



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**AVALIAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA CAMARONEIRA E
COMPARAÇÃO ENTRE AS MODALIDADES DE ARRASTO DE PRAIA E
ARRASTO MOTORIZADO NA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO**

RAFAELA PASSARONE

RECIFE, 2020

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

- P286a Passarone, Rafaela
AVALIAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA CAMARONEIRA E COMPARAÇÃO ENTRE AS
MODALIDADES DE ARRASTO DE PRAIA E ARRASTO MOTORIZADO NA PARAÍBA, NORDESTE
BRASILEIRO / Rafaela Passarone. - 2020.
99 f.
- Orientadora: Dra Flavia Lucena Fredou.
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Recife,
2020.
1. Bycatch. 2. Grupos funcionais. 3. Pesca artesanal. 4. Descritores de comunidade. 5. Pesca de camarão. I. Fredou,
Dra Flavia Lucena, orient. II. Título

CDD 574.5

**AVALIAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA CAMARONEIRA
E COMPARAÇÃO ENTRE AS MODALIDADES DE ARRASTO DE PRAIA E
ARRASTO MOTORIZADO NA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGE/UFRPE), como requisito obrigatório para o título de Mestre em Ecologia.

LINHA DE PESQUISA: Manejo e Conservação de Recursos Pesqueiros.

ORIENTADORA: Dr^a. Flávia Lucena Frédou

RECIFE, 2020

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**AVALIAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA CAMARONEIRA E
COMPARAÇÃO ENTRE AS MODALIDADES DE ARRASTO DE PRAIA E
ARRASTO MOTORIZADO NA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO**

Rafaela Passarone

Dissertação julgada adequada para a obtenção do título de mestre em ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGE/UFRPE). Defendida e aprovada em 27/02/2020 pela seguinte banca examinadora

Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou

Orientadora

Programa de pós graduação em ecologia / UFRPE

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir.

Departamento de Biologia / UFRPE

Prof. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva

Departamento de Pesca e Aquicultura/ UAST

Prof. Dr. Thierry Frédou

Departamento de Pesca e Aquicultura/ UFRPE

Dedico este trabalho a mulher mais forte e corajosa que conheci neste mundo, minha avó Teresa Fialho Passarone.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao universo por me proporcionar o encontro com pessoas extraordinárias, ao tempo por me proporcionar tantos aprendizados e ao Deus que se manifesta na complexa magnitude da natureza.

Agradeço à minha família que através do exemplo me ensinou que a humanidade, humildade e respeito são as bases imprescindíveis para construção de todas as relações, por me ensinar a transformar as dificuldades em aprendizados e oportunidades e por mostrar que a dedicação a perseverança e o trabalho são ferramentas de transformação.

Agradeço meu amigo, namorado e marido. Dani, seu apoio foi fundamental para realização deste sonho. Nossa pequena família sempre foi meu porto seguro e as tempestades sempre se acalmam quando estou ao seu lado e a lado do nosso filhote Darwin. Obrigada por fazer parte da minha família e por dividir a sua comigo. Sou muito grata a família Macedo que não só me recebeu com muito amor como me apoiou em tantos momentos e que hoje posso chamar de minha.

Agradeço a todos os professores que fizeram parte da minha trajetória. Mesmo antes de compreender o importante papel social e os desafios dessa admirável profissão, vocês já eram meus heróis, imaginem agora então...

Agradeço a UFRPE, também conhecida como ruralinda, acredito que não exista nome que expresse melhor a admiração e carinho que temos por esta instituição e pela forma que esta recebe seus alunos.

Agradeço aos professores do PPGE pelos ensinamentos profissionais e sobretudo humanos, o carinho de vocês torna nossa trajetória mais leve. Agradeço em especial minha orientadora Flávia Lucena Frédou, por quem tenho profundo respeito e admiração profissional e pessoal.

Agradeço a todos os amigos do Bioimpact por me sentir acolhida nessa grande família e por todo apoio na realização deste trabalho, sem a ajuda de vocês não seria possível! Agradeço em especial minhas amigas Bioimpactantes Anne, Catarina e Latifa, muito obrigada pela amizade e por compartilharem as expectativas, os problemas, os segredos e normalmente as duas rodadas de caipirinha.

Agradeço aos meus amigos ecólogos. A união da nossa turma, a consolação compartilhada frente aos desafios de cada nova fase e as comemorações das superações, tornaram não só possível, como inesquecível essa caminhada.

Agradeço também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por viabilizar através do edital (445766/2015-8) o projeto Shrimp NE_N “Rede cooperativa multidisciplinar para Manejo da pesca dos estoques de camarões da região Norte e Nordeste do Brasil com foco ecossistêmico” e o edital (SETEC/MEC 17/2014) “Subsídios para o manejo sustentável da pesca de camarões no litoral norte da Paraíba” que viabilizaram as coletas de dados e pela concessão de bolsa de pesquisa que tornou possível minha dedicação integral a esta pesquisa.

RESUMO

Apesar da grande relevância socioeconômica, a pesca provoca alterações no ecossistema e populações. A pesca de arrasto é pouco seletiva e captura uma grande biomassa de fauna acompanhante ou *bycatch*, composta por peixes, moluscos, equinodermos, crustáceos etc. A pesca camaroneira artesanal, por arrasto de praia, tem grande importância socioeconômica no estado da Paraíba. Porém, não há informações acerca da captura incidental desta pescaria e seus efeitos no ecossistema. O presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos da pesca camaroneira sob a ictiofauna acompanhante em Lucena (PB), no Nordeste do Brasil e comparar a pesca de arrasto de praia (AP) com a pesca de arrasto motorizada (AM), atualmente proibida pela legislação. Para a descrição do *bycatch* da pesca de arrasto de praia em Lucena, foram realizadas coletas mensais entre dezembro de 2016 e novembro de 2017. A ictiofauna foi identificada e descrita quanto a sua abundância relativa em número e biomassa. Os espécimes foram medidos e suas classes de tamanho relacionadas ao tamanho de primeira maturação (L50), obtidos na literatura. A ictiofauna também foi descrita quanto ao risco de extinção, utilizando os parâmetros da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) e classificada considerando os grupos funcionais alimentares (FMFG) e de uso do estuário (EUFG). O coeficiente alométrico foi calculado para espécies com n superior a 30 indivíduos que continham satisfatória amplitude de tamanho (33 espécies), destas 30 espécies apresentaram coeficiente alométrico negativo. Foram capturados no total 199 kg (30,2%) de camarão e 460 kg de peixe (69,8%). A proporção média de captura de camarão e ictiofauna foi de 1:2,3. O *bycatch* foi composto por 31.008 peixes de 11 ordens, 36 famílias e 119 espécies. As famílias mais representativas foram Sciaenidae, Pristigasteridae e Clupeidae, e as espécies mais representativas *Opisthonema oglinum*, *Cetengraulis edentulus* e *Pellona harroweri*. Os fatores abióticos que mais influenciaram no ciclo de mudanças na comunidade foram pluviometria, vazão e salinidade e as espécies que mais variaram em abundância e/ou biomassa ao longo deste ciclo foram *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Cathorops spixii*, *Centropomus parallelus* e *Rhinosardinia bahiensis*. Segundo a classificação de risco (IUCN), 88 espécies foram categorizadas como menos preocupante (LC). Um total de 66% dos espécimes capturados não atingiu a maturidade sexual (L50), indicando uma alta captura de jovens. Considerando o grupo funcional (FMFG), a maioria das espécies (61) foram classificadas como zoobentívoras, indicando uma maior suscetibilidade das espécies associadas com o fundo marinho. Com relação ao uso do estuário (EUFG), a maioria (49) foi classificada como marinho migrante e marinho visitante (36), indicando o predominante comportamento migratório nas espécies capturadas e o uso da região costeira como área de alimentação e abrigo. Uma alta riqueza e diversidade de espécies foram observadas na localidade. Os índices ecológicos não apresentaram um padrão de variação mensal ou sazonal. A pesca de arrasto de praia capturou uma riqueza superior de espécies (AP 119; AM 58), enquanto a proporção de fauna acompanhante foi superior para o arrasto motorizado (AP 1:2,3; AM 1:3,2). A composição da ictiofauna apresentou grande semelhança (44 esp. em comum), assim como a proporção de distribuição dos grupos funcionais e a estimativa anual de captura: camarão (AP 87,9; AM 65,6 ton) e *bycatch* (AP 202; AM 210 ton). As similaridades entre estas modalidades de pesca quebram um paradigma de baixo impacto relacionado a pesca de arrasto de praia, cujo efeitos são similares com a pesca motorizada nos diversos aspectos abordados.

Palavras chaves: Captura incidental; Pesca artesanal; Descritores de comunidade; Grupos funcionais, *Bycatch*.

ABSTRACT

Despite the great socio-economic relevance, the fisheries cause changes of the ecosystem and populations. Trawl fishing is not very selective and captures a large biomass of bycatch, composed by fish, mollusk, echinoderms, crustaceans, and others. The artisanal shrimp fisheries carried through beach seining has great economic and social importance in the state of Paraíba. However, there is no information on the incidental catch of this fishery and its effects on the ecosystem. This study aims to evaluate the effects of shrimp fishing on the species of bycatch in Lucena (PB), in the Northeast of Brazil and makes a comparative analysis of the impacts of beach seining (BS) and motorized trawling (MT), which currently is prohibited by legislation. To describe the beach seining in Lucena, monthly samplings were conducted between December 2016 and November 2017. Ichthyofauna was identified and described in abundance in number and biomass. Specimens were measured and their size classes were correlated to the Size at first maturity (L_{50}). Ichthyofauna was also described in the risk of extinction, using parameters of the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) and they were classified considering feeding mode functional groups (FMFG) and estuary use functional groups (EUFG). The allometric coefficient was calculated for species with n exceeding 30 individuals that contained a satisfactory size range (33 species) of those 30 had negative allometric coefficient. A total of 199 kg (30.2%) of shrimp and 460 kg of fish (69.8%) were caught. The average catch proportion of target species and bycatch observed was 1:2.3. The bycatch was composed of 31.008 individuals of 11 orders, 36 families and 119 species. The most representative families were Sciaenidae, Pristigasteridae and Clupeidae, and the most expressive species were *Opisthonema oglinum*, *Cetengraulis edentulus*, and *Pellona harroweri*. The abiotic factors that most influenced this cycle of changes in the community were rainfall, flow and salinity and the species that varied most in abundance and/or biomass along this cycle were *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Cathorops spixii*, *Centropomus parallelus* e *Rhinosardinia bahiensis*. According to the risk classification (IUCN), most (88) of the species were categorized as least concern (LC). A total of 66% of captured individuals did not reach sexual maturity (L_{50}), indicating a high capture of juveniles. Considering the feeding functional group (FMFG), most species (61) were classified as zoobentivorous, indicating a higher susceptibility of species associated with the seabed. Regarding the use of the estuary (EUFG), the majority (49) were classified as marine migrant and marine stragglers (36), indicating the predominant migratory behavior in the captured species and the use of the coastal region as feeding and shelter area. The ecological indexes did not show a pattern of monthly or seasonal variation. Beach trawling captured a superior richness of species (AP 119; AM 58), while the proportion of bycatch was higher for motor trawling (AP 1:2,3; AM 1:3,2). The composition of ichthyofauna showed great similarity (81%), as well as the proportion of distribution of functional groups and the annual estimate of capture: shrimp (AP 87.9; AM 65.6 ton) and bycatch (AP 202; AM 210 ton). The similarities between these fishing modalities break a paradigm of low impact regarding beach trawling, whose effects are similar to motorized fishing in the different aspects approached.

Keywords: Incidental catch; Artisanal fishing; Community descriptors; Functional groups, Bycatch

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1:

Figure 1: Map of the study area, coast of the state of Paraíba, Brazil.....19

ARTIGO 2:

Figura 1: Área de estudo, município de Lucena (PB) – Brasil.....33

Figura 2: Análise temporal da captura em kg de camarão e *bycatch* pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB).....40

Figura 3: Curva de acumulação para captura por arrasto de praia na área de estudo.....41

Figura 4: Espécies mais abundantes capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB..... 41

Figura 5: Espécies com maior captura de biomassa capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB..... 42

Figura 6: Espécies mais comuns e frequentes capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB..... 42

Figura 7: Análise multivariada (nMDS) com baseada nas matrizes de similaridade de Bray Curtis.....53

Figura 8: Representação gráfica da variação mensal na abundância das principais espécies propulsoras por mudanças na comunidade54

Figura 9: Representação gráfica da variação mensal na biomassa das principais espécies propulsoras por mudanças na comunidade55

Figura 10: Espécies classificadas como dados deficientes (DD) capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB.....56

Figura 11: Espécies classificadas como quase ameaçadas (NT) capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB.....56

Figura 12: Participação dos grupos funcionais de acordo com o hábito alimentar (FMFG) capturados pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB) nos períodos chuvoso e seco.....57

Figura 13: Participação dos grupos funcionais de acordo com o uso do estuário (EUFG) capturados pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB) nos períodos chuvoso e seco.....58

Figura 14: Gráficos de Regressão (LOESS) baseada nos valores dos índices de diversidade da ictiofauna capturada pela pesca de arrasto de praia, por lance, em Lucena (PB).....59

Figura 15: Comparação entre a proporção de captura de camarão e *bycatch* pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB) e arrasto Motorizado em Lucena (PB).....61

Figura 16: Infográfico comparativo entre aspectos do *bycatch* da pesca de arrasto de praia e arrasto motorizado, capturados em Lucena – PB..... 63

LISTA DE TABELAS**ARTIGO 1:**

Table 1: Family and species of 33 species captured in a shrimp fisheries in Northeastern Brazil.....	20
---	----

ARTIGO 2:

Tabela 1: Índices de diversidade utilizados.....	37
Tabela 2: Composição da ictiofauna da pesca de arrasto de praia em Lucena (PB).....	44
Tabela 3: Índices de diversidade para pesca camareira de arrasto motorizado e de arrasto de praia em Lucena (PB).....	64

Sumário:

1-Resumo.....	IV
2- Abstract.....	V
3- Lista de figuras.....	VI
4- Lista de Tabelas.....	VIII
5- Introdução Geral	10
6- Hipótese	13
7- Objetivo geral	14
8- Capítulo 1	17
9- Capítulo 2	28
10- Referências bibliográficas.....	73
11- Material Suplementar.....	83

1- Introdução Geral

O consumo de peixes, crustáceos e moluscos representa cerca de 17% da proteína animal consumida em todo mundo. Em 2016, 53 % deste consumo foi provido pela pesca marinha, representando um total de 79,3 milhões de toneladas, gerando o equivalente a R\$ 1,3 trilhões e 40,3 milhões de empregos diretos (FAO, 2018). O Brasil é maior produtor da América do Sul, com capturas marinhas estimadas em 705 mil toneladas no ano de 2016 (FAO, 2018). A pesca camaroeira representou cerca de 7 % do total das capturas marinhas em 2011, totalizando uma captura de 38.729 ton. (IBAMA, 2011). Neste cenário a pesca de camarão ocupa uma posição de destaque na economia, sendo uma das capturas de maior valor do mercado pesqueiro, gerando uma alta receita, em função do elevado preço no mercado (\$ 8.800 a 3.800 / ton.) (FAO, 2018).

No Brasil a pesca camaroneira ocorre em diferentes escalas e com uso de diferentes artes de pesca. A modalidade de pesca camaroeira mais empregada em todas as escalas (industrial, semiindustrial e artesanal) é o arrasto simples (com uma rede arrastada pela popa ou lateral do barco) e o arrasto duplo (com redes ligadas a tangones laterais operados simultaneamente). Além da pesca motorizada de menor escala a pesca artesanal também pode ser realizada com uso de armadilhas fixas, redes de emalhe e técnicas de arrasto de fundo, como o arrasto de praia (Dias-Neto, 2011).

Nas regiões Norte, Sul e Sudeste além da pesca artesanal ocorre a pesca industrial, com barcos medindo cerca de 24 m (Dias-Neto, 2011) e grande capacidade de armazenamento. Já na região Nordeste a pesca camaroneira é classificada como semiindustrial nos estados de Alagoas e Sergipe e artesanal nos demais estados, com barcos motorizados medindo entre 4 e 13 m e embarcações não motorizados que atuam em áreas menos profundas e mais próximas ao continente (Santos, 2010).

De acordo com o IBAMA, em 2008, a região Nordeste produziu 16.146 t de camarões peneídeos nativos, que representou 9,4% em relação à produção total de pescados na região. As principais espécies capturadas nesta região são os camarões marinhos conhecidos como sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (70% da produção), branco *Litopenaeus schmitti* (20%) e rosa *Farfantepenaeus subtilis* e *Farfantepenaeus brasiliensis* (10%) (Santos, 2010). Estima-se que mais de 100.000 pessoas trabalhem, direta ou indiretamente, na pesca do camarão no Nordeste brasileiro. São homens, mulheres e crianças que pescam, beneficiam e comercializam este produto (Santos, 2010).

Na Paraíba a atividade pesqueira ocorre nos municípios de Baía da Traição, Pitimbu e Lucena, sendo o município de Lucena considerado uma das principais áreas de abundância de recursos camaroneiros do estado da Paraíba (Moura, 1999). Nesta localidade a pesca de camarão era realizada através das duas modalidades de arrasto, o arrasto de praia, executado por pescadores locais e o arrasto de portas (motorizado), com parte da frota composta por pescadores do município vizinho (Cabedelo) (Moura et al., 1999).

Porém a disputa pelo mesmo recurso gerou um crescente conflito entre os pescadores. Além disso, as evidências de retração dos estoques camaroneiros em todo país, atrelado a falta de uma legislação específica para o arrasto motorizado no estado da Paraíba, culminou na implementação da Portaria IBAMA nº 833/1990, que proibiu a pesca de arrasto motorizado até 3 milhas náuticas a partir da costa, em todo estado, inviabilizando os arrastos motorizados nesta região (Moura et al., 2003). Atualmente, a pesca camaroneira na região é realizada através do arrasto de praia (Moura et al., 2003; Craveiro et al., 2019) e emprega cerca de 51 pescadores que se dividem em 8 grupos, estes pescadores trabalham cerca de 300 dias/ano, realizando um total de aproximadamente 7500 arrastos anuais (Nascimento, 2018). A captura anual pode ser estimada a partir de dados de Nascimento (2018) em 51 ton. de camarões sete-barbas (*X. kroyeri*) e 36 ton. de camarão branco (*L. Schmitti*).

Apesar de sua grande importância econômica e social, a pesca é considerada umas das atividades econômicas que mais exploram o ambiente marinho. Esta atividade provoca alteração nos vários aspectos do ecossistema e populações. As planícies costeiras, onde são efetuados os arrastos de fundo para captura do camarão, possuem complexa heterogeneidade, que pode ser afetada pelo arrasto, uma vez que este petrecho altera, remove e destrói os habitats de fundo (Cabral et al., 2002), reduzindo a diversidade dos ambientes, e diminuindo, conseqüentemente, a resiliência desse ecossistema (Kaiser et al., 2002). Outra consequência desta interferência no substrato é o aumento da turbidez da água, provocada pela elevação do sedimento lamoso nas áreas de arrasto, que também pode interferir na dinâmica dos organismos que habitam a coluna d'água (Hiddink et al., 2017).

Uma das problemáticas mais discutidas sobre a pesca de camarão é a grande proporção de pesca incidental associada a esta prática (Rezende, 2016), conhecida como fauna acompanhante ou *bycatch*, sendo composta por peixes, moluscos, equinodermos, crustáceos, cnidários e outros (FAO, 2016). Uma parte considerável da fauna acompanhante é devolvida ao mar já morta, esta parcela é constituída principalmente por peixes em estágio juvenil, o que pode gerar um grande impacto sobre a ictiofauna (Kelleher, 2005), e também comprometer os estoques pesqueiros (Catani, 2010).

Estudos em águas tropicais demonstram que a média de proporção de captura é de 1 kg de camarão para cada 5 kg de fauna acompanhante. Enquanto em águas brasileiras esta proporção pode variar de 1:11 kg (FAO 2014) a 1: 0,39 (Silva-Júnior et al., 2019). De acordo com Santos et al. (2002), no Nordeste do Brasil, a captura de camarão em relação a de fauna acompanhante é de até 1:5 kg. A riqueza de espécies capturadas também pode variar, na região Nordeste, por exemplo, foram registradas mais de cem espécies de fauna acompanhante (Tischer e Santos, 2002), tendo a riqueza variado entre 36 espécies no estado da Bahia (Nascimento, 2007) a 98 espécies no estado do Ceará (Braga 2000).

Diversos estudos apontam que poucas espécies são responsáveis pela composição majoritária do *bycatch* (Santos, 2008;), Silva-Júnior et al. (2019) observou que 7 espécies foram responsáveis por mais de 70% das capturas. Inúmeros fatores podem influenciar na composição e proporção do *bycatch*, entre eles a zona de pesca, profundidade e sazonalidade. A zona costeira, onde é realizada a pesca de arrasto de praia, por exemplo, é utilizada como área de abrigo e alimentação de juvenis diversas espécies da ictiofauna (Pinheiro-Sousa et al., 2015).

Desta forma, o presente estudo tem como objetivo compreender os efeitos da pesca de arrasto de praia sobre a ictiofauna, utilizando informações sobre aspectos biológicos das espécies capturadas, a dinâmica de uso da área costeira por esta espécies através de grupos funcionais de uso do estuário (EUFG) e alimentar (FMFG), assim como, o conhecimento sobre a proporção de captura de juvenis e de espécies ameaçadas, para tornar possível a comparação da pesca de arrasto de praia com a modalidade de pesca de arrasto motorizada e a avaliação da estratégia de gestão de substituição da modalidade pesca motorizada pela pesca de arrasto de praia.

2- Hipótese

A captura de fauna acompanhante da pesca de camarão por arrasto de praia na Paraíba tem um impacto relevante na ictiofauna, em termos de captura de juvenis e espécies ameaçadas, e varia, ao longo do ano, quantitativamente e qualitativamente quanto à sua diversidade e grupos funcionais.

A pesca de arrasto de praia tem um menor impacto quanto à composição e diversidade da ictiofauna quando comparado com a pesca motorizada.

3 - Objetivo

3.1 Objetivo geral:

Avaliar a fauna acompanhante e os efeitos da pesca de arrasto de praia sobre a ictiofauna, em Lucena, Brasil.

3.2 Objetivos específicos:

3.2.1 Calcular a relação entre camarão e fauna acompanhante capturada através da pesca de arrasto de praia, em Lucena, Brasil;

3.2.2 Descrever a fauna acompanhante da pesca de arrasto de praia, em termos de abundância e frequência de ocorrência das espécies, obtendo também os índices ecológicos para ictiofauna;

3.2.3 Descrever as espécies da fauna acompanhante quanto ao risco de extinção, porcentagem de juvenis capturados, grupo funcional de acordo uso do estuário e hábito alimentar (FMFG);

3.2.4 Comparar os efeitos das atividades de pesca de arrasto de praia (realizado atualmente) e pesca de arrasto motorizada (realizada até 1990), sobre a ictiofauna, através de dados disponíveis na literatura.

Esta dissertação foi dividida em 2 capítulos. O capítulo 1 teve como objetivo avaliar os impactos da pesca camaroneira de arrasto de praia sobre a fauna acompanhante em Lucena (PB). O capítulo 2 propõe uma abordagem ecossistêmica para avaliar os efeitos da pesca camaroneira de arrasto de praia, através da descrição da composição e os aspectos ecológicos da fauna acompanhante, comparando esta modalidade com a pesca de arrasto motorizado (realizado até 1990) em Lucena (PB), no Nordeste brasileiro.

4 – Referências bibliográficas:

Braga, M. S. C.; Salles, R.; Fonteles-Filho, A. A. Ictiofauna acompanhante da pesca de camarões com rede-de-arrasto na zona costeira do município de Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 34, p. 49-60, 2001.

Cabral, Henrique N. et al. Importance of discards of a beam trawl fishery as input of organic matter into nursery areas within the Tagus estuary. **Hydrobiologia**, v. 475, n. 1, p. 449-455, 2002.

Cattani, Andre Pereira et al. Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão sete-barbas. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 4, p. 333-348, 2018.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2014 - Opportunities and challenges**. Food & Agriculture Org, 2014.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2016 - Contributing to food security and nutrition for all**. Food & Agriculture Org, 2016.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goals**. Food & Agriculture Org, 2018.

Hart, Paul JB. **Handbook of fish biology and fisheries**. New York: Blackwell, 2002.

IBAMA. **Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil - 2007**. Tamandaré. IBAMA, 2008.

Kaiser, Michel J. et al. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. **Fish and Fisheries**, v. 3, n. 2, p. 114-136, 2002.

Kelleher, Kieran. **Discards in the world's marine fisheries: an update**. Food & Agriculture Org. 2005.

Lopes, Roberto Graça et al. Comparação entre a produção de camarões sete-barbas e de fauna acompanhante pela frota de pequeno porte sediada na praia de Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, n. 2, p. 189-194, 2018.

Pinto-Nascimento, F.; Freire, K. M. F.; Rocha, G. R. A. Análise sazonal da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete barbas em Ilhéus–Bahia. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu–MG. p. 1-2, 2007.

Rezende, G. **Avaliação do Impacto da Pesca de Arrasto Artesanal do Camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967), no Estuário da Lagoa dos Patos**. Tese de Doutorado. Doctoral dissertation. University of Rio Grande, Brazil, 2016.

Santos et al. 2002. apud DIAS-NETO, J. **Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil**. Brasília: Ibama, 2011.

Santos, Jorge Luis dos et al. Estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da Baixada Santista, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 3, p. 375-389, 2008

Tischer, M.; Santos, M. C. F. Pesca e variação sazonal da ictiofauna acompanhante e dos camarões peneídeos capturados pela frota motorizada no litoral sul de Pernambuco. **Bol. tec. cient. CEPENE**, v. 10, n. 1, p. 221-238, 2002.

Tubino, Rafael de Almeida et al. Artisanal fisheries production in the coastal zone of Itaipu, Niterói, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, n. 3, p. 187-197, 2007.

5- Capítulo 1

Artigo: Ecological and conservation aspects of bycatch fishes: An evaluation of shrimp fisheries impacts in Northeastern Brazil.

Este artigo foi publicado na revista Brazilian Journal of Oceanography
Qualis A4

Ecological and conservation aspects of bycatch fishes: An evaluation of shrimp fisheries impacts in Northeastern Brazil

Rafaela Passarone^{1,2*}, Kátia Cristina Aparecido², Leandro Nolé Eduardo^{2,3}, Alex Souza Lira^{2,4}, Lucas Vinícius Santos Silva², Anne K. S. Justino², Cecília Craveiro², Emanuell F. Silva⁵, Flávia Lucena-Frédou²

¹ Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ecologia (Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife - PE, 52171-900, Brasil)

² Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Pesca e Aquicultura (Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife - PE, 52171-900, Brasil)

³ Institut de Recherche pour le Développement (IRD) - Marine Biodiversity, Exploitation and Conservation (MARBEC), Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) (87 Avenue Jean Monnet, 34200, Sète, France)

⁴ Université de Bretagne Occidentale (UBO), Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (CNRS, UBO, IRD, Ifremer), Institut Universitaire Européen de la Mer, Technopôle (Brest-Iroise, Rue Dumont d'Urville, 29280, Plouzané, France)

⁵ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia da Paraíba, Campus Cabedelo (Rua Santa Rita de Cássia, S/N, Jardim Jericó, Cabedelo - PB, 58310-000, Brasil)

*Corresponding author: rpassarone@gmail.com

Fishes accidentally caught, commonly known as bycatch, usually have no economic importance and are not reported in official statistics, being frequently discarded at sea (Crowder and Murawski, 1998). This bycatch contributes to alterations in the ecosystem, decline of populations, catch of juveniles and endangered species, threatening many marine populations (Pascoe, 1997). Despite significant efforts carried out towards the mitigation of the bycatch (Hazen et al., 2018), basic biological information is lacking for many non-target species, hampering the assessment of the real impact of this incidental catch and application of sustainable management actions in an ecosystem viewpoint.

Length-weight relationships (LWR) may be used to infer body condition indices, to estimate the fish weight from a known length and *vice versa* (Froese, 2006) and is often used as an input parameter in stock assessment and ecological modeling (Vaz-dos-Santos and Rossi-Wongtschowski, 2013).

In the Northeastern of Brazil, the shrimp fisheries are predominantly artisanal, carried out mainly by motorized artisanal trawling boats and, in some case, beach seine

nets (Dias Neto, 2011). This activity is focused on shallow waters and has great social-economic importance, since approximately 100.000 persons depend directly or indirectly of this fishery for their living (Santos et al., 2006). Previous studies focusing on the bycatch species in the northeast of Brazil (Silva-Júnior et al., 2013; Eduardo et al., 2019; Lira et al., in press) provided valuable biological and population information of a variety of species. However, many species still lack basic knowledge that is required for management and conservation actions, such as length-weight relationships and size at first gonadal maturity and also indicators of the ecological roles of the fish species, especially those related to the balancing of the marine food web which may influence the composition of this ecosystem (Elliott et al., 2007).

In this study, we provide LWRs information and a review of literature addressing the size at first maturity, conservation status, and trophic and functional guilds of thirty-three fishes captured incidentally in a shrimp fishery in Northeast Brazil. We expect that this information may contribute to the general biological knowledge and hence to the sustainable management and conservation of these bycatch fish species.

The study was conducted in the municipality of Lucena (6° 53'50" S and 34° 51'01" W) on the coast of the state of Paraíba, Northeastern Brazil (Figure 1).

Submitted on: 3/October/2019

Approved on: 17/October/2019

[http://dx.doi.org/10.1590/S1679-](http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592019029106713)

87592019029106713 Editor: June Ferraz Dias



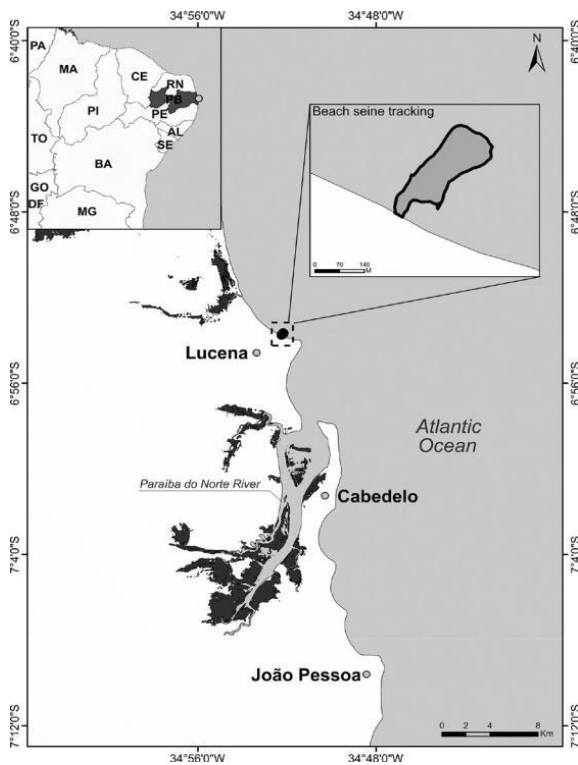


Figure 1. Map of the study area, coast of the state of Paraíba, Brazil.

Specimens were collected monthly from December 2016 to November 2017 using one of the local beach seine (out of 8), representative of the overall fleet, which is the predominant fishing modality in the region to catch shrimp. This net (side length of body mesh: 2 cm, side length of cod-end mesh: 1.5 cm, entrance dimensions horizontal x vertical: 120 × 6 m) was deployed from a small, non-motorized craft. Two trawls (50 minutes from the moment of the deployment of the net to the end of the operation) were performed monthly. Trawls were carried out from 6 m deep to the surf zone and a maximum distance of 500 m from shore.

Individuals were identified, measured (nearest 0.1 cm total length TL) and weighed (nearest 0.01 g in total weight TW). The LWR values were estimated for species with $n > 30$ specimens, using the equation: $TW = a \times TL^b$, where TW is the total weight (in g); TL is the total length (in cm); a is the intercept of the regression curve (intercept of TW when TL is zero or initial growth coefficient) and b is the regression slope. This coefficient generally varies between 2.5 and 3.5, and the relation is considered iso-metric when $b = 3$ (all fish increase at the same rate), positive allometric when $b > 3$ (increases more in weight than

predicted by its increase in length) or negative allometric when $b < 3$ (fish increases less in weight than predicted by its increase in length) (Froese, 2006; Froese et al., 2011). Prior to calculation of the LWR, outliers for each species were graphically identified and removed using TL versus TW plots (Froese and Binohlan, 2000). The significance of the regression was tested by ANOVA and the degree of association between TW and SL was calculated by the determination coefficient (r^2).

