



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

JHONES DE LIMA VIEIRA

INFLUÊNCIA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO DESENVOLVIMENTO DA
AQUICULTURA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D32i de Lima Vieira, Jhones.
Influência dos serviços ecossistêmicos no desenvolvimento da aquicultura no semiárido Brasileiro /
Jhones de Lima Vieira. – 2024.
69 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.
Orientação: Profa. Dra. Kamila Vieira Mendonça.
Coorientação: Profa. Dra. Francisca Gleire Rodrigues de Menezes.

1. Valoração Ambiental. 2. Produtividade Marginal. 3. Ecotoxicologia. 4. Serviços Ecossistêmicos. I.
Título.

CDD 551.46

JHONES DE LIMA VIEIRA

INFLUÊNCIA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO DESENVOLVIMENTO DA
AQUICULTURA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Orientadora: Prof. Dr.^a Kamila Vieira Mendonça.

Coorientadora: Prof. Dr.^a Francisca Gleire Rodrigues de Menezes.

FORTALEZA

2024

JHONES DE LIMA VIEIRA

INFLUÊNCIA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO DESENVOLVIMENTO DA
AQUICULTURA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Defesa em: 24/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Kamila Vieira Mendonça (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (PPGCMT/UFC)

Prof. Dr. André Henrique Barbosa de Oliveira
Universidade Federal do Ceará (PPGCMT/UFC)

Prof. Dr. Guilherme Diniz Irffi
Universidade Federal do Ceará (CAEN/UFC)

Prof. Dra. Oscarina Viana de Sousa
Universidade Federal do Ceará (PPGCMTUFC)

Prof. Dra. Marina Teresa Torres Rodríguez
Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP)

Prof. Dra. Jessica Lucinda Saldanha da Silva
Universidade Federal do Ceará (DEP/UFC)

AGRADECIMENTOS

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

As Profs.^a Dr.^a Kamila Vieira Mendonça, Dr.^a Francisca Gleire Rodrigues de Menezes e Dr.^a Oscarina Viana de Sousa pela excelente orientação e suporte.

Aos professores participantes da banca examinadora Profs. Dr. André Henrique Barbosa de Oliveira, Marina Teresa Torres Rodríguez, Jessica Lucinda Saldanha da Silva e Guilherme Diniz Irffi pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Aos colegas do Laboratório de Microbiologia Ambiental e do Pescado e do Laboratório de Economia, Direito e Sustentabilidade pelas reflexões, críticas e apoio.

À minha família e aos amigos por todo suporte emocional.

RESUMO

Serviços ecossistêmicos são os benefícios que os ecossistemas naturais fornecem aos seres humanos, como a provisão de alimentos, água potável, madeira e fibras; regulação climática, controle do clima, polinização, controle de pragas e ciclagem de nutrientes; ou até mesmo recreação, turismo, beleza cênica e oportunidades de educação e desenvolvimento espiritualidade. Esta tese possui 3 capítulos e explora como os serviços ecossistêmicos influencia no desenvolvimento do semiárido brasileiro, com foco na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe. No capítulo I é apresentada uma série de estudos científicos sobre o semiárido brasileiro no contexto da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, os efeitos ecotoxicológicos da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos e a valoração econômica de recursos naturais utilizados pela aquicultura. Enquanto isso, no capítulo II consta uma avaliação de riscos toxicológicos utilizando de bioensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos e terrestres e no III uma análise de produtividade marginal das contribuições do capital natural das florestas, manguezais, rios e lagos para a produção aquícola de camarão e tilápia na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe. As análises de riscos ecotoxicológicos foram conduzidas em seis pontos de coleta ao longo do Rio Jaguaribe e demonstrou registros de 38 poluentes antrópicos em sedimentos e 7 em amostras de tecido. Os bioensaios evidenciaram que as amostras de sedimento produziram efeitos letais e sub letais nos quatro indicadores dos diferentes níveis tróficos testados. A análise de produtividade marginal com dados longitudinais foi utilizada para investigar a variação anual da área desses ecossistemas como fator de produção aquícola entre os anos de 2013 e 2021. Os resultados deste estudo de valoração ambiental mostram que uma redução de 1% na área de floresta e manguezal no ano anterior reduz a produção de camarão no ano seguinte em 0,375%, e o mesmo percentual de degradação nas áreas de rios e lagos reduz a produção de tilápia em 0,802%. Este estudo foi baseado apenas em dados públicos e é o primeiro a utilizar a produtividade marginal com dados longitudinais da produção aquícola brasileira e a realizar uma análise ecotoxicológica ao longo do Rio Jaguaribe. Considerando os riscos econômicos, sociais e de saúde para os ecossistemas aquáticos e terrestres causados por aportes humanos de poluentes antrópicos e pela degradação ambiental, recomenda-se a inclusão de uma avaliação ecotoxicológica de sedimentos no programa de monitoramento e controle da qualidade da água no semiárido brasileiro.

Palavras-chave: Valoração Ambiental. Produtividade Marginal. Ecotoxicologia. Serviços Ecossistêmicos.

ABSTRACT

Ecosystem services are the benefits that natural ecosystems provide to humans, such as the provision of food, drinking water, timber and fiber; climate regulation, climate control, pollination, pest control and nutrient cycling; or recreation, tourism, scenic beauty and opportunities for education and spiritual development. This thesis consists of 3 chapters and examines how ecosystem services influence the development of Brazilian semi-arid areas, focusing on the Jaguaribe River basin. Chapter I presents a series of scientific studies on the Brazilian semi-arid region in relation to the Jaguaribe River basin, the ecotoxicological impacts of environmental degradation on aquatic ecosystems and the economic valuation of natural resources utilized by aquaculture. Chapter II provides an assessment of toxicological risks using ecotoxicological bioassays with aquatic and terrestrial organisms and Chapter III analyzes the marginal productivity of the contribution of natural capital of forests, mangroves, rivers and lakes to aquaculture production of shrimp and tilapia in the Jaguaribe River basin. Ecotoxicological risk analyzes were conducted at six collection sites along the Jaguaribe River and revealed detections of 38 anthropogenic contaminants in sediments and 7 in tissue samples. The bioassays showed that the sediment samples had lethal and sublethal effects on the four tested indicators of the different trophic levels. The analysis of marginal productivity with longitudinal data was used to investigate the annual variation of the area of these ecosystems as a factor of aquaculture production between the years 2013 and 2021. The results of this environmental assessment study show that a 1% reduction in forest and mangrove areas in the previous year reduces shrimp production by 0.375 in the following year, and the same percentage of degradation in river and sea areas reduces tilapia production by 0.802%. This study is based exclusively on public data and is the first to use marginal productivity with longitudinal data on Brazilian aquaculture production and to perform an ecotoxicological analysis along the Jaguaribe River. Considering the economic, social and health risks to aquatic and terrestrial ecosystems caused by anthropogenic pollutant inputs and environmental degradation, it is recommended that an ecotoxicological assessment of sediments be included in the water quality monitoring and control program in the Brazilian semi-arid region.

Keywords: Environmental valuation. Marginal Productivity. Ecotoxicology. Ecosystems Services.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da área de estudo indicando os pontos de coleta	20
Figura 2 – Fluxograma da metodologia utilizada na execução dos ensaios ecotoxicológicos	22
Figura 3 – Taxa de mortalidade dos organismos aquáticos por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento	29
Figura 4 – Taxa de germinação das sementes de cebola (<i>Allium cepa</i>) e tamanho médio das raízes das sementes germinadas por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento	30
Figura 5 – Taxa de germinação das sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>) e tamanho médio das raízes das sementes germinadas por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento	31
Figura 6 – Análise de variância dos resultados dos bioensaios ecotoxicológicos	32
Figura 7 – Localização geográfica da área de estudo na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe	38
Figura 8 – Matriz de correlação de Pearson das variáveis do conjunto de dados de camarão e tilápia	45
Figura 9 – Análise anual da produção e dos ecossistemas da bacia do rio Jaguaribe (2013-2021), sendo os pontos brancos os municípios outliers	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Informações ambientais sobre os pontos de coleta	21
Tabela 2	– Contaminantes antropogênicos (ng/g) detectados no sedimento em um raio de até 2 km dos pontos de coleta	27
Tabela 3	– Contaminantes antropogênicos detectados nos tecidos de organismos aquáticos em um raio de 2km dos pontos de coleta (ng/g)	28
Tabela 4	– Sensibilidade relativa dos organismos testados em unidades tóxicas (TU) ..	31
Tabela 5	– Modelos funcionais testados para estimar a produtividade marginal dos ecossistemas da bacia do rio Jaguaribe	42
Tabela 6	– Estatísticas descritivas das variáveis	47
Tabela 7	– Diagnostico estatístico dos modelos testados com os dados de produção de camarão	48
Tabela 8	– Diagnostico estatístico dos modelos testados com os dados de produção de tilápia	49
Tabela 9	– Contribuição do capital natural de florestas e manguezais na produção de camarão na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe	50
Tabela 10	– Contribuição do capital natural de florestas e manguezais na produção de tilápia na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe	51

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Fundamentação teórica	15
1.1.1	<i>Semiárido brasileiro e a bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe</i>	15
1.1.2	<i>Efeitos ecotoxicológicos da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos</i>	16
1.1.3	<i>Classificação e valoração ambiental dos recursos naturais</i>	17
2	AVALIAÇÃO DE RISCOS TOXICOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARIBE	18
2.1	Introdução	18
2.2	Material e Métodos	20
2.2.1	<i>Descrição e localização da bacia hidrográfica e dos pontos de coleta</i>	20
2.2.2	<i>Levantamento bibliográfico</i>	21
2.2.3	<i>Amostragem e desenho experimental dos bioensaios ecotoxicológicos</i>	22
2.2.4	<i>Teste de toxicidade com organismos aquáticos</i>	22
2.2.5	<i>Teste de toxicidade com organismos terrestres</i>	23
2.2.6	<i>Análise estatística e abordagem multivariada</i>	24
2.3	Resultados	24
2.3.1	<i>Levantamento bibliográfico</i>	24
2.3.2	<i>Bioensaios ecotoxicológicos</i>	26
2.4	Discussões	30
2.5	Considerações finais	33
3	CONTRIBUIÇÕES DO CAPITAL NATURAL DAS FLORESTAS, MANGUEZAIS, RIOS E LAGOS PARA A PRODUÇÃO AQUÍCOLA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARIBE	34
3.1	Introdução	34
3.2	Material e Métodos	36
3.2.1	<i>Área de estudo</i>	36
3.2.2	<i>Produtividade marginal com dados longitudinais</i>	37
3.2.3	<i>Qualidade dos modelos econométricos</i>	41
3.2.4	<i>Descrição das fontes de dados</i>	42
3.3	Resultados	43

3.3.1	<i>Modelos de produção de camarão</i>	45
3.3.2	<i>Modelos de produção de tilápia</i>	46
3.3.3	<i>Cálculo da produtividade marginal</i>	48
3.4	Discussões	49
3.5	Considerações finais	51
4	CONCLUSÕES	53
	REFERÊNCIAS	54
	APÊNDICE	64

1 INTRODUÇÃO

Os serviços ecossistêmicos são benefícios proporcionados pelos recursos ambientais que contribuem direta ou indiretamente para o bem-estar humano (COSTANZA *et al.*, 1997) possuem valores de uso direto, indireto, de opção e de existência de acordo com a relação humana estabelecida com eles (MITRA, 2020). Os valores de uso direto estão associados ao consumo de energia e biomassa enquanto os demais, às funções regulatórias do planeta provenientes da conservação e preservação dos ecossistemas.

Esses valores podem ser estimados a partir da demanda dos usuários pelo bem ambiental (método direto) ou da sua influência como fator de produção (método indireto) (MOTTA, 2006). Os métodos diretos simulam cenários hipotéticos de mudanças na qualidade ou na quantidade dos recursos naturais e captam a preferência declarada dos respondentes, relacionando-as com suas crenças, opiniões, perfil socioeconômico e demanda por recurso natural (YI; KIM, 2020). Enquanto isso, os métodos indiretos estimam como as alterações na qualidade ou quantidade dos recursos naturais afetam os mercados de bens e serviços que dependem desses recursos (LOC *et al.*, 2017). A estimativa dos valores dos serviços ecossistêmicos sempre é subestimada em relação ao real valor dele para os seus usuários pois o cálculo desses valores depende da disponibilidade de dados e da correta aplicação de princípios de eficiência, justiça ambiental e sustentabilidade (COSTANZA, 2020).

Além dos valores tangíveis, existem valores intangíveis na relação dos usuários com os ecossistemas. Desta forma, os modelos econométricos de valoração ambiental podem ser potencializados com estudos laboratoriais de abordagem não econométrica (RAMOS; JUJNOVSKY; ALMEIDA-LEÑERO, 2018), como, por exemplo, a ecotoxicologia. Essa integração preenche lacunas importantes para o planejamento e as tomadas de decisões em atividades agrícolas (MAYDANA *et al.*, 2020), principalmente em regiões áridas e semiáridas que concentram os piores índices de pobreza e desigualdade social do planeta (SINGH; CHUDASAMA, 2021).

A ecotoxicologia é o ramo da toxicologia dedicada ao estudo dos efeitos de substâncias tóxicas aos organismos e ao meio ambiente por meio da análise de seus efeitos letais e sub letais em diferentes níveis tróficos (HOFFMAN *et al.*, 2003). Desta forma é possível avaliar e prever os riscos ambientais e de saúde pública associados ao uso de contaminantes antropogênicos, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, herbicidas, pesticidas organoclorados, componentes inorgânicos fosforados e metais tóxicos. Por conta disso, com base nos resultados dos bioensaios ecotoxicológicos, é possível desenvolver medidas de gestão

e controle ambiental para conservação da biodiversidade, incluindo o impacto das atividades humanas nos ecossistemas, a definição de limites de concentração seguras e as espécies mais vulneráveis aos efeitos das substâncias tóxicas.

Na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, no semiárido brasileiro, a aquicultura foi utilizada em muitos projetos de desenvolvimento econômico que geraram benefícios sociais, como a melhoria dos índices de desenvolvimento humano de saúde e educação em cidades próximas ao Açude Castanhão, onde há a maior concentração de produtores de tilápia (FLORES; FILHO, 2019). Porém, esses projetos também trouxeram prejuízos ambientais, como a degradação de florestas e manguezais próximos às fazendas de camarão (QUEIROZ *et al.*, 2013). Ademais, nos últimos anos, a produção aquícola da região reduziu significativamente (IBGE, 2022a) por conta de escassez de água (TAKAHASHI; SILVEIRA; VASCONCELOS JÚNIOR, 2020; VALENTI *et al.*, 2021) e de surtos de doenças virais e bacterianas (ANDRADE *et al.*, 2022).

Estudos ambientais na região estimam que várias áreas de vegetação nativa foram convertidas em áreas de pastagens, aquicultura e agricultura na última década (MAPBIOMAS, 2022) e que concentrações significativas de pesticidas organoclorados (OLIVEIRA *et al.*, 2016), herbicidas (GAMA *et al.*, 2017), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (ANDRADE *et al.*, 2019) e de bactérias multirresistentes à antibióticos (REBOUÇAS *et al.*, 2011) foram identificadas na água, no sedimento e no tecido de organismos aquáticos amostrados no ambiente da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe.

A hipótese desta tese é que a exposição a contaminantes antropogênicos prejudica a qualidade de vida dos organismos aquáticos cultivados, e a variação na qualidade e disponibilidade de recursos naturais impacta negativamente a produção aquícola na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe. Além disso, acredita-se que a função natural de existência de rios, lagos, florestas e manguezais desempenha um papel crucial na mitigação desses efeitos, influenciando positivamente o desenvolvimento da aquicultura na região.

Considerando a hipótese levantada, esta tese tem o objetivo de mensurar os efeitos econômicos e ecotoxicológicos da função natural de existência de rios, lagos, florestas e manguezais e avaliar a influência desse serviço ecossistêmico no desenvolvimento da aquicultura na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe. Desta forma, os objetivos específicos são: a) identificar se o sedimento do rio Jaguaribe promove riscos ecotoxicológicos agudos e crônicos para organismos terrestres e aquáticos nos locais onde existem mais registros científicos de contaminação antropogênica. b) identificar como a contribuição do capital natural dos ecossistemas de florestas, manguezais, rios e lagos afeta a produção de camarão e tilápia

na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe.

Desta forma, esta tese está formatada em três capítulos. No capítulo I é apresentada uma série de estudos científicos sobre o semiárido brasileiro no contexto da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, os efeitos ecotoxicológicos da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos e a valoração econômica de recursos naturais utilizados pela aquicultura. No capítulo II é apresentado um estudo de risco ecotoxicológico do sedimento do Rio Jaguaribe por meio de levantamento bibliográfico na literatura científica e bioensaios com quatro organismos teste. Enquanto no capítulo III é apresentado um estudo de valoração ambiental das contribuições dos ecossistemas de florestas, manguezais, rios e lagos para o desenvolvimento da aquicultura na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe por meio de análise de produtividade marginal usando dados em painel. Por fim, são apresentadas as principais conclusões desta tese, as referências bibliográficas utilizadas e o material suplementar em forma de apêndices.

1.1 Fundamentação teórica

1.1.1 Semiárido brasileiro e a bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe

A região semiárida do Brasil possui 1.128.697 km², corresponde a cerca de 13% do território nacional, abriga 12,25% da população brasileira em que 35,5% vivem abaixo da linha da pobreza (IBGE, 2010). A bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe é uma das mais desenvolvidas do semiárido brasileiro (SATHLER, 2021), está situada no nordeste do Brasil, ocupa 48% do Estado do Ceará, estende-se por 75.669 km², é dividida em 5 regiões (Alto Jaguaribe, Salgado, Médio Jaguaribe, Banabuiú e Baixo Jaguaribe), tem clima predominantemente semiárido, precipitação média anual entre 700 e 800 mm e temperatura entre 26 e 27°C (IBGE, 1999).

A bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe tem sido objeto de estudo nas áreas de economia, meio ambiente e sociedade. Em termos econômicos, ela é predominantemente agrícola, com destaque para o cultivo de algodão, milho e feijão. Além disso, a pecuária e a aquicultura também são atividades econômicas importantes para região. Em 2021, a produção agrícola total da região foi estimada em 550 milhões de reais (IBGE, 2022b) enquanto a da pecuária foi de 512 e da aquicultura 401 (IBGE, 2022c), considerando os valores foram deflacionados para dezembro de 2022 com base no índice geral de preços de disponibilidade interna (IGP-DI) da Fundação Getúlio Vargas (CENTRAL BANK OF BRAZIL, 2023).

No que se refere aos aspectos ambientais, a desertificação, a degradação do solo e a poluição das águas são os principais desafios da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe (SOARES *et al.*, 2021). A gestão ineficiente dos recursos naturais tem contribuído para diminuição na qualidade e quantidade dos recursos hídricos disponíveis na região e

consequentemente dos serviços ecossistêmicos provenientes desses recursos (QUEIROZ *et al.*, 2017). Além disso, as mudanças climáticas estão contribuindo para o aumento da temperatura dos recursos hídricos e para a diminuição da umidade relativa do ar que são fatores relevantes no agravamento da seca na região e para perda de biodiversidade (DA CONCEIÇÃO DE SOUSA *et al.*, 2021). Como consequência disso, a vulnerabilidade socioeconômica está aumentando (TAKAHASHI; SILVEIRA; VASCONCELOS JÚNIOR, 2020). A falta de saneamento básico, abastecimento de água e acesso à saúde e educação de qualidade tem gerado vários impactos significativos na dinâmica social e econômica da região. Esses desafios exigem ações integradas e coordenadas dos setores públicos e privados a fim de promover a diversificação econômica e a inclusão social na região, principalmente por meio de práticas sustentáveis.

1.1.2 Metodologias para avaliação dos efeitos ecotoxicológicos da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos

Os efeitos da degradação ambiental na qualidade dos ecossistemas aquáticos podem ser avaliados por meio de estudos de ecotoxicologia com amostras de sedimento e a partir disso é possível identificar possíveis riscos à saúde humana e animal (HOFFMAN *et al.*, 2003). Por conta disso, existem muitas normas e regulamentações para estudos ecotoxicológicos em vários países do mundo e que normalmente definem metodologias para coleta e análise de amostras, assim como estabelecem padrões de qualidade ambiental a fim de garantir a proteção da saúde humana e animal e a conservação da biodiversidade (ABNT, 2021, 2022; ASTM, 2020).

Os estudos de ecotoxicologia podem envolver organismos de vários níveis tróficos e avaliar os efeitos agudos e crônicos que os contaminantes antropogênicos causam aos organismos teste. No caso dos agudos, é observado a letalidade dos contaminantes aos organismos, como taxa de mortalidade ou germinação de sementes em determinado período, enquanto que nos crônicos se avaliam a sub letalidade, como taxa de reprodução ou crescimento de plântulas. A análise desses indicadores é importante em estudos ambientais porque os organismos terrestres e aquáticos desempenham funções relevantes no ciclo de nutrientes e na manutenção da qualidade do solo. Portanto, a avaliação da toxicidade de sedimentos contaminados pode fornecer muitas informações para a gestão ambiental e para saúde pública (QUALHATO *et al.*, 2023).

