

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR**

ANDRÉ PEREIRA CATTANI

**AVALIAÇÃO DE DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DE CAPTURA INCIDENTAL NA
PESCA DE ARRASTO DO MUNICÍPIO DE PONTAL DO PARANÁ-PR**

PONTAL DO PARANÁ

2010

ANDRÉ PEREIRA CATTANI

**AVALIAÇÃO DE DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DE CAPTURA INCIDENTAL NA
PESCA DE ARRASTO DO MUNICÍPIO DE PONTAL DO PARANÁ-PR**

Dissertação apresentada para o curso de pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos do Centro de Estudos Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, linha de pesquisa em Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros.

Orientador: Prof. Dr. Henry L. Spach

Co-orientador: Dr. Matthew K. Broadhurst

PONTAL DO PARANÁ

2010

C368 Cattani, André Pereira, 1980-
Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de Pontal do Paraná – PR / André Pereira Cattani . - Pontal do Paraná, 2010.
147 f.: il. (algumas color.); 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach .
Co-orientador: Dr. Matthew K. Broadhurst.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. Oceanografia biológica. 2. Ictiologia 3. Tecnologia pesqueira.
4 . Pesca de arrasto. 5. Captura incidental. I. Título. II. Henry Louis Spach. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 639.5098162



Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da UFPR

Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR
Avn. Beira-mar, s/n.º - Baln. Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil
Tel. (41) 3455-1333 - Fax (41) 3455-1105 - www.cem.ufpr.br/pgsisco - pgsisco@ufpr.br

TERMO DE APROVAÇÃO

André Pereira Cattani

“Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de Pontal do Paraná-PR.”.

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:

Dr. Henry Louis Spach (UFPR/CEM)
Orientador e Presidente

Dr. Paulo de Tarso da Cunha Chaves (UFPR)
Membro Examinador

Dr. Mario Katsuragawa (USP)
Membro Examinador

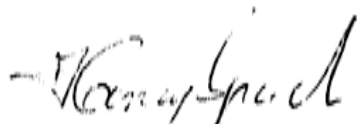
Pontal do Paraná, 30 de março de 2010.

“Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de Pontal do Paraná-PR.”

POR

André Pereira Cattani

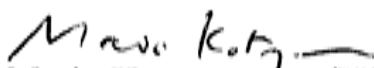
Dissertação nº 53 aprovada como requisito parcial do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr. Henry Louis Spach (UFPR/CEM)
Orientador e Presidente



Dr. Paulo de Tarso da Cunha Chaves (UFPR)
Membro Examinador



Dr. Mario Katsuragawa (USP)
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 30 de março de 2010.

“A simplicidade é o último degrau da sabedoria”.

Khalil Gibran

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, prof. Dr. Henry Louis Spach, pela oportunidade em trabalhar neste projeto, por todos os momentos em que esteve presente quando necessitei de orientação e por ser uma pessoa atenciosa e descontraída, sem perder a seriedade no trabalho.

Ao cientista australiano, pescador e surfista Dr. Matt Broadhurst pela orientação no desenho dos modelos dos dispositivos testados, pelas aulas de confecção de redes e pela correção dos *abstracts*. *Thank´s Bro!* Que nossa parceria perdure para os próximos anos!

À coordenação da Pós Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos pela bolsa de estudos concedida durante todo o período do mestrado.

Aos pescadores Sr. Jair, Fico, Maico, Taico e Alex, presentes em toda a faina deste trabalho. Com seus conhecimentos empíricos sobre o mar, a orientação de vocês foi imprescindível para a boa execução de todo o trabalho!!!

Ao José Hugo Dias Gondim Guanais, também conhecido por Zugo, que dividiu comigo a árdua tarefa das coletas! Aprendi muito com a sua personalidade Zugo!!!

À toda galera que esteve presente nas coletas: Zugo, Felipe Daros (Batata), Renato Nagata (Mitzu), Anderson Cumim, Willian Carli, Leonardo Bueno (Leco), Lilyane Santos (Lily), Catarina Silva, Rodrigo Fontoura (Guigo), Allan Menezes, Rafael Mineiro (Jobim), Hugo (Cabron), Tati, Marília, Andressa, Camila, Rodolfo,

Ituano, Henrique Minero (esse sofreu); Thiago, Daniel e Bruno Baumle (Tikinho) (que passaram natal no mar com a canoa quebrada!), Rogério e Kazu.

À Lily e a Bianca pelas triagens e em especial a Lily pelos ensinamentos nas identificações das espécies de peixes

A turma do Laboratório de Biologia de Peixes: Felipe Daros (batata) Lilyane Santos (Lily), Ciro Vilar, Leonardo Bueno (Leco), Catarina Silva, Andréia Schwingel e Bianca Budel. Ao “quase” doutor Ricardo Krul pelas aulas informais de ecologia e pesca.

Aos meus pais e a minha namorada Patrícia Carnasciali (Paty), que sempre estiveram ao meu lado sempre que precisei.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	vii
SUMÁRIO	ix
RESUMO GERAL.....	xi
<i>GENERAL ABSTRACT</i>	xii
PREFÁCIO	xiii
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	xvi
CONSIDERAÇÕES FINAIS	xxxiv

CAPÍTULO I – Avaliação da ictiofauna do *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas (*Xyphopeneaus kroyeri*) do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil...

.....	xix
LISTA DE FIGURAS	xx
LISTA DE TABELAS	xxiii
RESUMO	xxiv
<i>ABSTRACT</i>	xxv
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	3
2.1 Área de Estudo	3
2.2 Delineamento Amostral e Procedimentos Laboratoriais	5
2.3 Análise dos Dados	7
3. RESULTADOS	9
3.1 Captura de peixes, camarão e ictiofauna do <i>bycatch</i>	9
3.2 Captura e tamanho das espécies mais abundantes do <i>bycatch</i>	25
4. DISCUSSÃO	37
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

CAPÍTULO II – Avaliação dos dispositivos de redução da captura incidental da ictiofauna do *bycatch* da pesca de arrasto do camarão sete-barbas (*Xyphopeneaus kroyeri*) do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil.

