



Escola Superior de Ciências Marinhas e Costeiras
Monografia para Aquisição do Grau de Licenciatura em Biologia Marinha

**Avaliação da fauna Capturada Pelas Artes de Pesca Banidas (Arrasto e Chicocota) no
Estuário Bons Sinais E Suas Implicações Ecológicas Pós- Regulamentação**

Autora:
Menalda António Nhautse



Escola Superior de Ciências Marinhas e Costeiras
Licenciatura em Biologia Marinha

**Avaliação da fauna Capturada Pelas Artes de Pesca Banidas (Arrasto e Chicocota) no
Estuário Bons Sinais E Suas Implicações Ecológicas Pós- Regulamentação**

Autora

Menalda António Nhautse
(Menalda António Nhautse)

Supervisora:

Halaze de Pedro Manhice
(Professora Halaze de Pedro Manhice)

Avaliador

Bélcia Nhantumbo
(Lic. Bélcia Nhantumbo)

Presidente de Júri

Anselmo J. Chauque

(Lic. Anselmo Chauque)

Quelimane fevereiro de 2026

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus pela vida, pelas forças e pelo cuidado que Ele teve comigo em todo o meu percurso.

Os meus agradecimentos especiais vão também aos meus pais que dedicaram a sua vida e sua energia para tornar esse sonho uma realidade, e aos meus irmãos que deram todo calor e incentivo durante a minha jornada e durante a realização deste trabalho.

Agradeço também aos meus Tios Hilário, Hortência, Maria, e aos primos Sabino Admiro, Alex, Sabino Gildo, a minha avó Esperança que também me passaram força e coragem para explorar novos horizontes das ciências.

Agradeço imensamente a minha supervisora Halaze de Pedro Manhice que em tudo teve paciência de me ensinar e me orientar até nos mínimos detalhes e pelo apoio financeiro para a realização deste trabalho, e a todos os Docentes da ESCMC que sempre deram tudo de si para transmitir não só conhecimento científico mas também conhecimentos relacionados ao saber ser e estar na sociedade, tendo acrescentado bastante na minha vida.

A UEM-ESCMC, por ter me atribuído a bolsa de estudos.

E por último aos meus colegas e amigos, primeiramente a Manuela, Juliana, Marisa e Erca pela amizade e irmandade e em seguida a Moisés, Élio, Naima, Isabel pelo auxílio que me deram no laboratório.

Declaração de honra

Eu, **Menalda António Nhautse**, declaro por minha honra que este trabalho é fruto do meu esforço e investigação e nunca foi apresentado para obtenção de qualquer grau académico na área de estudo em que foi realizado. Este constitui o resultado da minha investigação pessoal estando indicadas no texto e nas referências bibliográficas as fontes que utilizei para a sua realização.

Quelimane, aos 26 de Fevereiro 2025

Menalda António Nhautse

(**Menalda António Nhautse**)

Resumo

O estudo da fauna em períodos anteriores e posteriores à promulgação de uma determinada legislação em ambientes estuarinos, representa uma ferramenta relevante para avaliar a efetividade da norma na conservação ambiental e na manutenção dos estoques pesqueiros. O presente estudo teve como objetivo avaliar a fauna capturada pelas artes de pesca banidas (chicocota e arrasto) no Estuário dos Bons Sinais, comparando os períodos pré e pós-regulamentação. Para tal, foram adquiridos dados históricos de amostragens realizadas pela Reno e Simango em 2019 (antes da promulgação da lei) e dados de amostragens realizadas entre 2023-2024 (após a regulamentação) nos centros de pesca do Chuabo Dembe e Icidua. As análises estatísticas foram feitas no Excel, onde determinou-se a abundância das espécies e os índices ecológicos de diversidade. Posteriormente os índices foram testados pelo teste t de Hutcheson, a fim de avaliar a significância da diferença observada nos índices. Os resultados indicaram a captura de 48 espécies, um número **praticamente idêntico** ao registrado por Reno e Simango (2019), que identificaram 47 espécies no período anterior à legislação. A espécie mais dominante foi *Penaeus indicus* que representou 55 % em 2019 e 33.8 % em 2023-2024, seguida por outras de interesse comercial, como *Sardinella albella*, *Tryssa vitrirostres*, *Johnius dussumieri* e *Stolephorus indicus* que representaram conjuntamente 30 % da abundância total em 2023-2024 e *Hilsa kelee*, *Johnius dussumieri*, *Pomadasys Kaakan*, *Sardinella albella*, *Stolephorus commersonii* e *Tryssa vitrirostres* que representaram 32% em 2019. A análise comparativa dos índices de biodiversidade (Margalef, Shannon-Wiener e Pielou) revelou uma melhoria significativa na diversidade em 2023, com todos os índices a apresentarem valores superiores (ex: H' aumentou de 2.43 para 2.73). Tal resultado sugere um efeito positivo da regulamentação na diversidade e equitabilidade das espécies. Contudo, a análise da estrutura populacional demonstrou que a maior frequência de captura para a maioria das espécies de peixes de alto valor comercial (*Mugil cephalus*, *Johnius dussumieri*, *Pomadasys kaakan*) ocorre em tamanhos muito inferiores ao comprimento de primeira maturação sexual (Lm), evidenciando a captura massiva de juvenis. Para o *Penaeus indicus*, a captura predominante de subadultos no estuário, embora otimize o rendimento imediato da pescaria, interrompe o seu ciclo de vida antes do recrutamento para o *stock* reprodutor marinho. Os resultados evidenciam a baixa seletividade das artes proibidas e sugerem a persistência destas práticas, apesar da regulamentação em vigor.

Palavras chave: Estuário Bons Sinais, artes banidas (chicocota e arrasto), fauna, RPMAR (2020).

Abstract

The study of fauna in periods before and after the enactment of specific legislation in estuarine environments represents a relevant tool for evaluating the effectiveness of the regulation in environmental conservation and the maintenance of fish stocks. This study aimed to evaluate the fauna captured by banned fishing gear (chicocota and trawling) in the Bons Sinais Estuary, comparing the pre- and post-regulation periods. To this end, historical data from sampling carried out by Reno and Simango in 2019 (before the enactment of the law) and data from sampling carried out between 2023-2024 (after the regulation) in the Chuabo Dembe and Icidua fishing centers were acquired. Statistical analyses were performed in Excel, where species abundance and ecological diversity index were determined. Subsequently, the indices were tested using Hutcheson's t-test to assess the significance of the observed difference in the index.

The results indicated the capture of 48 species, a figure almost the same as that recorded by Reno and Simango (2019), who identified 47 species in the pre-legislation period. The most dominant species was *Penaeus indicus*, which represented 55% of the total abundance in 2019 and 33.8% in 2023–2024. Other commercially important species, such as *Sardinella albella*, *Tryssa vitrirostres*, *Johnius dussumieri*, and *Stolephorus indicus*, collectively accounted for 30% of the total abundance in 2023–2024, while *Hilsa kelee*, *Johnius dussumieri*, *Pomadasys Kaakan*, *Sardinella albella*, *Stolephorus commersonii*, and *Tryssa vitrirostres* represented 32% in 2019.

The comparative analysis of the biodiversity indices (Margalef, Shannon-Wiener, and Pielou) revealed a significant ecological improvement in 2023, with all indices showing higher values (e.g., H' increased from 2.43 to 2.73). This result suggests a positive effect of the regulation on species diversity and evenness. However, the analysis of the population structure demonstrated that the highest frequency of capture for most high-value commercial fish species (*Mugil cephalus*, *Johnius dussumieri*, *Pomadasys kaakan*) occurs at sizes significantly smaller than the length at first sexual maturity (L_m), highlighting the mass capture of juveniles. For *Penaeus indicus*, the predominant capture of subadults in the estuary, while optimizing immediate fishery yield, interrupts its life cycle before recruitment to the marine spawning stock. The results underscore the low selectivity of the prohibited gears and suggest the persistence of these practices, despite the regulation in force."

Keywords: Bons Sinais Estuary, banned gear (chicocota and trawling), fauna, Fishing Regulation (REPMAR, 2020)

Lista de abreviaturas

Abreviatura	Significado
REPMAR	Regulamento de Pesca Marítima
MIMAIP	Ministério do Mar Águas Interiores e Pescas de Moçambique
IIP	Instituto de Investigação Pesqueira
IDPPE	Instituto de Desenvolvimento de Pesca de Pequena Escala
TAC	Totais Admissíveis de Captura
Ct	Comprimento total
Max	Máximo
ex.	Exemplo

Lista dos Símbolos

Símbolo	Significado
Kw	Quilowatt
Km	Quilómetros
Cv	Cavalo-vapor
Cm	Centímetros
M	Metros
°	Graus
'	Minuto
''	Segundo
CL	Comprimento de carapaça

Lista de figuras

Figura 1: Localização geográfica do Estuário dos Bons Sinais (Fonte: Google Earth).....10

Figura 2: Localização geográfica de pontos de amostragens no estuário dos Bons Sinais11

Lista de Tabelas

Tabela 1: Distribuição dos centros e artes de pesca por Província e zona de pesca ao longo Do Banco de Sofala.....5

Tabela 2: Quadro representativo dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica da fauna13

Tabela 3: Representação do resultado do teste t de Hutcheson.....13

Lista de equações

Equação 112

Equação 213

Equação 313

Equação 414

Equação 514

Equação 614

Equação 715

Lista de Gráficos

Gráfico 1: Gráfico da evolução da pesca artesanal 2010 a 2021.....4

Gráfico 2: Representação gráfica da abundância relativa das famílias em número de indivíduos e peso.....17

Gráfico 3: Representação gráfica da abundância relativa das espécies em número de indivíduos e peso.....17

Índice

I. Capítulo	1
1. Introdução.....	1
1.1 Problematização e Justificativa	2
1.2 Objectivos.....	3
1.2.1 Objectivo geral	3
1.2.2 Objectivos específicos	3
II. Capítulo	5
2. Revisão de Literatura.....	4
2.1 Produção da Pesca artesanal em Moçambique.....	4
2.1.1 Contribuição do Banco de Sofala para a pesca em Moçambique	5
2.2 Tecnologias usadas na pesca artesanal	5
2.3 Importância socioeconómica da pesca artesanal	6
2.4 Pesca artesanal nos estuários – Estuário dos Bons Sinais	6
2.5 Medidas de Gestão das Pescas e a Protecção dos Habitats Críticos em Moçambique	7
2.6 Valor Ecológico dos Estuários e a Importância da Diversidade Específica para a Pesca Artesanal.....	8
III. Capítulo	11
3. Metodologia.....	10
3.1 Localização e descrição da área de estudo	10
3.2 Aquisição de dados.....	11
3.2.1 Amostragem biológica	11
3.3 Análise dos dados.....	12
3.3.1 Determinação da abundância e do contributo percentual em massa	12
3.3.2 Descrição da estrutura da população	13
3.3.3 Estimativa dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica.....	13

IV. Capítulo.....	11
4. Resultados	16
4.1 Identificação da composição específica da fauna.....	16
4.2 Descrição da estrutura da população	18
4.3 Estimativa dos índices de diversidade específica.....	19
V. Capítulo.....	21
5. Discussão.....	21
5.1 Identificação da composição específica da fauna.....	21
5.2 Descrição da estrutura da população	22
5.3 Estimativa dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica.....	24
5.4 Implicações ecológicas do uso das artes banidas, pós regulamentação	25
VI. Capítulo.....	26
6.1. Conclusões	26
6.2. Recomendações	27
VII. Capítulo.....	28
7.1. Referências Bibliográficas	28
7.2. Anexos.....	32

I. Capítulo

1. Introdução

Com o crescimento populacional e o aumento da demanda por alimentos saudáveis e de alto valor nutricional, a actividade pesqueira tem assumido um papel cada vez mais relevante, contribuindo significativamente para a segurança alimentar e geração de renda da população.

Em Moçambique, esta actividade é praticada por grande parte da população que vive na zona costeira e nas grandes massas de água do interior do país (Capaina, 2021a). Estima-se que mais de 60% da população, vive na zona costeira, e a maior parte depende dos recursos marinhos e costeiros para a sua sobrevivência (IUCN, 2015).