For each species, it was recorded information on size at first maturity (L_{50}) and maximum length (L_{max}), available in the literature. Species were classified according to estuarine use functional groups (EUFG) as proposed by Elliott et al. (2007): marine straggler (MS), marine migrants (MM) and estuarine species (ES), and by the feeding mode functional groups (FMFG), based on information contained in the literature on food strategies, according to the categories proposed by Elliott et al. (2007): zooplanktivore (ZP), detritivore (DV), piscivorous (PV), zoobenthivore (ZB), herbivore (HV) and omnivore (OV). In addition, the conservation status of the species recorded in this study were based on the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List criteria, accessed by classification at the regional level (ICMBio, 2018), which comprises 10 categories: extinct (EX), regionally extinct (RE), extinct in the wild (EW), critically endangered (CR), endangered (EN), vulnerable (VU), near threatened (NT), least concern (LC), data deficient (DD) and not evaluated (NE).

A total of 10.992 individuals of 11 families and 4 orders and 33 species were analyzed (Table 1). According to the IUCN classification, 29 species were categorized as least concern (LC), 3 species as data deficient (DD) (*Menticirrhus americanus*, *Ophioscion punctatissimus* and *Bagre marinus*) and 1 species as near threatened (NT) (*Bagre bagre*), these last two categories deserving attention for management and conservation purposes (Table 1).

All LWR were highly significant ($p < 0.01$), with the coefficient of determination (r^2) ranging from 0.901 and 0.989. The value of the parameter (b) ranged between 2.45 for *O. mucronatus* and 3.498 from *A. spinifer*. Except for *O. mucronatus*, all species analysed in this study had the allometric coefficient (b) between the expected range of 2.5 to 3.5 (Froese, 2006). The allometric coefficient (b) for the length-weight ratio reflect intrinsic characteristics, and adaptive process of each species, as reproductive or environmental ontogenetic variations, and mainly, between sexes (Froese, 2006).

Table 1. Family and species of 33 species captured in a shrimp fisheries in Northeastern Brazil. Number of individuals (N), TL: total length (minimum and maximum), TW: total weight (minimum and maximum), *a* and *b*: regression parameters of LWRs (confidence interval), *r*₂: determination coefficient, length at first maturity (L₅₀), maximum length (L_{max}). IUCN classification (data deficient (DD), least concern (LC), near threatened (NT), not evaluated (NE)); feeding mode functional groups (FMFG), zoobenthivore (ZB), piscivorous (PV), zooplanktivore (ZP), herbivore (HV) and omnivore (OV)); estuarine use functional group (EUFG), marine migrants (MM), marine straggler (MS) and estuarine species (ES). (* without information of LWRs parameters for Brazil; ** Without information of LWRs parameters for Northeastern Brazil); (female (F), male (M), unidentified (U), pooled sexes (P)).

Family / Species	N	TL (cm) Min-Max	TW (g) Min-Max	Regression parameters			L ₅₀ (cm)	L _{max} (cm)	IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
				<i>a</i> (95% CI)	<i>b</i> (95% CI)	<i>r</i> ₂						
Clupeidae												
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	213	7.5-16.1	3.6-45.6	0.007 (0.005-0.009)	3.167 (3.049- 3.285)	0.929	U 14.3	P 22.5	LC	ZP	MS	1;1;2;3
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	746	3.9-15	2.1-31.3	0.006 (0.005-0.007)	3.093 (3.157-3.029)	0.923	U 19.5	P 38.0	LC	ZP	MS	4;5;6;3
Engraulidae												
<i>Anchoa filifera</i> ** (Fowler, 1915)	92	5.3-9.1	0.8-4.84	0.004 (0.003-0.007)	3.109 (2.898-3.321)	0.905	x	P 12.8	LC	ZB	ES	5;7;8
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	48	5.7-18.9	1-48.1	0.002 (0.001-0.002)	3.498 (3.360-3.637)	0.982	x	M e P 24	LC	PV	MM	5;9; 3
<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	135	8.4-16.7	2.7-37.4	0.002 (0.001-0.004)	3.343 (3.154-3.531)	0.902	x	M e P 30.0	LC	ZP	MM	10; 2; 3
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	1207	7.4-14.6	2.0-27.5	0.002 (0.001-0.002)	3.498 (3.432-3.564)	0.901	U 14.7	M e P 18.2	LC	ZP	MM	11; 12; 2; 3
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix and Agassiz, 1829)	488	6.4-23.5	1.2-115.1	0.003 (0.003-0.003)	3.279 (3.237-3.332)	0.98	F 11.2; M 13.3	P 23.5	LC	PV	ES	14; 15; 16; 17
Pristigasteridae												
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	920	3.3-16.4	0.2-15.7	0.004 (0.003-0.005)	3.069 (3.005-3.132)	0.909	U 7.6	P 16.1	LC	PV	MS	11; 18; 19; 8
<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1810	103	6-15.5	1.5-13.5	0.018 (0.013-0.025)	2.454 (2.309-2.599)	0.917	x	M e P 19.2	LC	HV	MS	20, 21, 8
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	519	4.1-15.5	0.5-34.6	0.006 (0.005-0.007)	3.125 (3.083-3,167)	0.977	U 7.0	P 13.4	LC	ZB	MS	11; 5; 22; 23
Carangidae												
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	266	2.7-16	0.1-16.2	0.007 (0.006-0.009)	3.033 (2.935-3.131)	0.934	U 15.5	P 48.3	LC	ZB	MS	24; 5; 25; 3

<i>Selene brownii</i> (Cuvier, 1816)	36	4-14.3	0.5-37.5	0.014 (0.010-0.019)	2.914 (2.737-3.091)	0.97	x	P 29.0	LC	ZB	MS	5; 26; 27
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	88	2.4- 24.4	0.1-161.8	0.012 (0.010-0.013)	3.012 (3.086-2.938)	0.987	U 24.1	P 48.3	LC	PV	MS	11; 28; 29; 3
Ehippidae												
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	47	3.2-26.3	0.74- 530.8	0.023 (0.018-0.030)	3.141 (3.012-3.269)	0.982	F 14.4; M 9.8	M e P 91.0	LC	OV	MM	30; 31; 32; 33
Haemulidae												
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	154	4.3-17.3	0.2-67.1	0.006 (0.004-0.009)	3.284 (3.114-3.453)	0.906	U 16.0	P 34.2	LC	ZB	MM	11; 34; 34; 3
<i>Haemulopsis</i> <i>corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	418	5.3-18.6	1.7-93	0.007 (0.006-0.008)	3.202 (3.151-3.253)	0.974	F 11.8; M11.0	P 25.0	LC	ZB	MS	35; 35; 36; 37
Polynemidae												
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	578	3.5-25	0.3-169.4	0.003 (0.002-0.003)	3.368 (3.313-3.422)	0.962	x	P 33.0	LC	ZB	MM	38; 39; 3
Sciaenidae												
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	709	3.7-24.5	0.4-130.9	0.005 (0.005-0.006)	3.126 (3.082-3.169)	0.966	F 14.5; M 13.2	M e P 25.0	LC	PV	MM	40; 28; 41; 40
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	986	4.2-23	0.68- 167.7	0.005 (0.005-0.006)	3.238 (3.197-3.278)	0.961	F 13.5; M 13.3	P 31.0	LC	ZB	MM	40; 5; 42; 43
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch and Schneider, 1801)	97	5.8-24.9	1.7-95.4	0.015 (0.011-0.021)	2.712 (2.595-2.829)	0.957	U 22.1	P 45.0	LC	PV	MM	44; 28; 45; 46
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	83	5.4-24.8	1.25- 160.7	0.006 (0.005-0.007)	3.116 (3.044-3.189)	0.989	U 18.1	M e P 50.0	DD	ZB	MM	11; 28; 47; 48
<i>Ophioscion</i> <i>punctatissimus</i> ** Meek and Hildebrand, 1931	85	4.8-19.5	1.1-108.4	0.004 (0.003-0.006)	3.358 (3.215-3.501)	0.963	x	M e P 25.0	DD	ZB	MM	49; 50; 51
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	96	4.9-16.9	0.6-54.1	0.004 (0.003-0.005)	3.297 (3.157-3.438)	0.959	F 9.4; M 8.7	P 17.0	LC	ZB	MM	52; 18; 9; 3
<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	533	5-13.5	0.6-22.5	0.006 (0.005-0.007)	3.153 (3.068-3.239)	0.908	F 8.2; M12.5	M e P 20.0	LC	ZB	ES	40; 53; 54; 55

Continued table 1.

<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	528	5.6-13.2	1.6-31.7	0.005 (0.004-0.006)	3.299 (3.207-3.391)	0.904	U 7.5	P 15.0	LC	ZB	ES	11; 21; 56; 57
Trichiuridae												
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	752	18.5-83.9	2.4-380.8	0,0001 (0.00009- 0.00015)	3.368 (3.300-3.436)	0.927	U 71.1	P 234.0	LC	PV	MS	1; 58; 59; 3
Ariidae												
<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	48	5.3-35.2	1.01- 369.5	0.003 (0.002-0.004)	3.285 (3.112-3.458)	0.97	x	P 50.0	LC	ZB	MS	60; 61; 62
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	58	6.7- 37.4	1.9-353.6	0.005 (0.003-0.008)	3.032 (2.880-3.184)	0.966	F 15.9; M 21.2	P 55.0	NT	ZB	MM	63; 5; 64, 65
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	198	4-24.6	0.3-86.4	0.002 (0.001-0.003)	3.352 (3.507-3.197)	0.903	U 33.0	P 60.0	DD	ZB	MM	11; 66; 67; 67
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	152	5-25.7	0.5-147.3	0.002 (0.002-0.003)	3.410 (3.343-3.477)	0.985	U 12.0	P 30.0	LC	ZB	ES	11; 60; 3; 3
<i>Cathorops agassizii</i> ** (Eigenmann and Eigenmann, 1888)	120	5.2-26.9	0.91- 137.7	0.004 (0.003-0.005)	3.217 (3.112-3.322)	0.969	U 14.0	P 22.5	LC	ZB	ES	68, 12; 68; 57
Tetraodontidae												
<i>Lagocephalus laevigatus</i> ** (Linnaeus, 1766)	40	3.3-10.8	0.57-21.7	0.017 (0.011-0.026)	3.011 (2.745-3.277)	0.933	x	P 100.0	LC	HV	MM	69; 70; 71

1- (da Costa et al., 2018); 2- (de Paiva et al., 2008); 3- (Vasconcelos-Filho and Oliveira, 1999); 4- (Petermann and Schwingel, 2016); 5 - (Cervigón et al., 1992); 6- (Vasconcelos-Filho, 1979); 7- (Muto et al., 2014); 8- (Passos et al., 2013); 9- (Nizinski and Munroe, 2002); 10- (Bigelow et al., 1963); 11- (Silva Júnior et al., 2013); 12- (Giarrizzo et al., 2006); 13- (Vasconcelos-Filho and Oliveira, 2001); 14- (Ramos, 2006); 15- (Kullander and Ferraris, 2003); 16- (Bortoluzzi et al., 2006); 17- (Mai and Vieira, 2013); 18 - (Barreto et al., 2018); 19 - (Corrêa et al., 2005); 20- (Freire et al., 2009); 21- (Santos et al., 2011); 22- (Muto et al., 2008); 23 - (Andrade, 2016); 24- (de Queiroz et al., 2018); 25- (Silva and Lopes, 2002); 26- (Bomfim, 2014); 27- Marinesp.ecies.org; 28- (Cervigón, 1993); 29- (Daros, 2014); 30- (Soeth et al., 2019); 31- (Robins and Ray, 1986); 32- (Vasconcelos-Filho et al., 2009); 33- (Riede, 2004); 34- (Pombo et al., 2014); 35- (Eduardo et al., 2018); 36- (Denadai et al., 2013); 37- (Paiva et al., 2009); 38- (Motomura, 2004); 39- (Lopes and Oliveira-Silva, 1998); 40- (Silva-Júnior et al., 2015); 41- (Lira et al., 2013a); 42- (de Moraes et al., 2004); 43- (Bessa et al., 2014) 44- (Camargo and Isaac, 2005); 45- (Bezerra Figueiredo et al., 2014); 46- (Militelli and Macchi, 2004); 47- (Lira et al., 2013b); 48- (Schmidt and Dias, 2012); 49- (Chao, 1978); 50- (Zahorcsak et al., 2000); 51- (Spach et al., 2004); 52- (Rodrigues-Filho et al., 2011); 53- (Chao, 1978); 54- (Giarrizzo and Krumme, 2007); 55- (Barletta and Blaber, 2007); 56- (Pombo et al., 2013); 57- (Dantas et al., 2015); 58- (Claro, 1994); 59- (Vasconcelos-Filho et al., 2010); 60- (Taylor and Menezes, 1978); 61- (Mendes and Barthem, 2010); 62- (de Andrade-Tubino et al., 2008); 63- (Véras and Almeida, 2016); 64- (Le Bail et al., 2000) 65- (Mourão et al., 2014); 66- (IGFA, 2001); 67- (Mendoza-Carranza, 2013); 68- (Dantas et al., 2012); 69- (Shipp, 1981); 70 - (Denadai et al., 2012); 71- (de Andrade, 2015).

The classification in functional guilds is widely used to investigate the composition, and spatial-temporal distribution of ichthyofauna (Akin et al., 2005; Ferreira et al., 2019). This approach can be used to simplify the understanding of complex ecosystems by generating information about the hierarchical structure and connectivity (Garrison and Link, 2000; Angel and Ojeda, 2001; Franco et al., 2008; Nicolas et al., 2010) investigating anthropic stressors, including the effect of fishing (Auster and Link, 2009). According to the feeding mode functional groups (FMFG), 19 species were classified as zoobenthivore (ZB), 7 species as piscivorous (PV), 4 species zooplanktivore (ZP), 2 species herbivore (HV), and 1 species omnivore (OV). The predation of detritivores organisms and the interaction with sedimentary organic matter carried out by zoobenthivores play an important role between primary consumers and higher trophic levels in the food web (Duarte and Andreatta, 2003).

Lycengraulis grossidens, *Chirocentrodon bleekeria-nus*, *Pellona harroweri* and *Stellifer rastrifer* were caught above the maximum size described in the literature. We observed the predominant catch of specimens below the length of first maturation (89% of the individuals) (Table 1). The high catch of juveniles is characteristic of shrimp trawling. In Pernambuco, near to the study site, Silva Júnior et al. (2013) observed that 64% of the individuals caught are below the size of first maturation (L_{50}). The low selectivity of the fishing gear (Branco and Verani, 2006) and in our case the very shallow fishing zone may contribute to high juvenile catches, due to the lower swimming capacity at this stage, when compared to the adult specimens. In this study, according to the estuarine use functional group (EUFG), 16 species were categorized as marine migrants (MM), 11 species as marine straggler (MS) and 6 estuarine (ES) (Table 1). The high percentage of juveniles may also be related to the migratory behaviour of the species living in the adjacent open sea, migrating to the coastal and estuarine waters during spawning, using these areas for shelter and feeding (Pinheiro-Sousa et al., 2015), emphasizing the importance of the connectivity between the coastal and marine environment (Vasconcelos-Filho et al., 2009).

Overall, this study increases the knowledge on coastal fish, normally captured as bycatch, providing biological information useful for further studies in ecology, conservation, and fisheries assessment and management.

Thusly, given the high catch of juveniles, species marine migrant and zoobenthivores in Lucena-PB, northeast Brazil,

the present study reiterates the need for new approaches which appraise the species susceptibility, for a better evaluation of fishing impacts, such as, to improve the management measures, considering non-target species as a way of guaranteeing biodiversity and ecosystem stability.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), which has funded samples, analyses and provided student scholarship to Rafaela Passarone, Kátia Aparecido Cristina, Anne K. S. Justino, Leandro Nolé Eduardo, Cecília Craveiro, and Alex Souza Lira. Also, CNPq has provided a research grant for Flávia Lucena Frédo. The present study could not have been done without the work of all participants from the IFPB-Lucena and BIOIMPACT Laboratory. The author Leandro Nolé Eduardo is supported by FUNBIO and HUMANIZE under the grant "Programa Bolsas Funbio - Conservando o Futuro 2018 (011/2019)". The author Lucas Vinícius Santos Silva is supported by FACEPE - under the grant "Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica".

REFERENCES

- AKIN, S., BUHAN, E., WINEMILLER, K. O. & YILMAZ, H. 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 671-684.
- ANDRADE, F. F. 2016. *Assembleia de peixes do estuário do rio São Mateus - (ES): Variações Espaço-Temporais na Estrutura e Composição* [Dissertation]. São Mateus: Universidade Federal do Espírito Santo.
- ANGEL, A. & OJEDA, F. P. 2001. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: The effect of habitat complexity. *Marine Ecology Progress Series*, 217, 81-91.
- AUSTER, P. J. & LINK, J. S. 2009. Compensation and recovery of feeding guilds in a northwest Atlantic shelf fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 382, 163-172.
- BARLETTA, M. & BLABER, S. 2007. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-west Pacific) and caete (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80, 647-680.
- BARRETO, T. M. R. R., FREIRE, K. M. F., REIS-JÚNIOR, J. J. C., ROSA, L. C., CARVALHO-FILHO, A. & ROTUNDO, M. M. 2018. Fish species caught by shrimp trawlers off the coast of Sergipe, in north-eastern Brazil, and their length-weight relations. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 48, 277-283.
- BESSA, E., SANTOS, F. B., POMBO, M., DENADAI, M., FONSECA, M. & TURRA, A. 2014. Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a tropical bight in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94, 615-622.

- BEZERRA FIGUEIREDO, M., CARVALHO NETA, R. N. F., SILVA NUNES, J. L. & DA SILVA DE ALMEIDA, Z. 2014. Feeding habits of Macrodon ancylodon (Actinopterygii, Sciaenidae) in northeast, Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49, 559-566.
- BIGELOW, H. B., BRADBURY, M. G., DYMOND, J. R., GREELEY, J. R., HILDEBRAND, S. F., MEAD, G. W., MILLER, R. R., RIVAS, L. R., SCHROEDER, W. L., SUTTKUS, R. D. & VLADYKOV, V. D. 1963. *Fishes of the western North Atlantic. Part three*, Marine Research, New Haven, Yale University.
- BOMFIM, A. C. 2014. *Bioecologia da ictiofauna marinha descartada pelo arrasto camaroeiro em praias da Bacia Potiguar, Brasil* [dissertation]. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- BORTOLUZZI, T., ASCHENBRENNER, A. C., CAMILA, R., ROOS, D. C., LEPKOSKI, E. D., MARTINS, J. A., MAYKOL, G., QUEROL, E. & QUEROL, M. V. 2006. Hábi-to alimentar da Sardinha Prata, *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), (Pisces, Engraulidae), Rio Uruguai Médio, Sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 4, 11-23.
- BRANCO, J. O., VERANI, J. R. & PAULO, S. 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23, 381-391.
- CAMARGO, M. & ISAAC, V. 2005. Reproductive biology and spatio-temporal distribution of *Stellifer rastrifer*, *Stellifer naso* and *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae) in the Caeté estuary, northern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53, 13-21.
- CERVIGÓN, F., CIPRIANI, R., FISCHER, W., GARIBALDI, L., HENDRICKX M., LEMUS, A. J., MÁRQUEZ, R., POUTIERS, J. M., ROBAINA, G. & RODRIGUEZ, B. 1992. *Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América*, Rome, FAO.
- CERVIGÓN, F. 1993. *Los peces marinos de Venezuela*, Caracas, Fundación Científica Los Roques.
- CHAO, L. N. 1978. Sciaenidae. In: FISCHER, W (ed.) *FAO species identification sheets for fishery purpose. Western Central Atlantic (fishing area 31)*. Rome: FAO.
- CLARO, R. 1994. Características generales de la ictiofauna. In: CLARO, R (ed.) *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Puerto Morelos: Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), 55-70.
- CORRÊA, C. E., CHAVES, P. D. T. & GUIMARÃES, P. R. B. 2005. Biology of *Chirocentron bleekermanus* (Poey, 1867) (Clupeiformes: Pristigasteridae) in a continental shelf region of southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48, 419-427.
- CROWDER, L. B. & MURAWSKI, S. A. 1998. Fisheries Bycatch: Implications for Management. *Fisheries*, 23, 8-17.
- DA COSTA, M. R., TUBINO, R. A. & MONTEIRO-NETO, C. 2018. Length-weight relations of juvenile and adult fishes (Actinopterygii) from shallow waters in the lower Guanabara bay Estuary, Brazil. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 48, 199-204.
- DANTAS, D. V., BARLETTA, M., LIMA, A. R. A., RAMOS, J. D. A. A., DA COSTA, M. F. & SAINT-PAUL, U. 2012. Nursery Habitat Shifts in an Estuarine Ecosystem: Patterns of Use by Sympatric Catfish Species. *Estuaries and Coasts*, 35, 587-602.
- DANTAS, D. V., BARLETTA, M. & COSTA, M. F. 2015. Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline. *Journal of Fish Biology*, 86, 707-733.
- DAROS, F. A. L. M. 2014. *Estudo da ictiofauna costeira no litoral do Paraná e adjacências através de censos visuais e microquímica de otólitos* [thesis]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.
- DE ANDRADE, A. C., SANTOS, S. R., VERANI, J. R., & VIANNA, M. 2015. Guild composition and habitat use by Tetraodontiformes (Teleostei, Acanthopterygii) in a south-western Atlantic tropical estuary. *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96, 1251-1264.
- DE ANDRADE-TUBINO, M. F., RIBEIRO, A. L. R. & VIANNA, M. 2008. Organização Espaço-Temporal Das Ictiocenoses Demersais Nos Ecossistemas Estuarinos Brasileiros: Uma Síntese. *Oecologia Australis*, 12, 640-661.
- DE MORAES, L. E., LOPES, P. R. D. & OLIVEIRA-SILVA, J. T. 2004. Alimentação de Juvenis de *Larimus breviceps* (Cuvier, 1830) (Pisces: Actinopterygii: Scianidae) na praia de Ponta da Ilha, (Ilha de Itaparica, Bahia). *Revista Ciências Exatas e Naturais*, 6, 246-256.
- DENADAI, M. R., SANTOS, F. B., BESSA, E., BERNARDES, L. P. & TURRA, A. 2012. Population biology and diet of the puffer fish *Lagocephalus laevigatus* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) in Caraguatuba Bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 407-412.
- DENADAI, M. R., SANTOS, F. B., BESSA, E., FERNANDEZ, W. S., LORCA, L. & TURRA, A. 2013. Population biology and diet of *Pomadasyds corvinaeformis* (Perciformes: Pomadasyidae) in Caraguatuba Bay, Southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 61, 1935-1945.
- DE PAIVA, A. C. G., CHAVES, P. T. C., & ARAÚJO, M. E. 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25, 647-661.
- DE QUEIROZ, J. D., SALVADOR, N. L., SOUSA, M. F., DA SILVA, V. E., FABRÉ, N. N. & BATISTA, V. S. 2018. Life-history traits of *Chloroscombrus chrysurus* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in tropical waters of the Atlantic Ocean. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 48, 1-8.
- DIAS NETO, J. 2011. *Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso Sustentável de Camarões Marinhos do Brasil*. Brasília, DF. IBAMA
- DUARTE, G. A. S. & ANDREATA, J. V. 2003. Hábito alimentar das espécies de achiridae e cynoglossidae que ocorrem na Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Bioikos (PUC-Campinas)*, 17, 39-48.
- EDUARDO, L. N., LIRA, A. S., FRÉDOU, T., & FRÉDOU, F. L. 2018. Population structure and reproductive biology of *Haemulopsis corvinaeformis* (Perciformes, Haemulidae) in the south coast of Pernambuco, northeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 108, e2018007.

- EDUARDO, L. N., FRÉDOU, T., LIRA, A. S., SILVA, L. V., FERREIRA, B. P., BERTRAND, A., MÉNARD, F. & LUCENA-FRÉDOU, F. 2019. Length–weight relationship of thir-teen demersal fishes from the tropical Brazilian continental shelf. *Journal of Applied Ichthyology*, 35(2), 590-593.
- ELLIOTT, M., WHITFIELD, A. K., POTTER, I. C., BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., NORDLIE, F. G. & HARRISON, T. D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241-268.
- FERREIRA, V., LE LOC'H, F., MÉNARD, F., FRÉDOU, T. & FRÉDOU, F. L. 2019. Composition of the fish fauna in a trop-ical estuary: the ecological guild approach. *Scientia Marina*, 83, 133-142.
- FRANCO, A., ELLIOTT, M., FRANZOI, P. & TORRICELLI, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228.
- FREIRE, K. M. F., ROCHA, G. R. A. & SOUZA, I. L. 2009. Length–weight relationships for fishes caught by shrimp trawl in southern Bahia, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 356-357.
- FROESE, R. & BINOHLAN, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, 758-773.
- FROESE, R. 2006. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 241-253.
- FROESE, R., TSKLIRAS, A. C. & STERGIOU, K. I. 2011. Editorial note on weight–length relations of fishes. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 41, 261-263.
- GARRISON, L. P., & LINK, J. S. (2000). Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States continental shelf ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 202, 231-240.
- GIARRIZZO, T., JESUS, A. J. S., LAMEIRA, E. C., ALMEIDA, J. B. A., ISAAC, V. & SAINT-PAUL, U. 2006. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in Northern Brazil AN. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 325-327.
- GIARRIZZO, T. & KRUMME, U. 2007. Spatial differences and seasonal cyclicality in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 80, 739-754.
- HAZEN, E. L., SCALES, K. L., MAXWELL, S. M., BRISCOE, D. K., WELCH, H., BOGRAD, S. J., BAILEY, H., BENSON, S. R., EGUCHI, T., DEWAR, H., KOHIN, S., COSTA, D. P., CROWDER, L. B. & LEWISON, R. B. 2018. A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sus-tainable fisheries. *Science Advances*, 4, eaar3001.
- ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2008. Livro Vermelho Livro Vermelho da Fauna Brasileira. In: *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília, DF: ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- IGFA (International Game Fish Association). 2001. *Database of IGFA angling records until 2001*. Fort Lauderdale: International Game Fish Association.
- KULLANDER, S.O. AND C.J. FERRARIS JR., 2003. Family Engraulididae (Anchovies). p. 39-42. In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil.
- LE BAIL, P. Y., KEITH, P. & PLANQUETTE, P., 2000. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane, Tome 2*, Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle.
- LIRA A.S., VIANA A.P., EDUARDO L.N., LUCENA-FRÉDOU F., FRÉDOU T. Population structure, size at first sexual ma-turity, and feeding ecology of Conodon nobilis (Perciformes, Haemulidae) from the coast of Pernambuco, Northeastern Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, v.49, n.4, 2019 (In press).
- LIRA A.S., VIANA A.P., FREDOU, F.L., et al. 2013a. Determinação do hábito alimentar de isopisthus parvipinis (Curvier, 1830) (Actinopterygii: Sciaenidae) na região de Barra de Sirinhaém PE. *XVIII Congr. Bras. Eng. Pesca*, Pernambuco, Brazil
- LIRA, A. S., VIANA, A. P., NOLÉ, L. E., LUCENA FRÉDOU, F. & FRÉDOU, T. 2013b. Hábito alimentar do Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sciaenidae) na região de Barra de Sirinhaém PE. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*. Paulo Afonso, PE, October 20-24 2013.
- LOPES, P. R. D. & OLIVEIRA-SILVA, J. T. 1998. Notes on the feeding of Conodon nobilis (Linnaeus) and Polydactylus virginicus (Linnaeus) (Actinopterygii: Haemulidae e Polymenidae) in the Jaguaribe Beach (Itamaracá Island), state of Pernambuco. *Bioikos*, 12, 53-59.
- MAI, A. C. G. & VIEIRA, J. P. 2013. Review and consideration on habitat use, distribution and life history of Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829) (Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). *Biota Neotropica*, 13, 121-130.
- MENDES, F. L. S. & BARTHEM, R. B. 2010. Hábitos alimen-tares de bagres marinhos (siluriformes: ariidae) do estuário amazônico. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, 5, 153-166.
- MENDOZA-CARRANZA, M. 2013. The feeding habits of gaff-topsail catfish Bagre marinus (Ariidae) in Paraiso Coast, Ta-basco, Mexico. *Hidrobiológica*, 13, 119-126.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)*, São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- MILITELLI, M. I. & MACCHI, G. J. 2004. Spawning and fe-cundity of king weakfish, *Macrodon ancylodon*, in the Rio de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 443-447.
- MOTOMURA, H. 2004. *Threadfins of the world*, Rome, FAO.
- MOURÃO, K. R. M., FERREIRA, V. & LUCENA-FRÉDOU, F. 2014. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the amazon estuary, Pará, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 1783-1800.
- MUTO, E. Y., CORBISIER, T. N., COELHO, L. I., ARANTES, L. P. L., CHALOM, A. & SOARES, L. S. H. 2014. Trophic groups of demersal fish of Santos Bay and adjacent continen-tal shelf, São Paulo State, Brazil: Temporal and spatial com-parisons. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62, 89-102.