.....	xxvi
LISTA DE FIGURAS	xxvii
LISTA DE TABELAS	xxx
RESUMO	xxxii
<i>ABSTRACT</i>	xxxiii
1. INTRODUÇÃO	68
2. MATERIAL E MÉTODOS	70

2.1 Área de Estudo	70
2.2 Delineamento Amostral e Procedimentos Laboratoriais	73
2.3 Análise dos Dados	78
3. RESULTADOS	80
3.1 Exclusão comparativa entre peixes e camarão	80
3.2 Exclusão das espécies mais abundantes de peixes capturados	85
4. DISCUSSÃO	102
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

RESUMO GERAL

A captura de camarões, realizada pela técnica de arrasto com portas, tem alto impacto no ambiente marinho. Tal prática resulta na pesca de um volume substancial de organismos, capturados juntamente com a espécie-alvo (*bycatch* ou descarte), fundamentais na organização da rede trófica e, em última instância, na preservação dos próprios estoques comerciais. De forma a mitigar este impacto, dispositivos adaptados nas redes de arrasto, vulgarmente conhecidos como BRD's – *Bycatch Reduction Devices*, têm sido testados e implementados na frota camaroneira ao redor do planeta. No litoral paranaense, a pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) tem alta importância econômica. Assim, o presente estudo se propôs a testar a eficiência de quatro dispositivos de redução da captura incidental na pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil, bem como avaliar a composição da ictiofauna do *bycatch*. De julho de 2008 até abril de 2009 foram realizados 12 arrastos mensais em conjunto com os pescadores locais. Duas redes foram arrastadas simultaneamente em cada bordo da embarcação. De um lado, uma rede de arrasto do tipo manga seca padrão e do outro, uma rede com o dispositivo de redução da captura incidental adaptado no ensacador da rede. Foram capturados 26.743 peixes distribuídos em 27 famílias e 68 espécies, das quais apenas três pertencem à classe dos Chondrichthyes. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Sciaenidae (18); Carangidae (6); Ariidae (5) e Achiridae, Engraulidae e Paralichthyidae (4). Somente as famílias Sciaenidae e Carangidae representaram 80% da captura total. As espécies *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *S. brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Cathorops spixii* foram dominantes em número de indivíduos, representando 80% da captura total, sendo que a captura de *S. rastrifer* e *S. setapinnis* correspondeu a 44% da captura total. Foi utilizado um teste t de *student* comparando-se a captura total em biomassa dos brd's com os seus respectivos controles. Em relação aos peixes, foram detectadas diferenças significativas (p -valor $<0,05$) em todos os dispositivos, sendo que a maior redução média ocorreu na rede com a grelha com 24 mm de espaçamento entre barras (G24) (56,71%) e a menor ocorreu na rede com ensacador de malha quadrada (MQ) (17,98%). A redução média na rede com a grelha com 37 mm de espaçamento entre barras (G37) e na rede com o ensacador com janela de escape (JE) foi de 52,92% e 34,46%, respectivamente. Para o camarão, apenas o ensacador MQ não teve diferenças significativas entre as biomassas (p -valor=0,57). A maior redução ocorreu na G37 (32,08%) e a menor foi no ensacador MQ (2,41%). A redução média da G24 e da JE foi de 15,77% e 8,01%, respectivamente. Conclui-se que todos os dispositivos foram eficientes na exclusão da ictiofauna do *bycatch*, mas apenas o ensacador com a MQ não reduziu significativamente a captura do camarão.

Palavras-chave: Arrasto de porta, ictiofauna e dispositivo de redução do *bycatch*.

GENERAL ABSTRACT

The shrimp fishery performed by trawlers has a high impact on the marine environment. This practice results in the capture of a substantial number of non-target species (bycatch or discard) with ecological and economical importance. Bycatch is one of the main problems facing contemporary fisheries management. To minimise some of the impacts of trawls, a few countries have implemented and tested devices to reduce *bycatch* (collectively termed '*bycatch* reduction devices' or 'BRDs'). The sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*) fishery has great economic importance on the Paraná coast. The effectiveness of four BRDs (including separating grids and square-mesh codends) were assessed in a sea-bob shrimp fishery off the southern coast of Brazil, of Paraná state. In partnership with the fishermen of Barrancos beach, 12 hauls per month were surveyed between July 2008 and April 2009. Two identical nets were deployed simultaneously on each side of the vessel. In one net, a standard codend was used, while in the other net, a BRD was inserted anterior to the codend. A total of 26,743 fish were caught, comprising 27 families and 68 species, of which only three belonged to the class Chondrichthyes. The families with the greatest species richness were Sciaenidae (18), Carangidae (6); Ariidae (5) and Achiridae, Engraulidae and Paralichthyidae (4). The families Sciaenidae and Carangidae accounted for 80% of the total catch. The species *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *S. brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* and *Cathorops spixii* were dominant, representing 80% of the total catch. Further, of these species, *S. setapinnis* and *S. rastrifer* accounted for 44% of the total catch. Student's paired t-tests were used to compare catches between the BRDs and control. For the fish, there were significant reductions (p-value <0.05) by all BRDs, with the largest mean reduction in weight by a grid with 24-mm bar spacings (G24) (56.71%) and the lowest reduction by a square-mesh codend (MQ) (17.98%). The two other BRDs (a grid with 37-mm bar spacings (G37) and a square-mesh panel (JE)) reduced *bycatch* by 52.92 and 34.46%, respectively. For the shrimp, only the MQ BRD caught similar quantities of shrimp as the control (p-value = 0.57). The largest reduction in shrimp occurred in the trawl containing the G37 (32.08%). The mean reductions in shrimp by the G24 and JE were 15.77 and 8.01%, respectively. It was concluded that the four BRDs were effective in excluding ichthyofauna *bycatch*, but only the MQ did not significantly reduce the shrimp catch.

Keywords: Trawling, ichthyofauna and bycatch reduction devices (BRD).

PREFÁCIO

O arrasto de portas destinado à pesca das espécies de camarões é uma prática de grande impacto na fauna marinha. Tal prática resulta na captura de um volume substancial de organismos (“*bycatch*” ou descarte) fundamentais na organização da rede trófica e, em última instância, na preservação dos próprios estoques comerciais (ALENCAR *et al.*, 2003). Recentemente, a captura incidental de espécies não-alvo atraiu a atenção mundial (BROADHURST, 2000).

