386-389, 2017. <https://doi.org/10.1038/nature20772>.

RIBEIRO, L. F.; SOUZA, M. M.; BARROS, F.; HATJE, V. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 14, n. 3, p. 365-383, 2014.

ROCHA, I.P. Cultivo do Camarão Marinho: Atividade Socialmente Justa, Ambientalmente Responsável e, Economicamente Importante, de Forma Especial para o Meio Rural da Região Nordeste. **Associação brasileira dos criadores de camarão (ABCCAM)**, 2015. Disponível em: < <https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2015/03/Carcinicultura-Marinha-Brasileira-Artigo-Executivo.pdf>>

SÁ, M.V.C. **Limnocultura**: limnologia para aquicultura. Fortaleza: Ed. da Universidade Federal do Ceará, 2012. 218 p.

SAH, R.N.; MIKKELSEN, D.S.; HAFEZ, A.A. Phosphorus behavior in flooded-drained soils. I. Effects on phosphorus sorption. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.53, p. 1718-1722, 1989A.

SAHU, B. C.; ADHIKARI, S.; DEY, L. Carbon, nitrogen and phosphorus budget in shrimp (*Penaeus monodon*) culture ponds in eastern India. **Aquaculture International**, v.21, n. 2, p. 453 – 466, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10499-012-9573-x>

SAHU, B. C.; ADHIKARI, S.; DEY, L. Carbon, nitrogen and phosphorus budget in shrimp (*Penaeus monodon*) culture ponds in eastern India. **Aquaculture International**, v.21, n. 2, p.453 – 466, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10499-012-9573-x>

SAHU, S. C.; SURESH, H. S.; MURTHY, I. K.; RAVINDRANATH, N. H. Avaliação de áreas de manguezais na Índia: implicações da perda de manguezais. **Jornal de Ciências da Terra e Mudanças Climáticas**, v. 6, n. 5, 2015. <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000280>.

SAMADI-MAYBODI, A., SAFFAR, H. T., KHODADOUST, S., SARAVI, H. N., & NAJAFPOUR, S. Study on different forms and phosphorus distribution in the coastal surface sediments of Southern Caspian Sea by using UV–Vis spectrophotometry. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 113, p. 67-71, 2013.

SANTOS, H. V. S.; DE OLIVEIRA, S. T.; HOLANDA, F.S.R. Indicadores para diagnóstico das alterações antrópicas no manguezal do estuário do rio São Francisco. **Tropical Oceanography**, v. 39, n. 2, 2016.

SASABUCHI, I. T. M.; KRIEGER, K. S.; NUNES, R. S.; FERREIRA, A. C.; XAVIER, G. T. M.; URZEDO, A. L.; CARVALHO, W. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso de fósforo: uma revisão bibliográfica com foco na situação atual do estado de são paulo, brasil. **Química Nova**, v. 46, n. 2, p. 185–198, 2023. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170967>

SCHLICHTING, A.; LEINWEBER, P.; MEISSNER, R.; ALTERMANN, M. Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 165, n. 3, p. 290-298, 2002. <[https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200206\)165:3<290::AID-JPLN290>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200206)165:3<290::AID-JPLN290>3.0.CO;2-A)>

SEBRAE - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Carcinicultura: oportunidades e desafios**. Recife, 2021.

SENAR – Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. **Camarão marinho: preparação do viveiro, povoamento, manejo e despesca**. Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR). — 1. ed. Brasília: SENAR, p. 92, 2017.

SILVA, D. L. G. .; BATISTI, D. L. S.; GIACOMELLI FERREIRA, M. J.; MERLINI, F. B. .; CAMARGO, R. B. .; BARROS, B. C. B. Sugarcane: Economic, social, environmental, by-products and sustainability. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 7, p. e44410714163, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i7.14163>.

SILVA, G. H. M. C. Organic matter and mineralogy of soils along contaminated mangrove forests: a case study of Botafogo River estuary- pe, Brazil. 2024. 92 f. **Tese**. (Doutorado em Ciências do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2024.

SILVA, U. L.; CAMPOS, S. S.; CORREIA, E. S. Efeitos de fertilizantes orgânicos e inorgânicos na abundância de macro e meiobentos e na qualidade da água do cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). **Atlântica**, Rio Grande, v. 30, n. 1, p. 23-33, 2008.

SØNDERGAARD, M., WINDOLF, J., & JEPPESEN, E. Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. **Water Research**, v. 30, n. 4, p. 992–1002, 1996. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00251-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00251-0).