- MUTO, E. Y., MALFARA, D. T., COELHO, L. I. & SOARES, L. S. H. 2008. Alimentação das sardinhas *Pellona harrow-eri* (Fowler, 1919) e *Chirocentron bleekermanus* (Poey, 1867), na região costeira de Santos, Estado de São Paulo. In: BRAGA, E. S. (org.) *Oceanografia e mudanças globais*. São Paulo: Instituto Oceanográfico.
- NICOLAS, D., LOBRY, J., LE PAPE, O. & BOËT, P. 2010. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88, 329-338.
- NIZINSKI, M. S. & MUNROE, T. A. 2002. Order Clupeiformes, Engraulidae. In: CARPENTER, K. E. (ed.) *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic*. Rome: FAO.
- PAIVA, A. C. G., LIMA, M. F. V., SOUZA, J. R. B. & ARAÚJO, M. E. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Zoologia (Curitiba)*, 26, 266-278.
- PASCOE, S. 1997. *Bycatch management and the economics of discarding*. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, FAO.
- PASSOS, A. C., CONTENTE, R. F., ABBATEPAULO, F. V., SPACH, H. L., VILAR, C. C., JOYEUX, J. C., CARTAGENA, B. F. C. & FAVARO, L. F. 2013. Analysis of fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61, 251-264.
- PETERMANN, A. & SCHWINGEL, P. R. 2016. Overlap of the reproductive cycle and recruitment of the four main species caught by the purse seine fleet in Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44, 1069-1079.
- PINHEIRO-SOUSA, D. B., SILVA, N. K., PIOSKI, N. M., ROCHA, A. C. G., CARVALHO-NETA, R. N. F. & ALMEIDA, Z. S. 2015. Feeding habits and reproductive aspects of Bagre bagre (Siluriformes, Ariidae) in a coast of São Luís island, Maranhão, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 8, 1-12.
- POMBO, M., DENADAI, M. R. & TURRA, A. 2013. Seasonality, dietary overlap and the role of taxonomic resolution in the study of the diet of three congeneric fishes from a tropical bay. *PLoS ONE*, 8, e56107.
- POMBO, M., DENADAI, M. R., BESSA, E., SANTOS, F. B., FARIA, V. H. & TURRA, A. 2014. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: Spatial and temporal distribution, body growth and diet. *Helgolander Marine Research*, 68, 271-279.
- RAMOS, L. A. 2006. *Auto-ecologia de lycengraulids grossidens (Agassiz, 1829)(Clupeiformes, Engraulidae) em estuários do Rio Grande do Sul e sua pescana Barra do Rio Tramandaí, RS, Brasil* [thesis]. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande.
- RIEDE, K. 2004. Global register of migratory species: from global to regional scales: final report of the R&D-Projekt 808 05 081, Bonn, Federal Agency for Nature Conservation.
- RODRIGUES-FILHO, J., VERANI, J., PERET, A., SABINSON, L. & BRANCO, J. 2011. The influence of population structure and reproductive aspects of the genus *Stellifer* (Oken, 1817) on the abundance of species on the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology*, 71, 991-1002.
- SANTOS, L. N., BROTTTO, D. S. & ZALMON, I. R. 2011. Assessing artificial reefs for fisheries management: a 10-year assessment off Northern coast of Rio de Janeiro. In: BORTONE, S. A., BRANDINI, F. P., FABI, G. & OTAKE, S (eds.) *Artificial Reefs in Fisheries Management*. Boca Raton: CRC Press.
- SANTOS, M. C. F., PEREIRA, J. A. & IVO, C. T. C. 2006. A pesca do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) no nordeste do Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 14, 33-58.
- SCHMIDT, T. C. D. S. & DIAS, J. F. 2012. Pattern of distribution and environmental influences on the scienidae community of the southeastern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60, 233-243.
- SHIPP, R. L. 1981. Tetraodontidae. In: FISCHER, W., BIANCHI, G. & SCOTT, W. B. (eds.) *FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part)*, 4. Department of Fisheries and Oceans Canada and FAO. Rome: FAO.
- SILVA, J. T. O. & LOPES, P. R. D. 2002. Notas sobre a alimentação e morfologia do aparelho digestivo de *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Actinopterygii, Carangidae) na Praia de Ponta da Ilha (Ilha de Itaparica, Bahia). *Revista Brasileira de Zootecias*, 4, 179-192.
- SILVA JÚNIOR, C. A. B., ARAÚJO, M. E. & FEITOSA, C. V. 2013. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11, 133-142.
- SILVA JÚNIOR, C. A. B., VIANA, A. P., FRÉDOU, F. L. & FRÉDOU, T. 2015. Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37, 1-8.
- SOETH, M., FÁVARO, L. F., SPACH, H. L., DAROS, F. A., WOLTRICH, A. E. & CORREIA, A. T. 2019. Age, growth, and reproductive biology of the Atlantic spadefish *Chaetodipterus faber* in southern Brazil. *Ichthyological Research*, 66, 140-154.
- SPACH, H. L., SANTOS, C., GODEFROID, R. S., NARDI, M. & CUNHA, F. 2004. A study of the fish community structure in a tidal creek. *Brazilian Journal of Biology*, 64, 337-351.
- TAYLOR, W. R. & MENEZES, N. A. 1978. Ariidae. In: FISCHER, W. (ed.) *FAO species identification sheets for fishery purposes. West Atlantic (Fishing Area 31)*. Rome: FAO.
- VASCONCELOS-FILHO, L. A., NEUMANN-LEITÃO, S., ESKINAZI-LEÇA, E., OLIVEIRA, A. M. E. & ORTO-NETO, F. F. 2009. Hábitos alimentares de consumidores primários da ictiofauna do sistema estuarino de itamaracá (Pernambuco - Brasil). *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 4, 21-31.
- VASCONCELOS FILHO, A. L., NEUMANN LEITÃO, S., ESKINAZI-LEÇA, E. & OLIVEIRA, A. M. E. 2010. Hábitos alimentares de peixes consumidores secundários do Canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. *Tropical Oceanography*, 38, 122-129.
- VASCONCELOS FILHO, A. L.; OLIVEIRA, A. M. E. 1999. Composição e ecologia da ictiofauna do Canal de Santa Cruz (Itamaracá-PE, Brasil). *Trabalhos Oceanográficos da UFPE*, 27, 101-113.

- VASCONCELOS FILHO, A. L. 1979. Estudo Ecológico da Região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. IV. Alimentação da Sardinha Bandeira, *Opisthonema oglinum* (Le Sueur, 1817), no Canal de Santa Cruz. *Trabalhos Oceanográficos da UFPE*, 14, 105-116.
- VAZ-DOS-SANTOS, A. M. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. 2013. Length-weight relationships of the ichthyofauna associated with the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, on the Southeastern Brazilian Bight (22°S-29°S) between 2008 and 2010. *Biota Neotropical*, 13, 326-330.
- VÉRAS, P. F. & ALMEIDA, Z. S. 2016. Biologia reprodutiva do Bagre bagre capturado pela pescaria de zangaria. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 11, 367-373.
- ZAHORCSAK, P., SILVANO, R. A. M. & SAZIMA, I. 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 511-518.

5 - Capítulo 2

**ARRASTO DE PRAIA: UMA QUEBRA DE PARADIGMA NOS CONCEITOS
ACERCA DA PESCA DE BAIXA ESCALA?**

RESUMO

Embora a atividade pesqueira seja de fundamental importância social e economicamente, esta atividade pode provocar diversos distúrbios no ecossistema e populações marinhas. A pesca de arrasto é uma das modalidades de pesca mais destrutivas, por possuir uma baixa seletividade provocando uma grande captura de fauna acompanhante ou *bycatch*. O *bycatch* é composto principalmente por peixes, embora capture também moluscos, equinodermos, crustáceos etc. A pesca camaroneira no estado da Paraíba, possui características artesanais e é realizada através do arrasto de praia. Embora esta modalidade de pesca seja de suma importância, principalmente para este estado, onde a pesca de arrasto motorizado é proibida nas áreas mais costeiras (3MN), onde se concentram os bancos camaroneiros, não existem informações sobre a captura incidental desta pescaria e seus efeitos no ecossistema. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da pesca camaroneira sob a ictiofauna acompanhante em Lucena (PB), no Nordeste do Brasil e comparar a pesca de arrasto de praia com a pesca de arrasto motorizada, atualmente proibida pela legislação. Para esta finalidade foram realizadas coletas mensais da pesca de arrasto de praia em Lucena entre dezembro de 2016 e novembro de 2017. A ictiofauna capturada foi identificada e descrita quanto a sua abundância relativa em número e biomassa. Os indivíduos foram medidos e suas classes de tamanho relacionadas ao tamanho de primeira maturação (L50), obtidos na literatura. A ictiofauna também foi descrita quanto ao risco de extinção, utilizando os parâmetros da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) e classificada considerando os grupos funcionais alimentares (FMFG) e de uso do estuário (EUFG). Foram capturados no total 199 kg (30,2%) de camarão e 460 kg de peixe (69,8%). A proporção de captura de camarão e ictiofauna observada foi de 1:2,3. O *bycatch* foi composto por 31.008 peixes de 11 ordens, 36 famílias e 119 espécies. As famílias mais representativas foram Sciaenidae, Pristigasteridae e Clupeidae, e as espécies *Opisthonema oglinum*, *Cetengraulis edentulus* e *Pellona harroweri*. Os fatores abióticos que mais influenciaram no ciclo de mudanças na comunidade foram a pluviometria, vazão e salinidade e as espécies que mais variaram em abundância e/ou biomassa ao longo deste ciclo foram *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Cathorops spixii*, *Centropomus parallelus* e *Rhinosardinia bahiensis*. Segundo a classificação de risco (IUCN) 88 espécies foram categorizadas como menos preocupante (LC), 10 dados deficientes (DD) e 4 quase ameaçadas (NT). Foi observada uma elevada captura de juvenis (66%). Considerando o grupo funcional (FMFG), 61 espécies foram classificadas como zoobentívoras, indicando uma maior suscetibilidade das espécies associadas com o fundo marinho. Com relação ao uso do estuário (EUFG), 49 espécies foram classificadas como marinho migrante 36 marinho visitante e 18 estuarinas, o comportamento migratório da maioria das espécies capturadas ressalta e o uso da região costeira como área de alimentação e abrigo. Uma alta riqueza e diversidade de espécies foram observadas na localidade. Os índices de riqueza de Margalef, equitabilidade de Pielou (J), diversidade de Hill (N1, N2) e diversidade (Δ) e distinção taxonômica (Δ^*) não apresentaram um padrão de variação mensal ou sazonal. A pesca de arrasto de praia (AP) apresentou uma riqueza superior de captura de espécies (AP 119; AM 58) e uma menor proporção de fauna acompanhante (AP 1:2,3; AM 1:3,2). A composição da ictiofauna foi bastante similar (44 espécies em comum), assim como a proporção dos grupos funcionais alimentares e de uso do estuário. A estimativa de captura anual de camarão (AM 65,6 ton., AP 87.9 ton.) e *bycatch* (AM 210 ton., AP 202 ton.) foram semelhantes. As similaridades entre estas modalidades de pesca nos aspectos abordados neste estudo quebram um paradigma de que o arrasto de praia teria um impacto menor sobre a ictiofauna por se tratar de uma pescaria de baixa escala.

Palavras chaves: Captura incidental; Pesca artesanal; Descritores de comunidade; Grupos funcionais, Bycatch.

ABSTRACT

Despite fishing activity is of fundamental importance socially and economically, it can cause several disturbances in the ecosystem and affect directly or indirectly the marine populations. The trawl net has a low selectivity, which causes a large capture of bycatch. Bycatch is mostly composed of fish, although it also catches molluscs, echinoderms, crustaceans, etc. The shrimp fishing carried out in the state of Paraíba, has artisanal characteristics and is carried out through the beach trawl. Although this type of fishing is of great importance, especially for this State, where motor trawling is prohibited in the most coastal areas (3MN), where shrimp banks are concentrated, there is no information on the incidental capture of this fishery and its effects on the ecosystem. This study aims to evaluate the effects of shrimp fishing to ichthyofauna in Lucena (PB), in the Northeast of Brazil, and to compare beach trawl fishing with motorized trawl fishing, currently prohibited by legislation. For this goal, monthly beach trawl fishing collections were conducted in Lucena between December 2016 and November 2017. The captured ichthyofauna has been identified and described as to its relative abundance in number and biomass. The individuals were measured and their size classes related to the size of first maturation (L_{50}), obtained in the literature. Ichthyofauna was also described in terms of extinction risk, using the regional categorization of the International Union for Conservation of Nature's (IUCN) and classified considering the feeding mode functional groups (FMFG) and estuarine use functional groups (EUFG). A total of 199 kg (30.2%) of shrimp and 460 kg of fish (69.8%) were caught. The average proportion of shrimp and ichthyofauna caught was 1:2.3. The bycatch was composed of 31,008 fish of 11 orders, 36 families and 119 species. The most representative families were Sciaenidae, Pristigasteridae e Clupeidae, and the species most representative were *Opisthonema oglinum*, *Cetengraulis edentulus* e *Pellona harroweri*. The abiotic factors that most influenced the cycle of changes in the community were rainfall, flow and salinity and the species that varied most in abundance and/or biomass along this cycle were *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Cathorops spixii*, *Centropomus parallelus* e *Rhinosardinia bahiensis*. According to the risk classification (IUCN) 88 species were categorized as least concerned (LC), 10 as data deficient (DD) and 4 as near threatened (NT). A high capture of juveniles (66%) was observed. Considering the feeding mode functional group (FMFG), most species (61) were classified as zoobenthivorous, indicating a higher susceptibility of species associated with the seabed. Regarding the estuarine use functional groups (EUFG), 49 species were classified as marine migrant 36 marine stragglers and 18 estuarine, the migratory behaviour of most captured species stands out and the use of the coastal region as a feeding and shelter area. A high richness and diversity of species were observed in the locality. The Margalef richness index, Pielou (J) equitability, Hill diversity (N1 and N2) and diversity (Δ) and taxonomic distinction (Δ^*) did not present a pattern of monthly or seasonal variation. When comparing motorized trawl fishing to beach trawl fishing (AP) it presented a higher richness of species capture (BS 119; MT 58) and a lower proportion of bycatch (BS 1:2,3; MT 1:3,2). The composition of ichthyofauna was quite similar (44 species in common) as was the proportion of functional groups. The estimate of annual capture of shrimp (BS 65.6 ton, MT 87.9 ton) and bycatch (AM 210 ton, AP 202 ton) was similar. The similarities between these fishing modalities in the aspects approached in this study break a paradigm that beach trawling would have a lesser impact because it would be a low scale fishery.

Keywords: Incidental catch; Artisanal fishing; Community descriptors; Functional groups, Bycatch

ARRASTO DE PRAIA: UMA QUEBRA DE PARADIGMA NOS CONCEITOS ACERCA DA PESCA DE BAIXA ESCALA?

Introdução:

O consumo de peixe representa cerca de 17% da proteína animal consumida em todo mundo. Em 2016, 53 % deste consumo foi provido pela pesca, representando um total de 79.3 milhões de toneladas, gerando o equivalente a R\$ 1.3 trilhões e 40.3 milhões de empregos diretos (FAO 2018). Em contraponto à relevância socioeconômica, a pesca provoca alterações nos vários aspectos das populações tais quais mudanças na abundância, comportamento e aspectos reprodutivos, provocando mudanças na diversidade e estrutura trófica dos ecossistemas marinhos (Chuenpagdee et al., 2003; Melnychuk et al., 2017).

A pesca de arrasto é uma modalidade amplamente empregada tanto na pesca artesanal quanto na pesca industrial. A pesca de arrasto de fundo, comumente empregada na captura de camarões, é considerada a mais destrutiva dentre todas as atividades pesqueiras, além de provocar grande distúrbio físico no substrato marinho (Alverson et al., 1994), esta modalidade é pouco seletiva, provocando a mortalidade incidental de diversas espécies (captura conhecida como *bycatch*) (Branco, 2006; Neto, 2007; Pinheiro e Martins 2009), entre elas, espécies com baixa taxa reprodutiva, como tartarugas, tubarões e raias (Hall et al., 2000), contribuindo para o desequilíbrio ecológico e o aumento do risco de extinção de espécies.

A pesca de arrasto de camarão também é conhecida pela alta captura de peixes jovens (Vianna & Verani, 2002). Esta pesca incidental possui baixo valor comercial, desta forma, apenas uma pequena parcela é comercializada, enquanto grande parte é descartada no mar já morta (Graça-Lopes, 1996; Branco, 1999). Mundialmente, a proporção de captura é de 1 kg de camarão para cada 5kg de fauna acompanhante (1:5). Em águas brasileiras esta proporção de pode variar de 1:0,39 a 1:10,0 Kg (captura de camarões e *bycatch* respectivamente) (Silva-júnior et al., 2019; Vianna e Almeida, 2005). Diferentes índices de aproveitamento são observados de acordo com a localidade e modalidade da pesca. Segundo Pinheiro (2009), a pesca industrial em todo Brasil possui baixo aproveitamento da fauna acompanhante, cerca de 30%. Enquanto na pesca artesanal no Nordeste o aproveitamento é de cerca de 90% (Santos, 2010; Graça-Lopes et al., 2002; Branco e Verani, 2006).

No Nordeste, a fauna acompanhante apresenta importante valor social, sendo consumida quase por inteiro pela população local (Santos et al., 1998; Tischer e Santos, 2001). Nesta região, estima-se que mais de cem mil pessoas trabalhem diretamente ou indiretamente na pesca do camarão, entre eles homens, mulheres e crianças que pescam, beneficiam e

comercializam camarões (Santos, 2008). As principais espécies capturadas na região Nordeste pertencem a família Peneidae, o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* representa 70% da produção, enquanto o camarão branco *Litopenaeus schmitti* (20%) e rosa *Farfantepenaeus subtilis* e *Farfantepenaeus brasiliensis* (10%). Segundo o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), em 2008, a região nordeste produziu 16 mil toneladas de camarões da família peneídeos, que representou 9,4% em relação à produção total de pescados.

A pesca na região Nordeste é majoritariamente artesanal, sendo realizada através do arrasto motorizado de portas e da frota não motorizada (Santos, 2010). No estado da Paraíba (PB) a atividade extrativista camaroeira ocorre nos municípios de Baía da Traição, Pitimbu e Lucena, sendo o município de Lucena considerado uma das principais áreas de abundância de recursos camaroneiros do estado da Paraíba (Moura, 1999). Nesta localidade a pesca de camarão era realizada através das duas modalidades de arrasto, o arrasto de praia, executado por pescadores locais e o arrasto de portas (motorizado), com parte da frota composta por pescadores do município vizinho (Cabedelo) (Moura et al., 1999). Porém a disputa pelo mesmo recurso gerou um crescente conflito entre os pescadores. Além disso, as evidências de retração dos estoques camaroneiros em todo país, atrelado a falta de uma legislação específica para o arrasto motorizado no estado da Paraíba, culminou na implementação da Portaria IBAMA nº 833/1990, que proibiu a pesca de arrasto motorizado até 3 milhas náuticas (MN), a partir da costa em todo estado, inviabilizando os arrastos motorizados nesta região (Moura et al., 2003). Atualmente, a pesca camaroneira na região é realizada através do arrasto de praia (Moura et al., 2003; Craveiro et al., 2019) e emprega cerca de 51 pescadores que se dividem em 8 grupos, estes pescadores trabalham cerca de 300 dias/ano, realizando um total de aproximadamente 7500 arrastos anuais (Nascimento, 2018). A captura de espécie-alvo pode estimada a partir de dados de Nascimento (2018) em 51 ton. de camarões sete-barbas (*X. kroyeri*) e 36 ton. de camarão branco (*L. schmitti*).

Desta forma, reconhecendo a importância do município de Lucena como uma das principais áreas de abundância de recursos camaroneiros do estado da Paraíba (Moura, 1999) e a importância social e econômica da pesca de arrasto de praia na nesta região, este trabalho teve o objetivo de investigar a estrutura quantitativa e qualitativa da ictiofauna acompanhante, de forma a preencher parte da lacuna de conhecimento atual acerca desta pescaria e realizar uma análise comparativa dos impactos da pesca de arrasto de praia com a pesca de arrasto motorizada, considerando a proporção de captura de fauna acompanhante e composição e características da ictiofauna.

Material e métodos:

Área de estudo

Localizada no estado da Paraíba, no Nordeste brasileiro, a região costeira de Lucena (Figura 1) recebe grande aporte de nutrientes dos rios Paraíba do Norte e Miriri (Assis, 1997), que contribuem para formação de sedimento lamoso próximo ao continente, onde se desenvolvem os bancos camaroneiros (Santos, 2010). A bacia do rio Paraíba do Norte é a maior do Estado da Paraíba, possuindo uma área de cerca de 20 mil km², representando 32% da área do estado (Xavier et al., 2012) e com vazão média anual de 3,62 m³/s. O material particulado em suspensão provindo deste rio forma uma pluma e é transportado pela corrente de deriva litorânea no sentido S-N. (Frazão, 2001).

A temperatura média nessa região varia de 25 a 28°C e a precipitação é bem distribuída ao longo do ano (Guedes, 2002), com máximas em junho, julho e agosto (Dutra, 2006), tendo uma média de 1.800 mm por ano (Neves e Neves, 2010). Segundo Gondim et al. (2011), a área costeira do estado da Paraíba possui formações recifais predominantemente arenítica, com forte contribuição dos corais zooxantelados e de algas calcárias (incrustantes e rodolitos). A plataforma continental nesta área apresenta largura relativamente reduzida e sua maior parte encontra-se em profundidades menores que 40m e o início do talude dá-se geralmente entre 50 e 60m (Kempf, 1970).

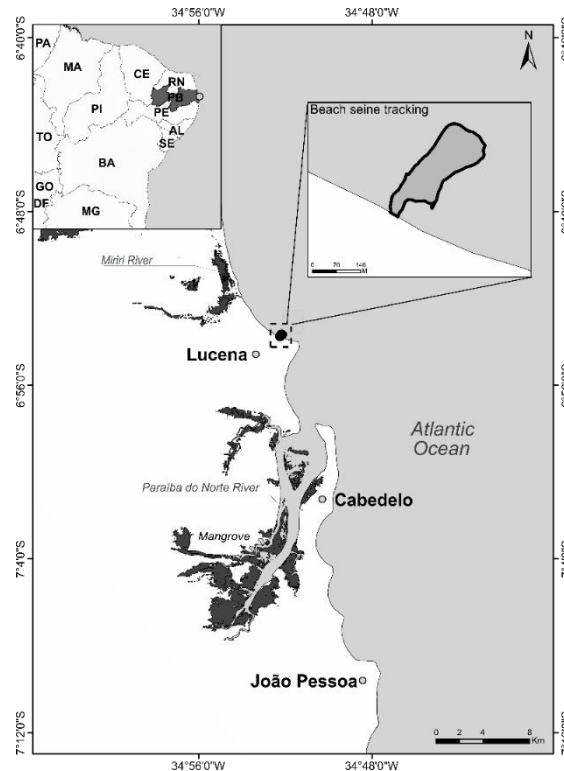


Figura 1: Área de estudo, município de Lucena (PB) – Brasil, adaptado de Passarone et al., 2019.

Pesca de arrasto de praia em Lucena (PB)

Coleta de dados

Os exemplares de peixes foram coletados mensalmente de dezembro de 2016 a novembro de 2017, com exceção do mês de maio no qual fatores ambientais impossibilitaram a pesca. Foi utilizada uma rede de arrasto de praia medindo 120 m, empregada para pesca comercial (largura na manga 4 m, saco 6 m; com malha de 2 cm na manga da rede e 1,5 cm no saco com duas estacas nas extremidades). A profundidade máxima observada na área de arrasto foi de 6,0 metros. Foram realizados mensalmente 2 arrastos, com duração média de 50 minutos cada, com exceção do mês de junho, quando condições ambientais impossibilitaram a realização de uma segunda coleta.

Ainda no local, a captura total dos camarões foi registrada. Nas coletas onde a quantidade de ictiofauna era igual ou inferior a 30 kg, toda a amostra foi conservada e encaminhada para laboratório. Nos meses onde a amostra excedeu 30 kg, apenas uma sub amostragem, aleatória, foi encaminhada para laboratório. Nestes casos, uma estimativa do peso total da amostra foi realizada no local com a utilização de monobloco com peso conhecido. Em laboratório, as amostras foram congeladas para análise, posteriormente identificadas ao menor grau taxonômico possível, de acordo com chaves taxonômicas especializadas (Whitehead, 1985; Szpilman, 2000; Araujo et al., 2004, Marceniuk, 2005). Cada indivíduo teve seu comprimento total (CT em cm) e seu peso total (PT em gramas) aferidos.

Análise de dados

Para avaliar a representatividade da amostra foi elaborada uma curva de acumulação de espécies. Para essa finalidade, cada lance foi considerado como uma unidade amostral. Para estimar a riqueza máxima de espécies potencialmente capturadas pela pesca de arrasto de praia foi utilizada o método Chao1 (S1) (Chao, 1984). Este estimador considera que se uma comunidade está sendo amostrada, e espécies raras (singletons) ainda estão sendo descobertas, provavelmente ainda há mais espécies raras não encontradas e, uma vez que todas as espécies tiverem sido capturadas ao menos duas vezes (doubletons), provavelmente não haverá mais espécies a serem encontradas.

$$S1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Onde:

S obs é o número de espécies na amostra, *F1* é o número de singletons (ou seja, o número de espécies com apenas uma ocorrência na amostra), *F2* é o número de doubletons (o número de espécies com exatamente duas ocorrências na amostra).

Para caracterizar a ictiofauna acompanhante, foi obtida a proporção de captura de indivíduos abaixo do tamanho de primeira maturação sexual (L_{50}), sendo os dados de L_{50} obtidos a partir da literatura, priorizando o uso de literatura regional. Não havendo informação regional disponível, foi utilizada literatura nacional e em caso de ausência desta, foram utilizados dados obtidos a partir do banco de informações do projeto *Fishbase* (Froese e Pauly 2007).

A importância relativa da espécie na composição da ictiofauna foi registrada em termos de riqueza absoluta de espécies (S), frequência de ocorrência (%FO) e abundância relativa em número (%N) e biomassa (%B). A abundância das espécies foi avaliada de acordo com a classificação de Garcia e Vieira (2001), que categoriza como abundante a espécie que tem sua captura percentual (PN) maior que a razão $100/S$; e frequente a espécie que tem sua frequência de ocorrência (FO) maior que 50% em um determinado período. Estabelecidas a abundância e frequência, as espécies foram subdivididas de acordo com seus valores de PN e FO, da seguinte forma: 1-abundantes e frequentes quando ($PN\% > 100/S$ e $\%FO \geq 50\%$); 2- Abundantes e pouco frequentes ($PN\% > 100/S$ e $\%FO < 50\%$); 3- raras e frequentes ($PN\% < 100/S$ e $\%FO > 50\%$); e 4-raras e não frequentes ($PN\% < 100/S$ e $\%FO < 50\%$).

Para avaliar o risco de extinção das espécies capturadas, foi utilizada a categorização da Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), através de avaliações regionais realizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2018), sendo consideradas, para cada espécie, as categorias: 1-criticamente em perigo (CR), 2- em perigo (EN), 3-vulnerável (VU), 4- quase ameaçadas (NT), 5- menos preocupante (LC) e 6 -dados deficientes (DD).

A ictiofauna também foi avaliada segundo o grupo funcional considerando o hábito alimentar (FMFG) e o grupo funcional de uso estário (EUFG), conforme proposto por Elliot et al. (2007). Com base na estratégia alimentar (FMFG), as espécies foram classificadas como zooplânctívoras (ZP), espécies com alimentação predominantemente zooplânctônica (por exemplo, hidróides, crustáceos planctônicos, ovos/larvas de peixe; detritívoras (DV), quando

se alimentam predominantemente de detritos e/ou micro fito bentos, herbívoras (HV) quando alimentam-se predominantemente de material vivo de macroalgas e macrófitas ou fitoplâncton, onívoros (OV) quando a alimentação era composta predominantemente de algas filamentosas, macrófitas, perifíton, epifauna e infauna, piscívoros (PV), quando alimentam-se predominantemente de peixes ósseos e grandes invertebrados nektônicos; e zoobentívoros (ZB), quando alimentam-se predominantemente de invertebrados associados ao substrato, incluindo animais que vivem logo acima do sedimento (hiperbenthos), no sedimento (epifauna) ou no sedimento (infauna). Para categorizar as espécies, foram priorizadas literatura regional sobre a dieta predominante, não havendo literatura regional disponível foi utilizada literatura nacional e em caso de ausência desta, foram utilizados dados obtidos a partir do banco de informações do projeto Fishbase (Froese e Pauly 2007). As espécies sem informação na literatura sobre uso do estuário e estratégia alimentar foram classificadas como não avaliadas (NA).

De acordo com o uso do estuário (EUFG), as espécies foram classificadas em marinho migrantes (MM) (espécies que desovam no mar e entram frequentemente nos estuários em grande número e particularmente como juvenis); marinho visitantes (MS) (espécies que desovam no mar e normalmente entram nos estuários apenas em número reduzido); e estuarinos (ES) (contempla estuarinos residentes, espécies estuarinas capazes de completar todo o seu ciclo de vida dentro do ambiente estuarino e migrantes estuarinos, espécies estuarinas que têm fases vida fora do estuário ou são representadas por populações marinhas ou de água doce discretas).

As contribuições relativas dos grupos funcionais com base no hábito alimentar (FMFG) e uso do estuário (EUFG) foram avaliadas sazonalmente (período seco e chuvoso) em termos de riqueza absoluta de espécies (S), abundância relativa em número (N) e biomassa (B).

A diversidade foi avaliada com base em seis índices ecológicos (Tabela 1), calculados para cada lance, considerando a riqueza e equitabilidade das espécies (Margalef, 1958; Pielou, 1966), e a diversidade da comunidade (Hill, 1957), além da distância taxonômica entre as espécies da comunidade estudada (Warwick and Clark, 1995). Os índices de riqueza, equitabilidade e diversidade foram calculados através do programa estatístico R utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al. 2007). O programa estatístico R (pacote Zoo) foi utilizado para a análise não paramétrica LOESS (*Local Regression*). As curvas foram consideradas por lances possibilitando a visualização da tendência dos índices de diversidade ao longo dos meses. O período seco (setembro a fevereiro) e chuvoso (março a agosto) foi classificado de acordo com a média pluviométrica com base em dados históricos (2008 a 2017), obtidas através do sistema HydroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA).

Os dados abióticos vazão e pluviometria dos meses de coleta também foram obtidos através do sistema HidroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA), enquanto os dados de temperatura e salinidade foram obtidos utilizando um multiparâmetro (HANNA Y, Limena, Italy). Esses dados abióticos foram testados para inferir sua influência sobre estrutura da comunidade, utilizando a rotina multivariada BIOENV (Clark e Ainsworth, 1993), através do software Primer v6 (Clarke e Gorley, 2006). Todas as variáveis foram normalizadas (logaritmizadas) antes da execução da função. A rotina BIOENV também foi aplicada para identificar as espécies responsáveis pelas principais mudanças na estrutura da comunidade em termos de abundância (número de indivíduos) e biomassa. As matrizes de abundância e biomassa também foram normalizadas (logaritmizadas) antes da execução da função.

Tabela 1: Índices de diversidade utilizados com respectivas fórmulas e características

Índice de Diversidade	Fórmula	Legenda	Característica
Riqueza de Margalef (D) Margalef (1958)	$D = \frac{(S - 1)}{\ln N}$	S = número total de itens presentes; log =logaritmo na base 2; N = número total de local amostrado	Para uma mesma comunidade, este índice tende a assumir um valor constante em relação a aumentos no esforço amostral
Equitabilidade de Pielou (J') Pielou (1966)	$J' = \frac{H'}{\ln S}$	H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; S = número total de espécies	Exponencial de Shannon, pouco peso para riqueza de espécies. Com amostras relativamente pequenas pode-se obter um valor de diversidade que mudará pouco conforme aumentamos o esforço amostral
Hill (N1) Hill (1957)	$N1 = \exp H'$	expH' = expoente do índice de diversidade de Shannon-Wiener;	Permite visualizar o perfil de diversidade dando diferentes pesos a espécies raras, sendo sensível a mudanças na composição da comunidade em relação às espécies raras, tendo como base o índice de Shannon
Hill (N2) Hill (1957)	$N2 = \frac{1}{D}$	D = Índice de Simpson	Permite visualizar o perfil de diversidade dando diferentes pesos de espécies raras, sendo sensível a mudanças na composição de espécies comuns, tendo como base o índice de Simpson

Diversidade taxonômica (Δ) Warwick and Clark (1995)	$\Delta = 2 \frac{\sum \sum (i < j)}{N(N-1)}$	$x_i (i=1, \dots, S)$ refere-se ao número de indivíduos da i -ésima espécie, $N (= \sum_{x_i} x_i)$ é o total do número de indivíduos na amostra, ω_{ij} é o comprimento do caminho taxonômico entre as espécies i e j .	Medida da relação taxonômica, considera a abundância das espécies e permite mensurar a distância entre duas espécies quaisquer
Distinção taxonômica (Δ^*) Warwick e Clark (1995)	$\Delta^* = \frac{\sum \sum (i < j)^{(\omega_{ij} x_i x_j)}}{\sum \sum (i < j)^{x_i x_j}}$	$x_i (i=1, \dots, S)$ refere-se ao número de indivíduos da i -ésima espécie, $N (= \sum_{x_i} x_i)$ é o total do número de indivíduos na amostra, ω_{ij} é o comprimento do caminho taxonômico entre as espécies i e j .	Medida da relação taxonômica, permite mensurar a distância entre duas espécies diferentes

Comparação entre a pesca de arrasto de praia e arrasto motorizado no estado da Paraíba (PB)

Para comparação da pesca de arrasto de praia com o arrasto motorizado, foi utilizado como base, o artigo de Nunes e Rosa (1998) que descreve o arrasto motorizado no município de Lucena, através de 17 coletas realizadas no período de setembro de 1994 a setembro de 1995. Para cada coleta, foram efetivados 3 arrastos com duração de 30 minutos cada, em uma área com profundidade de 2.0 a 6.5 m, utilizando-se uma rede medindo 14,09 metros com largura da malha de 2.5 cm.

Para efeitos de comparação, foram observadas a composição e proporção de fauna acompanhante, riqueza e abundância (número de indivíduos) das espécies capturadas, presença de espécies ameaçadas de extinção, proporção de captura de grupos funcionais alimentares e de uso do estuário. Também foram calculados os índices ecológicos (riqueza de Margalef (D), equitabilidade de Pielou (J), diversidade de Hill (N1 e N2), diversidade taxonômica (Δ), distinção taxonômica (Δ^*) com base nos dados de captura das espécies por arrasto motorizado (Nunes e Rosa, 1998). As metodologias empregadas para análise das variáveis foram as mesmas empregadas para o arrasto de praia e estão descritas acima.