Em bioensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos, *Daphnia magna* e *Artemia salina* são microcrustáceos frequentemente utilizados devido a sua ampla distribuição geográfica, facilidade de cultivo em laboratório, rápida taxa de crescimento e sensibilidade a diversas substâncias químicas (CRUZEIRO *et al.*, 2017). No caso desses organismos, a

dependem do tempo do estudo, podem ser avaliadas taxas de mortalidade, reprodução, desenvolvimento e eclosão de ovos ou até mesmo modificações comportamentais ou genéticas. Em bioensaios ecotoxicológicos com vegetais, sementes de cebola (*Allium cepa*) e de pepino (*Cucumis sativus*) são comumente utilizadas devido à sua facilidade de germinação e crescimento em laboratório (SILVEIRA *et al.*, 2017). No caso desses organismos, os principais efeitos observados são nas taxas de germinação, o crescimento e o desenvolvimento das plântulas. Em ambos bioensaios, os organismos são expostos a diferentes concentrações da substância química em questão por um tempo determinado.

1.1.3 Classificação e valoração ambiental dos recursos naturais

Os serviços ecossistêmicos podem ser classificados como de provisão, regulação ou cultura sendo que essa classificação exige a aplicação de várias metodologias e por conta disso existem vários esquemas de classificação (WEITZMAN, 2019). Em sua maioria, são métodos voltados para identificação e quantificação das funções que os ecossistemas desempenham, as suas interações com a economia e os seus efeitos para o bem-estar humano.

Tendo em vista que os serviços ecossistêmicos podem impactar diretamente em várias atividades econômicas, é possível enumerar e estimar os valores econômicos e não econômicos dos benefícios fornecidos pelos ecossistemas. Na aquicultura, por exemplo, os principais de serviços ecossistêmicos de provisão são o fornecimento direto e indireto de alimentos e o fornecimento de produtos com fins biotecnológicos ou medicinais. Entre os de regulação, estão os serviços ecossistêmicos de biorremediação e de filtração de água por organismos aquáticos, de atenuação de ondas e de proteção costeira, de captação e de armazenamento de carbono, de tampão para acidificação dos oceanos e o de estabilização de sedimentos. Por fim, entre os serviços ecossistêmicos culturais estão os de conexão física e espiritual, de senso de pertencimento e oportunidade, de turismo gastronômico e recreativo, de educação e de pesquisa científica (ALLEWAY *et al.*, 2019).

As metodologias de valoração ambiental dos serviços ecossistêmicos podem ser baseadas em análises econométricas e não econométricas a partir de observações diretas ou indiretas dos usuários de um determinado serviço ou bem ambiental.

Dentre análises econométricas estão: a análise do custo de substituição ou de danos evitados em que é estimado o valor a ser pago para substituir ou evitar a perda de um ou mais serviços (BRICKER *et al.*, 2018); a análise de transferência de benefícios em que é estimado o valor de serviço ecossistêmico com base em estudos realizados em outros locais; a análise de preço de mercado em que é estimado o valor real dos bens e serviços fornecidos pelos

ecossistemas (como peixes, camarões, moluscos e plantas aquáticas) (MALIK; FENSHOLT; MERTZ, 2015); a análise de função de produção em que é estimada a contribuição dos serviços ecossistêmicos na produção comercial (BERG *et al.*, 2017); a análise de custos hedônicos em que é estimada a influência das características ambientais nos valores das propriedades (EVANS; CHEN; ROBICHAUD, 2017); a análise de custo de viagem em que a quantidade de visitas e o custo de deslocamento são usados como proxy de valor para conservação de ecossistemas (KUENZER; TUAN, 2013); e a avaliação contingente em que o valor dos serviços ecossistêmicos são estimados a partir da disposição a pagar ou a receber dos respondentes (LOC *et al.*, 2017).

Dentre análises não econométricas sobre serviços e bens ecossistêmicos estão: a análise de percepção de valor e opinião que é baseada nas preferências e percepções respondentes em diferentes cenários; a análise de classificação ou grau de importância em que os serviços ecossistêmicos são classificados a partir da percepção dos usuários; e na análise por elicitación de especialistas em que o estudo de percepção dos usuários com especialistas específicos para fornecer informações sobre o valor dos serviços ecossistêmicos.

Além dos estudos econométricos e não econométricos, existem análises que dão suporte a esses estudos por meio de análise descritiva, modelagem biofísica, mapeamento espacial e estudos laboratoriais de habitats de efeitos toxicológicos em organismos vivos.

2 AVALIAÇÃO DE RISCOS TOXICOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARIBE

2.1 Introdução

Os ecossistemas aquáticos representam a maior parte do planeta Terra e têm sido amplamente prejudicados com as ações antrópicas de desenvolvimento econômico, principalmente nas regiões costeiras. Essas regiões são essenciais para proteção contra enchentes, retenção de carbono no solo, filtragem de contaminantes persistentes e o abastecimento de água. Entretanto, a poluição desses ecossistemas é uma das maiores preocupações da atualidade devido aos seus efeitos agudos e crônicos que os contaminantes têm sobre a saúde dos seres humanos, dos animais e dos vegetais (LÓPEZ-PACHECO *et al.*, 2019).

Os poluentes podem ser provenientes de várias fontes poluidoras, como a aquicultura, agricultura, produções industriais, pastagem, navegação, turismo e o esgoto urbano. Entretanto, o efeito deles é prejudicial ao meio ambiente e pode ser percebido por todas as atividades econômicas envolvidas (SOARES *et al.*, 2020). Normalmente, os organismos

aquáticos ingerem contaminantes ao longo da vida e os transferem pela teia trófica. Por conta disso, muitos estudos relacionam o uso inadequado dos contaminantes à ingestão de micro plásticos, à inefetividade de antibióticos comerciais e aos riscos de desenvolver câncer ao longo da vida (ARISEKAR *et al.*, 2020; CUI *et al.*, 2015; LAGANÀ *et al.*, 2019; LU *et al.*, 2019).

Os efeitos crônicos e agudos desses subprodutos químicos aos ecossistemas podem ser avaliados por meio de estudos ecotoxicológicos envolvendo bactérias, microcrustáceos, peixes e vegetais (WANG, 2018). Esses estudos avaliam as interações entre os contaminantes e a teia trófica assim como a letalidade que eles provocam aos organismos testados após diferentes períodos de exposição e concentração (HOFFMAN *et al.*, 2003). Entretanto, essas metodologias possuem desafios cada vez maiores pois o efeito desses contaminantes está sendo amplificado com o aumento da degradação ambiental e com a aceleração das mudanças climáticas (TLILI; MOUNEYRAC, 2021).

No ambiente natural, os contaminantes antropogênicos decantam nos sedimentos a depender do fluxo dos rios e tendem a produzir efeitos adversos combinados em organismos terrestres e aquáticos (SANTOS *et al.*, 2022). Por conta disso, a análise da toxicidade dos sedimentos é uma oportunidade para compreensão dos efeitos adversos que os resíduos químicos que não são medidos com frequência ou que são desconhecidos podem ter sobre o meio ambiente e seres humanos (HEISE *et al.*, 2020).

Em regiões semiáridas, normalmente mais pobres e mais vulneráveis às mudanças climáticas, os efeitos de diferentes contaminantes podem ser ainda mais prejudiciais (FERNANDES *et al.*, 2020). Muitos estudos científicos focam sua atenção na presença de contaminantes antropogênicos no semiárido brasileiro e a área que concentra a maior parte desses estudos é a bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, localizada na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. Entre os contaminantes já estudados na região, podemos citar: antibióticos (REBOUÇAS *et al.*, 2011), pesticidas (OLIVEIRA *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2020), herbicidas (GAMA *et al.*, 2017), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (ANDRADE *et al.*, 2019), compostos inorgânicos fosforados (BARCELLOS *et al.*, 2019; MARINS *et al.*, 2011, 2020), hormônios naturais e sintéticos (LIMA *et al.*, 2019), petróleo bruto (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020), micro plásticos (GARCIA *et al.*, 2020) e metais tóxicos (COSTA *et al.*, 2013; COSTA; LACERDA, 2014; LACERDA; SANTOS; LOPES, 2009; MOURA; LACERDA, 2018; RIOS *et al.*, 2016).

Desta forma, o presente estudo realizou um levantamento bibliográfico dos registros de contaminantes já estudados na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe visando detectar os efeitos ecotoxicológicos do sedimento do rio em quatro organismos de prova: *Artemia salina*,

Daphnia magna) e sobre a germinação de sementes *Allium cepa* e *Cucumis sativus*.

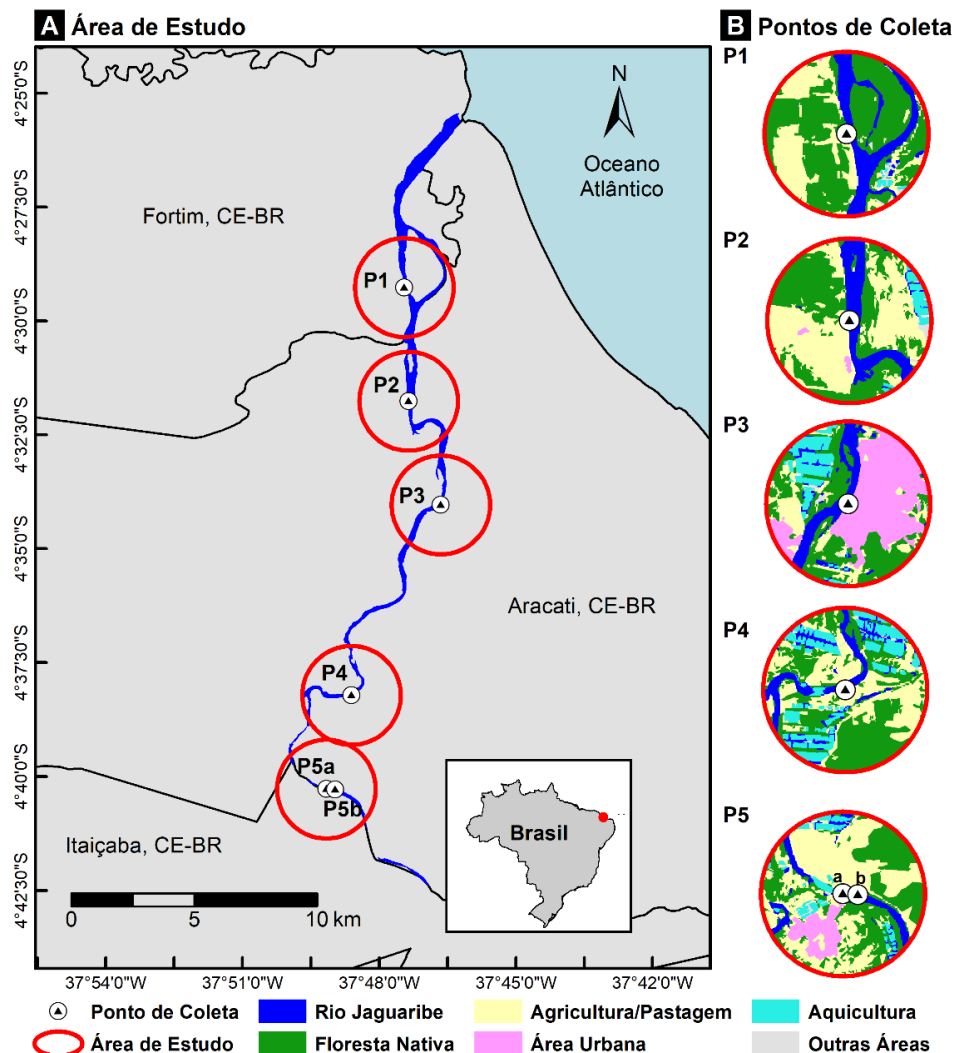
2.2 Material e métodos

2.2.1 Descrição e localização da bacia hidrográfica e dos pontos de coleta

O Rio Jaguaribe possui 633 km de extensão e é utilizado por várias atividades econômicas no semiárido brasileiro, incluindo a pecuária, agricultura, aquicultura, pesca, turismo, comércio e navegação. Ele é utilizado para várias atividades econômicas, principalmente nas áreas mais próximas ao mar, e possui muitas barragens ao longo de seu percurso devido ao combate dos períodos de seca no Estado do Ceará (IBGE, 1999).

Ao longo do Rio Jaguaribe, foram selecionados seis pontos amostrais com diferentes composições de áreas de infraestrutura urbana, vegetação nativa, agricultura, pastagem, aquicultura e barragens para análise de toxicidade do sedimento (MAPBIOMAS, 2022), como mostra a Figura 1.

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo indicando a área de estudo e os pontos de coleta



Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados geográficos do Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará e da Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil (2022).

O ponto de coleta P1 é mais próximo ao mar, seu entorno é formado majoritariamente por áreas de florestas e manguezais e é utilizado para atividades de agricultura e pecuária. P2 é composto por áreas de agricultura, pastagem e outras áreas de formação natural não florestal (incluindo apicum, salgado e afloramento rochoso). P3 é o que recebe maior aporte de nutrientes proveniente de esgoto sanitário pois está localizado dentro da cidade de Aracati. P4 é composto em grande maioria por fazendas de aquicultura, uma das atividades mais relacionadas com a degradação dos ecossistemas de manguezais. O ponto P5 foi dividido em dois: P5a e P5b. Eles apresentam proporção semelhante de áreas de infraestrutura urbana, vegetação, aquicultura, agricultura e pecuária, entretanto eles são separados por uma barragem na qual em um lado do rio há água salgada (P5a) e no outro há água salobra (P5b). A tabela 1 sumariza as principais informações ambientais sobre cada um dos pontos de coleta de sedimento.

Tabela 1. Informações ambientais sobre os pontos de coleta em novembro de 2021

Ponto de coleta	Salinidade (ppm) ^a	Temperatura da água (°C) ^b	Temperatura do ar (°C) ^b	Precipitação anual (mm) ^c	Índice de Aridez ^c
P1	42	31	30	903,2	49,55
P2	45	30	29	859,8	47,03
P3	52	30	35	859,8	47,03
P4	48	31	33	859,8	47,03
P5a	48	30	35	675,3	36,89
P5b	1	31	34	675,3	36,89

a. observado *in locu* usando um medidor de salinidade portátil; b. observado *in locu* usando um termômetro; c. informação obtida por meio da Fundação de Meteorologia e Recursos Hídricos do Ceará.

2.2.2 Levantamento bibliográfico

O levantamento bibliográfico foi realizado na base de artigos científicos da Scopus entre janeiro de 2000 e dezembro de 2023 a fim de identificar relatos científicos na língua inglesa sobre contaminantes antropogênicos em matrizes ambientais (água, sedimento e organismos aquáticos) ao longo do Rio Jaguaribe (Ceará, Brasil). Desta forma, a configuração de busca utilizada foi a seguinte: (ALL(jaguaribe AND river) AND ALL(contaminant) OR ALL(pollutant) OR ALL(microplastic) OR ALL(pesticide) OR ALL(herbicide) OR ALL(hydrocarbons) OR ALL(antibiotic)) AND (LIMIT-TO (AFFILCOUNTRY,"Brazil")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE,"ar")).

Como critério de elegibilidade, os artigos científicos que utilizaram metodologias padronizadas para detectar a presença de contaminantes antropogênicos no sedimento ou tecido de organismos aquáticos em um raio de até 2 km dos pontos de coleta foram considerados válidos para sua inclusão no estudo. Estes artigos resultaram fonte de informação sobre: presença de contaminantes detectados, concentrações (ng/g) e localização geográfica.

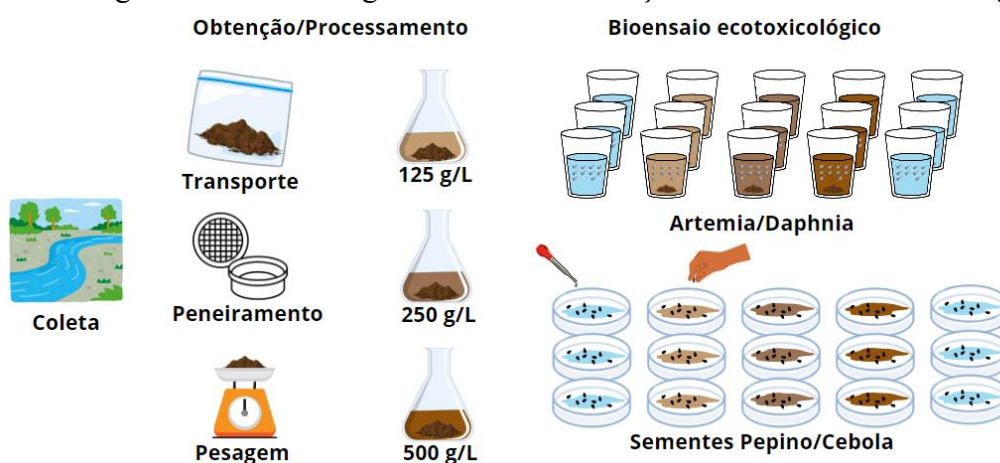
2.2.3 Amostragem e desenho experimental dos bioensaios ecotoxicológicos

Em cada um dos pontos foram coletadas amostras de sedimentos superficiais submersos das margens do Rio Jaguaribe em uma profundidade de até 10 cm. As coletas ocorreram em novembro de 2021. O material coletado foi armazenado em sacos plásticos de polietileno de baixa densidade padrão para armazenamento de alimento e as análises foram realizadas em até 24 horas após a coleta do material. Antes das análises, as amostras de sedimento foram peneiradas para retirada de conchas, pedras e outros compostos maiores que 100 mm.

As amostras de sedimentos foram avaliadas mediante a utilização de ensaios ecotoxicológicos com microcrustáceos de água doce (*Daphnia magna*), de água salgada (*Artemia salina*), sementes de cebola (*Allium cepa*) e de pepino (*Cucumis sativus*). O desenho experimental foi realizado de forma aleatória com três réplicas. A vantagem dos bioensaios com organismos de vários níveis tróficos é que eles proporcionam alta precisão nos testes de ecotoxicidade e uma visão integrada de como componentes tóxicos e não tóxicos de uma matriz ambiental afetam a teia trófica (URBANIÁK *et al.*, 2020).

Três concentrações do sedimento foram testadas em cada ensaio para cada organismo de prova, levando em conta as diretrizes estabelecidas pelas normas técnicas NBR 12713 (ABNT, 2022), NBR 16530 (ABNT, 2021), ASTM E1706 (ASTM, 2020) destinadas para ensaios de ecotoxicologia aquática utilizando organismos invertebrados e pela norma técnica EPA 712-C-012 (EPA, 2012) destinadas para ensaios utilizando sementes de vegetais. Desta forma, cinco tratamentos diferentes foram testados: Controle Positivo (PC), Controle Negativo (NC), e três tratamentos (125 g/L, 250 g/L e 500 g/L) em que a concentração de 250 g/L é aquela recomendada como padrão pela norma técnica ASTM E1706 para análise ecotoxicológica de sedimentos (ASTM, 2020) (Figura 2).

Figura 2. Fluxograma da metodologia utilizada na execução dos ensaios ecotoxicológicos



2.2.4 Teste de toxicidade com organismos aquáticos

Os testes de toxicidade com organismos aquáticos foram realizados com microcrustáceos de água doce (*Daphnia magna*) e de água salgada (*Artemia salina*). Esses organismos foram selecionados para este estudo devido ao seu amplo uso em bioensaios ecotoxicológicos com amostras de sedimento e a sua relevância ecológica, sensibilidade e facilidade de manuseio em laboratório (GAMBARDELLA *et al.*, 2022). Além disso, os microcrustáceos utilizados neste estudo também fazem parte da biota aquática da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe (CAMARA 2020; DINIZ *et al.* 2020).

Os micros crustáceos de água doce (*Daphnia magna*) foram adquiridos na forma de neonatos em estabelecimento comercial de aquicultura. Esses neonatos foram cultivados em um sistema com aeração constante, regime claro e escuro (16:8) e alimentação com microalgas verdes e *Saccharomyces cerevisiae*. Os neonatos de *Daphnia magna* utilizados nos testes eram indivíduos com idade entre 2 h e 26 h e foram obtidos a partir de fêmeas com idade entre 10 dias e 15 dias. Enquanto isso, os micros crustáceos de água salgada (*Artemia salina*) foram adquiridos na forma de cistos em estabelecimento comercial de aquarismo. Esses cistos foram incubados por 24 horas sob aeração e iluminação constante em água do mar filtrada (15 ppt) e esterilizada. Os neonatos de *Artemia salina* utilizados nos testes eram indivíduos que estavam no estágio de náuplios I e II e com idade entre 2 h e 26 h.

Durante o experimento, os micros crustáceos foram mantidos em um sistema estático com fotoperíodo de 12 horas em luz difusa, temperatura ambiente de $27 \pm 2^\circ\text{C}$ e sem alimentação ou aeração por 48 h. Os sedimentos para sua avaliação foram diluídos na mesma água em que os micros crustáceos foram cultivados e cada unidade experimental recebeu dez organismos vivos após 2 horas de decantação. Antes dos testes de toxicidade, todos os micros crustáceos foram submetidos a observação visual a fim de selecionar organismos de mesmo tamanho e padrão de natação. Neste caso, PC foi água destilada e o NC a água utilizada durante o cultivo.