Desta população que vive nos distritos e localidades costeiras, o pescado constitui a principal fonte de proteína para a sua segurança alimentar e nutricional bem como para geração de renda e emprego, de maneira directa através da pesca e indirecta de actividades associadas a pesca (Capaina, 2021b).

A pesca artesanal em Moçambique, é a principal força motriz da produção pesqueira nacional desembarcada (Capaina, 2021b). Estimativas indicam que cerca de 90% da produção pesqueira total, é proveniente da pesca artesanal, o que evidencia a sua importância vital para o desenvolvimento económico de Moçambique (ADNAP, 2020).

A pesca artesanal no nosso país, distribui-se ao longo de toda a costa, sendo o peixe, camarão e moluscos os principais recursos explorados por esta pescaria. Moçambique possui uma extensa linha de costa com cerca de 2700km de comprimento, e é caracterizada por uma diversidade de habitats que inclui praias arenosas, dunas costeiras, recifes de corais, baías, florestas, pântanos de mangal, tapetes de ervas marinhas e estuários (Hoguane, 2007).

No nosso país, o Banco de Sofala constitui uma das regiões mais produtivas, e o principal pesqueiro nacional (Hoguane, 2007). Esta região abrange quatro províncias, nomeadamente, o norte de Inhambane, Sofala, Zambézia e Nampula. Nesta região, a grande produtividade é atribuída a ocorrência de vários estuários dominados pela vegetação de mangal, que constituem um habitat crítico importante para o ciclo de vida de várias espécies pesqueiras de importância comercial.

Os estuários desta região, desempenham funções ecológicas importantes, e são reconhecidos como berçários e locais de proteção e crescimento para diversas espécies marinhas e dulcícolas IIP (2021) de interesse comercial, tal como os camarões penaídeos Simango e Sinage (2019) e outros peixes pelágicos como o peixe pedra (*Pomadasys kaakan*), peixe manteiga (*Parastromateus niger*), a tainha (*Mugil cephalus*), as sardinhas, anchovas entre outras espécies importantes que usam estes ecossistemas como berçário nas suas fases larvais e juvenis (Reno, 2019).

No entanto, estas regiões tem sido alvo da pressão antropogénica pelo alto esforço de pesca tanto em número de praticantes da atividade, como na diversidade e quantidade de artes de pesca usadas. Segundo o IDPPE (2013), das 8.279 artes de pesca activas em ecossistemas de estuários a nível nacional, 94.6% operavam em estuários do Banco de Sofala.

Destas artes de pesca operadas nos estuários, o censo inclui o emalhe, linha, a quinia, a tarrafa, o arrasto e a chicocota, sendo as últimas duas, artes de pesca sempre encaradas com preocupação pelas autoridades de gestão, devido a evidências da sua baixa selectividade.

Apesar de pouco documentada, há evolução destas artes de pesca em número, nos ecossistemas tal como as baías e estuários, e o uso destas artes nestes ecossistemas é proibido segundo o (REPMAR, 2020). Contudo, a sua implementação efectiva é um desafio que se manifesta pela presença contínua de pescadores com estas artes e realização da actividade.

Estuário Bons Sinais não é excepção quanto a este cenário, pois, apesar do banimento das artes de arrasto e chicocota, o seu uso desenfreado ainda persiste. Embora existam estudos sobre essa pescaria neste estuário, nenhum deles adota uma abordagem comparativa entre os períodos pré e pós-regulamentação. Dessa forma, o presente trabalho busca contribuir com dados actualizados sobre a fauna explorada pela pesca artesanal nesta região, comparando os resultados com dados coletados no período de 2018-2019 (após a regulamentação).

Problematização e Justificativa

Segundo o Ministério das Pescas (2013), em Moçambique a pesca artesanal é uma actividade que tem contribuído com 90% do volume total anual do pescado desembarcado, destacando-se como uma actividade vital para a garantia da segurança alimentar da população.

Este subsector é caracterizado pelo uso de diversas artes de pesca de entre as quais o arrasto e a chicocota que são caracterizadas pela sua baixa selectividade, podendo causar impactos significativos sobre o ecossistema (Supinho, 2018).

Na região do Banco de Sofala onde se concentram a maioria dos estuários, segundo o último Censo da Pesca Marítima, IDPPE (2013), está concentrado o maior esforço da pesca artesanal, e foi observado o uso de artes pouco seletivas tal como arrasto e chicocota. Cerca de 94.6% do total das redes usadas nos estuários a nível nacional, concentram-se nesta zona sendo o arrasto e a chicocota algumas das artes com maior prevalência.

Essas artes são consideradas nocivas ao ambiente por serem pouco selectivas, por essa razão, no ano de 2020, estas artes foram oficialmente banidas em ambientes costeiros, como praias, áreas coralinas,

baías incluindo os estuários segundo o REPMAR (2020), contudo, ainda se verifica o uso desenfreado das mesmas pelos pescadores.

O estuário Bons Sinais constitui um dos estuários do Banco de Sofala no qual tem se observado um esforço de pesca acentuado, com o uso das artes banidas pela lei. Mussa (2019) constatou o uso de um total de 32 artes de arrasto e 60 artes de chicocota registadas em três centros de pesca (Marrubune, Palane e Chuabo Dembe), o que evidenciou a pressão sobre os recursos deste estuário.

Embora alguns estudos referentes a essa pescaria tenham sido realizados no Estuário dos Bons Sinais após a regulamentação, nenhum deles aborda de forma comparativa as capturas realizadas antes e depois da proibição das artes de arrasto e da chicocota, o que torna desconhecido se a regulamentação vigente trouxe ou não mudanças ecológicas significativas sobre a composição, estrutura e diversidade da fauna nesta região. Nesse contexto, o presente estudo busca contribuir com dados científicos atualizados sobre a composição, diversidade e estrutura da fauna explorada pela pesca artesanal na região, com ênfase nas artes de pesca banidas. A análise compara os períodos anterior e posterior à proibição, o que poderá servir como subsídio para o conhecimento da eficácia da lei, na gestão sustentável dos recursos pesqueiros desta região.

1.1 Objectivos

1.1.1 Objectivo geral

- Avaliar a fauna capturada pelas artes de pesca banidas no estuário Bons Sinais, e suas implicações ecológicas Pós-regulamentação.

1.1.2 Objectivos específicos

- Identificar a composição específica da fauna capturada pelas artes banidas;
- Descrever a estrutura da população;
- Estimar os índices de diversidade específica;
- Comparar as características da fauna (diversidade) observadas no estudo com os dados disponíveis de estudos anteriores à proibição das artes de pesca.

II. Capítulo

2. Revisão de Literatura

2.1 Produção da Pesca artesanal em Moçambique

A pesca artesanal também conhecida como pesca de pequena escala, é uma actividade historicamente reconhecida pela sua importância vital para muitas comunidades. Em Moçambique, este subsector desempenha um papel crucial na garantia da segurança alimentar da população moçambicana, tanto para os que vivem na zona costeira como para os que vivem no interior do país (MIMAIP & IDPPE, 2019).

Esta actividade é praticada ao longo de toda costa e estuários, incluindo em águas interiores tal como rios, lagos e albufeiras. A pesca artesanal no nosso País, contribui com um volume significativo de produção pesqueira. Estimativas indicam que 95% da produção pesqueira global é proveniente da pesca artesanal (Capaina, 2021b).

Em termos de evolução da produção (Figura 1), a pesca artesanal cresceu gradualmente, entre o ano de 2010 a 2021, tendo passado de 139,891 toneladas em 2010, para 425,655 em 2021.

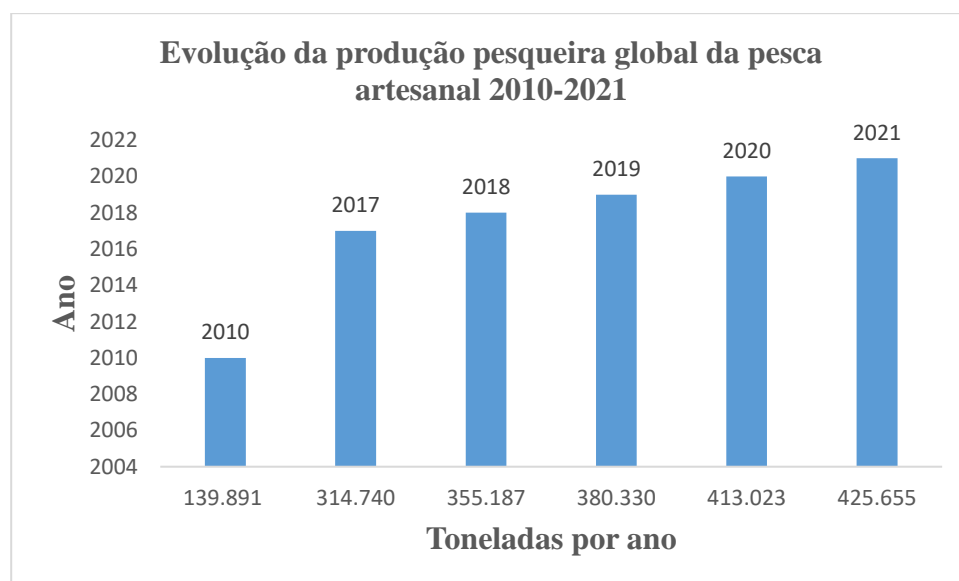


Gráfico 1: Gráfico da evolução da pesca artesanal 2010 a 2021

Adaptado: (Takahashi & Japan, 2021)

2.1.1 Contribuição do Banco de Sofala para a pesca em Moçambique

O Banco de Sofala constitui a região pesqueira mais relevante de Moçambique, tanto para a pesca artesanal quanto para a industrial. A sua importância deriva não apenas da sua vasta extensão, que abrange as províncias de Inhambane, Sofala, Zambézia e Nampula, mas também da sua elevada produtividade biológica. Esta característica torna a área vital para a reprodução de diversas espécies de pescado de grande interesse comercial e alimentar para o país.

2.1.1.1 Distribuição dos artes e centros de pesca artesanal por zona ao longo do Banco de Sofala

A província de Nampula apresenta a maior número de artes de pesca em águas marítimas, totalizando 15.329 artes, seguida por Zambézia (7.467) e Sofala (5.672). A arte de arrasto destaca-se como a mais empregada, representando **21%** do total de artes marítimas em Nampula, **27,5%** em Zambézia e **11,9%** em Sofala, evidenciando um elevado esforço pesqueiro direcionado a espécies demersais e bentónicas nestas zonas.

A chicocota tem sido mais empregada em Sofala, representando **14,1%** das artes utilizadas nas águas marítimas, sendo expressivamente inferior em Zambézia (**6,5%**) e praticamente ausente em Nampula (**0,5%**).

Tabela 1: Distribuição dos centros e artes de pesca por Província e zona de pesca ao longo Do Bano de Sofala.

Província	Nr de centros de pesca	Nr total de artes	Chicocota	Arrasto
Sofala	105	5,672	801	675
Zambézia	152	7467	487	2,053
Nampula	213	15,329	84	3,215
Total	470	28.468	1.372	5.943

Adaptado: (IDPPE, 2013 e MIMAIP, 2020)

2.2 Tecnologias usadas na pesca artesanal

A pesca artesanal é caracterizada pelo uso de embarcações rudimentares tal como as lanchas, chatas e canoas, com um comprimento não superior a 10m e autonomia inferior a 24 horas, podendo operar até 12 milhas náuticas, dependendo da sua capacidade de navegação. Quanto aos meios de propulsão das embarcações desta pescaria, fazem parte as velas, remos e os motores com uma potência propulsora não superior a 100 cv ou 74 Kw (Capaina, 2021a).

Quanto as artes de pesca, na pesca artesanal os métodos de captura e as artes utilizadas pelos pescadores estão associados as suas tradições e costumes, resultante das experiências do seu dia a dia em relação ao comportamento e abundância das espécies que ocorrem nos locais aonde praticam a sua actividade (Martins & Carneiro). As artes de pesca artesanal são de fabrico local, e estas artes incluem: redes de arrasto, emalhe, linha, palangre, tarrafas, chicocotas e quinia.