SOUSA, R.O.; CAMARGO, F.A.O; VAHL, L.C. Solos Alagados (Reações de Redox). *In*: Meurer, E.J (Eds.). **Fundamentos de Química do Solo**. 6. ed. Porto Alegre: 2017, p. 266.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. **Revista Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar**, p. 1-9, 2006.

SPALDING, M. The global distribution and status of mangrove ecosystems. **Intercoast Network**. 1 (Spec. Ed.). 20-1, 1997.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves**. London: Earthscan, p.319, 2010. <https://doi.org/10.34892/w2ew-m835>

TANCREDO, K. R.; NOBREGA, R. O.; DIAS, T.; LAPA, K. R. Impactos ambientais da carcinicultura brasileira. *In*: **3rd International Workshop Advances in Cleaner Production**:

Cleaner Production Initiatives and Challenges for a Sustainable World. Universidade Paulista, São Paulo, 2011.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, planta e outros materiais. Porto Alegre, departamento de solos, **UFRGS**, p. 174, 1995.

THOMPSON, F.L.; ABREU, P.C.; WASIELESKY, W. Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. **Aquaculture**, v. 203, n. 3-4, p. 263–278, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(01\)00642-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00642-1).

TIAN-YEN, Y. Soil and plants. *In*: TIAN-YEN, Y., **Physical chemistry of paddy soils** Berlin: Springer-Verlag, 1985. p. 197-214.

TWILLEY RR, CHEN RH, HARGIS T. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. **Water Air Soil Pollut**, v. 64, p. 265–88, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF00477106>.

ULRICH, U.; DIETRICH, A.; FOHRER, N. Herbicide transport via surface runoff during intermittent artificial rainfall: a laboratory plot scale study. **Catena**, v. 101, p. 38-49, 2013.

VALIELA, I., BOWEN, J.L., YORK, J.K. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. **BioScience**, v. 51, p. 807–815, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2).

WANG, S.; JIN, X.; ZHAO, H.; WU, F. Frações de fósforo e sua liberação nos sedimentos dos lagos rasos nas áreas média e inferior do rio Yangtze, na China. **Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.**, v. 273, p. 109-116, 2006.

WILKINSON, K. J.; JOZ-ROLAND, A.; BUFFLE, J. Different roles of pedogenic fulvic acids and aquagenic biopolymers on colloid aggregation and stability in freshwaters. **Limnol. Oceanogr**, v. 42, n.8, 1714-1724, 1997.

WU, B., LU, C., & LIU, S. (2015). Dynamics of biogenic silica dissolution in Jiaozhou Bay, western Yellow Sea. **Marine Chemistry**, v. 174, p. 58-66, 2015..

XAVIER, D.; GUERRA, N.; BERREDO, J.; SILVEIRA, O. Análise das variáveis físico-químicas das águas intersticiais dos sedimento do rio Sucuriçu – Cabo Norte - Amapá. **Tropical Oceanography**. V.40, n. 1, 2012. <https://doi.org/10.5914/tropocean.v40i1.5193>.

XIMENES, L. F. PRODUÇÃO DE PESCADO NO BRASIL E NO NORDESTE BRASILEIRO. **Caderno Setorial ETENE**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, ano 5, n. 150, JAN. 2021. (Série Caderno Setorial ETENE, n. 150). Disponível em: <https://www.bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/649/1/2021_CDS_150.pdf>.

XIMENES, L.F.; VIDAL, M.F. CARCINICULTURA. **Caderno Setorial ETENE**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, ano 7, n. 222, Abril. 2022. (Série Caderno Setorial ETENE, n. 222). Disponível em: <https://bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/1210/3/2022_CDS_222.pdf>

YANG, J.E.; SLOGLEY, E.O.; SCHAFF, B.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extract. **Soil Science Ambient Journal**. v. 62, p. 1108 – 1115, 1998.

ZHANG, Y.; GAO, X.; WANG, C.; CHEN, C.T.A.; ZHOU, F.; YANG, Y. Geochemistry of phosphorus in sediment cores from Sishili Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1–2, p. 552-558, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.050>.

ZHOU, A., TANG, H., WANG, D. Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of pH and sediment composition. **Water research**, v. 39, n. 7, p. 1245-1254, 2005.

ZHUANG, W., GAO, X., ZHANG, Y., XING, Q., TOSI, L., & QIN, S. Geochemical characteristics of phosphorus in surface sediments of two major Chinese mariculture areas: the Laizhou Bay and the coastal waters of the Zhangzi Island. **Marine pollution bulletin**, v. 83, n. 1, p. 343-351, 2014.