2.2.5 Teste de toxicidade com organismos terrestres

Os testes de toxicidade com organismos terrestres foram realizados com sementes de cebola (*Allium cepa*) e de pepino (*Cucumis sativus*). Esses organismos foram selecionados devido ao amplo uso em estudos ecotoxicológicos com amostras de sedimento, disponibilidade comercial, curto tempo de crescimento, baixo custo de aquisição e sensibilidade aos efeitos citotóxicos e genotóxicos dos sedimentos (WIJEYARATNE; WADASINGHE, 2019).

As sementes de cebola (*Allium cepa*) e de pepino (*Cucumis sativus*) foram

adquiridas em estabelecimento comercial de jardinagem e esterilizadas por 10 min em solução de hipoclorito de sódio (1%), seguida de várias lavagens com água destilada, e então secas ao ar. Após o processo de esterilização, 10 sementes foram colocadas assepticamente em placas de Petri esterilizadas (13 × 13 cm) forrado com papel filtro Whatman nº 1 de 4 camadas. Os papéis de filtro foram umedecidos com 15 ml de solução preparada a partir das diluições do sedimento em água potável. As placas de Petri foram mantidas em ambiente fechado para germinação sob temperaturas de 27/25 °C (dia/noite). Neste caso, PC foi água destilada com 0,5% de NaCl e NC foi água potável.

A germinação das sementes foi considerada como tendo ocorrido apenas nos casos em que o tegumento da semente estava rompido, a radícula estava visível e medindo mais de 2 mm. Os fabricantes indicavam no rótulo da embalagem que o tempo médio de germinação era de 7 dias para as sementes de cebola e de 5 dias para as de pepino. Desta forma, este foi o período utilizado para contabilizar as sementes que germinaram e o tamanho de suas raízes.

2.2.6 Análise estatística e abordagem multivariada

Ao final do período de exposição dos organismos às diferentes concentrações de sedimento (PC, 125 g/L, 250 g/L, 500g/L e NC), foi estimado o percentual de mortalidade dos micros crustáceos ($MR = \text{número de organismo mortos}/10 \times 100$), o percentual de germinação das sementes ($GR = \text{número de sementes germinadas}/10 \times 100$) e o tamanho médio das raízes das sementes que germinaram. Os valores encontrados foram submetidos a teste de normalidade de Shapiro-Wilk e análise de variância, conforme a normalidade das amostras, a fim de identificar diferença significativa entre os 3 tratamentos ($n = 30$ sementes/tratamento; $n = 30$ microcrustáceos/tratamento), entre os 3 tratamentos e os 2 controles (positivo e negativo com o mesmo N dos tratamentos), e entre os 6 pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5a e P5b).

A toxicidade do sedimento foi avaliada com base no índice de toxicidade calculado pela fórmula $ST = [(C-T) / C] \times 100$, onde: C é o parâmetro analisado (mortalidade dos micros crustáceos, germinação de sementes ou comprimento de raiz/broto) no controle e T é o parâmetro analisado no tratamento (NIKOLAEVA *et al.*, 2019).

Por meio de análise de regressão, foi estimada a concentração efetiva mediana (EC_{50}) ou a concentração letal mediana (LC_{50}) capaz de provocar a mortalidade de 50% dos micros crustáceos e a concentração inibitória mediana (IC_{50}) capaz de inibir a germinação de 50% das sementes de vegetais (efeito letal) ou afetar o tamanho das raízes das sementes que germinaram (efeito sub letal). A sensibilidade dos organismos frente toxicidade do sedimento foi comparada por meio de unidades tóxicas ($TU = 100/EC_{50}$) que indica que quanto maior for o número de unidades, maior será a sensibilidade do organismo e a toxicidade do sedimento. A

abordagem da unidade tóxica (TU) é baseada em um modelo que estima o efeito acumulativo da toxicidade para os organismos de prova, podendo ser utilizada para análises com sedimento, produtos químicos e metais (CASTRO-CATALÀ *et al.*, 2016).

2.3 Resultados

2.3.1 Levantamento bibliográfico

Como resultado do levantamento bibliográfico, foram revisados e analisados 139 artigos científicos publicados entre 2009 e 2022. Entre os artigos encontrados, 15 foram considerados elegíveis para este estudo por relatarem contaminantes antropogênicos em um raio de 2km de cada um dos pontos de coleta. De acordo com esses artigos, as principais fontes dos contaminantes antropogênicos no sedimento e nas matrizes biológicas foram a agricultura, a aquicultura, a pecuária e os efluentes urbanos não tratados. O ponto P1 apresentou mais dados de contaminação antropogênica enquanto P4 foi o ponto com menor número de relatos de contaminantes (Tabela 2).

A tabela 2 sumariza todos os contaminantes detectados no sedimento (ng/g), sendo eles de cinco tipos: herbicidas (GAMA *et al.*, 2017), pesticidas organoclorados (OLIVEIRA *et al.*, 2016), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (ANDRADE *et al.*, 2019), metais tóxicos (COSTA *et al.*, 2013; DIAS; MARINS; MAIA, 2013; LACERDA *et al.*, 2013) e componentes inorgânicos fosforados (BARCELLOS *et al.*, 2019; MARINS *et al.*, 2011, 2020). Esses químicos podem ser classificados na seguinte ordem de concentração total nas amostras de sedimento: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos > Herbicidas > Pesticidas Organoclorados > Componentes Inorgânicos Fosforados > Metais tóxicos.

Tabela 2. Contaminantes antropogênicos (ng/g) detectados no sedimento em um raio de até 2 km dos pontos de coleta

Tipo	Contaminante	P1	P2	P3	P4	P5a-b
Herbicida ^a	Alacloro	17,42	-	-	8,27	3,65
	Bromacil	33,84	-	-	31,49	38,54
	Ethalfuralin	407,55	-	-	302,96	371,97
	Fluridone	0,80	-	-	0,14	0,21
	Norflurazon	0,15	-	-	0,04	0,05
	Tebuthiuron	7,76	-	-	2,53	5,32
Σ Total		467,52			345,45	419,73
Pesticida Organoclorado ^b	HCB	1,31	1,82	4,25	-	2,35
	Heptacloro	16,69	51,89	51,40	-	24,29
	Metoxicloro	-	2,95	8,51	-	-
	p,p-DDD	2,42	1,61	3,68	-	1,35
	p,p-DDE	3,11	2,83	5,15	-	1,96
	p,p-DDT	3,45	2,98	6,68	-	2,45
	α-Endosulfan	69,30	87,20	136,70	-	45,67
	γ-HCH	0,58	3,15	2,79	-	1,38
Σ Total		96,86	154,43	219,16		79,45
Hidrocarboneto Aromático Policíclico ^c	Acenafteno	1,90	3,30	6,30	-	3,90
	Acenaftileno	0,20	1,60	0,80	-	0,60
	Antraceno	9,60	11,20	14,65	-	12,50
	Benz[a]antraceno	0,20	6,20	7,50	-	0,10
	Benzo[a]pireno	4,50	12,20	11,00	-	3,40
	Benzo[b]fluoranteno	14,60	4,10	21,70	-	0,02
	Benzo[e]pireno	4,70	12,20	15,40	-	1,20
	Benzo[ghi]perileno	67,20	0,80	2,60	-	6,00
	Benzo[k]fluoranteno	1,50	0,20	6,80	-	1,30
	Criseno	19,70	52,30	61,10	-	21,50
	Dibenz[ah]antraceno	0,06	3,50	5,21	-	0,30
	Fluoranteno	1614,80	1801,20	2254,00	-	25,30
	Fluoreno	0,03	13,70	16,50	-	9,00
	Indeno[1,2,3-cd]pireno	20,00	6,50	4,50	-	3,30
	Naftaleno	0,04	0,04	0,13	-	0,10
	Perileno	1,40	1,70	10,40	-	0,30
	Fenantreno	549,60	733,10	1160,50	-	425,20
Pireno	246,90	649,00	1075,00	-	536,20	
Σ Total		2556,93	3312,84	4674,09		1050,22
Outros	Mercúrio ^d	13,1 ^d	-	-	-	-
		6,91 ^e	7,65 ^e	8,72 ^e	-	7,45 ^e
	Fósforo inorgânico ^e	213,6 ^f	-	-	-	-
		6,9 x 10 ⁷ g	1,01 x 10 ⁷ g			

Nota: a: Gama *et al.* (2017); b: Oliveira *et al.* (2016); c: Andrade *et al.* (2019); d: Costa *et al.* (2013); e: Moura e Lacerda, 2022; f: Barcellos *et al.* (2019); g: Marins *et al.* 2011.

Entre os artigos analisados, dois não informaram a localização geográfica exata dos seus pontos de coleta de sedimento. Esses autores detectaram a presença de mercúrio (7,8 – 93 ng/g) (LACERDA *et al.*, 2013), de cobre (1,7 – 21 µg/g, de zinco (0,4 – 8,9 mg/g), de ferro (4,6 – 51,4 mg/g) e de alumínio (6,7 – 47,3 mg/g) (DIAS; MARINS; MAIA, 2013) na área que corresponde aos pontos P1, P2 e P3 quando realizaram amostragens de sedimento.

Enquanto isso, a tabela 3 sumariza os contaminantes antropogênicos encontrados nos tecidos de organismos aquáticos (ng/g), sendo eles de dois tipos: metabólitos de pesticida (SANTANA *et al.*, 2020) e metais tóxicos (COSTA; LACERDA, 2014; LACERDA; SANTOS; LOPES, 2009; MOURA; LACERDA, 2018; RIOS *et al.*, 2016). Outros autores detectaram na região de estudo, a presença de genes de resistência à ampicilina (10 mg), aztreonam (30 mg) e oxitetraciclina (30 mg) em bactérias do gênero *Vibrio* isoladas a partir de amostras de camarão (REBOUÇAS *et al.*, 2011) e a presença de 0,31 itens.m⁻³ de partículas de micro plásticos em amostras de plâncton usando rede de arrasto de 120 µm (GARCIA *et al.*, 2020).

Tabela 3. Contaminantes antropogênicos detectados nos tecidos de organismos aquáticos em um raio de 2km dos pontos de coleta (ng/g)

Tipo	Contaminante	Organismo	P1	P2	P3	P4	P5a-b
Metabólito pesticida ^a	CarbPhenol	Peixe onívoro	3,06	-	-	-	-
	Malaox	Peixe onívoro	6,04	-	-	-	-
	3-PBA	Peixe onívoro	20,67	-	-	-	-
Metais tóxicos	Cobre ^b	Camarão	-	2460	-	6360	-
	Mercúrio ^c	Ostra	75,05	-	-	-	-
	Mercúrio ^d	Peixe detritívoro	-	-	4	4	-
		Peixe onívoro	49,2	49,2	12,03	12,03	-
		Peixe carnívoro	25,09	25,09	32,85	32,85	-
	Mercúrio ^e	Peixe detritívoro	18,00	18,00	-	19,83	19,83
		Peixe onívoro	45,97	45,97	-	44,00	44,00
		Peixe carnívoro	39,00	39,00	-	88,00	88,00
		Caranguejo	32,33	32,33	-	110,36	110,36
		Camarão	11,00	11,00	-	16,00	16,00
Molusco		-	-	-	51,45	51,45	
	Peixe onívoro	51	57	33		30	
	Peixe carnívoro	101,3				49,2	
	Camarão	13,3				10,7	

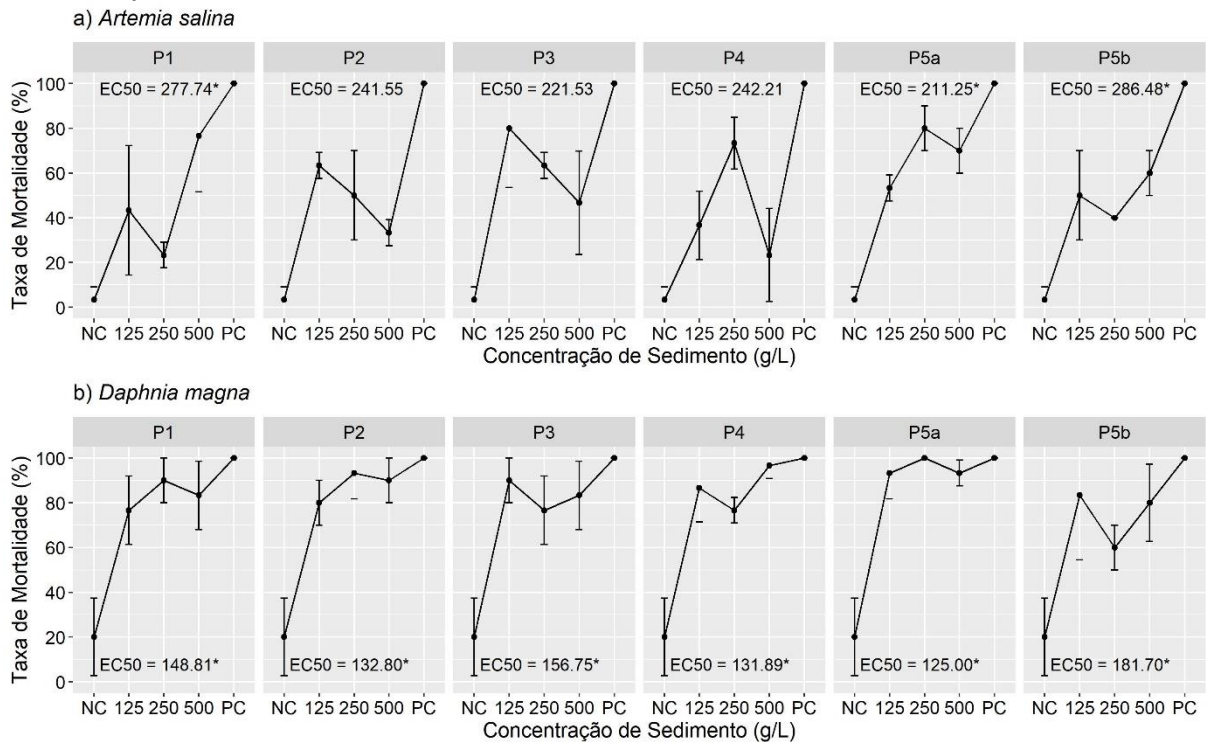
Nota: a: Santana *et al.* (2020); b: Lacerda *et al.* (2009); c: Rios *et al.* (2016); d: Costa and Lacerda (2014); e: Moura e Lacerda (2018); f: Moura e Lacerda, 2022.

2.3.2 Bioensaios ecotoxicológicos

Em relação aos testes de toxicidade as análises demonstraram que o sedimento proveniente do ponto de coleta P5a foi o que apresentou maior nível de toxicidade (<EC₅₀) para

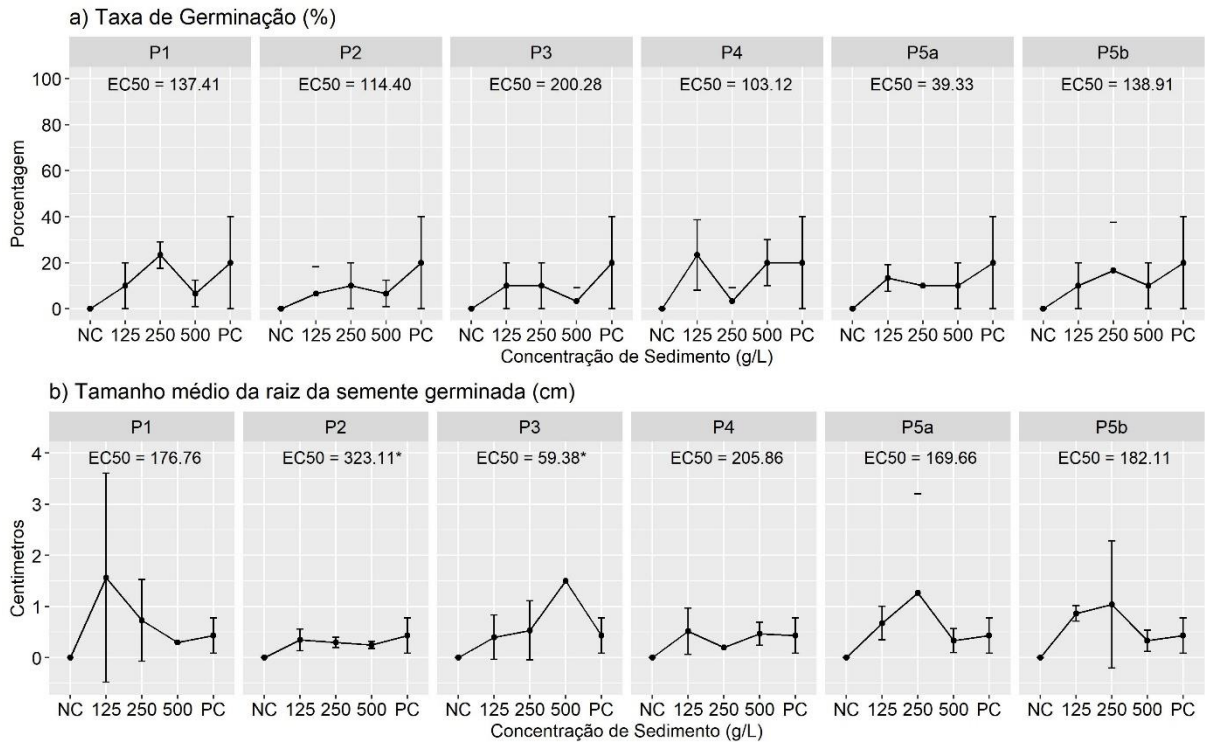
os organismos aquáticos (*Artemia salina*-A e *Daphnia magna*-B) enquanto P5b foi o que apresentou o menor nível de toxicidade (Figura 3). O EC₅₀ para o crustáceo de água doce (*Daphnia magna*) variou entre 125 e 181,7 g/L no sedimento enquanto para água salgada (*Artemia salina*), o EC₅₀ no sedimento variou entre 211,25 e 286,48 g/L.

Figura 3. Taxa de mortalidade dos organismos aquáticos por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento



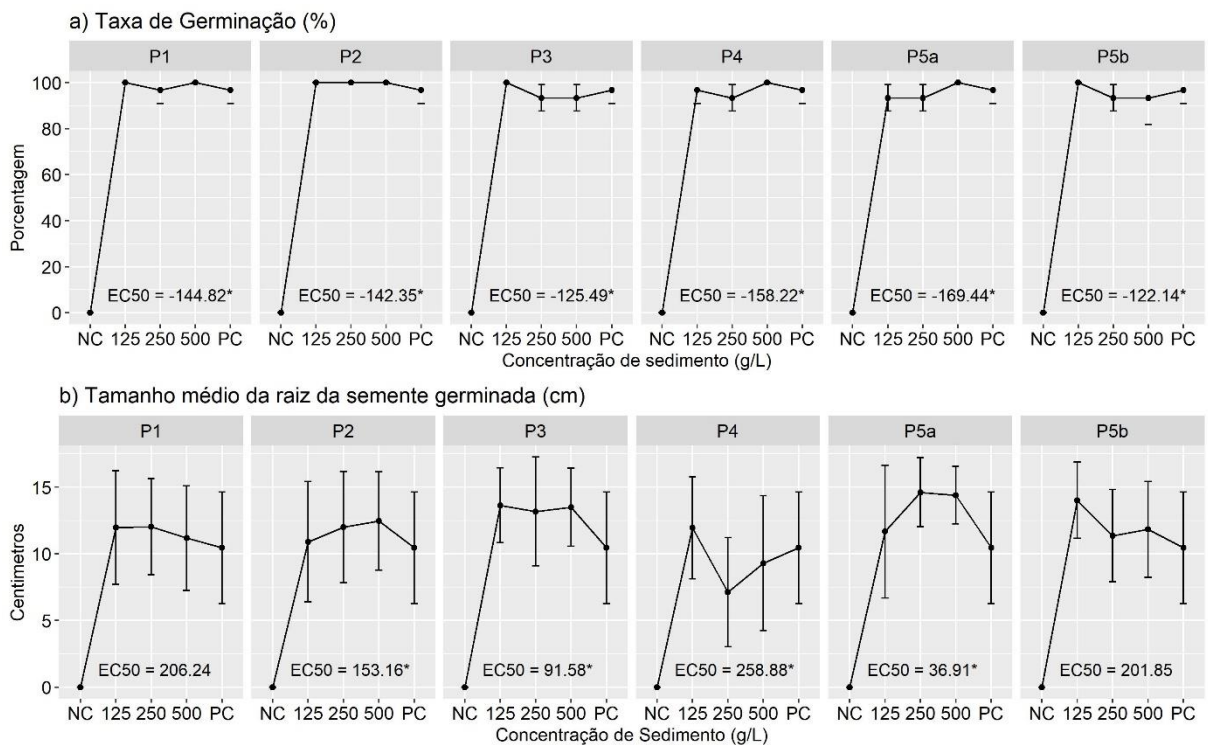
No caso das análises ecotoxicológicas utilizando sementes, o sedimento apresentou efeitos letais e sub letais para cebola (*Allium cepa*) conforme mostra a figura 4. O sedimento proveniente do ponto de coleta P5a foi o que apresentou maior nível de toxicidade para a germinação das sementes (IC₅₀ = 39,33 g/L) enquanto P3 foi o de menor nível de toxicidade (IC₅₀ = 200,28 g/L). No caso dos efeitos sub letais, P3 foi onde o sedimento teve maior nível de inibição dos tamanhos das raízes (IC₅₀ = 59,38 g/L) enquanto P2 foi o menor (IC₅₀ = 323,11 g/L).