2.3 Importância socioeconómica da pesca artesanal

A pesca artesanal representa a principal componente produtiva do setor pesqueiro em Moçambique, desempenhando um papel crucial no desenvolvimento socioeconómico das comunidades costeiras e interiores do país (Ribeiro, 2010). Este subsector é fundamental para a geração de emprego e renda, beneficiando diretamente uma parcela significativa da população moçambicana. Segundo Capaina (2021b), o emprego gerado pela pesca artesanal ocorre tanto de forma directa por meio das actividades de captura, como de forma indirecta através de actividades auxiliares como construção e reparação de embarcações, manutenção de motores, comércio de pescado e fabricação de redes.

Dados do IDPPE (2013) indicam que a pesca artesanal é responsável por empregar mais de 95% da força de trabalho do setor pesqueiro nacional, envolvendo aproximadamente 400.000 pessoas em actividades de pesca directa e cerca de 70.000 em funções de apoio, como carpinteiros e mecânicos navais, comerciantes, compradores de conchas, redeiros e processadores de pescado. Assim, estima-se que esse segmento empregue cerca de 470.000 pessoas, evidenciando sua relevância económica e social para o país

No que diz respeito ao rendimento dos pescadores artesanais, Psico (2019) em seu estudo sobre a influência da pesca artesanal no desenvolvimento socioeconómico dos pescadores artesanais no estuário Bons Sinais, constatou que a renda média mensal dos pescadores encontrava-se acima do salário mínimo nacional em torno de 6890.00MZN. O mesmo autor advogou que, apesar do rendimento médio mensal estar acima do salário mínimo, as famílias envolvidas na pesca viviam em condições precárias e com baixo acesso directo a água potável, energia eléctrica e muito menos os serviços sanitários, facto que pode estar associado ao elevado custo de aquisição de insumos de pesca.

2.4 Pesca artesanal nos estuários – Estuário dos Bons Sinais

No distrito de Quelimane, a capital da província, a pesca artesanal em ambiente estuarino é exercida ao longo do estuário dos Bons Sinais, que constituí um dos estuários do Banco de Sofala que sustenta uma actividade de pesca artesanal de suma importância, servindo como fonte de alimento e de renda para as comunidades costeiras locais (Psico, 2019).

Ao longo deste estuário, localizam-se seis centros de pesca nomeadamente: Marrubune, Ilalane, Icidua, Gazelas, Chuabo Dembe e Palane. Neste ambiente, a pesca artesanal é exercida por meio de uma diversidade de artes de pesca tal como Arrasto para a praia, Emalhe, Palangre, Chicocota, Linha de mão, tarrafa, quinia e savega (Mussa, 2019).

Estas artes capturam na sua maioria, pequenos pelágicos tal como Ocar de cristal (*Tryssa vitrirostres*), Camarão branco (*Penaeus indicus*), Sardinha branca (*Sardinella albella*) e Macujana de Barba (*Johnius dussumieri*) (Germano, 2018 e Mussa, 2019). Destas espécies o camarão tem sido um dos recursos alvo dos pescadores artesanais, devido ao seu alto valor comercial.

2.5 Medidas de Gestão das Pescas e a Proteção dos Habitats Críticos em Moçambique

A gestão sustentável da actividade pesqueira constitui uma estratégia fundamental para a conservação dos recursos aquáticos e a manutenção da biodiversidade marinha. Em Moçambique, onde a pesca artesanal representa uma importante fonte de subsistência e rendimento para as comunidades costeiras, a aplicação de medidas de gestão é essencial para garantir a resiliência dos ecossistemas e a continuidade da actividade ao longo do tempo.

O REPMAR (2020) estabelece um conjunto de medidas de gestão dos recursos pesqueiros, que se organizam em duas categorias principais: medidas directas e medidas indirectas. As medidas de gestão directas incidem sobre o esforço de pesca e têm como objetivo controlar a intensidade da exploração, através de mecanismos como:

- Definição do número de embarcações licenciadas;
- Estabelecimento da duração das campanhas de pesca;
- Limitação do número de pescadores ativos por área de pesca;
- Implementação de fechos parciais ou totais de pescarias;
- Restrição da quantidade e tipo de artes de pesca permitidas;
- Estabelecimento de períodos de veda e defeso para proteção dos ciclos biológicos das espécies;
- Determinação das características técnicas das artes de pesca autorizadas.

As medidas de gestão indirectas, por sua vez, visam controlar o impacto da pesca sobre os estoques e a estrutura das comunidades, através da regulação do volume e composição das capturas. Entre estas destacam-se:

- Estabelecimento de Totais Admissíveis de Captura (TAC);
- Atribuição de quotas de pesca por espécie ou grupo de espécies;

- Determinação de tamanhos mínimos permitidos para a captura de organismos, assegurando sua maturação reprodutiva.

No contexto da proteção ambiental, tais medidas assumem uma importância ainda maior nos habitats críticos, como os estuários, que desempenham funções ecológicas indispensáveis, como zonas de reprodução, alimentação e crescimento de diversas espécies de interesse comercial e ecológico (Blaber, et al., 2000). A elevada diversidade específica e a riqueza biológica presentes nesses sistemas tornam-nos particularmente sensíveis à sobre-exploração e ao uso de artes de pesca destrutivas

Neste sentido, medidas de gestão específicas foram implementadas para os estuários moçambicanos, incluindo vedas periódicas para permitir a recuperação dos estoques durante fases críticas do ciclo de vida das espécies. Além disso, destaca-se a proibição do uso de artes de pesca pouco seletivas, como as redes de arrasto de fundo e os chicocotas, devido ao seu elevado impacto sobre os juvenis, espécies não-alvo e habitats bentônicos (REPMAR, 2020).

2.6 Valor Ecológico dos Estuários e a Importância da Diversidade Específica para a Pesca Artesanal

Os estuários são ecossistemas costeiros semifechados que estabelecem uma conexão natural com o oceano, caracterizando-se pela mistura mensurável entre a água do mar e a água doce proveniente da drenagem continental (Da Silva, 2000). Essa interface entre ambientes dulcícolas e marinhos gera condições físico-químicas únicas, como gradientes de salinidade, que sustentam uma elevada produtividade biológica.

Ecologicamente, os estuários desempenham um papel vital na manutenção das cadeias tróficas aquáticas. São áreas ricas em nutrientes e matéria orgânica transportados pelos rios, os quais promovem a produção primária e sustentam comunidades diversas de fitoplâncton, zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes. Além disso, funcionam como habitats de desova, berçários e zonas de crescimento para diversas espécies aquáticas, incluindo espécies migratórias que transitam entre o mar e os rios em diferentes fases do seu ciclo de vida (Mondlane, 2009).

A pesca artesanal encontra nos estuários uma base ecológica favorável para o seu desenvolvimento. Esses ambientes não apenas oferecem elevado rendimento pesqueiro, e segundo Mocuba *et al.* (2023) estes ambientes também abrigam espécies de interesse comercial e subsistência o que torna os estuários fundamentais para a segurança alimentar e geração de renda das comunidades costeiras. A composição específica das capturas artesanais, bem como a sustentabilidade da atividade, está

intrinsecamente relacionada à diversidade biológica presente nesses ecossistemas (Vargas *et al.*, 2022 e Chirunguze, 2025)

Neste contexto, o estudo da diversidade específica e da riqueza nos estuários adquire especial relevância para a gestão pesqueira e conservação ambiental. A diversidade específica segundo William (s.d.) refere-se à variabilidade de espécies existentes em um determinado habitat e constitui um dos principais indicadores do bom funcionamento e estabilidade de um ecossistema. Estimar e monitorar essa diversidade permite compreender a estrutura das comunidades aquáticas, avaliar impactos ambientais e orientar estratégias de manejo sustentável (Masuda, et al., 2024).

Para a quantificação da diversidade e da riqueza biológica, utilizam-se diversos índices ecológicos (Wilson & Gownaris, s.d.). O índice de riqueza de Margalef é uma métrica que avalia a riqueza taxonômica com base no número de espécies (S) e no total de indivíduos (N), sendo amplamente aplicado em análises comparativas entre áreas. O índice de diversidade de Shannon-Wiener, por sua vez, considera não apenas o número de espécies, mas também a proporção relativa de indivíduos por espécie, refletindo o grau de heterogeneidade ecológica de uma comunidade (Loureiro, 1998).

Complementarmente, o índice de equitabilidade de Pielou expressa a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies. Este índice varia de 0 a 1, onde valores próximos de 1 indicam uma comunidade com distribuição equilibrada entre as espécies, e valores próximos de 0 indicam dominância de uma única espécie (Loureiro, 1998). A utilização integrada desses indicadores fornece uma visão abrangente da saúde ecológica dos estuários e apoia o desenvolvimento de políticas de gestão baseadas em evidência científica.

Assim, a avaliação da diversidade específica e da riqueza nos estuários não apenas contribui para o entendimento da ecologia desses sistemas, mas também constitui uma ferramenta essencial para garantir a sustentabilidade da pesca artesanal e a conservação dos recursos marinhos costeiros (Wang, et al., 2023)

III. Capítulo

3. Metodologia

3.1 Localização e descrição da área de estudo

O Estuário dos Bons Sinais localiza-se na zona centro de Moçambique, na costa oriental de África, entre as Latitudes 17°54' e 18°01' Sul e Longitudes 36°49' e 36°58' Este. Tem aproximadamente 30 km de comprimento, estendendo-se da confluência dos rios Cuácua e Licuari, até a foz, desaguando no Oceano Índico no Banco de Sofala, com 1,5km de largura e 15m de profundidade médias (Cafermane, 2021).

A temperatura da água desta do estuário Bons Sinais, apresenta variações diurnas ao passo que a salinidade é dominada pela variação da maré. Quanto ao clima, neste estuário é predominante o clima tropical húmido, com duas estações, verão (Novembro a Abril) e inverno (Maio a Outubro), com maior precipitação no verão e menor no inverno (Magestade, 2021).

No que diz respeito as características da paisagem, ao longo do estuário Bons Sinais predomina uma extensa floresta de mangal, que alberga um grande número de espécies de peixes, crustáceos, moluscos e aves, que constituem recursos economicamente e ecologicamente importantes.