O peso médio dos indivíduos capturados pelo arrasto de praia foi estimado a partir da relação entre biomassa e número de indivíduos. Para esta finalidade foram considerados apenas as amostras encaminhadas ao laboratório, não sendo utilizadas as estimativas de biomassa dos meses em que a amostragem excedeu 30 kg. Para o arrasto motorizado, o peso médio foi estimado a partir da relação entre o número de indivíduos capturados e dados de biomassa, disponíveis em Nunes e Rosa (1998).

A estimativa de captura de camarão e *bycatch* para pesca de arrasto de praia foi baseada no estudo realizado por Nascimento (2018), que observou o esforço atual de pesca em 8 redes. Sendo assim, a captura anual de camarão para as 5 redes monitoradas (54.5 ton), foi

extrapolada para o esforço atual de redes de arrasto de praia (no caso 8). Finalmente, os valores estimados de captura de camarão (8 redes) foram multiplicados pela proporção de *bycatch* observada no presente estudo, para inferência do total anual capturado de fauna acompanhante desta pescaria. Os dados da estatística pesqueira (ICMBio, 1990) foram utilizados para estimar a captura de camarão e *bycatch* para pesca de arrasto motorizado.

Resultados

A pesca de arrasto de praia em Lucena (PB)

Proporção camarão:peixe

A proporção média de captura de espécies alvo e *bycatch* observada foi de 1:2,3, sendo capturado durante o período de amostragem, 199 kg (30.2%) de camarão e 460 Kg de peixe (69.8%). Esta proporção diferiu entre os meses, sendo o valor mínimo observado no mês de agosto (1:0.4), enquanto o valor máximo foi observado em fevereiro (1:77.7) (Figura 2).

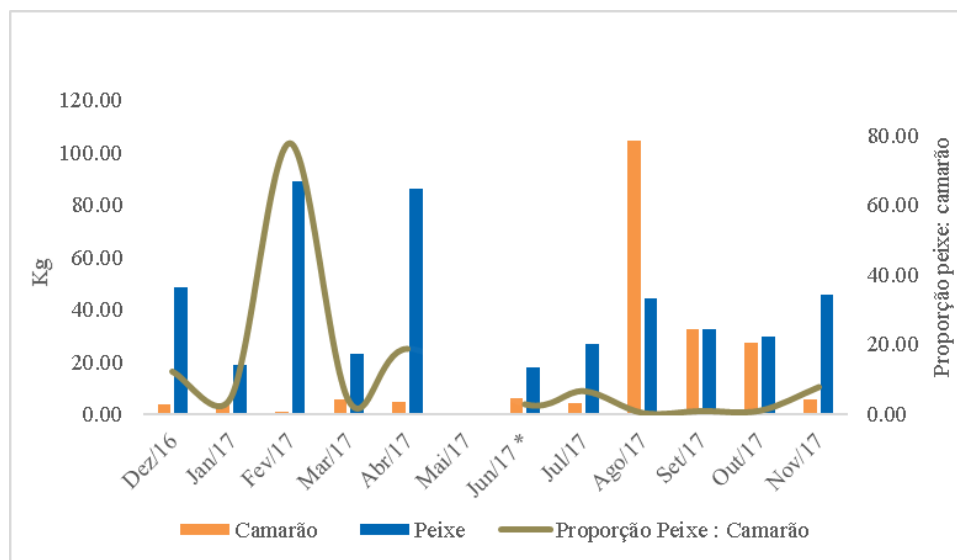


Figura 2: Análise temporal da captura em kg de camarão e *bycatch* pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB), *mês em que apenas 1 lance foi realizado.

Descrição da ictiofauna acompanhante

Um total de 31.008 indivíduos de 11 ordens, 36 famílias e 119 espécies foram capturadas (Tabela 2). A curva cumulativa de espécies (Figura 3) indicou que a amostragem não foi exaustiva, uma vez que não atingiu a estabilidade. No entanto, o resultado da estimativa de riqueza de Chao 1 (Chao, 1984) evidencia que o número máximo de espécies suscetíveis a captura acidental pela pesca de arrasto é de 149 espécies, sugerindo que a amostragem foi representativa, uma vez que registrou 80% do número estimado de espécies.

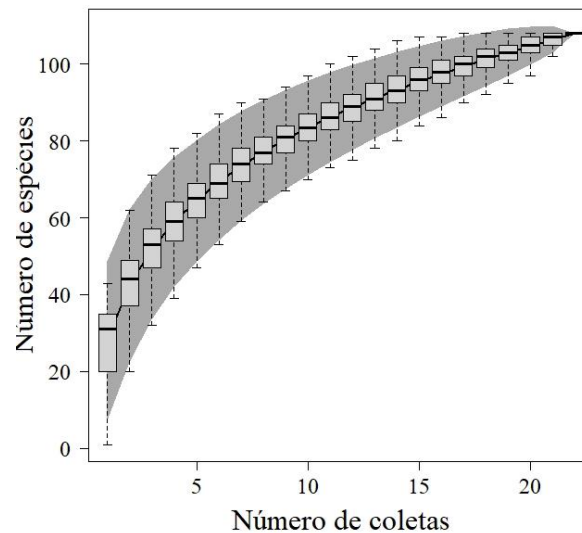


Figura 3: Curva de acumulação para captura por arrasto de praia na área de estudo. A área cinza destaca os limites do intervalo de confiança (95%), também podem ser observados os valores mínimos, máximos as medianas de riqueza nos box plots.

As famílias mais representativas, em abundância (número de indivíduos) e biomassa, foram Sciaenidae (7.155 indivíduos e 73.8 kg), Pristigasteridae (6.995 indivíduos e 54.0 kg), Clupeidae (6.633 indivíduos e 29.1 kg), Engraulidae (5.911 indivíduos e 82.3 kg) e Trichiuridae (1.154 indivíduos e 46.07 kg). Juntas, estas famílias representaram 92.8 % dos indivíduos e 84.6% da biomassa capturada pela pesca de arrasto de praia.

As espécies mais abundantes (número de indivíduos) foram: *Opisthonema oglinum* (6.364 indivíduos; 21%), *Cetengraulis edentulus* (4.960 indivíduos; 16%), *Pellona harroweri* (3.943 indivíduos; 13%), *Chirocentron bleekermanus* (2.903 indivíduos; 9%) e *Isopisthus parvipinnis* (2.181 indivíduos; 7%) representando 66 % dos indivíduos capturados (Figura 4).

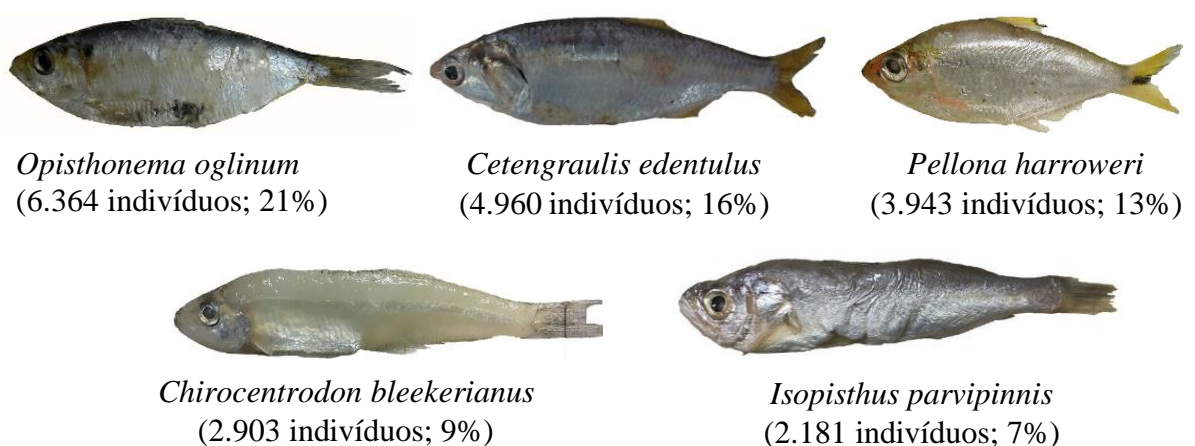


Figura 4: Espécies mais abundantes capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB. *Opisthonema*, *Cetengraulis edentulus*, *Pellona harroweri*, *Chirocentron bleekermanus* e *Isopisthus parvipinnis* com seus respectivos números de indivíduos. Fonte (Lima, R. S.). s/d.

As espécies com maior captura de biomassa foram *Cetengraulis edentulus* (67.3 kg; 20%), *Trichiurus lepturus* (46.0 kg; 14%), *Pellona harroweri* (40.8 kg; 12%), *Opisthonema oglinum* (25.7 kg; 8%) e *Stellifer rastrifer* (19.9 kg; 6%), representando 60% da biomassa de bycatch capturado (Figura 5).

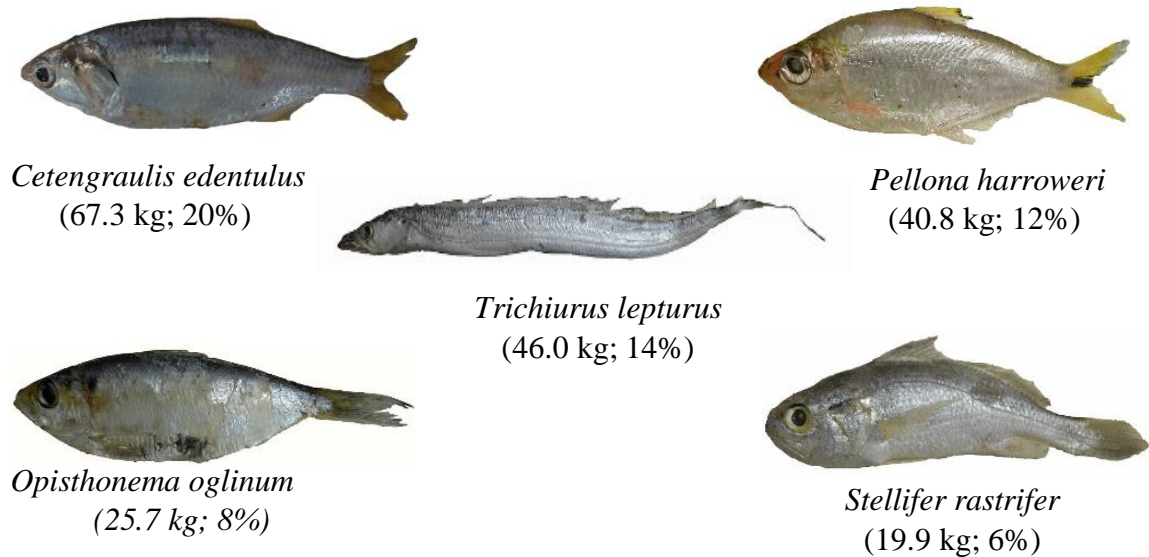
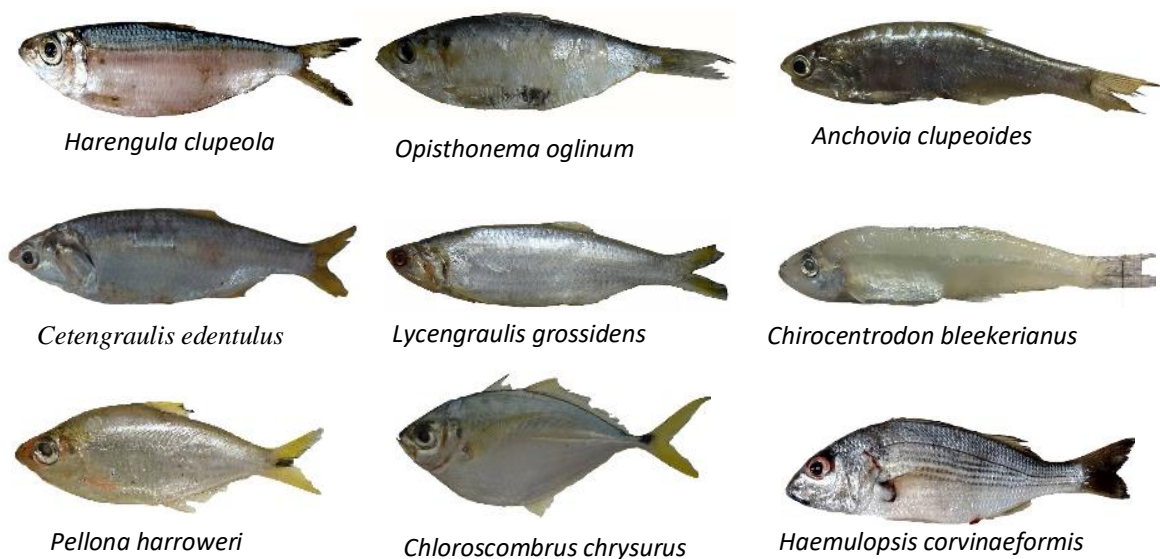


Figura 5: Espécies com maior captura de biomassa pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB. *Cetengraulis edentulus*, *Trichiurus lepturus*, *Pellona harroweri*, *Opisthonema oglinum* e *Stellifer rastrifer* com seus respectivos números de indivíduos. Fonte (Lima, R. S.). s /d.

As espécies *Harengula clupeola*, *Opisthonema oglinum*, *Anchovia clupeoides*, *Cetengraulis edentulus*, *Lycengraulis grossidens*, *Chirocentrodon bleekermanus*, *Pellona harroweri*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Polydactylus virginicus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Larimus breviceps*, *Stellifer microps*, *Stellifer rastrifer*, *Stellifer stellifer*, *Trichiurus lepturus* e *Bagre marinus* foram as mais comuns e frequentes (Tabela 2), (Figura 6), apresentando grande importância na estruturação da comunidade estudada.



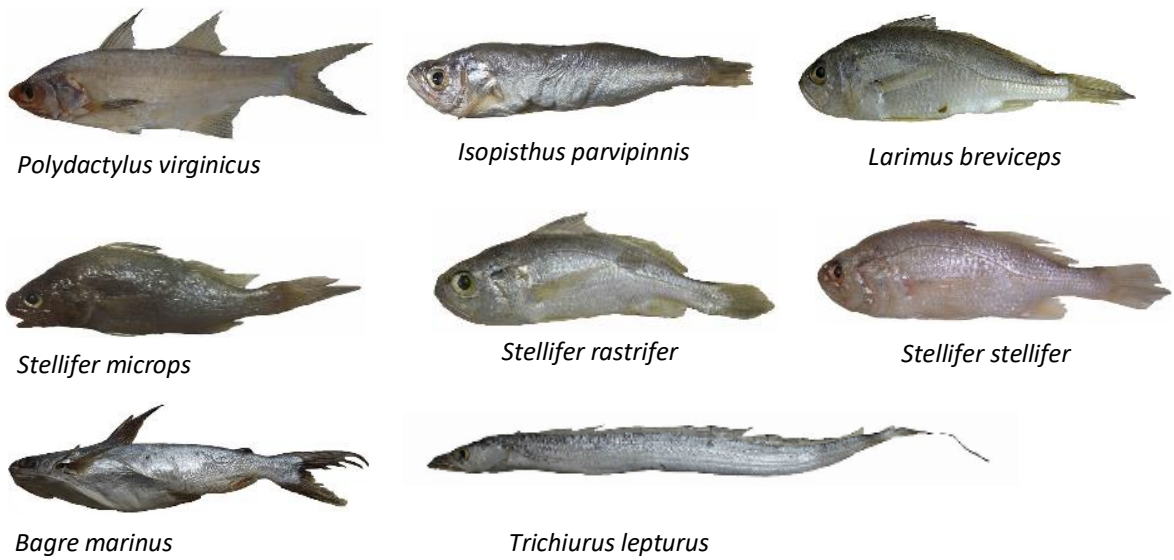


Figura 6: Espécies mais comuns e frequentes capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB. *Harengula clupeola*, *Opisthonema oglinum*, *Anchovia clupeoides*, *Cetengraulis edentulus*, *Lycengraulis grossidens*, *Chirocentrodon bleekermanus*, *Pellona harroweri*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Polydactylus virginicus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Larimus breviceps*, *Stellifer microps*, *Stellifer rastrifer*, *Stellifer stellifer*, *Trichiurus lepturus* e *Bagre marinus*. Fonte (Lima, R. S.). s/d.

Tabela 2: Composição da ictiofauna capturada pela pesca de arrasto de praia (AP) e arrasto motorizado (AM) (Nunes e Rosa, 1998), em Lucena (PB) em ordem; família e espécie, * dados já publicados por Passarone et al. (2019) #: espécies em processo de descrição por outros autores; N: número de indivíduos; N (%): Porcentagem de indivíduos; Biomassa (g); B (%) Porcentagem em biomassa; tamanho mínimo; médio e máximo de captura em comprimento total (CT); + espécies capturadas com tamanho superior ao descrito na literatura; classificação IUCN local: dados deficientes (DD), pouco preocupante (LC), quase ameaçada (NT), não avaliada (NA); comprimento no qual 50% dos indivíduos atingem a maturidade sexual (L50); porcentagem de indivíduos capturados abaixo do L50 (% < L50) em comprimento total (CT), com exceção de largura do disco (DW), comprimento furcal (CF), comprimento zoológico (CZ), tamanho inicial de maturação (TIM) tamanho médio de maturação (TMM), para machos (M), fêmeas (F), indeterminado (U), * valor estimado; A e F: Abundância e Frequência: 1- Abundantes e frequentes, 2- Abundantes e não frequentes, 3- raras e frequentes, 4- Raras e não frequentes; 1-2 Abundante; 3-4 Rara; grupo funcional alimentar FMFG: detritívoro (DV), herbívoro (HV), oportunista (OP), onívoro (OV), piscívoro (PV), zoobentívoro (ZB), zooplantívoro (ZP); grupo funcional de uso do estuário (EUF): marinho migrante (MM), marinho visitante (MS), estuarino (ES) e referências; x informação não disponível na literatura. Ref.: Referências.

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de Praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N%)	A/F				
ANGUILLIFORMES											
Moringuidae											
<i>Neconger mucronatus</i> cf. Girard, 1858	1 (< 0,01%)	105,5 (0,03%)	45,7 +	x	4			LC	ZB	x	[1]
Muraenidae											
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	1 (< 0,01%)	104,4 (0,03%)	39,9	x	4			DD	ZB	MS	[2], [3]
Ophichthidae											
<i>Ophichthus cylindroideus</i> (Ranzani, 1839)	1 (< 0,01%)	68,1 (0,02%)	40,1	x	4	1(0,02%)	3-4	LC	PV	MM	[4], [5]
ATHERINIFORMES											
Atherinopsidae											
<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)	4 (0,01%)	9,5 (0,003%)	7,8 - 8,5 - 9,1	x	4			LC	ZP	MM	[6], [5]
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	1 (< 0,01%)	4,2 (0,001%)	9,4	F 7,61; M 6,92 (0%)	4			LC	OV	ES	[7], [8], [3]
BELONIFORMES											
Hemiramphidae											
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	2 (0,01%)	42,6 (0,01%)	20,1 - 20,5 - 20,8	F 18,9; M: 17,6 (0%)	4			NT	OP	MM	[7], [9], [3]
CLUPEIFORMES											
Clupeidae											
<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)						13 (0,22%)	3-4		ZP	ES	[10], [10]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
* <i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)	213 (0,69%)	3204,3 (0,95%)	7,5 - 10,9 - 16,1	14,3* (95%)	3			LC	ZP	MS	[11], [8], [3]
<i>Harengula sp.</i>	2 (0,01%)	35,4 (0,01%)	11,2 - 11,9 - 12,6		4			-	-	-	
<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner, Miranda & Ribeiro, 1903)	25 (0,08%)	96,7 (0,03%)	7,8 - 8,4 - 9,2	7,47* (100%)	4			LC	HV	ES	[12], [13], [5]
* <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	6364 (20,53%)	25723,1 (7,6%)	3,9 - 8,5 - 15	U 19,58 (100%)	1	10 (0,17%)	3-4	LC	ZP	MS	[7], [14], [3]
<i>Rhinocardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	26 (0,08%)	98,6 (0,02%)	6,5 - 8,5 - 9,4	x	4			LC	ZP	ES	[15], [15]
<i>Rhinocardinia sp.</i>	3 (0,01%)	12,1 (<0,01%)	8,0 - 8,7 - 9,4		4			-	-	-	
Engraulidae											
* <i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	114 (0,37%)	364,1 (0,11%)	5,3 - 8,1 - 9,3	x	4			LC	ZB	MM	[16], [3]
<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943					4	23 (0,38%)	3-4		ZP	MS	[12], [18]
<i>Anchoa sp.</i>	7 (0,02%)	14,5 (<0,01%)	5,8 - 6,5 - 6,8		4			-	-	-	
* <i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	55 (0,18%)	464,1 (0,13%)	5,7 - 10,1 - 18,9	x	4	4 (0,07%)	3-4	LC	PV	MM	[19], [3]
* <i>Anchoa clupeioides</i> (Swainson, 1839)	172 (0,55%)	2406,2 (0,71%)	7,9 - 12,6 - 16,7	15,1 a 16,2 (TMM)(87%)	3	182 (3,02%)	1-2	LC	ZP	MM	[20], [8], [3]
* <i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	4960 (16%)	67382,1 (19,97%)	1,3 - 11,9 - 19,8 +	U 14,7 (100%)	1	30 (0,50%)	3-4	LC	ZP	MM	[21], [8], [3]
<i>Engraulis anchoita</i> Hubbs & Marini, 1935					1	12 (0,20%)	3-4		ZP	MS	[10], [10]
* <i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	603 (1,95%)	11719,7 (3,40%)	6,4 - 13 - 23,5	F 11,2; M 13,3 (30%)	1	84 (1,39%)	3-4	LC	PV	ES	[22], [23], [17]
Pristigasteridae											
* <i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	2903 (9,36%)	12599,7 (3,70%)	3,3 - 9,1 - 16,4 +	U 7,6 (10%)	1	215 (3,56%)	1-2	LC	PV	MS	[24], [25], [26]
* <i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1800	149 (0,48%)	655,3 (0,19%)	6,0 - 9,3 - 15,5	x	3	372 (6,17%)	1-2	LC	ZB	MM	[27], [26]
* <i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	3943 (12,72%)	40809,1 (12,1%)	3,8 - 9,2 - 15,5	U 7,0 (22%)	1	1288 (21,36%)	1-2	LC	ZB	MS	[7], [28], [10]
MYLIOBATIFORMES											
Dasyatidae											
<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	3 (0,01%)	1584 (0,47%)	58,5 - 62,5 - 66,5	F 67,1; M 61,0 (DW)(100%)	4			LC	ZB	MS	[29], [30], [29]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%) A/F		N (N %)	A/F				
Gymnuridae											
<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	5 (0,02%)	1160,8 (0,34%)	12,3 – 19,0 – 28,0	F 40,5; M 26,9 (DW) (100%)	4			NT	PV	MS	[31], [32], [33]
Myliobatidae											
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)	1 (< 0,01%)	1067,6 (0,32%)	127 ,0	F 134,9; M 129,2 (DW) (100%)	4			DD	ZB	MM	[34], [35], [36]
PERCIFORMES											
Stromateidae											
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	1 (< 0,01%)	26,4 (0,01%)	11,3	F 12,0; M 13,0 (0%)	4			LC	DV	MS	[37], [38], [26]
Belonidae											
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	16 (0,05%)	1345,5 (0,39%)	36,8 - 41,4 – 45,0	F 19,5 (TMM) (100%)	4			LC	PV	MM	[39], [26], [26]
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	1 (< 0,01%)	26,4 (0,01%)	14,0	F 45,0 (100%)	4			LC	PV	MS	[7], [8], [40]
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	1 (< 0,01%)	12,1 (<0,01%)	11,0	F 22,23; M 21,02 (100%)	4			LC	PV	MM	[7], [41], [42]
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	12 (0,04%)	162,2 (0,05%)	3,6 - 7,5 - 17,2	F 66,2; M 62,6; /M: 63,6 (CF) (100%)	4			LC	PV	MS	[7], [43], [3]
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	3 (0,01%)	123,3 (0,04%)	5,6 - 13,3 - 20,2	F 37; M 42 (100%)	4			LC	ZB	MS	[39], [43], [3]
<i>Caranx sp.</i>	1 (< 0,01%)	1,8 (<0,01%)			4			-	-	-	
* <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	356 (1,15%)	555,7 (0,165%)	2,7 - 5,4 - 15,7	U 15,5 (100%)	1	22 (0,36%)	3-4	LC	ZB	MS	[7], [44], [3]
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	1 (< 0,01%)	6,4 (<0,01%)	8,4	x	4			LC	ZB	MM	[45], [10]
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	2 (0,01%)	72,2 (0,02%)	16,2 - 17,7 - 19,2	x	4	1 (0,02%)	3-4	LC	PV	MM	[46], [3]
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1 (< 0,01%)	16,0 (0,01%)	14,4	x	4			LC	PV	MM	[45], [3]
<i>Pseudocaranx dentex</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6 (0,02%)	10,7 (<0,01%)	4,2 - 5,1 - 5,7	F 30,0; M 27,8; F/M 32,5 (0%)	4			LC	ZB	MM	[47], [48], [49]
* <i>Selene brownii</i> (Cuvier, 1816)	37 (0,12%)	162,5 (0,05%)	4,0- 6,3 - 14,3	x	4			LC	ZB	MS	[50], [51]
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	3 (0,01%)	7,9 (<0,01%)	5,3 - 5,6 - 6,2	U 20,5 (100%)	4	8 (0,13%)	3-4	LC	ZB	MM	[37], [52], [10]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
* <i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	90 (0,29%)	572,2 (0,17%)	2,4 - 6,7 - 24,4	U 24,1 (99%)	3	5 (0,08%)	3-4	LC	PV	MS	[52], [53], [3]
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	12 (0,04%)	198 (0,06%)	6,7 - 10,4 - 17,2	x	4			LC	ZB	MM	[54], [55]
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	2 (0,01%)	47,7 (0,01%)	6,4 - 10,8 - 15,1	F 54,7; M 48,6 (100%)	4			LC	ZB	MS	[39], [56], [3]
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896	1 (< 0,01%)	110,2 (0,03%)	20,0	x	4			LC	ZB	MS	[53], [51]
<i>Trachinotus marginatus</i> Cuvier, 1832	1 (< 0,01%)	32,9 (0,01%)	13,2	F 18,72; M 25,49; F/M: 21,14 (100%)	4			LC	x	MS	[57], [58], [26]
<i>Trachinotus sp.</i>	2 (0,01%)	2,0 (<0,01%)	4,7 - 5,1 - 5,5		4			-	-	-	
Centropomidae											
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	3 (0,01%)	231,5 (0,07%)	18,8 - 20,5 - 22,2	F 20,0 M 19,5 (33%)	4			LC	PV	MM	[39], [59], [3]
<i>Centropomus ensiferus</i> Poey, 1860	1 (< 0,01%)	88,4 (0,03%)	21,7	F 26,0; M 21,5 (0%)	4			LC	PV	MM	[39], [60], [61]
Dactyloscopidae											
<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913						6 (0,10%)	3-4	LC	ZB	MM	
Ephippidae											
* <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	48 (0,15%)	1175,5 (0,35%)	3,2 - 7,3 - 26,6	F14,4; M 9,8 (8%)	3	2 (0,03%)	3-4	LC	OV	MM	[62], [63], [64]
Gerreidae											
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	2 (0,01%)	82,4 (0,02%)	12,3 - 14,3 - 16,2	x	4			LC	ZB	MM	[43], [3]
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	9 (0,03%)	285,1 (0,08%)	9,8 - 12,9 - 14,9	U 9,54 (0%)	4			LC	ZP	MM	[65], [43], [3]
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855						10 (0,17%)	3-4	LC	ZB	MM	[66], [3]
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10 (0,03%)	184,5 (0,05%)	10,0 - 11,7 - 13,9	F 11,0; M 11,2; U 11,0 (10%)	4	4 (0,07%)	3-4	LC	ZB	MM	[65], [66], [3]
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	1 (< 0,01%)	34,2 (0,01%)	13,9	U 7,5 (100%)	4			LC	ZB	MM	[67], [68], [69]
Haemulidae											
* <i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	155 (0,5%)	1706,6 (0,51%)	4,3 - 9,0 - 17,3	U 16,0 (99,3%)	3	28 (0,46%)	3-4	LC	ZB	MM	[70], [71], [3]
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	8 (0,03%)	394,5 (0,12%)	8,3 - 13,1 - 18,5	F/M 34,5 (0%)	4	1 (0,02%)	3-4	LC	HV	ES	[46], [42], [72]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
<i>*Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	520 (1,68%)	7110,2 (2,11%)	5,3 - 10 - 18,6	F 11,8; M 11,0 (68,8%)	1	426 (7,06%)	1-2	LC	ZB	MS	[73], [74], [3]
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	1 (< 0,01%)	16,7 (0,01%)	10,5	F 15,3 (100%)	4	2 (0,03%)	3-4	LC	ZB	MS	[29], [75], [76]
Lobotidae											
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	1 (< 0,01%)	1464,8 (0,43%)	41,3	F 46,3 (100%)	4			LC	PV	MS	[62], [77], [3]
Lutjanidae											
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1 (< 0,01%)	7,6 (<0,01%)	7,7	F 34,42; M 32,42 (100%)	4			NT	ZB	MS	[39], [78], [3]
Mugilidae											
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	1 (< 0,01%)	242,4 (0,07%)	30,5	F 24,0; M 26,4; F/M 25,5 (0%)	4			DD	DV	MM	[79], [80], [3]
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	1 (< 0,01%)	19,5 (0,01%)	12,4	F 24,0 M 23,0 (TIM) (100%)	4			DD	DV	MM	[81], [5], [5]
<i>Mugil sp.</i>	14 (0,05%)	3299,7 (0,98%)	8,5 - 30,8 - 97		3			-	-	-	
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	4 (0,01%)	65,7 (0,02%)	12,2 - 12,7 - 13,1	F/M 13,7 (100%)	4			LC	ZB	MS	[62], [5], [14]
Polynemidae											
<i>*Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	916 (2,95%)	7092,2 (2,10%)	2,4 - 9,0 - 25	x	1	48 (0,80%)	3-4	LC	ZB	MM	[82], [3]
Sciaenidae											
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	1 (< 0,01%)	37,8 (0,01%)	15,3	F 15,8; M15,4 (100%)	4	2 (0,03%)	3-4	LC	ZB	MM	[83], [84], [3]
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	2 (0,01%)	35,3 (0,01%)	12,2 - 12,3 - 12,4	U 19,0 (100%)	4	15 (0,25%)	3-4	LC	PV	MM	[85], [86], [87]
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	3 (0,01%)	80,2 (0,02%)	8,8 - 13,3 - 16	F 27,3; M 24,3 (100%)	4	1 (0,02%)	3-4	LC	PV	MM	[52], [88], [3]
<i>Cynoscion sp.</i>	1 (< 0,01%)	1,8 (<0,01%)	6,7		4			-	-	-	
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)						8 (0,13%)	3-4	LC	ZB	ES	[89], [90]
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	10 (0,03%)	2383,1 (0,70%)	11 - 25,5 - 56,1	x	4	27 (0,45%)	3-4	LC	ZB	MM	[91], [83]
<i>*Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	2181 (7,04%)	14218,1 (4,21%)	2,2 - 10,5 - 24,5	F 14,5; M 13,2 (79%)	1	311 (5,16%)	1-2	LC	PV	MM	[52], [92], [93]
<i>*Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	987 (3,18%)	16372,9 (4,85%)	4,2 - 10,9 - 23	F 13,5; M 13,3 (77%)	1	677 (11,23%)	1-2	LC	ZB	MM	[7], [94], [94]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
* <i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	102 (0,33%)	1761,3 (0,52%)	5,8 - 12 - 24,9	U 22,1 (91%)	4	12 (0,20%)	3-4	LC	PV	MM	[52], [95], [96]
* <i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	82 (0,26%)	1993,5 (0,59%)	5,4 - 12,1 - 24,8	U 18,1 (85%)	3	22 (0,36%)	3-4	DD	ZB	MM	[51], [97], [92]
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	1 (< 0,01%)	22,5 (0,01%)	14,2	F 23,0 (100%)	4	4 (0,07%)	3-4	DD	ZB	ES	[39], [75], [98]
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	14 (0,05%)	751,3 (0,22%)	8,7 - 16,7 - 24,5	F 27,5 (100%)	3			LC	ZB	MM	[99], [100], [3]
<i>Nebris micros</i> Cuvier, 1830	28 (0,09%)	1080,1 (0,32%)	4,5 - 11,2 - 31,7	x	4	15 (0,25%)	3-4	LC	ZB	ES	[83], [98]
<i>Ophioscion musicki</i> #	99 (0,32%)	1332,8 (0,39%)	0,2 - 10,7 - 14,6		3						
* <i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	87 (0,28%)	932,7 (0,28%)	4,8 - 8,7 - 19,5	x	3	256 (4,24%)	1-2	DD	ZB	MS	[75], [26]
<i>Ophioscion sp 1</i>	32 (0,1%)	244,9 (0,07%)	6 - 8,8 - 15,5		4			-	-	-	
<i>Ophioscion sp 2</i>	4 (0,01%)	99,1 (0,03%)	11,0 - 13,1 - 15,5		4			-	-	-	
<i>Ophioscion sp,</i>	65 (0,21%)	1056,2 (0,31%)	7,8 - 11,4 - 16,4		4			-	-	-	
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	16 (0,05%)	496,7 (0,14%)	9,4 - 13,7 - 20	F 15,4 (63%)	4	29 (0,48%)	3-4	LC	ZB	MM	[83], [101], [93]
<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)					3	1 (0,02%)	3-4	NE	ZB	MM	[102], [61]
* <i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	129 (0,42%)	479,8 (0,14%)	4,7 - 7,1 - 16,9	F 9,4; M 8,7 (90%)	3	170 (2,82%)	1-2	LC	ZB	MM	[23], [98], [3]
* <i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	783 (2,53%)	3056,1 (0,91%)	5 - 7,5 - 12,7	F 8,22; M 12,52 (73%)	1			LC	ZB	ES	[83], [4], [42]
* <i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	1609 (5,19%)	19922,7 (5,90%)	4,1 - 9,6 - 18,1 +	U 9,5 (51%)	1	433 (7,18%)	1-2	LC	ZB	MM	[103], [26], [41]
<i>Stellifer sp,</i>	11 (0,04%)	129,3 (0,04%)	6,2 - 9,8 - 11,4		4	387 (6,42%)	1-2	-	-	-	
<i>Stellifer sp, 1</i>	166 (0,54%)	549,3 (0,16%)	4,1 - 6,9 - 11		3			-	-	-	
* <i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	740 (2,39%)	6830,8 (2,02%)	5,6 - 9,5 - 13,2	U 7,5 (3%)	1	662 (10,98%)	1-2	LC	ZB	ES	[104], [105], [106]
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	2 (0,01%)	16,5 (0,01%)	9,7	x	4			LC	ZB	MS	[52], [75], [10]
Scombridae											
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	11 (0,04%)	691,1 (0,20%)	15,6 - 20,9 - 31,3	F 41,1; M 44,3 (CZ) (100%)	4			LC	PV	MS	[107], [108], [3]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	5 (0,02%)	140,9 (0,04%)	14,0 - 16,8 - 19,1	U 70,0 (CZ) (100%)	4			LC	PV	MM	[109],[110], [111]
Serranidae											
<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	2 (0,01%)	26,3 (0,01%)	11,0	F/M 14,06 (100%)	4	2 (0,03%)	3-4	LC	PV	MS	[112], [80], [10]
Sphyraenidae											
<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	16 (0,05%)	1097 (0,32%)	7,3 - 17,6 - 38,3	F 28,8 FL (75%)	4	8 (0,13%)	3-4	LC	ZB	MS	[113], [37], [114]
Trichiuridae											
* <i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	1154 (3,72%)	46074,9 (13,66%)	6,2 - 41,3 - 83,9	U 71,1 (97%)	1	21 (0,35%)	3-4	LC	PV	MS	[37], [46], [3]
PLEURONECTIFORMES											
Achiridae											
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	7 (0,02%)	162,6 (0,05%)	9,4 - 11,3 - 13,6	x	4			LC	ZB	ES	[96], [3]
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	21 (0,07%)	550,5 (0,16%)	8,7 - 11,0 - 14,0	x	4	5 (0,08%)	3-4	LC	ZB	ES	[115], [3]
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1 (< 0,01%)	12,6 (<0,01%)	8,6	F 11,17 (100%)	4	2 (0,03%)	3-4	LC	ZB	ES	[116], [3]
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda, 1915)	20 (0,06%)	552,9 (0,16%)	5,5 - 11,1 - 16,0	x	4			LC	ZB	MM	[117], [3]
Cynoglossidae											
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)						3(0,05%)	3-4	LC	ZB	MM	[89], [5]
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	29 (0,09%)	261,6 (0,08%)	5,3 - 10,6 - 16,7	x	3	10 (0,17%)	3-4	LC	ZB	MM	[113], [118]
Paralichthyidae											
<i>Citharichthys sp.</i>	1 (< 0,01%)	10,3 (<0,01%)	9,5		4			-	-	-	
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	8 (0,03%)	156,6 (0,05%)	5,8 - 10,9 - 13,6	F 11,7 (50%)	4			LC	ZB	MM	[24], [46], [3]
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	6 (0,02%)	147,8 (0,04%)	14,3	x	4			LC	ZB	MM	[119], [3]
RHINOPRISTIFORMES											
Rhinobatidae											
<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	1 (< 0,01%)	415,9 (0,12%)	49,8	F 58,3 M 54,8 (100%)	4			DD	PV	MS	[7], [120], [26]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto motorizado		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%) A/F	N (N)	A/F					
SCORPAENIFORMES											
Dactylopteridae											
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	6 (0,02%)	37,9 (0,01%)	6 - 7,8 - 11,3	F 17,38; M 19,25; F/M 18,09 (100%)	4			LC	ZB	MS	[121], [122]
Triglidae											
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	3 (0,01%)	74,2 (0,02%)	12,1 - 12,4 - 12,8	F 25,3; M 29,72; F/M 28,3 (100%)	4			LC	ZB	MS	[123], [124], [3]
RAJIFORMES											
Narcinidae											
<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)						1 (0,02%)	3-4	LC	ZB	MS	[122], [3]
Urotrygonidae											
<i>Urotrygon microphthalmum</i> Delsman, 1941						1 (0,02%)	3-4	LC	ZB	MS	[124], [3]
SILURIFORMES											
Ariidae											
<i>Ariidae sp.</i>	28 (0,09%)	178,3 (0,05%)	6,6 - 9,5 - 16,9		4			-	-	-	
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	14 (0,05%)	626 (0,19%)	6 - 12,8 - 29	F 11,19 (64%)	4			LC	OV	MS	[125], [126], [126]
* <i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	48 (0,15%)	922,3 (0,27%)	5,3 - 10,7 - 35,2	x	3	1 (0,02%)	3-4	LC	PV	MS	[127], [121]
* <i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	59 (0,19%)	1812,7 (0,54%)	6,7 - 15,7 - 37,4	F 15,9; M 21,2 (68%)	3	7 (0,12%)	3-4	NT	ZB	MM	[52], [125], [96]
* <i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	199 (0,64%)	3110,9 (0,92%)	4,0 - 12,4 - 24,6	U 33,0 (100%)	3	30 (0,50%)	3-4	DD	ZB	MM	[39], [128], [128]
<i>Cathorops sp.</i>	21 (0,07%)	11,6 (<0,01%)	4,2 - 5,1 - 6,8		4	99 (1,64%)	1-2	-	-	-	
* <i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	152 (0,49%)	4395,3 (1,30%)	5,0 - 13,2 - 25,7	U 12,0 (52%)	3			LC	ZB	ES	[29], [129], [3]
* <i>Cathorops agassizii</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888)	120 (0,39%)	1269,8 (0,38%)	5,2 - 9,7 - 26,9 +	U 14,0 (91%)	4			LC	ZB	ES	[21], [106], [130]
<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	17 (0,05%)	1,79,2 (0,05%)	5,9 - 9,0 - 21	x	4	11 (0,18%)	3-4	LC	ZB	MM	[131], [132]