Uma grande quantidade de juvenis de teleósteos é descartada (HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996), o que acarreta um grande impacto ecológico nas comunidades de peixes. Assim, esta mortalidade massiva compromete significativamente os estoques pela diminuição do potencial de recrutamento, gerando uma desestruturação das populações e conseqüentemente das comunidades, podendo comprometer toda a biota marinha.

Em virtude do alto impacto causado pelo arrasto, algumas medidas de manejo têm sido tomadas, tais como a adoção de períodos de proibição da pesca de arrasto (defeso), limites espaciais para a atuação das frotas (áreas de exclusão) e dispositivos tecnológicos de redução do *bycatch* (BRD – *Bycatch Reduction Device*) e de redução da captura de tartarugas (TRD – *Turtle Reduction Device*).

A adoção destes dispositivos na atividade pesqueira se caracteriza como uma medida específica de gestão, de cunho tecnológico, focada na modificação das redes de arrasto (corpo da rede e/ou ensacador). Diferentemente de outras medidas, que levam em conta aspectos biológicos das espécies alvo, tais como períodos de desova e de recrutamento restritos à captura, ou ainda áreas marinhas vedadas a este tipo de atividade (áreas marinhas protegidas).

De acordo com BROADHURST (2000) nas publicações científicas específicas, os dispositivos de redução de captura têm sido designados por uma variedade de nomes: (1) dispositivo de escape de peixes (FED – *Fish Escape Device*) (WATSON & MCVEA, 1977); (2) Dispositivo de exclusão de tartarugas (TEDs – *Turtle Eradication/Elimination/Exclusion Devices or Trawl Efficiency Devices*) (WATSON *et al.*, 1986; KENDALL, 1990; RULIFSON *et al.*, 1992; RENAUD *et al.*, 1993; ROBINS-TROEGER *et al.*, 1995; ROBINS e MCGILVRAY, 1999); (3) dispositivo de exclusão do descarte (BED – *Bycatch Excluder Devices*) (NAAMIN & SUJASTANI, 1984; SUJASTANI, 1984); e mais frequentemente (4) dispositivo de

redução do descarte (BRD – *Bycatch Reducing/Reduction Devices* (RULIFSON *et al.*, 1992; WATSON, 1996; BROADHURST *et al.*, 1997, 1997a; BREWER *et al.*, 1998; PETTOVELLO, 1999).

Independentemente da variedade de nomes adotados, neste caso BRD, existem dois mecanismos básicos de exclusão da captura incidental: (i) comportamental e (ii) pelo tamanho. O primeiro mecanismo está relacionado principalmente com o tipo de mobilidade das espécies capturadas. Os peixes possuem maior capacidade natatória em comparação com os camarões. Assim, os BRD's desenvolvidos com base nesta premissa, se utilizam de painéis separadores, janelas de escape e malhas quadradas adaptadas, de forma a direcionar o alvo da captura para dentro do saco e o escape (e.g.: peixes) pela parte superior do ensacador. O segundo mecanismo está relacionado com as diferenças de tamanhos entre a captura alvo e o descarte. Desta forma, os dispositivos utilizados são grelhas exclusoras adaptadas na entrada do ensacador, de forma a selecionar a captura com base nos espaçamentos das grades.

Assim, para a escolha do dispositivo mais apropriado, faz-se necessário um conhecimento prévio do tipo de captura e do descarte em questão, de forma a delinear a execução dos testes experimentais.

No litoral paranaense a atividade pesqueira é considerada de pequena escala, com alguns pólos semi-industriais voltados para a captura das espécies de camarão (ANDRIGUETTO-FILHO *et al.*, 2006). A composição do “*bycatch*” da frota pesqueira desse estado é dominada por peixes. CARNIEL (2006) quantificou o descarte das embarcações do município de Pontal do Paraná-PR e observou o predomínio específico de peixes (81,40% das espécies), seguidos por crustáceos (9,30%), moluscos (3,48%), equinodermos (3,48%) e cnidários (2,33%).

A plataforma continental interna, ou rasa, é a região preferencial de trabalho destas embarcações. É limitada pela linha de praia até 40-50 metros de profundidade (BIGARELLA, 1978; ROCHA & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 1998). Trata-se de um ambiente que funciona como área de criação, alimentação e reprodução de diferentes tipos de peixes, que podem completar o ciclo de vida neste ambiente (residentes), ou serem visitantes obrigatórios ou ocasionais (WALSH *et al.*, 2004). Estão submetidos a diferentes processos costeiros e oceânicos, com destaque para a drenagem continental, responsável pelo aporte local de nutrientes (SCHWARZ, 2009).

Parecem contribuir para a estruturação dos padrões de variação temporal e espacial da ictiofauna demersal diferenças ambientais e oceanográficas como: largura da plataforma, profundidade, tipo de fundo e hidrografia (HECKER, 1990; MACPHERSON & DUARTE, 1991; KOSLOW, 1993; SMALE *et al.*, 1993; FUGITA *et al.*, 1995; MORANTA *et al.*, 1998; HYNDES *et al.*, 1999), além dos fatores biológicos como as relações interespecíficas (predação e competição) e disponibilidade de alimento (MACPHERSON & ROEL, 1987; GORDON *et al.*, 1995).

No que se refere à mitigação do impacto da pesca de arrasto, está em andamento um projeto experimental coordenado pelo laboratório de Biologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar – UFPR que se propõe a testar diferentes dispositivos de redução da captura incidental na frota pesqueira do município de Pontal do Paraná. Em parceria com os pescadores são realizados arrastos mensais, em que se compara a composição da captura, utilizando-se simultaneamente, em ambos os bordos da embarcação, redes normais e com este dispositivo, permitindo avaliar a sua eficiência. Também possibilitando a descrição dos padrões de variabilidade temporal da fauna capturada. Assim sendo, no âmbito deste projeto maior, este estudo testou a eficiência dos dispositivos de redução de captura incidental (BRD) de peixes na pesca de arrasto direcionada ao camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), realizada pelas canoas motorizadas do município de Pontal do Paraná-PR. Foi avaliada também a ictiofauna do *bycatch*.

