



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DANIELE COSTA BATALHA

ESTRATÉGIAS DE BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL COM BASE NA
BIOLOGIA POPULACIONAL DE UMA ESPÉCIE-CHAVE DA ICTIOFAUNA
DA BACIA DE SANTOS, ATLÂNTICO SUDOESTE

PALOTINA

2025

DANIELE COSTA BATALHA

ESTRATÉGIAS DE BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL COM BASE NA
BIOLOGIA POPULACIONAL DE UMA ESPÉCIE-CHAVE DA ICTIOFAUNA
DA BACIA DE SANTOS, ATLÂNTICO SUDOESTE

Tese apresentada ao curso de Pós- Graduação
em Engenharia e Tecnologia Ambiental,
Universidade Federal do Paraná - Setor
Palotina, como requisito parcial à qualificação
do título de Doutor em Engenharia e
Tecnologia Ambiental,
Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Lilian Dena dos
Santos

Coorientadores: Prof. Dr. André Martins Vaz-
dos-Santos
Prof. Dr. Antônio Olinto Ávila-da-Silva

PALOTINA

2025

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

B328 Batalha, Daniele Costa
Estratégias de biomonitoramento ambiental com base na biologia populacional de uma espécie-chave da ictiofauna da bacia de Santos, Atlântico Sudoeste / Daniele Costa Batalha. – Palotina, PR, 2025.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia Ambiental.
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Lilian Dena dos Santos.
Coorientador: Prof. Dr. André Martins Vaz-dos-Santos.
Coorientador: Prof. Dr. Antônio Olinto Ávila-da-Silva.

1. Biologia populacional. 2. Monitoramento ambiental. 3. Peixe. I. Santos, Lilian Dena dos. II. Vaz-dos-Santos, André Martins. III. Ávila-da-Silva, Antônio Olinto. IV. Universidade Federal do Paraná. V. Título.

CDU 502



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA E
TECNOLOGIA AMBIENTAL - 40001016173P5

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **DANIELE COSTA BATALHA**, intitulada: **ESTRATÉGIAS DE BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL COM BASE NA BIOLOGIA POPULACIONAL DE UMA ESPÉCIE-CHAVE DA ICTIOFAUNA DA BACIA DE SANTOS, ATLÂNTICO SUDOESTE**, sob orientação da Profa. Dra. LILIAN DENA DOS SANTOS, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 26 de Fevereiro de 2025.

Assinatura Eletrônica
27/02/2025 10:25:41.0
LILIAN DENA DOS SANTOS
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
27/02/2025 13:31:58.0
LILIAN CAROLINA ROSA DA SILVA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
28/02/2025 11:49:27.0
ACACIO RIBEIRO GOMES TOMAS
Avaliador Externo (INSTITUTO DE PESCA - APTA - SEC. DE AGR. E
ABAST. - SP)

Assinatura Eletrônica
27/02/2025 13:40:06.0
ALEXANDRE LEANDRO PEREIRA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
27/02/2025 11:09:49.0
MARIELE PASUCH DE CAMARGO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Agradecimentos

“Gratidão é a memória do coração” – Antístenes. “A gratidão é a virtude das almas nobres.” – Esopo. Dessa forma deixo aqui o registro da memória do meu coração, que transborda em agradecimento a todas as pessoas e instituições que fizeram parte desta jornada de aprendizado, superação e conquistas.

À minha família, base inabalável, agradeço pelo ensinamento primeiro e direcionamento constante, pela paciência e pela força que me sustentaram nos momentos mais difíceis. Vocês me ensinaram que, com dedicação e fé, nenhum sonho é grande demais. Mãe, pai, irmãos e todos os que compartilharam comigo palavras de incentivo, sou eternamente grato.

Aos meus amigos, que muitas vezes foram meu alívio em meio à pressão acadêmica, meu muito obrigado. Vocês trouxeram leveza, risadas e a certeza de que os momentos difíceis sempre podem ser enfrentados com união e bom humor.

A minha orientadora Dra Lilian Dena dos Santos pela oportunidade e especialmente ao meu coorientador Dr. André Martins Vaz dos Santos, cujos ensinamentos foram mais que acadêmicos, mas também de vida, deixo e expresso minha infinita e minha sincera gratidão. Sua paciência, dedicação e sabedoria foram pilares fundamentais para que este trabalho pudesse ser concluído. Aos demais colaboradores, pela orientação complementar, pelas críticas construtivas e por sempre acreditarem no potencial deste trabalho, meu reconhecimento e respeito.

À instituição de ensino Universidade Federal do Paraná, Instituto de Pesca e ao Laboratório de Esclerocronologia que me acolheram, agradeço não apenas pelos recursos que me permitiram realizar esta pesquisa, mas por terem sido um ambiente de crescimento intelectual e profissional. A infraestrutura, as parcerias e o apoio de toda a equipe técnica foram indispensáveis para o desenvolvimento deste trabalho.

Finalizo com as palavras de Albert Schweitzer: “Às vezes, nosso destino não é outro senão o de iluminar o caminho para os outros com o brilho de nossa gratidão.” Que esta tese, fruto de tantas mãos e mentes, seja também uma forma de retribuir à sociedade tudo o que recebi ao longo desta caminhada.

RESUMO GERAL

Os problemas com a contaminação e degradação dos ecossistemas aquáticos têm crescido constantemente à medida que o desenvolvimento econômico toma espaços cada vez maiores. Dentro desse aspecto, biomonitoramento ambiental se faz necessário. *Micropogonias furnieri* importante recursos pesqueiro da região Sudeste e Sul do Brasil tem sofrido com a ação antrópica, refletindo a situação ambiental no decorrer de sua história de vida. Neste estudo, baseado em acompanhamento do ciclo de vida da *Micropogonias furnieri*, foi possível determinar condições ambientais e níveis de exploração antrópica. Foram analisados 519 exemplares, com comprimentos totais de 185-694 mm (média de $394,61 \pm 100,45$ mm). Estes indivíduos foram provenientes de capturas realizadas na Baía de Santos, entre agosto de 2021 a setembro de 2022. Com base na leitura de otólito, as corvinas observadas apresentaram idades anuais de 0 a 32 anos. Caracterizando-se como uma espécie de ciclo de vida longo e crescimento lento na fase adulta, que está sofrendo com o processo de sobrexploração, no entanto, apresenta grande capacidade adaptativa e alta resiliência. Para a avaliação da ingestão de material plástico, os indivíduos consumiram um total de 239 partículas plásticas que puderam ser identificadas como Poliamida, Polietileno, Poliestireno, Polimetilmetacrilato, Politereftalato de etileno, Polipropileno e Policloreto de vinila, materiais base da produção dos principais utensílios domésticos e oriundos de grandes processos industriais, o que aponta contaminação da dieta da corvina e de outros organismos por itens plásticos da indústria doméstica principalmente. Situação que aponta um grande problema de contaminação ambiental, implicando na necessidade medidas mitigatórias direcionadas ao processo de exploração pesqueira e poluição dos ecossistemas costeiros. Em relação a estratégia reprodutiva os indivíduos com capacidade de desova ocorreram principalmente durante a primavera austral e inverno, enquanto os indivíduos em regeneração ocorreram principalmente durante o final do verão e início do outono, indicando que a espécie desenvolve seu ciclo reprodutivo na região. Para as fêmeas, o tamanho estimado na primeira maturidade sexual foi $L_{50} = 297$ mm e para os machos, os parâmetros obtidos foram $L_{50} = 203$ mm. A redução do tamanho de primeira maturação ao longo do tempo pode indicar uma resposta adaptativa para a manutenção do estoque perante a exploração pesqueira e condições ambientais adversas, já o aumento pode indicar uma recuperação dos estoques perante a períodos de exploração anteriores associada a uma certa adequação ambiental com condições favoráveis suplementares. Dentro desse contexto a *Micropogonias furnieri* tem se apresentado como uma espécie resistente face a exploração pesqueira e as condições ambientais. No entanto é necessário que sejam mantidos programas de capturas e preservação ambiental mais sustentáveis de forma que o estoque Sudeste não atinja o colapso.

Palavras-chave: Peixe, monitoramento ambiental; biologia populacional; Idade e Crescimento; Poluição plástica.

ABSTRACT

The problems of contamination of aquatic ecosystems have grown more and more as economic development occupies ever larger spaces. Within this aspect, environmental monitoring is necessary. The *Micropogonias furnieri*, an important fishing resource in the Southeast and South of Brazil, has suffered from anthropic action, reflecting the environmental situation throughout its life history. In this study, based on monitoring the population biology of *Micropogonias furnieri*, it was possible to determine environmental conditions and levels of anthropic exploitation. A total of 519 specimens were analyzed, with total lengths ranging from 185 to 694 mm (mean of 394.61 ± 100.45 mm). A total of 520 individuals (245 females and 264 males) were used, with total length ranging from 196 to 690 mm for females and 215 to 690 mm for males. These individuals came from captures carried out in the Santos Basin, between August 2021 and September 2022. Based on the reading of the otolith, the observed croaker had annual ages ranging from 0 to 32 years, characterizing itself as a species with a long life cycle and slow growth in adulthood, which has been suffering from the process of overexploitation, however, it has great adaptive capacity and high resilience. As for the evaluation of the ingestion of plastic material, the individuals consumed a total of 239 plastic particles that could be identified as Polyamide, Polyethylene, Polystyrene, Polymethylmethacrylate, Polyethylene terephthalate, Polypropylene and Polyvinyl chloride, base materials for the production of the main domestic utensils and derived from large industrial processes, which points to contamination of the diet of croaker and other organisms by plastic items from the domestic industry, mainly. This situation points to a major problem of environmental contamination, implying the need for mitigating measures aimed at the process of fishing exploitation and pollution of coastal ecosystems. In terms of reproductive strategy, individuals capable of spawning were observed mainly during the austral spring and winter, while regenerating individuals were observed predominantly in late summer and early fall, indicating that the species develops its reproductive cycle in the region. For females, the estimated size at first sexual maturity was $L_{50} = 297$ mm, and for males, the parameters obtained were $L_{50} = 203$ mm. A reduction in size at first maturity over time may indicate an adaptive response to maintain the stock in the face of fishing pressure and adverse environmental conditions, while an increase may suggest the recovery of the stock after periods of exploitation, associated with additional favorable environmental conditions. In this context, *Micropogonias furnieri* has demonstrated resilience to fishing pressure and environmental conditions. However, it is essential to implement more sustainable fishing programs and environmental preservation to ensure that the Southeast stock does not collapse.

Keywords: Fish, Environmental monitoring; population biology; Age and Growth; Plastic pollution.

LISTA DE FIGURAS

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Figura 1 – Áreas pesqueiras da frota de arrasto de fundo onde foram coletadas amostras biológicas de *Micropogonias furnieri* entre 2021 e 2022 referente a Baía de Santos.....21

CAPÍTULO 01 - IDADE E CRESCIMENTO DA CORVINA, *Micropogonias furnieri*, NA BACIA DE SANTOS

Figura 1 – Corte transversal da sagitta esquerda de um exemplar de *Micropogonias furnieri* com a representação do núcleo, raio do otólito e definições das bandas translúcidas e opacas para a determinação dos anéis de crescimento..... 38

Figura 2 - Curvas dos modelos de crescimento de von Bertalanffy baseadas no comprimento-por-idade recalculado para *Micropogonias furnieri* amostrados na Baía de Santos) de setembro de 2021 a agosto de 2022.....43

CAPÍTULO 02 - CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO TRATO DIGESTÓRIO DE *Micropogonias furnieri*, PEIXE COMERCIAL CAPTURADO EM AMBIENTE COSTEIRO NATURAL.

Figura 1 - Frequência de ocorrência de repleção empírica e índices percentuais de repleção para conteúdos estomacais de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos..... 62

Figura 2 - Frequência de ocorrência de itens de detritos plásticos no conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos, categorizados por tamanho das partículas (A), forma e cor (B) e tipo de polímero (C)..... 64

Figura 3 - Gráficos de dispersão mostrando o número de itens de detritos plásticos recuperados do conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos, em relação a: A) o comprimento total dos indivíduos amostrados, B) o peso corporal total, C) o peso do estômago e D) o percentual de repleção (rs: correlação de Spearman, P: valor de probabilidade).....65

Figura 4 - Resultados da identificação de polímeros plásticos por Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier por Reflexão Total Atenuada (ATR-FTIR) recuperados do conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos..... 66

CAPÍTULO 03 – ESTRATÉGIA REPRODUTIVA DA CORVINA, *Micropogonias furnieri*
ESTOQUE SUDESTE DO BRASIL.

Figura 1 - Proporção sexual para a população de <i>Micropogonias furnieri</i> capturadas na Bacia de Santos.....	90
Figura 2 - Observação macroscópica (1) e microscópica (2) de testículo de <i>Micropogonias furnieri</i> em fase: (A.1 e A.2) testículo imaturo, (B.1 e B.2) testículo em maturação, (C.1 e C.2) testículo maduro, (D.1 e D.2) testículo esgotado, (E.1 e E.2) recuperação.....	92
Figura 3 - Observação macroscópica (1) e microscópica (2) de testículo de <i>Micropogonias furnieri</i> em fase: (A.1 e A.2) testículo imaturo, (B.1 e B.2) testículo em maturação, (C.1 e C.2) testículo maduro, (D.1 e D.2) testículo esgotado, (E.1 e E.2) recuperação.....	93
Figura 6 - Variação mensal na proporção das fases de maturação de machos (A – colunas) e fêmeas (B – colunas) de <i>Micropogonias furnieri</i> para a Bacia de Santos.....	95
Figura 7 – Comprimentos estimados de maturação sexual L50 da <i>Micropogonias furnieri</i> no período de setembro/2021 a agosto/2022.....	96
Figura 8 - Dano celular: deslocamento ou retração citoplasmática ovocitária - encontrado em exemplares de <i>Micropogonias furnieri</i> coletados na Bacia de Santos.....	98

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 01 - IDADE E CRESCIMENTO DA CORVINA, *Micropogonias furnieri*, NA BACIA DE SANTOS

Tabela 1 - Chave idade-comprimento baseada na análise de otólitos de *Micropogonias furnieri* amostrados na Baía de Santos de setembro de 2021 a agosto de 2022. n = número de indivíduos amostrados.....40

Tabela 2 - Médias dos comprimentos totais recalculados (mm) por idade e incrementos calculados utilizando o modelo de recálculo Modificado de Fry para *Micropogonias furnieri* amostrados na Baía de Santos de setembro de 2021 a agosto de 2022. N = número de indivíduos.....42

CAPÍTULO 02 - CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO TRATO DIGESTÓRIO DE *Micropogonias furnieri*, PEIXE COMERCIAL CAPTURADO EM AMBIENTE COSTEIRO NATURAL

Tabela 1 - Frequência de ocorrência (%O), frequência numérica (%N) e frequência gravimétrica (%P) das categorias de alimentos consumidos por *Micropogonias furnieri*, na Baía de Santos (N = 501).....63

Tabela 2 - *Micropogonias furnieri*: polímeros de detritos plásticos identificados no conteúdo estomacal por tipo, índice de perigo do polímero (PHI), indicadores de perigo e risco.....67

CAPÍTULO 03 – ESTRATÉGIA REPRODUTIVA DA CORVINA, *Micropogonias furnieri*, ESTOQUE SUDESTE DO BRASIL.

Tabela 1 - Escala de maturidade gonadal para machos de *Micropogonias furnieri*.....94

Tabela 2 - Escala de maturidade gonadal para machos de *Micropogonias furnieri*.....95

Tabela 3 - Descrição das épocas de reprodução de *Micropogonias furnieri* nas últimas décadas ao longo de sua área de ocorrência.....100

Tabela 4 – Levantamento dos valores de L50 para *Micropogonias furnieri* nas últimas décadas na área de ocorrência.....101

SUMÁRIO

Agradecimentos	5
RESUMO GERAL	6
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1. JUSTIFICATIVA	15
1.1.1. Biomonitoramento Ambiental	15
1.1.2. Metodologias aplicadas ao monitoramento ambiental	16
1.2. OBJETIVOS	20
1.2.1. Objetivo geral	20
1.2.2. Objetivos específicos	20
1.3. CONSIDERAÇÕES INICIAIS	20
1.3.1. Área de estudo	20
1.3.2. Espécie chave	21
1.3.3. Coleta e amostragem do material biológico	23
REFERÊNCIAS	23
2. IDADE E CRESCIMENTO DA CORVINA, <i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i>, NA BACIA DE SANTOS	35
RESUMO	35
2.1. INTRODUÇÃO	36
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS	37
2.3. RESULTADOS	39
2.4. DISCUSSÃO	44
2.5. CONCLUSÃO	49
REFERÊNCIAS	50
3. CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO TRATO DIGESTÓRIO DE <i>MICROPOGONIAS FURNIERI</i> NA BACIA DE SANTOS	56
RESUMO	56
3.1. INTRODUÇÃO	57
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	59
3.3. RESULTADOS	61
3.3.1. Amostra e conteúdo estomacal	61
3.3.2. Detritos Plásticos na dieta	63
3.3.3. Polímeros na dieta	64

3.4.	DISCUSSÃO	67
3.5.	CONCLUSÃO	73
	REFERÊNCIA.....	73
4.	ASPECTOS REPRODUTIVOS DA CORVINA, MICROPOGONIAS FURNIEIRI ESTOQUE SUDESTE DO BRASIL.....	86
	RESUMO	86
4.1.	INTRODUÇÃO	87
4.2.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	88
4.3.	RESULTADOS	89
4.4.	DISCUSSÃO	97
4.5.	CONCLUSÃO	103
	REFERÊNCIAS	103

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos estão sendo cada vez mais afetados por uma grande quantidade de intervenções humanas, que geram modificações ambientais de alto risco ecológico (Foley, 2017). As águas continentais e marinhas são expostas frequentemente a diversos tipos de estressores físicos, químicos e biológicos (Saleh e Mohamed-Assem, 2022). A demanda pela utilização dos recursos dos ecossistemas aquáticos é crescente, e com ela, aumenta sua deterioração, em função de atividades econômicas e uso inadequado do ambiente que já é um grande problema global com consequências negativas diretas para a sua biodiversidade (La Colla et al., 2021).

Nos anos recentes, tem sido de interesse econômico, político, social e ambiental identificar como uso inadequado e atividades exploratórias podem afetar a biota e os ecossistemas terrestres e aquáticos, para dessa forma evitar/mitigar os efeitos negativos nos diferentes níveis populacionais desses ambientes (Przeslawski, 2018). A pressão sobre os ecossistemas aquáticos, que fornecem uma grande quantidade de bens e serviços vitais para a sociedade, tem sido intensificada através dos fenômenos globais, como a sobrepesca, o processo de urbanização e a consequente geração de resíduos poluentes (efluentes urbanos e agrícolas, domésticos e industriais, plásticos entre outros), que são lançados diretamente em corpos de água. Esses fatores têm afetado diretamente o desenvolvimento biológico de várias espécies, provocando o esgotamento das populações naturais (Barreto et al., 2020), comprometendo o desenvolvimento ecossistêmico e a própria saúde da população humana (Costa e Barletta, 2016; Truchet et al., 2021).

Neste cenário, as alterações na dinâmica ecológica natural das populações biológicas são questões que demandam atenção (Colla et al., 2021). A manutenção da integridade biológica está ameaçada (Guimarães, Silva e Malafaia, 2021) e, ao mesmo tempo, alterações ambientais sempre ocorreram e continuarão a ocorrer (Johnson et al., 2017). Desta forma, sua intensidade e gravidade devem ser constantemente avaliadas, com programas de gestão e monitoramento dos recursos naturais, instrumentos objetivos de avaliação e obtenção de padrões de referência, dimensionando a magnitude dos impactos ambientais e as medidas de mitigação e prevenção para a recuperação e preservação do ecossistema (Li et al., 2021; Sharma et al., 2021).

Para o manejo e conservação dos ambientes aquáticos, a obtenção de informações deve ser constante, atualizada e integrada ao desenvolvimento gradativo das comunidades humanas (Hughes e Noss, 1992; Steffen et al., 2015), com elevada influência sobre equilíbrio dos ecossistemas (Montenegro, García e Lear, 2020). Efeitos diretos e indiretos na ictiofauna podem indicar degradação ambiental (Steffen et al., 2015). Alterações nos padrões biológicos (crescimento, reprodução, hábito alimentar) usualmente refletem alterações da estrutura biológica, física e química do ambiente (Wolfe, 1992). Além disso, diagnósticos sobre atividades antrópicas em ambientes aquáticos a partir de peixes pode ser feito com base em alterações histológicas de tecidos (e.g. gônadas), da constituição e padrão de desenvolvimento dos otólitos (Azevedo et al., 2013; Saleh e Mohamed-Assem, 2022) e da presença de itens estranhos na dieta alimentar (Guimarães et al., 2021).

Abordagens histopatológicas têm conseguido com eficácia fornecer informações necessárias sobre possíveis estressores ambientais que acometem todo ciclo de vida de inúmeras espécies de peixe, gerando respostas sobre efeitos danosos na fisiologia dos organismos, refletindo uma ideia da real situação ambiental, da interação entre os contaminantes e organismos e dos impactos das alterações na comunidade biológica (Azevedo et al., 2011; Galvão et al., 2021; Al-Howiti et al., 2020). Os otólitos estruturas calcificadas presentes na capsula auditiva dos peixes, são utilizados de forma eficiente para a identificar, alterações na estrutura populacional e modificações no desempenho em crescimento (Vandenbussche et al., 2018).

Níveis de poluição têm sido identificados através do acompanhamento da ingestão de materiais plásticos pelos organismos aquáticos, cuja utilização aumenta anualmente (Plastics Europe, 2021), e consiste em um problema para toda a cadeia ecossistêmica (Ferreira et al., 2020). A observação da dieta alimentar de peixes, no intuito de identificação e qualificação de materiais inorgânicos, mostra resultados concretos e diretos sobre o estado da poluição ambiental e a total interação da ação antrópica com as atividades ecológicas básicas da dinâmica populacional aquática (Reboa et al., 2022).

Desta forma, padrões biológicos de peixes são um referencial e podem apresentar alterações em função de condições ambientais. Considerou-se, para o presente estudo, que: (i) ambientes aquáticos estão sob influência humana,

usualmente sofrendo impactos negativos; (ii) a preservação de ambientes aquáticos e de seus serviços ecossistêmicos é fundamental para a sustentabilidade; (iii) medidas de uso e conservação desses ambientes dependem de monitoramento, com informações atualizadas.

1.1. JUSTIFICATIVA

1.1.1. Biomonitoramento Ambiental

Com o crescente aumento das atividades antrópicas, os ambientes aquáticos têm sofrido processos negativos de alteração da sua estrutura natural (Kachur et al., 2019). A busca do desenvolvimento econômico acelerado e sem planejamento é um dos principais gatilhos para a degradação e deterioração dos ambientes aquáticos (Gómez e Vethaak, 2019). Entender como as mudanças nos ambientes marinhos vem se desenvolvendo, com possibilidade de avaliação do processo de intensificação da atividade humana que impactam a dinâmica dos recursos naturais, pode garantir a identificação de futuras ameaças ambientais e a antecipação de soluções ou mitigações (Mirim et al., 2021).

Nessa perspectiva é que a necessidade de monitorar os ecossistemas aquáticos vem crescendo constantemente (Oron et al., 2021). Atualmente, em âmbito global, não existe um ecossistema que não tenha sofrido algum tipo de alteração direta ou indireta devido à ação antrópica, ou esteja sofrendo com problemas de exaustão dos recursos naturais biológicos (Albert et al., 2020). A exploração dos recursos pesqueiros, processos de contaminação/degradação e perda de habitat, intensificam a escassez da biodiversidade global em vários ecossistemas e biomas aquáticos, acelerando processos negativos que em escala natural poderiam ocorrer em décadas ou séculos (Okoye et al., 2021; Utz, et al., 2010). A rapidez com que o crescimento econômico mal planejado vem ocorrendo, principalmente em países emergentes e em desenvolvimento, tem propiciado declínio irreversível na diversidade biológica, causando desequilíbrio ecossistêmicos em âmbito global (Pragnya, 2020).

Investir em gestão de qualidade dos recursos e de todos os bens e serviços que eles têm a oferecer, detectando as possíveis causas de redução e interferência do equilíbrio dos ambientes aquáticos, é um dos pontos fundamentais do processo de conservação e manutenção da integridade

ecossistêmica, do desenvolvimento econômico-social sustentável e da implementação de ações corretivas ambientais (Howari, Al-Taani e Nazzal, 2020). Essas ações visam neutralizar ou retardar os efeitos da degradação dos ambientes marinhos e de sua comunidade biológica associada (Freitas et al., 2011). O monitoramento ambiental e os estudos ecológicos são ferramentas de observação e avaliação da situação da biodiversidade, analisando e mensurando os impactos provocados por diversos estressores ambientais (Pezeslawski et al., 2018; Codini, et al. 2022). Monitorar biologicamente um ecossistema aquático se baseia principalmente na observação das alterações estruturais e na modificação de padrões biológicos das espécies em resposta aos impactos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no ambiente aquático (Latorre et al., 2007).

Programas de monitoramento vêm sendo utilizados como instrumentos para a detecção de problemas ambientais provocados pelos estressores físicos, químicos e biológicos, conseguindo expressar a situação do ecossistema, prevendo os impactos gerados pelas ações antrópicas (Kachur et al., 2019) e gerando informações para determinar medidas e ações eficazes de acordo com cada caso avaliado (Bitar e Ortega, 1998).

O Brasil, país com a maior diversidade de peixes do mundo, apresenta quantidade representativa de espécies já listadas como ameaçadas ou em perigo de extinção devido a sobrepesca e a própria degradação dos ecossistemas aquáticos e da poluição da água (Buckup et al., 2007; ICMbio/MMA, 2018). Ainda assim, existem poucos estudos de monitoramento e ensaios desenvolvidos no país, e o número de espécies nativas que tiveram seu ciclo de desenvolvimento avaliado perante as perturbações provocadas no meio é limitado (Barreto et al., 2020).

Este cenário revela a importância da implantação e desenvolvimento de estudos de biomonitoramento em regiões marinhas do Brasil, no intuito de reverter a situação degradante já instalada nos diversos ecossistemas aquáticos do país.

1.1.2. Metodologias aplicadas ao monitoramento ambiental

Métodos biológicos são frequentemente utilizados para acompanhamento da composição e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Sun et al., 2020). A intensidade com que os impactos atuam sobre o equilíbrio do ambiente e a saúde

dos organismos são determinadas por meio da utilização de indicadores ambientais, que podem ser medidas físicas, químicas e biológicas que representem como é a situação de um ambiente impactado (Whitfield e Eliot, 2002). Indicadores ambientais nos mais diferentes níveis de organização fornecem informações essenciais para a avaliação dos riscos ecológicos (Baptista et al., 2003), de maneira que os bioindicadores e biomarcadores conseguem atuar como ferramentas eficazes para a determinação da condição dos ambientes aquáticos (Martinho et al., 2016).

Métodos químicos e físicos, frequentemente utilizados para avaliação da qualidade da água, possibilitam informações imediatas, limitadas às respostas referentes a condição ambiental no momento da coleta dos dados (Lobo et al., 2002). Os bioindicadores biológicos, têm a capacidade de revelar, através de alterações na morfologia e fisiologia de seus organismos, a presença de agentes poluentes externos (Borges, 2015). Os primeiros indícios de contaminação ambiental podem ser facilmente observados, assim como efeitos prolongados de contaminação, através da análise do comportamento dos bioindicadores biológicos no ambiente, representando medidas rápidas e mais sensíveis para a avaliação da contaminação do ecossistema (Viana et al., 2013).

Para ser determinado como um bioindicador biológico, a sobrevivência do organismo deve ser garantida em um ambiente equilibrado, assim como apresentar alguma resistência a interferências negativas a que está ou será exposto, além também de serem abundantes no ambiente e conseguirem se adaptar em ensaios laboratoriais (Lins et al., 2010). A ictiofauna vem sendo utilizada como indicadores biológicos em programas de monitoramento ambiental para avaliar a qualidade biótica dos ecossistemas (Karr, 1981). Este autor recomenda a utilização da ictiofauna para programas de biomonitoramento pois muitas espécies têm sua biologia estudada, são fáceis de identificar, podem ser incluídos em diferentes níveis tróficos, serem encontrados em ambientes estáveis e degradados e, além disso, apresentam distribuição geográfica cosmopolita e ciclo de vida longo.

A utilização de peixes como bioindicadores para estudos dos impactos ambientais se baseia em métodos de identificação dos efeitos tóxicos de poluentes que entram em contato com as estruturas, órgãos e tecidos dos indivíduos (Lins et al., 2010). Otólitos, estômagos e gônadas são potenciais alvos

de estudos para a identificação de alterações em função de condições ambientais adversas.

Os otólitos são estruturas auditivas que controlam o balanço hidrostático e são responsáveis pelo equilíbrio e audição de peixes teleósteos, localizados dentro da capsula auditiva, divididos em três pares, *sagitta*, *asteriscus* e *lapillus* (Panfili et al., 2002). São formados pela adição de camadas sequenciais de carbonato de cálcio (CaCO₃) e matéria orgânica, que se cristaliza em aragonita, uma proteína fibrosa e outros elemento químicos, que são depositados durante toda a vida dos peixes (Ré, 1994). Grande parte dos nutrientes inorgânicos depositados nos otólitos são derivados da água do ambiente em que estão inseridos (Campana e Neilson, 1985).

Fatores ambientais, poluição, contaminação e modificação dos parâmetros físico-químicos da água podem interferir na biologia da espécie e alterar a formação de anéis de crescimento e/ou induzir a formação de otólitos anormais (Campana, 1990; 1999), sendo um meio indireto de avaliação das relações entre o organismo e o meio ambiente (Yedier e Bostanci, 2020). Com isso, a utilização de otólitos para a verificação de alterações no ambiente apresenta resultados potenciais (Labonne et al., 2008; Selleslagh et al., 2016). Além disso, os elementos que são depositados em sua superfície não são reabsorvidos e ficam registrados durante todo o ciclo de vida do peixe (Fabr e, 2003). Dessa forma, essa estrutura tem sido bastante utilizada em biomonitoramentos ambientais (Selleslagh et al., 2016; Androis et al., 2017; Keller et al., 2018; Abduslamad et al., 2020; Vrdoljak et al., 2020).

Em termos de dieta dos peixes, a ocorrência de plásticos tem sido documentada em várias espécies (Pereira et al., 2020; Kühn et al., 2020; Kozak et al., 2021; D'Costa, 2022; Huang et al., 2023; Matluba et al., 2023; Curl et al., 2024). Seu uso irracional, longa dura o e altíssima resistência a degrada o ambiental tem prejudicado o funcionamento dos ecossistemas quando descartados de forma inadequada (Sbran et al., 2020; Yan et al., 2020). Mesmo assim, sua produ o vem aumentando em todo globo, aliada aos avanços e benefícios para a sociedade humana (Li et al. 2022). Atualmente são produzidos quase 368 milhões de toneladas de plástico por ano (Borrelle et al. 2020; Plastic Europe, 2021).

Pesquisas recentes estimaram que cerca de 30% do lixo plástico teria

como disposição final os oceanos, chegando a partir de corpos de água continentais, por meio do descarte de insumos ribeirinhos, domésticos e industriais, e pela baixa reciclagem e falta de programas de gerenciamento de resíduos (Mason et al., 2022; Yin et al., 2022). Em 192 países costeiros, a indústria do plástico produziu 27 milhões de toneladas só no ano de 2010, dos quais cerca de 12,7 milhões de toneladas foram descartados nos oceanos (Azevedo-Santos et al., 2019).

Os produtos plásticos são degradados progressivamente em microplásticos (< 5 mm de diâmetro) e em nanoplásticos (< 100 nm), uma ameaça prejudicial para os ambientes aquáticos (Ma et al., 2022). Já são milhares de toneladas de microplásticos flutuando em águas oceânicas e se depositando no fundo dos mares e em regiões costeiras (Gove et al., 2019; Weiss et al., 2021). A indústria plástica utiliza aditivos e compostos químicos para melhorar as propriedades mecânicas, químicas e físicas desse material, como plastificantes, retardantes de chama, filtros ultravioleta, corantes, ftalatos e agentes expansores (Cormier et al., 2022; Hahladakis et al., 2018). Esses compostos, no entanto, podem ser tóxicos para a fauna aquáticos e as micropartículas podem provocar distúrbios na fisiologia desses organismos (Andrade et al., 2021; Bunge et al., 2022), interferindo a absorção de nutrientes, modificando o desenvolvimento e crescimento e a própria aptidão física dos indivíduos (Sbrana et al., 2020). Diversos estudos têm focado a identificação e observação da ingestão de microplásticos pela biota aquática, avaliando a poluição e degradação dos ambientes aquáticos e possíveis interferências na ecologia e biologia da fauna e possíveis efeitos danosos a saúde humana (Bray et al., 2019; Markic et al., 2019).