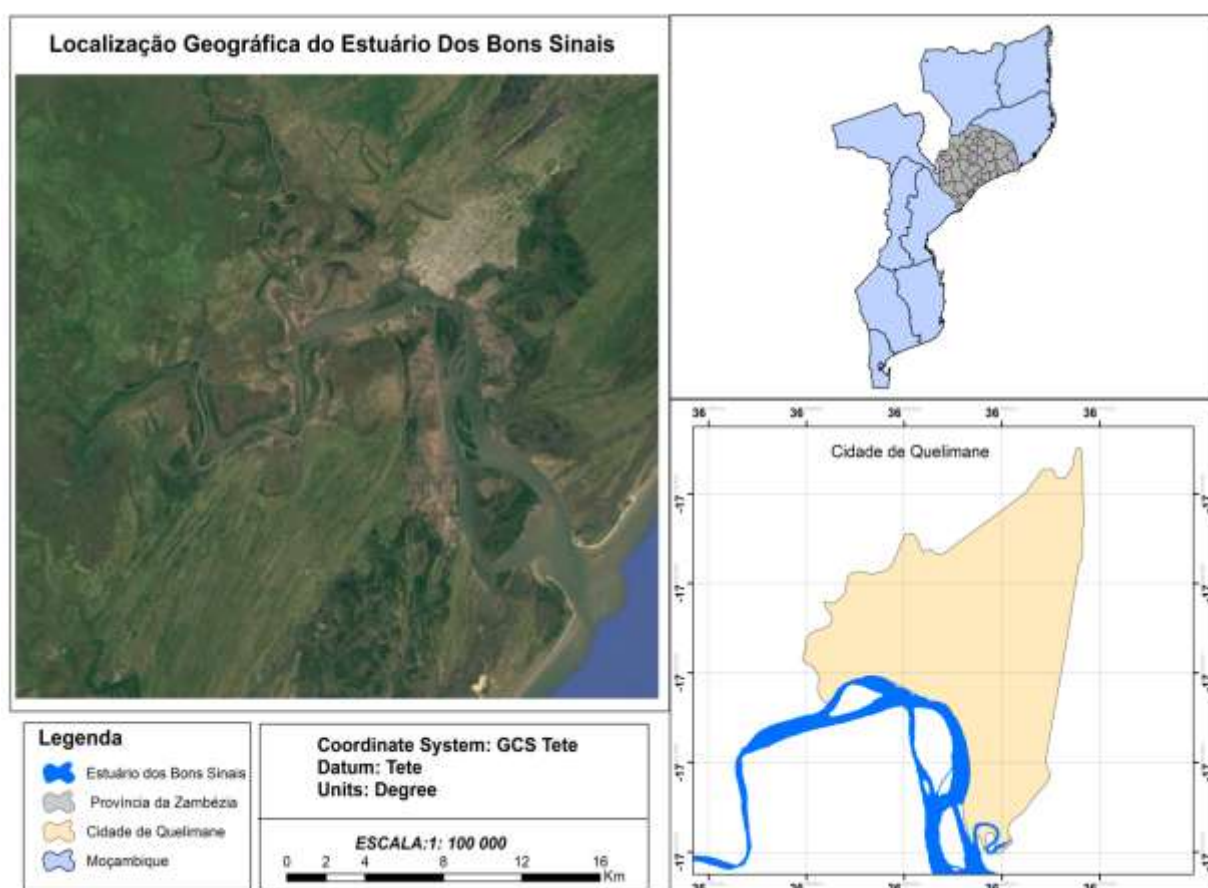


Figura 1: Localização geográfica do Estuário dos Bons Sinais (Fonte: Google Earth).

3.2. Aquisição de dados

Para a realização do presente estudo, foi utilizada uma abordagem que combinou a análise de dados históricos, com a coleta de amostras em campo. Os dados históricos foram adquiridos a partir da literatura prévia, nomeadamente: o trabalho de Reno (2019), que forneceu informações essenciais sobre espécies de peixes, e o de Simango (2019), referente a dados de camarões penaídeos. É crucial notar que estes estudos históricos foram realizados anteriormente à implementação do novo Regulamento da Pesca Marítima, aprovado em 2020, o que confere um valor particular à comparação com os dados atuais.

Com o objetivo de validar e complementar estes dados prévios, procedeu-se à coleta de amostras de pescado diretamente no estuário dos Bons Sinais. A amostragem de campo foi efetuada em dois locais estratégicos, cujas coordenadas geográficas permitiram uma localização precisa. O primeiro ponto, denominado Chuabo Dembe, encontra-se na Latitude S 17°52'44.3" e Longitude E 36°51'45". O segundo ponto de amostragem foi em Icidua, localizado na Latitude S 17°53'12.03" e Longitude E 36°54'17.02" (figura 3).



Figura 2: Localização geográfica de pontos de amostragens no estuário dos Bons Sinais

Fonte: Google Earth

3.1.1 Amostragem biológica

A amostragem biológica foi realizada com base na tábua de marés disponível na internet, onde priorizou-se o período da maré viva. Para cada maré viva foram selecionados dois dias de coleta correspondentes aos dias com maior amplitude da maré.

Para a coleta das amostras, empregou-se o método de amostragem dirigida, baseada no desembarque dos pescadores artesanais por ser um método de fácil aplicação e baixo custo. As amostragens foram

realizadas mensalmente, num período de 7 meses, Novembro e Dezembro de 2023, e de Abril a Agosto de 2024, no centro de pesca do Chuabo Dembe e Icidua. No Chuabo Dembe, as amostras foram coletadas da rede de chicocota e no Icidua da rede de arrasto. Foram no total 7 campanhas de amostragem, com três coletas por mês, totalizando 21 amostragens.

As amostras foram conservadas em uma caixa térmica e posteriormente transportadas para Laboratório de Biologia da Escola Superior de Ciências Marinhas e Costeiras onde foram realizadas as análises laboratoriais. No laboratório, foi inicialmente realizada a separação dos indivíduos em grupos biológicos (peixes e crustáceos). Em seguida, para cada grupo biológico fez-se o agrupamento dos indivíduos em função da espécie com o auxílio do Guia de Campo das Espécies Comerciais Marinhas e de Águas Salobras de Moçambique. Os nomes científicos das espécies e as suas respectivas famílias, foram identificados por meio da observação das suas características morfológicas.

Por último, foram mensurados os dados biométricos, o peso e o comprimento total, com o auxílio da balança analítica e do Ictiómetro, respectivamente. Para os peixes, a extração do comprimento total foi feita da boca à extremidade da barbatana caudal, conforme descrito Fischer, et al. (1990) e para o camarão, a extração do comprimento total foi feita por meio do método descrito por Samo (1995) no qual o comprimento total (Ct) foi medido entre a extremidade anterior do rostro e a extremidade posterior do télson. A extração dos dados biométricos foi feita para o levantamento do contributo percentual em massa de cada espécie e da estrutura populacional, e os mesmos foram a principio registrados no bloco de notas visando a organização inicial dos dados.

Análise dos dados

Os dados foram inseridos e analisados no pacote Microsoft Excel 2010, mas inicialmente foi realizada uma inspeção visual dos dados por meio da ferramenta de filtragem dos dados, para a deteção dos possíveis erros que tenham ocorrido durante o lançamento dos dados, a fim de evitar a concepção errada dos resultados.

Neste pacote, foram estimados os índices de diversidade específica, e determinou-se a frequência dos indivíduos em classes de comprimento, abundância em número e peso das espécies e as suas respectivas representações gráficas.

3.1.2 Determinação da abundância das espécies e famílias

A abundância de cada espécie e família determinou-se pelas fórmulas abaixo:

$$FO(\%) = \frac{ni}{N} * 100$$

Equação 1

$$P(\%) = pi/Pt * 100$$

Onde: FO- frequência de ocorrência da espécie; ni- número de vezes que a espécie ocorre; N-número total de espécies; P-peso relativo da espécie; pi-peso absoluto da espécie; Pt- peso total de todas espécies.

3.1.3 Descrição da estrutura da população

Para descrição da estrutura populacional, determinou-se a frequência relativa dos indivíduos em função das classes de 2 cm de intervalo do comprimento total, para as espécies que apresentaram maior importância em termos de abundância em número de indivíduos.

3.1.4 Estimativa dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica

Para estimativa dos índices ecológicos relativos a riqueza, diversidade e equidade das espécies, calculou-se o Índice de riqueza de Margalef para análise da riqueza das espécies, o Índice de diversidade de Shannon Wiener para análise do grau de diversidade específica e o Índice de equitabilidade de Pielou para a análise do grau de distribuição dos indivíduos entre as espécies.

3.1.4.1 Índice de riqueza de Margalef

O índice de diversidade de Margalef ($D\alpha$ ou α) foi estimado através da seguinte equação:

Equação 2

$$\alpha = \frac{S - 1}{\text{Log } N}$$

Onde: S é o número total de espécies amostradas;

N é o número total de indivíduos em todas as espécies.

3.1.4.2 Índice de diversidade de Shannon Wiener

Equação 3

Este índice foi estimado através da seguinte equação:

$$H' = - \sum Pi \text{Log } Pi$$

Onde: Pi é a proporção da espécie em relação ao número total de espécimes encontrados nos levantamentos realizados.

Para interpretação deste índice, foi considerado que, para alta diversidade os valores encontram-se acima de 3,0, média entre 3,0 e 2,0, baixa entre 2,0 e 1,0 e muito baixa inferior a 1,0 (Botini, *et al.* 2015).

3.1.4.3 Índice de equitabilidade de Pielou

Equação 4

Este índice é obtido através da equação:

$$J = \frac{H'}{Hmax'}$$

Onde H' é o Índice de Shannon Wiener e $Hmax'$ é dado pela seguinte expressão:

$$Hmax' = \text{Log } S$$

Onde S é o número de espécies amostradas.

Os valores deste índice variam de 0 a 1. Neste sentido, para a sua interpretação foi considerado que, para $J=0$ uma só espécie está presente e para $J=1$ todas espécies são representadas pela mesma proporção, (Loureiro, 1998).

Com o objectivo de verificar a ausência ou não de diferenças significativas sobre a diversidade das espécies nos dois períodos, foi calculado o teste t de Hutcheson (1967) usando o índice de diversidade de Shannon Wiener, a um nível de significância de 5%. O teste foi calculado pela seguinte equação:

$$t = \frac{H'a - H'b}{\sqrt{S_{Ha}^2 + S_{Hb}^2}}$$

Equação 5

Onde: $H'a$ e $H'b$, representam os índices de diversidade de Shannon Wiener determinados para cada período (pré e pós regulamentação);

S_{Ha}^2 e S_{Hb}^2 , representam as variância do índice de Shannon para cada período, dada pela fórmula:

$$S_{H'}^2 = \frac{\sum Pi*(LN Pi)^2}{N} + \frac{S-1}{2*N^2}$$

Equação 6

onde:

S representa o número total de espécies, enquanto N representa a abundância total, e o **p** indica a proporção que cada espécie representa no total.

No final, o teste t de Hutcheson calculado, foi comparado com o t crítico obtido a partir da função

T. INV 2T, no pacote Excel, a um nível de significância de 5%, e graus de liberdade determinados pela fórmula abaixo:

$$df = \frac{(S_{H'a}^2 + S_{H'b}^2)^2}{\left(\frac{S_{H'a}^2}{N_a} + \frac{S_{H'b}^2}{N_b}\right)}$$

Equação 7

Para interpretação, considerou-se que: se o t calculado > que t crítico, as diferenças observadas na diversidade entre os dois periodos são significativas, e se o t calculado for menor que o t crítico, então a diferença não é significativa.

IV. Capítulo

4. Resultados

4.1 Identificação da composição específica da fauna

Durante o estudo realizado, verificou-se que a fauna capturada pelas artes de pesca banidas (arrasto e chicocota) no estuário Bons Sinais é composta por 48 espécies pertencentes a 24 famílias, num total de 3369 indivíduos amostrados (**Anexo 2**). As espécies identificadas distribuíram-se em dois grupos biológicos, sendo 38 (79.17%) pertencentes ao grupo dos peixes e 10 (20.83%) dos crustáceos (Camarão).

Em relação à composição de espécies por família (Anexo 2), a família Carangidae destacou-se como a mais representativa, totalizando nove espécies registradas ao longo do período amostrado (*Alepes djedaba*, *Caranax papuensis*, *Carangoides chrysophrys*, *Carangoides malabaricus*, *Decapterus macrosoma*, *Carangichthys dinema*, *Parastromateus niger*, *Scomberoides tol* e *Scomberoides commersonnus*), seguida pela família Penaeidae (*Metapenaeus monocerus*, *Parapenaeopsis sculptilus*, *Penaeus indicus* e *Penaeus japonicus*) e Engraulididae com 4 espécies (*Stolephorus commersonii*, *Stolephorus indicus*, *Tryssa setirostres* e *Tryssa vitrirostres*), Sciaenidae com três espécies, nomeadamente *Argyrosomus hololepidotus*, *Johnius dussumieri*, *Otolithes ruber*) e a família Clupeidae também com três espécies (*Sardinella albella*, *Hilsa kelee* e *Pellona ditchela*). O número de espécies das famílias menos abundantes variou entre 1 a 2 espécies.