Para tanto, esta dissertação foi dividida em dois capítulos. O primeiro teve por objetivo descrever a ictiofauna do *bycatch* da captura do camarão sete-barbas e sua variação temporal no período avaliado, dando ênfase às espécies com a maior captura. Já o segundo capítulo procurou-se testar efetivamente a eficiência dos quatro BRD's analisados, avaliando-se o efeito destes dispositivos na captura do camarão sete-barbas e na ictiofauna do *bycatch*. Também se avaliou o efeito dos BRD's nas espécies de peixes mais abundantes do *bycatch*, que foram determinadas pelo capítulo anterior.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, C. A. G; SILVA, A. S. e CONCEIÇÃO, N. R. de L. **Texto Básico de Nivelamento Técnico sobre Recifes Artificiais Marinhos**. Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República – SEAP/PR. 2003.

ANDRIGUETTO – FILHO, J.M.; CHAVES, P. T.; SANTOS, C. e LIBERATI, S. A. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. In: ISAAC, V.J.; MARTINS, A. S.; HAIMOCIC, M.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M. (Ed.). **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Belém: Editoria Universitária da UFPA. v1. pp. 117-140, 2006.

BIGARELLA, J.J. **A serra do mar e a porção oriental do Estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional; contribuição à geografia, geologia e ecologia regional**. Curitiba, Secretaria de Estado do Planejamento do Paraná, Associação de Defesa e Educação Ambiental. 248 p,1978.

BREWER, D.; RAWLINSON, N.; EAYRS, S.; & BURRIDGE, C. An assessment of *bycatch* reduction devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. **Fisheries Research** v.36, pp.195–215, 1998.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J. & O'DOHERTY, G. Specifications for the construction and installation of two by-catch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. **Marine Freshwater Research** v.48, pp.485–489, 1997.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; WATSON, J. & WORKMAN, I. Evaluations of the Nordmøre-grid and secondary *bycatch* reducing devices (BRDs) in the Hunter River prawn-trawl fishery, Australia. **Fisheries Bulletin**.v.95, pp.210–219, 1997a.

BROADHURST, M. Modifications to reduce *bycatch* in prawn trawls: A review and framework for development. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.10: pp.27-60, 2000.

CARNIEL, V. L. **A Interação de aves costeiras com descartes oriundos da pesca artesanal no litoral centro-sul paranaense**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 2006.

FUGITA, T.; INADA, T. & ISHITO, Y. Depth-gradient structure of the demersal fish community on the continental shelf and upper slope off Sendai Bay, Japan. **Marine Ecology Progress Series**, v.118, p. 13–23, 1995

GORDON, J. D. M; MERRETT, N. R. & HAENDRICH, R. L. Environmental and biological aspects of slope dwelling fishes of the north Atlantic. In: Hopper A. G. (Ed.). **Deep water fisheries of the North Atlantic Oceanic Slope**: Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 1995.

HAIMOVICI, M. & MENDONCA, J. T. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. **Atlantica**, Rio Grande Brasil, v 18, p.161-177, 1996.

HECKER, B. Variation in megafaunal assemblages on the continental margin south of New England. **Deep-Sea Research**, [S.l.], v.37, p.35–57, 1990.

HICKEY, W. M.; BROTHERS, G. & BOULOS, D. L. **By-catch reduction in the northern shrimp fishery**. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science. N° 1964, 41pp., 1993.

HYNDES, G. A., POTTER, I. C., PLATELL, M. E. & LENANTON, R. C. J. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology**, New York, v. 134, p. 335–352, 1999.

KENDALL, D. Shrimp retention characteristics of the Morrison soft TED: a selective webbing exclusion panel inserted in a shrimp trawl net. **Fisheries Research** v.9, p.3–21, 1990.

KOSLOW, J. A. Community structure in North Atlantic deep-sea fishes. **Progress in Oceanography**, v.31, pp. 321 –338, 1993.

MACPHERSON, E. & ROEL, B. A. Trophic relationships in the demersal fish community off Namibia. *In*: PAYNE AIL, GOULARD A., BRINK K. H. (eds). The Bengala and comparable ecosystems. **South African Journal of Marine Science**, South Africa, v. 5, p. 585–596, 1987.

MACPHERSON, E. & DUARTE, C. M. Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationship? **Marine Ecology Progress Series**, v.71, pp. 103–112, 1991.

NAAMIN, N. & SUJASTANI, T. The by-catch excluder device. Experiments in Indonesia. Presented at *FAO / Australia: Workshop on the Management of Penaeid Shrimp/Prawns in the Asia Pacific Region, 29 October–2 November*, 20 pp. ,1984.

PETTOVELLO, A.D. By-catch in the Patagonian red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery. **Marine Freshwater Research**. v.50, p.123–127. 1999.

RENAUD, M.; GITSCHLAG, G.; KLIMA, E.; SHAH, A.; KOI, D. & NANCE, J. Loss of shrimp by turtle excluder devices (TEDs) in coastal waters of the United States, North Carolina to Texas: March 1988–August 1990. **Fisheries Bulletin**. v.91, p.129–137. 1993.

ROBINS-TROEGER, J. B.; BUCKWORTH, R. C. & DREDGE, M. C. L. Development of a trawl efficiency device (TED) for Australian prawn fisheries. II. Field evaluations of the AusTED. **Fisheries Research** v. 22, p.107–117, 1995.

ROBINS, J.B. & MCGILVRAY, J.G. The AustED II, an improved trawl efficiency device 2. Commercial performance. **Fisheries Research**. v.40, p.29–41, 1999.

ROCHA, G. R. A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, São Paulo, v. 46, p. 93-109, 1998.

RULIFSON, R. A.; MURRAY, J. D. & BAHEN, J. J. Finfish catch reduction in South Atlantic shrimp trawls using three designs of by-catch reduction devices. **Fisheries** v. 17, p.9–19, 1992.

SCHWARZ, R. J. **Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná**. Curitiba. Tese (Doutorado) – Setor de Ciências Biológicas - Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 2009

SMALE, M. J.; ROEL, B. A.; BADENHORST, A. & FIELD, J. G (1993). Analysis of the demersal community of fishes and cephalopods on the Agulhas Bank, South Africa. **Journal of Fish Biology** [S.I.], v. 43, n. A, pp. 169 – 191, 1993

SUJASTANI, T. The *bycatch* excluder device. In **Report of the Fourth Session of the Standing Committee on Resources Research and Development**, 23–29 August 1984, Jakarta. *FAO Fisheries. Report. No. 318*, pp.91–95, 1984.