Figura 4. Taxa de germinação das sementes de cebola (*Allium cepa*) e tamanho médio das raízes das sementes germinadas por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento



No caso do pepino (*Cucumis sativus*), algumas concentrações de sedimento proporcionaram germinação das sementes superior ao controle conforme mostra a figura 4. Apesar do sedimento não demonstrar efeitos letais, ele apresentou efeitos sub letais em relação ao crescimento das raízes. O sedimento proveniente do ponto de coleta P5a foi o que apresentou maior nível de toxicidade para o crescimento das raízes ($IC_{50} = 36,91$ g/L) enquanto P3 foi o de menor nível ($IC_{50} = 258,88$ g/L).

Figura 5. Taxa de germinação das sementes de pepino (*Cucumis sativus*) e tamanho médio das raízes das sementes germinadas por ponto de coleta frente às diferentes concentrações de sedimento



De acordo com a análise de sensibilidade relativa dos organismos testados em unidades tóxicas, as sementes de cebola e os micros crustáceos de água salgada foram mais sensíveis à toxicidade do sedimento do rio Jaguaribe em comparação com as sementes de pepino e os micros crustáceos de água doce, respectivamente (Tabela 4).

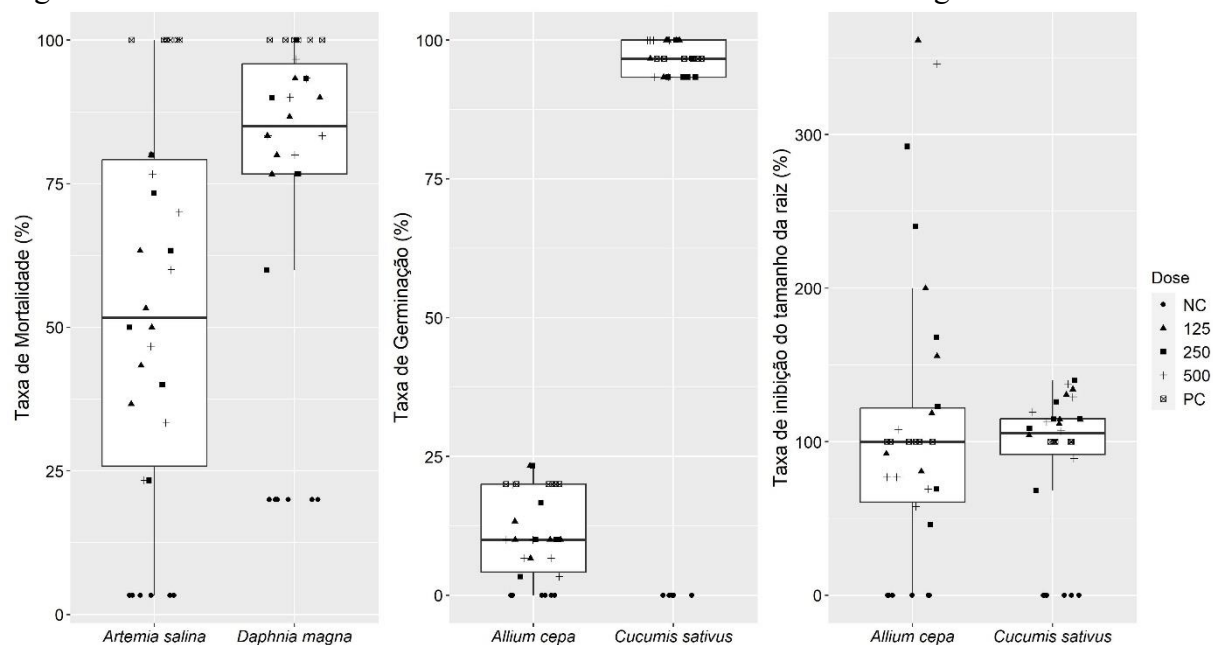
Tabela 4. Sensibilidade relativa dos organismos testados em unidades tóxicas (TU).

Ponto de Coleta	Mortalidade		Germinação		Tamanho da Raíz	
	<i>Artemia</i>	<i>Daphnia</i>	<i>Cucumis</i>	<i>Allium</i>	<i>Cucumis</i>	<i>Allium</i>
P1	0,488	0,264	-0,691	0,728	0,485	0,566
P2	0,625	0,302	-0,703	0,874	0,653	0,309
P3	0,548	0,305	-0,797	0,499	1,092	1,684
P4	0,476	0,296	-0,632	0,970	0,386	0,486
P5a	0,552	0,332	-0,590	2,543	2,709	0,589
P5b	0,370	0,254	-0,819	0,720	0,495	0,549
Média	0,510	0,292	-0,705	1,056	0,970	0,697
Desvio Padrão	0,09	0,03	0,09	0,75	0,89	0,49

De acordo a análise de variância, não houve diferença significativa entre os pontos de coleta considerando o valor de p inferior a 0,05. Entretanto, houve diferença significativa entre as concentrações e o controle negativo assim como entre os organismos (Figura 6). No caso dos organismos aquáticos, a taxa de mortalidade dos micros crustáceos de água doce foi significativamente maior que os de água salgada. No caso dos organismos terrestres, houve

diferença significativa entre as taxas de germinação das sementes, mas não houve entre as taxas de inibição do tamanho das raízes. A análise de variância dos resultados dos testes estatísticos está no apêndice A.

Figura 6. Análise de variância dos resultados dos bioensaios ecotoxicológicos



NC: Controle negativo; PC: Controle Positivo

2.4 Discussões

Neste estudo, realizamos um levantamento bibliográfico de contaminantes antropogênicos identificados na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe e avaliamos a toxicidade aguda do sedimento do Rio Jaguaribe para organismos aquáticos e terrestres, sendo um microcrustáceo água doce (*Daphnia magna*), um de salgada (*Artemia salina*) e sementes de cebola (*Allium cepa*) e de pepino (*Cucumis sativus*). Desta forma, avaliamos os riscos que os resultados podem representar para área de estudo.

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos foram os contaminantes antropogênicos mais detectados em amostras de sedimento do Rio Jaguaribe, com destaque para Fluoranteno, Fenantreno e Pireno que apresentaram as maiores concentrações quando comparados a outros contaminantes (ANDRADE *et al.*, 2019). Esses poluentes que podem ser encontrados nos sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres e são caracterizados como genotóxicos, mutagênicos, carcinogênicos e/ou teratogênicos (ADENIJI; OKOH; OKOH, 2019).

Enquanto isso, os resíduos de pesticida e os metais tóxicos foram os contaminantes mais encontrados no tecido dos organismos aquáticos, com destaque para o mercúrio que foi o mais frequente (COSTA; LACERDA, 2014, p. 201; MOURA; LACERDA, 2018; RIOS *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2020). Assim como os demais metais tóxicos, o mercúrio é tóxico,

difícil de degradar naturalmente, têm potencial cancerígeno e é capaz de se acumular e magnificar no organismo de animais e seres humanos (KADIM; RISJANI, 2022). O uso intenso desse tipo de contaminante afeta diretamente o tempo médio para produção da primeira ninhada, o tamanho da ninhada, o número de ninhadas, o número de neonatos e o número total de descendentes vivos de *Daphnia magna* (CAIXETA; MEZA BRAVO; PEREIRA, 2022).

De acordo com os estudos que avaliaram a poluição do rio Jaguaribe por hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, pesticidas e herbicidas, a origem dos contaminantes encontrados são provenientes de atividades de aquicultura, agricultura, pastagem, navegação e lançamento de efluentes urbanos, sendo impossível identificar uma única fonte responsável por cada tipo de poluição (ANDRADE *et al.*, 2019; BARCELLOS *et al.*, 2019; COSTA *et al.*, 2013; GAMA *et al.*, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2016). Segundo estudos que estimaram a contribuição das atividades humanas no despejo de metais tóxicos na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, as fazendas de aquicultura, as águas residuais urbanas e a eliminação de resíduos sólidos são as principais responsáveis pela emissão de mercúrio e emitem respectivamente 200, 400 e 175 mg de mercúrio por hectare/ano (LACERDA *et al.*, 2011).

Em comparação com outras bacias hidrográficas do Estado do Ceará, a do Rio Jaguaribe é a com maior número de barragens e a mais afetada pela seca devido ao menor índice de precipitação (FREIRE; COSTA; LIMA NETO, 2021). Desta forma, os contaminantes antropogênicos tendem a decantar com mais facilidade no sedimento devido à retenção maior de matéria inorgânica (CAVALCANTE *et al.*, 2021) e à diminuição significativa do transporte de materiais para o oceano durante os períodos de seca (DIAS *et al.*, 2016). Conseqüentemente, os contaminantes são detectados com maior frequência e concentração no tecido de organismos aquáticos ao longo dos anos (SANTOS *et al.*, 2022), como mostrou a extensa lista de contaminantes detectados ao redor dos pontos de coleta.

O fluxo dos rios fornece os serviços ecossistêmicos de controle, transporte e biotransformação dos resíduos químicos, então é naturalmente esperado que a concentração e a toxicidade de contaminantes antropogênicos seja maior no delta do rio do que à montante (SUN; LÜ; FU, 2023). No caso do Rio Jaguaribe, as interrupções do fluxo natural do rio contribuem para que ocorra o contrário. Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos demonstraram que o sedimento é mais tóxico à montante do que no delta do rio Jaguaribe. O efeito dessas interrupções é ainda mais evidenciado quando os pontos P5a e P5b são comparados, pois mesmo eles sendo próximos um do outro, a barragem construída entre eles é capaz de modificar a toxicidade do sedimento.

Em estudo com bioensaios de toxicidade de sedimentos com sementes de linhaça

(*Linum usitatissimum*) na bacia hidrográfica da cidade de Rovinj (Croácia), a inibição da germinação das sementes e o crescimento das raízes foi respectivamente 5,36 e 1,9 vezes maior no delta do que no ponto de amostragem à montante (PELIKAN *et al.*, 2022). Resultados semelhantes foram encontrados na bacia hidrográfica de Llobregat (Espanha) com bioensaios com *Daphnia magna*, em que a toxicidade dos sedimentos foi até 1,6 vezes maior no delta do rio do que à montante (CASTRO-CATALÀ *et al.*, 2016). Deste modo, os resultados encontrados em nosso estudo diferem do que naturalmente é o esperado pois a mortalidade dos micros crustáceos, a inibição da germinação e do tamanho das raízes das sementes foram maiores nos pontos P2, P3, P4 e P5a (à montante do rio Jaguaribe) do que no ponto P1 (no delta).

Os efeitos letais e sub letais encontrados neste estudo alertam para os riscos da ação sinérgica dos contaminantes. Estudos apontam que mesmo em baixas concentrações, o efeito combinado de pesticidas, metais tóxicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos podem intoxicar os seres humanos e torná-los mais resistentes aos efeitos dos antibióticos (CUI *et al.*, 2015), promover alterações genéticas em vegetais (GALLEGO; OLIVERO-VERBEL, 2021) e em seres humanos (COSTA *et al.*, 2021) e alterar os comportamentos fisiológicos dos organismos aquáticos (TENORIO *et al.*, 2017).

A composição ambiental em torno dos pontos de coleta também tem papel determinante nos resultados dos bioensaios de toxicidade dos sedimentos. As bactérias presentes em raízes dos manguezais são amplamente reconhecidas por serem fito remediadores de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (VERÂNE *et al.*, 2020), metais tóxicos (MENG *et al.*, 2021) e pesticidas (IVORRA *et al.*, 2021). Dessa forma, a menor toxicidade de sedimento no delta do que à montante também está associada ao fato de que todos os outros pontos são cercados por várias atividades econômicas que degradaram a vegetação nativa enquanto o delta é o único de coleta que possui mata ciliar e que grande parte do seu entorno é composto por manguezais.

A qualidade dos recursos naturais é essencial para a manutenção da vida aquática e por conta disso, a degradação dos corpos hídricos tem relação direta com a produção agrícola e a qualidade de vida da população do seu entorno (CHIMWAMUROMBE; MATARANYIKA, 2021). Estudos apontam que existe uma relação direta entre a qualidade dos serviços ecossistêmicos promovidos pela água doce e a segurança hídrica e alimentar de populações de grandes bacias hidrográficas em regiões áridas e semiáridas no mundo (SUN; LÜ; FU, 2023). No caso da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, há indícios que os contaminantes antropogênicos estão afetando a potabilidade e a balneabilidade da água (FREIRE; COSTA;

LIMA NETO, 2021).

2.5 Considerações Finais

Por fim, concluímos que a expansão agrícola é corresponsável pela presença de muitos contaminantes químicos encontrados na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe e que o desmatamento de florestas nativas e a construção de barragens ao longo do rio afetam serviços ecossistêmicos importantes para o controle, transporte e biotransformação dos resíduos químicos. Tendo em vista a interação dos resultados encontrados com outras variáveis econômicas, ambientais e sociais, é determinante que a avaliação ecotoxicológica dos sedimentos bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe seja contínua e vise o manejo igualitário da gestão dos recursos hídricos, sem detrimento dos ecossistemas e da qualidade de vida da população local.

3 CONTRIBUIÇÕES DO CAPITAL NATURAL DAS FLORESTAS, MANGUEZAIS, RIOS E LAGOS PARA A PRODUÇÃO AQUÍCOLA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARIBE

3.1 Introdução

Os serviços ecossistêmicos são benefícios da natureza que contribuem para o bem-estar humano, produção de energia, regulação do clima, interações culturais e nutrição humana e animal (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018). Eles promovem o desenvolvimento agrícola em áreas costeiras e marinhas (ZHONG *et al.*, 2020) e previnem o surgimento de novas doenças infecciosas em humanos e animais (ROHR *et al.*, 2019).

O desenvolvimento econômico da aquicultura está intimamente relacionado aos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas nativas e pelos recursos hídricos, pois a aquicultura produz alimentos a partir desses recursos naturais (GENTRY *et al.*, 2020). A maioria dos serviços ecossistêmicos reivindicados pela aquicultura são o abastecimento de água, biomassa primária para alevinos e pós-larvas e biorremediação de resíduos da água. No entanto, dependendo do sistema de aquicultura, a produção pode causar impactos ambientais, como desmatamento, eutrofização e poluição de corpos hídricos. Esses impactos afetam a produção e a lucratividade dos empreendimentos aquícolas (TRUONG; DO, 2018), bem como o modo de vida das comunidades tradicionais usuárias dos ecossistemas costeiros, principalmente nas regiões semiáridas (QUEIROZ *et al.*, 2013). Portanto, negligenciar os serviços ecossistêmicos na tomada de decisão pode afetar a eficiência da aquicultura e a conservação e uso sustentável dos recursos naturais (QUEIROZ *et al.*, 2017).

O semiárido brasileiro possui uma biodiversidade única e enfrenta desafios relacionados à densidade populacional, mudanças climáticas, seca e desmatamento (SOARES *et al.*, 2021). Por esse motivo, muitos programas de desenvolvimento rural nessa região incluíram projetos de aquicultura, que tiveram impacto positivo no desenvolvimento humano nas áreas de saúde e educação (FLORES; FILHO, 2019). A expansão da aquicultura no semiárido brasileiro teve início em 1970 na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe e trouxe altos lucros para os produtores rurais, mas diversos danos ambientais, incluindo perda de biodiversidade, destruição de matas nativas e eutrofização de rios e lagos próximos às fazendas (QUEIROZ *et al.*, 2017). Na última década, a produção aquícola e a área de florestas, manguezais, rios e lagos diminuíram (IBGE, 2022a; MAPBIOMAS, 2022).

Uma maneira de estimar o valor dos benefícios não comerciais dos serviços ecossistêmicos fornecidos por esses ecossistemas na produção de bens e serviços é usar a análise de produtividade marginal com dados longitudinais. Usando essa metodologia, os

estudos de valoração ambiental podem estimar o impacto dos danos ambientais na produção em muitos mercados ao longo dos anos, incluindo silvicultura, aquicultura (BHUIYAN *et al.*, 2018), carbono azul (ZHAO *et al.*, 2020), pesca extrativa (ANNEBOINA; KAVI KUMAR, 2017), produção de grãos (GRAMMATIKOPOULOU; SYLLA; ZOUMIDES, 2020), produção de laticínios (CAVIGLIA-HARRIS *et al.*, 2021) e mercados de frutos do mar (MARTINO; GIANELLA; DAVIDSON, 2020).

Na produtividade marginal, o valor dos serviços ecossistêmicos é uma derivada parcial de uma função de produção que inclui variáveis ambientais (MOTTA, 2006). Em grandes áreas de estudo, a análise dessas funções pode ser computacionalmente difícil. Por esse motivo, alguns estudos optam por usar dados longitudinais. Esses dados recebem essa definição porque possuem uma dimensão espacial e uma dimensão temporal (WOOLDRIDGE, 2012). Essa característica permite modelos mais precisos, complexos e sensíveis e com menos esforço computacional para análise estatística (HSIAO, 2014).

Este estudo usa dados longitudinais locais (2013-2021) da produção de camarão e tilápia, incluindo mão de obra, consumo de eletricidade, consumo de óleo diesel, número de empresas de aquicultura e áreas de florestas, manguezais, rios e lagos de cidades da bacia do rio Jaguaribe como variáveis explicativas para produção aquícola. Portanto, neste estudo, a produtividade marginal com dados longitudinais foi usada para avaliar se variações na área de florestas, manguezais, rios e lagos afetam a produção de camarão e tilápia na bacia do rio Jaguaribe e qual é o valor implícito desses ecossistemas em produção.

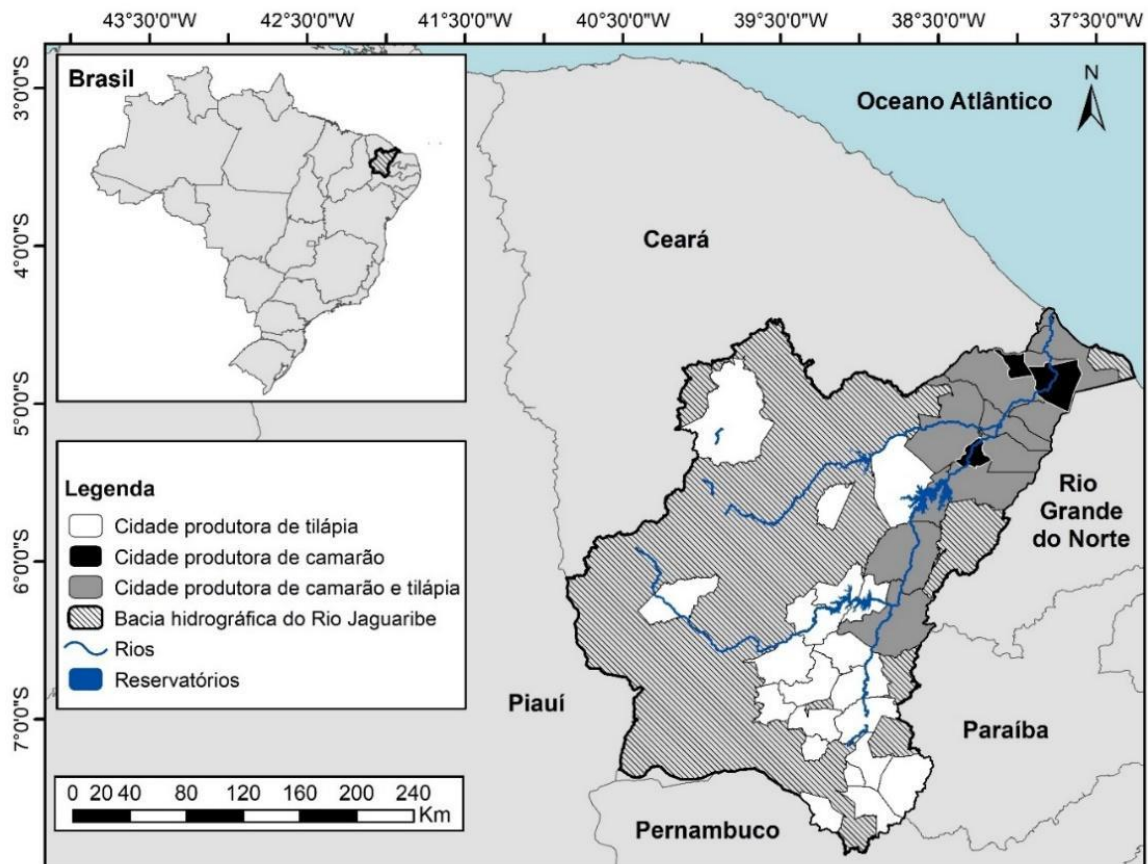
Este é o primeiro estudo a utilizar a produtividade marginal com dados longitudinais da produção aquícola brasileira usando apenas dados públicos de instituições governamentais e não governamentais.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe tem uma área de 75.669 km², engloba 84 municípios e é a maior área de produção aquícola do semiárido brasileiro (IBGE, 2022). A produção aquícola vem de 16 municípios produtores de camarão e 39 produtores de tilápia (Figura 7). O clima é predominantemente semiárido, com precipitação média anual entre 700 e 800 mm e temperaturas entre 26 e 27°C (IBGE, 1999). O índice médio de desenvolvimento humano dessas cidades é de 0,62 (+/- 0,02) (PNUD; IPEA; FJP, 2013), e a produção agrícola equivale a 10,3% do produto interno bruto (IBGE, 2020).