No caso das gônadas (assim como brânquias, fígado e rins) sua avaliação pode revelar respostas diretas a alterações físico-químicas da água e compostos tóxicos, do ambiente ao qual o organismo está exposto (Miron et al., 2008). É um método satisfatório de biomonitoramento, sensível para a identificação de efeitos tóxicos de compostos químicos nos órgãos alvo (Schwainger et al., 1997; Badmasi et al., 2019). Diretamente relacionadas à reprodução das populações naturais de peixes, podem sofrer alterações que modifiquem as estratégias reprodutivas e causem declínios populacionais, seja por exploração excessiva e/ou alterações ambientais (Louiz et al., 2009; Viganò et al., 2010; Truchet et al., 2024). Por isso, para garantir a conservação das populações, é necessário

compreender os processos biológicos, incluindo a reprodução (Rodríguez-Jaramillo et al., 2023). Logo, a descrição de estratégias reprodutivas permite avaliar o bem-estar das populações no ambiente aquático e dão suporte à gestão pesqueira e ambiental.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo geral

Avaliar a biologia populacional de uma espécie-chave da Bacia de Santos, analisando seus padrões e eventuais alterações em estruturas, órgãos e tecidos, como indicadores de contaminação aquática.

1.2.2. Objetivos específicos

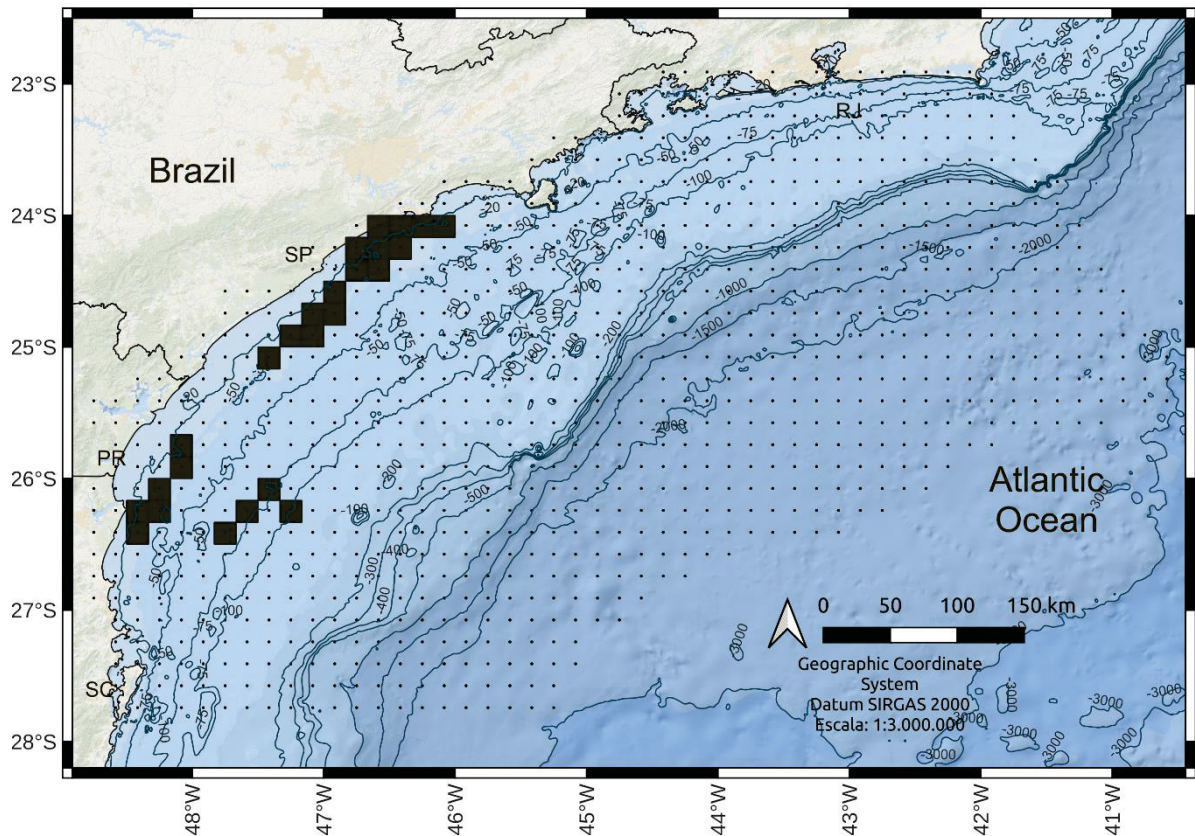
- Verificar o padrão de formação de anéis nos otólitos e estimar a idade e o crescimento, verificando possíveis alterações nessas estruturas;
- Avaliar os hábitos alimentares e indicadores de consumo/incorporação de elementos estranhos à dieta alimentar, destacando os microplásticos;
- Avaliar as gônadas e estimar o tamanho de primeira maturação e a época de desova, verificando possíveis alterações na estratégia reprodutiva.

1.3. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.3.1. Área de estudo

O Brasil dispõe de uma longa e extensa zona costeira que comporta uma grande biodiversidade de grande valor ambiental. São diferentes ecossistemas terrestres e aquáticos com alta riqueza biótica (Azevedo et al. 2013). Com o crescimento populacional, as áreas costeiras sofreram severas modificações, com intensa degradação da paisagem natural (Cunha e Oliveira, 2015), como no caso da Bacia de Santos (Figura 1). Essa região apresenta intenso processo de industrialização, desenvolvimento econômico, portos e polos petroquímicos, onde as questões ambientais têm apresentado destaque por causa dos impactos negativos nos ecossistemas costeiros (Azevedo et al. 2013; Azevedo et al. 2009).

Figura 1 - Áreas pesqueiras da frota de arrasto de fundo onde foram coletadas amostras biológicas de *Micropogonias furnieri* entre 2021 e 2022 referente a Bacia de Santos.



Fonte: O autor (2025)

As principais fontes de poluição da Baía de Santos são de origem industrial, portuária e de origem doméstica, com exposição constante dos ecossistemas aquáticos a descargas de efluentes domésticos e industriais, que comprometem o saneamento básico, a balneabilidade e a própria ecologia do local (CETESB, 2001; Medeiros e Bicego, 2004; Hortellani et al., 2008).

1.3.2. Espécie chave

A corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), é uma espécie demersal-pelágica, euritérmica e eurialina, sendo uma das mais importantes da pesca atlântica da América do Sul (Haimovici, 1998) e um dos mais importantes recursos pesqueiros da região Sudeste e Sul do Brasil (Andrade-Tubino, 2018). Possui ampla distribuição geográfica, desde o México até a Argentina (Avigliano et al., 2021). No Brasil, tem ocorrência em toda costa, no entanto as maiores abundâncias são registradas nos estoques Sudeste (23° S- 29° S) e Sul (29°-33° S) (Mulato et al., 2015; Vilasboa et al., 2015).

O estoque Sudeste de *M. furnieri* é um dos principais alvos da atividade

pesqueira artesanal e industrial demersal dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, apresentando a mesma importância ecológica e econômica até a Bahia Blanca na Argentina (Haimovici et al., 2016). No Brasil, as capturas são registradas desde o final da década de 1940, com intensificação nos anos de 1970 (Yesaki e Bager, 1975). Com o aumento do esforço de pesca, os desembarques anuais na Argentina, Uruguai e Brasil já atingiram mais 100.000 toneladas nos últimos anos (FAO, 2018).

É um estoque altamente resiliente, que vem se mantendo mesmo com décadas de intensa exploração pesqueira. Mesmo com o intenso esforço de pesca, características da espécie como alta fecundidade, desovas parceladas (múltiplas), maturação sexual antecipada e adaptação e evolução à seletividade dos esforços de pesca atuaram como estabilizador das taxas de crescimento e dos períodos reprodutivos, além de proporcionar a manutenção do estoque nos ambientes naturais (Haimovici et al., 2021). Apesar disso, é considerada sobreexplorada desde a década de 1980, sofrendo constantes pressões dada a atividade pesqueira e a degradação ambiental, que interferem diretamente nos processos ecológicos dessa espécie.

Quanto à biologia, *M. furnieri* utiliza diferentes ambientes costeiros para alimentação, crescimento e reprodução ao longo do seu ciclo de vida, sendo capaz de sobreviver em estuários, baías, lagoas costeiras e plataforma continental, através de um sistema osmorregulatório eficiente (Franco et al., 2019). Apresenta ciclo de vida longo, podendo alcançar os 38 anos (Schwingel e Castello, 1990), com desova sazonal em regiões costeiras e estuarinas (Acha et al., 2018). Em sua fase pelágica até juvenil são encontrados em estuários e lagoas costeiras, na qual utilizam esses ambientes para a alimentação, crescimento e desenvolvimento (Costa et al., 2014; Pacheco et al., 2015), na sua fase adulta migra para a plataforma continental onde realiza sua reprodução (Schwingel e Castello, 1990).

Devido sua importância econômica e ecológica para o ambiente costeiro brasileiro, os processos biológicos e a dinâmica populacional da *M. furnieri* estão sendo estudados desde os anos de 1970 (Haimovici et al., 2021). Neste estudo, *M. furnieri* será utilizada como sentinela ambiental, para avaliar a Bacia de Santos, com o intuito de fornecer informações sobre a qualidade ambiental, compreendendo o que as variações no processo exploratório e as concentrações

de poluentes podem modificar a biologia, ecologia e dinâmica das espécies costeiras.

1.3.3. Coleta e amostragem do material biológico

No âmbito do Projeto Santos – Caracterização Ambiental da Bacia de Santos, coordenado pelo CENPES/ PETROBRAS, foram realizadas amostragens mensais de corvina nas descargas de Santos e Guarujá (SP) entre agosto de 2021 e setembro de 2022.

O processamento do material biológico foi realizado no laboratório do Instituto de Pesca, na qual foram conferidas as características morfológicas dos exemplares obtidos dos desembarques. De cada exemplar foram obtidos o comprimento total (Ct, mm), medido da ponta do focinho até à extremidade mais longa da nadadeira caudal com ictiômetro de precisão de 1 mm e o peso total (Pt, g), com balança de precisão de 0,1 gramas. Foram extraídos dos indivíduos amostrados, os otólitos sagitta a partir de uma incisão inferior na cápsula auditiva (Secor et al., 1992), para posterior processamento e análise de anéis, idade e crescimento com verificação de alterações morfológicas em sua estrutura. Foram isolados também as gônadas para a verificação da maturação e alterações morfológicas teciduais e sua influência nos aspectos reprodutivos e o trato digestório para análises de dieta, enfocando a presença de material plástico.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, Antonia Cecília Zacagnini; MIGOTTO, Alvaro Esteves; TURRA, Alexander; SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. (2010) **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 219-264, mar. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032010000100022>.
- ABDULSAMAD, Saad M.s.; JAWAD, Laith A.; AL-NUSEAR, Azal N.B.; WARYANI, Baradi; RUTKAYOVÁ, Jitka. (2020). Asymmetry in the otolith length and width of three sparid fish species collected from Iraqi waters. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 156, p. 111177, jul. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111177>.
- ANDRADE, H., GLÜGE, J., HERZKE, D., Ashta, N. M., NAYAGAR, S. M., & SCHERINGER, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. **Environmental Sciences Europe**, 33(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>.
- ANDRADE-TUBINO, Magda Fernandes de; FIORE-CORREIA, Luiza Balster; VIANNA, Marcelo. (2022). Morphometrics and length structure of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Perciformes, Sciaenidae) in Guanabara Bay, State of Rio de Janeiro, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, [S.I.], v. 35, n. 2, p. 239 -

246, nov. 2018. ISSN 1678-2305.

ALI, Hazrat; KHAN, Ezzat. (2019). "Bioaccumulation of Cr, Ni, Cd and Pb in the Economically Important Freshwater Fish *Schizothorax plagiostomus* from Three Rivers of Malakand Division, Pakistan: Risk Assessment for Human Health." **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 102, no. 1, pp. 77–83. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2500-8>.

ANATONE, Kayla; BAUMANN, Zofia; MASON, Robert P.; HANSEN, Gunnar; CHERNOFF, Barry. (2020). Century-old mercury pollution: evaluating the impacts on local fish from the eastern united states. **Chemosphere**, [S.L.], v. 259, p. 127484, nov.. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127484>.

ARIZO, JAN; SHAH Tasaduq Hussain; NISSA, Nigthat Un. (2022). "Impact of Aquatic Pollution on Fish Fauna." **Bacterial Fish Diseases**, Elsevier, pp. 103–12. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85624-9.00011-7>.

AVIGLIANO, Esteban; ALVES, Nadia M.; RICO, M. Rita; RUARTE, Claudio O.; D'ATRI, Luciana; MÉNDEZ, Ana; PISONERO, Jorge; VOLPEDO, Alejandra V.; BORSTELMANN, Claudia. (2021). Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. **Fisheries Research**, [S.L.], v. 240, p. 105953, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.105953>.

AZEVEDO, J. S., FERNANDEZ, W. S., FARIAS, L. A., FÁVARO, D. T. I., & Braga, E. S. (2009). Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. **Ecotoxicology**, 18(5), 577–586. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0315-4>

AZEVEDO, J. S., BRAGA, E. S., FAVARO, D. T., PERRETTI, A. R., Rezende, C. E., & Souza, C. M. M. (2011). Total mercury in sediments and in Brazilian Ariidae catfish from two estuaries under different anthropogenic influence. **Marine Pollution Bulletin**, 62(12), 2724–2731. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.015>.

AZEVEDO-SANTOS, VM; GONÇALVES, GRL; PS MANOEL, MC; ANDRADE, FP LIMA, FM. (2019). Pelicice Ingestão de plástico por peixes: uma avaliação global Ambiente. **Poluir**. 255, Artigo 112.994

AZEVEDO, J. S.; BRAGA, E.S.; SILVA DE ASSIS, H.C; OLIVEIRA DE RIBEIRO, C.A. (2013). "Biochemical Changes in the Liver and Gill of *Cathorops Spixii* Collected Seasonally in Two Brazilian Estuaries under Varying Influences of Anthropogenic Activities." **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 96, Oct. pp. 220–30. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.021>.

AL-HOWITI, Salem Norah; OTHEMEN, Zouhour Bem; OTHMANE, Abedelwaheb Bem; CHAFFAI, Amel Hamza. (2020). "Use of *Tridacna Maxima*, a Bivalve in the Biomonitoring of the Saudi Arabian Red Sea Coast." **Marine Pollution Bulletin**, vol. 150, Jan, p. 110766. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110766>.

BADAMASI, Inuwa; ODONG, Robinson; MASEMBE, Charles. (2019). Implications of increasing pollution levels on commercially important fishes in Lake Victoria. **Journal Of Great Lakes Research**, [S.L.], v. 45, n. 6, p. 1274-1289. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.09.024>.

BARRETO, Luiza Santos; SOUZA, Angie Thaisa da Costa; MARTINS, César C.; ARAUJO, Sabrina Borges Lino; RIBEIRO, Ciro Alberto de Oliveira. (2020). Urban effluents affect the early development stages of Brazilian fish species with implications for their population dynamics. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 188, p. 109907. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109907>.

BORRELLE, S.B.; RINGMA, J.; Law, K.L.; Monnahan, C.C.; Lebreton, L.; McGivern, A.; Murphy, V; Jambeck, J.; Leonard, G.H.; Hilleary, M.A.; Eriksen, V; Possingham, V; De Frond, V; Gerber, V; Polidoro, B.; TAHIR, A.; Bernard, M.; Mallos, N.; Barnes, M.; Rochman, V. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. **Science**, 369 pp. 1515-1518

BRAY, L., DIGKA, N., TSANGARIS, C., CAMEDDA, A., GAMBAIANI, D., de Lucia, G. A., MATIDDI, M., MIAUD, C., PALAZZO, L., PÉREZ-DEL-OLMO, A., RAGA, J. A., SILVESTRI, C., & KABERI, H. (2019). Determining suitable fish to monitor plastic ingestion trends in the Mediterranean Sea. **Environmental Pollution**, 247, 1071–1077. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.100>

BUNGE, A., LUGERT, V., MCCLURE, M., KAMMANN, U., HANEL, R., & SCHARSACK, J. P. (2022). Less impact than suspected: Dietary exposure of three-spined sticklebacks to microplastic fibers does not affect their body condition and immune parameters. **Science of the Total Environment**, 819, 153077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153077>

BUCKLER, D. F. T.; TILLITT, D. E. (1996). Problems of aquatic toxicology and water quality management. In: SCHOETGER, R. A (Ed.) Proceedings of USA-Russia Symposium. Ecosystem Research Division. Atenas: Usepa. M.F. Costa, M. Barletta. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. **J. Fish. Biol.**, 89 (1) (2016), pp. 4-11.

CAMPANA S.E., NEILSON J.D. (1985). Microestrutura de otólitos de peixes posso. **J. Fish. Aquat. Sci.**, 42, pp. 1014 – 1032 FOLEY, J., 2017. Living by the lessons of the planet. *Science*, 356, 251-252.

CAMPANA S.E. (2001). Exatidão, precisão e controle de qualidade na determinação da idade, incluindo uma revisão do uso e abuso de métodos de validação de idade. **J. Fish Biol.**, 59, pp. 197 - 242 , 10,1111 / j.1095-8649.2001.tb00127.x.

CÁRMEN RODRÍGUEZ-JARAMILLO, VALENZUELA-QUIÑONEZ, F., BALART, E. F., PALACIOS, E., LÍA CELINA MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, ROMÁN-RODRÍGUEZ, M. J., & JUAN ANTONIO DE-ANDA-MONTAÑEZ. (2023). Reproductive biology of the totoaba (*Totoaba macdonaldi*), an endangered species in the Gulf of California. **Animal Reproduction Science**, 259, 107363–107363. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2023.107363>.

CENGIZ, Elif Ipek; UNLU, Erhan. (2006). “Sublethal Effects of Commercial Deltamethrin on the Structure of the Gill, Liver and Gut Tissues of Mosquitofish, *Gambusia Affinis*: A Microscopic Study.” **Environmental Toxicology and Pharmacology**, vol. 21, no. 3, pp. 246–53. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.etap.2005.08.005>.

CORMIER, Bettie; CACHOT, Jérôme; BLANC, Mélanie; CABAR, Mathieu; CLÉRANDEAU, Christelle; DUBOCQ, Florian; BIHANIC, Florane Le; MORIN,

- Bénédicte; ZAPATA, Sarah; BÉGOUT, Marie-Laure. (2022). Environmental microplastics disrupt swimming activity in acute exposure in Danio rerio larvae and reduce growth and reproduction success in chronic exposure in *D. rerio* and *Oryzias melastigma*. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 308, p. 119721. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119721>.
- CONDINI, Mario Vinicius; PICHLER, Helen; OLIVEIRA-FILHO, Ronaldo Ruy de; CATTANI, André Pereira; ANDRADES, Ryan; VILAR, Ciro Colodetti; JOYEUX, Jean- Christophe; SOETH, Marcelo; DE BIASI, Juliana Beltramin; DIAS, Ricardo; HACKRADT, Carlos Werner; FELIX-HACKRADT, Fabiana César; CHIQUIERI, Julien; GARCIA, Alexandre Miranda; HOSTIM-SILVA, Mauricio. (2022). "Marine Fish Assemblages of Eastern Brazil: An Update after the World's Largest Mining Disaster and Suggestions of Functional Groups for Biomonitoring Long-Lasting Effects." **Science of The Total Environment**, vol. 807, p. 150987. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150987>.
- CUNHA, Cerina Maria Lupinacci da., OLIVEIRA, Regina Célia de. (2015). Bacia de Santos [recurso eletrônico]: uma construção à análise geoambiental. 1. Ed. – São Paulo: Editora Unesp Digital.
- CETESB (Companhia Ambiental do estado de São Paulo). (2001). **Sistema estuarino de Santos e São Vicente**. São Paulo: Relatório técnico. 183p.
- MDP Costa, JH Muelbert, LE Moraes, JP Vieira, JP Castello. (2013). Padrões de ocupação do habitat do estágio inicial da vida estuarina da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) da Lagoa dos Patos, Brasil Peixe. Res., 160, pp. 77-84, 10.1016 / j.fishres.2013.10.025
- EL-SHENAWY, Nahla S.; EL-HAK, Heba N. Gad; GHOBASHY, Mahi A.; MANSOUR, Farida A.; SOLIMAN, Maha F.M. (2021). "Using Antioxidant Changes in Liver and Gonads of *Oreochromis niloticus* as Biomarkers for the Assessment of Heavy Metals Pollution at Sharkia Province, Egypt." **Regional Studies in Marine Science**, vol. 46, p. 101863. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101863>.
- ESMAEILBEIGI, Milad; KALBASSI, Mohammad Reza; SEYEDI, Javad; TAYEMEH, Mohammad Behzadi; MOGHADDAM, Jamshid Amiri. (2021). "Intra and Extracellular Effects of Benzo [a] Pyrene on Liver, Gill and Blood of Caspian White Fish (*Rutilus Frissi Kutum*): Cyto-Genotoxicity and Histopathology Approach." **Marine Pollution Bulletin**, vol. 163, p. 111942. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111942>.
- FAGUNDES, L.; SOUZA, M.R.; TOMÁS, A.R.G.; BASTOS, G.C.C.; TUTUI, S. L.S. (2012). Aspectos Produtivos da Pesca extrativana Vila dos Pescadores, Cubatão, estado de São Paulo. **Informações econômicas**. SP, 42(6): 23-32.
- FAO (2012). The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome.
- FAO. (2018). **Estatísticas de Pesca e Aquicultura. Produção Global de Captura 1950- 2016 (FishstatJ)**. Atualizado em 2018 Departamento de Pesca e Aquicultura da FAO [online], Roma. www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en. Date accessed: 10 feb. 2022.
- FRANCO, Taynara P; ALBUQUERQUE, Criatiano Q.; SANTOS, Rosa S.; SAINT'PIERRE, Tatiana D.; ARAUJO, Francisco G. "Leave Forever or Return Home? The Case of the Whitemouth Croaker *Micropogonias Furnieri* in Coastal

Systems of Southeastern Brazil Indicated by Otolith Microchemistry.” **Marine Environmental Research**, vol. 144, Feb. 2019, pp. 28–35. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.015>.

FOSSILE, Thiago, McGrath, K., Comes, P., Villanueva, J., Kerry Louise Sayle, Gilson, S.-P., Haimovici, M., Maria Cristina Alves, Magda Carrion Bartz, Dione, Fernanda Mara Borba, Ferreira, J., & André Carlo Colonese. (2024). The historical ecology of subsistence and early commercial fisheries in mangrove systems in **Brazil. Journal of Archaeological Science**, 166, 105986–105986. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2024.105986>.

FRANCO, Taynara P.; ALBUQUERQUE, Cristiano Q.; SANTOS, Rosa S.; SAINT'PIERRE, Tatiana D.; ARAÚJO, Francisco G. (2019). Leave forever or return home? The case of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in coastal systems of southeastern Brazil indicated by otolith microchemistry. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 144, p. 28-35. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.015>.

FREITAS, M. O.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; MINTE-VERA, C. V. (2011). Spawning patterns of commercially important reef fish (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical western South Atlantic. **Sci. Mar**, v. 75(1), p.135-146.

GALVAO, Petrus; SUS, Bruna; LAILSON-SILVA, José; MALM, Olaf; BISI, Tatiana. (2021). “An Upwelling Area as a Hot Spot for Mercury Biomonitoring in a Climate Change Scenario: A Case Study with Large Demersal Fishes from Southeast Atlantic (SE- Brazil).” **Chemosphere**, vol. 269, p. 128718. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128718>.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science advances**, v. 3, n. 7, p. e1700782.

GOVE, Jamison M. et al. (2019). Prey-size plastics are invading larval fish nurseries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, n. 48, p. 24143-24149.

GUIMARÃES, Abraão Tiago Batista; CHARLIE-SILVA, Ives; MALAFAIA, Guilherme. (2021). Toxic effects of naturally-aged microplastics on zebrafish juveniles: a more realistic approach to plastic pollution in freshwater ecosystems. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 407, p. 124833. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124833>.

GUBITOSO, S.; DULEBA, W.; TEODORO, A. C.; PRADA, S. M.; DaROCHA, M. M.; LAMPARELLI, C. C.; BEVILACQUA, J. E.; MOURA, D. O. (2008). Estudo geoambiental da região circunjacente ao emissário submarino de esgoto do Araçá, São Sebastião (SP). **Revista Brasileira de Geociências**, v.38, n.3, p.467-475.

HAIMOVICI, Manuel; CARDOSO, Luis Gustavo; UNPIERRE, Ricardo Gatto. (2016). Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. **Latin American Journal Of Aquatic Research**, [S.L.], v. 44, n. 5, p. 1080, 10. Pontificia Universidad Catolica de Valparaiso. <http://dx.doi.org/10.3856/vol44-issue5-fulltext-18>.

HAIMOVICI, Manuel; CAVOLE, Leticia Maria; COPE, Jason M.; CARDOSO, Luís Gustavo. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history

- contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. **Fisheries Research**, [S.L.], v. 237, p. 105878. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105878>.
- HASAN, Javed; FERDOUS, Rubaiyat; RABIYA, Shams Binte; HOSSAIN, Md Firoj; HASAN, AKM Munzurul; SHAHJAHAN, Md. (2022). "Histopathological Responses and Recovery in Gills and Liver of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) Exposed to Diesel Oil." **Toxicology Reports**, vol. 9, pp. 1863–68. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.10.005>.
- HAHLADAKIS, John N. et al. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of hazardous materials**, v. 344, p. 179-199.
- HANSSON, Sophia V.; DESFORGES, Jean-Pierre; Van BEEST, Floris, M.; HALDEN, Norman M.; SONNE, Christian; MOSBECH, Anders. SONDERGARRD, Jean. (2020). "Bioaccumulation of Mining Derived Metals in Blood, Liver, Muscle and Otoliths of Two Arctic Predatory Fish Species (*Gadus Ogac* and *Myoxocephalus Scorpius*)." **Environmental Research**, vol. 183, Apr, p. 109194. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109194>.
- HE, F., ZARFL, C., BREMERICH, V., HENSHAW, A., DARWALL, W., TOCKNER, K., JÄHNIG, S.C. (2017). Disappearing giants: A review of threats to freshwater megafauna. **Wires Water**, 4, e1208.
- HUNTER JR, MACEWICZ BJ. (1985). Measurement of spawning frequency in multiple spawning fishes. In An Egg Production Method for Estimating Spawning Biomass of Pelagic Fish: Application to the Northern Anchovy, *Engraulis mordax* (Lasker, R., ed.), pp. 79–94. NOAA **Technical Report NMFS** 36, 79–94.
- HÉRRAN, R.A. (1988). Analisis de contenidos estomacales en peces. Revision bibliografica de los objetivos y la metodologia. Inf. Teen. **Inst. Esp. Oceanogr. Caracas**, 63: 74.
- HYNES, H. B. N. (1950). The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, 19: 36 – 57.
- HYSLOP, E. J. (1980). Stomach contents analysis; a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, Oban, 17: 411 – 429.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Invertebrados Aquáticos e Peixes. Brasília: ICMBio/MMA. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol6.pdf. Acesso em: 10 out. 2023.
- JAMBECK, JR; GEYER, R; WILCOX, C.; SIEGLER, TR; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A. (2015). Entradas de resíduos plásticos da terra para o oceano **Ciência**, 347, pp. 768-771.
- JOHNSON, C.N., BALMFORD, A., BROOK, B.W., BUETTEL, J.C., GALETTI, M., GUANGCHUN, L., WILMSHURST, J.M., (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. **Science**, 356, 270-275.
- KACHUR, Anatoly N.; KOZHENKOVA, Svetlana I.; SHULKIN, Vladimir M.;

- ARZAMASTSEV, Ivan S. (2019). Comparative effects of pollution stress on the West Bering Sea and Sea of Okhotsk Large Marine Ecosystems. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, [S.L.], v. 163, p. 65-71. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.04.010>.
- KARR, J.R., (1996). Ecological integrity and ecological health are not the same. **Engineering within ecological constraints**, 97, 109.
- KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bol. Inst. Oceanogr.** 29:205-207.
- KREBS, C.J. *Ecological methodology*, 581 pp. (1998). Harper e Collins Publishers, New York.
- LABONNE, M.; MORIZE, E.; KULBICKI, M.; PONTON, D.; MAREC, L. (2008). Otolith chemical signature and growth of *Chaetodon speculum* in coastal areas of New Caledonia. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [S.L.], v. 78, n. 3, p. 493-504. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.011>.
- LACOLLA, Noelia S.; BOTTÉ, Sandra E.; SIMONETTI, Pia; NEGRIN, Vanesa L.; SERRA, Analía V.; MARCOVECCHIO, Jorge E. (2021). Water, sediments and fishes: first multi compartment assessment of metal pollution in a coastal environment from the Atlantic. **Chemosphere**, [S.L.], v. 282, p. 131131. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131131>.
- LATORRE, Fernando R. de; SALIBIÁN, Alfredo; FERRARI, Lucrecia. (2007). Assessment of the pollution impact on biomarkers of effect of a freshwater fish. *Chemosphere*, [S.L.], v. 68, n. 8, p. 1582-1590. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.02.033>.
- LEZCANO, J. M.; GONZÁLEZ F.; BALLESTER, A.; BLÁZQUEZ, M.L.; MUÑOZ, J.A; GARCÍA-BALBOA, C . (2011). "Sorption and Desorption of Cd, Cu and Pb Using Biomass from an Eutrophized Habitat in Monometallic and Bimetallic Systems." *Journal of Environmental Management*, vol. 92, no. 10, pp. 2666–74. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.004>.
- LI, Weiwen; PAN, Zhong; XU, Jing; LIU, Qianlong; ZOU, Qingping; LIN, Hui; WU, Lijun; HUANG, Hao. (2022). Microplastics in a pelagic dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) from the Eastern Pacific Ocean and the implications for fish health. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 809, p. 151126. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151126>.
- LI, Yali; GUO, Nairong; ZOU, Xinqing; LI, Pu; ZOU, Shichun; LUO, Jieling; YANG, Ying. (2021). Pollution level and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine fish from two coastal regions, the South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 168, p. 112376. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112376>.
- LINS, José Augusto Pereira Navarro; KIRSCHNIK, Peter Gaberz; QUEIROZ, Valter da Silva; CIRIO, Silvana Maris. (2010). Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 469, 15. Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUCPR. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v8i4.11018>.
- LOWERRE-BARBIERI SK, BARBIERI LR, FLANDERS JR, WOODWARD

- AG, COTTON CF, KNOWLTON MK. (2008). Use of passive acoustics to determine red drum spawning in Georgia waters. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 562–575.
- MAGURRAN, A. E. (1991). *Ecológica diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press, 179 p.
- MA, H., PU, S., LIU, S., BAI, Y., MANDAL, S., & XING, B. (2020). Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 261, 114089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114089>.
- MAHBOOB, Shahid; AL-GHANIM, Khalid A; AL-BALAWI, H.F.; AL-MISNED, F.; AHMED, Z. (2020). “Toxicological Effects of Heavy Metals on Histological Alterations in Various Organs in Nile Tilapia (*Oreochromis Niloticus*) from Freshwater Reservoir.” *Journal of King Saud University - Science*, vol. 32, no. 1, pp. 970–73. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.07.004>.
- MAITANE G, MURUA H, ZUDAIRE I, KORTA M. (2013). Oocyte development and fecundity type of the skipjack, *Katsuwonus pelamis*, in the Western Indian Ocean. *Journal of Sea Research*.73(1): 117-125.
- MARKIC, Ana, et al. (2020). “Plastic Ingestion by Marine Fish in the Wild.” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 50, no. 7, pp. 657–97. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1631990>.
- MASON, Victoria G.; SKOV, Martin W.; HIDDINK, Jan Geert; WALTON, Mark. (2022). Microplastics alter multiple biological processes of marine benthic fauna. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 845, p. 157362. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157362>.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Vol. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 96 p.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Vol. V, Teleostei (4). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 105 p.
- MENEZES, N.A.; OLIVEIRA, C.DE; NIRCHIO, M. (2010). An old taxonomic dilemma: the identity of the western south Atlantic lebranche mullet (Teleostei: Perciformes: Mugilidae). *Zootaxa*, 2519: 59-68.
- MARTINHO, H. M. G.; FERREIRA, R. M.; BORGES, J. C. S. (2016). Indicadores biológicos aquáticos como instrumentos de prova pericial em ambiente marinho por contaminação petrolífera utilizando legislação específica, *Revista direito Mackenzie*, v. 10 (1), p.102- 110.
- MARTÍNEZ-GÓMEZ, C.; VETHAAK, A. (2019). Dick. Understanding the impact of chemicals on marine fish populations: the need for an integrative approach involving population and disease ecology. *Current Opinion In Environmental Science & Health*, [S.L.], v. 11, p. 71-77. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2019.08.001>.
- MONTENEGRO, Diana; ASTUDILLO-GARCÍA, Carmen; HICKEY, Tony; LEAR, Gavin. (2020). A non-invasive method to monitor marine pollution from bacterial DNA present in fish skin mucus. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 263, p. 114438. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114438>.