WALSH, S. J.; SIMPSON, M. & MORGAN, M. J. Continental shelf nurseries and recruitment variability in American plaice and yellowtail flounder on the Grand Bank: insights into stock resiliency. **Journal of Sea Research** v.51 pp.271– 286, 2004

WATSON, J. W. & MCVEA, C. Development of a selective shrimp trawl for the southeastern United States penaeid shrimp fisheries. **Marine Fisheries Review**. v.39, p.18–24, 1977.

WATSON, J. W. **Summary report on the status of *bycatch* reduction devices development**. NOAA, MS Lab. P.O. Drawer 1207, Pascagoula, 1996.

WATSON, J. W.; MITCHELL, J. F. & SHAH, A. K. Trawling efficiency device: A new concept for selective shrimp trawling gear. **Marine Fisheries. Review**. v.48, p.1–9, 1986.

Capítulo I

Avaliação da ictiofauna do *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas (*Xyphopenaeus kroyeri*) do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. DETALHE DO LOCAL ONDE HOUE OS ARRASTADOS.....	4
FIGURA 2 – CANOA MOTORIZADA UTILIZADA NAS COLETAS (POTÊNCIA = 21 HP).....	6
FIGURA 3 – DETALHE DA REDE MANGA SECA. ACIMA VISÃO SUPERIOR E ABAIXO VISÃO FRONTAL (ADAPTADO DE NATIVIDADE, 2006).....	6
FIGURA 4: CAPTURAS MÉDIAS MENSAIS EM KG DE PEIXE E CAMARÃO SETE-BARBAS	11
FIGURA 5 – RELAÇÃO MÉDIA DA CAPTURA EM PESO ENTRE CAMARÃO SETE-BARBAS E PEIXE.....	11
FIGURA 6 – FREQUÊNCIA PERCENTUAL E NÚMERO DE ESPÉCIES DAS FAMÍLIAS DE PEIXES MAIS ABUNDANTES NO <i>BYCATCH</i>	12
FIGURA 7: CURVA DE ACÚMULO DAS ESPÉCIES AO LONGO DAS AMOSTRAGENS (CURVA OBSERVADA Δ + CURVA ESTIMADA PELO ÍNDICE UGE)	16
FIGURA 8 – VARIAÇÃO DA MÉDIA MENSAL DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS EM ESCALA LOGARITIMIZADA [$\text{LOG}(N+1)$], NÚMERO DE ESPÉCIES (S), DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU.....	19
FIGURA 9 – DENDROGRAMA (A) E ANÁLISE DE ORDENAÇÃO PELO MÉTODO MDS (B) BASEADO NOS DADOS DE ABUNDÂNCIA E TODAS AS ESPÉCIES CAPTURADAS. GRUPOS DELINEADOS NO NÍVEL DE 69% ESTÃO CIRCUNDADOS NO GRÁFICO DE ORDENAÇÃO MDS.	21
FIGURA 10 – DISTRIBUIÇÃO SIMULADA DO TESTE ESTATÍSTICO R, CONSIDERANDO A HIPÓTESE NULA DE NÃO HAVER DIFERENÇAS ENTRE OS GRUPOS DE MESES. $R_{\text{global}}= 0,921$	22
FIGURA 11 – ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA AS DIFERENÇAS ENTRE OS GRUPOS DE MESES.	23
FIGURA 12 – CURVAS DE ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES RANQUEADAS (a) E DE K-DOMINÂNCIA (b) POR MÊS DE COLETA.....	24
FIGURA 13 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE <i>Cathorops spixii</i>	26

- FIGURA 14 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE ***Conodon nobilis***.27
- FIGURA 15 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE ***Cynoscion jamaicensis***.28
- FIGURA 16 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d).DE ***Isopisthus parvipinnis***.29
- FIGURA 17 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Larimus breviceps***.....30.
- FIGURA 18 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Paralonchurus brasiliensis***..... 31.
- FIGURA 19 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Pellona harroweri***32.
- FIGURA 20 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Selene setapinnis***33.
- FIGURA 21 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Stellifer brasiliensis***. 34
- FIGURA 22 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Stellifer rastrifer***..... 35
- FIGURA 23 – ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE ***Trinectes paulistanus***. 36.

FIGURA 24 – COMPARAÇÃO DE OCORRÊNCIA (NÚMERO MÉDIO DE EXEMPLARES) DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES CAPTURADAS NAS REGIÕES ESTUARINAS DE PLANÍCIES DE MARÉ E INFRALITORAL RASO ESTUARINO E NA PLATAFORMA CONTINENTAL INTERNA AMOSTRADA NESTE ESTUDO. EM VERMELHO, DESTAQUE DAS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES DO *BYCATCH* ENCONTRADAS NO PRESENTE ESTUDO. FONTE: ADAPTADO DE SCHWARZ, 2009.55.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – CAPTURA EM GRAMAS (g) DE PEIXE E CAMARÃO E RELAÇÃO DE CAPTURA ENTRE CAMARÃO E PEIXE POR MÊS E ARRASTO COM OS SEUS RESPECTIVOS VALORES MÉDIOS NA ÚLTIMA COLUNA.....	10
TABELA 2 – CAPTURA TOTAL E RELATIVA, COMPRIMENTO TOTAL (CT), DESVIO PADRÃO (DP), E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DAS ESPÉCIES DE PEIXES DO <i>BYCATCH</i> COM A RESPECTIVA REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA..	13
TABELA 3 – CAPTURA TOTAL POR ESPÉCIE E MÊS DE COLETA. ABAIXO A DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E A EQUITABILIDADE DE PIELOU PARA CADA MÊS.....	17