Ordem - Família - Espécie	Arrasto de praia					Arrasto de praia		IUCN	FMFG	EUFG	Ref.
	N (N %)	Biomassa (g) (Biomassa %)	Mín. Méd. Máx. (CT)	L 50 (<L 50%)	A/F	N (N %)	A/F				
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	22 (0,07%)	290,5 (0,09%)	6 - 9,7 - 29,3	F 21,2 M 24,0 (95%)	4			LC	ZB	ES	[133], [134], [3]
TETRAODONTIFORMES											
Diodontidae											
<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier, 1816)	1 (< 0,01%)	10,4 (<0,01%)	6,0	x	4			NA	ZB	MS	[2], [135]
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	1 (< 0,01%)	2,4 (<0,01%)		U 4,86 (100%)	4			LC	ZB	MS	[136], [137], [3]
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	1 (< 0,01%)	4,0 (<0,01%)		F 19,7 M 20,1 (100%)	4			LC	ZB	MM	[62], [138], [3]
Ostraciidae											
<i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)						1 (0,02%)	3-4	LC	ZB	x	[2]
Tetraodontidae											
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	40 (0,13%)	140,43 (0,04%)	3,3 - 5,2 - 10,8	x	4			LC	HV	MM	[139], [140]
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	27 (0,09%)	3297,71 (0,98%)	3,3 - 17,3 - 23,4	F10,80 (15%)	3			DD	ZB	ES	[37], [18], [3]
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	2 (0,01%)	16,08 (0,01%)	7,5 - 7,8 - 8,0	F 7,02 (0%)	4			LC	ZB	ES	[7], [141], [142]

Através da análise multivariada (NMDS), baseada nas matrizes de similaridade de Bray Curtis com dados de abundância e biomassa evidenciaram uma configuração anual cíclica (Figuras 7a e 7b). Os fatores abióticos que mais influenciaram neste ciclo de mudanças na comunidade foram a pluviometria, a vazão e a salinidade, sendo a maior correlação observada quando estes fatores estavam atrelados, de acordo com a rotina BEST (BIOENV). O valor de correlação observado entre estas variáveis foi de $r = 0,47$ para matriz de abundância e $0,45$ para matriz de biomassa.

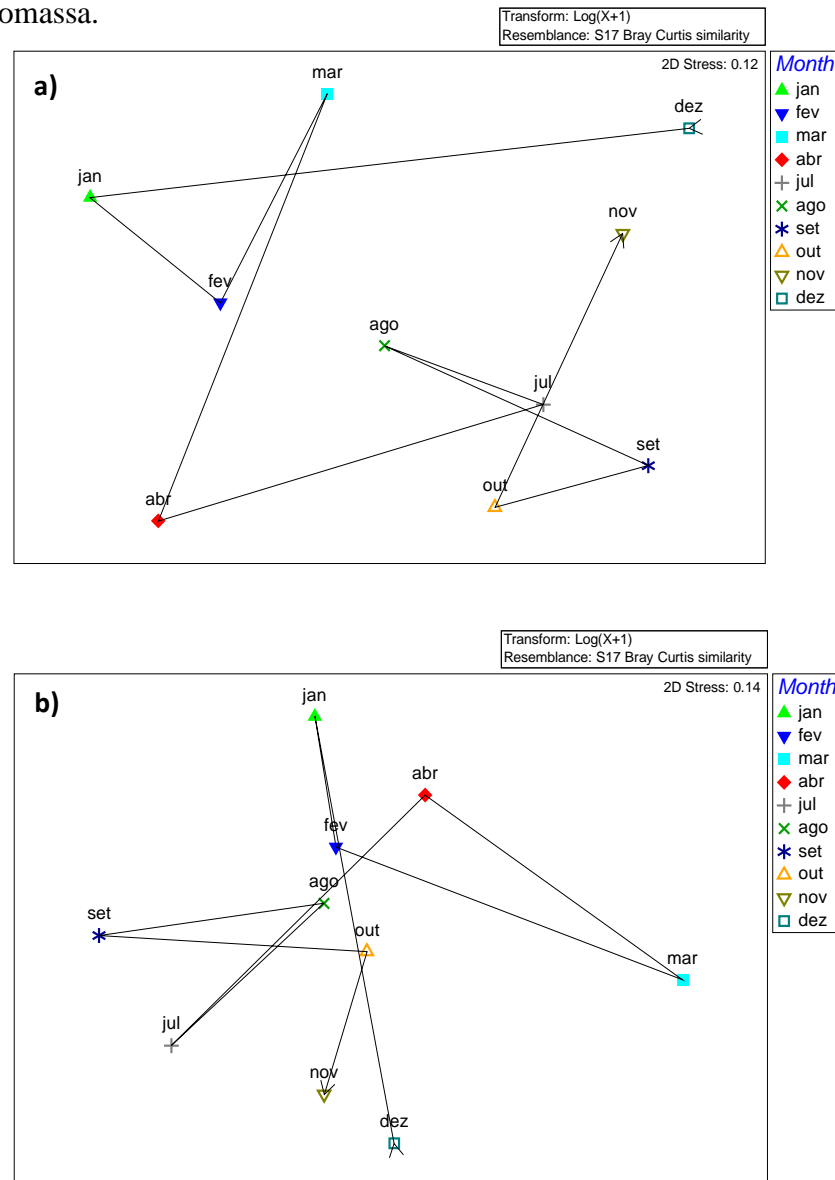


Figura 7: Análise multivariada nMDS com baseada nas matrizes de similaridade de Bray Curtis a) baseada na matriz de abundância e b) baseada na matriz de biomassa.

Através da análise multivariada nMDS também foi possível identificar o grupo de espécies que mais influenciou nas mudanças na estrutura da comunidade. Em termos de abundância (número de indivíduos), as espécies *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Cathorops spixii* foram identificadas como principais propulsoras destas mudanças ($r = 0,886$) (Figura 8a a 8e).

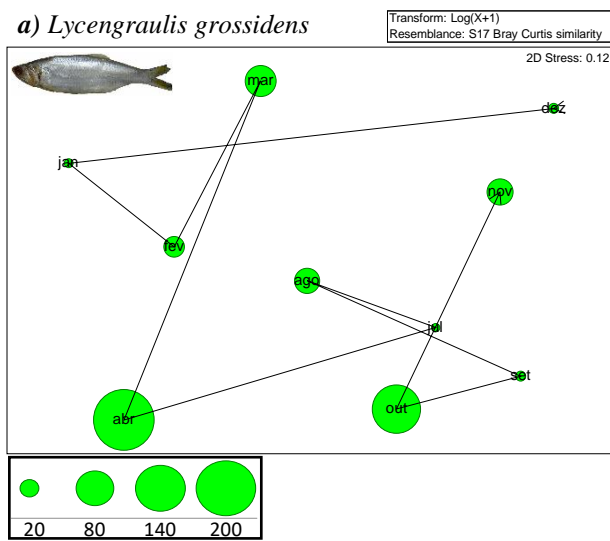
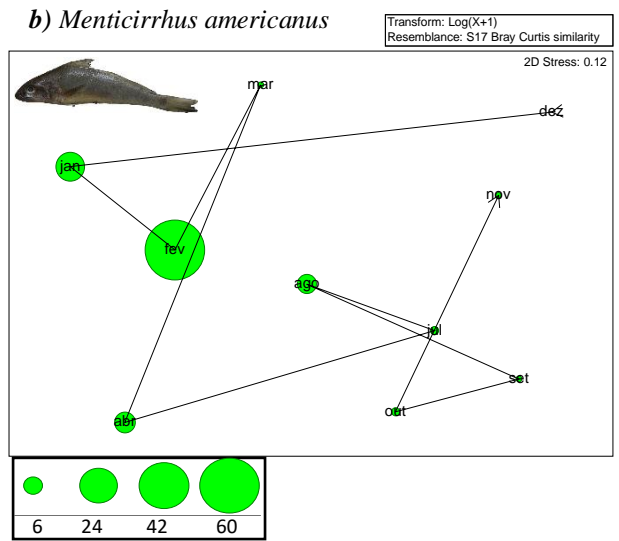
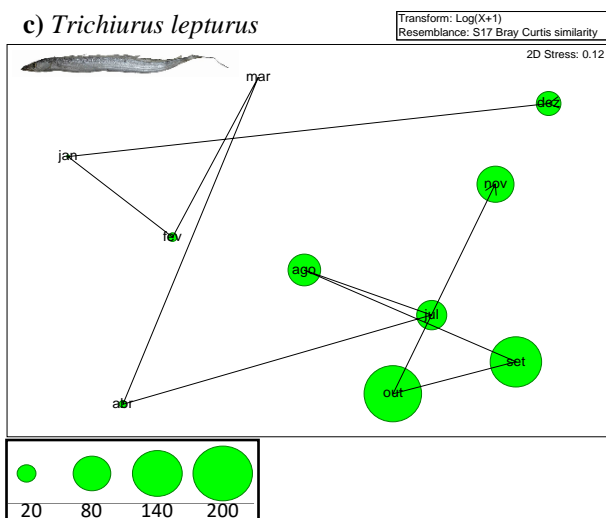
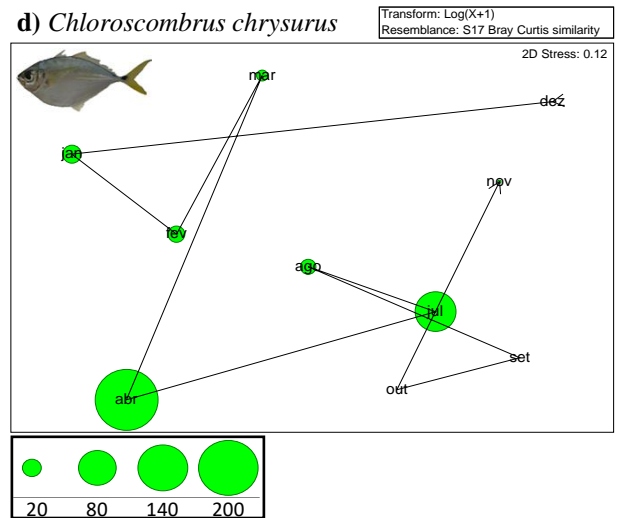
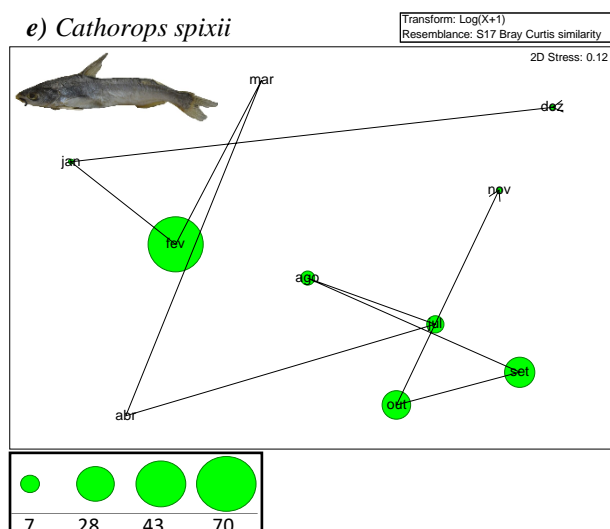
a) *Lycengraulis grossidens*b) *Menticirrhus americanus*c) *Trichiurus lepturus*d) *Chloroscombrus chrysurus*e) *Cathorops spixii*

Figura 8: Representação gráfica da variação mensal na abundância das principais espécies propulsoras por mudanças na comunidade, através da análise multivariada nMDS com base na matriz de similaridade de Bray Curtis. a) *Lycengraulis grossidens*, b) *Menticirrhus americanus*, c) *Trichiurus lepturus*, d) *Chloroscombrus chrysurus* e e) *Cathorops spixii*.

As espécies *Lycengraulis grossidens*, *Menticirrhus americanus*, *Trichiurus lepturus*, *Centropomus parallelus* e *Rhinosardinia bahiensis* foram destacadas como principais espécies propulsoras pelas mudanças na composição da comunidade com base na matriz de biomassa ($r=0,869$) (Figura 9a a 9e).

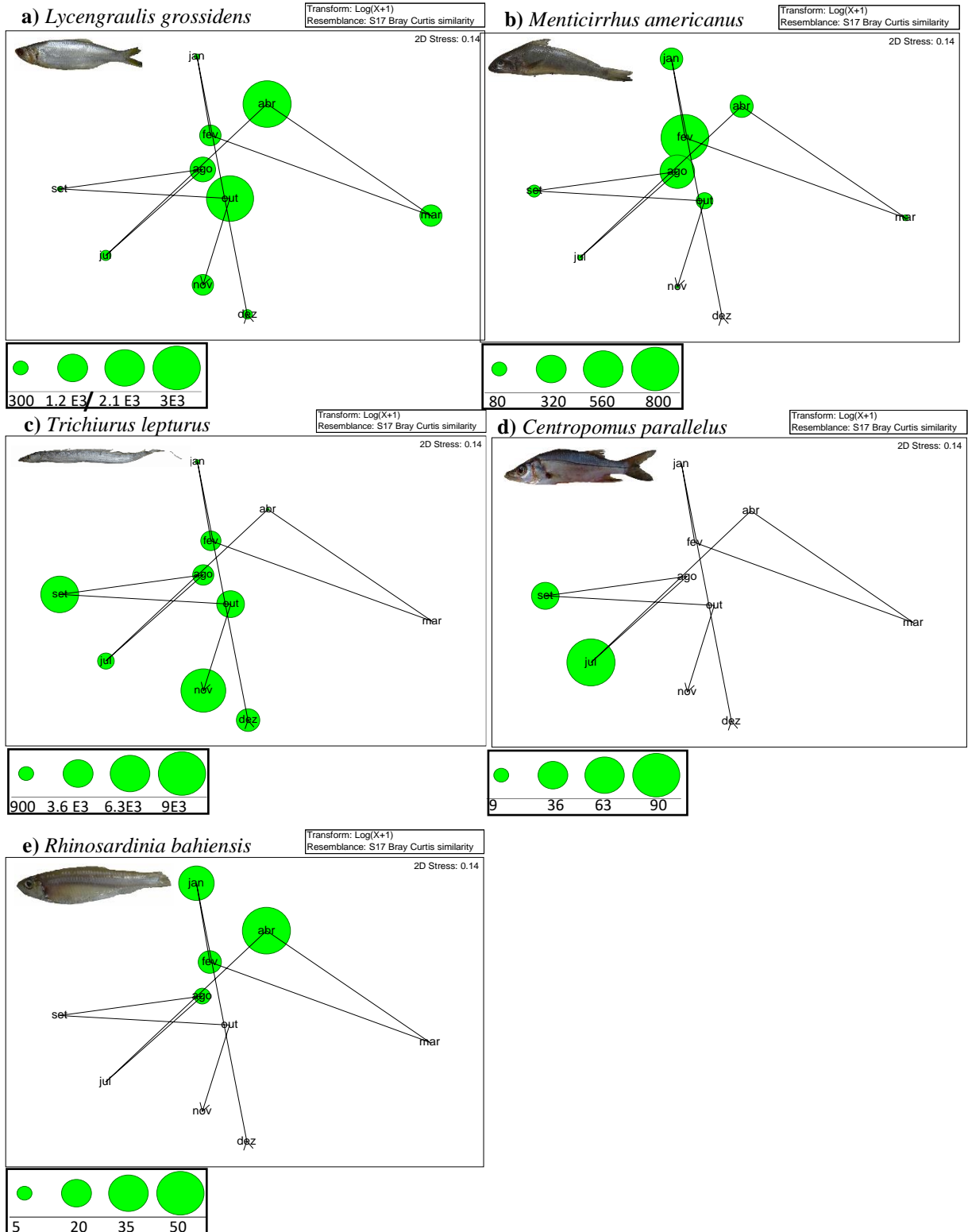


Figura 9: Representação gráfica da variação mensal na biomassa das principais espécies propulsoras por mudanças na comunidade, através da análise multivariada nMDS com base na matriz de similaridade de Bray Curtis. a) *Lycengraulis grossidens*, b) *Menticirrhus americanus*, c) *Trichiurus lepturus*, d) *Centropomus parallelus* e e) *Rhinosardinia bahiensis*.

Segundo a classificação de risco proposta pela IUCN e avaliação elaborada pelo ICMBio (2018), 88 espécies foram categorizadas como menos preocupante (**LC**), enquanto 10 espécies foram classificadas como dados deficientes (**DD**) (*Gymnothorax funebris*, *Aetobatus narinari*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens*, *Menticirrhus americanus*, *Menticirrhus littoralis*, *Ophioscion punctatissimus*, *Pseudobatos percellens*, *Bagre marinus*, *Sphoeroides testudineus*) (Tabela 2, Figura 10), 4 espécies como quase ameaçadas (**NT**) (*Hyporhamphus unifasciatus*, *Gymnura micrura*, *Lutjanus jocu*, *Bagre bagre*) (Tabela 2, Figura 11) e 1 espécie não foi avaliada (**NA**), (Tabela 2).

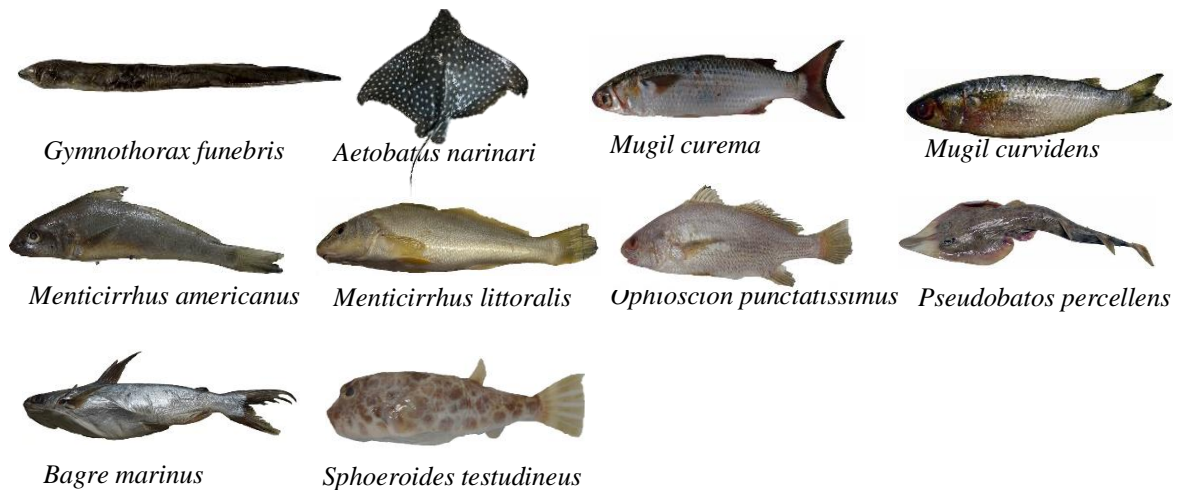


Figura 10: Espécies classificadas como dados deficientes (**DD**) capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB. *Gymnothorax funebris*, *Aetobatus narinari*, *Mugil curema*, *Mugil curvidens*, *Menticirrhus americanus*, *Menticirrhus littoralis*, *Ophioscion punctatissimus*, *Pseudobatos percellens*, *Bagre marinus*, *Sphoeroides testudineus*. Fonte (Lima, R. S.). s/d.



Figura 11: Espécies classificadas como quase ameaçadas (**NT**) capturadas pela pesca de arrasto de praia em Lucena PB. *Hyporhamphus unifasciatus*, *Gymnura micrura*, *Lutjanus jocu*, *Bagre bagre*. Fonte (Lima, R. S.). s/d.

A maioria dos indivíduos capturados pela pesca de arrasto de praia (66%) não alcançou o tamanho no qual 50% dos indivíduos atingem a maturação sexual (L_{50}).

Considerando o grupo funcional alimentar (FMFG), em termos de riqueza, 61 espécies foram classificadas como zoobentívoras (ZB), 25 espécies como piscívoras (PV), 7 espécies como zooplantívoras (ZP), 3 espécies como detritívoras (DV), 3 espécies como herbívoras (HV) e 3 espécies como onívoras (OV) (Tabela 2, Figura 12a). Considerando o de número de indivíduos e biomassa, além dos zoobentívoros, os grupos piscívoros e zooplantívoros também apresentaram grande importância como grupo funcional (Figura 12b e 12c).

Em relação a variação sazonal, foi observado que a composição em termos de riqueza foi similar para o período chuvoso e seco, com dominância dos detritívoro e zoobentívoro (Figura 12a). Em termos de abundância (número de indivíduos) foram observadas variações sazonais. A participação relativa do zooplancctívoros (chuvoso= 72%, seco= 35%) e zoobentívoro (chuvoso= 51%, seco= 17%) foi maior no período chuvoso, com a tendência inversa observada para os piscívoros (chuvoso = 17%, seco= 29%) (Figura 12b). Este padrão também foi registrado em relação às variações sazonais na biomassa dos grupos funcionais, principalmente considerando os piscívoros (c= 14%, s= 31%) e zooplancctívoros (c= 42%, s= 30%) (Figura 12c).

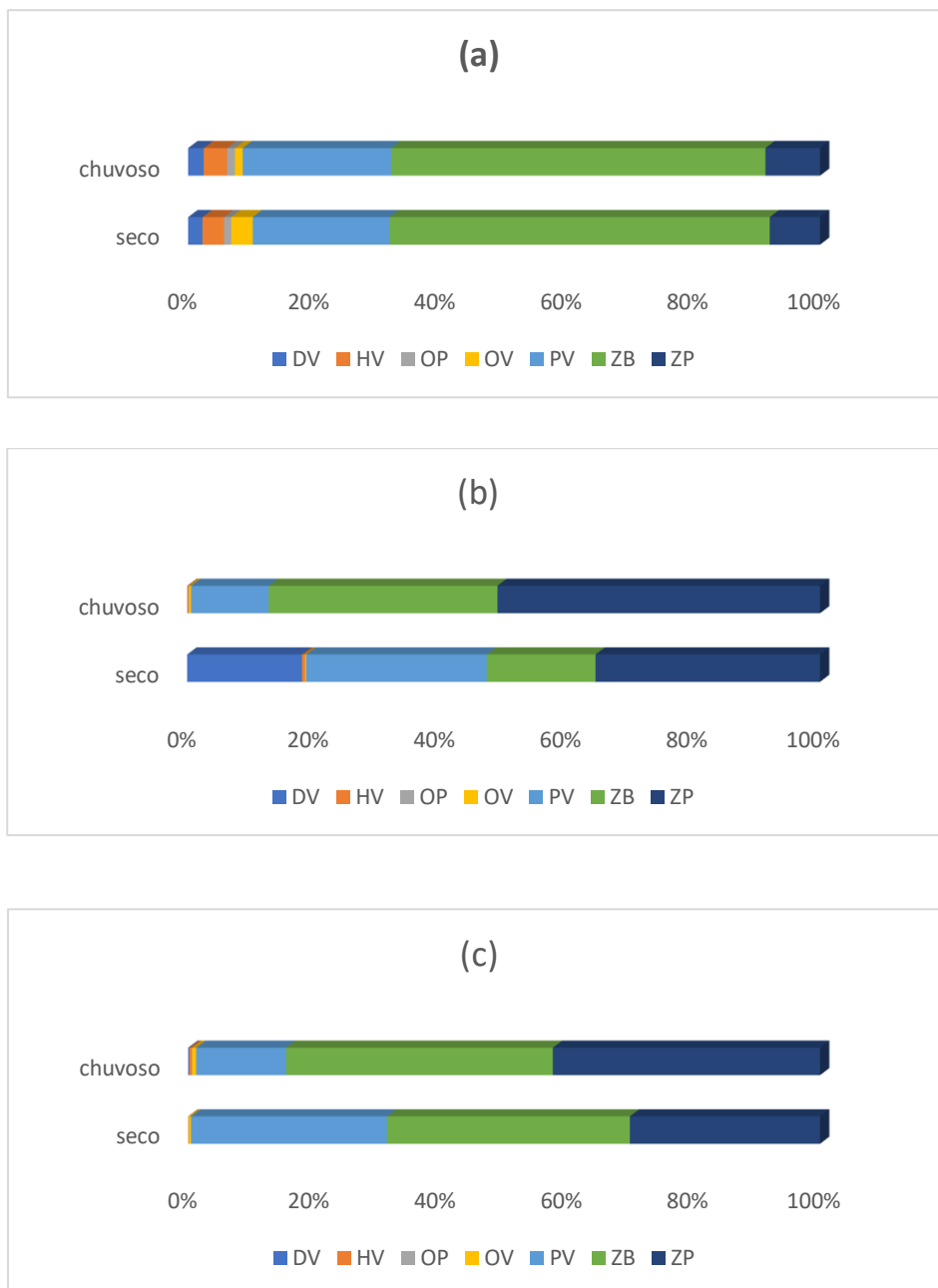


Figura 12: Participação em (a) riqueza (S), (b) número de indivíduos (N) e (c) biomassa (B) dos grupos funcionais de acordo com o hábito alimentar (FMFG) capturados no períodos chuvoso (set. a fev.) e seco (mar. a ago). pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB).