- MULATO, Iuri Pacheco; CORRÊA, Beatriz; VIANNA, Marcelo. (2018). Time-space distribution of *Micropogonias furnieri* (Perciformes, Sciaenidae) in a tropical estuary in Southeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, [S.L.], v. 41, n. 1, p. 1 - 18.
- PACHECO, I., CORRÊA, B., & VIANNA, M. (2015). DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE *Micropogonias furnieri* (PERCIFORMES, SCIAENIDAE) EM UM ESTUÁRIO TROPICAL... **Boletim Do Instituto de Pesca**, 41(1), 1–18. https://www.researchgate.net/publication/274373567_DISTRIBUICAO_ESPACO-TEMPORAL_DE_Micropogonias_furnieri_PERCIFORMES_SCIAENIDAE_EM_UM_ESTUARIO_TROPICAL_NO_SUDESTE_DO_BRASIL.
- PLASTICS EUROPE. *Plastics the Facts* (2021). https://www.plasticseurope.org/application/files/8016/1125/2189/AF_Plastics_the_facts-WEB-2020-ING_FINAL.pdf (2021).
- PINKAS, L.M.; OLIPHANT, S.; IVERSON, I. L. K. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. **Calif. Fish Game**, 152: 1 – 105.
- ORON, Shai; SADEKOV, Aleksey; KATZ, Timor; GOODMAN-TCHERNOV, Beverly. (2021) .Benthic foraminifera geochemistry as a monitoring tool for heavy metal and phosphorus pollution — A post fish-farm removal case study. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 168, p. 112443. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112443>.
- OKOYE, Esther Amaka; BOCCA, Beatrice; RUGGIERI, Flavia; EZEJIOFOR, Anthonett N.; NWAOGAZIE, Ify L.; DOMINGO, Jose L.; ROVIRA, Joaquim; FRAZZOLI, Chiara; ORISAKWE, Orish E. (2021). Metal pollution of soil, plants, feed and food in the Niger Delta, Nigeria: health risk assessment through meat and fish consumption. **Environmental Research**, [S.L.], v. 198, p. 111273. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.111273>.
- ORTIZ, Juan B.; DE CANALES, M. Luisa Gonzalez; SARASQUETE, Carmen. (2003). Histopathological changes induced by lindane (?-HCH) in various organs of fishes. **Scientia Marina**, v. 67, n. 1, p. 53-61.
- PANFILI, P. H.; TROADEC, H.; WRIGHT P. J. (2002). Manual of fish sclerochronology. **Brest, France: Ifremer-IRD coedition**, (eds). 464 p.
- PLDS/Araçá. Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá. Org. (2016) : TURRA, A.; SANTOS, C. R.; PERES, C. M.; SEIXAS, S. C.; SHINODA, D. C.; STORI, F. T.; XAVIER, L. Y.; ANDRADE, M. M.; SANTANA, M. F. M.; RODRIGUES, M. V.; GRILLI, N. M.; JACOBI, P. R.; SARAFINI, T. Z. 1a Edição. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 69p.
- PRAGNYA, M.; AJAY, B.; KUMAR, S. Dinesh; REDDY, T. Byragi. (2021). Bioaccumulation of heavy metals in different trophic levels of aquatic ecosystems with fish as a bioindicator in Visakhapatnam, India. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 165, p. 112162. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112162>.
- PRZESLAWSKI, Rachel; BROOKE, Brendan; CARROLL, Andrew G.; FELLOWS, Melissa. (2018). An integrated approach to assessing marine seismic impacts: lessons learnt from the gippsland marine environmental monitoring project. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 160, p. 117-123. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.04.011>.

- RABAJCZYK, Anna. (2011). "Reservoir Recultivation versus Forms of Heavy Metals in Sediments: The Case of the Kielce City Lake." **Open Chemistry**, vol. 9, no. 2, pp. 357–66. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.2478/s11532-011-0013-y>.
- RANALDI, Melinda Marie; GAGNON, Marthe Monique. (2010). Trace metal incorporation in otoliths of pink snapper (*Pagrus auratus*) as an environmental monitor. *Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, [S.L.], v. 152, n. 3, p. 248-255. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.04.012>.
- RÉ, P. (1994). *Anéis diários de crescimento nos otolitos nos estados larvares dos peixes: perspectivas em biologia pesqueira*. Professor Germano da Fonseca Sacarrão, p. 97-124.
- RAHMAN, M. M., & SAMAT, A. F. (2021). Reproductive cycle, sexual maturity and fecundity of *Nemipterus furcosus* (Valenciennes, 1830). **Aquaculture and Fisheries**, 6(4), 424–431. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.07.006>.
- REBOA, Anna, CUTRONEO, Laura; CONSANI, Sirio; GENESELLI, Irene; PETRILLO, Mario; BESIO, Giovanni; CAPELLO, Marco. (2022). "Mugilidae Fish as Bioindicator for Monitoring Plastic Pollution: Comparison between a Commercial Port and a Fishpond (North-Western Mediterranean Sea)." **Marine Pollution Bulletin**, vol. 177, p. 113531. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113531>.
- SALEH, Yousef S., and MOHAMED-ASSEM S. (2016). Marie. "Use of *Arius thalassinus* Fish in a Pollution Biomonitoring Study, Applying Combined Oxidative Stress, Hematology, Biochemical and Histopathological Biomarkers: A Baseline Field Study." **Marine Pollution Bulletin**, vol. 106, no. 1–2, pp. 308–22. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.030>.
- SBRANA, Alice; VALENTE, Tommaso; SCACCO, Umberto; BIANCHI, Jessica; SILVESTRI, Cecilia; PALAZZO, Luca; LUCIA, Giuseppe Andrea de; VALERANI, Claudio; ARDIZZONE, Giandomenico; MATIDDI, Marco. (2020). Spatial variability and influence of biological parameters on microplastic ingestion by Boops boops (L.) along the Italian coasts (Western Mediterranean Sea). **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 263, p. 114429. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114429>.
- SCHWINGEL, PR; Castello, JP. (1990). Validación de la edad y crecimiento de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en el sur de Brasil. **Frente Marítimo**, 7, pp. 19-24.
- SÆTERSDAL G. (1984). Investigaçã, gestão e planificação pesqueiras. Revista de Investigação Pesqueira, 9. **Instituto de Investigação Pesqueira**. Maputo. R.P.M.: 167-186.
- SELLESLAGH, Jonathan; ECHARD, Aurélie; PÉCHEYRAN, Christophe; BAUDRIMONT, Magalie; LOBRY, Jérémy; DAVERAT, Françoise. (2016). Can analysis of *Platichthys flesus* otoliths provide relevant data on historical metal pollution in estuaries? Experimental and in situ approaches. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 557-558, p. 20-30. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.014>.
- SCHWAIGER, J., WANKE, R., ADAM, S., PAWERT, M., HONNEN, W., & TRIEBSKORN, R. (1997). **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 6(1), 75–86. <https://doi.org/10.1023/a:1008212000208>

- SUN, Heying; HE, Dekui; SUI, Xiaoyun; CHEN, Yifeng. (2020). Predicting impacts of future climate change and hydropower development towards habitats of native and non- native fishes. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 707, p. 135419, mar. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135419>.
- TRUCHET, D. M., VILLAGRAN, D. M., & MENONE, M. L. (2024). Pollution biomarkers in Latin American and Caribbean marine environments: A review to identify gaps in passive biomonitoring studies. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17, 100554–100554. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100554>
- UTZ, Ryan M.; HILDERBRAND, Robert H.; RAESLY, Richard L. Regional differences in patterns of fish species loss with changing land use. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 143, n. 3, p. 688-699. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.006>.
- WEISS, L., LUDWIG, W., HEUSSNER, S., CANALS, M., GHIGLIONE, J.-F., ESTOURNEL, C., CONSTANT, M., & KERHERVÉ, P. (2021). The missing ocean plastic sink: Gone with the rivers. **Science**, 373(6550), 107–111. <https://doi.org/10.1126/science.abe0290>
- WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**. v.61, p.229-250. Available form: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x>.
- VAZZOLER, AEAM. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, EDUEM, São Paulo. SBI, 169p.
- VASCONCELLOS, Anderson Vilasboa de; LIMA, Daíza; BONHOMME, François; VIANNA, Marcelo; SOLÉ-CAVA, Antonio Mateo. (2015). Genetic population structure of the commercially most important demersal fish in the Southwest Atlantic: the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*). **Fisheries Research**, [S.L.], v. 167, p. 333-337. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.03.008>.
- VANDENBUSSCHE, P. S. P.; SPENNATO G; PIERSON P.M. (2018). Assessment of the Use of *Oblada melanura* (L. 1758) Otolith Fluctuating Asymmetry as Environmental Disturbance Indicator.” **Marine Environmental Research**, vol. 136, pp. 48–53. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.02.016>.
- VELMURUGAN, Babu, SELVANAYAGAM, Mariadoos; CENGIZ, Elif I; UNLU Eahan. (2007). “The Effects of Fenvalerate on Different Tissues of Freshwater Fish *Cirrhinus Mrigala*.” **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, vol. 42, no. 2, Apr, pp. 157–63. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1080/03601230601123292>.
- VRDOLJAK, Dario; MATIĆ-SKOKO, Sanja; PEHARDA, Melita; UVANOVIĆ, Hana; MARKULIN, Krešimir; MERTZ-KRAUS, Regina. (2020). Otolith fingerprints reveals potential pollution exposure of newly settled juvenile *Sparus aurata*. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 160, p. 111695. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111695>.
- VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; SILVA MONTES, C.; MARTINS ROCHA, R. (2013). Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the

environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil. **Acta Scientiarum**. v.35(3), p. 395- 401.

TORRES F.G.; DE-LA-TORRE, G.E. (2021). Face mask waste generation and management during the COVID-19 pandemic: an overview and the Peruvian case **Sci. Total Environ.**, 786.

TRUCHET, D.M.; BUZZI, N.S.; NEGRO, C.L.; MORA, M.C.; MARCOVECCHIO, J.E. (2021). Integrative assessment of the ecological risk of heavy metals in a South American estuary under human pressures **Ecotoxicological and environmental safety**, 208 p. 111498

WOLF, D. A. (1992). Selection of bioindicators of pollution for marine environmental monitoring programs. **Chemical Ecology**, 6:149-167.

YEDIER, Serdar; BOSTANCI, Derya. (2020). Aberrant otoliths in four marine fishes from the Aegean Sea, Black Sea, and Sea of Marmara (Turkey). **Regional Studies in Marine Science**, [S.L.], v. 34, p. 101011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101011>.

YAN, Wang; HAMID, Naima; DENG, Shun; JIA, Pan-Pan; PEI, De-Sheng. (2020). Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (Cd, Pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*). **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 397, p. 122795. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122795>.

YACOUB, Amal M.; MAHMOUD, Soaad A.; ABDEL-SATAR, Amaal M. (2021). Accumulation of Heavy Metals in Tilapia Fish Species and Related Histopathological Changes in Muscles, Gills and Liver of Oreochromis Niloticus Occurring in the Area of Qahr El-Bahr, Lake Al-Manzalah, Egypt." **Oceanological and Hydrobiological Studies**, vol. 50, no. 1, pp. 1–15. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.2478/oandhs-2021-0001>.

YESAKI, M.; BAGER, KJ. (1975). *Histórico da evolução da pesca industrial em Rio Grande. Série Documentos Técnicos SUDEPE/PDP nº 11* Rio Grande.

YIN, Jie; LI, Juan-Ying; CRAIG, Nicholas J.; SU, Lei. (2022). Microplastic pollution in wild populations of decapod crustaceans: a review. **Chemosphere**, [S.L.], v. 291, p. 132985. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132985>.

2. IDADE E CRESCIMENTO DA CORVINA, *MICROPOGONIAS FURNIERI*, NA BACIA DE SANTOS

RESUMO

A gestão sustentável e eficaz da pesca depende de estimativas robustas dos parâmetros de crescimento e da estrutura etária das espécies exploradas. Este estudo atualizou os parâmetros de crescimento do *Micropogonias furnieri* na Baía de Santos (SEBB, 22°-29°S), onde é um dos peixes demersais mais importantes para os ecossistemas marinhos costeiros e a produção pesqueira. Foram realizadas amostragens mensais entre 2021 e 2022 a partir de desembarques da pesca comercial. Foram analisados 519 exemplares, com comprimentos totais de 185-694 mm (média de 394,61±100,45 mm). Os espécimes foram sexados e os seus otólitos de sagitta foram extraídos, seccionados e examinados através de duas leituras cegas independentes. Foi construída uma chave de idade-comprimento para todos os indivíduos e por sexo, com estimativas de comprimento-idade baseadas no modelo de cálculo retroativo de Fry modificado. Foram estimados os parâmetros de crescimento de von Bertalanffy (comprimento máximo teórico, Ct^∞ ; coeficiente de crescimento, k ; idade ao comprimento zero, t_0) e comparados os ajustes específicos para cada sexo utilizando o teste de verosimilhança de Kimura. Os resultados mostraram que *M. furnieri* atinge idades avançadas (até 32 anos), alcança tamanhos grandes ($Ct^\infty = 587,07-677,49$ mm), cresce lentamente ($k = 0,1066-0,1390$ ano⁻¹), caracterizando-a como uma espécie de ciclo de vida longo.

Palavras-chave: Otolito, Idade, Crescimento, Teleósteo; Anel anual.

2.1. INTRODUÇÃO

Um dos principais recursos pesqueiros da região Sudeste do Brasil é a corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Costa et al., 2014; Haimovici e Ignácio, 2005), espécie euritérmica e eurialina que ocupa diferentes ambientes costeiros (marinhos e salobros) ao longo do seu ciclo de vida (Franco et al. 2019; Vazzoler, 1991). É uma espécie de ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde a Golfo do México até a Argentina (Vazzoler, 1991). É uma espécie demersal importante na pesca artesanal e industrial brasileira, alvo de capturas através de redes de emalhar de fundo, cerco e arrasto de parelha (Vasconcellos e Haimovici, 2006).

Considerando o aumento nas pressões das capturas pesqueiras sobre os estoques de *M. furnieri* e a alteração de seus habitats naturais pela ação antrópica, associada ainda a própria importância econômica e ecológica que a corvina apresenta ao cenário brasileiro, tem-se a necessidade de acompanhar constantemente as possíveis alterações no comportamento dessa espécie, desenvolvendo estudos de determinação de idade e estimativa de parâmetros de crescimento.

A determinação da idade através de estruturas calcificadas é bastante comum em ceniídeos. Os otólitos estão entre as estruturas mais utilizadas para a determinação da idade de peixes (Politikos et al., 2021). A avaliação seguida de validação do processo de deposição de anéis translúcidos e opacos sustenta com eficiência os programas de avaliação de estoques, dando suporte também a questões de ecologia marinha e saúde ambiental, fornecendo informações cruciais sobre suas taxas de mortalidade, idade de maturidade e recrutamento (Campana, 2001).

Assim o objetivo deste trabalho foi estimar a idade e os padrões de crescimento de *M. furnieri* capturada em uma região impactada pela ação humana, por meio da observação e contagem de incrementos depositados nas sagittas, descrevendo as diferenças nos padrões sazonais dos incrementos opacos e translúcidos, como possível respostas as modificações ambientais e intensificação do esforço de captura.

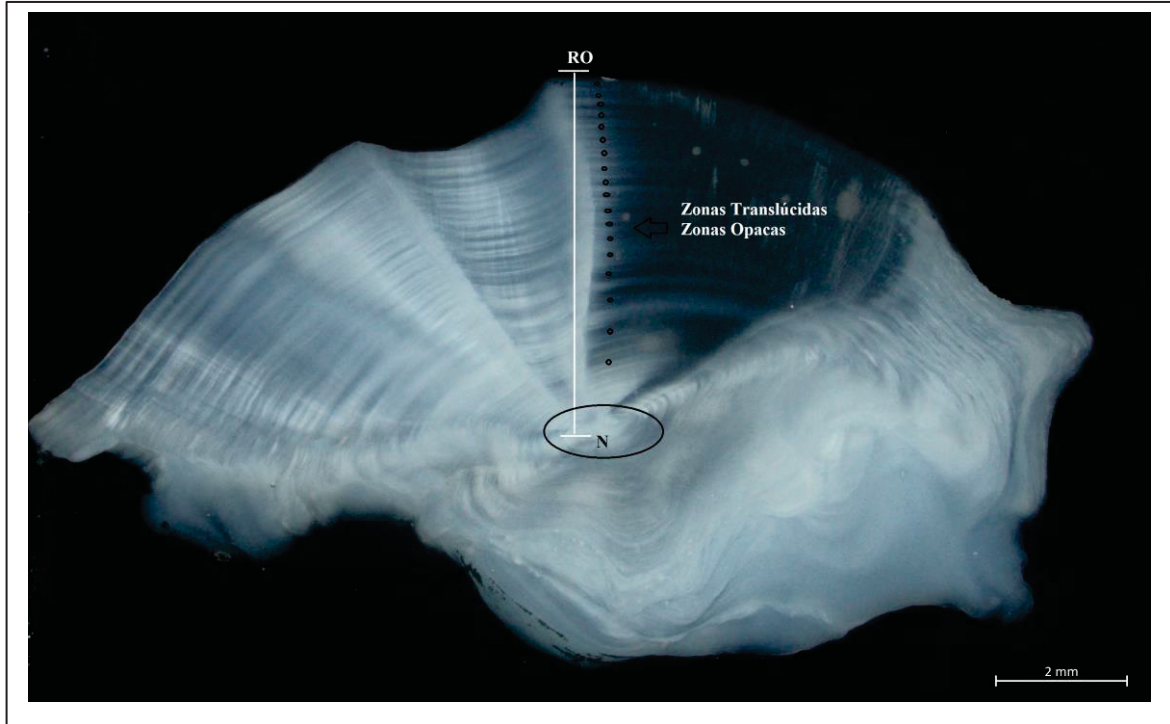
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas nos desembarques nas cidades de Santos e Guarujá, SP, correspondentes a capturas na Bacia de Santos. Amostras mensais de *M. furnieri* de tamanhos mistos foram obtidas durante um ano, entre agosto de 2021 a setembro de 2022. Em laboratório os peixes foram medidos em Comprimento total (Ct, mm) e pesados (Pt, g). O par de otólitos foi removido da cavidade craniana de todos os peixes subamostrados, lavados com água e todo o tecido aderente removido com álcool.

Como os otólitos sagitta de *M. furnieri* são simétricos (Haimovici et al., 2024), o otólito esquerdo foi selecionado para análise. Os otólitos foram embebidos em resina epóxi e seccionados usando uma serra metalográfica de baixa rotação (Cavole e Haimovici, 2015; Vaz-dos-Santos, 2015; Avigliano et al., 2021). De cada seção, imagens foram capturadas com uma câmera acoplada a um analisador de imagens. Duas leituras independentes às cegas foram realizadas por leitores experientes em diferentes espaços de tempo. De acordo com estudos anteriores baseados nos otólitos de *M. furnieri*, assumiu-se que um par de zonas opaca (OP) e translúcida (TR) constitui um incremento de crescimento anual (Cotrina e Lasta, 1986; Schwingel e Castello, 1990; Haimovici e Umpierre, 1996; Cavole e Haimovici, 2005). O número de zonas translúcidas foi contado do núcleo até a borda do otólito. O raio do incremento (R_i , 1,0 μm) foi medido do núcleo até o início de cada zona translúcida ao longo da borda direita do *sulcus acusticus*, assim como o raio do otólito (R_o , mm) foi medido do núcleo até a maior extremidade do otólito. O tipo de borda (se OP ou TR) também foi registrado (Figura 1). A precisão entre as leituras foi avaliada calculando o erro percentual médio e o coeficiente de variação (Beamish e Fournier, 1981; Vaz-dos-Santos, 2015, 2021). Leituras discrepantes foram discutidas e, em casos de desacordo persistente, os dados foram excluídos.

A chave idade-comprimento foi construída para todos os indivíduos e separadamente para fêmeas e machos (Ricker, 1975; Zale et al., 2012), seguida por uma investigação dos padrões de idade entre os diferentes tipos de apetrechos de pesca e sexos, utilizando uma análise multivariada de variância permutacional bidirecional (PERMANOVA, Anderson, 2014; distância de Bray-Curtis; 9.999 permutações).

Figura 1 – Corte transversal da sagitta esquerda de um exemplar de *Micropogonias furnieri* com a representação do núcleo, raio do otólito e definições das bandas translúcidas e opacas para a determinação dos anéis de crescimento.



Fonte: O autor (2025)

Antes da estimativa dos parâmetros de crescimento, a natureza da relação entre Raio do Otólito (Ro) e Comprimento total (Ct) foi avaliada para determinar se era linear ou não linear. O modelo de retrocálculo Modificado de Fry (MF) foi escolhido para estimar os dados de comprimento em função da idade (Vigliola et al., 2000; Wilson et al., 2009; Vigliola e Meekan, 2009). Este modelo considera a não linearidade da relação Ro-Ct e a relação inicial entre essas variáveis, representada pelos valores de Ctzero e Rozero, assumidos como 50 mm e 520 μ m, respectivamente, para *M. furnieri* (Cavole e Haimovici, 2015). Um modelo de potência foi então ajustado para todos os indivíduos, bem como para fêmeas e machos:

$$Ct = Ct_{zero} - bRo_{zero}^c + bRo^c$$

O método de mínimos quadrados não lineares (algoritmo de Levenberg-Marquardt, 9.999 iterações) foi utilizado para ajustar os modelos, seguido pela análise dos resíduos (Motulsky e Christopoulos, 2003). Os parâmetros obtidos foram usados para estimar os dados de comprimento em função da idade para todos os indivíduos, bem como para fêmeas e machos:

$$Ct_i = a + e^{\left\{ \ln(Ct_{zero}-a) + \frac{[\ln(Ct-a) - \ln(Ct_{zero}-a)][\ln(R_n) - \ln(Ro_{zero})]}{[\ln(Ro) - \ln(Ro_{zero})]} \right\}}$$

Os parâmetros do modelo de crescimento de von Bertalanffy (VBGM, von Bertalanffy, 1938) (Ct^∞ = comprimento máximo teórico; k = coeficiente de crescimento; t_0 = idade teórica no comprimento zero) foram ajustados com Ct^∞ fixado como o comprimento médio dos quinze maiores indivíduos, enquanto os outros parâmetros foram randomizados. Esse procedimento foi adotado devido ao pequeno número de indivíduos com mais de 15 anos. Os mesmos procedimentos gerais foram utilizados para ajustar o modelo de crescimento de von Bertalanffy para machos e fêmeas. Os ajustes por sexo foram comparados utilizando o teste de verossimilhança de Kimura (Kimura, 1980; Haddon, 2021).

Durante todo o processamento dos otólitos, procurou-se observar se havia estruturas anormais (tanto inteiros como em cortes), um possível indicador de efeito ambiental.

2.3. RESULTADOS

As leituras dos otólitos entre os dois leitores foram precisas, com um erro percentual médio de 4,16% e um coeficiente de variação médio de 5,40%. Os dados de nove indivíduos foram excluídos da análise devido a divergências entre os leitores. Foram observados e medidos até 32 incrementos nos otólitos de *M. furnieri*. O raio dos incrementos apresentou pouca sobreposição entre os incrementos, representando com precisão o crescimento dos otólitos. O primeiro incremento anual teve uma média e desvio padrão de $929 \pm 150 \mu\text{m}$, servindo como ponto de referência para o início da deposição dos incrementos anuais. O raio dos otólitos variou de 1.190 a 7.990 μm . A idade de *M. furnieri* variou de 1 a 32 anos, com 76% dos espécimes entre 2 e 15 anos, e apenas 4% com mais de 15 anos (Tabela 1). Para as fêmeas, a idade também variou de 1 a 32 anos, e sua distribuição seguiu a tendência da população geral. Os machos alcançaram uma idade máxima de 29 anos, com 95% das amostras compostas por indivíduos entre 2 e 13 anos.

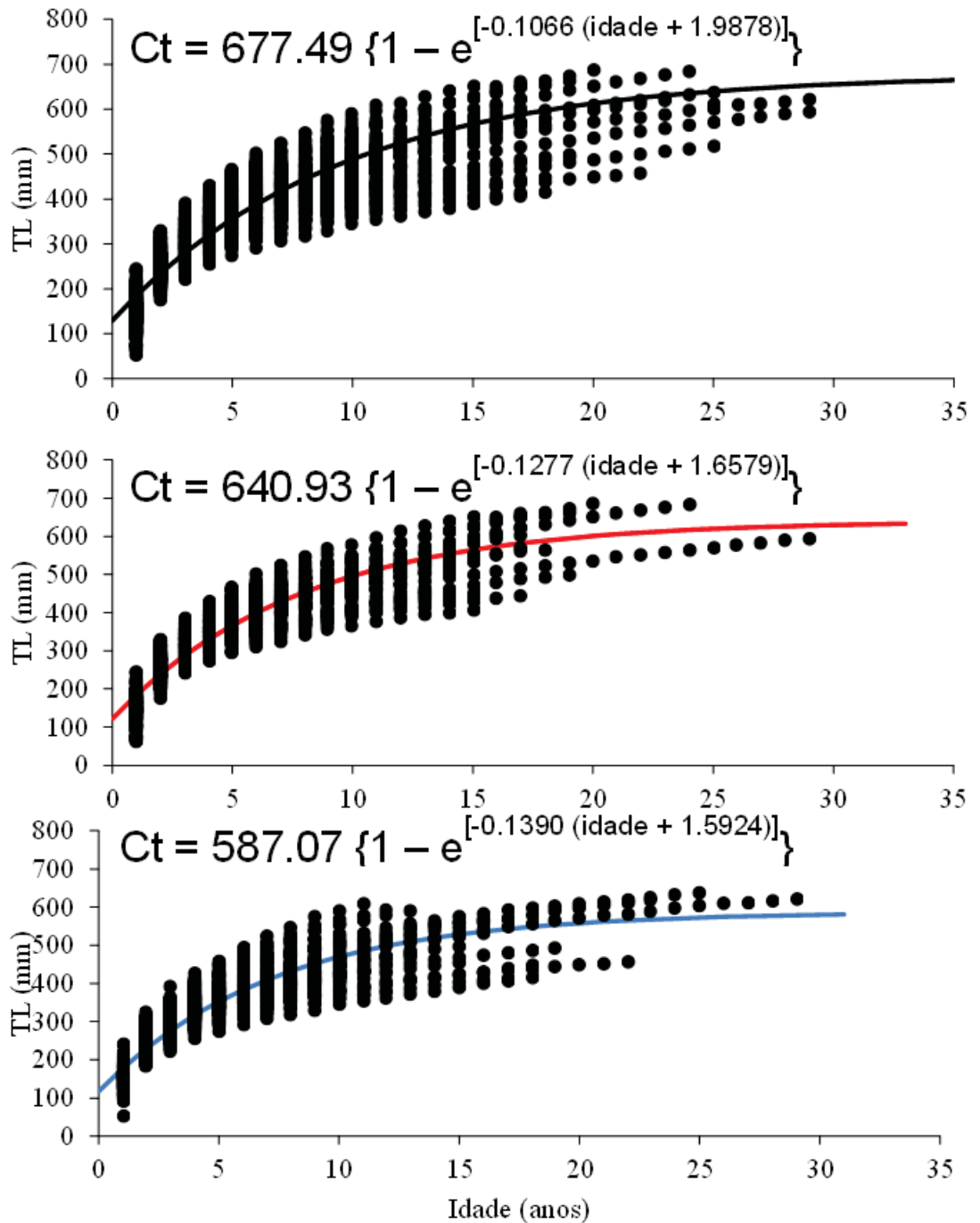
Não houve diferenças significativas na idade entre os sexos ($F_{\text{PERMANOVA}} = 0,4157$, $p = 0,630$). No entanto, a estrutura etária diferiu significativamente entre os tipos de apetrechos de pesca ($F_{\text{PERMANOVA}} = 0,7698$, $p = 0,0001$), com o arrasto de parelha capturando indivíduos mais velhos. A interação entre os tipos de apetrechos de pesca e o sexo não apresentou diferença significativa ($F_{\text{PERMANOVA}} = 0,1047$, $p = 0,329$). A regressão de R_o versus C_t para todos os indivíduos ($b \pm SE = 865,757 \pm 121,047$, $c \pm SE = 0,219 \pm 0,028$, $SE_{\text{regressão}} = 43,34$) gerou um total de 3.274 pontos de dados comprimento-por-idade (Tabela 2). Por sexo, isso resultou em 1.567 pontos de dados para fêmeas ($b \pm SE = 846,601 \pm 158,040$, $c \pm SE = 0,226 \pm 0,038$, $SE_{\text{regressão}} = 42,24$) e 1.671 pontos de dados para machos ($b \pm SE = 893,717 \pm 176,550$, $c \pm SE = 0,205 \pm 0,038$, $SE_{\text{regressão}} = 37,96$).

A estimativa do comprimento máximo teórico variou entre $C_{t\infty} = 587,07$ e $677,49$ mm, com um coeficiente de crescimento variando entre $k = 0,1066$ e $0,1390$ ano⁻¹, e uma idade teórica no comprimento zero variando entre $t_0 = 1,5924$ e $1,9878$ anos (Figura 2). O modelo de crescimento ajustado para todos os indivíduos representou o padrão geral de crescimento do estoque de *M. furnieri* na Bacia de Santos. O modelo de crescimento (VBGM) para fêmeas e machos mostrou uma diferença significativa ($\chi^2 = 27,55$, $DF = 3$, $p = 4,513 \times 10^{-6}$) em todos os parâmetros de crescimento.

Tabela 2 - Médias dos comprimentos totais recalculados (mm) por idade e incrementos calculados utilizando o modelo de retrocálculo Modificado de Fry para *Micropogonias furnieri* amostradas na Baía de Santos de setembro de 2021 a agosto de 2022. N=número de indivíduos.

Idade (anos)	n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29		
1	23	146,98																														
2	160	150,05	250,83																													
3	192	151,98	252,40	304,78																												
4	176	136,51	238,87	295,10	335,20																											
5	238	140,59	249,57	308,06	343,54	371,43																										
6	169	143,17	249,83	314,56	353,65	381,47	405,19																									
7	209	147,14	258,91	317,82	355,00	384,37	407,68	427,13																								
8	208	154,84	257,08	308,95	344,53	372,19	394,12	413,11	428,95																							
9	249	143,76	245,31	302,36	340,52	364,73	392,19	411,88	429,15	445,51																						
10	428	163,31	250,53	303,18	339,84	367,57	389,88	408,56	423,21	439,88	452,93																					
11	251	155,36	263,07	313,77	347,98	373,88	397,08	418,75	436,56	452,93	466,04	480,36																				
12	171	135,97	238,17	304,39	333,93	373,54	398,31	415,32	428,16	447,89	462,36	468,76	483,57																			
13	165	142,92	249,93	305,28	335,65	364,16	387,41	408,41	427,54	442,65	459,89	474,82	487,73	499,15																		
14	56	148,45	261,65	318,00	341,79	368,52	399,82	410,73	427,07	448,78	466,66	479,90	490,95	488,95	508,76																	
15	119	147,58	251,26	298,72	325,05	356,33	377,78	388,23	415,28	429,68	446,72	458,18	470,19	480,41	488,54	497,38																
16	32	130,73	227,67	308,74	350,36	381,49	405,09	429,71	452,87	470,41	481,71	496,65	510,66	523,11	532,06	540,77	549,97															
17	119	131,15	239,05	297,25	341,13	369,47	395,97	415,84	438,61	452,08	467,40	483,64	498,78	509,25	520,88	530,96	543,90	554,69														
18	54	149,19	238,77	275,69	298,01	326,20	347,99	365,74	380,04	395,10	408,81	416,87	425,55	436,15	446,59	453,99	460,59	468,19	475,20													
19	57	157,90	243,17	297,24	335,45	363,68	390,23	412,88	431,13	448,68	461,94	477,04	489,96	501,01	512,22	521,25	529,44	538,57	543,78	551,29												
20	20	146,27	235,19	310,78	360,96	402,55	437,33	471,96	501,72	527,55	549,88	567,35	582,49	598,61	612,69	624,76	639,65	650,84	661,99	672,68	686,38											
22	22	149,85	219,72	264,22	294,70	317,16	333,72	347,86	359,96	370,40	380,44	390,07	399,19	408,02	415,61	422,94	428,30	434,45	437,89	443,77	448,74	451,19	456,77									
23	23	182,35	253,99	305,90	352,83	378,12	408,15	435,72	455,81	473,19	488,18	502,52	516,24	528,20	538,22	545,23	557,57	568,25	578,76	590,03	597,41	604,71	610,68	618,97								
24	24	220,86	300,90	357,20	395,39	425,17	446,09	468,06	491,04	508,88	529,77	542,52	556,68	573,87	585,22	599,51	610,22	620,67	631,02	642,39	650,88	660,43	668,29	676,14	683,91							
25	50	182,54	267,34	308,39	341,01	370,26	399,85	408,04	422,44	440,23	455,06	469,78	483,87	495,14	502,93	512,00	521,18	528,75	534,80	541,39	547,59	552,73	559,08	565,58	571,73	577,58						
26																																
27																																
28																																
29	28	172,92	277,96	320,10	356,77	383,64	408,31	426,06	439,69	459,28	471,50	489,05	501,93	511,63	519,62	531,39	540,27	547,76	555,48	563,80	570,98	577,77	581,22	587,67	596,58	603,94	609,45	611,34	616,53	621,43		
30																																
31																																
32	32	98,17	254,85	288,38	328,12	353,94	377,92	395,16	417,43	433,81	449,39	460,57	474,75	482,72	492,01	498,47	506,92	515,44	522,45	529,48	535,45	545,73	550,61	556,86	563,92	566,32	569,31	589,31	593,33			
Total	3274	148,13	250,27	305,88	342,50	371,70	395,17	413,71	428,02	444,62	458,61	474,36	485,14	495,91	505,84	514,50	520,55	528,00	536,72	561,71	573,13	583,61	588,39	595,13	597,58	599,05	593,14	597,04	602,42	607,38		

Figura 2 - Curvas dos modelos de crescimento de von Bertalanffy baseadas no comprimento-por-idade retrocalculado para *Micropogonias furnieri* amostradas na Baía de Santos) de setembro de 2021 a agosto de 2022.