RESUMO

O *bycatch* pode ser definido como os organismos capturados incidentalmente junto com as capturas-alvo. Trata-se de um dos principais problemas do manejo pesqueiro contemporâneo. É gerado por uma diversidade de técnicas de captura, sendo o arrasto de portas uma das mais impactantes, tendo em vista a baixa seletividade e a alta proporção de *bycatch* em relação à espécie-alvo, comprometendo juvenis de peixes, crustáceos e invertebrados. Para avaliar a composição da ictiofauna do *bycatch*, em parceria com os pescadores do balneário de Barrancos, de julho de 2008 até abril de 2009 foram realizados 12 arrastos mensais, com redes do tipo “manga seca”, na plataforma continental interna rasa em frente ao município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. Foram capturados 1.082.990 g de peixes, camarão, siris e caranguejos. Deste total 327.090 g foi de peixes e 576.210 g de camarão, cuja relação média em peso de camarão: peixes foi de 1:0,57. A maior captura média de peixes ocorreu em março (6.408,33 g) e a menor em agosto (1.075 g). Para o camarão, a maior captura foi em janeiro (10.625 g) e a menor ocorreu em outubro (1.272,5 g). Em relação à ictiofauna do *bycatch*, no total 26.743 peixes foram capturados distribuídos em 27 famílias e 68 espécies, das quais apenas três pertencem à classe dos Chondrichthyes. Um maior número de peixes foi coletado no mês de março, correspondendo a 5920 indivíduos, ao passo que o mês de setembro teve a menor captura, correspondendo a 780 indivíduos. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Sciaenidae (18); Carangidae (6); Ariidae (5) e Achiridae, Engraulidae e Paralichthyidae (4). Somente as famílias Sciaenidae e Carangidae representaram 80% da captura total. As espécies *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *Stellifer brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Cathorops spixii* foram dominantes em número de indivíduos, representando 80% da captura total, sendo que a captura de *Stellifer rastrifer* e *Selene setapinnis* correspondeu a 44% da captura total. Conclui-se que a ictiofauna do *bycatch* da plataforma interna rasa do litoral paranaense é dominada por peixes demersais, na maioria pertencentes a família Sciaenidae, que tem ocorrência tanto na plataforma continental interna quanto no infralitoral raso do Complexo Estuarino de Paranaguá e da baía de Guaratuba.

Palavras-chaves: pesca do camarão, arrasto de porta, *bycatch* e ictiofauna.

ABSTRACT

Bycatch can be defined as the catch of non-target species, and is one of the main problems facing contemporary fisheries management. Nearly all fishing methods are characterized by at least some bycatch, although trawling is among the most problematic and is typically associated with poor selectivity and a very high proportion of *bycatch* compared to the targeted species. Such bycatch often includes a diverse assemblage of juvenile teleosts, crustaceans and invertebrates. This study aimed to assess the composition of ichthyofauna bycatch from artisanal shrimp trawls used in the shallow inner continental shelf in front of the municipality of Pontal do Paraná, on the Parana coast. In partnership with the fishermen of Barrancos beach, 12 hauls per month were surveyed between July 2008 and April 2009. The total catch was 1,082,990 g and comprised fish (327,090 g) and shrimp (576,210 g); with a shrimp-to-fish ratio of 1:0.57. The largest and lowest average catches of fish occurred during March (6,408.33 g) and August (1,075 g). For the shrimp, the greatest catches were in January (10,625 g), while the lowest occurred in October (1,272.5 g). Regarding the ichthyofauna bycatch, a total of 26,743 fish were caught, comprising 27 families and 68 species, of which only three belonged to the class Chondrichthyes. A greater number of fish were collected in March, representing 5,920 individuals, while September had the lowest catch, accounting for 780 individuals. The families with the greatest species richness were Sciaenidae (18), Carangidae (6); Ariidae (5) and Achiridae, Engraulidae and Paralichthyidae (4). The families Sciaenidae and Carangidae accounted for 80% of the total catch. The species *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *S. brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* and *Cathorops spixii* were dominant, representing 80% of the total catch. Further, of these species, *Selene setapinnis* and *Stellifer rastrifer* accounted for 44% of the total catch. It is concluded that the fish fauna of the bycatch of the inner shelf shallow coast of Paraná is dominated by demersal species, mostly belonging to the Sciaenidae, which occur both on the inner shelf and in the Paranaguá estuary and Guaratuba Bay.

Keywords: Shrimp fishery, trawling and bycatch reduction device

1. INTRODUÇÃO

O *bycatch* pode ser definido como os organismos capturados incidentalmente junto com as capturas-alvo (SAILA, 1983). É a fauna acompanhante proveniente da captura da espécie-alvo. A parte do *bycatch* que é aproveitada pelos pescadores denomina-se “*byproduct*”, sendo o restante denominado como descarte (KELLEHER, 2005). Assim, de acordo com esta definição, o *bycatch* é a soma do descarte mais o *byproduct*. Neste trabalho, em função do *bycatch* da pescaria em questão ter baixo aproveitamento, optou-se em utilizar o termo descarte como sinônimo de *bycatch* e de fauna acompanhante.

O *bycatch* derivado da captura das espécies de peixes e de invertebrados é um dos principais problemas do manejo pesqueiro contemporâneo. É gerado por uma diversidade de técnicas de captura, sendo o arrasto de portas uma das mais impactantes, tendo em vista a baixa seletividade e a alta proporção de *bycatch* em relação à espécie alvo (ANDREW & PEPPERELL, 1992). Além da mortalidade incidental de juvenis de peixes e invertebrados bênticos, o arrasto de portas também é responsável pela mortalidade incidental de espécies com alta longevidade e baixa taxa reprodutiva, tais como os mamíferos, aves e tartarugas marinhas, e algumas espécies de raias e tubarões (HALL, 2000).

De acordo com as estatísticas mais recentes, o *bycatch* anual é de 7,3 milhões de toneladas, sendo que a captura das espécies de alguns peixes demersais correspondem a 50% deste total (KELLEHER, 2005). No ano de 1994 ALVERSON *et al.* estimaram um *bycatch* anual de 27 milhões de toneladas, o que significa que houve uma diminuição acentuada do descarte pelas pescarias mundiais. KELLEHER (2005). atribui essa significativa diminuição aos seguintes fatores: (i) o aumento da utilização do descarte na aquicultura e no consumo humano; (ii) adoção de tecnologias de pesca mais seletivas; (iii) o declínio na intensidade de captura de espécies com altas taxas de descarte; (iv) medidas de manejo variadas, tais como a proibição do descarte em alguns países, cotas para o descarte, restrições espaciais e temporais de captura e o estabelecimento de áreas marinhas protegidas e de áreas vedada ao arrasto; (v) atitudes proativas de gestores da pesca e dos grupos de interesse voltadas a resolução de problemas do descarte.