Distribuição da abundância das famílias

Os gráficos de setores (**Gráfico 2**) ilustram a distribuição de abundâncias fauna capturada no Estuário dos Bons Sinais pelas artes de pesca banidas (arrasto e chicocota), segregados por família e apresentados em termos de Abundância Relativa (número de indivíduos, à esquerda) e Peso Relativo (biomassa, à direita). Em relação à abundância relativa, a família Penaeidae (38,29%) demonstrou ser a mais dominante, contribuindo com a maior percentagem de indivíduos capturados. Seguiram-se as famílias de peixes Engraulididae (19,38%) e Clupeidae (15,02%), com a família Sciaenidae a representar 6,89% e as "Outras Famílias" 20,42% da abundância total. Por sua vez, a análise do peso relativo ou biomassa revela uma distribuição ligeiramente mais equilibrada entre as principais famílias: a Penaeidae manteve-se como a principal contribuinte (23,96% do peso total), seguida de perto pela Clupeidae (20,46%) e Engraulididae (13,32%). A Família Sciaenidae contribuiu com 7,32% da biomassa. Estes resultados indicam que, apesar de a Família Penaeidae dominar a captura em número, as Famílias Clupeidae e Penaeidae, em conjunto, constituem o volume predominante em termos de massa do pescado explorado.

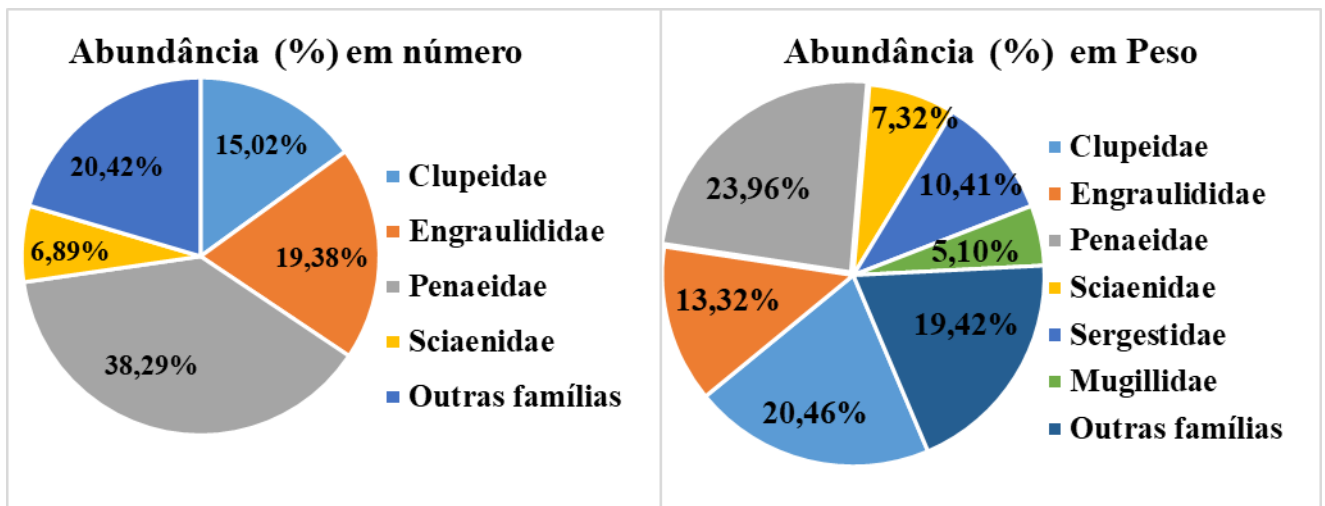


Gráfico 2: Representação gráfica da abundância relativa das famílias em número de indivíduos e peso.

Distribuição da abundância das espécies

Em relação às espécies, a distribuição da abundância foi menos equilibrada, com o *Penaeus indicus* mais dominante a representar 33,81% de abundância em número (**Gráfico 3**), seguida pela *Sardinella albella*, com 11,46%. Com valores baixos a *Tryssa vitrirostres*, *Johnius dussumieri* e *Stolephorus indicus*, contribuíram com 6,29%, 5,43% e 6,86 % de abundância em número respectivamente, e as "Outras famílias" representaram 36,24 %. Em termos de biomassa, o *Penaeus indicus* manteve-se como principal contribuinte com 22,46%, seguido pela *Sardinella albella* com 14,31 %, *Tryssa vitrirostres* com 5,07%. Além das mencionadas, sobressaíram o *Acetes erythraeus* (10,41%) e o *Mugil cephalus* com (5,10%).

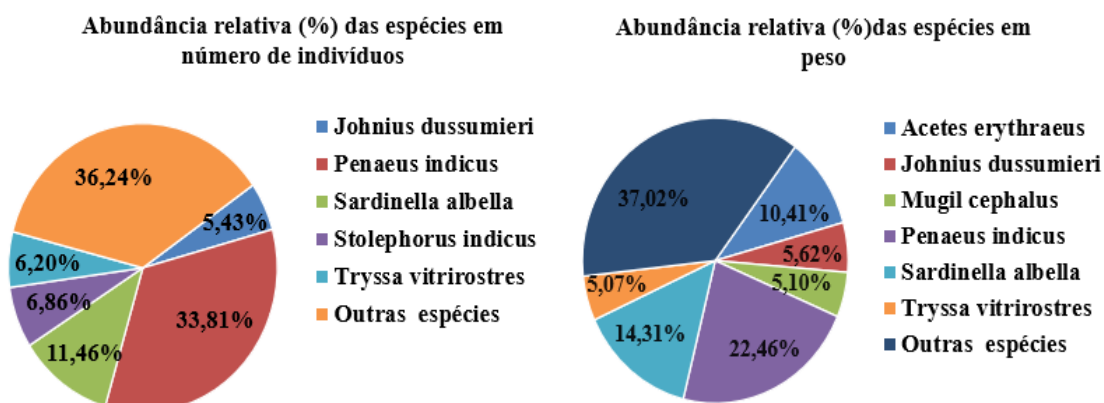


Gráfico 3: Representação gráfica da abundância relativa das espécies em número de indivíduos e peso.

4.2 Descrição da estrutura da população

As espécies que foram mais representativas em número de indivíduos são: *Johnius dussumieri*, *Penaeus indicus*, *Sardinella albella*, *Tryssa vitrirostres* e *Stolephorus indicus*.

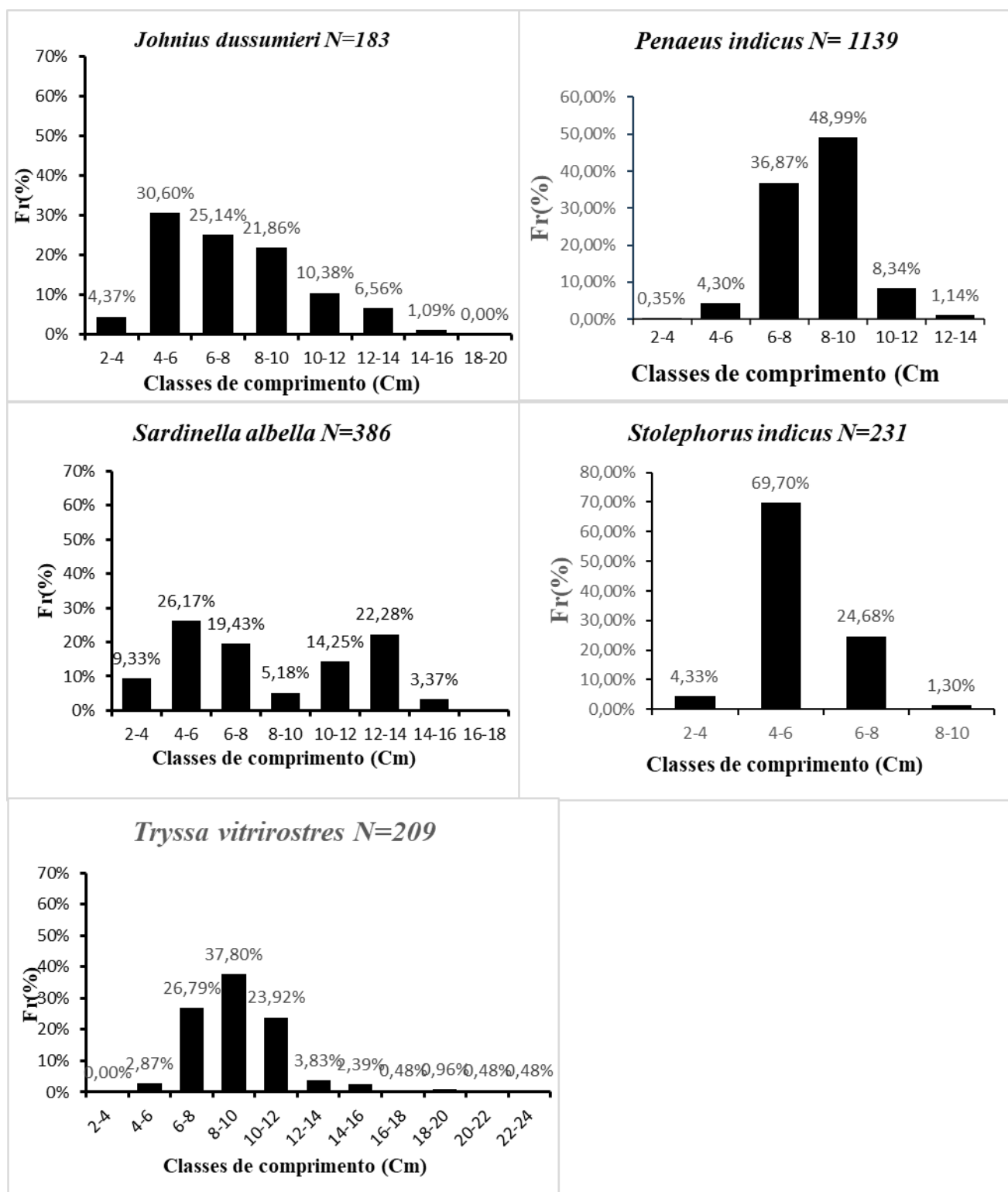


Gráfico 4: Representação gráfica da distribuição de frequências em classes de comprimento das espécies mais abundantes em número de indivíduos.

A distribuição de frequência de comprimentos do *Johnius dussumieri* mostrou maior ocorrência de indivíduos em 3 classes, na classe dos 4-6 cm, 6-8 cm e 8-10 cm, no entanto o tamanho modal foi observado na classe dos 4-6 cm (30,60%). O seu comprimento total variou de 2,5 a 14,7 cm com uma média igual a $7,3 \pm 2,7$.

Quanto ao *Stolephorus indicus* o seu comprimento total variou de 2 a 8,2 cm, a média do comprimento foi $5,3 \pm 1$, e o tamanho modal foi observado na classe dos 4-6 cm (69,70%).

Para o *Penaeus indicus* o comprimento total variou 2,2 a 13,5 cm com uma média igual a $8,1 \pm 1,4$. Foi observada maior ocorrência de indivíduos nas classes de 6-8 cm e 8-10 cm, no entanto o tamanho modal foi observado na classe dos 8-10 cm (48,99 %).

No que diz respeito a *Tryssa vitriostres* na distribuição de frequência em classe de comprimento foi observada maior abundância de indivíduos em três classes de comprimento 6-8 cm, 8-10 cm e 10-12 cm, no entanto o tamanho modal foi observado na classe dos 8-10 cm (37,80 %). O comprimento total dos indivíduos variou de 4 a 23 cm com uma média igual a $9,2 \pm 2,6$.

O comprimento total da *Sardinella albella* variou de 2,8 a 15 cm e a média do comprimento foi $8,1 \pm 3,6$, maior frequência de ocorrência foi observada em 4 classes de 4-6 cm, 6-8cm, 10-12 cm e 12-14cm, no entanto o tamanho modal foi observado na classe dos 4-6 cm (26.17 %).

4.3 Estimativa dos índices de diversidade específica

Tabela 2: Quadro representativo dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica da ictiofauna.

Índices	Símbolo	Antes REPMAR	Pós REPMAR
		2020	2020
		2018-2019	2023-2024
Riqueza de Margaleft	A	4.98	5.78
Shannon Wiener	H'	2.43	2.73
Equitabilidade de Pielou	J	0.6	0.7

A Tabela 2 apresenta os valores acumulados dos índices ecológicos de riqueza, diversidade e equitabilidade da fauna acessível à pesca no Estuário dos Bons Sinais, permitindo uma comparação direta entre dois períodos temporais: 2019 (dados históricos de Reno e Simango, pré-Regulamento) e 2023 (dados de campo pós-Regulamento). Os valores obtidos mostraram-se superiores no período posterior a regulamentação, com o Índice de Riqueza de Margalef (α) que passou de 4.98 em 2019 para 5.78 em 2023. Para o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), os valores foram de 2.43

e 2.73, respetivamente; e para o Índice de Equitabilidade de Pielou (J), registaram-se valores de 0.6 e 0.7 para os anos de 2019 e 2023 respetivamente.