Fonte: O autor (2025)

Neste estudo não foram observados otólitos morfologicamente anormais tanto para a *saggita* esquerda quanto para a direita, assim como anéis atípicos e padrões de calcificação não usuais.

2.4. DISCUSSÃO

Políticas responsáveis e eficazes para a gestão sustentável da pesca dependem de estimativas robustas dos parâmetros de crescimento e da estrutura etária das espécies exploradas (Haddon, 2021; Vaz-dos-Santos e Rossi-Wongtschowski, 2019; Haimovici et al., 2021). *Micropogonias furnieri* desempenha um papel ecológico crucial na Bacia de Santos, onde domina as comunidades locais de peixes e constitui um dos recursos pesqueiros mais importantes (Haimovici e Ignácio, 2005; Valentini e Pezzuto, 2006; IP/APTA/SAA/SP, 2024). Neste estudo, seus parâmetros de crescimento e estrutura etária foram reavaliados utilizando otólitos, duas décadas após as últimas avaliações (Vazzoler, 1962; Vazzoler, 1971; Carneiro et al., 2005).

De acordo com estudos anteriores baseados em otólitos de *M. furnieri*, cada par de incrementos opacos e translúcidos foi considerado como um anel, ou seja, essas marcas são formadas anualmente (Cotrina e Lasta, 1986; Schwingel e Castello, 1990; Haimovici e Umpierre, 1996; Cavole e Haimovici, 2005). A maioria dos anéis em *M. furnieri* foram discerníveis, embora alguns anéis próximos à borda fossem mais difíceis de distinguir. No entanto, a precisão do processo de leitura, realizado por dois leitores independentes em toda a amostra, foi considerada adequada (APE = 4,16%) (Vaz-dos-Santos, 2015).

Com base nisso, a análise de otólitos de *M. furnieri* revelou até 32 anéis, em espécimes de até 620 mm de comprimento. Em estudos prévios, os indivíduos apresentaram 38 anéis, com comprimentos a partir de 560 mm (Schwingel e Castello, 1990). De fato, ceniídeos são espécies de vida longa, com *M. furnieri* sendo a mais longeva da família Atlântico Sudoeste (Miranda e Haimovici, 2007; Cardoso e Haimovici, 2011; Kikuchi et al., 2021).

Indivíduos de *M. furnieri* capturados na Bacia de Santos exibiram uma idade média de seis anos, com aqueles mais velhos representando 4,2% da amostra total. No arrasto-de-fundo foram capturados tanto os indivíduos mais jovens (um ano) quanto os mais velhos (32 anos), enquanto as redes de emalhar

predominaram principalmente indivíduos de dois a quinze anos, semelhante ao estoque Sul (Haimovici et al., 2021). Devido à ausência de dados prévios para a Bacia de Santos, os resultados foram comparados com dados de desembarque do estoque sul, para o qual a estrutura etária da população passou por mudanças substanciais nas últimas quatro décadas (Haimovici e Ignácio, 2005; Haimovici et al., 2021). De acordo com esses autores, indivíduos com mais de seis anos constituíam aproximadamente 57% dos desembarques totais durante a década de 1970. No entanto, essa proporção caiu para aproximadamente 24% na década de 1980, 22% na década de 1990 e atingiu apenas 4% nas décadas de 2000 e 2010. Pode-se supor que fato semelhante tenha ocorrido no estoque Sudeste, lembrando que o recrutamento para um dado aparelho de pesca é baseado em tamanho, e não na idade, tendendo a selecionar indivíduos de crescimento mais rápido (Lee, 1912; Parma e Deriso, 1990). Em um contexto de intensa pressão de pesca, essa seletividade provoca mudanças na estrutura etária dos estoques, promovendo a diminuição da idade média, das taxas de crescimento e do comprimento máximo teórico (Kristiansen e Svasand, 1998).

M. furnieri é uma espécie de vida longa, e os parâmetros de crescimento obtidos na Bacia de Santos confirmam esse fato, com um valor alto de comprimento máximo teórico ($Ct_{\infty} = 587,07- 677,49$) e baixas taxas de crescimento ($k = 0,11-0,14 \text{ ano}^{-1}$). O comprimento máximo teórico agrupado, foi aproximado e inferior ao observado pela Vazzoler (1971) estudando a *M. furnieri* na costa do Sudeste (632,3 mm) e na costa Sul do Brasil (823,0 mm) e comparativamente menor do que o observado por Carneiro et al., (2005) que relatou um $Ct_{\infty} = 961,5 \text{ mm}$ para os sexos agrupados. A espécies viventes na região Sul apresentam tamanhos máximos superiores ao da região Sudeste devido as diferenças de latitudes e temperatura da água. Em relação aos sexos separados os comprimentos máximos teóricos das fêmeas e os do macho foram equivalentes e menores aos estimados por Haimovici et al., (2021), após observar uma série temporal de 1976 a 2017 de indivíduos desembarcadas no Sul do Brasil. Os valores relativamente inferiores em relação aos outros estudos podem ser resultado da seletividade do aparelho de pesca que tende a capturar uma população de dimensão estrita de corvina com ressalva para a sobrepesca e que é capaz de levar a extinção de espécies com tamanho maiores como já foi apontado por Schwingel e Castello (1990) e Haimovici et al., (1989).

A velocidade de crescimento para machos ($k = 0,139$) e para fêmeas ($k = 0,127$) das corvinas analisadas no estoque sudeste estiveram próximas ao encontrado Schwiguel e Castello (1990) para o estoque sul ($k = 0,174$ para machos e $k = 0,152$ para fêmeas), de modo que os machos apresentaram maiores taxas de crescimento quando comparadas aos fêmeas, correspondendo a ciclos de vida mais curtos. O valor de coeficiente de crescimento (k) é influenciado diretamente por causas genéticas e fisiológicas (Fonteles-Filho 2011). Sparre e Venema (1997) apontam que os valores dos parâmetros de crescimento assim como outros aspectos do ciclo de vida de uma determinada espécie podem diferir de espécie para espécie, variar de estoque para estoque ou até mesmo modificar entre machos e fêmeas de uma mesma espécie dentro de uma mesma população dependendo da fisiologia de cada indivíduo, condições ambientais e taxas de exploração.

Temperaturas elevadas e condições favoráveis para alimentação contribuem para aumentar a velocidade com que as espécies crescem promovendo um rápido envelhecimento fisiológico dos indivíduos, padrão inverso ocorre em temperaturas baixas, na qual o metabolismo retarda e as taxas de crescimento diminuem elevando a expectativa de vida. (Pauly, 1980). Situação observada e confirmada por Vazzoler (1971), ao verificar diferenças entre os parâmetros de indivíduos do Sul e do Sudeste, na qual, espécies residentes ao Sul obtiveram taxas de crescimento mais baixas, maiores tamanhos e maiores idades em relação a espécies do Sudeste. *M. furnieri* ocorre em toda a costa brasileira, com maior constância no sudeste e sul do país, no entanto a espécie apresenta padrões de comportamento divergentes ao longo de toda a região de ocorrência, afirma Vazzoler (1962), não constituindo um grupo homogêneo sugerindo a presença de dois estoques (Levy e Conceição, 1998; Haimovici et al. 2021). O processo de crescimento e reprodução são atividades que competem praticamente pelos mesmos recursos limitados que a espécie pode oferecer. Espécies demersais longevas como a corvina que apresentam crescimento lento ($k < 0,5$), despendiam maior quantidade energética para seu crescimento somático podendo ser classificadas como espécies k-estratégistas. Características que promovem a esse tipo de espécie menor exposição a situações de riscos quando as condições ambientais são desfavoráveis mantendo o sucesso do estoque.

Na Bacia de Santos, a pressão de pesca sobre *M. furnieri* aumentou gradualmente entre a década de 1960 (aproximadamente 13.500 toneladas) e a

década de 2000 (aproximadamente 31.500 toneladas) (Haimovici, 1977; Valentini e Pezzutto, 2006). Os primeiros aumentos, ao longo das décadas de 1960 e 1970, foram associados a incentivos federais para a industrialização da pesca coordenados pela Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) (Brasil, 1962; Goulart Filho, 2017). Posteriormente, novos incentivos observados entre as décadas de 1980 e 2010 estavam ligados à exploração de parcelas de estoque antes não exploradas, como resultado de políticas que restringiram a operação de arrastos de parelha e emalhe perto da costa (SUDEPE, 1984a, 1984b, 1984c, 1984d; IBAMA, 1992, 1994a, 1994b; MMA, 2004; SMA-SP, 2008; MPA/MMA, 2012), forçando a frota a mudar suas operações para o sul e para águas mais profundas (Valentini e Pezzutto, 2006).

Além disso, no final da década de 1990, outras frotas pesqueiras, incluindo emalhe e cerco, redirecionaram suas operações para explorar os estoques de *M. furnieri*, decorrente da queda substancial na produção de elasmobrânquios e sardinhas (Valentini e Pezzutto, 2006). Em conjunto com os efeitos derivados da seletividade dos aparelhos de pesca, esses eventos contribuíram para aumentar a exploração dessa parcela maior e mais velha de *M. furnieri*, revelando uma mortalidade dependente do tamanho relacionada à pesca (Kristiansen e Svasand, 1998).

Haimovici et al. (1989) colocam que com o aumento nas capturas e sobrepesca da população de corvina na região Sul do Brasil as espécies sofreram uma forte redução no índice de CPUE (Captura por Unidade de Esforço), ocasionado desaparecimento de indivíduos com tamanhos maiores, motivo relevante que provoca valores mais baixos em seus comprimentos assintóticos. É importante notar que as divergências nos valores podem ser resultado também da influência dos fatores ambientais, atividades migratórias, fatores fisiológicos da espécie, características genéticas (Carneiro et al. 2005) e devido ainda a diferenças entre às populações Sudeste e Sul do Brasil (Schwiguel e Castello, 1990).

Alterações na estrutura do ciclo de vida já foram observadas para muitas populações de peixes por todo o mundo assim como para a corvina, em resposta a intensificação da atividade pesqueira (Andriguetto-Filho et al. 2022; Torre et al. 2022; Bianchi et al. 2020; Sharpe e Hendry, 2009; Audzijonyte et al. 2013). Redução do tamanho, modificação na estrutura etária, alterações nos períodos

reprodutivos, de crescimento e nas taxas de mortalidade e a própria exploração indicam um decaimento dos níveis populacionais, com reduções significativas no estoque pesqueiro (Haimovici et al. 2016).

De acordo com dados temporais de captura e esforço de pesca da população de corvina, desde 1976 a 2002, Vasconcelos e Haimovici, (2006) observaram que se a exploração insustentável continuasse ou persistisse, os estoques de *M. furnieri* apontariam períodos de decadência nos anos seguintes, reduzindo a capacidade de auto renovação da espécie. Contudo a corvina tem se mostrado uma espécie com grande poder de resiliência, de modo que a constante ocorrência nos desembarques mesmo perante o excessivo esforço de pesca, ainda é significativo e representativo em números de captura (Haimovici et al. 2021).

Modificações nas taxas de crescimento e idade de primeira maturação podem ocorrer facilmente perante a quaisquer modificações ambientais, biológicas ou genéticas (Law, 2007; Morrongiello e Thresher, 2015). Para a população da corvina em face a exploração dos estoques, modificação de seus habitats, redução de espectro alimentar através da própria atividade pesqueira, poluição e degradação dos ecossistemas aquáticos, não foi verificada alterações quanto ao tamanho de primeira maturação. O crescimento individual da *M. furnieri* apresentou aumentos entre os as décadas de 70 até os anos 2000 acompanhado de estabilidade em períodos seguintes (Haimovici et al. 2021), indicando uma população resistente.

Anormalidades otolíticas (morfológicas e estruturais) podem ocorrer como respostas ao estressores internos e externos, genética ou alterações ambientais (Yedier et al., 2022). A poluição ambiental e modificações nas condições ambientais são um dos principais condicionantes para o desenvolvimento de otólitos anômalos, mesmo que as causas para as deformidades ainda sejam incertas e requeiram mais estudos (Yedier et al., 2024). A corvina apresenta sagittas grandes e bastante características dos indivíduos da família Sciaenidae em geral. Tem formato piriforme, comprida e arredondadas, com região anterior e posterior arredondada, dorso liso e sulcus acusticus na posição medial e orientação horizontal (Schwarzahns, 1993). Para o estoque Sudeste as corvinas não apresentaram anomalias aparentes nas sagittas. Mesmo com esse resultado não se anula o fato que o estoque esteja sofrendo as consequências da poluição

e degradação ambiental e ação antrópica (Yedier e Bostanci, 2020).

Condições que associadas entre si, promovem ao estoque da corvina significativa capacidade adaptativa de resiliência mesmo sofrendo sucessivos aumentos nas taxas de exploração. No entanto Haimovici et al. (2021) coloca que, mesmo com a grande capacidade de resistência das populações de corvina, caso se mantenha excessiva a exploração dos estoques, o risco de colapso nas capturas pode estar mais próximo, havendo a necessidade de constantes monitoramentos do bem-estar das populações de corvina na região Sudeste e Sul do Brasil, buscando medidas que promovam uma gestão compartilhada desse recurso, engajando usuários, setor público e comunidade em geral, na tomada de decisão, no intuito de alcançar o desenvolvimento sustentável das capturas pesqueiras brasileiras.

2.5. CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram que a espécie apresenta uma longevidade considerável, com indivíduos atingindo até 32 anos de idade, embora a maioria da população capturada esteja concentrada entre 2 e 15 anos. A análise dos incrementos anuais nos otólitos mostrou-se eficaz para estimar a idade e compreender os padrões de crescimento, com precisão validada entre leitores experientes. Os parâmetros de crescimento estimados, como o comprimento máximo teórico (Ct^∞) e a taxa de crescimento (k), indicaram que a corvina é uma espécie de crescimento lento, e ciclo de vida longo (k -estratégistas). Mesmo com considerável adaptabilidade é uma espécie particularmente vulnerável à sobrepesca e a alterações ambientais, uma vez que mudanças na estrutura etária e nas taxas de crescimento podem comprometer a resiliência populacional. A comparação com estudos anteriores sugere que a pressão pesqueira e a seletividade dos aparelhos de captura têm influenciado a estrutura etária da população, com uma redução na proporção de indivíduos mais velhos e de maior tamanho ao longo das décadas. Apesar da intensa exploração e das alterações ambientais, a corvina demonstrou uma notável capacidade de resiliência, mantendo-se como um recurso pesqueiro importante na região. Em síntese, este trabalho reforça a importância de estudos baseados em otólitos para a avaliação de estoques pesqueiros e destaca a necessidade de políticas de gestão que considerem as particularidades biológicas e ecológicas da corvina, visando

equilibrar a exploração econômica com a conservação da espécie e de seus habitats. A continuidade de pesquisas nessa linha é crucial para acompanhar as mudanças populacionais e garantir a sustentabilidade dos recursos pesqueiros na região Sudeste do Brasil.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, A. J.; CLAIBORNE, A. M.; SMITH, W. (2022). Validation of age estimates for Chum and Sockeye salmon derived from otolith and scale analysis. **Fisheries Research**, p. 106556.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J. M., MEDEIROS, R. P., VAZ-DOS-SANTOS, A. M., & CHAVES, P. DE T. DA C. (2022). Shrimp up, fish down, and vice-versa: Fishers' strategies and long-term changes in small-scale fisheries landings at two spatial levels in Southern Brazil. **Marine Policy**, 143, 105184. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105184>
- AVIGLIANO, E.; MARTINEZ, C. F. R.; VOLPEDO, A. V. (2014). Combined use of otolith microchemistry and morphometry as indicators of the habitat of the silverside (*Odontesthes bonariensis*) in a freshwater–estuarine environment. **Fisheries Research**, v. 149, p. 55–60.
- AVIGLIANO, E., ALVES, N.M., RICO, M.R., RUARTE, C.O., D'ATRI, L., MÉNDEZ, A., PISONERO, J., VOLPEDO, A.V., BORSTELMANN, C., 2021. Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. **Fish. Res.** 240, 105953–105953. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105953>.
- AZEVEDO, J. S., BRAGA, E. S., FAVARO, D. T., PERRETTI, A. R., REZENDE, C. E., & SOUZA, C. M. M. (2011). Total mercury in sediments and in Brazilian Ariidae catfish from two estuaries under different anthropogenic influence. **Marine Pollution Bulletin**, 62(12), 2724–2731. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.015>
- AZEVEDO-SANTOS, VM; GONÇALVES, GRL; PS MANOEL, MC; ANDRADE, FP; LIMA, FM. (2019). Pelicice Ingestão de plástico por peixes: uma avaliação global **Ambiente. Poluir.** 255, Artigo 112.994.
- AUDZIJONYTE, Asta; KUPARINEN, Anna; FULTON, Elizabeth A. (2013). How fast is fisheries-induced evolution? Quantitative analysis of modelling and empirical studies. **Evolutionary Applications**, v. 6, n. 4, p. 585-595.
- BEAMISH, R.J., FOURNIER, D.A., (1981). A method for comparing the precision of a set of age determinations. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 38, 982–983. <https://doi.org/10.1139/f81-132>
- BAGENAL, T. B. & TESCH, F. W. (1978). Age and growth. In: Bagenal, T. B. ed. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Oxford, Blackwell **Scientific Publ.** p. 101-136.
- BIANCHI, G. G. GISLASON, H., GRAHAM, K., HILL L. JIN, X., KORANTENG, K., MANICKCHAND-HEILEMAN; PAYÁ S., I., SAINSBURY, K. F. SANCHEZ, K. ZWANENBURG. (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. **ICES Journal of marine Science**, v. 57, n. 3, p. 558-

571. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>.

CASSELMAN, J. M. (1987). Determination of age and growth. In: WEATHERLEY, A. H.; GILL, H. S. **The biology of fish growth**. Academic Press, London. p. 209-242.

CAMPANA, S.E., JONES, C.M., 1992. Analysis of otolith microstructure data. Otolith microstructure examination and analysis. Can. Spec. Publ. **Fish. Aquat. Sci.** 117, 73-100.

CAMPANA, S. E. (2001). "Accuracy, Precision and Quality Control in Age Determination, Including a Review of the Use and Abuse of Age Validation Methods." **Journal of Fish Biology**, vol. 59, no. 2, pp. 197–242. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00127.x>.

CAMPANA, S. E. (2005). Otolith science entering the 21st century. *Marine and Freshwater Research*, v. 56, n. 5, p. 485.

CAVOLE, L. M.; HAIMOVICI, M. (2015). The use of otolith microstructure in resolving issues of ageing and growth of young *Micropogonias furnieri* from southern Brazil. **Marine Biology Research**, v. 11, n. 9, p. 933–943, 19.

COSTA, M. D. P.; MUELBERT, JH.; MORAES, LE.; VIEIRA, JP.; CASTELLO, JP. (2014). "Estuarine Early Life Stage Habitat Occupancy Patterns of Whitemouth Croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil." **Fisheries Research**, vol. 160, pp. 77–84. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.10.025>.

CHANG, W. Y. B. (1982). A statistical method for evaluating the reproducibility of age determination. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 39, p. 1008- 1010.

FAO Fisheries & Aquaculture. Disponível em: <<https://www.fao.org/fishery/en/publications>>. Acesso em: 25 fev. 2023.

FRANCO, Taynara P; ALBUQUERQUE, Criatiano Q.; SANTOS, Rosa S.; SAINT'PIERRE, Tatiana D.; ARAUJO, Francisco G. (2019). "Leave Forever or Return Home? The Case of the Whitemouth Croaker *Micropogonias furnieri* in Coastal Systems of Southeastern Brazil Indicated by Otolith Microchemistry." **Marine Environmental Research**, vol. 144, pp. 28–35. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.015>.

FONTELES-FILHO, A. A. 2011. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. 1. ed. Fortaleza, Expressão gráfica, 464p.

FONTELES FILHO, A. A.: **Recursos pesqueiros: biologia e dinâmica populacional**. 1. ed. Fortaleza Imprensa Oficial do Ceará. 1989. p. 296.

HAIMOVICI, M.; IGNÁCIO, JM. *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). CLW Rossi, MC Cergole, AO Ávila-da-Silva (Eds.). (2005). Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração. **Série Documentos Revizee Score Sul**, IOUSP, São Paulo 2005,pp. 101 – 107.

HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. (2016). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Marine Biology Research**, v. 13, n. 1, p. 135–150.

- HAIMOVICI, Manuel; CARDOSO, Luis Gustavo; UNPIERRE, Ricardo Gatto. (2016). Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. **Latin american journal of aquatic research**, v. 44, n. 5, p. 1080-1095.
- HAIMOVICI, M. (1997). **Recursos pesqueiros demersais da região sul subsídios para o levantamento do estado da arte dos recursos vivos marinhos do brasil -programa revizee**. Editado pela Fundação de Estudos do Mar (FEMAR), Rio de Janeiro, 81p. Disponível em: <https://demersais.furg.br/images/producao/1997_haimovici_recursos_demersais_re_giao_sul_femar.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2023.
- HAIMOVICI, M. ET AL. (2021). HAIMOVICI, M., CAVOLE, L. M., COPE, J. M., & CARDOSO, L. G. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. **Fisheries Research**, 237, 105878. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105878>.
- HAIMOVICI, M., MARTINS, A.S., FIGUEIREDO, J.L., VIEIRA, P.C., 1994. Demersal bony fish of the outer shelf and upper slope of the southern Brazil Subtropical Convergence Ecosystem. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 108, 59–77. <https://doi.org/10.3354/meps108059>.
- HAIMOVICI, M., RODRIGUES, L.D.S., LUCATO, S.H., FREIRE, M.D.A., FISCHER, L.G., CARDOSO, L.G., 2024. Otolith atlas for marine fishes of the southwestern Atlantic occurring along southern Brazil (28° S-34° S). **Mar. Fish. Sci.** 37, 53-207. <https://doi.org/10.47193/mafis.3712024010101>.
- HOXMEIER, R. J. H.; ADAY, D. D.; WAHL, D. H. (2001). Factors Influencing Precision of Age Estimation from Scales and Otoliths of Bluegills in Illinois Reservoirs. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 21, n. 2, p. 374–380.
- ISAAC, V.J. (1988). Synopsis of biological data on the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). **FAO Fisheries Synopsis**, n.150, 35p.
- ISAAC-NAHUM, V.J. (1989). Analysis of methods for the estimation of fish growth parameters, based on data from the Family Sciaenidae and o simulated data. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch Naturwissnschaftlichen Fakultat der Christian-Albrechts zu Kiel. 244p.
- KRUSE, C.G., GUY, C.S. and Willis, D.W., (1993). *Comparison of otolith and scale age characteristics for black crappies collected from South Dakota waters*. **North American Journal of Fisheries Management**, 13(4), pp.856-858.
- LEVY, J. A.; MAGGIONI, R.; CONCEIÇÃO, M. B. (1998). Close genetic similarity among populations of the white croaker (*Micropogonias furnieri*) in the south and south- eastern Brazilian coast. I. Allozyme studies. **Fisheries Research**, v. 39, n. 1, p. 87– 94.
- MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M. (2020). Key prey indicates high resilience on marine soft bottom habitats. **Marine Environmental Research**, v. 159, p. 104963.
- MORALES-NIN, B., (1987). Métodos de determinación de la edad en los osteíctios en base a estructuras de crecimiento. **Informes Técnicos Investigaciones Pesqueras** 143: 30 p

- MORALES-NIN, B. (1998). Age determination in a tropical fish, *Lethrinus nebulosus* (Forsk., 1775) (Teleostei: Lethrinidae) by means of otolith interpretation. **Investigaciones Pesquera** 52, 237–244.
- MORALES-NIN, B. (2000). Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. **Fisheries Research**, v. 46, n. 1-3, p. 53–67.
- MOTULSKY, H. AND CHRISTOPOULOS, A. (2003) Fitting Models to Biological Data Using Linear and Nonlinear Regression: A Practical Guide to Curve Fitting. **Oxford University Press**, Oxford.
- NEVES DE ARAÚJO, J.; MARTINS, S.; GONÇALVES DA COSTA, K. Idade e crescimento da cioba, *Ocyurus chrysurus*, da Costa Central do Brasil (Age and growth of yellowtail snapper, *Ocyurus chrysurus*, from Central Coast of Brazil). [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rboce/a/dfLpwdhHtkBXZZTxQHbGxpx/?lang=pt&format=pdf> Acesso em: 27 fev. 2023.
- NIKOLSKY, G. V., (1963), **The ecology of fishes**. 6. ed. London, Academic Press, 353p.
- PACHECO, I., CORRÊA, B., & VIANNA, M. (2015). DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE *Micropogonias furnieri* (PERCIFORMES, SCIAENIDAE) EM UM ESTUÁRIO TROPICAL. **Boletim Do Instituto de Pesca**, 41(1), 1–18. https://www.researchgate.net/publication/274373567_DISTRIBUICAO_ESPACO-TEMPORAL_DE_Micropogonias_furnieri_PERCIFORMES_SCIAENIDAE_EM_U_M_ESTUARIO_TROPICAL_NO_SUDESTE_DO_BRASIL.
- POLITIKOS, Dimitris V.; PETASIS, Georgios; CHATZISPYROU, Archontia; MYTILINO, Chryssi; ANASTASOPOULOU, Aikaterini. (2021). “Automating Fish Age Estimation Combining Otolith Images and Deep Learning: The Role of Multitask Learning.” **Fisheries Research**, vol. 242, p. 106033. *DOI.org (Crossref)*, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106033>.
- SCHROEDER, F. de A.; CASTELLO, JORGE PABLO. (2010). An essay on the potential effects of climate change on fisheries in Patos Lagoon, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 320-330.
- SCHWARZHANS, Werner. (1993). *A comparative morphological treatise of recent and fossil otoliths of the family Sciaenidae (Perciformes)*. F. Pfeil.
- SCHWINGEL, Paulo R.; CASTELLO, Jorge Pablo. (1990). Validación de la edad y crecimiento de la corvina.
- SHARPE, Diana MT; HENDRY, Andrew P. SYNTHESIS. (2009). Life history change in commercially exploited fish stocks: an analysis of trends across studies. **Evolutionary applications**, v. 2, n. 3, p. 260-275.
- TORRES, P. et al. (2022). Risk assessment of coastal fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). **Fisheries Research**, v. 246, p. 106156.
- VASCONCELLOS, Marcelo, and HAIMOVICI, Manuel. (2006). “Status of White Croaker *Micropogonias furnieri* Exploited in Southern Brazil According to Alternative Hypotheses of Stock Discreteness.” **Fisheries Research**, vol. 80, no. 2–3, pp. 196–202. *DOI.org (Crossref)*, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.04.016>.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., 2015. Otolitos en estudios de edad y crecimiento em

- peces, in: Volpedo, A.V., Vaz-dos-Santos, A.M. (Eds.), *Métodos de Estudios Con Otolitos: Principios Y Aplicaciones*, CAFP-BA-PIESCI, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pp. 93–121.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., 2021. Dinâmica populacional: crescimento, in: Mai, A.C.G. (Ed.), *Biologia Pesqueira. Mundo Acadêmico*, Porto Alegre, pp. 19-68.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., (2023). FishCAST: Collection of Fish Calcified Structures. <https://www.fishcast.info/> (accessed 17 October 2024).
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., (2019). Growth in fisheries resources from the Southwestern Atlantic. IOUSP, São Paulo.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., SILVEIRA, E.L., (2021). Idade e crescimento de peixes de riacho: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas. *Oecol. Aust.* 25, 344-366. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.08>.
- VALENTIN, H., PEZZUTO, P.R., 2006. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil com base na produção controlada do período 1986-2004. **Série Documentos Revizee-Score Sul**, IOUSP.
- VASCONCELLOS, Marcelo; HAIMOVICI, Manuel. (2006). Status of white croaker *Micropogonias furnieri* exploited in southern Brazil according to alternative hypotheses of stock discreteness. **Fisheries Research**, v. 80, n. 2-3, p. 196-202.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M., (1971). Diversificação fisiológica e morfológica de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1822) ao sul de Cabo Frio, Brasil. **Bol. Inst. Oceanogr.**, 20 (2):1-70.
- VAZZOLER, Anna Emilia Amato de Moraes. (1991). Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (desmarest, 1823), da costa do Brasil. **Atlântica. Rio Grande: Instituto Oceanográfico**, Universidade de São Paulo. Acesso em: 05 jan. 2023.
- VIGLIOLA, L., MEEKAN, M.G., 2009. The back-calculation of fish growth from otoliths. In: Green, B.S., Mapstone, B.D., Begg, G.C.G. (Eds.), **Tropical Fish Otoliths: Information for Assessment, Management and Ecology**. Springer Dordrecht Heidelberg London, New York, pp. 174–211.
- VICENTINI, R. N.; ARAÚJO, F. G. (2003). Sex ratio and size structure of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Perciformes, Sciaenidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, **Brazil. Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 559–566.
- YEDIER, S.; İSMAIL B. D., YUSUF Ş., & DERYA BOSTANCI. (2024). Presence of abnormal otoliths in hallucinogenic fish and their comparison with normal otoliths using light and scanning electron digital imaging. **Microscopy Research and Technique**, 87(12), 3016–3025. <https://doi.org/10.1002/jemt.24670>
- YEDIER, S., BOSTANCI, D., & TÜRKER, D. (2022). Morphological and Morphometric Features of the Abnormal and Normal Saccular Otoliths in Flatfishes. **The Anatomical Record**. <https://doi.org/10.1002/ar.25106>.
- YEDIER, S., & BOSTANCI, D. (2020). Aberrant otoliths in four marine fishes from the Aegean Sea, Black Sea, and Sea of Marmara (Turkey). **Regional Studies in Marine Science**, 34, 101011. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101011>.
- YESAKI, M.; BAGER, KJ. (1975). Histórico da evolução da pesca industrial em Rio Grande. **Série Documentos Técnicos SUDEPE/PDP nº 11**Rio Grande.

YOSEF, T. G.; CASSELMAN, J. M. (1995). A procedure for increasing the precision of otolith age determination of tropical fish for differentiating biannual recruitment. **Mar. Sci.**, n. 19, p. 247-269.

ZHUANG, L.; YE, Z.; ZHANG, C. (2014). Application of otolith shape analysis to species separation in *Sebastes* spp. from the Bohai Sea and the Yellow Sea, northwest Pacific. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 2, p. 547–558.

3. CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO TRATO DIGESTÓRIO DE *MICROPOGONIAS FURNIERI* NA BACIA DE SANTOS

RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar a presença de detritos plásticos no conteúdo do trato digestivo de *Micropogonias furnieri*, a mais importante espécie de peixe demersal da região Sudeste do Brasil. Em laboratório, um total de 150 indivíduos foram medidos ($230 \leq TL \leq 674$ mm), pesados ($136 \leq TW \leq 3,221$ g), e seus conteúdos intestinais foram avaliados. Os alimentos ingeridos foram identificados e os detritos de plástico observados ao estereomicroscópio foram isolados e submetidos à análise física Espectroscopia de infravermelhos com transformada de Fourier de reflectância total atenuada (ATR-FTIR) para identificar a composição química e determinar os polímeros. Foi observado um total de 190 partículas de plástico em 51,8% dos estômagos que continham alimentos. Os detritos plásticos recuperados variaram de uma a doze partículas por indivíduo (média \pm s.d. de $3,33 \pm 2,25$). A cor variou e o tamanho das partículas variou de 0,075 a 19,139 mm. Não houve relação entre o número de detritos plásticos recuperados nos estômagos de *M. furnieri* em relação ao comprimento total, peso total, peso do estômago e porcentagem de repleção. Os polímeros mais comuns foram a poliamida (28,42%) e o poliestireno (27,37%), e o valor total do índice de perigo dos polímeros para a dieta de *M. furnieri* foi de 35.544,77, correspondendo a um perigo extremo, com efeitos muito tóxicos e duradouros. Considerando os efeitos da ingestão de plásticos por peixes marinhos e os potenciais riscos para a saúde humana, a contaminação da corvina com itens nocivos à sua dieta revela um problema de contaminação ambiental, uma preocupação alarmante com a poluição plástica nos sistemas marinhos.

Palavras-chave: Poluição plástica, microplástico, dieta, teleósteo, ambiente marinho.

3.1. INTRODUÇÃO

A poluição ambiental já é um problema global que vem alcançando escalas inimagináveis (Digka et al., 2020). Os mares, oceanos e regiões costeiras ao redor do globo sofrem constantemente com a crescente urbanização, industrialização e aumento do poder de exploração humana (Salazar-Pérez et al., 2021). Nos últimos anos, materiais de diferentes natureza e oriundos de atividade humana chegam aos ecossistemas marinhos através de diversas fontes: aterros sanitários, lixo doméstico, resíduos industriais; descartados ou perdidos nesses ambientes (Salazar-Pérez et al., 2021). E o plástico consiste em ser o componente mais abundante do lixo marinho (Digka et al., 2020; Salazar-Pérez et al., 2021) encontrado em diferentes habitats.