Apesar desta diminuição do descarte mundial representar um menor desperdício dos recursos marinhos pelas frotas pesqueiras mundiais, reflete também

a diminuição na captura (ZELLER & PAULY, 2005). WATSON & PAULY (2001) demonstraram que a captura de peixes marinhos têm diminuído em 10 % ao ano desde 1998. De acordo com os dados compilados de 1995 até 2001 pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação – FAO, o *bycatch* referente à área 41, que corresponde ao litoral do Brasil, Uruguai, Argentina e Ilhas Malvinas, foi de aproximadamente 194.000 toneladas proveniente principalmente das embarcações de arrasto com portas (KELLEHER, 2005.). Nas estimativas de ALVERSON *et al.* (1994) para a mesma área, o descarte era de aproximadamente 802.000 toneladas, havendo também uma diminuição do descarte nesta área. No Brasil, entre os anos de 2000 a 2003, foi estimado um descarte anual de 51.000 toneladas proveniente da frota camaroneira (DAVIES *et al.*, 2009). De maneira análoga à captura mundial, no Brasil também está havendo uma diminuição na captura dos recursos pesqueiros (PAIVA, 1997). A produção pesqueira marinha e estuarina, que atingiu mais de 700.000 toneladas anuais na década de 80, caiu para cerca de 500.000 nos últimos anos (SEAP, 2004).

As embarcações que efetuam a pesca do arrasto, denominada frota camaroneira, se concentram principalmente na região sudeste e sul do Brasil país (VIANNA & ALMEIDA, 2005). Tanto a frota industrial quanto a artesanal realiza este tipo de pescaria. Na pesca arrasteira de pequeno-porte (ou seja, em que se utilizam embarcações pequenas, em sua maioria sem casario, com comprimentos de até 9 metros, que operam sem refrigeração para a captura embarcada, efetuando viagens diárias e arrastos de aproximadamente uma hora) dirigida ao camarão sete-barbas, há uma grande captura de biomassa não desejada, denominada fauna acompanhante, que interfere consideravelmente na prática das pescarias (GRAÇA-LOPES *et al*, 2002).

Dos organismos capturados incidentalmente, os peixes têm a maior contribuição na biomassa total do *bycatch* e maior importância econômica. No Brasil, os estudos efetuados sobre a composição dos desembarques da frota do arrasto evidenciam esta importância (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; MORAIS *et al.*, 1995; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; KOTAS, 1998; ISAAC, 1999; GRAÇA-LOPES *et al*, 2002. e VIANNA & ALMEIDA, 2005).

No litoral do Paraná também foi observada a alta contribuição das espécies de peixes na composição do *bycatch* (KRUL, 1999 e CARNIEL, 2006), todavia estes

estudos se basearam em observações de parte do desembarque da pesca, não existindo dados sobre a estrutura em tamanho e peso dos indivíduos de cada espécie. Diferentemente, o presente trabalho realizou através de coletas experimentais, seguindo a faina tradicional dos pescadores, fazer uma avaliação da composição e a estrutura em tamanho e peso da captura incidental na pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) com arrastos de porta e canoa motorizada.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O litoral paranaense (Figura 1) se estende por aproximadamente 107 km, com limites ao norte no Canal do Varadouro (25°12'S) e ao sul na foz do Rio Saí-Guaçu (25°58'S) e está incluído na região marítima sudeste do Brasil, situada entre Cabo Frio/RJ e o Cabo de Santa Marta, SC (MATSUURA 1986). De acordo com a configuração geomorfológica e características da dinâmica costeira paranaense, é possível identificar três tipos principais de costas: estuarinas ou protegidas (1316,8 km), oceânicas ou de mar aberto (61,1 km) e de desembocaduras (105,1 km) (ANGULO & ARAÚJO, 1996). Possui em geral uma altitude inferior a 20 m sobre o nível do mar e sua origem está intrinsecamente relacionada às variações do nível relativo do mar nos últimos milhares de anos (ANGULO, 1992).

Incidem sobre a costa dois sistemas preferenciais de trens de ondas, de E/NE e SSE/SE (PORTOBRAS, 1983). Os períodos de ondas significativos variam entre 4 e 12 s e a altura significativa entre 0,4 e 1,3 m (MARTINS, 2002). A dinâmica dos ventos no litoral paranaense é definida, basicamente pelo Anticiclone do Atlântico Sul e pelo Anticiclone Migratório Polar, na sua ação sobre o ramo Atlântico da Massa Polar (BIGARELLA, 1978). Os ventos predominantes provêm dos quadrantes NE e SE, sendo estes últimos os de maior intensidade associados aos sistemas frontais provenientes de sul (NOERNBERG, 2001).

A plataforma continental tem um relevo suave, possuindo uma largura aproximada de 50 Km, sendo recoberta por areias finas quartzosas e bem selecionadas, de elevada maturidade textural, o que sugere provável retrabalhamento em ambientes costeiros do material terrígeno, rico em cascalho biodetrítico (BIGARELLA, 1978). Na área onde ocorreram os arrastos, entre os 5 e

10 m de profundidade ocorre uma faixa, que pode ultrapassar 2 km de largura, de areia muito fina com teores de finos (silte + argila) entre 10 e 40% e a partir dos 10 m há o predomínio de sedimentos com a granulometria maior, tais como areia média e grossa (VEIGA *et al.*, 2004).