Figura 7. Localização geográfica da área de estudo na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe



Elaborado pelo autor com dados geográficos do Instituto de Pesquisas e Estratégia Econômica do Ceará (CEARÁ, 2021) e dados de produção do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022)

Os indicadores de sustentabilidade e produtividade das fazendas de camarão e tilápia na área de estudo são influenciados por muitos fatores ambientais e de mercado, como longos períodos de seca, educação, políticas fiscais antidumping, disponibilidade de mão de obra e custos de investimento (ARAÚJO *et al.*, 2018; FLORES; FILHO, 2019). As fazendas aquícolas cearenses comercializam seus produtos principalmente no mercado interno e apresentam baixo e homogêneo índice de produtividade (ARAÚJO *et al.*, 2018).

Ao longo dos anos, a degradação da floresta, manguezais, rios e lagos aumentou nas cidades produtoras de camarão e/ou tilápia na bacia do rio Jaguaribe (MAPBIOMAS, 2022). As áreas de florestas e manguezais sofreram maiores pressões antropogênicas entre os anos de 2013 e 2017, quando o desmatamento foi maior e mais frequente nas cidades produtoras de camarão. Nos anos seguintes, 93% das cidades produtoras de camarão regeneraram parte das suas áreas de florestas e manguezais. E em 2019 a produção de camarão aumentou pela primeira vez (IBGE, 2022a) desde o surto de mancha de branca em 2016 (ANDRADE *et al.*, 2022). Quanto à degradação de rios e lagos, as mudanças climáticas são as principais responsáveis pela redução dessas áreas na área de estudo (SANTOS *et al.*, 2020), sendo que há indícios de que a escassez de água dos últimos anos contribuiu para redução do número de produtores de tilápia no reservatório (TAKAHASHI; SILVEIRA; VASCONCELOS JÚNIOR, 2020).

3.2.2 *Produtividade marginal com dados longitudinais*

A produtividade marginal é um indicador indireto de valoração ambiental que estima o valor de uso de um recurso natural usando uma derivada parcial de uma função de produção (MOTTA, 2006). Neste estudo, avaliamos como o aumento ou diminuição percentual das áreas de florestas, manguezais, rios e lagos contribuem como um insumo para o processo produtivo de camarão e tilápia na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe. A produtividade marginal foi estimada em escala logarítmica usando a fórmula a seguir em que q é a produção e x_i é a área do ecossistema. O valor marginal dos ecossistemas avaliados foi o produto da produtividade marginal e o preço do camarão ou tilápia.

$$\sigma_i = \frac{\partial(q)}{\partial(x_i)} = \frac{\partial \ln(q)}{\partial \ln(x_i)} \frac{q}{x_i} = \eta_i \frac{q}{x_i} \quad (1)$$

O modelo funcional utilizado neste estudo foi o de Cobb-Douglas e é o mais utilizado em estudos de produtividade marginal com dados de produção agrícola (GRAMMATIKOPOULOU; SYLLA; ZOUMIDES, 2020). Uma função de produção Cobb-Douglas representa a relação linear entre a produção e os insumos e mede os efeitos da variação dos insumos no aumento ou na diminuição percentual na produção. Esta abordagem da função de produção para avaliação econômica ambiental fornece estimativas do efeito direto e do valor de uso dos recursos naturais pelos produtores ao longo dos anos.

A atual disponibilidade e capacidade de processamento de dados existente contribui para que a produtividade marginal seja avaliada em mais de uma dimensão, considerando os efeitos do bem ambiental X na produção Q da cidade i e no ano t . Esses dados longitudinais

exigem menor esforço computacional nas inferências estatísticas e os modelos produzidos têm maior acurácia e sensibilidade a comportamentos complexos (HSIAO, 2014). Embora eles sejam mais vantajosos que os transversais ($T = 1$) e os temporais ($N = 1$), a qualidade das suas inferências depende da aplicação de modelos econométricos mais robustos e análises estatísticas mais elaboradas (HENNINGSEN; HENNINGSEN, 2019).

Dependendo das restrições dos dados, a função de Cobb Douglas pode ser apresentada na forma clássica ou logarítmica. Devido às limitações de aditividade e homogeneidade presentes no modelo linear (CHRISTENSEN; JORGENSON; LAU, 1973), optou-se pelo uso desta função na forma logarítmica.

$$CAM = f(FFMG, LAB, EL, FUE, EMP) \quad (2)$$

$$TIL = f(RL, LAB, EL, FUE, EMP) \quad (3)$$

A variável dependente CAM é a produção de camarão por município em toneladas e TIL é a produção de tilápia por município em toneladas. A variável independente FFMG é a área de floresta e manguezal por município em hectares, RL é a área de rios e lagos por município em hectares (MAPBIOMAS, 2022), LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura (MTE, 2023), EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh (IPECE, 2023), FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros (ANP, 2023) e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município (SEMACE, 2023).

As variáveis utilizadas neste estudo têm escala anual e foram incluídas por conta da disponibilidade de dados a nível de município e por serem citadas em estudos científicos relevantes para a produtividade da aquicultura (DAVID *et al.*, 2021; SEE; IBRAHIM; GOH, 2021). Além disso, o conjunto de dados utilizado neste estudo representa todos os dados públicos em nível local relacionados à evolução da atividade aquícola na bacia do rio Jaguaribe. Levando em consideração que a degradação ambiental tem efeitos de longo prazo sobre a produtividade e que existem relações sinérgicas entre a economia e o meio ambiente (ZHONG *et al.*, 2020), as variáveis ambientais FFMG e RL foram defasadas em um ano para determinar se as variações anuais na área de ecossistemas podem ou não afetar a produção de camarão e tilápia no ano corrente.

Todas as variáveis também foram submetidas à análise de normalidade e correlação de Pearson para determinar a relação linear entre elas. Enquanto isso, as variáveis de produção (CAM e TIL) e as ambientais (FFMG e RL) foram submetidas à análise descritiva para identificar a presença de outliers ao longo dos anos. As correlações significativas foram aquelas

com valor p inferior a 0,10, enquanto todos os valores 1,5 vezes maiores que o valor do terceiro quartil foram considerados outliers.

Os modelos econométricos com dados longitudinais incluem a heterogeneidade individual e temporal como componente de erro das regressões. Desta forma, os dados podem ser analisados de forma agrupada ou considerando os efeitos fixos e aleatórios dessa heterogeneidade. Nestes modelos, a heterogeneidade entre os indivíduos e os anos pode ser observada de forma uni ou bidirecional. A fim de evitar estimadores enviesados, a literatura recomenda que essa heterogeneidade não seja observada bidirecionalmente em painéis desbalanceados (WANSBEEK; KAPTEYN, 1989), como é o caso deste estudo.

Conforme mostrado na Tabela 5, testamos cinco modelos para camarão e cinco para tilápia: o Modelo A utilizando os dados agrupados (mínimos quadrados ordinários), o Modelo B com efeitos fixos individuais, o Modelo C com efeitos fixos no tempo, o Modelo D com efeitos aleatórios no tempo e o Modelo E com efeitos aleatórios individuais. Com base na relação entre os ecossistemas avaliados neste estudo e a produção aquícola na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe (FLORES; FILHO, 2019; QUEIROZ *et al.*, 2013), as áreas de florestas e manguezais foram incluídas apenas nos modelos de produção de camarão e as de rios e lagos apenas nos modelos de produção de tilápia.

Tabela 5. Modelos funcionais testados para estimar a produtividade marginal dos ecossistemas da bacia do rio Jaguaribe.

Modelo	Produção de camarão	Produção de tilápia
(A) Agrupado MQO	$\ln(CAM_{it}) = \alpha_i +$ $\ln(FFMG_{it-1}) \beta 1 + \ln(LAB_{it}) \beta 2 +$ $\ln(EL_{it}) \beta 3 + \ln(FUE_{it}) \beta 4 +$ $\ln(EMP_{it}) \beta 5 + \varepsilon^{u_i}$	$\ln(TIL_{it}) = \alpha_i + \ln(RL_{it-1}) \beta 1 +$ $\ln(LAB_{it}) \beta 2 + \ln(EL_{it}) \beta 3 +$ $\ln(FUE_{it}) \beta 4 + \ln(EMP_{it}) \beta 5 +$ ε^{u_i}
(B) Efeito Fixo Individual	$\ln(\widetilde{CAM}_{it}) = \alpha_i +$ $\ln(\widetilde{FFMG}_{it-1}) \beta 1 + \ln(\widetilde{LAB}_{it}) \beta 2 +$ $\ln(\widetilde{EL}_{it}) \beta 3 + \ln(\widetilde{FUE}_{it}) \beta 4 +$ $\ln(\widetilde{EMP}_{it}) \beta 5 + \tilde{\varepsilon}_{it}$	$\ln(\widetilde{TIL}_{it}) = \alpha_i + \ln(\widetilde{RL}_{it-1}) \beta 1 +$ $\ln(\widetilde{LAB}_{it}) \beta 2 + \ln(\widetilde{EL}_{it}) \beta 3 +$ $\ln(\widetilde{FUE}_{it}) \beta 4 + \ln(\widetilde{EMP}_{it}) \beta 5 +$ $\tilde{\varepsilon}_{it}$
(C) Efeito Aleatório Individual	$\ln(CAM_{it}) = \underline{\alpha}_i +$ $\ln(FFMG_{it-1}) \beta 1 +$ $\ln(LAB_{it}) \beta 2 + \ln(EL_{it}) \beta 3 +$ $\ln(FUE_{it}) \beta 4 + \ln(EMP_{it}) \beta 5 +$ $\varepsilon_i + u_{it}$	$\ln(TIL_{it}) = \underline{\alpha}_i +$ $\ln(RL_{it-1}) \beta 1 + \ln(LAB_{it}) \beta 2 +$ $\ln(EL_{it}) \beta 3 + \ln(FUE_{it}) \beta 4 +$ $\ln(EMP_{it}) \beta 5 + \varepsilon_i + u_{it}$
(D) Efeito Fixo de Tempo	$\ln(\widetilde{CAM}_{it}) = \alpha_t +$ $\ln(FFMG_{it-1}) \beta 1 + \ln(\widetilde{LAB}_{it}) \beta 2 +$ $\ln(\widetilde{EL}_{it}) \beta 3 + \ln(\widetilde{FUE}_{it}) \beta 4 +$ $\ln(\widetilde{EMP}_{it}) \beta 5 + \tilde{\varepsilon}_{it}$	$\ln(\widetilde{TIL}_{it}) = \alpha_t +$ $\ln(RL_{it-1}) \beta 1 + \ln(\widetilde{LAB}_{it}) \beta 2 +$ $\ln(\widetilde{EL}_{it}) \beta 3 + \ln(\widetilde{FUE}_{it}) \beta 4 +$ $\ln(\widetilde{EMP}_{it}) \beta 5 + \tilde{\varepsilon}_{it}$
(E) Efeito Aleatório de Tempo	$\ln(CAM_{it}) = \underline{\alpha}_t +$ $\ln(FFMG_{it-1}) \beta 1 +$ $\ln(LAB_{it}) \beta 2 + \ln(EL_{it}) \beta 3 +$ $\ln(FUE_{it}) \beta 4 + \ln(EMP_{it}) \beta 5 +$ $\varepsilon_t + u_{it}$	$\ln(TIL_{it}) = \underline{\alpha}_t +$ $\ln(RL_{it-1}) \beta 1 + \ln(LAB_{it}) \beta 2 +$ $\ln(EL_{it}) \beta 3 + \ln(FUE_{it}) \beta 4 +$ $\ln(EMP_{it}) \beta 5 + \varepsilon_t + u_{it}$

Nota: CAM é a produção de camarão por município em toneladas; TIL é a produção de tilápia por município em toneladas; FFMG é a área de floresta e manguezal por município em hectares; RL é a área de rios e lagos por município em hectares; LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura; EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh; FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros; e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município.

Os modelos de dados agrupados não levam em conta a heterogeneidade entre as cidades e, portanto, os efeitos da degradação ambiental dificilmente podem ser observados com esses modelos (LAU *et al.*, 2019). Portanto, os modelos de efeitos fixos e aleatórios são mais adequados para esse fim, pois podem incorporar os efeitos de heterogeneidade das cidades ao modelo (HENNINGSEN; HENNINGSEN, 2019). Para tanto, esses modelos levam em conta a heterogeneidade da seguinte forma: o modelo de efeitos fixos estima um intercepto para cada município da área de estudo e o modelo de efeitos aleatórios estima um intercepto médio para elas. A consistência desses modelos depende da correlação entre os interceptos e o termo de erro (WOOLDRIDGE, 2010).

Para evitar que os coeficientes de determinação dos modelos de efeitos fixos não sejam enviesados pelos interceptos, o modelo fixa os estimadores usando a correção pela média. Então esses efeitos só são verdadeiramente fixos caso os interceptos do modelo sejam

correlacionados com o termo de erro (ϵ_{it}). No caso dos modelos de efeitos aleatórios, os coeficientes de determinação são estimados pelo método dos mínimos quadrados generalizados viáveis (MQGV) incluindo a heterogeneidade como componentes aleatórios individuais (ϵ_i) do termo de erro ($\epsilon_i + u_{it}$). E por conta disso, eles só são verdadeiramente aleatórios caso os interceptos do modelo não sejam correlacionados com o termo de erro (WOOLDRIDGE, 2012). A randomização dos termos de erros utilizada neste estudo seguiu a metodologia proposta por Wallace e Hussain (WALLACE; HUSSAIN, 1969).

3.2.3 *Qualidade dos modelos econométricos*

A seleção do melhor modelo para produção de camarão e tilápia foi guiada por testes estatísticos com as variáveis, resíduos, coeficientes e termos de erro. Todos os testes estatísticos foram realizados no software R e um valor $p < 0,1$ foi considerado significativo (HENNINGSEN; HENNINGSEN, 2019).

Inicialmente, o teste Dickey-Fuller Aumentado foi usado para testar a estacionariedade de todas as variáveis do modelo a fim de evitar regressões espúrias. Em seguida, os modelos foram executados e os testes F e t foram utilizados para estimar a significância global dos modelos e significância individual de seus coeficientes, respectivamente (GUJARATI; PORTER, 2008; KISSELL, 2021). Os testes Kolmogorov-Smirnov, Breusch-Pagan e Wooldridge foram utilizados para analisar a normalidade, heterocedasticidade e correlação serial de todos os modelos executados (MEINTANIS, 2011). O teste do fator de inflação da variância foi utilizado para observar a multicolinearidade das variáveis dos modelos com dados agrupados em que valores superiores a cinco indicavam problemas de multicolinearidade entre as variáveis (PEEL; PEEL; VENETIS, 2004).

Para selecionar os melhores modelos para explicar a produção de camarão e tilápia, o teste F de Wald e o teste do multiplicador de Lagrange foram usados para determinar se os modelos com dados agrupados eram melhores do que os modelos de efeitos fixos ou aleatórios. Em seguida, o teste de Hausmann foi utilizado para determinar se havia correlação entre os coeficientes e os termos de erro e se os modelos de efeitos fixos eram melhores que os modelos de efeitos aleatórios.

Em nosso estudo, as variáveis ambientais têm efeitos sobre a produção e a produção tem efeitos sobre as variáveis ambientais. Isso porque, na área de estudo, as fazendas de camarão utilizam áreas de mata e manguezal para produzir camarão marinho (QUEIROZ *et al.*, 2013), enquanto as fazendas de peixes usam reservatórios de água para produzir tilápia (FLORES; FILHO, 2019). A endogeneidade é um problema comum em estudos que avaliam o

valor marginal dos recursos naturais na produção de bens e serviços devido à presença de variáveis omitidas, erro de mensuração nas variáveis incluídas no modelo e/ou simultaneidade entre dependentes e variáveis independentes (BARROS *et al.*, 2020).

Para resolver possíveis problemas de endogeneidade no presente estudo, os modelos de produção contaram apenas com uma variável ambiental e o desempenho deles foi comparado com funções de produção logarítmica transcendental e modelos usando métodos de momento generalizado de diferença com variáveis instrumentais realizados com os mesmos dados (CEBALLOS-SIERRA; DALL'ERBA, 2021; VÁSQUEZ-LAVÍN *et al.*, 2020). Entretanto, esses modelos não tiveram um bom desempenho em nosso estudo de acordo com os resultados dos testes estatísticos para erro quadrático médio, Wald F, multiplicador de Lagrange e Sargan (Teste J).

3.2.4 Descrição das fontes de dados

As variáveis de produção (CAM e TIL) são quantificadas anualmente pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) por meio da Pesquisa de Produção Agropecuária Municipal desde 2013. A pesquisa consiste em entrevistas com produtores rurais, representantes de associações agrícolas e secretários municipais de agricultura (IBGE, 2018). As variáveis ambientais (FFMG e RL) são quantificadas anualmente por meio de uma rede colaborativa de especialistas usando uma série histórica de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil (MAPBIOMAS, 2022). Neste estudo, essas áreas foram organizadas por município usando o software ArcGis na versão 10.6.

O número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura (LAB) é declarado mensalmente por seus (ANP, 2018) empregadores ao Ministério da Economia do Brasil. Os registros compõem o Cadastro Geral de Empregados e Desempregados do país (MTE, 2023). O número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município (EMP) é informado pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE, 2023) e considera apenas as licenças ativas em cada ano.

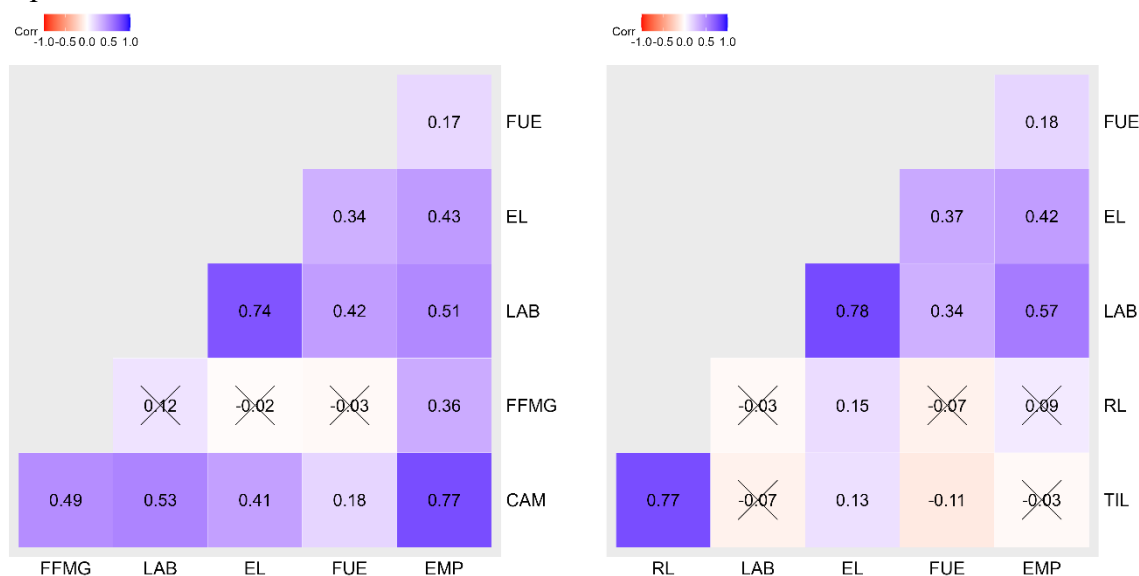
O consumo de eletricidade rural por município em KWh (EL) é registrado mensalmente pelas concessionárias de energia elétrica e publicado anualmente pelo Instituto de Pesquisas e Estratégia Econômica do Ceará (CEARÁ, 2021). Enquanto isso, o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros (FUE) é acompanhado semanalmente pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis por meio do Sistema Nacional de Levantamento de Preços de Combustíveis (ANP, 2023). A pesquisa consiste no

acompanhamento das vendas e dos preços de combustíveis automotivos e de gás liquefeito de petróleo envasilhado em botijões por meio de entrevistas com revendedores (ANP, 2018).

3.3 Resultados

A matriz de correlação das variáveis mostra uma correlação positiva moderada das áreas de floresta e mangue com a produção de camarão e uma forte correlação positiva das áreas de rios e lagos com a produção de tilápia (Figura 8).