Materiais plásticos são atualmente a base da produção de inúmeros produtos de uso comum de grande parte da população (Yücel e Kiliç, 2022). Fácil modelagem, resistência, durabilidade e baixo custo são algumas das características que levam essa matéria prima ser preferível nos processos industriais de todo o mundo (Chen et al., 2023; Gu et al., 2020; Plastics Europe, 2021). Desde o início da revolução plástica no século XX, é quase impossível pensar que exista ainda algum aspecto da vida moderna que não seja impactada ou influenciada pelos plásticos, desde utensílios domésticos até grandes processos industriais utilizam o plástico na sua base fundadora (Plastic Europe, 2021).

A produção mundial de plásticos já ultrapassou os 350 milhões de toneladas e, pela aplicabilidade desse produto e processos de oferta e demanda, a produtividade só tende a aumentar (Plastic Europe, 2021). Grande parte dos resíduos no final da cadeia produtiva tem destino os oceanos (Yaghmour et al., 2022). Considerando a falta ou má gestão dos resíduos, descartes inadequados e a própria persistência desse material pode-se gerar um cenário de acúmulo substancial dos plásticos nos oceanos (Digka et al., 2020).

No ambiente marinho, o material plástico está sujeito à fragmentação pela abrasão mecânica, ação dos ventos e temperatura, além dos processos de dispersão pelas forças das correntes, levando a poluição ambiental a locais distantes de sua origem (Vendel et al., 2017; Chiba et al., 2018; Lacerda et al., 2019), ampliando ainda mais a distribuição, contaminação e acumulação nos ambientes marinhos (Barnes, 2002; Lacerda et al., 2019), degradando habitats,

prejudicando a navegação, interferindo no funcionamento da biota aquática, dificultando o funcionamento de seus processos vitais a sua sobrevivência (Barnes, 2002; Gregory, 2009; Wrigh et al., 2013).

Praias, águas superficiais, estuários, regiões costeiras, ao longo de toda a coluna de água, região bentônica e até em ambientes mais remotos dos ecossistemas aquáticos, já é possível observar a presença de material plástico (Claessens et al., 2011; Lattin, et al., 2004; Moore, et al., 2011; Thompson, et al., 2004). Fato que facilita a interação entre poluentes e animais aquáticos, provoca efeitos drásticos em diferentes níveis tróficos, transferindo seus contaminantes associados, até mesmo ao próprio homem, que se torna consumidor final dessa proteína animal, que já absorveu grandes quantidades de poluentes plásticos bioacumulados por longos períodos (Wright et al., 2013). A quantidade de detrito plástico que os organismos aquáticos conseguem ingerir, atualmente, ainda são imensuráveis (Salazar-Pérez et al., 2021). Desde espécies com alto valor comercial até as espécies que compõem o fluxo ecológico ambiental ainda não apresentam um conjunto substancial de informações sobre o seu bem-estar natural (Lattin et al., 2004).

A corvina é uma importante espécie demersal da biota costeira brasileira, com alto valor comercial que constitui um dos principais recursos pesqueiros da região Sudeste e Sul do país (Chaguri et al., 2014; Haimovici et al., 2021). No entanto, mesmo com a importância ecológica e econômica que essa espécie apresenta para a região costeira brasileira, informações sobre interferência da poluição antrópica em sua dinâmica populacional e no funcionamento ecossistêmico ainda são pouco difundidos, havendo a necessidade de suprir as lacunas informativas para uma gestão mais eficaz desse recurso e do ambiente.

Além disso, o pescado em geral, assim como a corvina está entre as principais fontes proteicas para a dieta humana, devido suas características bioquímicas: altamente nutritivo, rico em proteína, iodo, fósforo, cálcio, vitaminas, ácidos graxos (FAO, 2020). No entanto, essa interação com poluentes físicos, químicos e biológicos com certa constância tem gerado um grande problema ecossistêmico, ambiental e de saúde pública. Dentro destas perspectivas e com intuito de gerar alertas sobre o aumento da exposição alimentar a microplásticos, a própria degradação ambiental, a interferência nos estoques e destruição de ecossistemas por meio da ação antrópica, este trabalho tem por objetivo

investigar a presença, frequência e características de detrito plástico na dieta de uma espécie comercialmente importante, *M. furnieri*, para a região da Baía de Santos, altamente urbanizada e modificada pela ação do homem.

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Como parte do Projeto Santos - Caracterização Ambiental da Baía de Santos, liderado pela PETROBRAS/CENPES, amostras de *M. furnieri* foram coletadas mensalmente de agosto de 2021 a setembro de 2022 em desembarques comerciais da região. O objetivo foi obter pelo menos dez indivíduos para cada classe de comprimento total de 30 mm. Em laboratório, foram registrados o peso corporal (com uma aproximação de 0,1 g, Pt) e o comprimento total (com uma aproximação de 0,1 mm, Ct) de cada indivíduo. Para avaliar a dieta da corvina, cada peixe foi submetido a um processo de dissecação limpa para evitar qualquer contaminação de material, seguindo protocolos padrão (cf. Justino et al., 2021; Bruzaca et al., 2022).

O trato gastrointestinal (estômago e intestinos) foi cuidadosamente removido da cavidade abdominal. Foi efetuada uma incisão na extremidade da válvula pilórica para separar o estômago e o intestino. O peso húmido do estômago foi medido com uma balança analítica eletrônica (Pe, com 0,0001 g, de precisão), lavado com água destilada, fixado em formalina a 5% e conservado em etanol a 70% (Dantas et al., 2020; Ribeiro-Brasil et al., 2020; Neto et al., 2020). Espécimes com estômagos evertidos foram excluídos da análise.

A dieta da corvina foi estudada com base na análise de conteúdos estomacais. Os estômagos foram dissecados sob microscópio estereoscópico e classificados empiricamente quanto à repleção: cheio, ½ cheio (50%), ¼ cheio (25%) ou vazio (Herrán, 1988; Silveira et al., 2020). Os conteúdos estomacais foram separados em condições estéreis utilizando uma série de peneiras com malhas de 100 µm, 50 µm e 20 µm, respectivamente (adaptado de Lusher et al., 2017; Hamed et al., 2023; Matluba et al., 2023). Os materiais maiores foram previamente removidos da primeira peneira para evitar entupimento. Os detritos plásticos de cada peneira foram cuidadosamente analisados em um microscópio estereoscópico acoplado a um analisador de imagens em diferentes ampliações (20×, 40× e 80×). Todos os materiais foram fotografados e depois armazenados em microtubos

previamente lavados uma vez com água destilada e outra com etanol a 70% (Kim et al., 2015; Viršek et al., 2016).

As imagens foram analisadas para confirmar se estes materiais eram de fato detritos plásticos, tendo em conta: i) a ausência de arranjos celulares e/ou orgânicos, desconsiderando a possível presença de material orgânico incrustado na superfície; ii) a espessura homogênea do material; iii) a cor uniforme e a presença de brilho, apesar de algumas variações devido a processos ambientais e biológicos. Esta etapa foi apoiada por análises de polímeros posteriores, com o objetivo de eliminar a subjetividade da análise visual (Lusher et al., 2017).

Os detritos plásticos foram então classificados de acordo com uma combinação de tamanho, forma e cor. As categorias de tamanho incluíam microplásticos (< 5.000 µm), mesoplásticos (5.000-25.000 µm) e macroplásticos (25.000-1.000.000 µm) (GESAMP, 2019). As categorias de forma incluíam fibras (origem têxtil), filamentos (origem da pesca), fragmentos e esferas (GESAMP, 2019). Os fragmentos eram irregulares e rígidos. Os filamentos e as fibras eram estruturas longas ou curtas. As esferas tinham formato arredondado. Todos os detritos plásticos foram classificados como pretos, brancos, translúcidos e coloridos (Nuamah et al., 2022; Viršek et al., 2016). Como as fibras podem ser uma indicação de contaminação aérea, elas não foram incluídas nas análises para evitar viés (Viršek et al., 2016; Chan et al., 2019). Para determinar a contribuição de cada categoria de presa para a dieta de *M. furnieri*, foram calculadas a frequência de ocorrência (%O), a abundância numérica (%N) e o peso húmido (%P) das categorias de presas (Hyslop, 1980; Zavala-Camin, 1996; Silveira et al., 2020):

$$O\% = \left(\frac{Sf_{fj}}{Sf_j} \right) \times 100$$

$$N\% = \frac{1}{Sf_i} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \frac{N_{fi}}{\sum_{i=1}^f N_{fi}}$$

$$P\% = \frac{1}{Sf_i} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \frac{P_{fi}}{\sum_{i=1}^f P_{fi}}$$

Os detritos plásticos isolados foram enviados para o Laboratório Multiusuário

de Análises Químicas da UNESP/Araraquara. A análise da composição química foi realizada através da Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier por Reflectância Total Atenuada (ATR-FTIR). Aproximadamente 1 g de amostras foram submetidas a uma carga fixa no elemento de reflexão interna (ERI) para garantir o contacto completo com o ATR de diamante. Cada amostra foi submetida a vinte e quatro varrimentos, com uma média de resolução de 0,25 cm na gama de números de onda de 400-4000 cm^{-1} (definições predefinidas do software Bruker OPUS 6.5). A identificação dos polímeros foi efetuada através da comparação dos espectros com bibliotecas de referência, avaliando as alturas dos picos de absorção para identificação e semelhança. O pacote Simple Baseline no software Peak Spectroscopy foi utilizado para gerar espectros, seguindo o protocolo para amostragem de microplásticos na superfície do mar e análise de amostras (Viršek et al., 2016).

Para avaliar “o nível de perigo induzido pelos microplásticos” (Shekoohiyan e Akbarzadeh, 2022) na dieta da corvina, o PHI foi calculado utilizando a percentagem do tipo de polímero dos microplásticos observados no estômago (P_n) e a pontuação de perigo do polímero (S_n) do tipo de polímero de cada microplástico (Lithner et al., 2011; Ranjani et al., 2021):

$$\text{PHI} = \sum_0^n P_n \times S_n$$

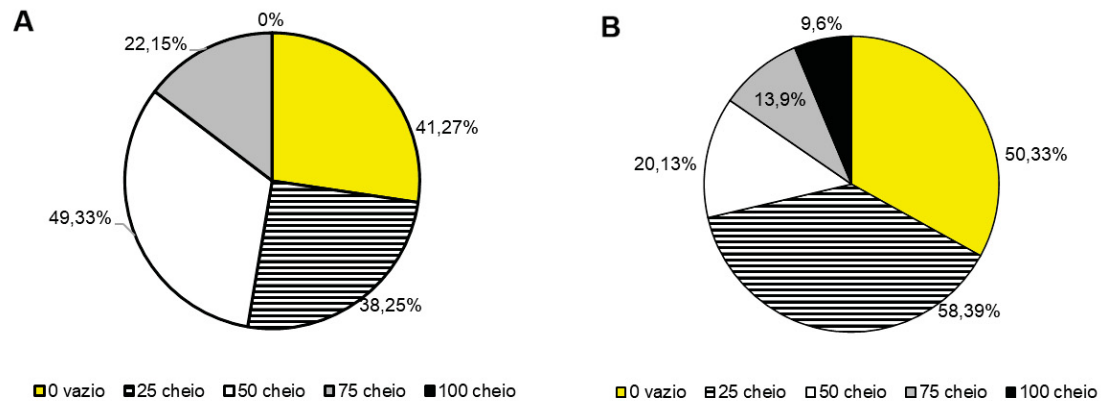
3.3. RESULTADOS

3.3.1. Amostra e conteúdo estomacal

Um total de 150 indivíduos de *M. furnieri* foram examinados neste estudo, com um Ct variando de 230 a 674 mm (média \pm desvio padrão = 378,22 \pm 99,87 mm) e um Pt variando de 136 a 3.221 g (726,49 \pm 599,66 g). Em relação ao conteúdo estomacal, a avaliação empírica mostrou que 73% da amostra continha algum alimento, enquanto 27% estavam vazios (Figura 1A). Após a dissecação do estômago e o cálculo da percentagem de repleção, as percentagens alteraram-se para 67% e 33%, respetivamente (Figura 1B). No entanto, verificou-se uma elevada concordância entre as duas técnicas ($r_s = 0,742$, $P = 2,70 \times 10^{-27}$).

Figura 1 - Frequência de ocorrência de repleção empírica e índices percentuais de repleção

para conteúdos estomacais de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos.



Fonte: O autor (2025)

Em termos de estado das presas, a maioria estava em boas condições para identificação, com 41,73% não digeridas (nível 1), 53,19% semidigeridas (nível 2) e 7,07% completamente digeridas (nível 7). Em termos de composição da dieta (Tabela 1), foram identificadas dezessete categorias de alimentos, incluindo moluscos, crustáceos, peixes, algas, equinodermos, anelídeos, cnidários e detritos plásticos, bem como matéria orgânica digerida e sedimentos. Ao observar os itens ingeridos pela corvina, a matéria orgânica digerida apareceu em quase todos os estômagos analisados. Em termos de frequência de ocorrência, os detritos plásticos estiveram presentes em 51,8% dos indivíduos. Os moluscos bivalves (52,7%), os crustáceos (Amphipoda - 36,4%, Isopoda - 29,1% e Caridea - 28,2%) e as algas (25,5%) foram as presas mais abundantes e representativas. Apenas os moluscos bivalves e os crustáceos-Caridea apareceram como as presas mais frequentes em peso.

Os itens matéria orgânica digerida, anfípodes, bivalves, algas e detritos plásticos foram consumidos por quase todas as classes de comprimento. Registrou-se uma maior ocorrência de ingestão em indivíduos até 450 mm de comprimento total. O grupo Teleostei foi observado em indivíduos com mais de 500 mm de comprimento total, enquanto as presas Hydrozoa e Ophiuroidea foram observadas em indivíduos com menos de 450 mm de comprimento.

Tabela 1 - Frequência de ocorrência (%O), frequência numérica (%N) e frequência gravimétrica (%P) das categorias de alimentos consumidos por *Micropogonias furnieri*, na Bacia de Santos (N = 501).

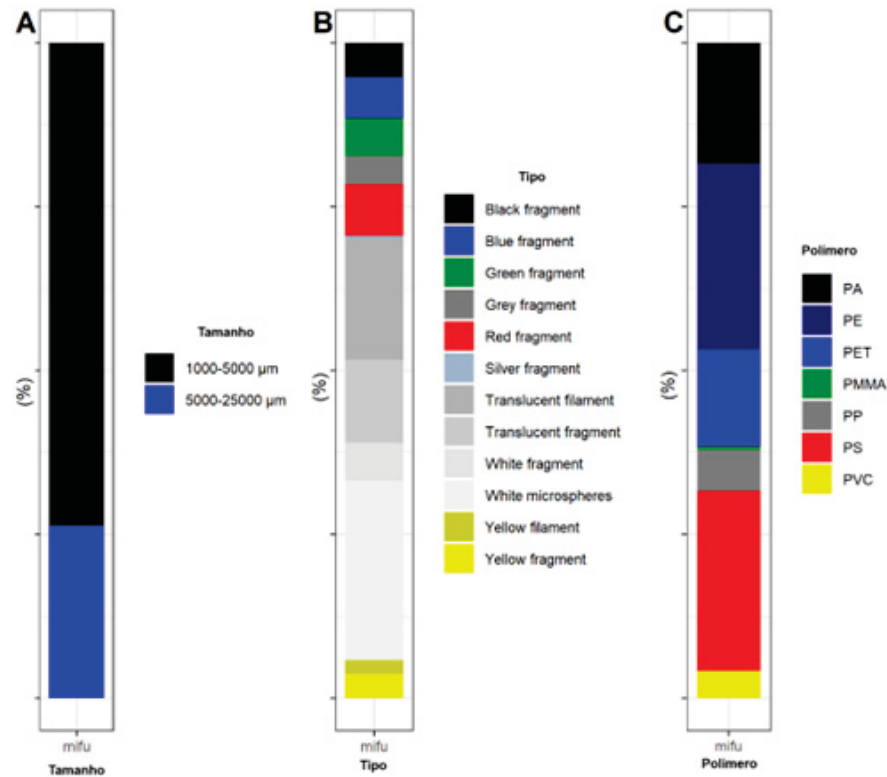
Item	%O	%N	%P
Algae	25.5	4.0	6.5
Hydrozoa	21.8	4.6	3.7
Polychaeta	24.5	6.3	7.8
Mollusca			
Bivalvia	52.7	17.2	24.7
Gastropoda	7.3	1.4	0.9
Crustacea			
Isopoda	29.1	7.3	7.6
Amphipoda	36.4	10.4	0.8
Cumacea	6.4	1.6	0.1
Decapoda			
Caridea	28.2	8.2	16.5
Ocypodidae	9.1	1.8	3.0
Portunidae	10.0	2.3	5.4
Thalassinidea	17.3	4.0	5.0
Ophiuroidea	9.1	0.7	0.9
Teleostei	8.2	2.1	4.9
Teleostei Não Identificado	19.1	5.5	1.7
Matéria Orgânica	96.4	9.8	10.3
Detrito Plástico	51.8	12.8	0.0

3.3.2. Detritos Plásticos na dieta

Dos estômagos com algum conteúdo (N = 109), 57 continham detritos de plástico (52,29%). Os indivíduos ingeriram entre um e doze detritos de plástico, com uma média \pm s.d. de $3,33 \pm 2,25$ plásticos por indivíduo. Foi recolhido um total de 190 partículas. O tamanho dos detritos plásticos variou de 0,075 a 19,139 mm com uma média \pm s.d. de $2,92 \pm 3,35$ mm, consistindo em 73,68% de microplásticos e 26,32% de mesoplásticos (Figura 2A). Não houve ocorrência de partículas de macroplásticos nos estômagos de *M. furnieri*.

As cores observadas foram: translúcido (32,41%), branco (25,93%), preto (4,63%), azul (7,41%), vermelho (10,19%), verde (6,48%), amarelo (6,46%), cinza (5,56%) e prata (0,93%). As partículas de detrito plástico foram categorizadas como fragmentos (43,93%), filamentos (34,58%) e esferas (21,50%). A combinação de cor e forma indicou que o fragmento prateado foi o detrito plástico menos comum (0,93%), e as esferas (21,50%) e o filamento translúcido (21,50%) foram os mais comuns nos estômagos da corvina (Figura 2B).

Figura 2 - Frequência de ocorrência de itens de detritos plásticos no conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos, categorizados por tamanho das partículas (A), forma e cor (B) e tipo de polímero (C).



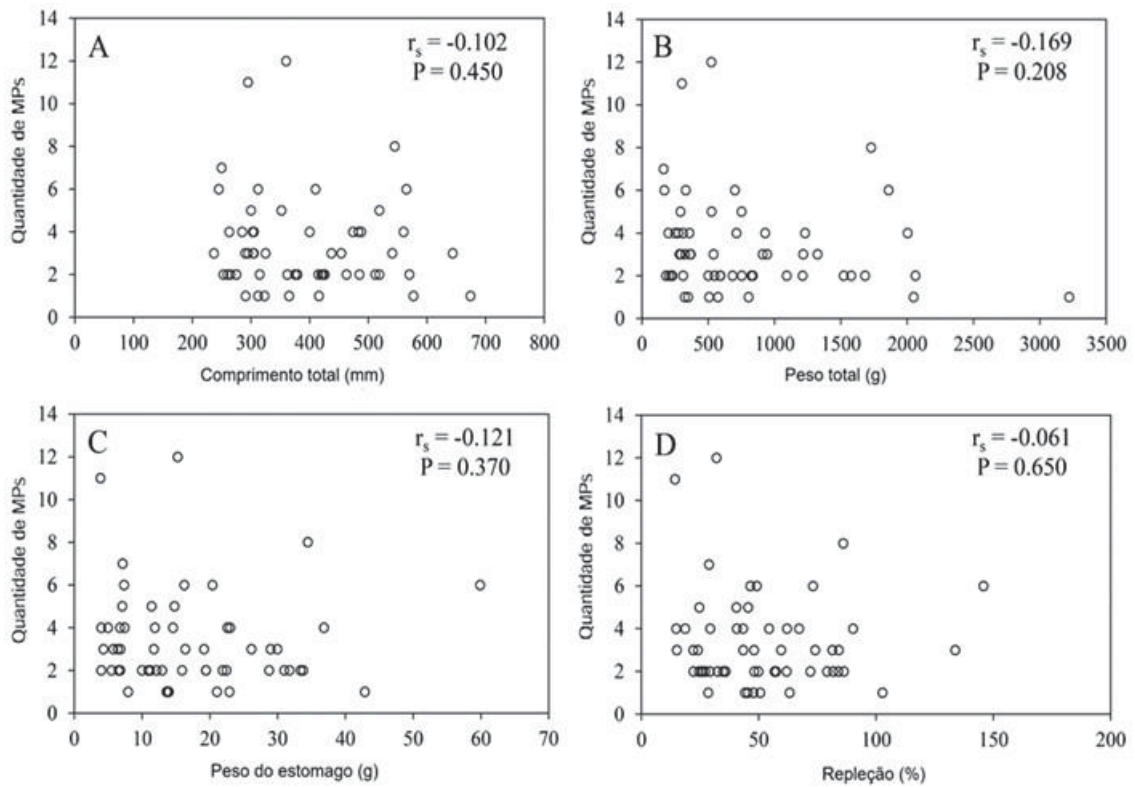
Fonte: O autor (2025)

Não houve relação entre o número de detritos plásticos nos estômagos de *M. furnieri* em relação ao comprimento total ($r_s = 0,102$, $P = 0,450$), peso total ($r_s = 0,169$, $P = 0,208$), peso do estômago ($r_s = 0,121$, $P = 0,370$) e porcentagem de repleção ($r_s = -0,061$, $P = 0,650$) (Figura 3), diagnóstico também confirmado pela PERMANOVA ($F = 0,7385$, $P = 0,604$).

3.3.3. Polímeros na dieta

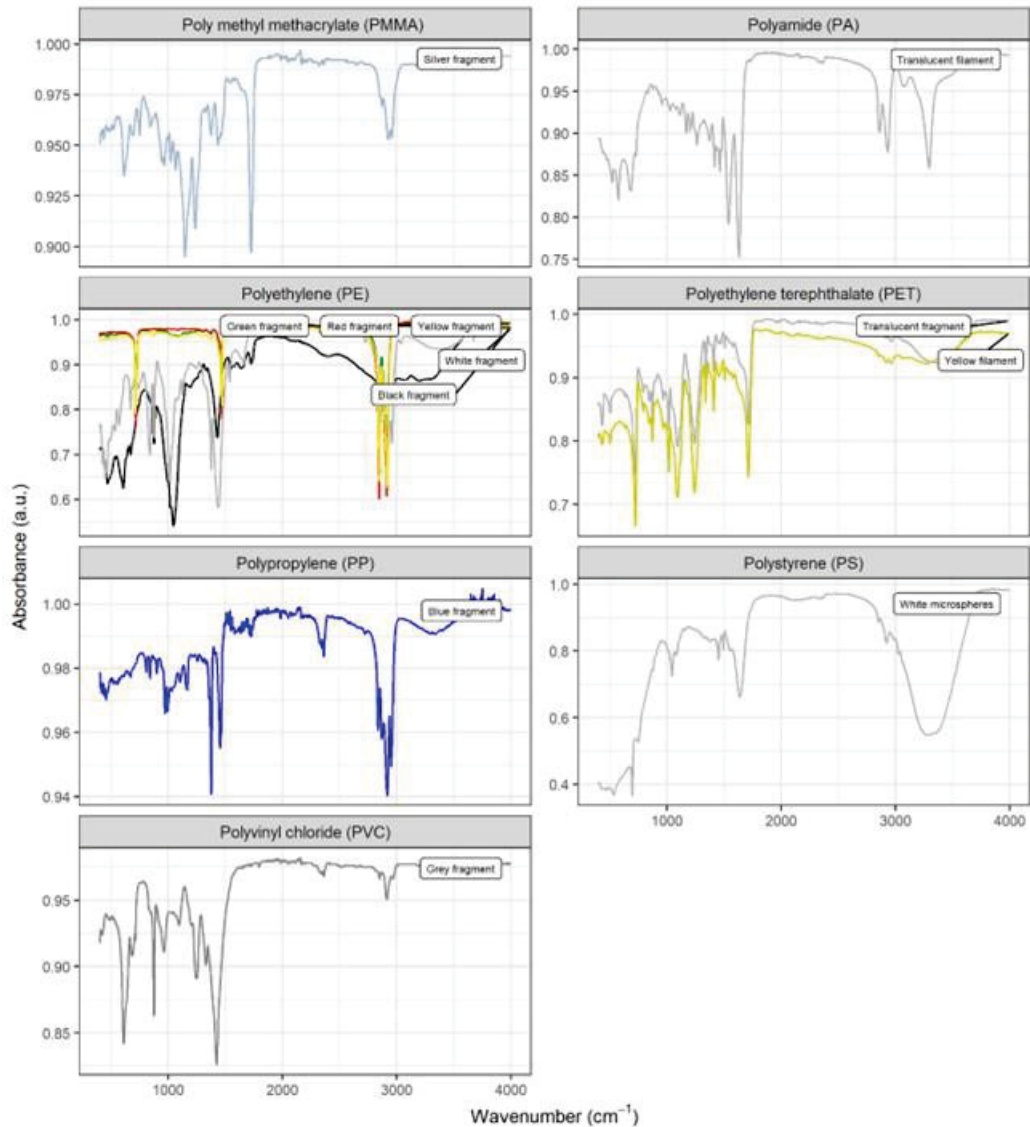
Foram identificados sete polímeros diferentes no conteúdo estomacal de *M. furnieri* (Figura 2C), com base nos espectros obtidos das amostras submetidas à análise ART-FTIR (Figura 4, Tabela 3). Entre eles, o polietileno (PE, 28,42%), o poliestireno (PS, 27,37%) e a poliamida (PA, 18,42%) foram os polímeros mais abundantes, enquanto o polimetilmetacrilato (PMMA, 0,53%) foi o menos abundante.

Figura 3 - Gráficos de dispersão mostrando o número de itens de detritos plásticos recuperados do conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos, em relação a: A) o comprimento total dos indivíduos amostrados, B) o pesocorporal total, C) o peso do estômago e D) o percentual de repleção (r_s : correlação de Spearman, P: valor de probabilidade).



Fonte: O autor (2025)

Figura 4 - Resultados da identificação de polímeros plásticos por Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier por Reflexão Total Atenuada (ATR-FTIR) recuperados do conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* coletados entre 2021 e 2022 na Baía de Santos



Fonte: O autor (2025)

O valor total do PHI para a dieta de *M. furnieri* foi de 35.544,77, correspondendo a um perigo extremo, com efeitos muito tóxicos e duradouros. O valor de perigo potencial de cada tipo de polímero variou de 9,62 (polipropileno - PP) a 33.472,80 (policloreto de vinila - PVC) (Tabela 2). Dentre os polímeros recuperados, o PP apresentou grau de periculosidade classificado como II e classe de risco categorizada como “médio”, enquanto o politereftalato de etileno (PET) e o PMMA foram classificados como classe III e risco “alto”, o PE, PS e PA foram classificados como classe IV e risco “perigo”, e o PVC foi classificado como classe V

e risco “extremo perigo”.

Tabela 2 - *Micropogonias furnieri*: polímeros de detritos plásticos identificados no conteúdo estomacal por tipo, Índice de Perigo do Polímero (PHI), indicadores de perigo e risco.

Polímero	Tipo	PHI	Categoria de risco	Risco	Perigos ambientais (vida aquática)
Polyethylene (PE)	Fragmento Branco	225.94	IV (> 1000)	Perigo	Muito tóxico com efeitos duradouros
	Fragmento Amarelo				
	Fragmento Vermelho				
	Fragmento preto				
	Fragmento verde				
Polyamide (PA)	Filamento azul	1,464.44	IV (> 1000)	Perigo	Muito tóxico com efeitos duradouros
	Filamento Transparente				
	Filamento preto				
Polyethylene terephthalate (PET)	Fragmento Transparente	117.15	III (10 - 100)	Alto perigo	Tóxico com efeitos duradouros
	Filamento amarelo				
Polypropylene (PP)	Fragmento azul	5.02	II (1-10)	Médio perigo	Prejudicial com efeitos duradouros
	Filamento vermelho				
Polystyrene (PS)	Esfera branca	217.57	IV (100-1000)	Perigo	Muito tóxico com efeitos duradouros
Polyvinyl Chloride (PVC)	Fragmento cinza	33,472.80	V (> 1000)	Perigo extremo	Muito tóxico com efeitos duradouros
Polymethylmethacrylate (PMMA)	Fragmento Prata	41.84	III (10 - 100)	Alto perigo	Tóxico com efeitos duradouros
Geral		35,544.77	V (> 1000)	Perigo extremo	Muito tóxico com efeitos de longa duração

3.4. DISCUSSÃO

Os detritos plásticos foram encontrados em uma concentração alarmante na dieta de *M. furnieri*, e uma conclusão simples é que esses itens estão tomando o lugar de itens alimentares normais. A ingestão de detritos plásticos pela fauna marinha tem sido constante nos últimos anos (Dantas et al., 2020). Está documentado que mais de trezentas espécies de peixes ingerem detritos plásticos (Neto et al., 2020; Nithin et al., 2022). A ingestão desse material, independentemente do comprimento, peso, peso do estômago (volume) e repleção dos peixes, sugere que a poluição por plásticos ocorre em todos os níveis tróficos e para diferentes espécies de predadores (Salazar-Pérez et al., 2021), facilitada pelo estado e nível de poluição local. O trato digestivo, as brânquias e a pele estão entre os principais órgãos em que ocorre uma acumulação significativa de plástico (Chen et al., 2022). Neste contexto, como é que a dieta de *M. furnieri* é afetada por este consumo de

detritos plásticos?

A corvina é uma espécie de peixe demersal com hábitos predadores desde a coluna d'água até zonas próximas do fundo (Isaac, 1988). É uma espécie oportunista e generalista que explora diferentes habitats e se alimenta de um amplo espectro alimentar (Sardiña e Cazorla, 2005; Turra et al., 2015). Na Bacia de Santos, é um típico predador de fundo, consumindo fauna bentônica, epifauna e peixes (Haimovici et al., 2021). Os indivíduos analisados neste estudo consumiram dezessete categorias alimentares, sendo a maioria de grupos bentônicos. Os moluscos bivalves e os crustáceos foram os itens mais abundantes e importantes para a corvina, sugerindo uma preferência por estas presas na área estudada. De qualquer forma, esta variedade de presas já foi observada anteriormente e a corvina alimenta-se de diatomáceas, clorófitas, poliquetas, crustáceos (camarões), moluscos, ofiuroides e peixes (Tanji, 1974; Chaves e Umbria, 2003).

Apesar das preferências alimentares da corvina, ela possui uma grande capacidade de adaptação às mudanças de habitat (Costa et al., 2014), o que está relacionado à sobrevivência e adaptação em períodos atípicos ou de escassez de alimento (Dill, 1983). Por exemplo, a piscivoria é mais intensa em ambientes de boa qualidade, enquanto naqueles com maiores níveis de poluição, o consumo de camarão aumenta significativamente (Guevara et al., 1995). No entanto, o mesmo não ocorreu com os detritos plásticos no presente estudo, que não apresentaram relação com as variáveis analisadas (tamanho, peso, peso estomacal e repleção) e foram aparentemente aleatórios, relacionados à disponibilidade no ambiente. A ingestão de detritos plásticos por peixes pode ser influenciada por alguns fatores como qualidade ambiental (Cimmaruta et al., 2022), características do habitat (Lo et al., 2023), variações temporais (períodos chuvosos e secos) (Lo et al., 2023), estratégia de alimentação (Battaglia et al., 2015) e aspectos morfológicos relacionados à ontogenia (Zhang et al., 2022).

A quantidade de detritos plásticos ingeridos pode variar em função das condições biológicas da espécie e do seu ambiente. Por exemplo, McNeish et al. (2018) verificaram que o consumo era diretamente influenciado pelos hábitos alimentares (grupo funcional) das espécies estudadas. No entanto, Nithin et al. (2022) não encontraram relação entre a ocorrência e os hábitos alimentares. No caso da *M. furnieri*, os resultados confirmam que a ingestão de detritos plásticos se

deve ao seu espectro alimentar mais amplo, como em outras espécies (Mizraji et al., 2017; Neto et al., 2020), e à poluição plástica, que é comum em áreas impactadas/poluídas (Kumkar et al., 2021). A Baía de Santos é uma área de diversas atividades antropogênicas, incluindo atividades marítimas e portuárias, pesca, extração de petróleo e uma urbanização costeira altamente acelerada que promove turismo e recreação intensivamente (Carvalho et al., 2022). Em comparação com o único estudo publicado sobre detritos plásticos em corvina (Neto et al., 2020), *M. furnieri* da Baía de Santos consumiu uma quantidade muito maior de itens plásticos (média e s.d. de $3,33 \pm 2,25$ número de detritos plásticos por indivíduo) do que a população das regiões Sudeste-Sul ($0,13 \pm 0,3$ número de plásticos por indivíduo), áreas menos povoadas e, conseqüentemente, com atividades antrópicas menos intensas que a Baía de Santos. Essas diferenças reforçam que o consumo de detritos plásticos pela corvina na região analisada tem sido influenciado pelo maior nível de poluição da região, resultando em maior disponibilidade para a cadeia trófica (Ranjani et al., 2021; Cimmaruta et al., 2022).