Resultado do teste t de Hutcheson

Tabela 3: representação do resultado do teste t de Hutcheson

Parâmetros	Valores
t calculado	-14,67458113
Graus de liberdade	5433,599664
Variância do índice (antes do REPMAR)	9,4829E-05
Variância do índice (depois do REPMAR)	0,000337415
t crítico	1,960400721

Os valores compilados na tabela 3 referentes ao teste t de Hutcheson, evidenciam que o valor de t calculado é superior ao valor crítico. Este resultado indica que a diferença observada na diversidade entre o período pré e pós regulamentação é estatisticamente significativa, revelada pelo aumento dos índices no período posterior a regulamentação.

V. Capítulo

5. Discussão

5.1 Identificação da composição específica da fauna

Identificou-se 38 espécies de peixes, número ligeiramente superior ao reportado por Reno (2019), que registou 37 espécies, e 9 espécies de camarão, número idêntico ao identificado por Simango (2019), que encontrou 9 espécies.

Embora não tenha existido uma grande diferença na riqueza da fauna nos dois períodos analisados, diferenças substanciais foram observadas a nível da composição, onde do total de espécies registradas, apenas 39 foram comuns. Esse resultado pode estar relacionado à fraca implementação da legislação vigente, o que tem permitido um elevado esforço de pesca no estuário. Tal pressão antrópica pode estar a influenciar a composição da fauna, uma vez que as atividades humanas não provocam apenas a redução da biodiversidade e da biomassa, mas também alterações na composição das comunidades de peixes (Vasconcelos *et al.* 2017 e Blaber, *et al.*, 2000).

Por outro lado, essas diferenças podem estar associadas ao grau de variação temporal da fauna no estuário, e ao método de amostragem que não permitiu a cobertura de outras espécies. Resultados similares foram observados por Fiadanamiarinjato *et. al.*, (2025), no manguezal de Sarodrano no Sudoeste de Madagascar, onde foram observadas mudanças na composição de espécies, resultante do impacto cumulativo da rede de arrasto com rede mosquiteira.

Das espécies registadas, foram mais predominantes, o camarão das famílias, Penaeidae (*Penaeus indicus*) e Sergestidae (*Acetes erythraeus*), pequenos peixes pelágicos das famílias Engraulidae (*Tryssa vitrirostres e Stolephorus indicus*) e Clupeidae (*Sardinella albella*) e o peixe demersal da família Sciaenidae (*Johnius dussumieri*). Esta composição reflecte padrões típicos dos recursos explorados na região do Banco de Sofala, onde o camarão e os peixes constituem os grupos que contribuem de forma mais significativa para a produção pesqueira (Hoguane e Armando, 2015 e Abudula *et al.*, 2021). Tais espécies foram também registadas por (Supinho, 2018; Mussa, 2019; Reno, 2019; Simango, 2019; Mugabe *et. al.*, 2021 e Mocuba *et. al.*, 2023) em seus estudos no estuário Bons Sinais.

Em termos de abundância, a família Penaeidae, com especial destaque para *Penaeus indicus*, foi a mais dominante na fauna capturada pelas artes banidas no estuário dos Bons Sinais, tanto no período pré-regulamentação como no período pós-regulamentação. No período pós-regulamentação, esta família contribuiu com 38,29% da frequência de ocorrência e 23,96% do peso total, enquanto no período pré-regulamentação os valores foram significativamente superiores, atingindo 55% da

frequência de ocorrência e 56,7% do peso. A elevada dominância dos peneídeos pode ser explicada pela sua ecologia, uma vez que o seu ciclo de vida inclui fases pós-larvais e juvenis em ambientes estuarinos (Perez-Castaneda & Defeo, 2005). Estes organismos beneficiam da estrutura dos habitats estuarinos, que oferecem abrigo e protecção contra predadores, tornando-os particularmente vulneráveis à captura por artes de pesca não selectivas. Resultados semelhantes foram registados por Alexandre (2024), no estudo sobre a dinâmica dos camarões penaeídeos na praia de Zalala e no estuário dos Bons Sinais.

Os resultados do presente estudo diferem, contudo, dos obtidos por Mocuba et al. (2023), que observaram uma maior dominância da família Gobiidae (50%) num estudo centrado em larvas de peixes. Esta diferença poderá estar relacionada com o objectivo específico de cada investigação, uma vez que os peneídeos constituem o principal alvo da pesca artesanal, enquanto o estudo de Mocuba et al. se focou na diversidade larvar de peixes.

Para além dos peneídeos, outras famílias apresentaram elevada representatividade na fauna capturada pelas artes banidas, nomeadamente Engraulididae, com 19,38% da frequência de ocorrência e 13,32% do peso, destacando-se *Stolephorus indicus* e *Tryssa vitrirostris*, e Clupeidae, com 15,02% da frequência de ocorrência e 20,46% do peso, dominada por *Sardinella albella*. Estas famílias caracterizam-se pela formação de grandes cardumes e por ocuparem níveis tróficos associados à filtração de plâncton, conforme descrito por Mugabe et al., (2021), beneficiando da elevada produtividade primária dos estuários.

Segundo Hogue e Armando (2015), a abundância destas famílias está relacionada com o aporte de nutrientes fluviais e com a sua elevada tolerância a baixos níveis de salinidade, especialmente em ambientes estuarinos e de mangal, o que as torna igualmente susceptíveis à captura pelas artes proibidas. Adicionalmente, a família Sergestidae, representada por *Acetes erythraeus*, destacou-se em termos de peso, contribuindo com 10,41% da biomassa total. Esta espécie, comum em ambientes estuarinos, reforça a evidência de que as artes banidas afectam significativamente a biomassa de crustáceos, incluindo espécies de pequeno porte que desempenham um papel importante na estrutura trófica do ecossistema.

5.2 Descrição da estrutura da população

A análise da estrutura populacional da fauna capturada no Estuário dos Bons Sinais forneceu informações cruciais sobre o impacto das artes de pesca não seletivas (anteriormente em uso e agora banidas) na biomassa reprodutiva. A composição por classes de comprimento das principais espécies

de interesse comercial revelou uma tendência generalizada de captura de indivíduos imaturos, com uma exceção notável para uma espécie de camarão.

A maioria das espécies de peixes analisadas demonstrou uma composição de classes de comprimento dominada por indivíduos juvenis, o que indica uma baixa seletividade das artes de pesca em relação ao tamanho mínimo de maturação sexual (L50).

No caso de *Johnius dussumieri*, cujo comprimento máximo reportado por Fischer et al. (1990) é de 40 cm, os exemplares capturados no presente estudo não excederam 14,7 cm, sendo a maior frequência observada entre 4 e 6 cm. Considerando que o Instituto de Investigação Pesqueira (IIP, 2021 – atual InOM) estabelece o tamanho mínimo de contribuição significativa à biomassa desovante em 15,7 cm, estes resultados sugerem a captura predominante de indivíduos imaturos que não tiveram oportunidade de se reproduzir.

De forma semelhante, *Stolephorus indicus*, uma espécie pelágica costeira com comprimento máximo de 15,5 cm segundo Fischer et al. (1990), apresentou maior número de indivíduos na classe de 4 a 6 cm de comprimento total. Tendo em conta que o tamanho de maturidade sexual da espécie é de aproximadamente 9 cm, conforme descrito por Tiews et al., (1971), os indivíduos amostrados no presente estudo encontravam-se maioritariamente abaixo do tamanho de maturação.

A mesma tendência foi observada para *Sardinella albella*, espécie pelágica costeira cujo comprimento máximo é de 14 cm (Fischer et al., 1990). No presente estudo, esta espécie foi representada predominantemente por indivíduos abaixo dos tamanhos de maturação sexual. Embora alguns exemplares tenham sido capturados dentro da faixa de maturação (10 a 14 cm), a maior frequência concentrou-se entre 4 e 6 cm. Este padrão é consistente com os resultados obtidos por Reno (2019), que registou maior abundância de indivíduos entre 6 e 8 cm de comprimento total.

No caso de *Tryssa vitriostres*, observou-se igualmente uma predominância de juvenis, com maior frequência de indivíduos capturados entre 8 e 10 cm. Apesar de o comprimento máximo registado no estudo (23 cm) estar acima do intervalo de maturação sexual (12,1–14,4 cm segundo IIP, 2021; ou 13 cm segundo Costa et al., 2020), a composição modal por classes de comprimento revelou a captura massiva de indivíduos juvenis pelas artes de pesca em análise, corroborando os achados de Reno (2019).

Em contraste com os peixes, o camarão *Penaus indicus*, um crustáceo marinho que utiliza estuários como habitat de berçário juvenil, apresentou uma estrutura populacional distinta. O comprimento total máximo observado foi de 13,5 cm, equivalente a 3,37 cm de comprimento de carapaça (CL). Embora a maior parte dos indivíduos capturados se encontrasse entre 8 e 10 cm de comprimento total

(2 a 2,5 cm CL), estes valores são semelhantes ao intervalo de 2,4 a 2,8 cm CL identificado por Simango (2019) como característico de subadultos.

Este resultado é particularmente relevante, uma vez que indica que a maior proporção dos indivíduos se encontra no estágio subadulto, fase frequentemente explorada por otimizar o rendimento por recrutamento na pescaria estuarina, maximizando o peso individual antes da emigração (Benfield et al., 1998). No entanto, é fundamental reconhecer que a captura destes indivíduos subadultos no estuário, realizada pelas artes de pesca em análise, representa uma interrupção do ciclo de vida da espécie (Supinho, 2018). Isto porque *Penaeus indicus* necessita recrutar para o ambiente marinho para atingir a maturação final e contribuir para a biomassa desovante (FAO, 2009). Assim, a captura intensiva nesta fase pode comprometer seriamente a sustentabilidade biológica a longo prazo, afetando o stock reprodutor que sustenta a pescaria (Mosha & Gallardo, 2013).

Em suma, os resultados indicam que a pesca predatória no estuário dos Bons Sinais ainda prevalece, mesmo com a regulamentação vigente. Por outro lado, este padrão também está de acordo com a natureza dos sistemas estuarinos, conforme observado por Mocuba et al. (2023), uma vez que estes ambientes são caracterizados por albergar uma elevada diversidade de espécies nas suas fases iniciais de vida.

5.3 Estimativa dos índices de riqueza, diversidade e equidade específica

Os índices ecológicos calculados para a fauna capturada pelas artes banidas no estuário dos Bons Sinais revelaram uma diversidade específica expressiva e uma distribuição de indivíduos relativamente equilibrada. O índice de riqueza de Margalef ($\alpha = 5,78$), a diversidade de Shannon-Wiener ($H' = 2,73$) e a equitabilidade de Pielou ($J = 0,7$) sustentam esta análise.

De acordo com a classificação de Botini et al. (2015), o valor de H' obtido situa-se na categoria de diversidade média (entre 2,0 e 3,0), sugerindo que, apesar da boa riqueza de espécies, algumas são numericamente dominantes. Este padrão é corroborado pelo valor de $J = 0,7$, que indica um equilíbrio moderado na abundância, característica comum em ecossistemas estuarinos. Segundo Whitfield (1999), estes ambientes apresentam frequentemente baixa diversidade específica mas elevada dominância de poucos táxons, devido às variações ambientais que filtram a fauna.

A comparação destes resultados com os dados anteriores à regulamentação das artes de pesca (Reno e Simango, 2019) que registaram $\alpha = 4,98$, $H' = 2,43$ e $J = 0,6$ evidencia uma possível recuperação e melhoria da diversidade. O aumento observado em todos os índices no período de 2023 indica que o estuário acolhe agora um maior número de espécies, com uma estrutura de abundância mais complexa e uma distribuição de indivíduos mais uniforme.