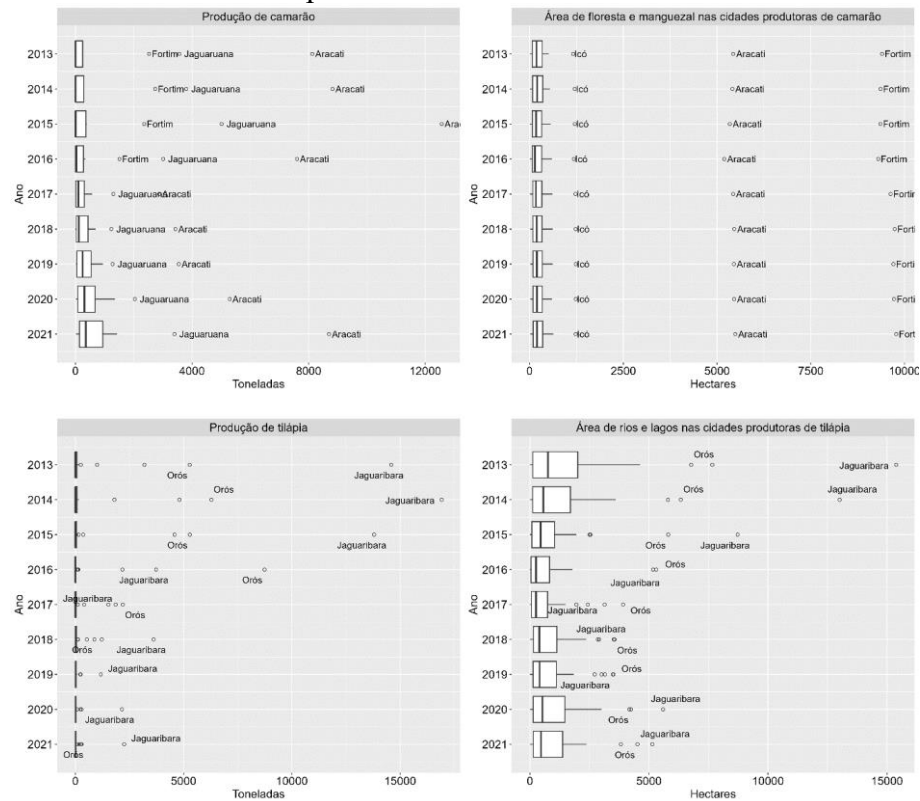
Figura 8. Matriz de correlação de Pearson das variáveis do conjunto de dados de camarão e tilápia



Nota: CAM é a produção de camarão por município em toneladas; TIL é a produção de tilápia por município em toneladas; FFMG é a área de floresta e manguezal por município em hectares; RL é a área de rios e lagos por município em hectares; LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura; EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh; FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros; e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município. O X acima do valor da correlação indica que ela não é significativa (significância do valor de $p < 0,1$).

A partir da análise da produção anual de camarão e tilápia na bacia do rio Jaguaribe (Figura 9), podemos concluir que Aracati, Fortim e Jaguaribe são os maiores produtores de camarão da área de estudo, sendo discrepantes em relação à produção das demais cidades. Essas três cidades também possuem as maiores áreas de florestas e manguezais (MAPBIOMAS, 2022). Para a produção de tilápia, dos 39 municípios da área de estudo, apenas Alto Santo, Óros e Jaguaribara podem ser considerados grandes produtores, e é onde estão localizados os maiores reservatórios de água do Ceará (IPECE, 2023). Esses resultados indicam que grande parte da produção aquícola na área de estudo é homogênea e que a presença de áreas florestais, manguezais, rios e lagos são fatores determinantes para a produção.

Figura 9. Análise anual da produção e dos ecossistemas da bacia do rio Jaguaribe (2013-2021), sendo os pontos brancos os municípios outliers.



A Tabela 6 apresenta as estatísticas descritivas das variáveis. A partir disso, pode-se inferir que as variáveis são estacionárias e não apresentam sinais de multicolinearidade. Assim, as variáveis selecionadas para este estudo não conduzem a regressões espúrias ou coeficientes enviesados.

Tabela 6. Estatísticas descritivas das variáveis

Produção	Variável	N	Média	Desvio Padrão	Mín.	Máx.	ADF	VIF
Camarão	CAM	144	815	1903	0	12564	-4,29*	
	FFMG	144	1147	2528	9	9777	-3,41*	1,51
	LAB	144	632	1020	0	4483	-4,06*	3,85
	EL	144	23234	22707	1114	101243	-3,57*	3,07
	FUE	144	6142	6285	105	26292	-3,88*	2,11
	EMP	144	9	19	0	113	-4,61*	1,99
Tilápia	TIL	351	336	1636	0	16921	-4,78*	
	RL	351	1035	1676	2	15385	-5,87*	1,15
	LAB	351	282	718	0	4483	-6,08*	3,32
	EL	351	13166	16339	938	101243	-5,75*	3,17
	FUE	351	5065	6157	105	34331	-6,01*	1,57
	EMP	351	3	11	0	113	-5,08*	1,47

Nota: CAM é a produção de camarão por município em toneladas; TIL é a produção de tilápia por município em toneladas; FFMG é a área de floresta e manguezal por município em hectares; RL é a área de rios e lagos por município em hectares; LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura; EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh; FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros; e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município. Min é o valor mínimo; Máx. é o valor máximo; ADF é resultado do teste de Dickey-Fuller Aumentado (significância do valor de $p < 0,1$); e VIF é o resultado do teste do fator de inflação de variância.

3.3.1 Modelos de produção de camarão

Todos os modelos de produção de camarão tiveram problemas de correlação serial, então a significância dos estimadores foi diagnosticada com o teste de White para matrizes de covariância robustas usando o método de Arellano. De acordo com os testes estatísticos utilizados para diagnosticar a qualidade dos modelos de produção de camarão, os efeitos fixos individuais e os efeitos aleatórios no tempo são os melhores modelos.

Considerando que entre os municípios produtores de camarão há pouca diferença nas áreas de floresta e manguezais, que seus índices de produtividade são muito semelhantes (ARAÚJO *et al.*, 2018) e que a área de estudo foi afetada por surtos de vírus e doenças bacterianas entre 2016 e 2021 (ANDRADE *et al.*, 2022), o modelo de efeitos aleatórios de tempo parece ser o mais adequado para explicar a produção desse produto na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe. Além disso, o modelo de efeitos fixos individuais apresentou um R^2 ajustado de 0,02 negativo, o que indica super parametrização. Portanto, o modelo de efeitos aleatórios com efeitos de tempo foi utilizado para estimar a produtividade marginal das áreas de floresta e manguezais para a produção de camarão na bacia do rio Jaguaribe (Tabela 7).

Tabela 7. Diagnostico estatístico dos modelos testados com os dados de produção de camarão.

	MQO Agrupado (A)	EF Individuais (B)	EA Individuais (C)	EF de Tempo (D)	EA de Tempo (E)
Constante	6,208* (2,133)		6,276* (2,219)		4,172* (1,942)
lag ln FFMG, 1	0,401* (0,132)	2,359* (1,430)	0,443* (0,148)	0,375* (0,125)	0,377* (0,126)
ln LAB	0,338* (0,185)	-0,153 (0,564)	0,357* (0,207)	0,196 (0,143)	0,210 (0,154)
ln EL	-0,563* (0,321)	-0,748* (0,324)	-0,555* (0,332)	-0,286 (0,285)	-0,314 (0,297)
ln FUE	-0,184 (0,213)	-0,924 (0,740)	-0,231 (0,239)	-0,141 (0,196)	-0,146 (0,200)
ln EMP	1,138* (0,223)	0,729* (0,416)	1,066* (0,239)	1,216* (0,203)	1,208* (0,202)
N de observações	128	128	128	128	128
N de cidades	16	16	16	16	16
R ²	0,572	0,133	0,475	0,697	0,682
R ² ajustado	0,555	-0,029	0,453	0,665	0,669
Estatística F/Wald Chi ²	45,967*	4,844*	191,28*	66,274*	315,330*
Normalidade	0,59375	0,54688	0,60938	0,5	0,55469
Heteroscedasticidade	6,6197	6,6197	6,6197	6,6197	6,6197
Correlação Serial	60,04*	185,19*	59,382*	216,09*	51,388*
Wald F (A x B)	2,6745*	X			
Wald F (A x D)	11,821*			X	
Lagrange M (A x C)	X		2,2985		
Lagrange M (A x E)	128,56*				X
Hausman (B vs. C)		X	13,616*		
Hausman (D vs. E)				3,5313	X
Melhor Modelo					X

Nota: MQO é método dos mínimos quadrados ordinários; EF é efeito fixo; EA é efeito aleatório; FFMG é a área de floresta e manguezal por município em hectares; LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura; EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh; FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros; e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município. O asterisco indica que o resultado do teste é significativo se comparado a um valor de $< 0,1$. O erro padrão dos estimadores está entre parênteses. As constantes dos modelos de efeito fixo individuais e de tempo estão Apêndice B.

3.3.2 Modelos de produção de tilápia

Todos os modelos de produção de tilápia apresentaram problemas de heterocedasticidade e correlação serial. Portanto, com exceção do Modelo A (MQO Agrupado), a significância dos estimadores foi diagnosticada pelo teste de White para matrizes de covariância robustas usando o método de Arellano. Este método não foi utilizado para o Modelo A porque é confiável apenas para modelos de efeitos fixos ou aleatórios (MILLO, 2017). De acordo com os testes estatísticos utilizados para diagnosticar a qualidade dos modelos para produção de tilápia, o modelo com efeitos fixos individuais é o melhor modelo.

Considerando que a produção de tilápia no Ceará depende de reservatórios de água (TAKAHASHI; SILVEIRA; VASCONCELOS JÚNIOR, 2020) e este é um fator que afeta significativamente a probabilidade de cidades produzirem tilápia ou não (FLORES; FILHO, 2019), parece que o modelo de efeitos fixos individuais é de fato o mais adequado para explicar a produção de tilápia na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe. Além disso, as constantes das cidades com p-valor significativo no modelo de efeitos fixos individuais são aquelas que possuem reservatórios de água. Portanto, o modelo individual de efeitos fixos foi utilizado para estimar a produtividade marginal das áreas de rios e lagos na produção de tilápia na bacia do rio Jaguaribe (Tabela 8).

Tabela 8. Diagnostico estatístico dos modelos testados com os dados de produção de tilápia.

	MQO Agrupado (A)	EF Individuais (B)	EA Individuais (C)	EF de Tempo (D)	EA de Tempo (E)
Constante	-0,829 (1,698)		-1,520 (2,412)		-0,829 (3,676)
lag ln RL, 1	0,578* (0,065)	0,802* (0,272)	0,656* (0,167)	0,588* (0,187)	0,578* (0,180)
ln LAB	0,091 (0,085)	-0,733* (0,249)	-0,177 (0,141)	0,098 (0,148)	0,091 (0,147)
ln EL	0,195 (0,216)	-0,392 (0,506)	0,223 (0,290)	0,176 (0,468)	0,195 (0,462)
ln FUE	-0,320* (0,117)	-0,550* (0,214)	-0,229 (0,140)	-0,309* (0,171)	-0,320* (0,165)
ln EMP	0,166 (0,154)	0,287 (0,336)	0,356 (0,252)	0,164 (0,288)	0,166 (0,280)
N de observações	312	312	312	312	312
N de cidades	39	39	39	39	39
R ²	0,279	0,201	0,159	0,285	0,279
R ² ajustado	0,267	0,072	0,145	0,256	0,267
Estatística F/Wald Chi ²	23,710*	5,632*	44,225*	9,647*	51,834*
Normalidade	0,557	0,500	0,541	0,560	0,557
Heteroscedasticidade	36,645*	36,645*	36,645*	36,645*	36,645*
Correlação Serial	170,02*	187,33*	110,49*	1060,7*	170,02*
Wald F (A x B)	11.963*	X			
Wald F (A x D)	X			0.8852	
Lagrange M (A x C)	288.76*		X		
Lagrange M (A x E)	X				0.18649
Hausmann (B vs. C)		X	32.232*		
Hausmann (D vs. E)				2.0173	X
Melhor Modelo		X			

Nota: MQO é método dos mínimos quadrados ordinários; EF é efeito fixo; EA é efeito aleatório; RL é a área de rios e lagos por município em hectares; LAB é o número de pessoas empregadas por município em empresas de agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e aquicultura; EL é o consumo de eletricidade rural por município em KWh; FUE é o consumo de óleo diesel por município em milhares de litros; e EMP é o número de empresas com licenças ambientais para cultivar peixe e camarão por município. O asterisco indica que o resultado do teste é significativo se comparado a um valor de $< 0,1$. O erro padrão dos estimadores está entre parênteses. As constantes dos modelos de efeito fixo individuais e de tempo estão no Apêndice B.

3.3.3 Cálculo da produtividade marginal

Nos modelos testados, os coeficientes representam elasticidades, por exemplo, um aumento de 1% na produção de camarão ou tilápia para um aumento de 1% no fator de produção. De acordo com o modelo de efeitos aleatórios de tempo para a produção de camarão, uma redução de 1% na área de floresta e manguezal reduz a produção de camarão em 0,375% (p-valor = 0,002656). De acordo com o modelo de efeitos fixos individuais para produção de tilápia, a mesma variação nas áreas de rios e lagos reduz a produção de tilápia em 0,802% (p-valor = 0,003517). Usando a produtividade marginal estimada pelo melhor modelo ajustado para os dados de produção de camarão e tilápia na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, a contribuição anual da função habitat do recurso natural foi estimada em toneladas e em milhões de reais por ano (Tabelas 9 e 10).

Tabela 9. Contribuição do capital natural de florestas e manguezais na produção de camarão na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe

Ano	Produção de Camarão		Floresta e Manguezal		Valor do Ecossistema		
	Tons ^a	R\$ Milhões ^a	Hectare ^b	Diferença	Tons	R\$ Milhões	Participação
2013	14713	350,1	18140				
2014	15949	351,1	18235	0,52%	31,4	0,69	0,20%
2015	20814	418,1	18035	-1,11%	-87,2	-1,75	-0,42%
2016	13157	328,3	17689	-1,95%	-97	-2,42	-0,74%
2017	6256	228	18416	3,95%	93,2	3,40	1,49%
2018	7412	246,7	18641	1,21%	33,7	1,12	0,45%
2019	8669	274,6	18612	-0,15%	-5,1	-0,16	-0,06%
2020	12306	311,9	18629	0,09%	4,2	0,11	0,03%
2021	17996	322,1	18745	0,62%	42,1	0,75	0,23%
Média	13030	314,5	18349	0,39%	1,9	0,22	0,15%
Mediana	13157	322,1	18416	0,31%	17,8	0,40	0,12%

Nota: ^a(IBGE, 2022a), ^b(MAPBIOMAS, 2022); Os valores foram deflacionados para Dezembro de 2022 com base no índice geral de preços de disponibilidade interna (IGP-DI) da Fundação Getúlio Vargas (CENTRAL BANK OF BRAZIL, 2023). Detalhes da memória de cálculo da produtividade marginal estão no Apêndice B.

Tabela 10. Contribuição do capital natural de florestas e manguezais na produção de tilápia na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe

Ano	Produção de Tilápia		Rios e Lagos		Valor do Ecossistema		
	Tons ^a	R\$ Milhões ^a	Hectare ^b	Tons ^a	R\$ Milhões ^a	Hectare ^b	Tons ^a
2013	24967	304.59	68895				
2014	30704	368.88	56583	-21.76%	-5359	-64.4	-0.17%
2015	24726	284.81	38434	-47.22%	-9367	-107.9	-0.38%
2016	15131	169.15	28370	-35.48%	-4306	-48.1	-0.28%
2017	6472	83.31	25319	-12.05%	-625	-8.1	-0.10%
2018	6925	68.31	32535	22.18%	1232	12.2	0.18%
2019	2247	24.41	33378	2.53%	46	0.5	0.02%
2020	3163	34.37	41853	20.25%	514	5.6	0.16%
2021	3392	34.70	38091	-9.88%	-269	-2.7	-0.08%
Média	13080	152.503	40384	10.18	-2266	-26.613	-0.08%
Mediana	6925	83.31	38091	10.96	-447	-5.4	-0.09%

Nota: ^a(IBGE, 2022a), ^b(MAPBIOMAS, 2022); Os valores foram deflacionados para Dezembro de 2022 com base no índice geral de preços de disponibilidade interna (IGP-DI) da Fundação Getúlio Vargas (CENTRAL BANK OF BRAZIL, 2023). Detalhes da memória de cálculo da produtividade marginal estão no Apêndice B.

3.4 Discussões

Neste estudo, a produtividade marginal e, portanto, a contribuição da função habitat de florestas, manguezais, rios e lagos para a produção aquícola na bacia do rio Jaguaribe foi estimada usando o método da função de produção Cobb-Douglas. A área desses ecossistemas foi defasada em um ano e incluída como variável explicativa nos modelos de produção testados a fim de identificar se as alterações anuais na área desses ecossistemas são capazes de afetar a produção aquícola no ano seguinte. O modelo de melhor ajuste para estimar a produtividade marginal da função de habitat das áreas de florestas e manguezais na produção de camarão foi o modelo de efeitos de tempo aleatório (Modelo E da Tabela 7), enquanto para a função de habitat das áreas de rios e lagos na produção de tilápia, o modelo de melhor ajuste modelo foi o modelo de efeitos fixos individuais (Modelo B da Tabela 8).

As fazendas de camarão normalmente requerem grandes áreas, muitas trocas de água e alto consumo de eletricidade para oxigenar os viveiros durante os ciclos de produção. As fazendas de tilápia, por outro lado, normalmente usam reservatórios hidrelétricos e requerem níveis de água adequados para manter os ciclos de produção ao longo dos anos. Essas características da produção aquícola contribuem significativamente para a degradação ambiental (MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016), ineficiência da produção (ARAUJO *et al.*, 2018) e vulnerabilidade a doenças (ANDRADE *et al.*, 2022).

Os modelos estimados mostraram que as áreas de florestas e manguezais tiveram efeito significativo sobre a produção de camarão na bacia do rio Jaguaribe, enquanto as áreas de rios e lagos tiveram efeitos significativos sobre a produção de tilápia. Como o presente

estudo, outros já identificam indícios que a degradação dos ecossistemas tem efeitos marginais na aquicultura (BHUIYAN *et al.*, 2018; TRUONG; DO, 2018), agricultura (GRAMMATIKOPOULOU; SYLLA; ZOUMIDES, 2020), pesca (ANNEBOINA; KAVI KUMAR, 2017), produção de créditos de carbono azul (AHMED; THOMPSON, 2019) e produção de leite (CAVIGLIA-HARRIS *et al.*, 2021).

Combinando os resultados deste estudo com os de Truong e Do (2018), usando séries de dados transversais de fazendas de aquicultura em um único ano no Vietnã, e os de Bhuiyan *et al.* (2018), usando séries de dados longitudinais de países asiáticos produtores de organismos aquáticos, pode-se concluir que os impactos dos serviços ecossistêmicos na aquicultura podem ser identificados em diferentes escalas de análise de dados e que a relação entre estratégias produtivas e o ambiente de cultivo influencia nos impactos que os serviços ecossistêmicos exercem sobre a produção de organismos aquáticos. Essa sinergia entre a economia e o meio ambiente ocorre porque os ecossistemas fornecem muitos serviços ecossistêmicos aos sistemas de produção, como prevenir a erosão costeira; mitigar os efeitos de ondas, correntes e tempestades; sequestrar carbono; atuando como habitat para peixes juvenis; e proteger habitats costeiros de eventos costeiros extremos (LEE *et al.*, 2014; ZHONG *et al.*, 2020).

Desta forma, a negligência à proteção dos ecossistemas impacta muitos setores da economia e considerando apenas as emissões de gases de efeito estufa, o custo monetário do desmatamento de todo o bioma Caatinga (onde está localizada a área de estudo) é de \$ 17,7 milhões anualmente até 2030 (FERNANDES *et al.*, 2020). Além disso, de acordo com as comunidades tradicionais que vivem na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, a perda de serviços ecossistêmicos devido à degradação dos ecossistemas significa perdas financeiras e culturais para eles (QUEIROZ *et al.*, 2017; TAKAHASHI; SILVEIRA; VASCONCELOS JÚNIOR, 2020).

Considerando o modelo mais adequado aos dados de produção de camarão e tilápia na bacia do rio Jaguaribe, a elasticidade positiva entre a área do ecossistema e a produção destaca a importância que iniciativas de restauração florestal e novas tecnologias podem ter na produção aquícola no semiárido brasileiro. Programas de reflorestamento podem ajudar a aumentar a disponibilidade de água em regiões áridas e semiáridas (ZHAO *et al.*, 2019), enquanto biotecnologias e tecnologias de reuso de água podem reduzir o impacto ambiental da aquicultura, aumentando a densidade de organismos aquáticos em fazendas de aquicultura e reduzindo a necessidade de terra e água para a produção de peixes e camarões (AHMED; TURCHINI, 2021). No entanto, essas tecnologias e iniciativas requerem um volume maior de

investimentos. Por conta disso, as políticas públicas de desenvolvimento agrícola são essenciais para promover a aquicultura no semiárido brasileiro.