A ingestão de plástico ocorre diretamente no momento da atividade alimentar natural do peixe (Wei et al., 2022) ou por transferência através da cadeia alimentar, quando os organismos da cadeia ingerem detritos plásticos e são depois predados por níveis tróficos superiores (Barboza et al., 2020). A ingestão de detritos plásticos pela corvina pode ser considerada elevada (52,29% dos indivíduos analisados consumiram 190 detritos plásticos), sendo apenas comparável e por vezes superiores às observações internacionais em peixes demersais (Bellas et al., 2016; Chan et al., 2019; Wardlaw et al., 2022). Embora a comparação entre estudos tenha algumas limitações devido a diferentes regiões, diferentes técnicas de amostragem e falta de consenso sobre como categorizar e definir detritos plásticos (Hartmann et al., 2019; Al-Salem e Al-Yamani, 2020), a quantidade de detritos plásticos na dieta de *M. furnieri* na Baía de Santos é alarmante.

Foram observados tipos distintos de detritos plásticos na dieta da corvina: fragmentos (transparentes, brancos, pretos, cinzentos, prateados, amarelos, azuis, vermelhos e verdes), alguns filamentos (transparentes e amarelos) e um tipo de esfera (branca). A forma, o tamanho, o material e a composição química dos detritos plásticos são fatores que podem influenciar diretamente o tempo de retenção no trato gastrointestinal (Zhang et al., 2019; Zhang et al., 2022). A coloração, por outro

lado, pode motivar diretamente o consumo devido à sua semelhança com presas naturais (Markic et al., 2019; Okamoto et al., 2022). As fontes desses tipos distintos de detritos plásticos variam muito. Os filamentos descartados no ambiente marinho podem ter origem em descargas de efluentes da indústria têxtil (Barboza et al., 2020; Hasan et al., 2022) ou na perda e eliminação de artes de pesca (Barboza et al., 2020; Pappoe et al., 2022). Os fragmentos e as esferas têm origem primária terrestre (águas residuais industriais e domésticas) ou podem degradar-se ao longo do tempo, passando de pedaços de plástico maiores a partículas menores, através de ação biológica, química e mecânica (Okamoto et al., 2022). Estes detritos plásticos permanecem na coluna d'água, migrando horizontalmente ou decantando para o substrato devido à interferência de correntes, massas de água, escoamento superficial e atividades humanas (Shao et al., 2023), e são consumidos por espécies demersais, incluindo *M. furnieri*. Assim, quais são as fontes dos polímeros presentes nos detritos plásticos observados?

A poliamida, ou nylon, é um plástico semicristalino comumente utilizado na indústria pesqueira para a fabricação de cordas e redes (Mishra et al., 2021; Pruter, 1987; Wei et al., 2022). O polietileno, um polímero cristalino, é a base da indústria de embalagens flexíveis, especialmente no Brasil (Mishra et al., 2021; Coutinho et al., 2003), sendo o polímero mais utilizado em escala global e o mais facilmente encontrado no meio ambiente, sendo o principal componente do lixo doméstico (Jiang et al., 2024; Mishra et al., 2021). O poliestireno expandido é uma resina termoplástica utilizada na indústria pesqueira para a fabricação de boias e caixas de armazenamento, bem como isolante e espuma em diversas embalagens (Mishra et al., 2021; Neto et al., 2020). O polipropileno está associado a uma variedade de produtos domésticos e industriais, embalagens comuns ou descartáveis, mobiliário de plástico, para-choques de automóveis e até fibra de vidro (Neto et al., 2020). Os produtos à base de polietileno tereftalato, um polímero altamente resistente à degradação física, química e térmica, têm aplicações em fibras têxteis, embalagens de injeção-sopro, filmes biorientados e polímeros de engenharia (Jiang et al., 2024; Romão et al., 2009). O policloreto de vinila é um dos polímeros mais utilizados na fabricação de produtos no mundo, devido a sua alta resistência química e baixo custo, utilizado na fabricação de tubos e conexões (Yao et al., 2023). As partículas de polimetilmetacrilato são microesferas de resina acrílica de difícil degradação,

utilizadas na fabricação de brinquedos, utensílios de cozinha e de decoração (Andrady e Neal, 2009). Os polímeros encontrados nos alimentos de corvina apoiam a produção industrial de uma vasta gama de produtos que fazem parte, direta e indiretamente, do cotidiano moderno (Wardlaw et al., 2022).

Os materiais plásticos podem ser caracterizados como um coquetel de produtos químicos, uma vez que numerosos aditivos estão associados à sua produção, acrescentando propriedades versáteis, para além de adsorverem metais pesados e contaminantes orgânicos quando descartados (Ranjani et al., 2021). A avaliação dessa associação de compostos pode determinar o risco ecotoxicológico que os detritos plásticos representam para a biota aquática e para as populações humanas (Lithner et al., 2011). Em termos dos valores do Índice de Risco de Polímero (PHI), o risco de poluição por detritos plásticos na Bacia de Santos foi classificado em uma escala de médio (polipropileno - PP) a extremo (policloreto de vinila - PVC), com níveis de periculosidade variando de II a V, respetivamente, indicando uma grave tendência de poluição para a região, capaz de afetar a própria saúde humana. Um dos monómeros mais perigosos para a saúde animal e humana é o PVC, classificado pela sua composição como carcinogênico, mutagênico, desregulador endócrino e tóxico para a reprodução (Lithner et al., 2011). Por outro lado, os monómeros menos perigosos encontram-se no polipropileno (PP), que causa toxicidade oral e problemas respiratórios. No entanto, mesmo com valores baixos, é importante não ignorar o processo de contaminação por esses compostos (Ranjani et al., 2011; Mallik et al., 2023). A maioria dos valores de PHI de peixes a que tivemos acesso em outros estudos ao redor do mundo foram inferiores aos verificados para a Bacia de Santos (Nithin et al., 2022: 12,37; Bouzekry et al., 2023: 432,72; Huang et al., 2023: 354,47; Mallik et al., 2023: 244,35; Ragesh et al., 2024: 1.549,00).

Os efeitos da ingestão de detritos de plástico são uma preocupação importante em termos ambientais e de saúde. Os resíduos de plástico estão distribuídos e disponíveis em várias concentrações, causando efeitos tóxicos nas espécies aquáticas. A toxicidade pode ser causada pelo tamanho, forma e composição dos plásticos (Shekoohiyan e Akbarzadeh, 2022). Em termos de tamanho, os nanoplásticos causam mais danos porque têm a capacidade de se acumular na corrente sanguínea e migrar para os tecidos circundantes, enquanto os resíduos de

plástico de maiores dimensões se acumulam na superfície do corpo, nos músculos, nas brânquias e no trato gastrointestinal, causando problemas físicos e mecânicos (obstrução do trato digestivo, produção de nutrientes prejudicada, stress fisiológico e morte) (Yuan et al., 2020). Em termos de forma, as fibras e os filamentos podem ter maior probabilidade de ocorrer e aderir ao trato digestivo, enquanto os fragmentos e as esferas podem ter maior probabilidade de ser excretados (Srisiri et al., 2024).

No que diz respeito à composição do polímero, os efeitos biológicos esperados incluem alterações no sistema endócrino, levando a alterações no peso corporal, nos processos reprodutivos, na frequência cardíaca e no stress oxidativo, bem como alterações nas estruturas e funções do sistema digestivo, perturbando o equilíbrio energético, o crescimento e o desenvolvimento, ambos com potencial letal (Wang et al., 2020). Verificou-se que o polietileno (PE) causa uma proliferação anormal de células germinativas, redução da contagem de glóbulos vermelhos e dos níveis de hematócrito, hemoglobina, proteínas, triglicerídeos, danos no tecido hematopoiético (Lee et al., 2023), necrose das células, ineficiência na captura de presas (Wang et al., 2020). O poliestireno (PS) tende a perturbar o desenvolvimento de embriões de peixes, reduzir as taxas de eclosão, causar inflamação intestinal e hepática e induzir um crescimento anormal (Liu et al., 2024). A poliamida (PA) e o polipropileno (PP) causam danos na cavidade oral, inflamação do fígado, redução do peso corporal, deformações morfoanatómicas e mortalidade embrionária (Shen et al., 2019; Wang et al., 2020). E o PVC estimula o stress oxidativo e hepático, o desequilíbrio hormonal, a necrose celular, as perturbações nas taxas metabólicas, a diminuição das enzimas antioxidantes e das taxas proteicas, provoca anomalias comportamentais, perturbações genômicas e as alterações histopatológicas nas brânquias, no fígado e no intestino (Raza et al., 2023). É considerado como um dos polímeros mais tóxicos (Shen et al., 2019).

O exame visual do trato digestivo por microscopia ótica é um método comum em estudos de ecologia trófica de peixes, permitindo a identificação das presas consumidas e a sua relação com fatores ambientais, biológicos e ecológicos (Hyslop, 1980; Zavala-Camin, 1996; Silveira et al., 2020). Este método é também comum em estudos de ingestão de plástico, em que são utilizadas malhas de diferentes tamanhos para classificar, detectar e isolar detritos de plástico (Lusher et al., 2017; Hamed et al., 2023; Matluba et al., 2023). É fácil de aplicar em laboratório

e a sua eficiência depende da quantidade de conteúdo intestinal deixado nos filtros (Markic et al., 2019). A digestão química e enzimática são mais confiáveis para isolar os resíduos plásticos do conteúdo intestinal, evitando os riscos associados à subestimação de partículas e fibras de plástico pequenas e discretas (Roch et al., 2017; Markic et al., 2019). Relativamente ao conteúdo intestinal da corvina, a ausência de nanoplásticos é um artefato metodológico. No entanto, a grande quantidade de micro e mesoplásticos recuperados e o elevado PHI obtido indicam, sem dúvida, que na Baía de Santos corre um elevado risco ecológico de contaminação por plásticos.

3.5. CONCLUSÃO

A dieta de *M. furnieri* da região Sudeste do Brasil, foi composta preferencialmente por itens bentônicos. Na região a espécie apresentou uma dieta variada com um padrão alimentar generalista-oportunista. A ingestão de microplásticos pela corvina independe de seu hábito alimentar, ocorrendo geralmente pela disponibilidade desses poluentes no ambiente ou até mesmo pelo consumo de presas já contaminadas. Esse consumo de poluentes revela as condições ambientais dessa região, destacando aspectos de crise sanitária e ambiental. A contaminação da biota marinha por microplásticos representa um risco ecológico severo. Efeitos físicos e toxicológicos diretos, atraso no crescimento, interferência no processo reprodutivo, redução de aptidão individual e interferência na dinâmica populacional com redução de estoques são consequências graves trazidas pela presença e biomagnificação desse material no ambiente. Além da degradação ambiental e distúrbios diretos na fauna aquática, o impacto da poluição plástica pode gerar riscos à saúde humana. Peixes contaminados atuam como vias de diretas de transferência de poluentes. Nesse cenário a formulação planos de acompanhamento, manejo e políticas ambientais são cruciais para a manutenção do equilíbrio ecológico e das funções ecossistêmicas.

REFERÊNCIA

ABESSA, D. M. S.; CARR, R.S.; RACHID, B.R.F.; SOUSA, E.C.P.M.; HORTELANI, M.A.; SARKIS, J.E. (2005). Influence of a Brazilian sewage outfall on

the toxicity and contamination of adjacent sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 8, p. 875– 885.

AL-SALEM, S. M.; UDDIN, S.; AL-YAMANI, F. (2020). An assessment of microplastics threat to the marine environment: A short review in context of the Arabian/Persian Gulf. **Marine Environmental Research**, v. 159, p. 104961.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, 364, 1977–1984. doi:10.1098/rstb.2008.0304.

AZEVEDO, J. S.; FERNANDEZ, W.S.; FARIAS, L.A.; FÁVARO, D.T.I; BRAGA, E.S. (2009). Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 5, p. 577–586, 30 abr.

BARNES, David K. A. (2002). "Invasions by Marine Life on Plastic Debris." **Nature**, vol. 416, no. 6883, pp. 808–09. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1038/416808a>.

BARBOZA, L.G.A., LOPES, C., OLIVEIRA, P., BESSA, F., OTERO, V., HENRIQUES, B., RAIMUNDO, J., CAETANO, M., VALE, C., GUILHERMINO, L., 2020. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. **Sci. Total Environ.**, 717, 134625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>.

BATTAGLIA, P., PEDÀ, C., MUSOLINO, S., ESPOSITO, V., ANDALORO, F., ROMEO, T., (2015). Diet and first documented data on plastic ingestion of *Trachinotus ovatus* L. 1758 (Pisces: Carangidae) from the Strait of Messina (central Mediterranean Sea). *Ital. J. Zool.*, 83, 121–129. <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1114157>.

BELLAS, J.; MARTINEZ, J.; MARTÍNÉZ-CAMARA, A.; BESADA, V.; MARTÍNÉZ-GOMES, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55–60.

BLASINA, G.; MOLINA, J. CARZOLA, A. L.; ASTARLOA, J.D. (2016). Relationship between ecomorphology and trophic segregation in four closely related sympatric fish species (Teleostei, Sciaenidae). **Comptes Rendus Biologies**, v. 339, n. 11-12, p. 498–506.

BRASIL. (2006). Fundação Nacional de Saúde. *Manual de saneamento*. 3. ed. rev. Brasília: FUNASA. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/internet/arquivos/biblioteca/eng/eng_saneam.pdf> Acesso em: 19 fev. 2023.

BREMEC, C.; LASTA, M. (1998). Mapeo sinóptico del macrobentos asociado a la dieta em fondos de alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) em el área de El Rincón. **INIDEP Informe Técnico**, vol. 21. Noviembre, pp. 117-132.

BRUZACA, D.N.A., JUSTINO, A.K.S., MOTA, G.C.P., COSTA, G.A., LUCENA-

- FRÉDOU, F., GÁLVEZ, A.O., (2022). Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, 179, 113659. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113659>.
- CHAVES, P.T.C. UMBRIA, S.C., 2003. Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf. Braz. **Arch. Biol. Technol.**, 46, 41–46. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000100007>
- CHAGURI, Milena P.; MAULVAULT, Ana Luísa; NUNES, Maria Leonor; SANTIAGO, Debora Aparecida; DENADAI, Juliana Célia; FOGAÇA, Fabiola Helena; SANT'ANA, Leila Silvia; DUCATTI, Carlos; BANDARRA, Narcisa; CARVALHO, Maria Luísa; MARQUES, António. (2015). “Different Tools to Trace Geographic Origin and Seasonality of Croaker (*Micropogonias furnieri*).” **LWT - Food Science and Technology**, vol. 61, no. 1, pp. 194–200. *DOI.org* (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2014.11.006>.
- CHAN, H. S. H.; DINGLE, C.; NOT, C. (2023). Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110523, dez. 2019.
- CHEN, Li Yuan; LIU Wen Xin; YANG, Tong; NOWACK Bernd. (2023). “Probabilistic Material Flow Analysis of Eight Commodity Plastics in China: Comparison between 2017 and 2020.” **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 191, p. 106880. *DOI.org* (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106880>.
- CHEREL, Y.; KOUUBI P.; GIRALDO, C.; PENOT, F.; TAVERNIER, E.; MOTEKI, M.; OZOUF-COSTAZ, C.; CAUSSE, R.; CHARTIER, A.; HOSIE, G. (2011). Isotopic niches of fishes in coastal, neritic and oceanic waters off Adélie land, Antarctica. **Polar Science**, v. 5, n. 2, p. 286–297. *DOI.org* (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.polar.2010.12.004>
- CHIBA, Sanae; SAITO, Hideaki; FLETCHER, Ruth; YOGI, Takayuki; KAYO, Makino; MIYAGI, Shin; OGIDO, Moritaka; FUJIKURA, Katsunori. (2018). “Human Footprint in the Abyss: 30 Year Records of Deep-Sea Plastic Debris.” **Marine Policy**, vol. 96, pp. 204–12. *DOI.org* (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.022>.
- CIMMARUTA, R., GIOVANNINI, S., BIANCHI, J., MATIDDI, M., BELLISARIO, B., NASCETTI, G., 2022. Microplastics occurrence in fish with different habits from the central Tyrrhenian Sea. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 52, 102251. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102251>
- CLAESSENS, M.; DE MEESTER, S.; VAN LANDUYT, L.; DE CLERCK, K.; JANSSEN, C. R. (2011) “Occurrence and Distribution of Microplastics in Marine Sediments along the Belgian Coast.” **Marine Pollution Bulletin**, vol. 62, no. 10, pp. 2199–204. *DOI.org* (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>.
- CLERE, I. K.; AHMMED, F.; REMOTO, P.III. J. G; FRASER-MILLER, S. J.; GORDON, K. C.; KOMYAKOVA, V.; ALLAN, B.J.M. (2022). Quantification and characterization of microplastics in commercial fish from southern New Zealand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 184, p. 114121, 1.

- COSTA, M. D. P. et al. (2014). Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. **Fisheries Research**, v. 160, p. 77–84, dez.
- COUTINHO, F. M. B.; MELLO, I. L.; MARIA, L. C. DE S. (2003). Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros**, v. 13, n. 1, p. 01.
- CURL, L.F., HURST, S.A., POMORY, C.M., LAMONT, M.M., JANOSIK, A.M., (2024). Assessing microplastics contamination in unviable loggerhead sea turtle eggs. **Sci. Total Environ.**, 912, 169434–169434. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169434>
- DANTAS, N.C.F.M., DUARTE, O.S., FERREIRA, W.C., AYALA, A.P., REZENDE, C.F., FEITOSA, C.V., (2020). Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>.
- DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; DA COSTA, M. F. (2011). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 2, p. 600– 606, 16.
- D’COSTA, A.H., (2022). Microplastics in decapod crustaceans: Accumulation, toxicity and impacts, a review. **Sci. Total Environ.**, 832, 154963. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154963>.
- DIGKA, Nikoletta; BRAY, Laura; TSANGARIS, Catherine; ANDREANIDOU, Konstantina; KASIMATI, Eirini; KOFIDOU, Evangelia; KOMNENOU; KABERI HELEN. “Evidence of Ingested Plastics in Stranded Loggerhead Sea Turtles along the Greek Coastline, East Mediterranean Sea.” **Environmental Pollution**, vol. 263, Aug. 2020, p. 114596. [DOI.org \(Crossref\), https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114596](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114596).
- DILL, L.M. (1983). Adaptative flexibility in the foraging behavior of fishes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, v. 40, p. 398-408.
- FAO **Aquatic species fact sheets database**. <http://www.fao.org/fishery/species/3367/en> (2020) Helsinque.
- FIORAVANTI, R. et al. VISÃO DIDÁTICA SOBRE O MEIO AMBIENTE NA BACIA DE SANTOS. [s.l: s.n.] Disponível em: <https://www.clp.unesp.br/Home/publicacoes/Visao_MAmbiente_BSantista_ebook.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2023.
- FONTELES-FILHO, A. A. (2011). **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza.
- FONTES, M. K.; CAMPOS, B.G.; CORTEZ, F.S.; PUSCEDDU, F.H.; NOBRE, C.R.; MORENO, B.B.; LEBRE, D.T.; MARANHO, L.A.; PEREIRA, C.D.S. (2021). Mussels get higher: A study on the occurrence of cocaine and benzoylecgonine in seawater, sediment and mussels from a subtropical ecosystem (Santos Bay, Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 757, p.

143808.

GESAMP. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 2015. Report of the forty-first session of GESAMP, Malmö, Sweden, 1 to 4 September 2014. Rep. Stud., 89.

GIBERTO, D. A. BREMEC, C. ACHA. M. HERMES, A. MIAZAN. W (2007). Feeding of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae; Pisces) in the estuary of the Rio De La Plata and adjacent Uruguayan Coastal Waters. repositorio.furg.br.

GREGORY, MURRAY R. (2009). "Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings—Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-on, Hitch-Hiking and Alien Invasions." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 2013–25. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>.

GU, Yuwei; ZHAO Julia, JOHNSON, JEREMIAH. (2020). "Polymer Networks: From Plastics and Gels to Porous Frameworks." *Angewandte Chemie International Edition*, vol. 59, no. 13, pp. 5022–49. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1002/anie.201902900>.

Guevara, E., Bosch, A., Garcia, R.E., Garcia, T., Beltran, J., 1995. Alimentación de la corvina, *Micropogonias furnieri*, (Pisces: Sciaenidae) em três zonas de la Bahía de Cienfuegos, Cuba. I. Composición cualitativa y cuantitativa de la dieta. **Ver. Invest. Mar.**, 16, 137-143. <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-de-investigaciones-marinas/articulo/alimentacion-de-la-corvina-micropogonias-urnieri-pisces-sciaenidae-en-tres-zonas-de-la-bahia-de-cienfuegos-cuba-2-intensidad-segun-el-indice-de-llenado>

HAHN, N. S. et al., (1997). Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo, p. 141-162.

HAHN, N. S.; FUGI, R. (2009). Fish feeding in brazilian reservoirs: alterations and consequences in the early stages of colonization. *Oecologia Australis*, v. 11, n. 4, p. 469-480.

HAMED, M., MARTYNIUK, C.J., LEE, J., SHI, H., SAYED, H., 2023. Distribution, abundance, and composition of microplastics in market fishes from the Red and Mediterranean seas in Egypt. *J. Sea Res.*, 194, 102407–102407. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2023.102407>.

HAHN, N. S.; PAVANELLI, C. S. & OKADA, E. K. (2000). Dental development and ontogenetic diet shifts of *Roeboides paranensis* Pignatelli (Osteichthyes, Characinae) in pools of the upper rio Paraná floodplain (State of Paraná, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 93-99.

HERRÁN, R.A., 1988. Análisis de contenidos estomacales en peces: revisión bibliográfica de los objetivos y la metodología España: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación/Secretaría General Técnica. 74 p. **Inf. Tec. Inst. Esp. Oceanogr.**, 63, 3-74.

- HYSLOP, E.J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. **J. Fish Biol.**, 17, 411–429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- HAIMOVICI, MANUEL; VELASCO, GONZALO. (2022). Relação comprimento-peso de peixes teleósteos marinhos do Sul do Brasil com uma avaliação de diferentes métodos de ajuste. Vol. 22, Ago, pp. 131-140.
- HARTMANN, N. B.; HUFFER, T.; THOMPSON, R.C.; HASSSELLOV, M.; VERSCHOOR, A.; DAUGAARD, A.E.; RIST, S.; KARLSSON, T.; BRENNHOLT, N.; COLE, M.; HERRLING, M.P.; MAREN, C.H.; IVLEVA, N.P.; LUSHER, A.L.; WAGNER, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 3, p. 1039–1047.
- HASAN, J.; ISLAM, S.M.M; ALAM, Md. S.; JOHSON, D.; BELTON, B.; HOSSAIN, M.A.R.; SHAHJAHAN, Md. (2022). Presence of microplastics in two common dried marine fish species from Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, v. 176, p. 113430.
- HUANG, L., LI, Q.P., LI, H., LIN, L., XU, X., YUAN, X., KOONGOLLA, J.B., LI, H., (2023). Microplastic contamination in coral reef fishes and its potential risks in the remote Xisha areas of the South China Sea. **Mar. Pollut. Bull.**, 186, 114399. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114399>.
- JIANG, J., CAI, X., REN, H., CAO, G., MENG, J., XING, D., VOLLERTSEN, J., LIU, B., (2024). Effects of polyethylene terephthalate microplastics on cell growth, intracellular products and oxidative stress of *Scenedesmus* sp. *Chemosphere*, 348, 140760–140760. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140760>
- KALEDOVA, A. BRAZDILOVA. L. MERINSK. D. MIRKVICKOVA. S. (2018). Changes of PVC Nanocomposite Properties Connected with Clay Content. *Annals of DAAAM & Proceedings*.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto de Oceanografia**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 205-207.
- KAZOUR, M.; JEMAA, S.; RAKWE, M.E.; DUFLOS, G.; HERMABASSIERE, L.; DEHAUT, A.; LE BIHANIC, F.; CACHOT, J.; CORNILLE, V.; RABHI, K.; KHALAF, G.; AMARA, R. (2018). Juvenile fish caging as a tool for assessing microplastics contamination in estuarine fish nursery grounds. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 4, p. 3548–3559.
- KOZAK, E.R., FRANCO-GORDO, C., MENDOZA-PÉREZ, J., SÁNCHEZ-NUÑO, N., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, X.A., MELO-AGUSTÍN, P., PELAYO-MARTÍNEZ, G., GÓMEZ-GUTIÉRREZ, J., (2021). Surface layer microplastic pollution in four bays of the central Mexican Pacific. **Mar. Pollut. Bull.**, 169, 112537. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112537>.
- KÜHN, S., VAN FRANEKER, J.A., O'DONOGHUE, A.M., SWIERS, A., STARKENBURG, M., VAN WERVEN, B., FOEKEMA, E., HERMSEN, E., EGELKRAUT-HOLTUS, M., LINDEBOOM, H., (2020). Details of plastic ingestion and fiber contamination in North Sea fishes. *Environ.*

- KUMKAR, P., GOSAVI, S.M., VERMA, C.R., PISE, M., KALOUS, L., (2021). Big eyes can't see microplastics: Feeding selectivity and eco-morphological adaptations in oral cavity affect microplastic uptake in mud-dwelling amphibious mudskipper fish. **Sci. Total Environ.**, 786, 147445. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147445>
- LACERDA, A.L.d.F.; RODRIGUES, L.d.S.; VAN SEBILLE, E; RODRIGUES, F.L.; RIBEIRO, L.; SECCHI, E.R.; KESSLER, F. PROIETTI, M. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. **Sci Rep** 9, 3977. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
- LAMPARELLI, C.; ARASAKI, E.; ALFREDINI, P.; AMARAL, R. (2008). Os Efeitos no Ambiente Marinho da Elevação do Nível do Mar em Regiões da Baía de Santos, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 2, p. 165–175.
- LATTIN, G. L.; MOORE, CJ; ZELLERS, A.R; WEISBERG, S.B. (2004). “A Comparison of Neustonic Plastic and Zooplankton at Different Depths near the Southern California Shore.” **Marine Pollution Bulletin**, vol. 49, no. 4, pp. 291–94. *DOI.org (Crossref)*, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.020>.
- LEVY, J. A.; MAGGIONI, R.; CONCEIÇÃO, M. B. (1998). Close genetic similarity among populations of the white croaker (*Micropogonias furnieri*) in the south and south-eastern Brazilian coast. I. Allozyme studies. **Fisheries Research**, v. 39, n. 1, p. 87–94.
- LI, X.; CHEN, L.; MEI, Q.; DONG, B; DAI, X.; DING, G.; ZENG, E.Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, p. 75–85.
- LITHNER, D., LARSSON, Å., DAVE, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.*, 409, 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.
- LO, H.S., WONG, L.C., LAI, K.P., CHEUNG, S.G., (2023). The influences of spatial-temporal variability and ecological drivers on microplastic in marine fish in Hong Kong. **Environ. Pollut.**, 327, 121527. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121527>.
- LUSHER, A.L., WELDEN, N.A., SOBRAL, P., COLE, M., 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Methods*, 9, 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>.
- LEE, J.-H., KANG, J.-C., KIM, J.-H., (2023). Toxic effects of microplastic (Polyethylene) on fish: Accumulation, hematological parameters and antioxidant responses in Korean Bullhead, *Pseudobagrus fulvidraco*. **Sci. Total Environ.**, 877, 162874. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162874>
- LIMA, F.P., AZEVEDO-SANTOS, V.M., SANTOS, V.M.R., Vidotto-Magnoni, A.P., Soares, C.L., Manzano, F.V., Nobile, A.B., 2021. Plastic Ingestion by Commercial

and Non-Commercial Fishes from a Neotropical River Basin. **Water Air Soil Pollut.**, 232. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04964-6>

LIU, W., LIAO, H., WEI, M., JUNAID, M., CHEN, G., WANG, J., 2024. Biological uptake, distribution and toxicity of micro(nano)plastics in the aquatic biota: A special emphasis on size-dependent impacts. *TrAC, Trends Anal. Chem.*, 170, 117477. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117477>

MALDONADO, E. E., HUBERT, N., SAGNES, P., & DE MÉRONA, B. (2009). Morphology-diet relationships in four killifishes (Teleostei, Cyprinodontidae, Orestias) from Lake Titicaca. *Journal of Fish Biology*, 74(3), 502–520. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02140.x>.

MOORE, C. J.; MOORE, S.L.; LEECASTER, M.K.; WEISBERG, S.B. (2001). “A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre.” **Marine Pollution Bulletin**, vol. 42, no. 12, pp. 1297–300. *DOI.org (Crossref)*, [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)

MATLUBA, M., AHMED, MD.K., CHOWDHURY, K.M.A., RAHMAN, K.N., A., ISLAM, M.S., 2023. The pervasiveness of microplastic contamination in the gastrointestinal tract of fish from the western coast of Bangladesh. *Mar. Pollut. Bull.* 193, 115145. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115145>.

MISHRA, A.K., SINGH, J., MISHRA, P.P., 2021. Microplastics in polar regions: An early warning to the world’s pristine ecosystem. *Sci. Total Environ.*, 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>

MORASHE, Moara Silva; AMEIDA-TUBINO, Rafael; MONTEIRO-NETO, Cassiano. (2010). “DIETA DA CORVINA, *Micropogonias furnieri* (DESMAREST, 1823) (ACTINOPTERYGII, SCIAENIDAE) NA REGIÃO COSTEIRA DE ITAIPU, NITERÓI – RJ”. *Arq. Ciên. Mar*, vol. 42, no. 2, pp. 87-95.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUIN, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 11, p. 5800–5808.

NETO, J. G. B.; RODRIGUES, F.; ORTEGA, I.; RODRIGUES, L.S.; LACERDA, A.L.; COLETTI, J.L.; KESSLER, F.; CARDOSO, L.G.; MADUREIRA, L.; PROIETTI, M.C. (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. **Environmental Pollution**, p. 115508.

NEVES, D.; SOBRAL, P.; FERREIRA, J.L.; PEREIRA, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119–126.

NITHIN, A., SUNDARAMANICKAM, A., ISWARYA, P., BABU, O.G., (2022). Hazard index of microplastics contamination in various fishes collected off Parangipettai, Southeast coast of India. **Chemosphere**, 307, 136037. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136037>

PAPPOE, C.; D-PALMA, L. M. N.; DENUTSUI, D.; BOATENG, C. M.; DANSO-ABBEAM, H.; SERFOR-ARMAH, Y. (2022). Occurrence of microplastics in gastrointestinal tract of fish from the Gulf of Guinea, Ghana. **Marine Pollution Bulletin**, v. 182, p. 113955, 1 set.

PLASTICS EUROPE, E. P. R. O. Plastics—The Facts (2021). An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. PlasticEurope <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>.

PACHECO, I., CORRÊA, B., & VIANNA, M. (2015). DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE *Micropogonias furnieri* (PERCIFORMES, SCIAENIDAE) EM UM ESTUÁRIO TROPICAL... *Boletim Do Instituto de Pesca*, 41(1), 1–18. https://www.researchgate.net/publication/274373567_DISTRIBUICAO_ESPACO-TEMPORAL_DE_Micropogonias_furnieri_PERCIFORMES_SCIAENIDAE_EM_U_M_ESTUARIO_TROPICAL_NO_SUDESTE_DO_BRASIL.

POSSATTO, F. E.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J.A.; DANTAS, D. V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 5, p. 1098–1102.

PRUTER, A. T. (1987). Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6, p. 305–310.

RAGESH, S., JALEEL, K.U.A., NIKKI, R., RAZAQUE, M.A.A., ASHRAF, P.M., RAVIKUMAR, C.N., ABDULAZIZ, A., KUMAR, P.K.D., (2024). Environmental and ecological risk of microplastics in the surface waters and gastrointestinal tract of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) around the Lakshadweep Islands, India. **Environ Sci Pollut Res**. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32564-y>

RANJANI, M., VEERASINGAM, S., VENKATACHALAPATHY, R., MUGILARASAN, M., BAGAEV, A., MUKHANOV, V., VETHAMONY, P., (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis. **Mar. Pollut. Bull.**, 163, 111969. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>.

RAZA, T., RASOOL, B., ASRAR, M., MANZOOR, M., JAVED, Z., JABEEN, F., YOUNIS, T., 2023. Exploration of polyacrylamide microplastics and evaluation of their toxicity on multiple parameters of *Oreochromis niloticus*. **Saudi J. Biol. Sci.**, 30, 103518. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.103518>

RAUTENBERG, K.A., SILVEIRA, E.L., VAZ-DOS-SANTOS, A.M., 2021. Feeding trends of *Psalidodon paranae* in an impacted Neotropical basin: a multifactor and integrative approach. **Environ. Biol. Fishes**, 104, 89–105. <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01058-y>

RIBEIRO-BRASIL, D.R.G., TORRES, N.R., PICANÇO, A.B., SOUSA, D.S., RIBEIRO, V.S., BRASIL, L.S., MONTAG, L.F.A., 2020. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environ. Pollut.**, 266, 115241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>.

ROCHMAN, C. M., TAHIR, A., WILLIAMS, S. L., BAXA, D. V., LAM, R., MILLER, J. T., ... & TEH, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Scientific reports**, v. 5, n.1,pp. 1-10.

ROCH, S., BRINKER, A. 2017. Rapid and Efficient Method for the Detection of Microplastic in the Gastrointestinal Tract of Fishes. **Environ. Sci. Technol.**, 51,

4522-4530. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00364>.