Esta evolução positiva é validada estatisticamente pelo teste t de Hutcheson, que confirmou a existência de diferenças significativas na diversidade entre os dois períodos, demonstrando um possível impacto positivo da regulamentação vigente sobre a estrutura da comunidade.

5.4 Implicações pós regulamentação

Recuperação da diversidade

Com a aplicação das novas medidas regulatórias, foi observada uma clara recuperação da diversidade no estuário Bons Sinais. Essa recuperação foi observada pelo aumento dos índices de riqueza, diversidade e equitabilidade, que passaram de que passou de 4.98 – 5.78, Shannon Wiener de 2.43-2.73 e Equitabilidade de Pielou de 0.6-0.7.

Captura de organismos juvenis e Mudança na composição das espécies

Em contrapartida, mesmo com sinais positivos de recuperação da diversidade indicada pelo aumento dos índices no período posterior a regulamentação, foi registada a captura indiscriminada de juvenis, que ainda não ainda não contribuíram para população desovante. Facto que torna frágil a recuperação da diversidade observada, pois o esforço de pesca com as artes destrutivas, ainda prevalece. Adicionalmente, grande parte das espécies capturadas por essas artes não são alvo de medidas de gestão específicas (períodos de veda e defeso), e algumas delas, como *Pomadasy kaakan* e *Parastromateus niger* possuem ciclos de vida longos e baixa resiliência, e no estuário Bons Sinais são capturadas na sua fase juvenil, facto que pode comprometer seriamente a reposição dos estoques pesqueiros.

Paralelamente, foram observadas alterações relevantes na composição das espécies, onde do total das espécies registradas nos dois períodos apenas 39 foram comuns. Essas diferenças possivelmente ocorreram em resposta à contínua pressão pesqueira, favorecida pela baixa efetividade na aplicação da regulamentação.

VI. Capítulo

6.1. Conclusões

A composição específica da fauna captura pelas artes banidas (arrasto e chicocota) no estuário Bons Sinais foi composta por 48 espécies, distribuídas entre 24 famílias. As espécies identificadas neste estudo são pertencentes a dois grupos biológicos sendo 38 dos peixes vertebrados e 10 dos crustáceos. Entre os dois períodos avaliados (2019 e 2023–2024), apenas 39 espécies foram comuns, indicando certo grau de variação temporal na composição específica, ou em resposta a contínua pressão pesqueira.

As espécies mais abundantes para estas artes foram: *Penaeus indicus*, *Sardinella albella*, *Tryssa vitrirostres* e *Stolephorus indicus* em 2023-2024 e *Penaeus indicus*, *Hilsa kelee*, *Johnius dussumieri*, *Pomadasys Kaakan*, *Sardinella albella*, *Stolephorus commersonii* e *Tryssa vitrirostres* em 2019. A presença recorrente de espécies pelágicas e estuarino-dependentes reforça a importância do estuário como área de alimentação e crescimento para estas espécies.

A análise da estrutura populacional revelou que, mesmo com a regulamentação vigente a captura de indivíduos na fase juvenil (indivíduos que ainda não contribuíram para a biomassa desovante) ainda prevalece no estuário Bons Sinais, excepto para o *Penaeus indicus* que apresentou maior abundância de subadultos. A captura desses subadultos também constituiu um risco para o recrutamento destas espécies ao alto mar. No que diz respeito a diversidade específica, os índices revelaram uma melhoria da diversidade em 2023, com todos os índices a apresentarem valores superiores, (índice Margalef que passou de 4.98 – 5.78, Shannon Wiener de 2.43-2.73 e Equitabilidade de Pielou de 0.6-0.7), indicando um sinal positivo em relação a regulamentação vigente. No entanto essa recuperação observada ainda é frágil, devido a contínua pressão sobre os juvenis, neste sentido há necessidade de se reforçar a fiscalização de modo a permitir o cumprimento da lei e por conseguinte a conservação dos recursos pesqueiros no Estuário Bons Sinais.

6.2. Recomendações

Para academia

- Recomenda-se que estudos contínuos, sejam realizados de modo a permitir comparações mais robustas ao longo do tempo;
- Recomenda-se também que nos próximos estudos sejam usados métodos de amostragem mais complexos, que possam permitir a cobertura do maior número de espécies.

Para os gestores

- Recomenda-se que a fiscalização seja contínua de modo a garantir o cumprimento do regulamento estabelecido, acompanhado pelo apoio económico em outras alternativas de geração de renda;
- Recomenda-se também, que para além do banimento das artes pesca pouco selectivas, sejam estabelecidas áreas de conservação permanente no Estuário Bons Sinais, pois a elevada abundância de juvenis nas capturas pode não ser explicada necessariamente pela baixa selectividade das artes de pesca, mas pela função de berçário que o estuário desempenha;
- Recomenda-se também que as medidas de gestão estabelecidas (períodos de veda e defeso) se estendam para o maior número de espécies.

VII. Capítulo

7.1. Referências Bibliográficas

1. ADNAP. (2020, Agosto 7). Lançamento da Campanha Nacional do Licenciamento da Pesca Artesanal.
2. Abudula, S., Dias, N., Olímpio, V., & Sequeira, M. (2021). Relatório Do Cruzeiro De Investigação Dos Recursos Pesqueiros E O Estado Do Ambiente Do Banco De Sofala Realizado A Bordo Da Embarcação Pescamar Xii De 19 De Fevereiro A 16 De Março De 2021.
3. Afonso, N. (2020). Boletim Estatístico da Pesca e Aquacultura (2009 – 2020). Ministério Do Mar, Águas Interiores e Pescas, Maputo.
4. Alexandre, G. D. (2024). Análise da estrutura populacional dos camarões juvenis da Família Penaeidae acessível a pesca artesanal no estuário Bons Sinais e praia de Zalala, Zambézia. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Quelimane.
5. Benfield, M. C., Bosschieter, J. R., & Forbes, A. T. (1998). Growth and Emigration of *Penaeus indicus* H. Milne-Edwards (Crustacea: Decapoda: Penaeidae in the St. Lucia Estuary, Southern Africa. U.S.
6. Blaber, S. J., Cyrus, D., Albaret, J.-J., Ching, C. V., Day, J., Elliott, M., . . . Silvert, W. (2000). Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *Journal of Marine Science*.
7. Botini, A. F., Barros, C. A., Souza, T. H., Botini, N., & Moura, N. A. (2015, Junho). Diversidade de peixes no rio mutum e baía marginal no Pantanal – matogrossense através da coleta ativa. XI. Goiânia, Brasil.
8. Caddy, J. F. (1973). Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*.
9. Cafermane, A. C. (2021). Massas De Água E Circulação Residual No Estuário Dos Bons Sinais. Zambézia, Moçambique.
10. Capaina, N. (2021a). Caracterização Do Sector Das Pescas Em Moçambique. Maputo, Moçambique.
11. Capaina, N. (2021b). Macroeconomia das pescas em Moçambique.
12. Cebola, D. M. (2017). Caracterização da pesca artesanal na localidade de Ilova, distrito de inhassunge, província da Zambézia, Moçambique. Quelimane.

13. Chirunguze, M. M. (2025). Estudo da diversidade específica acessível a pesca artesanal nas águas marinhas costeiras da Província de Sofala. Tese de Licenciatura, UEM, ESCMC, Quelimane.
Fonte: <http://monografias.uem.mz/handle/123456789/4915>
14. Costa, E. F., Mocuba, J., Leitao, F., Teodosio, M. A., & Mualeque, D. O. (2020). Biological aspects of fish species from subsistence fisheries in “Bons Sinais” estuary, Mozambique.
15. Cumbe, A. J. (2019). Influência Das Marés E Correntes De Marés No Tempo De Renovação Da Água No Estuário Dos Bons Sinais. Zambézia, Moçambique: Quelimane.
16. Da Silva, M. C. (2000). Estuários – critérios para uma classificação ambiental. Lisboa, Portugal.
17. Da Silva, Z. R., & Brito, A. J. (2023). Fauna acompanhante da pesca semi-industrial do camarão em Sofala, Mocambique. Maputo.
18. FAO. (2009). In Cultured aquatic species fact sheets.
Fonte: https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/I1129m/file/en/en_indianwhiteprawn.htm?utm_source.com
19. Fischer, W., Sousa, I., Silva, C., De Freitas, A., Poutiers, J. M., Schneider, W., . . . Massinga, A. (1990). Guia de campo das especies comerciais marinhas e de aguas salobras de Mocambique. Roma.
20. Fiadanamiarinjato, E., Mahafina, J., Ponton, D., & Durand, J. (2025). Reassessing fish abundance and diversity in the Sarodrano mangrove (south-west Madagascar): The impact of new fishing practices and incoming fishers over 27 years. .
21. Germano, M. M. (2018). Caracterização da Pesca Artesanal no Estuário dos Bons Sinais, Quelimane Província da Zambezia (2009-2016). Quelimane.
22. Hagy et al., B. (2017). Mapeamento das Áreas de Pesca Artesanal dos Distritos de Angoche, Moma e Larde (Nampula). Instituto Nacional de Investigação Pesqueira.
23. Hogueane, A. M. (2007). Perfil Diagnóstico Da Zona Costeira De Moçambique.
24. Hogueane, A. M., & Armando, E. V. (2015). The influence of the river runoff in the artisanal fisheries catches in tropical coastal waters – The case of the Zambezi River and the fisheries catches in the northern Sofala Bank, Mozambique. Universidade Eduardo Mondlane, Escola Superior de Ciencias Marinhas e Costeiras, Quelimane.
25. IDPPE. (2013). Recenseamento de pesca artesanal 2012. Maputo.

26. IUCN. (2015). Estratégia e plano de acção nacional para restauração de mangal 2015-2020. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural- Centro de Desenvolvimento Sustentável para as Zonas Costeiras.
27. Julião, D. C. (2019). Dieta alimentar da macujana de barba (*Johnius dussumieri*, Cuvier, in Cuv& Val.,1830) no Estuário dos Bons Sinais, Cidade de Quelimane, província da Zambézia,. Quelimane.
28. Loureiro, N., (1998), Estudo Da Ictiofauna Coralina E Pesqueira Do Distrito De Mecúfi– Província De Cabo Delgado. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Maputo.
29. Magestade, B. B. (2021). Modelagem numérica da dinâmica da maré no estuário Bons Sinais. Dissertação De Mestrado. Universidade Eduardo Mondlane. Quelimane.
30. Martins, R., & Carneiro, M. (n.d.). Artes de pesca artesanais em Portugal. Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMAR).
31. Masuda, L. S., Fichino, B. S., De Andrade, D. F., Ribeiro, K. T., Mendes, K. R., Acosta, R. K., & De Souza, T. C. (2024). Monitoramento da Biodiversidade para Conservação dos Ambientes Marinhos e Costeiros. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
32. MIMAIP, & IDEPA. (2019). Estudo Da Cadeia De Valor Da Pesca Artesanal No Banco De Sofala. Maputo.
33. MIMAIP. (2021). Plano De Gestão Da Pescaria De Camarão De Superfície Do Banco De Sofala.
34. Mocuba, J., Francisco, L., & Teodósio , M. A. (2023). The Diversity of Fish Larvae in the Bons Sinais Estuary (Mozambique) and Its Role as a Nursery to Marine Fish Resources.
35. Mosha, E. J., & Gallardo, W. G. (2013). Distribuição e composição de tamanho de camarões *Penaeus*, *Penaeus monodon* e *Penaeus indicus* na área estuarina de Saadan, Tanzânia. Ocean and Coastal Management. Fonte: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.05.003>
36. Mondlane, A. H. (2009). Estudo Da Composição Específica De Recursos Pesqueiros Acessíveis A Pesca Artesanal No Sul Da Baía De Maputo.
37. Mussa, A. V. (2019). Efeitos Do Uso De Artes De Pesca De Baixa Selectividade No Centro De Pesca De Chuabo Dembe, Cidade De Quelimane, Província Zambézia. Quelimane, Zambézia, Moçambique. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane.