Como o aumento ou diminuição percentual da área do ecossistema pode afetar a produção de camarão e tilápia, o pagamento por serviços ambientais (PSA) pode contribuir para a conservação dos ecossistemas avaliados. Em alguns estados brasileiros já existe esse tipo de instrumento de conservação, como o programa Bolsa Floresta que beneficia mais de nove mil famílias tradicionais que vivem em 16 unidades de conservação da Amazônia e utilizam os recursos naturais de forma sustentável sem derrubar florestas (FAS, 2022). Nesse tipo de instrumento de conservação, agricultores, proprietários de terras ou comunidades tradicionais recebem pagamentos, indenizações ou incentivos fiscais em troca da prestação de um serviço ambiental adicional em terras privadas, como a conservação da biodiversidade, dos recursos hídricos, das belezas cênicas ou até mesmo por meio do armazenamento de carbono.

As principais discussões relacionadas aos programas de pagamento por serviços ecossistêmicos são a monetização dos ecossistemas como bens de mercado privado e o cálculo dos benefícios comerciais e não comerciais que eles fornecem (YAN *et al.*, 2022). A monetização dos ecossistemas se conecta com uma discussão ética sobre o papel cívico que todos devem desempenhar em prol da qualidade de vida no planeta Terra e na luta contra as mudanças climáticas, enquanto o cálculo dos benefícios comerciais e não comerciais dos ecossistemas levanta uma discussão sobre as limitações e custos impostos para aplicação dos métodos disponíveis para estimar os valores de uso e não uso dos recursos naturais.

3.5 Considerações finais

Por fim, a partir dos métodos de função de produção utilizados neste estudo é possível concluir que a conservação de florestas, manguezais, rios e lagos contribui anualmente para a produção de camarão e tilápia na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe. Por conta disso, este estudo contribui com uma estratégia de uso dos dados públicos disponíveis no Brasil para estimar o impacto que o aumento ou a diminuição da área dos ecossistemas pode ter na produção aquícola. Os modelos econométricos deste estudo são baseados em baixa resolução espacial (com dados locais) e são limitados a uma única bacia hidrográfica no semiárido brasileiro. Avaliações futuras, portanto, precisarão comparar modelos com diferentes resoluções espaciais. Essas futuras descobertas forneceriam informações valiosas para a confiabilidade e validade das estimativas monetárias dos serviços ecossistêmicos de florestas, manguezais, rios e lagos em países com grandes extensões de terra. Considerando que muitas instituições governamentais e não governamentais no Brasil têm bancos de dados públicos para

muitos produtos agrícolas e bacias hidrográficas desde 1985, muitos outros estudos de valoração ambiental podem ser conduzidos no futuro, fornecendo informações importantes para a formulação de políticas públicas para uso e conservação de ecossistemas.

4. CONCLUSÕES

A partir do objetivo de mensurar os efeitos econômicos e ecotoxicológicos da existência de rios, lagos, florestas e manguezais na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, foi possível concluir que a função de existência desses ecossistemas tem efeito no desenvolvimento da aquicultura na região.

Fundamentado nos registros de contaminação antropogênica na bacia hidrográfica do Jaguaribe e nos estudos ecotoxicológicos do sedimento contaminado no ciclo de vida de organismos terrestres e aquáticos, concluimos que o sedimento do rio Jaguaribe tem efeitos toxicológicos crônicos e agudos no ciclo de vida dos organismos que dependem da qualidade dos recursos hídricos para sua existência.

Com base no cálculo de produtividade marginal da contribuição do capital natural da função de habitat dos ecossistemas da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, a perda de florestas e manguezais afeta a produção de camarão em 0,375% ao ano e a rios e lagos afeta a de tilápia em 0,802% ao ano.

Além disso, ressaltamos que a partir da análise do processo histórico de desenvolvimento da bacia hidrográfica, a agricultura, a aquicultura e a pecuária desempenharam papéis relevantes e consonantes para degradação de serviços ecossistêmicos na região.

REFERÊNCIAS

ABNT. **Aquatic ecotoxicology - Acute toxicity - Test method with Artemia sp (Crustacea, Brachiopoda)**. , 2021.

ABNT. **Aquatic ecotoxicology — Acute toxicity — Test with Daphnia spp (Cladocera, Crustacea)**. , 2022.

ADENIJI, A. O.; OKOH, O. O.; OKOH, A. I. Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Water and Sediment of Buffalo River Estuary, South Africa and Their Health Risk Assessment. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 76, n. 4, p. 657–669, 1 maio 2019.

AHMED, N.; THOMPSON, S. The blue dimensions of aquaculture: A global synthesis. **Science of The Total Environment**, v. 652, p. 851–861, 20 fev. 2019.

AHMED, N.; TURCHINI, G. M. Recirculating aquaculture systems (RAS): Environmental solution and climate change adaptation. **Journal of Cleaner Production**, v. 297, p. 126604, 15 maio 2021.

ALLEWAY, H. K. *et al.* The Ecosystem Services of Marine Aquaculture: Valuing Benefits to People and Nature. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 59–68, 1 jan. 2019.

ANDRADE, M. V. F. *et al.* Influence of sediment parameters on the distribution and fate of PAHs in an estuarine tropical region located in the Brazilian semi-arid (Jaguaribe River, Ceará coast). **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 703–710, 1 set. 2019.

ANDRADE, T. P. D. *et al.* Novel infectious myonecrosis virus (IMNV) variant is associated with recent disease outbreaks in *Penaeus vannamei* shrimp in Brazil. **Aquaculture**, v. 554, p. 738159, 30 maio 2022.

ANNEBOINA, L. R.; KAVI KUMAR, K. S. Economic analysis of mangrove and marine fishery linkages in India. **Ecosystem Services**, v. 24, p. 114–123, 1 abr. 2017.

ANP. **Metodologia utilizada para realização da pesquisa de preços no âmbito do Levantamento de Preços e de Margens de Comercialização de Combustíveis da ANP**. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, , 2018. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/images/Precos/Precos_e_Defesa/Levantamento/Metodologia_Pesquisa-Publica_Resumida.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2021

ANP. **Historical Fuel Price Series**. Brasília: Brazilian Oil and Gas Agency, 2023. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2023.

ARAUJO, J. A. *et al.* Productive Efficiency of Shrimp Farms in the State of Ceará. **Brazilian Journal of Rural Economics and Sociology**, v. 56, n. 1, p. 35–50, mar. 2018.

ARISEKAR, U. *et al.* Human health risk assessment of heavy metals in aquatic sediments and freshwater fish caught from Thamirabarani River, the Western Ghats of South Tamil Nadu. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111496, 1 out. 2020.

ASTM. **Standard Test Method for Measuring the Toxicity of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates**. , 2020. Disponível em:

<doi.org/10.1520/E1706-20>

BARCELLOS, D. *et al.* Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 58–63, 1 maio 2019.

BARROS, L. A. B. C. *et al.* Endogeneity in panel data regressions: methodological guidance for corporate finance researchers. **Review of Business Management**, v. 22, p. 437–461, 15 maio 2020.

BERG, H. *et al.* Recognizing wetland ecosystem services for sustainable rice farming in the Mekong Delta, Vietnam. **Sustainability Science**, v. 12, n. 1, p. 137–154, jan. 2017.

BHUIYAN, M. A. *et al.* The impact of climate change and energy resources on biodiversity loss: Evidence from a panel of selected Asian countries. **Renewable Energy**, v. 117, p. 324–340, 1 mar. 2018.

BRICKER, S. B. *et al.* Role of Shellfish Aquaculture in the Reduction of Eutrophication in an Urban Estuary. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 1, p. 173–183, 2 jan. 2018.

CAIXETA, E. S.; MEZA BRAVO, J. V.; PEREIRA, B. B. Ecotoxicological assessment of water and sediment river samples to evaluate the environmental risks of anthropogenic contamination. **Chemosphere**, v. 306, p. 135595, 1 nov. 2022.

CAMARA, M. R. After the gold rush: A review of Artemia cyst production in northeastern Brazil. **Aquaculture Reports**, v. 17, p. 100359, 2020.

CASTRO-CATALÀ, N. *et al.* Ecotoxicity of sediments in rivers: Invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. **Science of The Total Environment**, 5th Special Issue SCARCE: River Conservation under Multiple stressors: Integration of ecological status, pollution and hydrological variability. v. 540, p. 297–306, 1 jan. 2016.

CAVALCANTE, M. S. *et al.* Assessment of carbon fluxes to coastal area during persistent drought conditions. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, p. 101934, 1 set. 2021.

CAVIGLIA-HARRIS, J. *et al.* The color of water: The contributions of green and blue water to agricultural productivity in the Western Brazilian Amazon. **World Development**, v. 146, p. 105607, 1 out. 2021.

CEARÁ. **Sistema de Informações Geossocioeconômicas do Ceará**. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/sobre.xhtml>>. Acesso em: 19 mar. 2021.

CEBALLOS-SIERRA, F.; DALL'ERBA, S. The effect of climate variability on Colombian coffee productivity: A dynamic panel model approach. **Agricultural Systems**, v. 190, p. 103126, 1 maio 2021.

CENTRAL BANK OF BRAZIL. **General Price Index-Domestic Supply (IGP-DI - Code 190)**: General Price Index-Domestic Supply. [s.l.] Central Bank of Brazil, 2023. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/sgspub>>. Acesso em: 8 abr. 2021.

- CHIMWAMUROMBE, P. M.; MATARANYIKA, P. N. Factors influencing dryland agricultural productivity. **Journal of Arid Environments**, v. 189, p. 104489, 1 jun. 2021.
- CHRISTENSEN, L. R.; JORGENSEN, D. W.; LAU, L. J. Transcendental Logarithmic Production Frontiers. **The Review of Economics and Statistics**, v. 55, n. 1, p. 28–45, 1973.
- COSTA, B. G. B. *et al.* Mercury Distribution in a Mangrove Tidal Creek Affected by Intensive Shrimp Farming. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 90, n. 5, p. 537–541, 1 maio 2013.
- COSTA, B. G. B.; LACERDA, L. D. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13335–13341, 1 dez. 2014.
- COSTA, M. B. *et al.* Chromosomal abnormalities and dysregulated DNA repair gene expression in farmers exposed to pesticides. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 82, p. 103564, 1 fev. 2021.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.
- COSTANZA, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, p. 101096, jun. 2020.
- CRUZEIRO, C. *et al.* Determination of 54 pesticides in waters of the Iberian Douro River estuary and risk assessment of environmentally relevant mixtures using theoretical approaches and *Artemia salina* and *Daphnia magna* bioassays. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 145, p. 126–134, 1 nov. 2017.
- CUI, L. *et al.* Concentrations, bioaccumulation, and human health risk assessment of organochlorine pesticides and heavy metals in edible fish from Wuhan, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 20, p. 15866–15879, 1 out. 2015.
- DA CONCEIÇÃO DE SOUSA, M. *et al.* Spatio-temporal dynamics of land use changes of an intense anthropized basin in the Brazilian semi-arid region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 24, p. 100646, 1 nov. 2021.
- DAVID, L. H. *et al.* Emergy synthesis for aquaculture: A review on its constraints and potentials. **Reviews in Aquaculture**, v. 13, n. 2, p. 1119–1138, 1 mar. 2021.
- DIAS, F. J. DA S. *et al.* Physical characteristics and discharges of suspended particulate matter at the continent-ocean interface in an estuary located in a semiarid region in northeastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 180, p. 258–274, 5 out. 2016.
- DIAS, F. J. DA S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. Impact of Drainage Basin Changes on Suspended Matter and Particulate Copper and Zinc Discharges to the Ocean from the Jaguaribe River in the Semiarid NE Brazilian Coast. **Journal of Coastal Research**, v. 29, n. 5, p. 1137–1145, set. 2013.
- DINIZ, L. P. *et al.* Distribution of planktonic microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in lentic and lotic environments from the semiarid region in northeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 110, p. e2020002, 2020.

EPA. **Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth**, 2012. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100IRBM.txt>>

EVANS, K. S.; CHEN, X.; ROBICHAUD, C. A. A Hedonic Analysis of the Impact of Marine Aquaculture on Coastal Housing Prices in Maine. **Agricultural and Resource Economics Review**, v. 46, n. 2, p. 242–267, ago. 2017.

FAS. **Activities Report 2021 of Foundation for Amazon Sustainability**. Manaus: [s.n.]. Disponível em: <fas-amazonia.org>.

FERNANDES, M. M. *et al.* Assessment of land use and land cover changes and valuation of carbon stocks in the Sergipe semiarid region, Brazil: 1992–2030. **Land Use Policy**, v. 99, p. 104795, 1 dez. 2020.

FLORES, R. M. V.; FILHO, M. X. P. Measuring the impact of fish farming on regional development of poor cities: A case study on Ceará State, Brazil. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 31, n. 4, p. 356–366, 2 out. 2019.

FREIRE, L. L.; COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Spatio-temporal Patterns of River Water Quality in the Semiarid Northeastern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 11, p. 452, 28 out. 2021.

GALLEGO, J. L.; OLIVERO-VERBEL, J. Cytogenetic toxicity from pesticide and trace element mixtures in soils used for conventional and organic crops of *Allium cepa* L. **Environmental Pollution**, v. 276, p. 116558, 1 maio 2021.

GAMA, A. F. *et al.* Occurrence, distribution, and fate of pesticides in an intensive farming region in the Brazilian semi-arid tropics (Jaguaribe River, Ceará). **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 4, p. 1160–1169, 1 abr. 2017.

GAMBARDELLA, C. *et al.* An integrated approach to characterize deep sediment toxicity in Genoa submarine canyons (NW Mediterranean). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 2, p. 2883–2893, 1 jan. 2022.

GARCIA, T. M. *et al.* Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, 1 jan. 2020.

GENTRY, R. R. *et al.* Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. **Reviews in Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 499–512, 1 maio 2020.

GRAMMATIKOPOULOU, I.; SYLLA, M.; ZOUMIDES, C. Economic evaluation of green water in cereal crop production: A production function approach. **Water Resources and Economics**, v. 29, p. 100148, jan. 2020.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Basic Econometrics**. 5. ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2008.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure**, 2018. Disponível em: <<https://cices.eu/>>

HEISE, S. *et al.* Ecotoxicological testing of sediments and dredged material: an overlooked opportunity? **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 12, p. 4218–4228, 1 dez. 2020.

HENNINGSSEN, A.; HENNINGSSEN, G. Chapter 12 - Analysis of Panel Data Using R. Em: TSIONAS, M. (Ed.). **Panel Data Econometrics**. London: Academic Press, 2019. p. 345–396.

HOFFMAN, D. J. *et al.* **Handbook of ecotoxicology**. 2. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

HSIAO, C. **Analysis of Panel Data**. 3. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 1–16

IBGE. **Environmental diagnosis of the Jaguaribe River Basin**. Salvador: IBGE, 1999.

IBGE. **Demographic Census of Brazil**. Brasília: IBGE, 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>.

IBGE. **Table 5938 - Gross domestic product at current prices, taxes, net of subsidies, on products at current prices and gross value added at current prices total and by economic activity, and respective shares - Reference 2010**. [s.l.] Brazilian Institute of Geography and Statistics, 16 dez. 2020. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5938>>. Acesso em: 5 maio. 2021.

IBGE. **Table 3940 - Aquaculture production, by type of product: Municipal Livestock Production**. Brasília: Brazilian Institute of Geography and Statistics, 2022a. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3940>>.

IBGE. **Municipal Agricultural Production**. Brasília: Brazilian Institute of Geography and Statistics, 2022b. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>>.

IBGE. **Municipal Livestock Production**. Brasília: Brazilian Institute of Geography and Statistics, 2022c. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>>.

IBGE, I. B. DE G. E E. **Pesquisas agropecuárias**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2018.

IPECE. **System of Geographic and Socioeconomic Information from Ceara**. Fortaleza: Institute of Research and Economic Strategy of Ceará, 2023. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/>>. Acesso em: 19 mar. 2021.

IVORRA, L. *et al.* Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. **Journal of Cleaner Production**, v. 295, p. 126334, 1 maio 2021.

KADIM, M. K.; RISJANI, Y. Biomarker for monitoring heavy metal pollution in aquatic environment: An overview toward molecular perspectives. **Emerging Contaminants**, v. 8, p. 195–205, 1 jan. 2022.

KISSELL, R. L. Chapter 8 - Nonlinear Regression Models. Em: KISSELL, R. L. (Ed.). **Algorithmic Trading Methods (Second Edition)**. [s.l.] Academic Press, 2021. p. 197–219.

KUENZER, C.; TUAN, V. Q. Assessing the ecosystem services value of Can Gio Mangrove

Biosphere Reserve: Combining earth-observation- and household-survey-based analyses. **Applied Geography**, v. 45, p. 167–184, 1 dez. 2013.

LACERDA, L. D. *et al.* 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, n. 6, p. 657–661, 1 dez. 2011.

LACERDA, L. D. *et al.* Pluriannual watershed discharges of hg into a tropical semi-arid estuary of the Jaguaribe river, NE Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 24, p. 1719–1731, nov. 2013.

LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; LOPES, D. V. Fate of copper in intensive shrimp farms: bioaccumulation and deposition in pond sediments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 851–858, ago. 2009.

LAGANÀ, P. *et al.* Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica). **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 222, n. 1, p. 89–100, 1 jan. 2019.

LAU, L. S. *et al.* Chapter 9 - Panel Data Analysis (Stationarity, Cointegration, and Causality). Em: ÖZCAN, B.; ÖZTÜRK, I. (Eds.). **Environmental Kuznets Curve (EKC)**. [s.l.] Academic Press, 2019. p. 101–113.

LEE, S. Y. *et al.* Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726–743, 2014.

LIMA, M. F. B. *et al.* Emerging and traditional organic markers: Baseline study showing the influence of untraditional anthropogenic activities on coastal zones with multiple activities (Ceará coast, Northeast Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 256–262, 1 fev. 2019.

LOC, H. H. *et al.* Integrated evaluation of Ecosystem Services in Prawn-Rice rotational crops, Vietnam. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 377–387, ago. 2017.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y. *et al.* Anthropogenic contaminants of high concern: Existence in water resources and their adverse effects. **Science of the Total Environment**, v. 690, p. 1068–1088, 2019.

LU, J. *et al.* Effects of microplastics on distribution of antibiotic resistance genes in recirculating aquaculture system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 184, p. 109631, 30 nov. 2019.

MAGRIS, R. A.; GIARRIZZO, T. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110961, 1 abr. 2020.

MALIK, A.; FENSHOLT, R.; MERTZ, O. Economic Valuation of Mangroves for Comparison with Commercial Aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. **Forests**, v. 6, n. 9, p. 3028–3044, 2015.

MAPBIOMAS. **Collection Seven of the Annual Series of Land Cover and Land Use Maps of Brazil**, 26 ago. 2022.

MARINS, R. V. et al. Phosphorus and suspended matter retention in mangroves affected by shrimp farm effluents in NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, p. e20200758, 2020.

MARINS, R. V. et al. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 673-678, 2011.

MARTINO, S.; GIANELLA, F.; DAVIDSON, K. An approach for evaluating the economic impacts of harmful algal blooms: The effects of blooms of toxic *Dinophysis* spp. on the productivity of Scottish shellfish farms. **Harmful Algae**, v. 99, p. 101912, 1 nov. 2020.

MAYDANA, G. *et al.* Integrated valuation of alternative land use scenarios in the agricultural ecosystem of a watershed with limited available data, in the Pampas region of Argentina. **Science of The Total Environment**, v. 714, p. 136430, abr. 2020.

MEINTANIS, S. G. Testing for normality with panel data. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 81, n. 11, p. 1745–1752, 1 nov. 2011.

MENG, S. *et al.* Interactions between heavy metals and bacteria in mangroves. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112846, 1 nov. 2021.

MILLO, G. Robust Standard Error Estimators for Panel Models: A Unifying Approach. **Journal of Statistical Software**, v. 82, n. 1, p. 1–27, 29 nov. 2017.

MITRA, A. Ecosystem Services of Mangroves: An Overview. Em: MITRA, A. (Ed.). **Mangrove Forests in India: Exploring Ecosystem Services**. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 1–32.

MOTTA, R. S. DA. **Environmental economy**. [s.l.] FGV Editora, 2006.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574–582, 1 jul. 2016.

MOURA, V. L.; LACERDA, L. D. Contrasting Mercury Bioavailability in the Marine and Fluvial Dominated Areas of the Jaguaribe River Basin, Ceará, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 101, n. 1, p. 49–54, 1 jul. 2018.

MTE. **Data from the General Register of Employed and Unemployed**: Program for the dissemination of labor statistical data. Brasília: Ministry of Labour, Employment and Income, 2023. Disponível em: <<http://pdet.mte.gov.br/microdados-rais-e-caged>>. Acesso em: 3 mar. 2021.

NIKOLAEVA, O. *et al.* Ecotoxicological effects of traffic-related pollutants in roadside soils of Moscow. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 538–546, 15 maio 2019.

OLIVEIRA, A. H. B. *et al.* The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): Implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 254–263, 15 jan. 2016.

PEEL, D. A.; PEEL, M. J.; VENETIS, I. A. Further empirical analysis of the time series

properties of financial ratios based on a panel data approach. **Applied Financial Economics**, v. 14, n. 3, p. 155–163, 1 fev. 2004.