ROMÃO, W.; SPINACÉ, M. A. S.; PAOLI, MARCO-A. D. (2009). Poli (tereftalato de etileno), PET: uma revisão sobre os processos de síntese, mecanismos de degradação e sua reciclagem. *Polímeros*, v. 19, n. 2, p. 121–132.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., MADUREIRA, L.S.P., (2006). O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil. **EdUSP**, São Paulo.

RUIZ, L.J., PRIETO, A.A., LEMUS, M., (2001). Morfología bucofaringea y hábitos alimentarios de *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) en la costa norte del Estado Sucre, Venezuela. **Rev. Biol. Trop.**, 49, 903–913.

SALAZAR-PÉREZ, C; AMEZCUA, F; ROSALES-VALÊNCIA, A; VERDE, L; POLLORENA-MELENDEZ, JE; SARMIENTE-MARTINEZ, MA; RAMIREZ, Tomita I; GIL-MANRIQUE, BD; LOZANO-HERNANDEZ MEU; MURO-TORRES VM; GREEN- RUIZ, C; PINON-COLIN, TDJ; WAKIDA, FT; BARLETTA, M. 2021). “First Insight into Plastics Ingestion by Fish in the Gulf of California, Mexico.” **Marine Pollution Bulletin**, vol. 171, p. 112705. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112705>.

SÁNCHEZ, M. F. LASTA. C.A. RUARTE. C. COTRINA. C. MIANZAN. H. ACHA. M. (1991). Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón.[Feeding of the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in the Samborombón Bay]. **Frente Marítimo**, v. 8, p. 43-50.

SÃO PAULO. (2010). Elaboração de Planos Municipais. PLANO MUNICIPAL INTEGRADO DE SANEAMENTO BÁSICO.

SARDIÑA, P., & CAZORLA, A. (2005). Ecología trófica da corvina, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), nas águas do sudoeste do Atlântico. *Jornal da Associação Biológica Marinha do Reino Unido*, 85 (2), 405-413. doi:10.1017/S0025315405011331h.

SHEKOOHIYAN, S., AKBARZADEH, A., 2022. The abundance of microplastic pollution along the Jajroud river of Tehran: Estimating the water quality index and the ecological risk. **Ecol. Indic.**, 145, 109629. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109629>.

SHAO, X.; ZHANG, Q.; LIANG, W.; GONG, K.; FU, M.; SAIF, S.; PENG, C.; ZHANG, W. (2023). Polyamide microplastics as better environmental vectors of Cr(VI) in comparison to polyethylene and polypropylene microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 114492.

SILVEIRA, E.L., SEMMAR, N., CARTES, J.E., TUSET, V.M., LOMBARTE, A., BALLESTER, E.L.C., VAZ-DOS-SANTOS, A.M., (2019). Methods for Trophic Ecology Assessment in Fishes: A Critical Review of Stomach Analyses. **Rev. Fish. Sci. Aquac.**, 28, 71–106. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678013>.

TANJI, S., 1974. Estudo do conteúdo estomacal da pescada foguete, *Macrodon ancylodon* e da corvina *Micropogon furnieri*. São Paulo, **Bol. Inst. Pesca**, 3, 21-36.

TALVITIE, J.; HEINONEN, M.; PAAKKONEN, J.P.; VAHTERA, E; MIKOLA, A.

(2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 9, p. 1495–1504.

THOMPSON, R. C., OLSEN, Y., MITCHELL, R. P., DAVIS, A., ROWLAND, S. J., JOHN, A. W., ... & RUSSELL, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838.

TURRA, A., FERNANDEZ, W.S., BESSA, E., SANTOS, F.B., DENADAI, M.R., (2015). Multi-species generalist predation on the stochastic harvested clam *Tivela mactroides* (Mollusca, Bivalvia). **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, 166, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.029>.

URBANSKI, B.Q., DENADAI, A.C., AZEVEDO-SANTOS, V.M., NOGUEIRA, M.G., (2020). First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle Tietê River basin, Southeast Brazil. **Biota Neotropica**, 20. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1005>

VIRŠEK, M.K., PALATINUS, A., KOREN, Š., PETERLIN, M., HORVAT, P., KRŽAN, A., (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *J. Vis. Exp.*, 118. <https://doi.org/10.3791/55161>

VAZZOLER, A.E.A.M. (1991). Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) da costa do Brasil. **Atlântica, Rio Grande**, v.13, p.55-74.

VENDEL, A. L.; BESSA, F.; ALVES, V.E.N; AMORIM, A.L.A; PATRÍCIO, J.; PALMA, A.R.T. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. (2017). **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1, p. 448– 455.

VIEIRA, Á.; SOSSAI, K.; MICAELA, R.; TONON, M.; VESCOVI, V.; VALLE, R. POLIMETILMETACRILATO. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.faacz.com.br/revistaeletronica/links/edicoes/2006_02/edutec_aquila_poli metilmetacrilato_2006_2.pdf>.

WARDLAW, C. M.; CORCORAN, P. L.; NEFF, B. D. (2022). Factors influencing the variation of microplastic uptake in demersal fishes from the upper Thames River Ontario. **Environmental Pollution**, v. 313, p. 120095.

WEI, L.; WANG, D.; AIERKEN, R.; WU, F.; DAI, Y.; WANG, X.; FANG.; ZHAO, L.; ZHEN, Y. (2022). The prevalence and potential implications of microplastic contamination in marine fishes from Xiamen Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113306.

Wright, Stephanie L.; THOMPSON, Richard C; GALLOWAY, Tamara. (2013). “The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review.” **Environmental Pollution**, vol. 178, pp. 483–92. *DOI.org (Crossref)*, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.

WU, P.; TANG, Y.; DANG, M., WANG, S.; JIN, H.; LIU, Y.; JING, H.; ZHENG, C.;YI,S.; CAI, Z. (2020). Spatial-temporal distribution of microplastics in surface

water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 135187.

WANG, W., GE, J., YU, X., (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 189, 109913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>

WARDLAW, C.M., CORCORAN, P.L., NEFF, B.D., (2022). Factors influencing the variation of microplastic uptake in demersal fishes from the upper Thames River Ontario. *Environ. Pollut.*, 313, 120095. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120095>

WEI, L., WANG, D., AIERKEN, R., WU, F., DAI, Y., WANG, X., FANG, C., ZHAO, L., ZHEN, Y., 2022. The prevalence and potential implications of microplastic contamination in marine fishes from Xiamen Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 174, 113306. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113306>

YAGHMOUR, Fadi; SAMARA, Fatin; GHALAYINI, Thounaya; KANAN, Sofia M; ELSAYED, Yehya; BOUSI, Marwa AL; NAQBI, Halima AL. (2022). “Junk Food: Polymer Composition of Macroplastic Marine Debris Ingested by Green and Loggerhead Sea Turtles from the Gulf of Oman.” **Science of The Total Environment**, vol. 828, p. 154373. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154373>.

YAO, N., WU, C., YANG, Z., ZHAO, P., MENG, X., (2023). Characterization of solid and liquid carbonization products of polyvinyl chloride (PVC) and investigation of the PVC-derived adsorbent for the removal of organic compounds from water. **J. Hazard. Mater.**, 456, 131687. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131687>

YUAN, Z., NAG, R., CUMMINS, E., (2020). Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems. **Sci. Total Environ.**, 823, 153730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>

YÜCEL, NEBİL; KILIÇ, ECE. (2022). “Microplastic Contamination in the Freshwater Crayfish *Pontastacus Leptodactylus* (Eschscholtz, 1823).” **Marine Pollution Bulletin**, vol. 185, Dec, p.114337. DOI.org(Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114337>.

ZAVALA-CAMIN, L. A. (1996). Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá: EDUEM. 129p.

ZHANG, S., WANG, N., GONG, S., GAO, S., 2022. The patterns of trophic transfer of microplastic ingestion by fish in the artificial reef area and adjacent waters of Haizhou Bay. **Mar. Pollut. Bull.**, 177, 113565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113565>

ZHANG, F., WANG, X., XU, J., ZHU, L., PENG, G., XU, P., LI, D., 2019. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. **Mar. Pollut. Bull.**, 146, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.061>.

ZHU, J., YU, X., ZHANG, Q., LI, Y., TAN, S., LI, D., YANG, Z., WANG, J., 2019.

Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. **Sci. Total Environ.**, 659, 649–654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.389>

4. ASPECTOS REPRODUTIVOS DA CORVINA, MICROPOGONIAS FURNIEIRI ESTOQUE SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

A corvina (*Micropogonias furnieri*) é um peixe demersal marinho de relevante valor comercial, contribuindo significativamente para a produção pesqueira na região Sudeste do Brasil. Apesar de demonstrar certa resiliência à exploração pesqueira ao longo dos anos, os estoques dessa espécie enfrentam riscos de esgotamento devido à sobrecarga no processo de renovação. Por esse motivo, torna-se essencial realizar estudos que abordem aspectos reprodutivos, visando à preservação da espécie e à elaboração de estratégias eficazes para a gestão pesqueira. Este estudo teve como objetivo principal avaliar a proporção sexual, determinar o comprimento médio de primeira maturação, além de descrever, de forma macroscópica, as fases de desenvolvimento gonadal de indivíduos de *M. furnieri* capturados no litoral Sudeste do Brasil, entre 2021 e 2022. Os resultados indicaram uma predominância de machos na população estudada. O comprimento médio em que 50% das fêmeas alcançaram a maturação foi $L_{50} = 297$ mm, enquanto, para os machos, foi $L_{50} = 203$ mm. A análise macroscópica revelou quatro fases gonadais distintos: imaturo, em maturação, maduro, esgotado e em recuperação. Essas observações permitiram descrever o desenvolvimento gonadal ao longo do ciclo reprodutivo, fornecendo informações valiosas sobre o período reprodutivo da espécie na região estudada.

Palavras-chave: Tamanho mínimo de maturação, estratégias reprodutivas, exploração pesqueira.

4.1. INTRODUÇÃO

A família Sciaenidae é abrangentemente distribuída em ecossistemas de águas tropicais e subtropicais em regiões estuarinas e costeiras (Bolgan et al., 2020). Espécies de cienídeos dominam com frequência as comunidades e assembleias de peixes costeiros demersais de regiões litorâneas (Haimovici et al., 2021; Brun et al., 2024), sendo a base de capturas comerciais, artesanais e de subsistência em todo o mundo (Chao et al., 2015). São espécies de elevado valor comercial e de grande importância ecológica, sendo parte significativa das capturas principais e acessórias nos arrastos de fundo de diferentes países (Chao et al., 2015; Pacheco et al., 2015). Em várias regiões, algumas populações de cienídeos sofreram quedas drásticas e atualmente enfrentam um risco elevado de extinção em consequência da exploração excessiva e da degradação de seus habitats.

Micropogonias furnieri é uma espécie de peixe de hábito demersal eurialino e euritérico, bem distribuído em regiões costeiras e estuarinas. Tem ocorrência desde a costa Sudeste do México até a costa norte da Patagônia (Chao, 1981). É um componente importante para as comunidades aquáticas e um dos principais alvos de capturas em toda a costa atlântica da América do Sul. No Brasil, predomina nas regiões Sudeste e Sul, onde é um recurso base das pescarias de pequena escala e capturas industriais desde antes dos anos de 1940 (Haimovici et al., 2021).

São reconhecidos dois estoques de *M. furnieri* entre 22°S e 34°S. O Sudeste, que se distribui dentro da área da Bacia de Santos entre 22°S e 29°S, e o Sul, entre 29°S e 34°S (Carneiro et al., 2005; Haimovici e Ignácio, 2005; Haimovici et al., 2016). Por sua importância econômica e ecológica, tem sido estudada desde a década de 1960 para a verificação de parâmetros biológicos e de estrutura populacional (Magro et al., 2000; Carneiro et al., 2005; Haimovici e Ignácio, 2005; Haimovici et al., 2016). Sobre a biologia reprodutiva, apresenta desova múltipla, fecundidade anual elevada, picos de desova entre novembro e março (primavera-verão austrais), quando as condições climáticas e de temperatura da água são mais favoráveis ao desenvolvimento dos ovos e larvas (Isaac-Nahum e Vazzoler, 1983; Castello, 1986; Isaac-Nahum e Vazzoler, 1987; Avigliano et al., 2021).

Os estudos de biologia reprodutiva são essenciais para compreensão do ciclo de vida, uma etapa fundamental para o entendimento sobre possíveis alterações no comportamento biológico da espécie causados por fatores naturais ou antrópicos (Diogo et al., 2020). Segundo estes autores, existem evidências que grande parte

das populações de peixes marinhos estão sendo submetidos a alterações drásticas na sua biologia ao longo seu ciclo de vida, como a reprodução. Tais modificações têm sido provocadas pela atividade pesqueira insustentável, pressões antrópicas sobre os ambientes e mudanças climáticas (Haimovici et al., 2021). Estratégias reprodutivas apresentam-se como um resultado direto da adaptação dos animais a alterações ambientais. Mesmo que a morfologia gonadal e o processo de gametogênese seja controlado por fatores genéticos, a periodização e a ocorrência desses acontecimentos são um reflexo de fatores externos que atuam como regulador do tempo e da duração dos processos reprodutivos e períodos de desova (Vazzoler, 1987).

O presente estudo objetivou atualizar aspectos da biologia reprodutiva de *M. furnieri* na Bacia de Santos, estoque Sudeste, a fim de fornecer informações necessárias para manejo e conservação dessa espécie que é constituinte principal dos desembarques pesqueiros costeiros dessa região.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragens biológicas mensais foram realizados entre setembro de 2021 e agosto de 2022 na Bacia de Santos em desembarques pesqueiros nas cidades de Santos e Guarujá (SP). Em laboratório, os indivíduos foram mensurados quanto ao comprimento total (Ct, com auxílio de um paquímetro de precisão de 0,01 mm) e ao peso total (Pt com auxílio de uma balança de precisão: 0,01 g). Em seguida, cada exemplar foi dissecado para retirada das gônadas, que foram pesadas (Pg, 0,01 g), fixadas e posteriormente processadas com técnicas histológicas rotineiras. As gônadas foram seccionadas transversalmente em sua porção mediana para obtenção de uma parcela a ser analisada histologicamente a qual foi fixada em etanol 70% por 24 horas para posterior desidratação mediante banhos sucessivos em etanol de diferente graduação. Após a desidratação em etanol e eliminação dos resíduos do fixador, os cortes serão inseridos em um meio solúvel de parafina e xilol, e posteriormente serão incluídas em parafina. Os blocos de parafina, conservados e refrigerados foram cortados em secções de 5 µm utilizando micrótomo. As secções resultantes foram montadas sobre lâminas e tingidas com a coloração Hematoxilina-Eosina, segundo método descrito por Vazzoler (1996). Posteriormente se procedeu com a montagem em meio sintético (Entellan).

A proporção sexual foi testada através de teste de qui-quadrado (X^2) ($\alpha = 0,05$). O estudo e análise das gônadas seguiu a metodologia de Vazzoler (1996) com adequação para a classificação macroscópica e microscópica de Brown-Peterson et al. (2011). Foram descritas as fases de desenvolvimento gonadal para fêmeas e machos. Com essa informação, foram analisadas as frequências de machos e fêmeas a cada mês, para verificação da época de desova. Como informação adicional a esse diagnóstico, a relação gonadossomática (RGS) média por mês foi calculada:

$$RGS = \frac{Pg}{Pt} * 100$$

A frequências acumuladas de machos e fêmeas adultos por classes de comprimento (L , limite inferior) foram lançadas em diagramas de dispersão, sendo ajustadas curvas sigmóides (r : constante) para a determinação do valor do comprimento médio de primeira maturação gonadal (L_{50}):

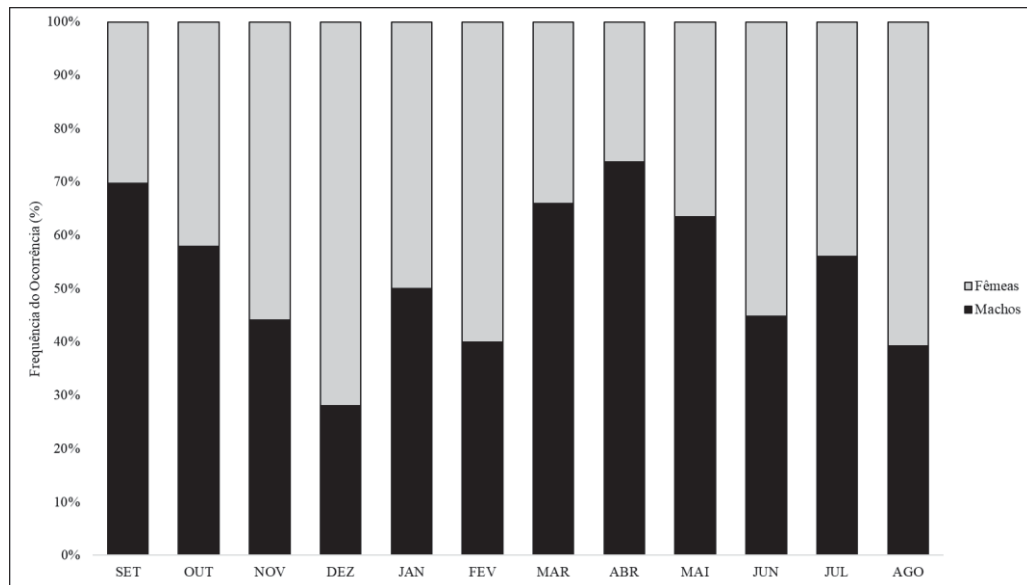
$$P = \frac{1}{[1 + e^{-r(L-L_{50})}]}$$

4.3. RESULTADOS

Foram analisados 459 exemplares (256 machos e 202 fêmeas) de *M. furnieri* entre setembro de 2021 a agosto de 2022. O comprimento total para os indivíduos agrupados variou de 248 a 694 mm ($414,4 \pm 95,8$ mm). Os machos apresentaram comprimento total entre 185 e 644 mm ($389,3 \pm 90,1$ mm) e as fêmeas foram capturadas com comprimento total de 248 a 694 mm ($446,1 \pm 93,7$ mm).

Na Baía de Santos os machos predominaram nas classes menores (180 a 420 mm) e as fêmeas predominaram nas classes maiores (450 a 690 mm). A proporção sexual foi de 1,10:1 machos por fêmeas com predominância de machos na maioria dos meses de coleta. ($X^2_{\text{calc}} = 38,24$, $p < 0,05$) (Figura 1).

Figura 1 - Proporção sexual para *Micropogonias furnieri* na Baía de Santos.



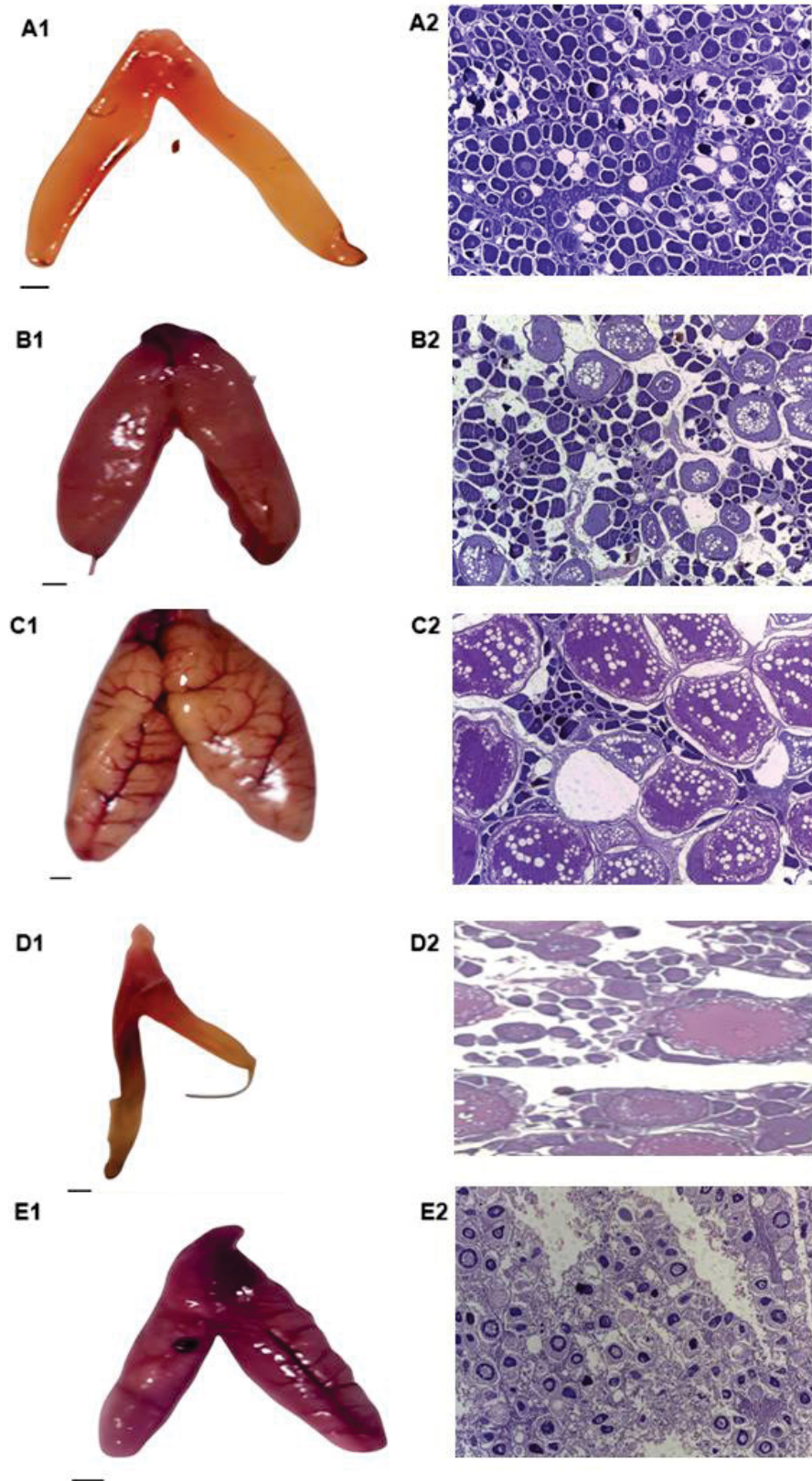
Fonte: O autor (2025)

A espécie apresentou gônadas dispostas dorsalmente na cavidade corporal divididas em dois cordões fundidos na posição caudal bem próximo ao poro genital. A partir da aparência macroscópicas das gônadas pode ser desenvolvido escalas de maturidade tanto para machos quanto para fêmeas confirmados através da análise histológica (Figuras 2 e 3, Tabelas 1 e 2). As fêmeas e os machos apresentaram ovários e testículos que se desenvolviam de acordo com a fase desenvolvimento. Ovários e testículos imaturos apresentaram tamanho reduzido e aparência filiforme. Ovários em maturação e maduros exibiram alteração na coloração de translúcidas para avermelhada com vascularização e ocupavam, respectivamente, 1/3 e 2/3 da cavidade celomática. Testículos em maturação e maduros se demonstraram mais espessos e com coloração esbranquiçada ocupando grande parte da cavidade abdominal. Ovários e testículos esvaziados tiveram aspecto flácidos e hemorrágico (Figuras 2 e 3, Tabelas 1 e 2).

Machos e fêmeas maduros foram mais frequentes em comprimentos acima de 330 mm CT e 360 mm CT respectivamente. Os indivíduos maduros e em fase desovante predominaram na amostra, ocorrendo durante todo o ano e representando 37,64% (135 machos, 60 fêmeas) e 25,48% (43 machos, 89 fêmeas) da amostra total, respetivamente. Os indivíduos imaturos (16 machos, 45 fêmeas,), em desenvolvimento (68 machos, 39 fêmeas) e em regressão (9 machos, 14 fêmeas) representaram 36,87% da amostra total. Os indivíduos com capacidade de desova ocorreram principalmente durante a primavera austral (setembro, com 63,3%

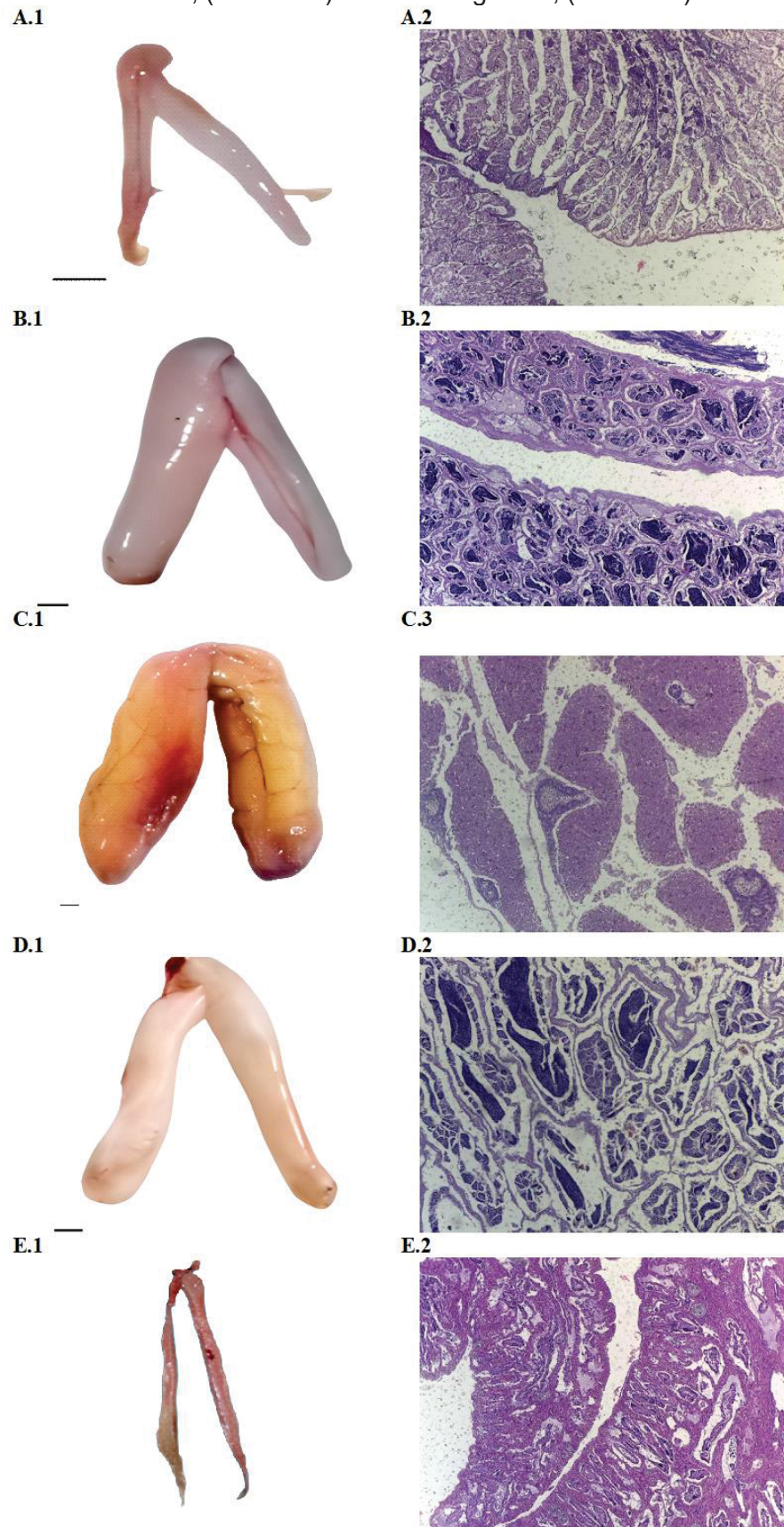
da amostra para o mês; e outubro, com 56,2%) e inverno (julho, com 49,2%; e agosto, com 59,2%), enquanto os indivíduos em regeneração ocorreram principalmente durante o final do verão (fevereiro, com 54,5%) e início do outono (março, com 58,5%), indicando o final do período reprodutivo da espécie (Figura 4). Histologicamente, foi possível observar fêmeas com folículos pós-ovulatórios associados a oócitos em estágios de crescimento primário e alveolar cortical caracterizando a espécie como uma desovante em lotes. Os valores de RGS tenderam a acompanhar as variações observadas.

Figura 2 - Observação macroscópica (1) e microscópica (2) de ovário de *Micropogonias furnieri* em fase: (A.1 e A.2) ovário imaturo, (B.1 e B.2) ovário em maturação, (C.1 e C.2) ovário maduro, (D.1 e D.2) ovário esgotado, (E.1 e E.2) ovário em recuperação.



Fonte: O autor (2025).

Figura 3 - Observação macroscópica (1) e microscópica (2) de testículo de *Micropogonias furnieri* em fase: (A.1 e A.2) testículo imaturo, (B.1 e B.2) testículo em maturação, (C.1 e C.2) testículo maduro, (D.1 e D.2) testículo esgotado, (E.1 e E.2).



Fonte: O autor (2025).

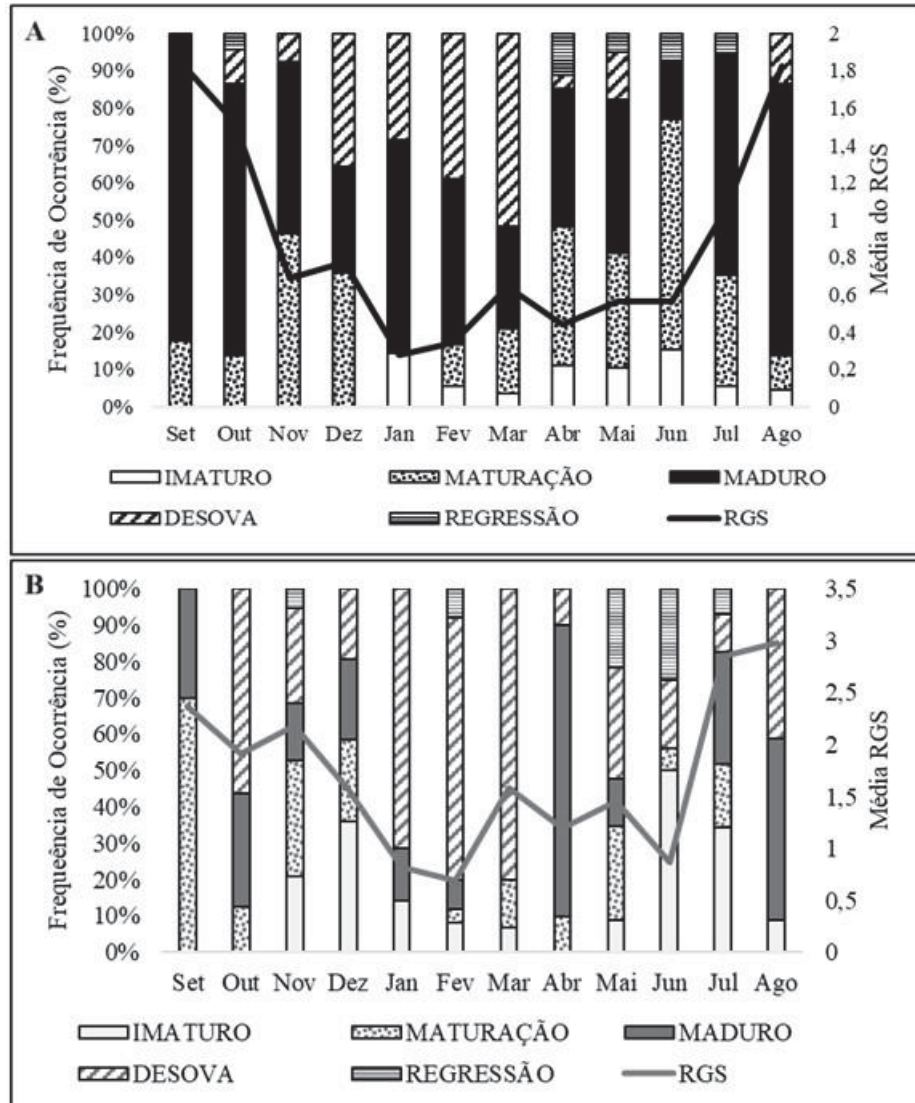
Tabela 1 – Fases de desenvolvimento gonadal para fêmeas de *Micropogonias furnieri*.

Fase	Aparência macroscópica (Fêmea)
IMATURO (A)	Presença de oogônios e ovócitos em cromatina (Fase I) e perinucleolar (Fase II)
EM MATURAÇÃO (B)	Grande quantidade de ovócitos nas fases de vesícula vitelínica (Fase III), além de folículos em vitelogênese (Fase IV) e vitelogênese completa (Fase V).
MADURO (C)	Quase todos os ovócitos estão em vitelogênese completa (Fase V), ocupando quase a área total. É possível verificar ainda folículos em Fase II, III. É possível perceber a presença de grande quantidade de folículos vazios, com ocorrência de alguns ovócitos atrésicos, além de poucos na fase de vesícula vitelínica e o aparecimento crescente de ovócitos na fase de cromatina
ESGOTADO (D)	nucléolo e perinucleolar. Partes da gônada ainda se encontra desorganizada. Existe uma maior concentração de folículos na Fase II e III com exibição de folículos pós-ovulatórios.
RECUPERAÇÃO (E)	

Tabela 2 - Fases de desenvolvimento gonadal para machos de *Micropogonias furnieri*.