De acordo com o grupo funcional de uso do estuário (EUFG), em termos de riqueza, 49 espécies foram classificadas como marinho migrantes, 36 como marinho visitantes e 18 espécies como estuarinas (Tabela 2, Fig. 13a). O grupo funcional marinho migrante (MM) apresentou maior riqueza de espécies (Figura 13a), enquanto o grupo marinho visitante (MS) foi o mais abundante em número de indivíduos e os estuarinos (ES) foram os mais capturados em termos de biomassa (Figuras 13b e 13c).

A avaliação sazonal mostrou que a composição por riqueza, número e biomassa foi similar para o período chuvoso e seco (Figuras 13a, b,c).

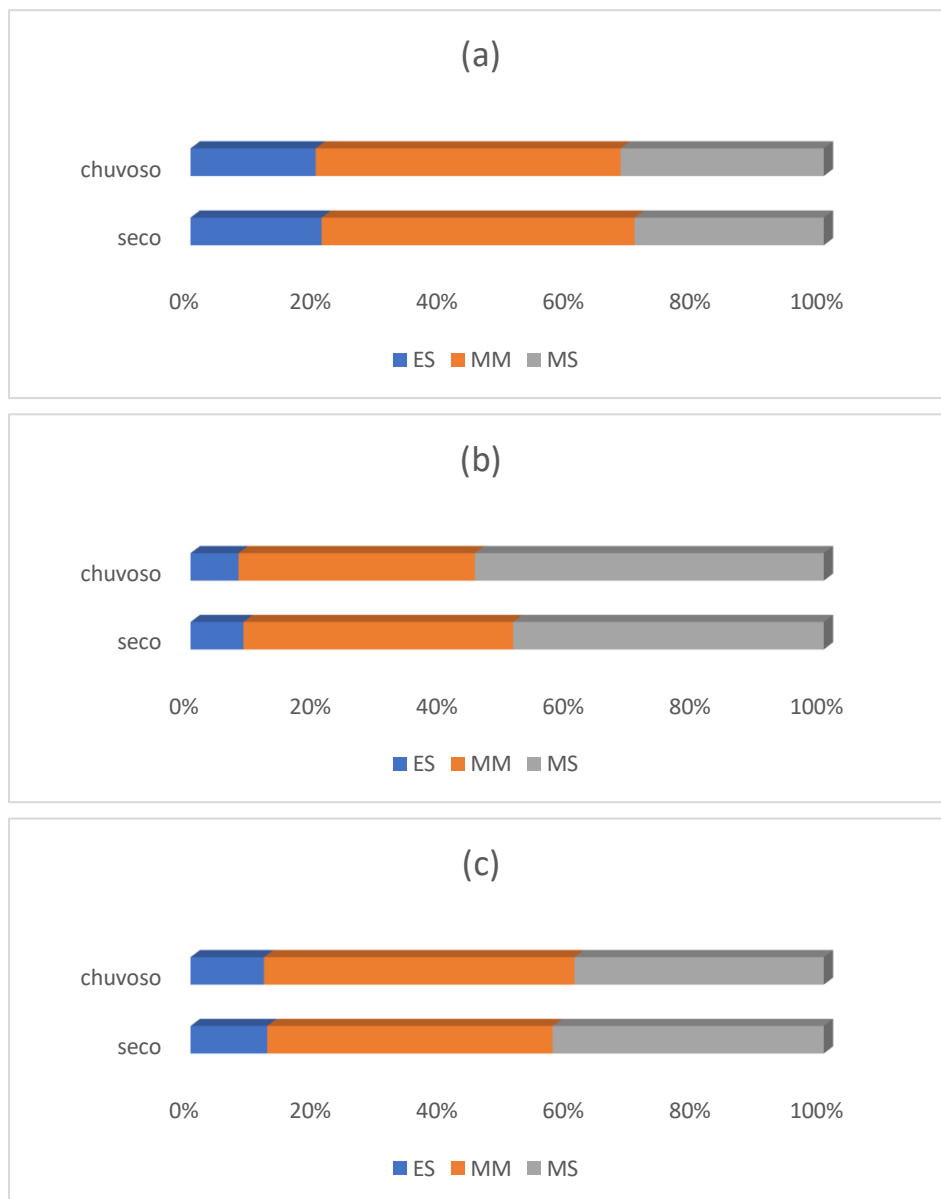
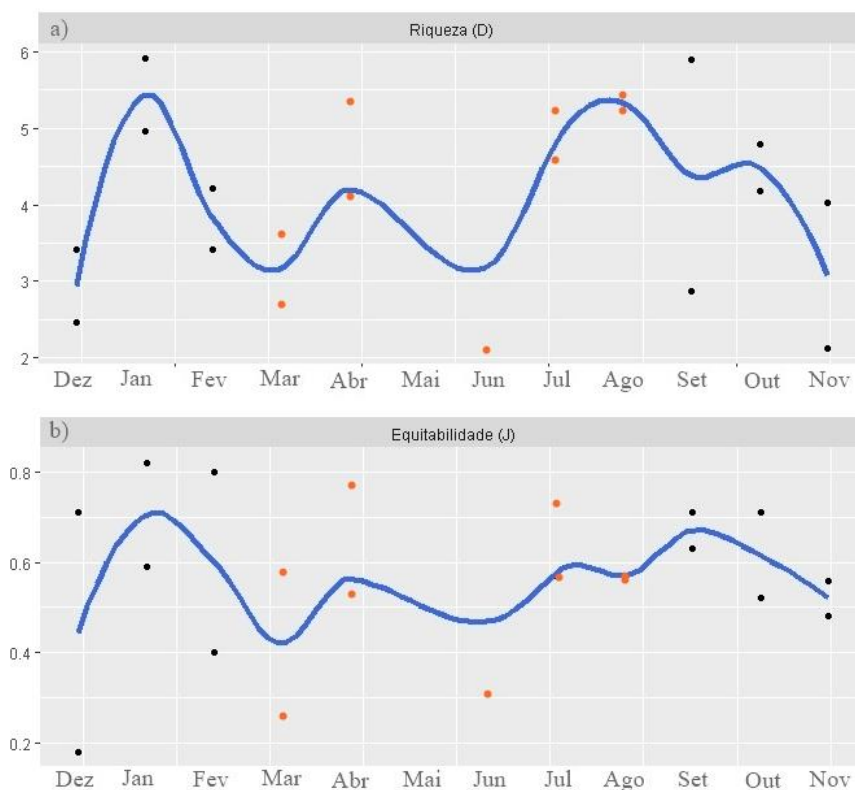


Figura 13: Participação em (a) riqueza (S), (b) número de indivíduos (N) e (c) biomassa (B) dos grupos funcionais de acordo com o uso do estuário (EUFG) capturados no período chuvoso (set. a fev.) e seco (mar. a ago) pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB).

Não foram identificados padrões claros de variação dos índices ecológicos entre os períodos ou meses observados. Os valores do índice de riqueza de Margalef (D) variaram entre 2,11 no mês de junho e 5,91 em janeiro (Figura 14a). Enquanto a Equitabilidade (J) variou entre 0,18 no mês de dezembro a 0,82 em janeiro (Figura 14b). O índice de diversidade N1 de Hill, que tem como base a diversidade de Shannon, mais suscetível a variação na composição de espécies raras, variou entre 1,73 em dezembro a 18,43 em abril (Figura 14c). O índice de diversidade N2 de Hill, que tem como base a diversidade de Simpson, sendo mais suscetível a variação na composição de espécies abundantes, variou entre 1,26 em dezembro a 12,43 em janeiro (Figura 14d). A diversidade taxonômica, estimada pelo número esperado de nós de uma árvore filogenética entre quaisquer dois indivíduos sorteados em uma comunidade, variou entre 12,39 no mês de dezembro e 68,24 em fevereiro (Figura 14e), enquanto a distinção taxonômica, que é estimada pelo número esperado de nós entre quaisquer dois indivíduos de espécies diferentes, sorteados em uma comunidade, variou entre 55,84 em fevereiro a 77,04 em setembro (Figura 14f).



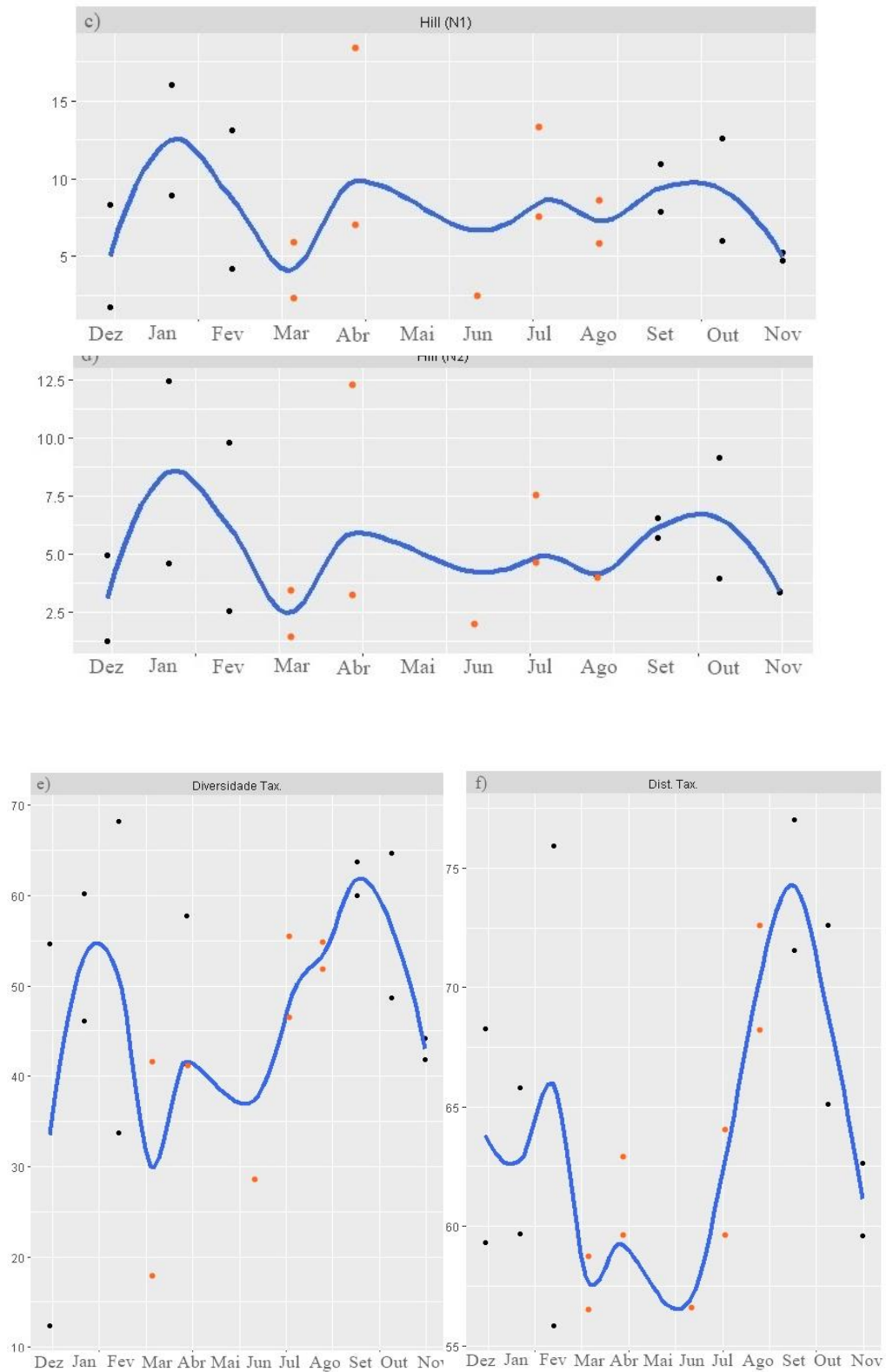


Figura 14: Gráficos de Regressão (LOESS) baseada nos valores dos índices de diversidade da ictiofauna capturada pela pesca de arrasto de praia, por lance, em Lucena (PB): a) Riqueza de Margalef; b) Equitabilidade de Pielou; c) Índice de Hill (N1); d) Índice de Hill (N2); e) Diversidade taxonômica, f) Distinção taxonômica. Em laranja os meses chuvosos e em preto os meses secos.

Comparação entre a pesca de arrasto de praia e arrasto motorizado no estado da Paraíba (PB)

A proporção de camarão e fauna acompanhante para a pesca motorizada observada em Lucena foi de 1:3,2 (Nunes e Rosa, 1998) (proporção agrupada para 3 localidades: Fagundes, Lucena e Miriri), sendo superior ao observado para o arrasto de praia (1: 2,3), ou seja, 900 g a mais de peixe para cada quilo capturado de camarão. Em ambos os estudos, a proporção de captura de camarão e fauna acompanhante variou mensalmente, sendo as variações mensais proporcionais entre as duas modalidades. Os menores valores de captura de camarão foram observados em fevereiro para o arrasto de praia e em janeiro para o arrasto motorizado, enquanto as maiores capturas de camarão foram registradas em agosto para ambas as modalidades (Figura 15).

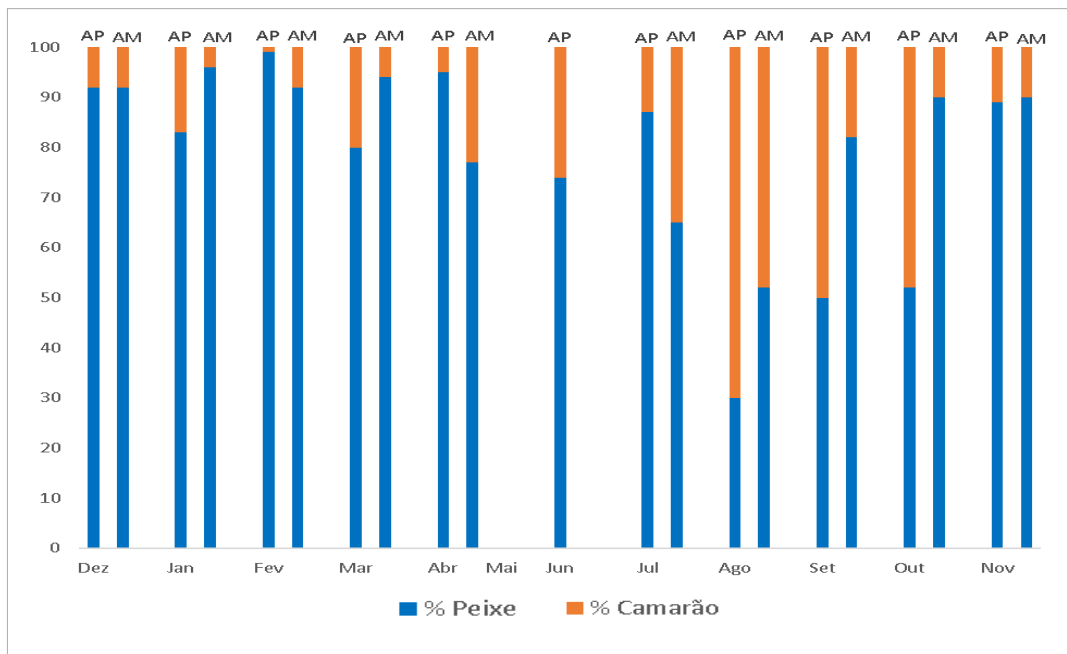


Figura 15: Comparação entre a proporção de captura de camarão e bycatch pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB) e arrasto Motorizado (Nunes e Rosa, 1998).

A captura total por arrasto motorizado em Lucena foi constituída por 58 espécies e 11 famílias (Tabela 2), inferior ao observado para a modalidade de arrasto de praia (119 espécies e 36 famílias) (Tabela 2). A família Sciaenidae foi a mais frequente em ambas as modalidades, mas as espécies mais abundantes foram relativamente distintas: *O. oglinum* (21%), *C. edentulus* (16%), *P. harroweri*, (13%) (arrasto de praia) e *P. harroweri* (21%), *L. breviceps* (11%), *S. stellifer* (11%) (arrasto motorizado). No total, foram observadas 44 espécies comuns as duas modalidades de pesca.

O total de biomassa capturado pela pesca arrasto de praia foi de 460 Kg (334 kg encaminhados ao laboratório e 126 kg excedentes estimados dos meses de fevereiro, março e abril). Desta forma, o peso médio dos indivíduos estimado para pesca de arrasto de praia foi de 10,77 gramas (334 kg/ 31,008 Indivíduos), enquanto o peso médio de indivíduos da pesca de arrasto motorizado foi de 12,77 gramas (77 kg/ 6,031 indivíduos).

Segundo a classificação de risco proposta pela IUCN, 89% das espécies capturadas na pesca de arrasto motorizada foram categorizadas como menos preocupante (LC), 7% das espécies como dados deficientes (DD) (*M. americanus*, *M. littoralis*, *O. punctatissimus* e *B. marinus*), 2% das espécies como quase ameaçada (NT) (*B. bagre*) e 2% em perigo (EN) (*Pogonias cromis*). Na modalidade de arrasto de praia estas proporções foram: 85% das espécies como menos preocupantes (LC), 10 % das espécies como dados deficientes (DD), 4% das espécies como quase ameaçadas (NT) e 1% das espécies não foram avaliadas (Figura 16).

Considerando a riqueza de espécies em relação ao grupo funcional alimentar (FMFG), a composição foi similar entre as duas modalidades, onde as categorias zoobentívoras (ZB) (AP= 63%; AM= 59%), piscívora (PV) (AP= 23%; AM= 24%) e zooplactívoras (ZP) (AP= 11%; AM= 7%) predominaram (Figura 16).

De acordo com o grupo funcional de uso do estuário (EUFG), a proporção da composição dos grupos foi similar para ambas as modalidades, sendo a categoria marinho migrantes (MM) mais representativa (AP= 54%; AM= 46 %), seguida dos grupos marinho visitantes (MS) (AP= 29%; AM= 35%) e estuarinos (AP= 16%; AM= 17%) (Figura 16).

Com base nos dados de Nascimento (2018), a biomassa de camarão capturado por 5 redes de arrasto de praia em 2016 foi de 55,2 ton., extrapolando este valor para o total de redes (8), podemos estimar a captura total em 88,3 ton. de camarões. Relacionando estes dados com a proporção de camarão e *bycatch* obtidas no presente trabalho (1:2,3) podemos estimar a captura de *bycatch* em 203 toneladas (88,3 x 2,3). (Figura 16). A produção camaroneira no estado da Paraíba em 1990 (último ano em que a pesca de arrasto foi permitida nas 3 MN) foi de 98 toneladas (ICMBio, 1990). Segundo Moura (2005), Lucena é responsável por cerca de 67 % das capturas de camarão do estado, desta forma, extrapolando esta proporção de produção para o ano de 1990, podemos estimar a produção de camarão em 65,6 ton para o ano de 1990. Assim, considerando a proporção de captura de *bycatch* da pesca de arrasto motorizado (1:3,2) (Nunes e Rosa 1998), a estimativa é de uma captura anual de aproximadamente 210 ton. de *bycatch* (65,5 x 3,2) (Figura 16).

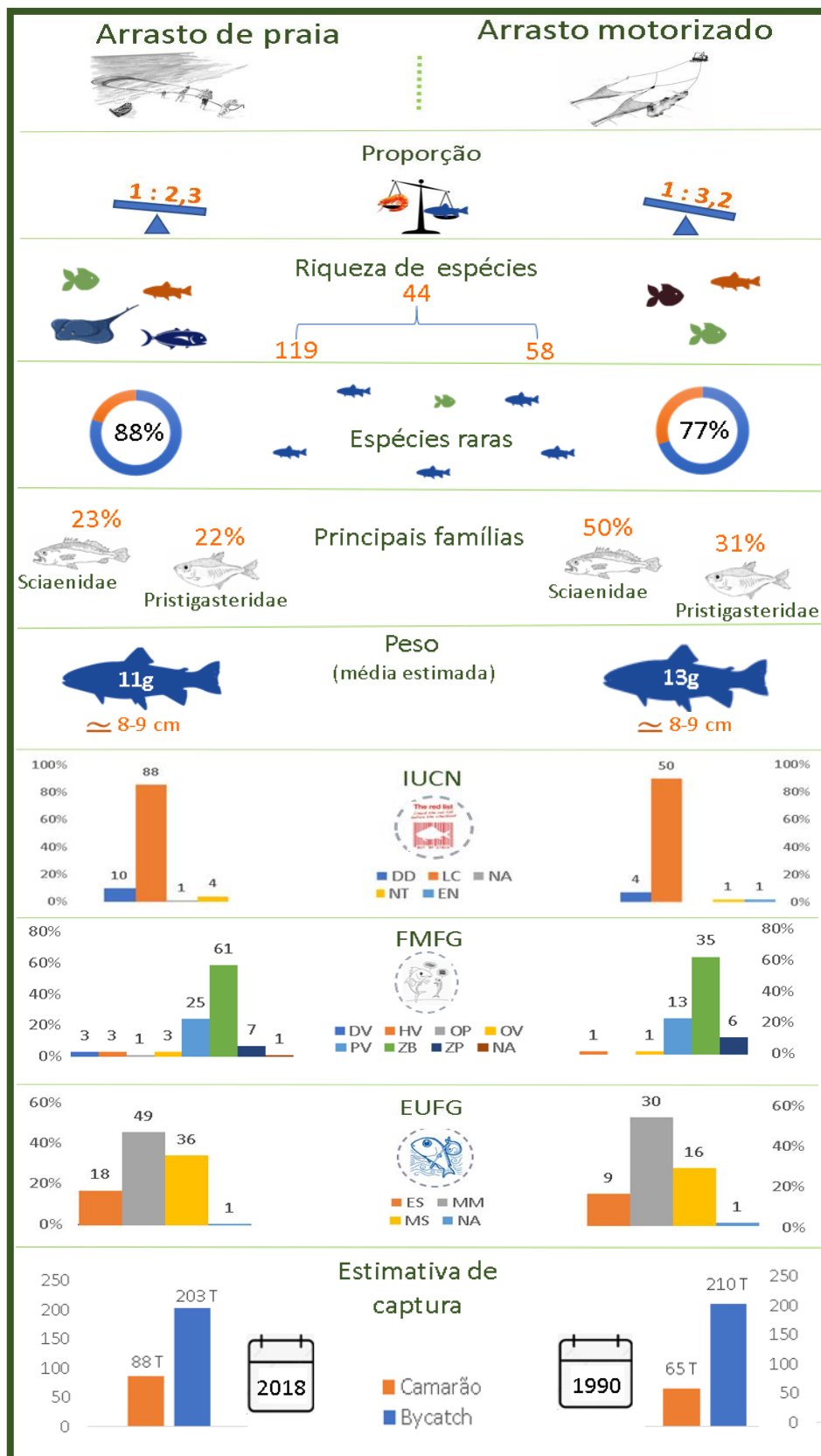


Figura 16: Infográfico comparativo entre aspectos do bycatch da pesca de arrasto de praia e arrasto motorizado (Nunes e Rosa, 1998), capturados em Lucena – PB. Proporção (Camarão: Peixe), riqueza de espécies, proporção de espécies raras, principais famílias, biomassa total, peso médio estimado, captura de espécies de acordo com as categorias de risco de extinção propostas pela IUCN (dados deficientes (DD), menos preocupantes (LC), não avaliadas (NA), quase ameaçadas (NT), em perigo (EN)) e captura de espécies com base nos grupos funcionais propostos por Elliot et al. (2007) como o grupo funcional alimentar (FMFG), (detritívoro (DV), herbívoro (HV), oportunista (OP), onívoro (OV), piscívoro (PV), zoobentívoro (ZB), zooplactívoro (ZP) e não avaliada (NA)) e o grupo funcional de uso do estuário (EUFG), (estuarinos (ES), marinho migrantes (MM), marinho visitantes (MS) e não avaliada (NA)) e captura de espécies de acordo com as categorias de risco de extinção propostas pela IUCN (dados deficientes (DD), menos preocupantes (LC), não avaliadas (NA), quase ameaçadas (NT), em perigo (EN)).

Em relação aos índices ecológicos, foi observado um valor superior do índice de riqueza de Margalef para a pesca de arrasto de praia (AP= 11,1; AM= 6,54), enquanto a pesca de arrasto motorizado foi mais equitativa (AP 0,56; AM 0,67), ou seja, as espécies foram capturadas em abundâncias mais similares (Tabela 3). Os valores de N1 foram similares para as modalidades (AP= 15,09; AM= 15,45), enquanto os valores de N2 foram mais discrepantes (AP= 8,26; AM= 10,36). Os maiores valores de diversidade (AP= 52,81; AM= 54,73) e distinção taxonômica (AP= 60,14; AM= 61,41) foram observados para o arrasto de praia, respectivamente.

Tabela 3: Índices de diversidade para pesca camareira de arrasto motorizado (Nunes e Rosa, 1998) e de arrasto de praia em Lucena (PB).

Índice	Arrasto de praia	Arrasto motorizado (Nunes e Rosa 1998)
Riqueza (S)	119	58
Margalef (D)	11.1	6.54
Equitabilidade (J)	0.56	0.67
Hill (N1)	15.09	15.45
Hill (N2)	8.26	10.36
Diversidade taxonômica (Δ)	52.81	54.73
Distinção taxonômica (Δ^*)	60.14	61.41

7 – Discussão

A) A pesca arrasto de praia no estado da Paraíba

Estima-se que a soma do *bycatch* de diversas modalidades de pesca represente cerca de 35% das capturas marinhas globais (Gustavsson et al., 2011). Apenas as pecarias de camarão são responsáveis pela captura anual de aproximadamente 55 milhões de toneladas de espécies não alvo (Kelleher, 2005; Zeller et al., 2018), sendo a ictiofauna o grupo mais capturado por esta modalidade (Maia et al., 2016).

No Brasil, a pesca camaroneira engloba modalidades motorizadas e manuais, de caráter artesanal e industrial. Estas múltiplas formas de capturas atreladas a heterogeneidade ambiental resultam em diferentes proporções de captura de camarão e fauna acompanhante. A captura de ictiofauna obtida pela pesca de arrasto de praia em Lucena (PB) foi superior a biomassa de camarões, sendo a proporção de 1 Kg de camarão para 2,3 kg de ictiofauna (1: 2,3). Esta proporção está entre os valores observados em outros estados do Nordeste do Brasil: Ceará (1: 3,28; Braga et al., 2001); Piauí (1:5; Santos et al. 2002) e Pernambuco (1:0,39; Silva-Júnior et al., 2019). Nesta região, a pesca de camarão é considerada artesanal, com redes relativamente menores que da pesca industrial, com exceção dos estados Sergipe e Alagoas que possuem características semi-industriais (Santos et al., 2010). No Nordeste, a pesca ocorre próxima ao continente e a produção é desembarcada diariamente (Santos & Coelho, 1998). Já nas regiões Sul, Sudeste e Norte, ocorrem ambas pescarias artesanal e industrial, tanto manual quanto motorizada, entretanto a maioria é de maior porte, com longa duração e maiores redes (IBAMA, 2011). Particularmente na região norte do Brasil, ocorre a maior pescaria industrial de camarão do país, com duração de 40 a 60 dias no mar (Aragão et al., 2001). A proporção de captura de camarão e fauna acompanhante dessa pesca pode variar de 1:10,5, no estado do Rio de Janeiro, 1:6.93 na região Norte a 1:0.57, no estado do Paraná (Vianna & Almeida, 2005, Dias-Neto, 2011; Cattani et al., 2011).

Uma diversa composição do *bycatch* foi observada em Lucena (PB), tendo sido registradas um total de 119 espécies. Esta riqueza foi superior a constatada para pesca de arrasto motorizado em outros estados da região Nordeste, como Alagoas (61 espécies), Bahia (33 espécies), Ceará (97 espécies), Pernambuco (51 espécies) e Sergipe (89 espécies) (Santos et al., 1998; Pinto-Nascimento et al., 2007; Braga et al., 2001; Silva-júnior et al., 2019; Barreto et al., 2018) e das demais regiões do Brasil (região Norte, 51 espécies; região Sul entre 61 e 72 espécies, região Sudeste entre 53 e 119 espécies; Maia et al., 2016, Chaves et al. 2003; Gomes & Chaves 2006; Branco & Verani, 2006; Souza & Chaves, 2007; Garcia Lopes et al., 2002).

Esta alta riqueza pode estar associada a fatores como a baixa seletividade da pesca de arrasto e a alta biodiversidade local. A proximidade de área de recifes naturais e artificiais (Honório et al., 2010; Rocha et al., 1998) e áreas de proteção ambiental (APA), como a APA Barra do Rio Mamanguape (Decreto 21.263/ 2000) e o Parque Estadual Marinho da Areia Vermelha (Decreto 924/ 1993) podem ter contribuído para a alta biodiversidade, através de processo de “spillover” (Rowley, 1994) ou seja, exportando larvas, recrutas e adultos, e aumentando o estoque desovante da ictiofauna. Além disso, a zona costeira, onde é realizada a pesca de arrasto de praia, é utilizada por inúmeras espécies para abrigo e alimentação (Pinheiro-Sousa et al., 2015, Dantas et al., 2012 a, b; Ferreira et al., 2016, Laegdsgaard & Johnson, 1995, 2001).

Scianídeos foi a família mais representativa em termos de número de indivíduos e biomassa, compondo cerca de 22% das capturas na área. A intensa captura de espécies pertencentes a esta família é comum a pesca camaroneira de arrasto motorizado no Nordeste (Silva-Júnior et al., 2019, Barreto et al., 2018, Santos et al, 2008). Espécies desta família se distribuem em águas rasas da plataforma continental, próximas a desembocadura de grandes rios, mangues, lagoas salobras, estuários e baías abertas, sobre fundos de lamas, areias ou cascalho em profundidades que variam de 1 a 25 metros (Menezes & Figueiredo, 1980; Carvalho Filho, 1994).

Em geral, as espécies capturadas com maior frequência e abundância (*H. clupeola*, *O. oglinum*, *A. clupeoides*, *C. edentulus*, *L. grossidens*, *C. bleekermanus*, *P. harroweri*, *C. chrysurus*, *H. corvinaeformis*, *P. virginicus*, *I. parvipinnis*, *L. breviceps*, *S. microps*, *S. rastrifer*, *S. stellifer*, *T. lepturus* e *B. Marinus*) foram espécies com características “r estrategistas” como pequeno tamanho corporal, alta capacidade reprodutiva e rápido crescimento e maturação sexual. Dentre estas espécies, apenas *Chloroscombrus chrysurus* e *Bagre marinus* podem ser consideradas mais vulneráveis, por ter relativamente maior longevidade (*Chloroscombrus chrysurus*, 9,17 anos; Queiroz et al., 2018) ou número reduzido de ovos e cuidado parental (*Bagre marinus*, Segura-Berttolini e Mendoza-Carranza, 2013; Froese e Pauly, 2019).

A análise BIOENV mostrou um padrão anual cíclico de variação de abundância e biomassa da comunidade, identificando como principais “drivers” para essa mudança, a pluviometria, vazão e salinidade. As espécies *L. grossidens*, *M. americanos*, *T. lepturus*, *C. chrysurus*, *C. spixii*, *C. parallelus* e *R. bahiensis* foram destacadas por essa análise por apresentarem maior variação em abundância e/ou biomassa dentro deste ciclo, sendo as principais propulsoras de mudanças na comunidade. As variações observadas para estas espécies ao longo deste ciclo pode estar associada ao comportamento reprodutivo, como

observado para *M. americanos* e *C. parallelus* (Freitas et al., 2011; Rodrigues, 2005). É importante destacar que as espécies apontadas como principais propulsoras das mudanças na comunidade possuem, em geral, um comportamento mais relacionados com espécies k estrategista, como cuidado parental (*Cathorops spixii*), maturação (*Centropomus parallelus*) e longevidade (*Chloroscombrus chrysurus*, *Trichiurus lepturus*) relativamente tardia (Fávaro et al., 2005; Planquette, Keith, & Le Bail, 1996; Queiroz et al., 2018; Chen e Lee, 1982), sendo importante discutir a captura destas espécies por essa modalidade de pesca, não apenas pela maior vulnerabilidade, mas também pelo papel ecológico desempenhado pelas mesmas na estruturação da comunidade.