PELIKAN, J. *et al.* Physico-Chemical and Ecotoxicological Evaluation of Marine Sediments Contamination: A Case Study of Rovinj Coastal Area, NE Adriatic Sea, Croatia. **Toxics**, v. 10, n. 8, p. 478, ago. 2022.

PNUD; IPEA; FJP. **Brazilian Municipal Human Development Index**. 2. ed. Brasília: PNUD, Ipea e FJP, 2013.

QUALHATO, G. *et al.* Plastic microfibers as a risk factor for the health of aquatic organisms: A bibliometric and systematic review of plastic pandemic. **Science of The Total Environment**, v. 870, p. 161949, 20 abr. 2023.

QUEIROZ, L. S. *et al.* 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, 1 mar. 2013.

QUEIROZ, L. S. *et al.* Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 137–145, ago. 2017.

RAMOS, A.; JUJNOVSKY, J.; ALMEIDA-LEÑERO, L. The relevance of stakeholders' perceptions of ecosystem services in a rural-urban watershed in Mexico City. **Ecosystem Services**, v. 34, p. 85–95, dez. 2018.

REBOUÇAS, R. H. *et al.* Antimicrobial resistance profile of *Vibrio* species isolated from marine shrimp farming environments (*Litopenaeus vannamei*) at Ceará, Brazil. **Environmental Research**, v. 111, n. 1, p. 21–24, 1 jan. 2011.

RIOS, J. H. L. *et al.* Long-Term (2002–2015) Changes in Mercury Contamination in NE Brazil Depicted by the Mangrove Oyster *Crassostreaa rhizophorae* (Guilding, 1828). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 97, n. 4, p. 474–479, 1 out. 2016.

ROHR, J. R. *et al.* Emerging human infectious diseases and the links to global food production. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 6, p. 445–456, jun. 2019.

SANTANA, L. M. B. M. *et al.* Simultaneous determination of multi-class pesticide metabolites in fish (Siluriformes: Ariidae): protocol developed for human dietary risk in Ceará coast, Brazil. **Accreditation and Quality Assurance**, v. 25, n. 3, p. 185–199, 1 jun. 2020.

SANTOS, C. A. C. *et al.* Spatio-temporal patterns of energy exchange and evapotranspiration during an intense drought for drylands in Brazil. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 85, p. 101982, 1 mar. 2020.

SANTOS, F. R. *et al.* Tracking the historical urban and rural sources of fecal pollution in a South American tropical semi-arid region using sterols and endocrine-disrupting chemicals. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 156497, 10 set. 2022.

SATHLER, D. Understanding human development, poverty and water scarcity patterns in the Brazilian Semi-arid through cluster analysis. **Environmental Science & Policy**, v. 125, p. 167–178, 1 nov. 2021.

SEE, K. F.; IBRAHIM, R. A.; GOH, K. H. Aquaculture efficiency and productivity: A comprehensive review and bibliometric analysis. **Aquaculture**, p. 736881, 7 maio 2021.

SEMACE. **Consultation of Environmental Licensing Processes**. Fortaleza: Environment Superintendency of Ceará, 2023. Disponível em: <<https://mobile.semace.ce.gov.br/consultaProcesso>>. Acesso em: 11 fev. 2023.

SILVEIRA, G. L. *et al.* Toxic effects of environmental pollutants: Comparative investigation using *Allium cepa* L. and *Lactuca sativa* L. **Chemosphere**, v. 178, p. 359–367, 1 jul. 2017.

SINGH, P. K.; CHUDASAMA, H. Pathways for climate change adaptations in arid and semi-arid regions. **Journal of Cleaner Production**, v. 284, p. 124744, 15 fev. 2021.

SOARES, M. DE O. *et al.* Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **Marine Policy**, v. 115, p. 103879, 1 maio 2020.

SOARES, M. O. *et al.* Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 267–278, 1 jul. 2021.

SUN, S.; LÜ, Y.; FU, B. Relations between physical and ecosystem service flows of freshwater are critical for water resource security in large dryland river basin. **Science of The Total Environment**, v. 857, p. 159549, 20 jan. 2023.

TAKAHASHI, L. D. S.; SILVEIRA, C. DA S.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. DAS C. Water Scarcity and its Socioeconomic Impacts on Family Fish Farming in Cages in Castanhão Dam in Jaguaribara Municipality Ceará. **Brazilian Journal of Physical Geography**, v. 13, n. 5, p. 2476–2490, 29 jul. 2020.

TENORIO, B. M. *et al.* Can fractal methods applied to video tracking detect the effects of deltamethrin pesticide or mercury on the locomotion behavior of shrimps? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 142, p. 243–249, 1 ago. 2017.

TLILI, S.; MOUNEYRAC, C. New challenges of marine ecotoxicology in a global change context. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112242, 1 maio 2021.

TRUONG, T. D.; DO, L. H. Mangrove forests and aquaculture in the Mekong river delta. **Land Use Policy**, v. 73, p. 20–28, 1 abr. 2018.

URBANIÁK, M. *et al.* Evaluation of ecotoxicological and chemical properties of soil amended with Hudson River (New York, USA) sediment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 7, p. 7388–7397, 1 mar. 2020.

VALENTI, W. C. *et al.* Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, v. 19, p. 100611, 1 mar. 2021.

VÁSQUEZ-LAVÍN, F. *et al.* Water demand in the Chilean manufacturing industry: Analysis of the economic value of water and demand elasticities. **Water Resources and Economics**, v. 32, p. 100159, out. 2020.

VERÂNE, J. *et al.* Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments using *Rhizophora mangle*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111687, 1 nov.

2020.

WALLACE, T. D.; HUSSAIN, A. The Use of Error Components Models in Combining Cross Section with Time Series Data. **Econometrica**, v. 37, n. 1, p. 55–72, 1969.

WANG, N. Increasing the reliability and reproducibility of aquatic ecotoxicology: Learn lessons from aquaculture research. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 161, p. 785–794, out. 2018.

WANSBEEK, T.; KAPTEYN, A. Estimation of the error-components model with incomplete panels. **Journal of Econometrics**, v. 41, n. 3, p. 341–361, 1 jul. 1989.

WEITZMAN, J. Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses. **Ecosystem Services**, v. 35, p. 194–206, 1 fev. 2019.

WIJEYARATNE, W. M. D. N.; WADASINGHE, L. G. Y. J. G. *Allium cepa* Bio Assay to Assess the Water and Sediment Cytogenotoxicity in a Tropical Stream Subjected to Multiple Point and Nonpoint Source Pollutants. **Journal of Toxicology**, v. 2019, p. e5420124, 3 mar. 2019.

WOOLDRIDGE, J. M. **Econometric Analysis of Cross Section and Panel Data**. London: MIT Press, 2010. v. 2

WOOLDRIDGE, J. M. **Introductory Econometrics: A Modern Approach**. 5. ed. South-Western: Cengage Learning, 2012.

YAN, H. *et al.* Payments for ecosystem services as an essential approach to improving ecosystem services: A review. **Ecological Economics**, v. 201, p. 107591, 1 nov. 2022.

YI, S.; KIM, S. Economic value of coastal environment improvement programs in aquaculture zones in South Korea. **Ocean & Coastal Management**, v. 195, p. 105277, set. 2020.

ZHAO, C. *et al.* The economic feasibility of Blue Carbon cooperation in the South China Sea region. **Marine Policy**, v. 113, p. 103788, 1 mar. 2020.

ZHAO, X. *et al.* The impact of forest restoration on agriculture in the Verde River watershed, Arizona, USA. **Forest Policy and Economics**, v. 109, p. 101999, 1 dez. 2019.

ZHONG, L. *et al.* Effects of agricultural land consolidation on ecosystem services: Trade-offs and synergies. **Journal of Cleaner Production**, v. 264, p. 121412, ago. 2020.

APÊNDICE A – ANÁLISE DE VARIÂNCIA DOS BIOENSAIOS

Tabela A1. Análise de variância dos resultados dos bioensaios ecotoxicológicos

Organismo	Comparação	A distribuição dos dados é normal?	Existe uma diferença significativa?
<i>Daphnia magna</i> Mortalidade (%)	Entre os pontos de coleta	Sim Shapiro = 0.953 p-valor = 0.2032	Não F = 0.118 p-valor = 0.987
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.919 p-valor = 0.02626	Sim Kruskal-Wallis = 22.739 df = 4, p-valor = 0.0001428
<i>Artemia salina</i> Mortalidade (%)	Entre os pontos de coleta	Não Shapiro = 0.754 p-valor = 1.06e-05	Não Kruskal-Wallis = 2.0611 df = 5, p-valor = 0.8406
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.906 p-valor = 0.0119	Sim Kruskal-Wallis = 22.109 df = 4, p-valor = 0.0001907
<i>Allium cepa</i> Germinação (%)	Entre os pontos de coleta	Sim Shapiro = 0.94194 p-valor = 0.1026	Não F = 0.24 p-valor = 0.94
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.8114 p-valor = 0.0001065	Sim Kruskal-Wallis = 19.774 df = 4, p-valor = 0.0005535
<i>Allium cepa</i> Inibição de crescimento de raiz (mm)	Entre os pontos de coleta	Não Shapiro = 0.92886 p-valor = 0.0458	Não Kruskal-Wallis = 2.4955 df = 5, p-valor = 0.7772
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.82006 p-valor = 0.0001556	Sim Kruskal-Wallis = 16.09, df = 4, p-valor = 0.002901
<i>Cucumis sativus</i> Germinação (%)	Entre os pontos de coleta	Não Shapiro = 0.54579 p-valor = 1.691e-08	Não Kruskal-Wallis = 2.6818 df = 5, p-valor = 0.7489
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.9101 p-valor = 0.01497	Sim Kruskal-Wallis = 18.094 df = 4, p-valor = 0.001183
<i>Cucumis sativus</i> Inibição de crescimento de raiz (mm)	Entre os pontos de coleta	Não Shapiro = 0.7289 p-valor = 4.229e-06	Não Kruskal-Wallis = 3.1916 df = 5, p-valor = 0.6705
	Entre as concentrações	Não Shapiro = 0.85166 p-valor = 0.0006718	Sim Kruskal-Wallis = 19.351 df = 4, p-valor = 0.0006705
Microcrustáceos	Mortalidade (%)	Não Shapiro = 0.901 p-valor = 0.0001431	Sim Wilcoxon = 284 p-valor = 0.01378
Sementes	Germinação (%)	Não Shapiro test = 0.68642 p-valor = 4.9e-10	Sim Wilcoxon test = 162 p-valor = 1.771e-05
	Inibição de crescimento de raiz (mm)	Não Shapiro = 0.88689 p-value = 4.527e-05	Não Wilcoxon = 412 p-value = 0.5762

APÊNDICE B – MEMÓRIA DE CÁLCULO DA PRODUTIVIDADE MARGINAL

Tabela B1 – Produção anual das cidades produtoras de camarão na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe em toneladas

Cidade	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Alto Santo	0	0	54	194	289	390	195	225	285
Aracati	8126	8824	12563	7601	2877	3432	3547	5292	8699
Banabuiú	0	0	0	30	60	27	80	45	150
Fortim	2525	2734	2357	1508	567	689	941	1077	1427
Icó	0	0	0	0	0	4	35	154	161
Itaiçaba	247	298	399	251	296	364	399	536	845
Jaguaribara	0	0	0	0	0	27	29	38	18
Jaguaribe	250	285	349	345	312	560	945	1352	1216
Jaguaruana	3565	3799	5015	3009	1304	1236	1273	2037	3396
Limoeiro do Norte	0	9	64	154	135	130	143	157	188
Morada Nova	0	0	0	14	14	61	330	463	555
Palhano	0	0	0	0	3	17	19	23	38
Quixeré	0	0	0	0	25	26	27	27	27
Russas	0	0	0	38	290	325	357	393	432
São João do Jaguaribe	0	0	0	0	74	100	300	400	460
Tabuleiro do Norte	0	0	13	12	12	25	50	90	99
Total (tonelada)	14713	15949	20814	13157	6256	7412	8669	12306	17996

Fonte: Calculado pelo autor a partir dos dados da Tabela 3940 da Pesquisa da Produção Municipal (IBGE, 2022)

Tabela B2 – Produção anual das cidades produtoras de tilápia na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe em toneladas

Cidade	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Abaiara	0	0	0	0	0	15	20	24	12
Alto Santo	3184	4805	4581	2171	1519	1216	243	280	285
Aracati	62	59	92	77	82	56	54	56	35
Arneiroz	6	21	4	0	0	0	0	0	0
Aurora	5	6	6	0	0	6	3	4	4
Banabuiú	85	154	0	0	0	0	0	0	0
Barbalha	0	0	0	0	0	1	8	8	8
Boa Viagem	0	0	0	0	14	15	0	0	0
Brejo Santo	0	0	0	0	0	1	8	9	10
Campos Sales	0	0	0	0	1	1	1	1	2
Cariús	85	85	82	50	5	0	0	0	2
Cedro	90	113	107	134	33	48	36	38	23
Farias Brito	0	0	0	0	0	8	68	10	13
Fortim	0	0	0	0	9	35	43	43	34
Icó	9	4	4	2	0	0	0	0	0
Iguatu	55	75	94	0	5	0	0	0	0
Itaiçaba	10	9	6	2	399	532	223	230	250

Jaguaretama	249	154	148	34	11	32	0	0	0
Jaguaribara	14587	16920	13800	3726	1863	3610	1175	2150	2250
Jaguaribe	22	32	15	6	3	1	0	0	0
Jardim	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Juazeiro do Norte	0	0	0	0	0	10	7	7	7
Jucás	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Lavras da Mangabeira	156	120	119	97	62	120	10	11	12
Limoeiro do Norte	0	0	0	0	0	31	13	13	13
Mauriti	0	0	0	0	0	2	5	5	6
Milagres	0	0	0	0	0	11	8	8	9
Milhã	0	0	0	0	2	2	2	2	2
Missão Velha	0	0	0	0	0	1	2	2	2
Morada Nova	16	12	15	51	47	46	32	31	32
Orós	5280	6280	5286	8736	2184	876	60	13	184
Porteiras	0	0	0	0	0	0	30	32	13
Quixelô	1000	1800	360	36	13	5	0	0	0
Quixeré	0	0	0	0	35	34	30	29	30
Russas	0	0	0	0	111	105	63	60	61
Santa Quitéria	0	6	7	10	74	84	82	75	71
São João do Jaguaribe	0	0	0	0	0	0	4	5	5
Tabuleiro do Norte	0	0	0	0	0	20	15	15	15
Várzea Alegre	65	48	0	0	0	1	2	3	4
Total (tonelada)	24967	30704	24726	15131	6472	6925	2247	3163	3392

Fonte: Calculado pelo autor a partir dos dados da Tabela 3940 da Pesquisa da Produção Municipal (IBGE, 2022)

Tabela B3. Área de florestas e manguezais nas cidades produtoras de camarão da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe

Cidade	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Alto Santo	157	179	182	189	206	224	230	229	223
Aracati	5431	5408	5339	5192	5430	5460	5449	5455	5485
Banabuiú	258	259	243	233	227	214	219	219	221
Fortim	9401	9358	9355	9296	9628	9738	9702	9719	9777
Icó	1161	1203	1208	1179	1225	1228	1231	1230	1228
Itaiçaba	70	74	74	60	65	70	70	70	69
Jaguaribara	49	57	60	77	96	98	100	100	103
Jaguaribe	514	544	563	593	609	611	612	600	630
Jaguaruana	278	283	236	137	117	124	123	122	119
Limoeiro do Norte	72	81	74	56	52	54	34	35	34
Morada Nova	224	224	161	145	152	161	158	158	160
Palhano	14	10	9	9	13	16	16	16	16
Quixeré	50	49	39	27	27	29	29	29	29
Russas	136	139	131	130	171	192	198	202	205
São João do Jaguaribe	113	136	140	141	166	184	189	192	192

Tabuleiro do Norte	210	230	221	226	234	238	252	253	253
Total (hectare)	18140	18235	18035	17689	18416	18641	18612	18629	18745
Diferença (hectare)		95	-200	-345	727	225	-29	17	116
Diferença (%)		0,52	-1,11	-1,95	3,95	1,20	-0,16	0,09	0,62
Valor (toneladas)		31	-87	-97	93	34	-5	4	42
Valor (R\$ milhões)		0,7	-1,8	-2,4	3,4	1,1	-0,2	0,1	0,8

Tabela B4. Área de rios e lagos nas cidades produtoras de tilápia da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe

Cidade	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Abaiara	10	10	4	2	2	3	4	4	7
Alto Santo	3276	2911	1410	1025	1121	1593	1565	1876	1798
Aracati	2226	1980	1945	1547	1950	2367	2721	2759	2379
Arneiroz	1194	798	513	1011	812	903	871	1883	1756
Aurora	420	389	304	239	218	268	266	305	264
Banabuiú	4625	2690	937	618	646	1329	1405	1491	1477
Barbalha	10	10	11	11	10	11	11	11	11
Boa Viagem	761	325	106	41	146	301	334	437	438
Brejo Santo	57	58	41	29	45	167	168	317	381
Campos Sales	317	245	174	110	89	215	247	240	193
Cariús	931	905	759	570	428	398	407	522	478
Cedro	352	363	263	207	189	272	282	360	377
Farias Brito	176	194	170	132	113	139	147	153	136
Fortim	1470	1428	1420	1439	1498	1542	1633	1607	1557
Icó	1075	948	838	719	516	628	603	768	793
Iguatu	4368	3601	2503	1782	965	736	690	1338	1410
Itaíçaba	996	894	801	564	1062	1150	1153	1124	924
Jaguaretama	7658	5798	2541	790	447	1108	1072	1434	1125
Jaguaribara	15385	13012	8726	5174	3140	3521	3007	5592	5141
Jaguaribe	1792	1383	895	582	605	777	799	1268	1339
Jardim	52	52	41	49	36	120	110	122	88
Juazeiro do Norte	113	110	89	76	75	78	74	78	77
Jucás	647	567	451	335	205	165	158	273	251
Lavras da Mangabeira	793	794	645	547	520	790	811	881	799
Limoeiro do Norte	442	314	184	151	187	410	424	356	248
Mauriti	100	75	51	40	39	94	89	109	84
Milagres	42	40	29	30	30	39	34	32	31
Milhã	271	150	54	10	32	170	123	110	153
Missão Velha	28	29	23	24	26	29	28	27	30
Morada Nova	2476	2219	1131	858	1492	2907	3152	3011	2108
Orós	6772	6339	5810	5305	3918	3558	3508	4246	4518
Porteiras	4	4	3	2	4	7	7	7	7
Quixelô	4138	3530	2546	1742	670	276	238	1161	1163
Quixeré	119	120	124	54	53	56	57	57	48
Russas	1160	799	454	257	572	1707	1842	1776	1190

Santa Quitéria	3404	2185	1481	1468	2434	2856	3484	4174	3821
São João do Jaguaribe	126	293	74	45	257	387	381	391	318
Tabuleiro do Norte	200	103	86	90	135	784	799	827	466
Várzea Alegre	907	920	797	698	631	673	673	724	709
Total (hectare)	68895	56583	38434	28370	25319	32535	33378	41853	38091
Diferença (hectare)		-12312	-18149	-10064	-3050	7215	843	8475	-3762
Diferença (%)		-21,76	-47,22	-35,48	-12,05	22,18	2,53	20,25	-9,88
Valor (toneladas)		-5359	-9367	-4306	-625	1232	46	514	-269
Valor (R\$ milhões)		-64,39	-107,89	-48,14	-8,05	12,15	0,49	5,58	-2,75

Tabela B5. Constantes de modelos robustos de efeitos fixos no tempo de produção de camarão

Cidade	Estimador	Erro Padrão	t-valor	Significância
2014	2.241	2.093	1.071	0.287
2015	2.597	2.078	1.249	0.214
2016	3.063	2.041	1.500	0.136
2017	3.679	2.028	1.814	0.072*
2018	4.258	2.029	2.098	0.038*
2019	4.956	2.027	2.445	0.016*
2020	5.369	2.043	2.628	0.010*
2021	5.398	2.020	2.672	0.009*

Tabela B6. Constantes de modelos robustos de efeitos fixos individuais de produção de camarão

Cidade	Estimador	Erro Padrão	t-valor	Significância
Alto Santo	5.668	9.695	0.585	0.560
Aracati	3.561	13.897	0.256	0.798
Banabuiú	2.989	9.837	0.304	0.762
Fortim	-2.481	13.751	-0.180	0.857
Icó	0.410	12.105	0.034	0.973
Itaiçaba	6.986	7.853	0.890	0.376
Jaguaribara	6.240	9.166	0.681	0.497
Jaguaribe	6.365	11.253	0.566	0.573
Jaguaruana	9.622	9.879	0.974	0.332
Limoeiro do Norte	12.340	9.914	1.245	0.216
Morada Nova	7.755	10.505	0.738	0.462
Palhano	6.883	6.562	1.049	0.297
Quixeré	10.370	9.331	1.111	0.269
Russas	8.751	10.723	0.816	0.416
São João do Jaguaribe	3.982	9.010	0.442	0.659
Tabuleiro do Norte	7.176	11.026	0.651	0.517