Fase	Aparência macroscópica (Macho)
IMATURO (A)	Os túbulos seminíferos estão pouco desenvolvidos ou com diâmetro reduzido. Existe predominância quase total de espermatogônias na espessa camada germinativa e ausência de espermatozoides.
EM MATURAÇÃO (B)	O lóbulo apresenta aumento devido ao crescimento dos espermatócitos e à multiplicação das espermatogônias. As espermátides surgem, e alguns espermatozoides são liberados no interior do túbulo do lóbulo. As células estão se dividindo. Os espermatócitos e espermatozoides desenvolvidos preenchem todo o comprimento do tubo.
MADURO (C)	Grande parte dos túbulos seminíferos e ductos espermáticos estão vazios, mas existe ainda alguns com presença de espermatozoides. Ocorre a consequente redução na produção de espermatozoides
ESGOTADO (D)	Há uma grande quantidade de células em processo de divisão nas finas camadas germinativas finas. Os túbulos seminíferos estão diminuídos, e apenas alguns lúmens contêm espermatozoides.
RECUPERAÇÃO (E)	

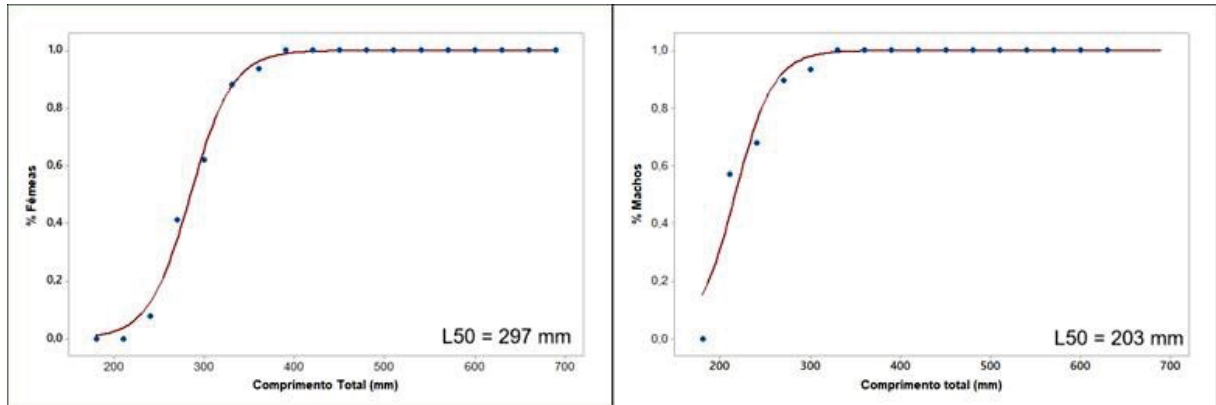
Figura 4 - Variação mensal na proporção dos fases de maturação de machos (A – colunas) e fêmeas (B – colunas) de *Micropogonias furnieri* para a Baía de Santos.



Fonte: O autor (2025)

Para as fêmeas, o comprimento médio de primeira maturação gonadal (L_{50}) foi de 297 mm $L_{100} = 440$ mm e para os machos 203 mm, e $L_{100} = 412$ mm (Figura 5).

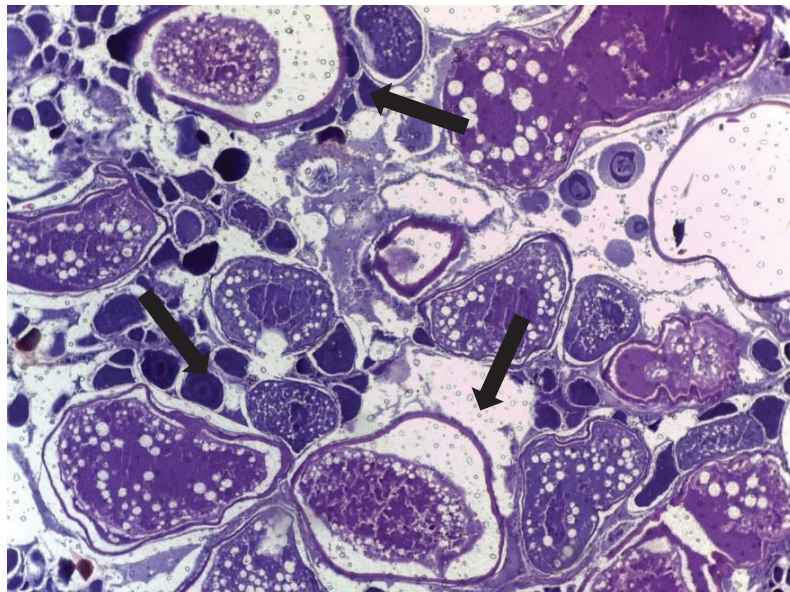
Figura 5 - Comprimentos estimados de maturação sexual L_{50} da *Micropogonias furnieri* no período de setembro/2021 a Agosto/2022



Fonte: O autor (2025)

Dentre os 70 indivíduos selecionados para as análises histopatológicas foi possível observar um dano reprodutivo/gonadal (deslocamento ou retração citoplasmática ovocitária) em 4 fêmeas (Figura 6) ao longo de todo o período amostrado representando apenas 5,7% da amostra total. As fêmeas que apresentaram esse tipo de dano foram capturadas nos meses de março, maio e junho de 2022 e estavam maduras sexualmente.

Figura 6 - Dano celular: deslocamento ou retração citoplasmática ovocitária - encontrado em exemplares de *Micropogonias furnieri* coletados na Baía de Santos.



Fonte: O autor (2025)

4.4. DISCUSSÃO

O sucesso e permanência dos peixes teleósteos em diferentes ambientes é influenciado diretamente por meio de práticas e técnicas reprodutivas. A distribuição da energia adquirida via alimentação e consequente alocação para o processo reprodutivo e conversão em prole garantem a permanência e renovação dessas espécies que em todo o litoral brasileiro são utilizadas como recursos pesqueiros (Vazzoler, 1996). No entanto ainda pouco se sabe sobre as estratégias reprodutivas de peixes ceniídeos, reforçando a necessidade de desenvolvimento de estudos para conhecimento e entendimento acerca do ciclo reprodutivo e dinâmica populacional dessas espécies, principalmente aquelas que são principais alvos da exploração da atividade pesqueira.

A corvina é um dos principais recursos pesqueiros desembarcados na região Sudeste do Brasil. Com hábito demersal é uma espécie bem distribuída ao longo do Atlântico Ocidental, do Caribe até Argentina, podendo ser correntemente encontrada em regiões de fundos lamosos e arenosos até 60 metros de profundidade na plataforma continental (Menezes e Figueiredo, 1980). A proporção entre os sexos e a distribuição de tamanhos são dados fundamentais para avaliar o potencial reprodutivo e estimar o tamanho dos estoques em populações de peixes (Vazzoler, 1996). Diferenças na proporção sexual podem ser influenciadas por diferentes fatores naturais como temperatura ambiental na diferenciação sexual, mortalidade seletiva através do processo de predação diferentes para machos e fêmeas e consequentemente comportamento sexual diferencial, além das taxas de crescimento, longevidade e expectativa de vida (Vicentini e Araújo, 2003).

O estoque Sudeste apresentou uma razão sexual de 1,104 macho para 1 fêmea. As taxas etárias e o processo de crescimento dos peixes podem ocasionar pequenos desequilíbrios na proporção sexual de uma população. Diferenças no crescimento entre machos e fêmeas podem influenciar essa proporção, já que indivíduos com crescimento mais rápido tendem a passar rapidamente pelo estágio de maior susceptibilidade à predação, reduzindo o impacto dos predadores. Caso contrário ocorre com os indivíduos com crescimento mais lento que permanecem mais tempo expostos a predadores, aumentando as chances de serem predados e, consequentemente, afetando o número de adultos na população. A disponibilidade de alimento é outro fator que influencia a proporção sexual. Ambientes com abundância alimentar frequentemente apresentam maior prevalência de fêmeas, que

necessitam de condições ambientais mais equilibradas em comparação aos machos (Nikolsky, 1963). Além disso é importante destacar que, caso haja redução significativa de indivíduos de um dos sexos, pode ocorrer uma reprogramação genética na população, favorecendo a produção do sexo menos representado e contribuindo para o equilíbrio populacional e o sucesso do estoque biológico (Vicentini e Araújo, 2003).

É sabido que a proporção teórica é de 50% de machos para 50% de fêmeas (Nikolsky 1963) o que pode ser verificado por Vicentini e Araújo (2003) para indivíduos capturado na Baía de Sepetiba. No entanto ela pode se modificar significativamente entre diferentes espécies, entre as populações de uma mesma espécie ou ao longo do tempo dentro de uma mesma população como pode ser observado para o estoque de corvinas 2021-2022 do Sudeste onde os machos foram superiores as fêmeas padrão oposto ao observado por Mozo et al., (2006) no Caribe colombiano na qual a proporção de fêmeas foi maior que a proporção de machos (2,4F:1M), demonstrando que alterações no padrão populacional podem estar associadas a diferentes condições ambientais (temperatura, salinidade e pluviosidade).

A determinação das fases através da análise macroscópica é adequada para peixes maduros na qual se torna visível a diferenciação entre gônadas de machos e fêmeas. A suplementação microscópica necessária demonstra com maior precisão fases de desenvolvimento. Escalas de maturidade que utilizam apenas classificação macroscópicas podem recair em subjetividade dificultando o processo de identificação de desova recente ou aquelas próximas a acontecer (Dias et al., 1998). A integração de características microscópicas no processo de validação de estágios macroscópicos oferece uma descrição detalhada do ciclo reprodutivo de organismos marinhos, proporcionando maior confiança na análise e nos resultados essenciais para o manejo pesqueiro e a conservação dos recursos (Santos et al., 2021; Vazzoler, 1996). Quanto à caracterização macroscópica das gônadas de *M. furnieri* foram observadas cinco fases maturacionais: imaturo, em maturação, maduro, esgotado e em recuperação tanto para machos quanto para fêmeas.

O período reprodutivo de uma determinada espécie de peixe é aquele em que é possível observar uma maior frequência de indivíduos maduros seguidos por indivíduos em fase de recuperação (Vazzoler, 1996). A ocorrência de fêmeas maduras e em fase de desova e machos maduros e em maturação durante quase

todo o período analisado é característica frequente do ciclo de vida da espécie, já que a corvina apresenta tática reprodutiva de desovar em parcelas Vazzoler (1970), com desenvolvimento assíncrono e óvulos eliminados em lotes devido ao longo período reprodutivo (Vazzoler et al., 1999). Desovas parceladas refletem uma adaptação perante alterações naturais e antrópicas que influenciam as condições ambientais para aumentar a sobrevivência da prole e promover a renovação do estoque (Fonteles-Filho, 2011). A família Sciaenidae (70 gêneros, cerca de 298 espécies) abrange em geral peixes demersais que habitam ambientes marinhos e estuarinos costeiros (Chao, 1978). Essas espécies apresentam um padrão de reprodução em lotes múltiplos, caracterizado pelo desenvolvimento ovariano assíncrono em grupo, permitindo diversas desovas ao longo do período reprodutivo anual, geralmente realizadas em grandes agregações (Bolgan et al., 2020). Grande parte das espécies marinhas apresentam desovas consecutivas ao longo do ano em um mesmo período reprodutivo com ciclicidade diária, semanal e mensal (Lowe-McConnel, 1999) com o intuito de garantir alta dispersão da linhagem e perpetuação das espécies.

Em relação ao período de desova, o estoque Sudeste 2021-2022 apresentou picos na primavera e inverno equivalendo ao reportado por Vazzoler (1971), Robert e Chaves (2001) e divergindo das épocas estipuladas por Isaac-Nahum (1981), Castro (2000) e Castelo (1986), Isaac-Nahum e Vazzoler (1987) (Tabela 3). Variações podem ocorrer no período reprodutivo de uma espécie, fato que pode ser influenciado por diversos fatores restrito a diferentes localidades ou pela própria interferência humana que acabam modificando a estrutura ecológica de cada ambiente. Épocas em que as espécies se reproduzem podem ser influenciados por períodos de maior pluviosidade (Mozo et al., 2006; Fonteles-Filho, 2011), entrada de água salina em estuários (Vizziano et al., 2002) propriedades físico-químicas dos ambientes marinhos (Vazzoler, 1991) e condições de temperatura, salinidade e fotoperíodo (Fonteles-Filho, 2011). A época em que ocorre maiores picos de desova da *M. furnieri* tem se relacionado com o aumento da salinidade no inverno de forma que os indivíduos se preparam para entrar em repouso no verão com o aumento do regime de chuvas e conseqüentemente menores taxas de salinidade.

Tabela 3 - Descrição das épocas de reprodução de *Micropogonias furnieri* nas últimas décadas ao longo de sua área de ocorrência.

Período reprodutivo de <i>Micropogonias furnieri</i>			
Período reprodutivo	Área	Fonte	Ano
Ao longo do ano	Sudeste do Brasil	Isaac-nahum	1981
Ao longo do ano	Sudeste do Brasil	Isaac-Nahum e Vazzoler	1983,1987
Ao longo do ano	Sudeste do Brasil	Castro	2000
Inverno e Primavera	Sudeste do Brasil	Vazzoler	1971
Verão-Primavera	Sul do Brasil	Vazzoler	1971
Verão, Outono e Primavera	Lagoa dos Patos	Castello	1986
Ao longo do ano	Caribe Colombiano	Mozo et al.	2006
Inverno e Primavera	Litoral do Paraná	Robert e CHAVES	2001
Primavera e Verão	Lagoa de Rocha/Uruguai	Vizziano et al.	2002
Inverno e Verão	Golfo de paria/Venezuela	Guzmán	2005

O comprimento médio de primeira maturidade sexual (L50) é o parâmetro indicativo de que a metade populacional inicia sua reprodução e ocorre a passagem dos jovens para a fase adulta (Vazzoler, 1996). O início do ciclo reprodutivo é uma etapa crucial para o desenvolvimento de um indivíduo. O comprimento, mesmo que ocorra variação de idade, determina o começo da maturação das gônadas. O L50 pode se modificar de acordo com a disponibilidade e distribuição de alimento variando dentro de uma mesma população que ocupam localidades diferentes e possam existir em espaços temporais diferentes sendo influenciados diretamente por condições ambientais (Nikolsky 1969).

Analisando os comprimentos de primeira maturação sexual (L50) para *M. furnieri* na Baía de Santos foi possível perceber que os machos (L50 = 203 mm e L100 = 412 mm) atingiram maturidade sexual em comprimentos totais menores que as fêmeas (L50 = 297 mm e L100 = 440). No ambiente natural é passível de se observar que os indivíduos apresentem diferenças em seu crescimento somático num contexto intraespecífico, entre sexos e temporal levando em consideração a influência dos fatores bióticos (disponibilidade de alimento, predação, competição) e abióticos (temperatura e salinidade) (Vazzoler, 1996), de forma que as fêmeas costumam com uma maior predominância apresentar comprimentos maiores quando comparadas aos machos (Nikolsky 1969). Os comprimentos de primeira maturação gonadal encontrados para o estoque 2021-2022 sofreram pequenas alterações

quando comparados aos disponíveis na literatura existente. O comprimento observado para as fêmeas foi inferior aos apontados na costa Norte e Sul do Litoral brasileiro por Vazzoler (1996) superior ao observado por Castello (1986) na Lagoa dos Patos e equivalente ao relatado por Vazzoler (1971) para a região Sudeste, e para os machos o L50 foi equivalente ao encontrado por Vazzoler (1996) e inferior a todas as outras observações ao longo do litoral brasileiro (Tabela 5).

Tabela 4 – Levantamento dos valores de L50 para *Micropogonias furnieri* nas últimas décadas ao da área de ocorrência.

Comprimento médio de primeira maturação (L50) (mm)				
Fêmea	Macho	Sexos agrupados	Local	Fonte
340	280		Litoral Norte	Vazzoler (1996)
275	250		Litoral Sudeste	Vazzoler (1971)
350	350		Litoral Sul	Vazzoler (1996)
181	205		Lagoa do Patos	Castello (1986)
292,3		350	Sul do Brasil	Haimovici e Ignácio., (2005)
		200	Sul do Brasil	Haimovici e Ignácio., (2005)
		243,3	Sudeste do Brasil	Carneiro (2007)
362,9	313,6		Sul do Brasil	Haimovici et al., (2021)
260	210		Guiana Inglesa	Lowe-Mcconnell (1966)
320	280		Trinidad	Manickchand-Heileman e Kenny (1990)
344	285,4		Estuário Rio da Prata	Bava et al. (1996)
204	190		Lagoa de Rocha/Uruguai	Vizziano et al. (2002)

As alterações nos parâmetros biológicos de uma espécie ao longo do tempo e em diferentes regiões podem ser um reflexo das alterações nas características genéticas ou devido as pressões pesqueiras sobre o estoque. De acordo com Barbieri et al., (2004) a antecipação do desenvolvimento gonadal configura uma adaptação reprodutiva na qual as espécies buscam recuperar o equilíbrio populacional que são afetados por variações nas condições ambientais e sobrepesca. A sobrepesca pode reduzir as agregações funcionais (temporais e espaciais) que uma população de peixes pode construir para formação e cardumes,

alimentação e reprodução. Altas pressões sobre um estoque podem diminuir o tamanho e provocar o desaparecimento de indivíduos maiores da população (Ballón et al., 2008). Já valores de L50 superiores podem indicar uma recuperação dos estoques perante a períodos de exploração anteriores associada a uma certa adequação ambiental com condições favoráveis suplementares. *M. furnieri* passa por um longo período de desova e apresenta grande potencial reprodutivo com alta fecundidade. As desovas ocorrem em região costeira marinha e o desenvolvimento larval em estuários onde a atividade pesqueira industrial é reduzida ou limitada o que garante ao estoque reações positivas face as adversidades. Mas é claro que a resiliência da espécie tem chegado ao limite e o risco de colapso se adianta com o aumento da exploração. E nesse cenário é claro a necessidade de sustentabilidade na atividade pesqueira para que o estoque tenha a capacidade de se renovar naturalmente ao longo do tempo.

Além da exploração pesqueira alterações ambientais podem influenciar no ciclo de vida das espécies. Inúmeros compostos químicos podem promover consequências nocivas para a reprodução de populações aquáticas alterando processos biológicos vitais (Jobling et al., 1998). Alguns estudos já alertam para alterações histológicas e morfológica das gônadas provocadas por exposição a poluentes e contaminantes (Jobling et al., 1998; Marchand et al., 2008; Louiz et al., 2009). Mesmo com a baixa representatividade, corvinas fêmeas (4 indivíduos) apresentaram danos na morfologia gonadal indicando a possibilidade de contaminação por poluentes químicos. A alteração percebida constitui em uma retração do citoplasma das células foliculares que gera um espaço entre o citoplasma e os carioplasmas gerando um desenvolvimento deficiente da célula ovacitária que pode interferir na reprodução da espécie (Louiz et al., 2009). Mesmo que a contaminação dos ecossistemas aquáticos ocorram em concentrações muito pequenas é importante salientar que os organismos aquáticos permanecem expostos por longos períodos de tempo o que pode promover a interrupção de processos fisiológicos básicos da espécie e consequente redução populacional (Marchand et al., 2008). Poluentes despejados em ambientes aquáticos mesmo que em pequena quantidade tem a capacidade de interferir no desempenho do aparelho reprodutivo e consequentemente afetar a reprodução e renovação dos estoques pesqueiros (Viganò et al., 2010).

4.5. CONCLUSÃO

O presente estudo forneceu informações atualizadas sobre a biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* na Baía de Santos, destacando aspectos cruciais para o manejo e conservação dessa espécie, que é um recurso pesqueiro de grande importância econômica e ecológica na região Sudeste do Brasil. Os resultados demonstraram que a espécie apresenta um padrão reprodutivo caracterizado por desovas múltiplas ao longo do ano, com picos reprodutivos durante a primavera e o inverno, corroborando estudos anteriores, mas também evidenciando variações temporais que podem estar associadas a fatores ambientais e antrópicos. A proporção sexual observada (1,10:1 machos por fêmeas) e a predominância de machos em classes de comprimento menores e fêmeas em classes maiores sugerem diferenças no crescimento somático entre os sexos, possivelmente influenciadas por fatores como disponibilidade de alimento, predação e condições ambientais. Além disso, o comprimento médio de primeira maturação gonadal (L50) foi menor para machos (203 mm) em comparação com fêmeas (297 mm), indicando que os machos atingem a maturidade sexual mais cedo, o que pode ser uma adaptação às pressões ambientais e pesqueiras. Os resultados obtidos reforçam a necessidade de monitoramento contínuo dos estoques de *M. furnieri*, especialmente em um cenário de crescente pressão pesqueira e mudanças ambientais. A antecipação da maturação sexual observada pode ser um indicativo de adaptação às pressões pesqueiras, mas também um sinal de alerta para a necessidade de medidas de manejo mais eficazes, como a implementação de períodos de defeso e a regulamentação de tamanhos mínimos de captura, visando à sustentabilidade dos estoques. Por fim, este estudo contribui para o entendimento das estratégias reprodutivas de *M. furnieri* e destaca a importância de políticas de conservação que considerem tanto os aspectos biológicos da espécie quanto os impactos antrópicos e ambientais. A manutenção de práticas pesqueiras sustentáveis e a proteção dos habitats costeiros e estuarinos são essenciais para garantir a perpetuação dessa espécie e a viabilidade das pescarias que dela dependem.

REFERÊNCIAS

AVIGLIANO, E., ALVES, N. M., M. RITA RICO, RUARTE, C. O., D'Atri, L., Méndez,

- A., Pisonero, J., Volpedo, A. V., & Borstelmann, C. (2021). Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. **Fisheries Research**, 240, 105953–105953. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105953>.
- AZEVEDO, J. W. DE J., CASTRO, A. C. L. DE, & SILVA, M. H. L. (2017). Length-weight relation, condition factor and gonadosomatic index of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Actinopterygii: Sciaenidae), caught in Lençóis Bay, state of Maranhão, eastern Amazon, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 65(1), 1–8. <https://doi.org/10.1590/s1679-87592017110506501>.
- BATALHA, D. C., VAZ-DOS-SANTOS, A. M., SILVEIRA, E. L. DA, ÁVILA-DA-SILVA, A. O., & SANTOS, L. D. DOS. (2024). How are plastic debris affecting the diet of the whitemouth croaker in the Southeastern Brazilian Bight? **Regional Studies in Marine Science**, 75, 103567. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103567>.
- BARBIERI, G.; SALLES, F.A.; CESTAROLLI, M.A & TEIXEIRA-FILHO, A.R. (2004). Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatá, *Prochilodus lineatus* no Rio Mogi Guaçu, São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos de dinâmica populacional. **Acta Scientiarum, Maringá**, 26 (2): 169-174.
- BAVA, J.; JUAREGUIZAR, A. J.; MEIJIDE, F. J. (1996). Algunos aspectos de la biología reproductiva y comportamiento trófico de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en relación al frente salino del estuario del Río de la Plata. Disponível em (PDF) [Algunos aspectos de la biología reproductiva y comportamiento trófico de la corvina rubia \(*Micropogonias furnieri*\) en relación al frente salino del estuario del Río de la Plata.](#)
- BALLÓN, M., WOSNITZA-MENDO, C., GUEVARA-CARRASCO, R., & BERTRAND, A. (2008). The impact of overfishing and El Niño on the condition factor and reproductive success of Peruvian hake, *Merluccius gayi* peruanus. **Progress in Oceanography**, 79(2-4), 300–307. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.016>.
- BOLGAN, M., CRUCIANELLI, A., MYLONAS, C. C., HENRY, S., FALGUIÈRE, J. C., & PARMENTIER, E. (2020). Calling activity and calls' temporal features inform about fish reproductive condition and spawning in three cultured Sciaenidae species. **Aquaculture**, 524, 735243. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735243>.
- BROWN-PETERSON, N. J., DAVID M. WYANSKI, FRAN SABORIDO-REY, BEVERLY J. MACEWICZ, SUSAN K. LOWERRE-BARBIERI. (2011). A Standardized Terminology for Describing Reproductive Development in Fishes. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**, 3(1):52-70. 995.
- BOLGAN, M., CRUCIANELLI, A., MYLONAS, C. C., HENRY, S., FALGUIÈRE, J. C., & PARMENTIER, E. (2020). Calling activity and calls' temporal features inform about fish reproductive condition and spawning in three cultured Sciaenidae species. **Aquaculture**, 524, 735243. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735243>.
- BRUN, A., MAENZA, R., ELISIO, M., RUARTE, C., & ALEMANY, D. (2024). Fish assemblages in an environmentally complex narrow coastal region in the Southwestern Atlantic Ocean: an alternative nursery habitat for fishery species. **Regional Studies in Marine Science**, 76, 103589–103589. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103589>.

CARNEIRO, M. H., CASTRO, P. D., TUTUI, S. D. S., & BASTOS, G. C. C. (2005). *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Estoque Sudeste. Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. **Série Documentos REVIZEE-Score Sul**. Instituto Oceanográfico-USP. São Paulo, 94-100.

CARNEIRO, M.H. 2007. Diagnóstico dos recursos pesqueiros marinhos, *Cynoscion jamaicensis*, *Macrodon ancylodom* e *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae) da região sudeste-sul do Brasil, entre as latitudes 23° e 28° 40's. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos. Biblioteca digital de teses e dissertações da Universidade Federal de São Carlos.

CASTELLO, J. P. (1986). Distribución, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuário de la "Lagoa dos Patos", Brasil. **Physis**, v. 44, n. 106, p. 21-36.

CHAO, L. M. (1981). Family Sciaenidae *Micropogonias furnieri* (Unpaged). *FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic: Fishing areas*, 34.

CHAO, L.N. 1978. Sciaenidae.. InW. Fischer (ed.) *FAO species identification sheets for fishery purposes. WestAtlantic* (FishingArea31).FAO v-4,Rome.

CHAO, N. L., Frédou, F. L., Haimovici, M., Peres, M. B., Polidoro, B., Raseira, M., Subirá, R., & Carpenter, K. (2015). A popular and potentially sustainable fishery resource under pressure—extinction risk and conservation of Brazilian Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). **Global Ecology and Conservation**, 4, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.06.002>.

COSTA, M. D. P.; MUELBERT, JH.; MORAES, LE.; VIEIRA, JP.; CASTELLO, JP. (2014). "Estuarine Early Life Stage Habitat Occupancy Patterns of Whitemouth Croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil." *Fisheries Research*, vol. 160, pp. 77–84. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.10.025>.

COSTA, EUDRIANOF. S., GUSTAVO MONTEIRO TEIXEIRA, DE, A., JUNE FERRAZ DIAS, & ADILSON FRANSOZO. (2022). Effects of biological and environmental factors on the variability of *Paralonchurus brasiliensis* (Sciaenidae) density: **An GAMLSS application**. 102203–102203. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102203>.

DIAS, J.F.; PERESRIO, E.; CHAVES, P.T.C.& ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (1998). Análise macroscópica dos ovários de teleósteos: Problemas de classificação e recomendações de procedimentos. **Revista Brasileira de Biologia**, 58(1):5569.

DIOGO, C., LESSA, R., SILVA, & SANTANA, F. (2020). Biology and fishery of Acoupa Weakfish *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801): a review. **Neotropical Biology and Conservation**, 15(3), 333–349. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e55563>.

FONTELES-FILHO, A.A. (2011) **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Expressão Gráfica Editora, Fortaleza. 464p.

HAIMOVICI, M., IGNÁCIO, J. M. (2005) em Rossi, C.L.W. Cergole M.C. Ávila-da Silva, A.O. Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do

Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração. **Série Documentos Revizee-Score Sul**, IOUSP: 101-107p.

HAIMOVICI, M., CARDOSO, L. P., & RICARDO GATTO UNPIERRE. (2016). Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 44(5), 1080–1095. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue5-fulltext-18>.

HAIMOVICI, M., CARDOSO, L. G., & UNPIERRE, R. G. (2016). Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. **Latin american journal of aquatic research**, 44(5), 1080-1095.

HAIMOVICI, M., CAVOLE, L. M., COPE, J. M., & CARDOSO, L. G. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. **Fisheries Research**, 237, 105878. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105878>.

HAIMOVICI, M., IGNÁCIO, J.M., (2005). *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), in: Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., Cergole, M.C., Ávila-da Silva, A.O. (Eds.), *Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração*. IOUSP, São Paulo, pp. 101-107.

ISAAC, V. J. (1988). *Synopsis of biological data on the whitemouth croaker: Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (No. 150). **Food & Agriculture Org**.

ISAAC-NAHUM, V. J., & VAZZOLER, A. E. A. DE M. (1987). Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae): 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicadores do período de desova. *Boletim Do Instituto Oceanográfico*, 35(2), 123–134. <https://doi.org/10.1590/s0373-55241987000200003>.

ISAAC-NAHUM, V. J.; Vazzoler, A. E. M. (1983). Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). 1. Fator de condição como indicador do período de desova. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v. 32, n. 1, p. 63-69.

ISAAC-NAHUM, V.J., (1981). Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri*, (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). M.Sc. Thesis at University of São Paulo, Brazil, 157 p.

ISAAC, V. J. (1988). Synopsis of biological data on the Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). **FAO Fish. Synopsis**, 150: 35p.

JOBLING, S., NOLAN, M., TYLER, C. R., BRIGHTY, G., & SUMPTER, J. P. (1998). Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. **Environmental Science & Technology**, 32(17), 2498–2506. <https://doi.org/10.1021/es9710870>.

LOWE-MCCONNELL, R. H. (1966). The Sciaenid Fishes of British Guiana. **Bull. mar. Sci.**, 16(1):1-57.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1966. The Sciaenid Fishes of British Guiana. *Bull. mar. Sci.*, 16(1):1-57.

LOWERRE-BARBIERI, S. K., BROWN-PETERSON, N. J., MURUA, H., TOMKIEWICZ, J., WYANSKI, D. M., & SABORIDO-REY, F. (2011). Emerging Issues and Methodological Advances in Fisheries Reproductive Biology. *Marine and Coastal*

Fisheries, 3(1), 32–51. <https://doi.org/10.1080/19425120.2011.555725>.

LOUIZ, I., BEN-ATTIA, M., & BEN-HASSINE, O. K. (2009). Gonadosomatic index and gonad histopathology of *Gobius niger* (Gobiidea, Teleost) from Bizerta lagoon (Tunisia): Evidence of reproduction disturbance. **Fisheries Research**, 100(3), 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.08.009>

MAGRO, M., CERGOLE, M. C., & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. (2000). Síntese de conhecimentos dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente explotáveis na costa sudeste-sul do Brasil: peixes.

MANICKCHAND-HEILEMAN, S.C. AND J. S. KENNY. (1990). Reproduction, age, and growth of the Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in Trinidad waters. **Fish. Bull.**, 88(3):523-529.

MARCHAND, M. J.; PIETERSE, G. M.; BARNHOORN, Irene EJ. (2008). Preliminary results on sperm motility and testicular histology of two feral fish species, *Oreochromis mossambicus* and *Clarias gariepinus*, from a currently DDT-sprayed area, South Africa. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 24, n. 4, p. 423-429.

MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L., (1980). *Chaves para identificação de peixes do Sudeste do Brasil*. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 96p. (em português).

MOZO, E. C.; BARANDICA, J. C. N.; Racedo, J. B. (2006). Dinámica poblacional del coroncoro *Micropogonias furnieri* (pisces: sciaenidae) en la ciénaga grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. **Bol. Invest. Mar. Cost.** 35: 37-58 ISSN 0122-9761 Santa Marta, Colombia.

NIKOLSKY, G. V. (1963). **The ecology of fishes**. Nova York, Academic. 352p.

NIKOLSKY, G.V. (1969). **Theory of fish population dynamics**. Ed. Oliver & Boyd. Edinburgh. 323p.

ROBERT, M.C.; CHAVES, P.T. 2001 Observações sobre o ciclo de vida da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Teleostei, Sciaenidae), no litoral do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18(2): 421-428.

PACHECO, I., CORRÊA, B., & VIANNA, M. (2015). DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE *Micropogonias furnieri* (PERCIFORMES, SCIAENIDAE) EM UM ESTUÁRIO TROPICAL... Boletim Do Instituto de Pesca, 41(1), 1–18. https://www.researchgate.net/publication/274373567_DISTRIBUICAO_ESPACO-TEMPORAL_DE_Micropogonias_furnieri_PERCIFORMES_SCIAENIDAE_EM_UM_ESTUARIO_TROPICAL_NO_SUDESTE_DO_BRASIL.

VICENTINI, R. N., & ARAÚJO, F. G. (2003). Sex ratio and size structure of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Perciformes, Sciaenidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 63, 559–566. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000400003>.

VIGANÒ, L., BENFENATI, E., BOTTERO, S., CEVASCO, A., MONTEVERDE, M., & MANDICH, A. (2010). Endocrine modulation, inhibition of ovarian development and hepatic alterations in rainbow trout exposed to polluted river water. **Environmental Pollution**, 158(12), 3675–3683. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.07.033>.

VAZZOLER, A. E. A. de M. (1996). **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. São Paulo: SBI/EDUEM.169p.

VAZZOLER, A. E. A. DE M., 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: Eduem/SBI, Ed. da Universidade Estadual de Maringá e Sociedade Brasileira de Ictiologia, 169 p.

VAZZOLER, A. E. A. de M. (1988). Síntese dos conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (desmarest, 1823) da costa do Brasil. In *Resumos*. Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande.

VIZZIANO, FORNI, F., G. SAONA, & W. NORBIS. (2002). Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the southern Atlantic. **Journal of Fish Biology**, 61(sA), 196–206. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01771.x>.