Diversos estudos vem utilizando a classificação da ictiofauna em grupos funcionais alimentares e de uso do estuário (Akin et al., 2005; Ferreira et al., 2019) para compreensão da composição da comunidade e da distribuição temporal e espacial das espécies. Enquanto os grupos de uso de hábitat tem auxiliado na elucidação de comportamentos migratórios, os grupos alimentares vem sendo amplamente empregados na compreensão dos fluxos de energia entre os ambientes marinhos (Elliot et al., 2007; Paiva et al., 2008).

A captura majoritária de espécies zoobentívoras (61 espécies) e a alta biomassa deste grupo funcional também foi observada por Ferreira et al. (2019) em Pernambuco, estando associado a alta disponibilidade de organismos bentônicos no sedimento lamoso nas áreas próximas a desembocadura dos rios (Stegmann et al., 2019). Adicionalmente, a posição destas espécies na coluna d'água torna este grupo mais suscetível a pesca de arrasto (Silva-Júnior et al., 2013). A maior abundância das guildas zooplantívoras e zoobentívoras observada no período chuvoso, está associada a maior disponibilidade de recursos alimentares devido ao período reprodutivo de peixes e crustáceos (Bwanika et al. 2007, Ong et al. 2015, Sousa et al. 2015, Efitre et al. 2016, craveiro et al., 2019), que gera uma maior disponibilidade de zooplâncton e de recursos camaroneiros na localidade.

A classificação em grupo funcional de uso do estuário evidenciou o uso da área costeira por espécies estuarinas (18 espécies) e marinho migrantes (48 espécies) que utilizam o estuário de forma obrigatória ou oportunista para completar seu ciclo de vida, destacando a importância desse ecossistema costeiro para continuidade do ciclo reprodutivo de inúmeras espécies (Pinheiro-Sousa et al., 2015) e seu papel fundamental na conectividade entre os ecossistemas costeiros e marinho (Vasconcelos-Filho et al., 2009). Além disso, o aumento do número de indivíduos pertencentes a guilda marinho visitantes capturados durante o período chuvoso (c= 14445, s= 9091) sem o aumento da biomassa (c= 75,0, s= 110,7 Kg), evidenciou uma maior captura de juvenis, destacando assim, a importância do ambiente costeiro não só como um

ambiente de transição, mas também como um ambiente imprescindível para o recrutamento, principalmente de espécies marinho visitantes. Assim, embora muitas medidas de manejo e conservação visem a restrição de pesca em áreas estuarinas para garantir o recrutamento das espécies, normalmente estas medidas não são estendidas aos habitats costeiros adjacentes, necessário para garantir o recrutamento de espécies marinho visitantes.

O comportamento migratório predominante nas espécies capturadas e o uso da área costeira como zona de alimentação e abrigo influenciou na alta captura de indivíduos juvenis na área de estudo (66%). Esta alta captura de indivíduos imaturos é uma característica bastante observada em pesquisas sobre *bycatch* (Alverson e Hughes, 1996; Kelleher, 2005). Silva Júnior et al. (2013) observaram uma proporção similar (64%) de indivíduos abaixo do tamanho de primeira maturação (L_{50}) na pesca camaroneira de arrasto no estado de Pernambuco. Esta alta captura de juvenis também está associada a baixa seletividade da pesca de arrasto (Branco & Verani, 2006) e a baixa capacidade natatória dos indivíduos juvenis. A alta captura de indivíduos juvenis pela pesca de arrasto pode afetar o recrutamento das espécies (Silva-Júnior et al., 2015), que atrelada a outros fatores como maturidade tardia e baixa taxa reprodutiva (Reynolds et al., 2005; Hutchings & Reynolds, 2004) pode levar ao declínio de uma população.

Ainda em termos de impacto, a maioria das espécies capturadas foram classificadas como menos preocupante (LC) (85%). Entretanto, segundo a Portaria MMA nº 43/2014, as espécies classificadas como quase ameaçadas (NT) e dados deficientes (DD), de acordo com os critérios da IUCN, são consideradas prioritárias para pesquisas de conservação. Neste caso, merecem destaque as espécies *H. unifasciatus*, *L. jocu*, *B. bagre* e *G. micrura*, classificadas como quase ameaçadas (NT). As espécies *H. unifasciatus* e *L. jocu* possuem grande importância comercial. Dados históricos do programa REVIZEE/NE (Avaliação do Potencial Sustentável da Zona Econômica Exclusiva do Brasil – Score Nordeste) classificou a espécie *L. jocu* como sobrepesada (Frédou et al., 2009 a,b), desta forma, a sobrepesca, alta captura de juvenis associada ao crescimento lento ($K < 0,2$) e grande longevidade (20 a 30 anos) (Rezende e Ferreira, 2004), torna essa espécie especialmente vulnerável. A espécie *G. micrura*, além da alta taxa de captura de juvenis (68%), também possui baixa taxa reprodutiva (Bornatowski & Abilhoa, 2012). Finalmente, a espécie *B. bagre* teve todos os indivíduos capturados abaixo do tamanho de primeira maturação.

As espécies *G. funebris*, *A. narinari*, *M. curema*, *M. curvidens*, *M. americanus*, *M. littoralis*, *O. punctatissimus*, *P. percellens*, *B. marinus* e *S. testudineus* foram classificadas como dados deficientes (DD). Essa categoria indica a inexistência de dados adequados para avaliação de risco de extinção dessas espécies, reconhecendo a possibilidade de se tratarem de

espécies ameaçadas e indicando a priorização de pesquisas que possibilitem avaliações futuras dessas espécies (Drumond et al., 2010). Além disso, as espécies *A. narinari* e *P. percellens* possuem baixa taxa reprodutiva e alta longevidade, o que torna essas espécies mais vulneráveis em uma ocasional situação de pesca excessiva (Schluessel, Bennett e Collin, 2010; Rocha e Gadig, 2013).

Em relação aos índices de diversidade, o índice de riqueza de Margalef ($D=11.1$) foi superior ao observado para pesca camaroneira de arrasto motorizado por Braga et al. (2001) na zona costeira do estado do Ceará (8.35) e por Nascimento et al. (2007) no estado da Bahia (3,98 e 3,06). O valor superior deste índice destaca a alta biodiversidade local que pode estar atrelado tanto a características de uso das zonas costeiras, quanto a proximidade da área de estudo com áreas de recifes e corais e áreas de proteção ambiental, além da baixa seletividade característica das pescarias de arrasto. O valor de equitabilidade observado para Lucena foi mediano ($J=0,56$) sendo equivalente nos estados da Bahia (0,52 e 0,58) e Ceará (0,56) (Nascimento et al., 2007; Braga et al., 2001), porém foi inferior ao observado por Tischer e Santos (2003) no estado de Pernambuco (0,69 - 0,84 Sirinhaém ; 0,78 Tamandaré; 0,78 São José da Coroa Grande). O valor observado para o índice de diversidade de Hill ($N1= 15,09$) foi superior ao constatado por Eduardo et al. (2018) para regiões mais profundas na costa do estado da Paraíba, indicando uma maior captura de espécies raras em áreas mais costeiras. Entretanto, o índice de diversidade de Hill $N2$ foi inferior ao observado pelo mesmo autor ($N2= 8,26$), demonstrando uma menor concentração de espécies dominantes em áreas mais costeiras. Os valores de diversidade e distinção taxonômica ($\Delta= 52,81$; $\Delta^*= 60,14$) também foram inferiores ao observado por Eduardo et al. (2018), sugerindo uma menor diversidade filogenética em áreas mais costeiras.

B) Comparação entre a pesca de Arrasto de Praia e arrasto motorizado no Estado da Paraíba.

De uma maneira geral, tem-se o paradigma que a pesca de arrasto não motorizado, no nosso caso o arrasto de praia, tenha um impacto inferior sobre o ecossistema quando comparada a pesca de arrasto motorizada, cujos efeitos degradantes ao meio ambiente são amplamente conhecidos (Denderen et al., 2013; Rooper et al., 2011). É importante salientar que o arrasto motorizado no Brasil contempla diferentes escalas (industrial e artesanal) sendo realizado com redes de diferentes dimensões e tamanhos de malha, além de explorarem diferentes áreas (baías, lagoas, estuários, costa, plataforma) (Dias-Neto, 2011). Dada as

singularidades destas pescarias, as mesmas não podem ser englobadas como uma única unidade.

Nesse contexto, avaliando as duas modalidades compreendidas neste estudo, a pesca de arrasto de praia (AP) apresentou uma riqueza de 119 espécies em sua composição, enquanto a modalidade de arrasto motorizado (AM) capturou um total de 58 espécies para mesma localidade (Nunes e Rosa, 1998). Um estudo realizado por Pessoa et al. (2019) na zona de arrebentação da praia de Miramar, também sob influência do Rio Paraíba, capturou 49 espécies. A composição destes arrastos foi similar em diversos aspectos, com 44 espécies comum às duas modalidades e uma proporção aproximada de espécies raras (AP = 88%, AM= 77%). As famílias Scianidae e Pristigasteridae também foram as mais representativas em ambas as abordagens e os indivíduos tiveram uma média de peso (estimada) similar (AP= 10.77 g, AM= 12.77 g), podendo inferir que porcentagens de juvenis capturados tenha valores aproximados.

A composição dos grupos funcionais de alimentação e de uso do estuário também apresentaram proporções similares, com zoobentívoros (AP= 59%; AM= 63%), piscívoros (AP= 24%; AM= 23%), e zooplactívoros (AP= 7%; AM= 11%) como grupos mais frequentes, assim como foi registrado a dominância das espécies marinho migrantes (AP= 46%; AM= 54%), marinho visitantes (AP= 35%; AM= 29%) e estuarinas (AP= 17%; AM= 16%). Estas similaridades de composição podem ser explicadas pela proximidade das áreas de coleta, já que as áreas apresentam uma pequena distância (800 m), com profundidades similares (AP= até 6,0 m; AM= 2,0 a 6,5 m). Desta forma, os aspectos já discutidos sobre os impactos da realização da pesca em áreas costeiras que são utilizadas como áreas abrigo e alimentação são aplicáveis às duas modalidades (Pinheiro-Sousa et al., 2015, Dantas et al., 2012 a; b; Ferreira et al., 2016, Laegdsgaard & Johnson, 1995, 2001). Em relação à produção, as duas artes parecem ter impactos similares. A produção camaroneira, assim como o *bycatch*, foi similar à estimada para a modalidade de arrasto de praia (produção - AP= 87,9 ton.; AM= 65 ton.; *bycatch* AP= 202 ton.; AM= 210 ton.).

O índice de riqueza de Margalef observado para pesca de arrasto de praia foi superior ao obtido para a pesca de arrasto motorizado (AP= 11,1; AM= 6,54), refletindo a alta diversidade de espécies capturadas pelo arrasto de praia. A diferença nas capturas pode ser influenciada por características da pesca, como esforço (embora o esforço amostral entre as duas modalidades tenha sido aproximado - AP= 17,5h; AM= 25h:30m), seletividade ou pela composição da ictiofauna, já que existe uma diferença temporal e espacial entre as duas capturas. A seletividade da rede de arrasto de praia pode ser um fator relevante para captura de

uma maior riqueza de espécies, dada a grande extensão de rede utilizada nesta modalidade (120 m) e também a configuração desta pesca que forma um “cerco”, dificultando a saída dos indivíduos. Essa característica também pode ter influenciado na menor equitabilidade desta modalidade de pesca (AP= 0,56; AM= 0,67). A proporção similar de espécies raras capturadas por ambas as modalidades refletiu em valores aproximados para o índice de diversidade N1 de Hill (AP= 15,09; AM= 15,45), enquanto o índice N2 apontou para uma menor proporção de captura de espécies dominantes pela pesca de arrasto de praia em áreas costeiras (AP= 8,26; AM= 10,36). Embora a pesca de arrasto capture uma riqueza maior de espécies, as mesmas possuem uma diversidade filogenética menor (AP= 52.81; AM= 54.73), ou seja, as espécies são filogeneticamente menos distintas pois estão distribuídas em número de gêneros proporcionalmente menor. O mesmo padrão de menor diversidade taxonômica pode ser observado através do índice de distinção taxonômica (AP= 60.14; AM= 61.41), que é modificado para remover o peso excessivo da abundância das espécies no cálculo da diversidade taxonômica. Estes valores podem representar a perda da diversidade filogenética da comunidade ao longo dos anos através da substituição de espécies de diversos gêneros por espécies pertencentes ao mesmo gênero. Inúmeras pressões antrópicas podem ser responsáveis pela perda da diversidade filogenética e, neste caso, a pressão exercida pela pesca de arrasto ao longo dos anos pode representar um dos principais fatores.

Considerações finais

A pesca de arrasto de praia apresentou uma proporção de captura de fauna acompanhante compatível com a pesca por arrasto motorizado em outros estados na região Nordeste. Porém esta modalidade capturou uma riqueza superior a observada em outros estados desta região. A alta diversidade de espécies capturadas pode estar associada ao mosaico ambiental formado pelos estuários, zonas costeiras e áreas de recifes e corais e também a proximidade da área de estudo a áreas de proteção ambiental, somando-se a esses fatores, a baixa seletividade da pesca de arrasto de praia. O padrão de abundância e biomassa de captura das espécies evidenciou um ciclo anual, regido principalmente pela precipitação e, embora as espécies capturadas em maior abundância tenham sido na sua maioria, “r-estrategistas”, algumas das espécies destacadas como principais “drivers” das mudanças na comunidade apresentaram perfis mais relacionados com espécies “k-estrategistas”, e suas dinâmicas de uso do ambiente costeiro, associadas a seus ciclos reprodutivos. O presente estudo evidenciou a importância das áreas costeiras para exportação de energia para ambientes marinhos assim como sua importância para abrigo, alimentação e reprodução de diversas espécies.

Em termos de impacto, ambas modalidades parecem ter um efeito similar em relação a ictiofauna acompanhante, considerando as variáveis analisadas neste estudo. Ambas modalidades apresentaram alta taxa de captura de juvenis, apresentando potenciais riscos ao recrutamento de diversas espécies que utilizam a região costeira como áreas de abrigo e berçário. Embora a proporção de captura de *bycatch* do arrasto de praia seja inferior ao arrasto motorizado realizado na região, esta proporção é superior a modalidade de arrasto em outras localidades, como Pernambuco, Pará e Amapá.

É imprescindível destacar a grande importância social da pesca de arrasto de praia, não só pelo ganho econômico para os pescadores, mas também para segurança alimentar de diversas famílias da região, uma vez que essa modalidade envolve além dos pescadores, contratação temporária e informal de pessoas para auxiliar na retirada da rede e trabalhadores voluntários que separam o camarão e recebem como troca do seu trabalho a fauna acompanhante para seu consumo. Além disso, não existem indícios do aumento de esforço de pesca ao longo dos anos para esta região, sendo relatado por Nascimento (2018) a falta de estímulo para envolvimento dos filhos dos pescadores nessa atividade em função de problemas de infraestrutura e insegurança financeira.

Em termos de captura total, a pesca de arrasto de praia apresentou uma captura de espécies alvo e fauna acompanhante similar a pesca motorizada. Finalmente, a prática de arrasto de praia não parece ser necessariamente uma atividade mais sustentável que o arrasto de portas, embora ambas tenham um impacto relativamente baixo quando comparadas com outras pescarias no Brasil em termos de proporção da fauna acompanhante, e da captura de espécies vulneráveis (k estrategistas) e em ameaça de extinção.

Entretanto, a não regulamentação desta atividade representa uma ameaça a sustentabilidade dos recursos pesqueiros, pois a falta de monitoramento inviabiliza o controle do esforço de pesca e acompanhamento da composição e proporção do *bycatch*, e do efeito desta pescaria no ecossistema como um todo. Além disso, no âmbito social, a não regulamentação prejudica a aplicação das já escassas políticas públicas que deveriam garantir os direitos trabalhistas e sociais dos pescadores.

8 - Referências bibliográficas

Akin, S. et al. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon–Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 4, p. 671-684, 2005.

Alverson, D.L.; Hughes, S.E. 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 6(4): 443-462.

Alverson, Dayton L. et al. **A global assessment of fisheries bycatch and discards**. Food & Agriculture Org., 1994.

ANA - Agência Nacional de Águas. 2019 acessado em 13 de novembro de 2019.

Aragão, J. A. N. et al. A exploração camaroneira na costa norte do Brasil. **Bol. Téc. Cient. Cepnor**, v. 1, n. 1, p. 7-40, 2001.

Assis, A. D. 1977. **Geologia do quaternário da planície de Lucena-Pb**. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Dissertação de Mestrado, 86p.

Barreto, Thaiza MRR et al. Fish species caught by shrimp trawlers off the coast of Sergipe, in north-eastern Brazil, and their length-weight relations. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 48, n. 3, 2018.

Bornatowski, H.; Abilhoa, V. **Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação**. Hori Consultoria Ambiental, Curitiba, 2012.

Braga, M. S. C.; Salles, R.; Fonteles-Filho, A. A. Ictiofauna acompanhante da pesca de camarões com rede-de-arrasto na zona costeira do município de Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 34, p. 49-60, 2001.

Branco, J. O. **Biologia do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae), análise da fauna acompanhante e das aves marinhas relacionadas a sua pesca, na região de Penha, SC, Brasil**. Unpublished MSc. Thesis. Universidade de São Carlos, São Paulo, 146p, 1999.

Branco, Joaquim O.; Verani, Jose R. Quali-quantitative analysis of sea-bob-shrimp's ichthyofauna bycatch, at Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 2, p. 381-391, 2006.

Brasil, 2014a. Portaria MMA nº 43/2014. Institui o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção - Pró-Espécies, com o objetivo de adotar ações de prevenção, conservação, manejo e gestão, com vistas a minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 05 de fev. de 2020.

Brasil, Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente E Dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, Portaria IBAMA nº 833, 7 de junho de 1990.

Brasil. Decreto nº 924, de 10 de setembro de 1993. Cria a Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape, no Estado da Paraíba e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF. 1993

Carvalho Filho, A. 1994. **Peixes Costa Brasileira**. São Paulo, Editora Marca D'Água, 2ª ed., 304p.

Cattani, A.P.; Santos, L. DE O.; Spach, H.L.; Budel, B.R.; Guanais, J.H.D.G. 2011. Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 37(3): 247-260.

Chao, A. Non-parametric estimation of number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, Oxford, v. 11, p. 265-270, 1984

Chaves, P. T.; Cova-Grando, G.; Calluf, C. Demersal ichthyofauna in a continental shelf region on the south coast of Brazil exposed to shrimp trawl fisheries. **Acta Biológica Paranaense**, v. 32, n. 1-4, p. 69-82, 2003.

Chen, W.Y. and S.C. Lee, 1982. Age and growth of the ribbonfishes *Trichiurus* (Perciformes: Trichiuridae) of Taiwan. *Bull. Inst. Zool., Acad. Sin.* 21(1):9-20.

Chuenpagdee, Ratana et al. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 10, p. 517-524, 2003.

Clardy, Samuel D. et al. Age, growth, and reproduction of Southern Kingfish (*Menticirrhus americanus*): a multivariate comparison with life history patterns in other sciaenids. **Fishery Bulletin**, v. 112, 2014.

Clarke, K. & RN, Gorley. (2006). Primer v6: User Manual/Tutorial.

Coelho-Santos, M. A.; Coelho, P. A. Camarões (Crustácea Decapada) do litoral de Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco–Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 26, n. 1, p. 63-83, 1998.

Craveiro, Cecília et al. Reproductive dynamics of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad 1936) in a beach seine fishery in northeastern Brazil. **Invertebrate Reproduction & Development**, v. 63, n. 2, p. 111-121, 2019.

Dantas D.V.. **A utilização dos diferentes habitats do estuário do Rio Goiana pelas diferentes fases ontogenéticas das espécies *Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii*, *Stellifer***

brasiliensis e Stellifer stellifer (Actinopterygii, Teleostei). Estudo de caso: Caracterização das áreas utilizadas como berçário. Ph.D thesis, Univ. Fed. Pernambuco, 229 pp. 2012a.

Dantas, David Valença et al. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric catfish species. **Estuaries and Coasts**, v. 35, n. 2, p. 587-602, 2012b.

De Araújo, Maria Elisabeth. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste brasileiro: guia Ilustrado.** Editora Universitária UFPE, 2004.

De Freitas Netto, Ricardo; Di Benedetto, Ana Paula Madeira. Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. **Biotemas**, v. 20, n. 2, p. 107-119, 2007.

De Lemos Vasconcelos-Filho, Antônio et al. Hábitos alimentares de consumidores primários da ictiofauna do sistema estuarino de Itamaracá (Pernambuco-Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 21-31, 2009.

Dias-Neto, J. **Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil.** Brasília: Ibama, 2011.

Drumond, Gláucia Moreira; Machado, Angelo Barbosa Monteiro; Paglia, Adriano Pereira. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.** CIP, Brasília. 908p, 2010.

Dutra, J.C. **A diferença populacional entre a alta e a baixa estação turística na praia de Camboinha – Cabedelo-PB.** Monografia, Curso de graduação em Geografia, Universidade Federal da Paraíba, 50p., João Pessoa. PB, 2006.

Eduardo, Leandro Nolé et al. Identifying key habitat and spatial patterns of fish biodiversity in the tropical Brazilian continental shelf. **Continental Shelf Research**, v. 166, p. 108-118, 2018.

Elliott, Michael et al. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goals.** Food & Agriculture Org, 2018.

Fávaro, Luís F. Freitas, M. O., Haluch, C. F., Abilhoa, V., Corrêa, M. F. M., & Hostim-Silva. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz)(Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1022-1029, 2005.

Ferreira, Valdimere et al. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. **Scientia Marina**, v. 83, n. 2, p. 133-142, 2019.

Frazão, Luciana de Sousa. **Caracterização batimétrica e fisicoceanográfica do canal de acesso ao porto de Cabedelo/PB: uma análise ambiental ao derrame de óleo.** 2011. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Frédou, Thierry; FERREIRA, Beatrice P.; LETOURNEUR, Yves. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modelling approaches. **Fisheries Research**, v. 99, n. 2, p. 90-96, 2009.

Frédou, Thierry; Ferreira, Beatrice P.; Letourneur, Yves. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern **Brazilian Reef Systems**. 2-A multi-fleet age-structured approach. **Fisheries Research**, v. 99, n. 2, p. 97-105, 2009.

Froese R., Pauly D. 2019. FishBase. World Wide Web eletronic publication.

Freitas, Matheus Oliveira et al. Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Menticirrhus americanus* (linnaeus, 1758) (Teleostei, Sciaenidae) na baía de Ubatuba-Enseada, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 24, n. 1, p. 47-59, 2011.

Garcia, A M.; Vieira, J. P. O Aumento da Diversidade de Peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlântica**, v. 23, p. 133–152, 2001.

Gomes, I. D.; Chaves, P. T. Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroneiro no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. **Bioikos** 20: 9-13. 2006.

Gondim, Anne Isabelley et al. Benthic macrofauna from Areia Vermelha Marine State Park, Cabedelo, Paraíba, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, 2011.

Graça Lopes, R. de **A pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*, Heller (1862) e sua fauna acom-panhante no litoral do Estado de São Paulo.** São Paulo. 100p. 1996. (Tese de Doutorado. Universidade Estadu-al Paulista).

Graça Lopes, R.; Tomás, A.R.G.; Tutui, S.L.S.; Severino Rodrigues, E.; Puzzi, A. 2002. Fauna acompanhante da pesca camaroneira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 28(2): 173-188

Guedes, Luciano da Silva. **Monitoramento geoambiental do estuário do rio Paraíba do Norte-PB por meio da cartografia temática digital e de produtos de sensoriamento remoto.** 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R. & Meybeck, A. 2011. **Global food losses and food waste – extent, causes and prevention.** Study conducted for the International Congress Save Food! Düsseldorf, Germany, 16–17 May 2011. Rome, FAO.

Hall, M.A.; Alverson, D.L. and Metzals, K.I. By-catch: problems and solutions. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, 41: 204-219, 2000.

Hiddink, Jan Geert et al. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 31, p. 8301-8306, 2017.

Hill, M.O., Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54, 427–432. 1973.

Honório, P. P. F.; Ramos, R. T. C.; Feitoza, B. M. Composition and structure of reef fish communities in Paraíba State, north-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 77, n. 4, p. 907-926, 2010.

Hutchings, Jeffrey A.; Reynolds, John D. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. **BioScience**, v. 54, n. 4, p. 297-309, 2004.

IBAMA. **Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil - 2007. Tamandaré**. IBAMA, 2008

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2018. **Livro Vermelho Livro Vermelho da Fauna Brasileira. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, DF: ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Isaac, V.J.; Martins, A.S.; Haimovici, M.; Castello, J.P.; Andriguetto Filho, J.M. **Síntese do Estado de Conhecimento sobre a pesca marinha e estuarina do Brasil**. 2006.

Isaac, Victoria J. et al. **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Editora Universitaria UFPA, 2006.

Kelleher, K., **Discards in the world's marine fisheries an update, fish tech**. Pap 470, FAO, 2005.

Kempf M. 1970. Nota preliminar sobre os fundos costeiros da região de Itamaracá (Norte do Estado de Pernambuco, Brasil). **Trab. Oceanog**. Univ. Fed. Pernambuco 11: 95-111.

Laegdsgaard, Pia; Johnson, Craig R. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 126, p. 67-81, 1995.

Laegdsgaard, Pia; Johnson, Craig. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 257, n. 2, p. 229-253, 2001.

Lira, Alex Souza et al. Ichthyofauna bycatch of the artisanal fishery of penaeid shrimps in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, n. 1, 2019.

Lira, Alex Souza et al. Ichthyofauna bycatch of the artisanal fishery of penaeid shrimps in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, n. 1, 2019.

Maia, Breno Portilho et al. Gradiente latitudinal da beta diversidade da fauna acompanhante das pescarias industriais de camarões marinhos da costa Norte do Brasil. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 1, p. 31-39, 2016.

Marceniuk, A. P.; Ferraris, C. J. Family Ariidae (Sea Catfishes). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. EDIPUCRS, Porto Alegre, p. 447-455, 2003.

Margalef, Ramon. Information theory in biology. **General Systems Yearbook**, v. 3, p. 36-71, 1958.

Martins, Agnaldo Silva; Haimovici, Manuel. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. 2000.

Melnychuk, Michael C. et al. Fisheries management impacts on target species status. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 1, p. 178-183, 2017.

Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil: Teleostei 2**, Volume III. Sao Paulo, Brasil: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p, 1980.

MMA/ IBAMA - Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira no Nordeste - **CEPENE**, Estatística Pesqueira 1990 , Tamandaré, 1995.

Moura, G. F.; Melo, G. N.; Sampaio, Jaa. Estudos biométricos das espécies de camarões peneídeos de importância econômica no litoral de Lucena, Paraíba. **Bolm Técn. Cient. Centr. Pesq. Nord**, v. 11, p. 189-210, 2003.

Moura, Gilson Ferreira de. **A pesca do camarão marinho (Decapoda, Penaeidae) e seus aspectos sócio-ecológicos no litoral de Pitimbu, Paraíba, Brasil**. 2005.

Nascimento, Glória Cristina Cornélio do et al. **Conhecimento ecológico local e dinâmica da pesca artesanal do camarão marinho (penaeidae): subsídios para a conservação**. 2018.

Neves, Marianna Moreira; Neves, Silvana Moreira. Influência da morfodinâmica costeira na fisiografia do município de Cabedelo-PB. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 27, n. 2. Esp, p. 97-107, 2011.

Nunes, C. R. R. & Rosa, R. S. Composição e distribuição da ictiofauna acompanhante em arrastos de camarão na costa da Paraíba, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 26, n. 2, p. 67-83, 1998.

Oksanen, Jari et al. The vegan package. *Community ecology package*, v. 10, p. 631-637, 2007.

Paiva, Andréa CG; Chaves, Paulo de Tarso da C.; Araújo, Maria E. de. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.

Paraíba. Palácio do Governo do Estado da Paraíba. Decreto do governo estadual n.º 21.263 de 28 de agosto de 2000, cria o Parque Estadual Marinho de “Areia Vermelha” e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado da Paraíba*, João Pessoa, 29 ago. 2000.

Pessoa, Willy Vila Nova; Ramos, Jonas De Assis Almeida; Oliveira, Paulo Guilherme Vasconcelos de. Composition, density and biomass of fish community from the surf zone as a function of the lunar cycle at Miramar Beach in Cabedelo, Paraíba. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 2, 2019.

Pielou, Evelyn C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **Journal of theoretical biology**, v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966.

Pinheiro, H.T. e Martins, A.S. 2009. Estudo comparativo da captura artesanal do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante em duas áreas de pesca do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, 35(2):215-225.

Pinheiro, Hudson Tercio; Martins, Agnaldo Silva. Estudo comparativo da captura artesanal do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante em duas áreas de pesca do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 2, p. 215-225, 2018.

Pinheiro-Sousa, Débora Batista et al. Aspectos alimentares e reprodutivos de Bagre bagre (Pisces, Ariidae) em um estuário da ilha de São Luís, Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 8, n. 2, p. 01-12, 2015.

Pinto-Nascimento, F.; Freire, K. M. F.; Rocha, G. R. A. Análise sazonal da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete barbas em Ilhéus–Bahia. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu–MG. 2007. p. 1-2.

Pinto-Nascimento, F.; Freire, K. M. F.; Rocha, G. R. A. Análise sazonal da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete barbas em Ilhéus–Bahia. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu–MG. 2007. p. 1-2.

Planquette; P.. Keith; Le Bail, P. Y. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane, 1.** Muséum national d'histoire naturelle, 1996.

Queiroz, V. S.; Salvador, D.; Sousa, N. L.; Silva, M. F.; Fabré, V. E., & Batista, N. N., "Life-history traits of *Chloroscombrus chrysurus* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in tropical waters of the Atlantic Ocean," *Acta Ichthyol. Piscat.*, vol. 48, no. 1, pp. 1–8, 2018.

Ramos, J.A.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Lima, A.R.A.; Costa, M.F. 2011. Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. **Journal of Fish Biology**, 78(1): 344-354.

Reynolds, John D. et al. Biology of extinction risk in marine fishes. Proceedings of the Royal Society B: **Biological Sciences**, v. 272, n. 1579, p. 2337-2344, 2005.

Rezende, Sérgio De Magalhães; Ferreira, Beatrice Padovani. Age, growth and mortality of dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in the northeast coast of Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 2, p. 107-121, 2004.

Rocha, F.; Gadig, O. B. F. Reproductive biology of the guitarfish *Rhinobatos percellens* (Chondrichthyes, Rhinobatidae) from the São Paulo Coast, Brazil, western South Atlantic Ocean. **Journal of fish biology**, v. 82, n. 1, p. 306-317, 2013.

Rocha, Luiz A.; Rosa, Ierecê L.; Rosa, Ricardo S. Peixes recifais da costa da Paraíba, **Brasil. Revista brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 2, p. 553-566, 1998.

Rodrigues, Paulo Pinheiro. Aspectos reprodutivos do robalo peba, *Centropomus parallelus*, na foz do rio doce, Linhares/ES. **Monografia (Graduação em Oceanografia)– Centro de Ciências Humanas e Naturais Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo**, 2005.

Rooper, Christopher N. et al. Modeling the impacts of bottom trawling and the subsequent recovery rates of sponges and corals in the Aleutian Islands, Alaska. **Continental Shelf Research**, v. 31, n. 17, p. 1827-1834, 2011.

Rowley, Robert J. Marine reserves in fisheries management. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 4, n. 3, p. 233-254, 1994.

Rueda, Mario; Defeo, Omar. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 296, n. 1, p. 93-112, 2003.

Santos et al. 2002 apud Dias-Neto, J. **Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil**. Brasília: Ibama, 2011.

Santos, M. C. F.; Almeida, L.; Silva, Cgm da. Avaliação quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no município de Caravelas (Bahia-Brasil). **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, v. 16, n. 1, p. 99-107, 2008.