38. Mutombene, R., Mualeque, D., Mafuca, J., & André, E. (2021). Estado do Conhecimento sobre os Recursos Pesqueiros Acessíveis à pesca Artesanal e Ecossistemas no Distrito de Pebane. Maputo.
39. Ngale, A. J. (2012). Pesca Artesanal: A Sua Contribuição No Rendimento Dos Agregados Familiares Da Cidade De Maputo. Maputo, Moçambique.
40. Palha de Sousa et al. (2011). Estado do conhecimento sobre a pescaria de camarão do Banco de Sofala (Moçambique) em 2011.
41. Perez-Castaneda, R., & Defeo, O. (2005). Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. *ICES Journal of Marine Science*.
42. Psico, J. N. (2019). Influência da Pesca Artesanal no Desenvolvimento Socioeconómico de Pescadores do Estuário Bons Sinais, Cidade de Quelimane. Quelimane.
43. Reno, E. D. (2019). Caracterização Da Ictiofauna Acessível A Pesca Artesanal No Estuário De Bons Sinais, Distrito De Quelimane Província Da Zambézia. Zambézia, Moçambique. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Maputo.
44. Ribeiro, F. L. (2010). A Pesca em Moçambique.
45. Rodrigues, M. E., & Cumbe, M. J. (2023). A Historia da Pesca Artesanal em Moçambique: Ilha de Chiloane (1892-1991).
46. Samo, B. (1995, Maio). Contribuição para o estudo das espécies *Penaeus monodon*, *Penaeus japonicus*, *Penaeus latisulcatus* no Banco de Sofala. Maputo.
47. Sinage, A. A. (2019). Distribuição Longitudinal e Sazonal da População do Camarão Explorado pela Pesca Artesanal no Estuário de Macuse, Moçambique. Tese de Licenciatura, Universidade Eduardo Mondlane, Quelimane.
48. Simango, M. L. (2019). Estudo da dinâmica e abundância populacional de camarões penaeídeos no estuário Bons Sinais Distrito de Quelimane. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Zambézia.
49. Supino, T. J. (2018). Avaliação dos impactos do uso da arte de pesca chicocota na pescaria artesanal. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Quelimane.
50. Takahashi, H., & Japan, O. (2021). Ex-Post Evaluation Report of Japanese Grant Aid Project – Maputo Fish Market Construction Project.

51. Tiews, K., Ronquillo, I., & Santos, L. O.-1. (1971). On the biology of anchovies (*Stolephorus Lacépède*) in Philippine waters. <https://www.fishbase.se/Reproduction/MaturityList.php?ID=569>
52. Tembe, S. A. 2011. Estudo De Aspectos Biológicos E Crescimento Do Camarão *Exopalaemon styliferus* (H. Mile Edwards, 1840) No Estuário Dos Bons Sinais, Distrito De Quelimane, Zambézia. Tese De Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane.
53. Vasconcelos, R. P., Batista, M. I., & Hen, S. (2017). Current limitations of global conservation to protect higher vulnerability and lower resilience fish species. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Lisboa.
54. Vargas, A., Restrepo, S., & Diaz, D. (2022). The portfolio effect in a small-scale fishery reduces catch and fishing income variability in a highly dynamic ecosystem. Fonte: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0271172>
55. Wang, J.-Q., Li, J., Shih, Y.-J., Huang, L.-M., Wang, X.-R., & Chu, T.-J. (2023). Sustainability Perspective of Minjiang Estuary Coastal Fisheries Management—Estimation of Fish Richness.
56. wihtfield, A. K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. South-Africa.
57. William, R. C. (s.d). *Ecologia Geral, Riqueza e Diversidade de Espécies*. Universidade Severino Sombra, Ecologia. <https://www.fernandosantiago.com.br/riqdiver.pdf>.
58. Wilson, A., & Gownaris, N. (s.d.). *Medindo a Biodiversidade*. (LibreTexts) Fonte: https://bio.libretexts.org/Workbench/General_Ecology_Ecology/Chapter_22%3A_Biodiversity/22.5%3A_Measuring_Biodiveristy

7.2. Anexos

Distribuição de frequências do número de indivíduos e peso por família

Família	Peso (%)	Abundância (%)
Ambassidae	0,38%	1,22%
Ariidae	0,49%	0,24%
Carangidae	5,01%	3,41%
Clupeidae	20,46%	15,02%
Cynoglossidae	0,05%	0,03%
Engraulididae	13,32%	19,38%
Gerreidae	0,15%	0,03%
Gobiidae	4,29%	1,63%
Haemulidae	1,15%	1,81%
Leiognathidae	0,64%	1,66%
Mugillidae	5,10%	3,56%
Mullidae	0,07%	0,06%
Palaemonidae	0,75%	0,74%
Pandalidae	0,73%	3,06%
Penaeidae	23,96%	38,29%
Platacidae	0,19%	0,03%
Polynemidae	0,45%	0,18%
Portunidae	0,68%	0,06%
Scatophagidae	0,10%	0,03%
Sciaenidae	7,32%	6,89%
Sergestidae	10,41%	0,06%
Sillaginidae	0,90%	1,01%
Teraponidae	1,00%	0,62%
Trichiuridae	2,37%	0,98%
Grand Total	100,00%	100,00%

Distribuição de abundância dos indivíduos e peso por espécie

Espécies	Abundância (%)	Peso (%)
Acetes erythraeus	0,06%	10,41%
Alepes djedaba	0,03%	0,01%
Ambassis gymnocephalus	1,22%	0,38%
Argyrosomus hololepidotus	0,71%	0,57%
Arius dussumieri	0,21%	0,49%
Arius tenuispinis	0,03%	0,01%
Caranax papuensis	0,36%	0,85%
Carangichthys dinema	0,12%	0,19%
Carangoides chrysophrys	0,06%	0,01%
Carangoides malabaricus	1,25%	0,49%
Cynoglossus attenuatus	0,03%	0,05%
Decapterus macrosoma	0,21%	0,54%
Gerres filamentosus	0,03%	0,15%
Gobius cyanomos	0,45%	0,30%
Hilsa kelee	2,17%	4,62%
Johnius dussumieri	5,43%	5,62%
Leognatus equulus	1,01%	0,28%
Macrobrachium equidens	1,01%	0,42%
Metapenaeus monocerus	3,32%	1,11%
Mugil cephalus	3,56%	5,10%
Otolithes ruber	0,74%	1,13%
Palaemon pacificus	0,47%	0,48%
Parapenaeopsis scuptilus	1,13%	0,35%
Parastromateus niger	1,13%	2,05%
Pellona ditchela	1,40%	1,53%
Penaeus indicus	33,81%	22,46%
Penaeus japonicus	0,03%	0,04%
Periophthalmus sobrinus	1,19%	3,99%
Platax orbicularis	0,03%	0,19%
Plesionika martia	1,72%	0,39%
Polynemus sextarius	0,18%	0,45%
Pomadasys kaakan	1,75%	1,06%
Pomadasys maculatum	0,06%	0,09%
Portunus sanguinolentus	0,06%	0,68%
Sardinella albella	11,46%	14,31%
Scataphagus tetracanthus	0,03%	0,10%
Scomberoides tol	0,24%	0,76%
Scomberoide commersonianus	0,03%	0,11%
Secutor insidiator	0,65%	0,36%
Sillago sihama	1,01%	0,90%
SP	0,59%	0,19%

<i>Stolephorus commersonii</i>	4,24%	4,86%
<i>Stolephorus indicus</i>	6,86%	1,41%
<i>Terapon jarbua</i>	0,62%	1,00%
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,98%	2,37%
<i>Tryssa setirostres</i>	2,08%	1,97%
<i>Tryssa vitrirostres</i>	6,20%	5,07%
<i>Upeneus vittatus</i>	0,06%	0,07%
Grand Total	100,00%	100,00%

Índice de diversidade de Shannon Wiener , riqueza de Margalef e equitabilidade de Pielou

Espécie	Número de indivíduos	($P_i = n/N$)	Ln P_i	$P_i * \ln P_i$
<i>Alepes djedaba</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Ambassis gymnocephalus</i>	41	0,012169783	-4,408799177	-0,14395
<i>Argyrosomus hololepidotus</i>	24	0,007123776	-4,944317413	-0,035222
<i>Arius dussumieri</i>	7	0,002077768	-6,176461094	-0,012833
<i>Arius tenuispinis</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Caranax papuensis</i>	12	0,003561888	-5,637464594	-0,02008
<i>Carangichthys dinema</i>	4	0,001187296	-6,736076882	-0,007998
<i>Carangoides chrysophrys</i>	2	0,000593648	-7,429224063	-0,00441
<i>Carangoides malabaricus</i>	42	0,012466607	-4,384701625	-0,054662
<i>Cynoglossus attenuatus</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Decapterus macrosoma</i>	7	0,002077768	-6,176461094	-0,012833
<i>Gerres filamentosus</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Gobius cyanomos</i>	15	0,00445236	-5,414321042	-0,024107
<i>Hilsa kelee</i>	73	0,021668151	-3,831911802	-0,08303
<i>Johnius dussumieri</i>	183	0,054318789	-2,912885091	-0,158224
<i>Leognatus equulus</i>	34	0,010092015	-4,596010719	-0,046383
<i>Mugil cephalus</i>	120	0,035618878	-3,334879501	-0,118785
<i>Otolithes ruber</i>	25	0,0074206	-4,903495419	-0,036387
<i>Parastromateus niger</i>	38	0,011279311	-4,484785084	-0,050585
<i>Pellona ditchela</i>	47	0,013950727	-4,27223642	-0,059601
<i>Periophthalmus sobrinus</i>	40	0,011872959	-4,433491789	-0,052639
<i>Platax orbicularis</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Polynemus sextarius</i>	6	0,001780944	-6,330611774	-0,011274
<i>Pomadasys kaakan</i>	59	0,017512615	-4,0448338	-0,070836
<i>Pomadasys maculatum</i>	2	0,000593648	-7,429224063	-0,00441
<i>Sardinella albella</i>	386	0,114574058	-2,166533874	-0,248229
<i>Scataphagus tetracanthus</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Scomberoides tol</i>	8	0,002374592	-6,042929702	-0,014349
<i>Scomberoides commersonianus</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Secutor insidiator</i>	22	0,006530128	-5,03132879	-0,032855
<i>Sillago sihama</i>	34	0,010092015	-4,596010719	-0,046383
SP	20	0,00593648	-5,12663897	-0,030434

<i>Stolephorus commersonii</i>	143	0,04244583	-3,159526613	-0,134109
<i>Stolephorus indicus</i>	231	0,06856634	-2,679953533	-0,183755
<i>Terapon jarbua</i>	21	0,006233304	-5,077848806	-0,031652
<i>Trichiurus lepturus</i>	33	0,009795191	-4,625863682	-0,045311
<i>Tryssa setirostres</i>	70	0,020777679	-3,873876001	-0,08049
<i>Tryssa vitrirostres</i>	209	0,062036213	-2,780036991	-0,172463
<i>Upeneus vittatus</i>	2	0,000593648	-7,429224063	-0,00441
<i>Macrobrachium equidens</i>	34	0,013357079	-4,315708754	-0,057645
<i>Metapenaeus monocerus</i>	112	0,000593648	-7,429224063	-0,00441
<i>Palaemon pacificus</i>	16	0,004749184	-5,349782521	-0,025407
<i>Parapenaeopsis scuptilus</i>	38	0,011279311	-4,484785084	-0,050585
<i>Penaeus indicus</i>	1139	0,338082517	-1,08446528	-0,366639
<i>Penaeus japonicus</i>	1	0,000296824	-8,122371243	-0,002411
<i>Portunus sanguinolentus</i>	2	0,000593648	-7,429224063	-0,00441
<i>Plesionika martia</i>	58	0,017215791	-4,061928233	-0,069929
Total geral	3369			-2,74273
			$H' = -1 * \sum Pi * Ln$	2,742731

\tilde{F} Fórmula	S	S-1	N	Log N	α	H'	H _{max} '	J
Resultado	48	47	3369	8.122371	5.66	2.73	3.85	0.7