Santos, M. F.; Souza Freitas, A.; Mendes Da Silva, M. Composicao da ictiofauna acompanhante da pesca de camarao em Tamadare/pe e Pontal de Peba/al. **Boletim técnico-científico do CEPENE**, v. 6, n. 1, p. 47-60, 1998.

Santos, M.C.F. Ordenamento da pesca de camarões no Nordeste do Brasil, **Boletim Técnico Científico CEPENE**, Tamandaré (PE) v. 18, n. 1, p. 91-98, 2010.

Santos, Maria Do Carmo Ferrão; Pereira, José Arlindo; Ivo, Carlos Tassito Corrêa. A pesca do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) no nordeste do Brasil. **Bolm. Téc. Cient. CEPENE**, v. 14, p. 33-58, 2006.

Schluessel, V.; Bennett, M. B.; Collin, S. P. Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. **Marine and freshwater research**, v. 61, n. 11, p. 1278-1289, 2010.

Silva Júnior, Carlos Antônio Beserra da; ARAÚJO, Maria Elisabeth de; Feitosa, Caroline Vieira. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 133-142, 2013.

Souza, Leda M. De; Chaves, Paulo de T. Atividade reprodutiva de peixes (Teleostei) e o defeso da pesca de arrasto no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1113-1121, 2007.

Stegmann, Lis F. et al. Distance to large rivers affects fish diversity patterns in highly dynamic streams of Central Amazonia. *PloS one*, v. 14, n. 10, 2019.

Szpilman, Marcelo. **Peixes marinhos do Brasil: guia prático de identificação**. Mauad Editora Ltda, 2000.

TEAM, R. Core. R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, page R Foundation for Statistical Computing, 2017.

Tischer, M.; Santos, M. C. F. Pesca e variação sazonal da ictiofauna acompanhante e dos camarões peneídeos capturados pela frota motorizada no litoral sul de Pernambuco. **Bol. tec. cient. CEPENE**, v. 10, n. 1, p. 221-238, 2002.

Tischer, M.; Santos, M.C.F., Algumas considerações sobre a ictiofauna acompanhante da pesca de camarões na foz do rio São Francisco (Alagoas/Sergipe-Brasil). **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, v. 9, n. 1, p. 155-165, 2001.

Tischer, Mário; Santos, Maria do Carmo Ferrão. Composição e diversidade da ictiofauna acompanhante de peneídeos no litoral sul de Pernambuco. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 36, n. 1-2, p. 105-118, 2003.

Van Denderen, P. Daniel; Van Kooten, Tobias; Rijnsdorp, Adriaan D. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 280, n. 1769, p. 20131883, 2013.

Vianna, Marcelo; Almeida, Tabajara. Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 48, n. 4, p. 611-623, 2005.

Vianna, Marcelo; Almeida, Tabajara. Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 48, n. 4, p. 611-623, 2005.

Warwick, R.M., Clarke, K.R., New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress.” **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 129, 301–305, 1995.

Whitehead P.J.P. (1985) **FAO Species Catalogue. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeoidei)**. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf- herrings. FAO Fisheries Synopsis, Volume 7. Rome: FAO 125, 1–303

Xavier, Rafael Albuquerque et al. Caracterização do regime fluvial da bacia hidrográfica do rio Paraíba–PB. **Revista Tamoios**, v. 8, n. 2, 2012.

Zeller, Dirk et al. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 1, p. 30-39, 2018.

9 – Material Suplementar

- [1] MIKKOLA, Heimo (Ed.). **Fisheries and Aquaculture in the Modern World**. BoD–Books on Demand, 2016.
- [2] RANDALL, John E. Food habits of reef fishes of the West Indies. 1967.
- [3] DE LEMOS VASCONCELOS FILHO, Antônio; DE OLIVEIRA, Aida Maria Eskinazi. COMPOSIÇÃO E ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA DO CANAL DE SANTA CRUZ (ITAMARACÁ–PE, BRASIL).
- [4] GIARRIZZO, Tommaso; KRUMME, Uwe. Spatial differences and seasonal cyclicality in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 739-754, 2007.
- [5] FAVERO, Fernanda de Lima Toledo; DA SILVA ARAUJO, Isabela Maria; SEVERI, William. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 45, n. 1, 2019.
- [6] GONZALEZ, Júlio Guazzelli; VASKE JÚNIOR, Teodoro. Feeding ecology of the beach silverside *Atherinella blackburni* (Atherinopsidae) in a tropical sandy beach, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 65, n. 3, p. 346-355, 2017.
- [7] CERVIGÓN, Fernando. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. 1992.
- [8] DE PAIVA, Andréa CG; CHAVES, Paulo de Tarso da C.; ARAÚJO, Maria E. de. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.
- [9] TRIGUEIRO, Lorena Giselle Ventura. Dieta de *Hyporhamphus unifasciatus* (RANZANI, 1841)(Actinopterygii: Hemiramphidae) no estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. 2013.
- [10] COSTA RIBEIRO, Gisela et al. Marine ichthyofauna of Santa Catarina Island, Southern Brazil: checklist with comments on the species. **Biota Neotropica (Edicao em Inglês)**, v. 19, n. 3, 2019.
- [11] COSTA, Marcus Rodrigues da; TUBINO, Rafael de Almeida; MONTEIRO-NETO,

- Cassiano. Length-based estimates of growth parameters and mortality rates of fish populations from a coastal zone in the Southeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 35, 2018.
- [12] WHITEHEAD, PJ P. FAO species catalogue. **Clupeoid fishes of the world**, v. 7, p. 319, 1988..
- [13] SALES, Natalice dos Santos et al. Influência da salinidade na distribuição e dieta da ictiofauna em um estuário hipersalino. 2015.
- [14] VASCONCELOS FILHO, A. de L. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco. **Brasil. IV. Alimentação de Sardinha Bandeira, Opisthonema oglinum**, p. 105-116, 1979.
- [15] CLARK, Fernando José König; PESSANHA, André Luiz Machado. Diet and ontogenetic shift in habitat use by Rhinosardinia bahiensis in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 95, n. 1, p. 175-183, 2015.
- [16] MUTO, Elizabeti Y. et al. Trophic groups of demersal fish of Santos Bay and adjacent continental shelf, São Paulo State, Brazil: temporal and spatial comparisons. **Brazilian journal of oceanography**, v. 62, n. 2, p. 89-102, 2014.
- [17] VASCONCELOS FILHO, A. de L. Neumann-Leitao, S., Eskinazi-Leça, E., & Oliveira, A. M. E. Hábitos alimentares de peixes consumidores secundários do Canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 38, n. 2, p. 120-128, 2010.
- [18] ARAÚJO, Priscila Rocha Vasconcelos. Variação espaço-temporal e ecologia trófica de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) e *Colomesus psittacus* (Bloch & Schneider, 1801)(Actinopterygii, Tetraodontidae) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. 2012.
- [19] Nizinski, M. S., & T. A. Munroe *Engraulidae: Anchovies*. In K. E. Carpenter (Ed.), *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic*, Volume 2: Rome, 2002.
- [20] BIGELOW, Henry B.; SCHROEDER, William C. Fishes of the western North Atlantic, part 2. **Sears Found. Mar. Res**, v. 1, p. 165-187, 1953.
- [21] GIARRIZZO, Tommaso et al. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a

- mangrove estuary in Northern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 4, p. 325-327, 2006..
- [22] KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J, *Check list of freshwater fishes of South and Central America (RE Reis, SO Kullender & CJ Ferraris, eds.)*. Porto Alegre, 2003.
- [23] BORTOLUZZI, Thiago et al. Hábito alimentar da Sardinha Prata, *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829),(Pisces, Engraulidae), Rio Uruguai Médio, Sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 4, n. 1, 2006.
- [24] MAI, Ana Cecilia Giacometti; VIEIRA, João Paes. Review and consideration on habitat use, distribution and life history of *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829)(Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 121-130, 2013.
- [25] BARRETO, Thaiza MRR et al. Fish species caught by shrimp trawlers off the coast of Sergipe, in north-eastern Brazil, and their length-weight relations. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 48, n. 3, 2018.
- [26] CORRÊA, Carlos Eduardo; CHAVES, Paulo de Tarso; GUIMARÃES, Paulo Ricardo Bittencourt. Biology of *Chirocentrodon bleekermanus* (Poey, 1867)(Clupeiformes: Pristigasteridae) in a continental shelf region of southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 3, p. 419-427, 2005.
- [27] PASSOS, Ana Carolina dos et al. Analysis of fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 4, p. 251-264, 2013.
- [28] DOS SANTOS, Luciano Neves; BROTTTO, Daniel Shimada; ZALMON, Ilana Rosental. Assessing Artificial reefs for Fisheries Management. **Artificial Reefs in Fisheries Management**, p. 125, 2011.
- [29] MUTO, Elizabeti Yuriko et al. Alimentação das sardinhas *Pellona harroweri* (Fowler, 1919) e *Chirocentrodon bleekermanus* (Poey, 1867), na região costeira de Santos, Estado de São Paulo. **Oceanografia e mudanças globais. São Paulo: Instituto Oceanográfico**, p. 287-302, 2008.
- [30] Fischer, W. “FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31)..” 1978.
- [31] GIANETI, Michel Donato. **Reprodução, alimentação, idade e crescimento de**

- Dasyatis guttata (Bloch & Schneider, 1801)(Elasmobranchii; Dasyatidae) na região de Caiçara do Norte-RN.** 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- [32] McEachran, J.D. and B. Séret, “Gymnuridae,” in *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*, v1 ed., A. P. and L. S. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, Ed. Paris: JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, 1990, pp. 64–66.
- [33] YOKOTA, L. et al. Reproductive biology of the smooth butterfly ray *Gymnura micrura*. **Journal of fish biology**, v. 81, n. 4, p. 1315-1326, 2012.
- [34] YOKOTA, Leandro; LESSA, Rosângela Paula. A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 75, n. 3, p. 349-360, 2006.
- [35] WHITE, William Toby et al. **Economically important sharks and rays of Indonesia.** 2006.
- [36] SCHLUESSEL, V.; BENNETT, M. B.; COLLIN, S. P. Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. **Marine and freshwater research**, v. 61, n. 11, p. 1278-1289, 2010.
- [37] TAGLIAFICO, Alejandro et al. Exploitation and reproduction of the spotted eagle ray (*Aetobatus narinari*) in the Los Frailes Archipelago, Venezuela. **Fishery Bulletin**, v. 110, n. 3, p. 307-316, 2012.
- [38] CLARO, R. Características generales de la ictiofauna. **Ecología de los peces marinos de Cuba**, p. 55-71, 1994.
- [39] BOWMAN, R. E.; STILLWELL, C. E.; MICHAELS W. L., e GROSSLEIN, M. D. “National Oceanic and Atmospheric Administration National Marine Fisheries Service Food of Northwest Atlantic Fishes and Two Common Species of Squid,” *NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-155*, no. January 2000.
- [40] IGFA, *Database of IGFA angling records until 2001*. Fort Lauderdale, USA, 2001.
- [41] SANTOS, Maíra Nanashara Silva. **REPRODUÇÃO E ALIMENTAÇÃO DA GUARAJUBA *Carangoides bartholomaei* (CUVIER, 1833) (PERCIFORMES: CARANGIDAE) NA PLATAFORMA CONTINENTAL DE PERNAMBUCO, BRASIL.** 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.
- [42] SLEY, A. et al. Annual reproductive cycle, spawning periodicity and sexual maturity of blue runner *Caranx crysos* (Pisces, Carangidae) from the Gulf of Gabes (Tunisia, E

- astern Mediterranean). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 28, n. 5, p. 785-790, 2012.
- [43] BARLETTA, Mário; BLABER, Stephen JM. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 647-680, 2007.
- [44] TEMÓTEO, T. A. A.; PINA, J. L.; LIRA, A. S., SARMENTO G. C.; VIANA, A. P.; FRÉDOU, T. “Alimentação de duas espécies do gênero *Caranx* capturados no litoral de Pernambuco,” *XXI Enc. Bras. Ictiol., Pernambuco, Brazil.*, 2015.
- [45] DE OLIVEIRA SILVA, Jailza Tavares; LOPES, Paulo Roberto Duarte. Notas sobre a alimentação e morfologia do aparelho digestivo de *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766)(Actinopterygii, Carangidae) na Praia de Ponta da Ilha (Ilha de Itaparica, Bahia). **Revista brasileira de Zoociências**, v. 4, n. 2, 2002.
- [46] Gómez-Canchong, P., L.; Manjarrés, M.; Duarte, L.O.; Altamar, J.. **Atlas pesquero del área norte del Mar Caribe de Colombia**. Universidad del Magdalena, Santa Marta, v. 230, 2004.
- [47] WILLIAMS, Happy A.; LOWE, M. Kimberly. Growth rates of four Hawaiian deep slope fishes: a comparison of methods for estimating age and growth from otolith microincrement widths. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 1, p. 126-136, 1997.
- [48] SAZIMA, Ivan. Field evidence for suspension feeding in *Pseudocaranx dentex*, with comments on ram filtering in other jacks (Carangidae). **Environmental Biology of Fishes**, v. 53, n. 2, p. 225-229, 1998.
- [49] ROWLING, Kevin R.; RAINES, Leeanne Patricia. **Description of the biology and an assessment of the fishery for silver trevally *Pseudocaranx dentex* off New South Wales**. Cronulla, Australia: NSW Fisheries Research Institute, 2000.
- [50] BOMFIM, Aline da Costa. **Bioecologia da ictiofauna marinha descartada pelo arrasto camaroeiro em praias da Bacia Potiguar, Brasil**. 2014. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- [51] Board, W. E. “World Register of Marine Species,” 2019.
- [52] CERVIGÓN, F. Los peces marinos de Venezuela. 2ª Edición. **Volumen II. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela**, 1993.
- [53] DAROS, Felipe Alexandre Lisboa de Miranda. Estudo da ictiofauna costeira no litoral

- do Paraná e adjacências através de censos visuais e microquímica de otólitos. 2014.
- [54] STEFANONI, Marina Freitas. Ictiofauna e ecologia trófica de peixes em ambientes praias da Ilha das Peças, complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. 2008.
- [55] DENADAI, Márcia Regina et al. Population biology and diet of the pompano *Trachinotus carolinus* (Perciformes: Carangidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. **J Mar Biol Oceanogr** 2, v. 2, p. 2, 2013.
- [56] HÖFLING, José Cláudio et al. Alimentação de peixes da família Clupeidae do complexo estuarino lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Títulos não-correntes*, v. 14, n. 2, 2012.
- [57] FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: III. Teleostei (2). **MZUSP, São Paulo, 90p.**
- [58] NIANG, Tania Marcia S.; PESSANHA, André Luiz M.; ARAÚJO, Francisco Gerson. Dieta de juvenis de *Trachinotus carolinus* (Actinopterygii, Carangidae) em praias arenosas na costa do Rio de Janeiro. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 1, p. 35-42, 2010.
- [59] EDUARDO, NOLÉ; FRÉDOU, THIERRY. Feeding ecology of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 12, n. 2, p. 123-135, 2017.
- [60] RUEDA, Mario; DEFEO, Omar. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 296, n. 1, p. 93-112, 2003.
- [61] PAIVA, A. C. G.; CHAVES, P. T.; ARAUJO, M. E. Distribution of estuarine fish fauna along coast of Brazil. **Trop. Oceanogr**, v. 41, p. 1-36, 2013.
- [62] RAY, Carleton; ROBINS, C. Richard. **A field guide to Atlantic coast fishes: North America**. Houghton Mifflin Harcourt, 2016.
- [63] DE LEMOS VASCONCELOS-FILHO, Antônio et al. Hábitos alimentares de consumidores primários da ictiofauna do sistema estuarino de Itamaracá (Pernambuco-Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 21-31, 2009.
- [64] RIEDE, Klaus. **Global register of migratory species: from global to regional scales: final report of the R&D-Projekt 808 05 081**. Federal Agency for Nature

- Conservation, 2004.
- [65] FISCHER, W. **FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31)**. FAO, 1978.
- [66] DO NASCIMENTO LEÃO, George. GIRARD, 1855, GERREIDAE, CAPTURADO NO CANAL DE SANTA CRUZ-PERNAMBUCO. 2016.
- [67] SCHNEIDER, Wolfgang. **Field guide to the commercial marine resources of the Gulf of Guinea. FAO species identification sheets for fishery purposes**. 1990.
- [68] ARAÚJO, Antônio Limeira Felinto de; DANTAS, Renato Pereira; PESSANHA, André Luiz Machado. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, 2016.
- [69] CHAVES, Paulo; BOUCHEREAU, Jean-Luc. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. **Oceanologica Acta**, v. 23, n. 3, p. 273-280, 2000.
- [70] POMBO, Máira et al. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: spatial and temporal distribution, body growth and diet. **Helgoland marine research**, v. 68, n. 2, p. 271-279, 2014.
- [71] Lira A.S., Viana A.P., Frédou F.L., et al. 2013. “Determinação do hábito alimentar do peixe roncadour, *Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758), na região de Barra de Sirinhaém-PE.” *IV Congr. Bras. Biol. Mar., Florianópolis, Brazil*.
- [72] GÓMEZ, Gabriel et al. Algunos aspectos de la biología reproductiva y poblacional del torroto, *Genyatremus luteus*, (Bloch, 1797)(Pisces: Haemulidae) en el golfo de Paria, Venezuela Some aspects of the reproductive and population biology of torrotogrunt, *Genyatremus luteus* (Bloch, 1797)(Pisces: Haemulidae), in the Paria gulf, Venezuela. **Zootecnia Tropical**, v. 20, n. 2, p. 223-234, 2002.
- [73] EDUARDO, Leandro N. et al. Population structure and reproductive biology of *Haemulopsis corvinaeformis* (Perciformes, Haemulidae) in the south coast of Pernambuco, northeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, 2018.
- [74] DENADAI, Márcia Regina et al. Population biology and diet of *Pomadasyis corvinaeformis* Perciformes: Pomadasyidae in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. **Revista de biologia tropical**, v. 61, n. 4, p. 1935-1945, 2013.
- [75] ZAHORCSAK, P.; SILVANO, R. A. M.; SAZIMA, I. Feeding biology of a guild of

- benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 511-518, 2000.
- [76] CHAVES, Maria Clara Nunes Ramos et al. Testing the ecocline concept for fish assemblages along the marine-estuarine gradient in a highly-eutrophic estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 211, p. 118-126, 2018.
- [77] FRANKS, James S.; VANDERKOOY, Katherine E.; GARBER, Nikola M. Diet of Tripletail, *Lobotes surinamensis*, from Mississippi coastal waters. **Gulf and Caribbean Research**, v. 15, n. 1, p. 27-32, 2003.
- [78] MONTEIRO, Dijane Pantoja; GIARRIZZO, Tommaso; ISAAC, Victoria. Feeding ecology of juvenile dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch and Schneider, 1801)(Lutjanidae) in intertidal mangrove creeks in Curuçá Estuary (Northern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and technology**, v. 52, n. 6, p. 1421-1430, 2009.
- [79] STIASSNY, Melanie LJ; TEUGELS, Guy G.; HOPKINS, Carl D. **Fresh and brackish water fishes of Lower Guinea, West-Central Africa**. IRD Editions, 2007.
- [80] MEDEIROS, Aline Paiva Morais de; XAVIER, Josias Henrique de Amorim; ROSA, Ierecê Maria de Lucena. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. **Latin american journal of aquatic research**, v. 45, n. 5, p. 879-890, 2017.
- [81] DA SILVA, V. E. L. et al. Length–weight relationships of two mugilid species from tropical estuarine systems in Alagoas, northeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, n. 3, p. 631-632, 2017.
- [82] LOPES, Paulo Roberto Duarte; DE OLIVEIRA-SILVA, Jailza Tavares. **Nota sobre a alimentação de *Conodon nobilis* (Linnaeus) e *Polydactylus virginicus* (Linnaeus)(Actinopterygil: Haemulidae e Polynemidae) na praia de Jaguaribe (Ilha de Itamaracá), estado de Pernambuco**. *Títulos não-correntes*, v. 12, n. 2, 2012.
- [83] FISCHER, W. **FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31)**. FAO, 1978.
- [84] Pina J., Temóteo T.A.A., Sarmiento G.C., “Hábito alimentar do *Bairdiella ronchus* (Cuvier, 1830) capturados em estuários de Pernambuco, nordeste do Brasil,” **XXI Enc. Bras. Ictiol., Pernambuco, Brazil.**, 2015.

- [85] W. R. and N. A. M. Taylor, *FAO species identification sheets for fishery purposes. West Atlantic (Fishing Area 31)*, In W. Fisc., vol. 1. Rome, 1978.
- [86] RONDINELI, Julianna Rodrigues et al. Dieta de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) e *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant e Bocourt, 1883)(Pisces, sciaenidae) no sudeste do Brasil, estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 33, n. 2, p. 221-228, 2018.
- [87] GIARRIZZO, Tommaso; KRUMME, Uwe. Spatial differences and seasonal cyclicality in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 739-754, 2007.v.
- [88] TC, Chaves Paulo et al. Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf. 2003.
- [89] ARAÚJO, Francisco Gerson; DE AZEVEDO, Márcia Cristina Costa; GUEDES, Ana Paula Penha. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 3, p. 107-118, 2016.
- [90] REIS-FILHO, José Amorim et al. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu river, Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 301-311, 2010.
- [91] LE BAIL, P. Y.; KEITH, P.; PLANQUETTE, P. *Atlas of freshwater fish of French Guiana. Volume 2 - part II: Siluriformes. TT - Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2 - fascicule II: Siluriformes*. 2000.
- [92] Lira A.S., Viana A.P., Fredou F. L. “Determinação do hábito alimentar de *isopisthus parvipinis* (Cuvier, 1830) (Actinopterygii: Sciaenidae) na região de Barra de Sirinhaém PE.” *XVIII Congr. Bras. Eng. Pesca, Pernambuco, Brazil.*, 2013.
- [93] DA SILVA JÚNIOR, Carlos Antônio Beserra et al. < b> Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 1, p. 1-8, 2015.
- [94] SANTOS, Marcella N.; ROCHA, Gecely RA; FREIRE, Kátia MF. Diet composition for three sciaenids caught off northeastern Brazil. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 51, n. 3, p. 493-504, 2016.
- [95] BEZERRA FIGUEIREDO, Marina et al. Hábitos alimentarios de *Macrodon ancylodon* (Actinopterygii, Sciaenidae) en el noreste de Brasil. **Revista de biología marina y**

- oceanografía**, v. 49, n. 3, p. 559-566, 2014.
- [96] MOURAO, Keila RM; FERREIRA, Valdimere; LUCENA-FREDOU, Flavia. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1783-1800, 2014.
- [97] Lira, A. S., Viana, A. P., Nolé, L. E., Lucena Frédou, F. & Frédou, T. “Hábito alimentar do *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sciaenidae) na região de Barra de Sirinhaém PE,” *XVIII Congr. Bras. Eng. Pesca, Paulo Afonso, Pernambuco*, 2013.
- [98] XAVIER, Josias Henrique de Amorim et al. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012.
- [99] Nakamura, I., Inada, T., Takeda, M., & Hatanaka, H. “Important fishes trawled off Patagonia,” in *Important fishes trawled off Patagonia.*, 1986, pp. 344–353.
- [100] MENDOZA-CARRANZA, Manuel; VIEIRA, Joao. Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) feeding strategies across four southern Brazilian estuaries. **Aquatic Ecology**, v. 42, n. 1, p. 83, 2008.
- [101] Robert, M. D. C. Michels-Souza, M. A. and Chaves, P. D. T. “Biology of *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) in Paraná coast, Brazil,” *Biol. Paralonchurus Bras. (Teleostei, Sciaenidae) no litoral sul do Estado do Paraná, Bras.*, vol. 24, no. 1, pp. 191–198, 2007
- [102] BLASINA, G. E.; BARBINI, S. A.; DÍAZ DE ASTARLOA, J. M. Trophic ecology of the black drum, *Pogonias cromis* (Sciaenidae), in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 26, n. 4, p. 528-534, 2010.
- [103] CAMARGO, Mauricio; ISAAC, Victoria. Reproductive biology and spatio-temporal distribution of *Stellifer rastrifer*, *Stellifer naso* and *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae) in the Caeté estuary, northern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. 1-2, p. 13-21, 2005.
- [104] DIAS, June Ferraz et al. Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioiga Channel, São Paulo (Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n.

- 1, p. 29-43, 2017.
- [105] DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline. **Journal of Fish Biology**, v. 86, n. 2, p. 707-733, 2015.
- [106] DANTAS, David Valença. A utilização dos diferentes habitats do estuário do Rio Goiana pelas diferentes fases ontogenéticas das espécies *Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii*, *Stellifer brasiliensis* e *Stellifer stellifer* (Actinopterygii, Teleostei). Estudo de caso: Caracterização das áreas utilizadas como berçário. 2012.
- [107] COLLETTE, Bruce B.; NAUEN, Cornelia E. **Scombrids of the world: an annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, and related species known to date. v. 2.** 1983.
- [108] MENEZES, Mariana Ferreira de. Alimentação da serra, *Scomberomorus maculatus* (Mitchill), em águas costeiras do Estado do Ceará. 1970.
- [109] Lieske, E. and Myers R. *Collins Pocket Guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea.* 1994.
- [110] FONTELES-FILHO, A. A. et al. Sinopse de informações sobre a cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier) e a serra, *Scomberomorus brasiliensis* Collette, Russo & Zavala-Camin (Pisces: Scombridae), no Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 12, n. 2, p. 117-122, 1988.
- [111] MEDEIROS, Aline Paiva Morais et al. Distribution patterns of the fish assemblage in the Mamanguape River Estuary, North-eastern Brazil. **Marine Biology Research**, v. 14, n. 5, p. 524-536, 2018.
- [112] HEEMSTRA, P. C.; ANDERSON JR, W. D.; LOBEL, P. S. **Groupers (seabasses, creolefish, coney, hinds, hamlets, anthiines, and soapfishes).** 2013.
- [113] REINER, Francisco. Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde. 1996.
- [114] BONECKER, Ana Cristina Teixeira et al. **Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos.** SciELO-Sociedade Brasileira de Zoologia, 2014.
- [115] COUTO, E. C. G.; FARIAS, M. C. V. Feeding habits of Sole Fish (*Achirus declivis* (Chabanaud, 1940)(Teleostei: Soleidae)) in the River Sergipe estuary (northeastern, Brazil). **XII Coloquio Argentino de Oceanografía, Mar Del Plata, IB, 101p**, 2001.

- [116] Joyeux, J. C., Giarrizzo, T., Macieira, R. M., Spach, H. L., & Vaske Jr, T. Length–weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, n. 3, p. 350-355, 2009.
- [117] CONTENTE, RIGUEL FELTRIN; STEFANONI, MARINA FREITAS; SPACH, HENRY LOUIS. Size-related changes in diet of the slipper sole *Trinectes paulistanus* (Actinopterygii, Achiridae) juveniles in a subtropical Brazilian estuary. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 1, p. 63-69, 2009.
- [118] PINA, Juliana Ventura de. Avaliação da atividade reprodutiva da ictiofauna capturada na pesca artesanal de arrasto camaroeiro pela comunidade de Itapema do Norte, Itapoá, litoral norte de Santa Catarina. 2009.
- [119] ANDERSON, Antônio Batista et al. Brazilian tropical fishes in their southern limit of distribution: checklist of Santa Catarina’s rocky reef ichthyofauna, remarks and new records. **Check List**, v. 11, n. 4, p. 1688, 2015.
- [120] REIS-FILHO, José Amorim et al. Moon and tide effects on fish capture in a tropical tidal flat. **Journal of the Marine Biological association of the United Kingdom**, v. 91, n. 3, p. 735-743, 2011.
- [121] Roux, C. “Dactylopteridae,” in *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, J. N. and E. T. (eds. . In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, Ed. Paris.: UNESCO, 1986, pp. 1284–1285.
- [122] GUEDES, Ana Paula P. et al. Partitioning of the feeding niche along spatial, seasonal and size dimensions by the fish community in a tropical Bay in Southeastern Brazil. **Marine Ecology**, v. 36, n. 1, p. 38-56, 2015.
- [123] TEIXEIRA, R. L.; HAIMOVICI, M. Distribution, reproduction and feeding habits of the *Prionotus punctatus* and *Prionotus nudigula* (Pisces: Triglidae) from Rio Grande do Sul, Brazil. **Atlantica (Brazil)**, 1989.
- [124] LONGO, G. O. et al. Between-habitat variation of benthic cover, reef fish assemblage and feeding pressure on the benthos at the only atoll in South Atlantic: Rocas Atoll, NE Brazil. **PLoS One**, v. 10, n. 6, 2015.
- [125] MARCENIUK, A. P.; FERRARIS, C. J. Family Ariidae (sea catfishes). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre**, p. 447-455, 2003.

- [126] DENADAI, Márcia Regina et al. Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 74-83, 2012.
- [127] Almeida, R. D. S. “**Distribuição espacial das guildas tróficas de peixes estuarinos no litoral amazônico Brasileiro,**” 2018, vol. 15, no. 2, pp. 2017–2019.
- [128] SEGURA-BERTTOLINI, Elsy Consuelo; MENDOZA-CARRANZA, Manuel. La importancia de los machos del bagre bandera, Bagre marinus (Pisces: Ariidae), en el proceso reproductivo. **Ciencias marinas**, v. 39, n. 1, p. 29-39, 2013.
- [129] POSSATTO, Fernanda Eria. Ecologia alimentar nas diferentes fases ontogenéticas de *Cathorops spixii*, *C. agassizii*, e *Sciades herzbergii* (Actinopterygii Ariidae). 2010.
- [130] DANTAS, David Valença et al. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric catfish species. **Estuaries and Coasts**, v. 35, n. 2, p. 587-602, 2012.
- [131] MENDES, Fabrício Lemos de Siqueira; BARTHEM, Ronaldo Borges. Hábitos alimentares de bagres marinhos (Siluriformes: Ariidae) do estuário amazônico. 2010.
- [132] MARCENIUK, Alexandre P. et al. Redescription of *Notarius grandicassis* and *Notarius parmocassis* (Siluriformes; Ariidae), with insights into morphological plasticity and evidence of incipient speciation. **Systematics and Biodiversity**, v. 15, n. 3, p. 274-289, 2017.
- [133] CHACON, J. O.; ALVES, M. I. M.; DE MESQUITA, M. S. C. Alguns aspectos da reprodução do bagre branco, *Selenaspsis herzbergii* (Bloch 1794), Pisces: Ostariophysi, Siluriformes, Ariidae. **Bol. Tec. DNOCS**, v. 47, p. 43-78, 1994.
- [134] GIARRIZZO, Tommaso; SAINT-PAUL, Ulrich. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, Northern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 56, n. 2, p. 861-873, 2008.
- [135] LOURENÇO, Ronaldo César Gurgel. Assembleia de peixes de estuários negativos do Nordeste brasileiro: atualização taxonômica, padrões espaço-temporais e aspectos funcionais. 2016.
- [136] PASSOS, A. C. et al. Weight–length relationship of 63 demersal fishes on the shallow coast of Paraná, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 28, n. 5, p. 845-847, 2012.
- [137] ALMEIDA-SILVA, P. H. et al. Trophic ecology and food consumption of fishes in a

- hypersaline tropical lagoon. **Journal of fish biology**, v. 86, n. 6, p. 1781-1795, 2015.
- [138] LÓPEZ-PERALTA, R. H.; ARCILA, C. A. T. Diet composition of fish species from the southern continental shelf of Colombia. **Naga, WorldFish Center Quarterly**, v. 25, n. 3-4, p. 23-29, 2002..
- [139] DENADAI, M. R. et al. Population biology and diet of the puffer fish *Lagocephalus laevigatus* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) in Caraguatatuba Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 2, p. 407-412, 2012.
- [140] DE ANDRADE, Amanda Carvalho et al. Guild composition and habitat use by Tetraodontiformes (Teleostei, Acanthopterygii) in a south-western Atlantic tropical estuary. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 6, p. 1251-1264, 2016.
- [141] LIMA, Caroline Stefani da Silva. Partição trófica de dois tetraodontidae simpátricos no estuário negativo do Rio Tubarão, Macau-RN, Brasil. 2014.
- [142] SCHULTZ, Yart Damasceno; FAVARO, Luís Fernando; SPACH, Henry Louis. Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2002.