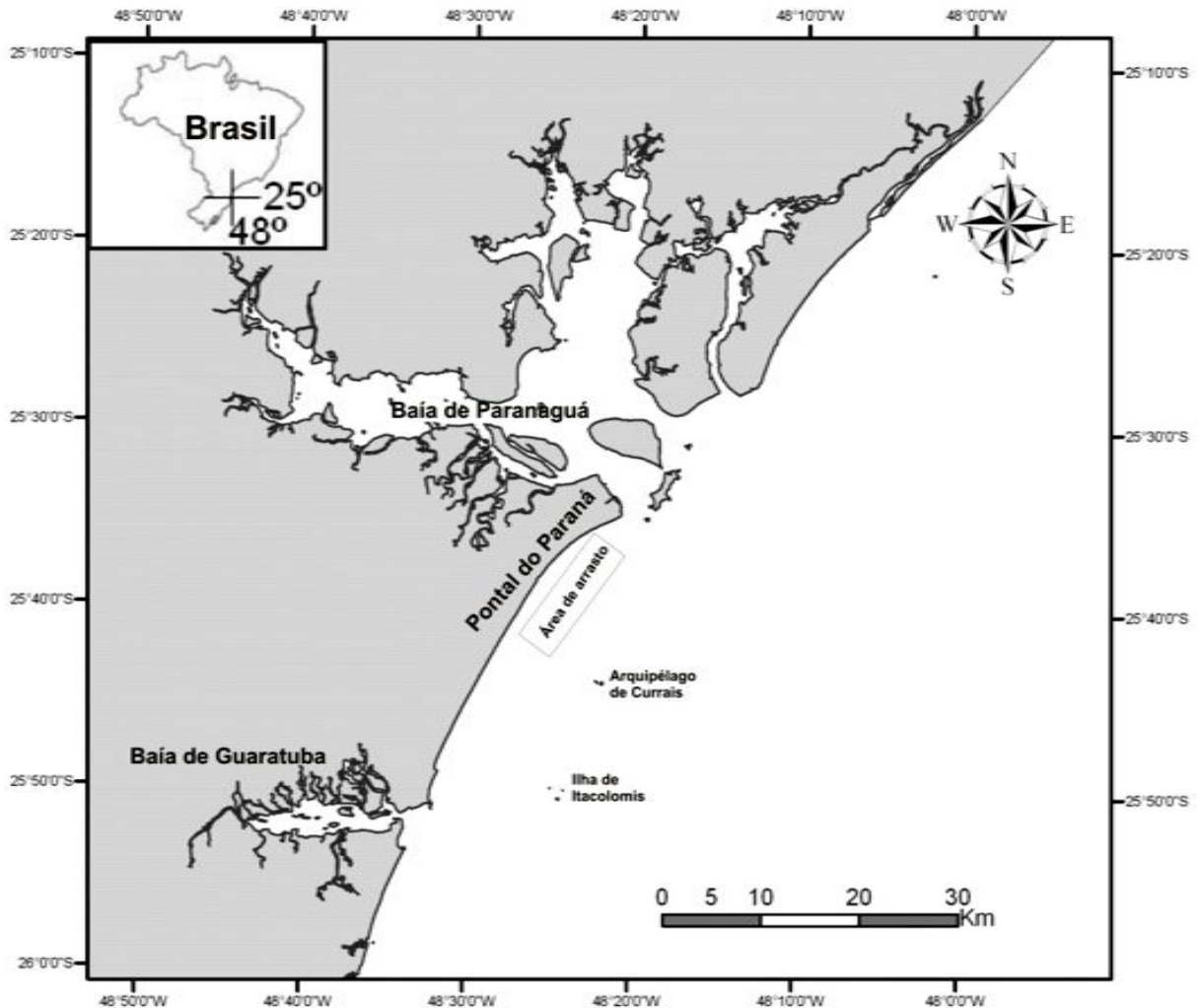


FIGURA 1: LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. DETALHE DO LOCAL ONDE HOUE OS ARRASTADOS.

Os habitats marinhos da porção mais rasa da plataforma paranaense são banhados pela Água de Plataforma diretamente influenciada pelo aporte continental e, em determinados períodos, pelas intrusões da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (BRANDINI *et al.*, 1989; BRANDINI, 1990). No verão, em que há o predomínio de ventos leste e nordeste, ocorre a intrusão da ACAS pelo transporte das massas de água de superfície para fora da costa, enquanto no inverno há um predomínio da Frente Subtropical de Plataforma (FSP), massa d'água oriunda da drenagem remota do rio da Prata (BRANDINI *et al.*, 2007). É a região preferencial de trabalho das embarcações que efetuam o arrasto de porta com o objetivo de

capturar as espécies de camarão. Trata-se de um ambiente que funciona como área de criação, alimentação e reprodução de diferentes tipos de peixes, que podem completar o ciclo de vida neste ambiente (residentes) ou serem visitantes obrigatórios ou ocasionais.

2.2 Delineamento Amostral e Procedimentos Laboratoriais

Com exceção de novembro/2008, mês em que as condições meteorológicas não permitiram a realização de arrastos, entre julho/2008 e abril/2009 foram realizados mensalmente 12 arrastos de porta com duração de uma hora cada, juntamente com pescadores do balneário de Barrancos, município de Pontal do Paraná. No mês de dezembro houve somente 11 arrastos em função de problemas na embarcação. A decisão sobre os locais dos arrastos sempre ficou a cargo dos pescadores, de modo a não diferir da pesca normal. A rota de cada arrasto foi monitorada por um GPS e a profundidade mensurada com um ecobatímetro a cada 10 minutos. Com o auxílio do software *GPS Track Maker* foi possível determinar com precisão os locais arrastados.

Para a realização dos arrastos utilizou-se uma canoa de fibra (Figura 2) equipada com um motor de 21HP e uma rede de manga seca, usual no arrasto de camarão sete barbas no litoral paranaense, com 6,5 m de comprimento, 1,5 m de abertura máxima de boca e ensacador com malha de 24 mm entre nós opostos (Figura 3). Foi obtida uma licença de coleta de material biológico junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA número 10.876-1, que possibilitou a realização de arrastos nos meses de março e abril, período do defeso do camarão regulamentado pela Instrução Normativa do IBAMA nº 189 de 23 de setembro de 2008.

Os camarões e os peixes do *bycatch* foram pesados na embarcação com o auxílio de um dinamômetro com precisão de 10 g e acondicionados em sacos plásticos para as análises laboratoriais. No laboratório, os peixes foram identificados até o nível de espécie, utilizando-se os manuais de identificação elaborados por FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO & MENEZES (1978, 1980, 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980, 1985) e BARLETTA & CORRÊA (1992).



FIGURA 2 - CANOA MOTORIZADA UTILIZADA NAS COLETAS (POTÊNCIA = 21 HP).

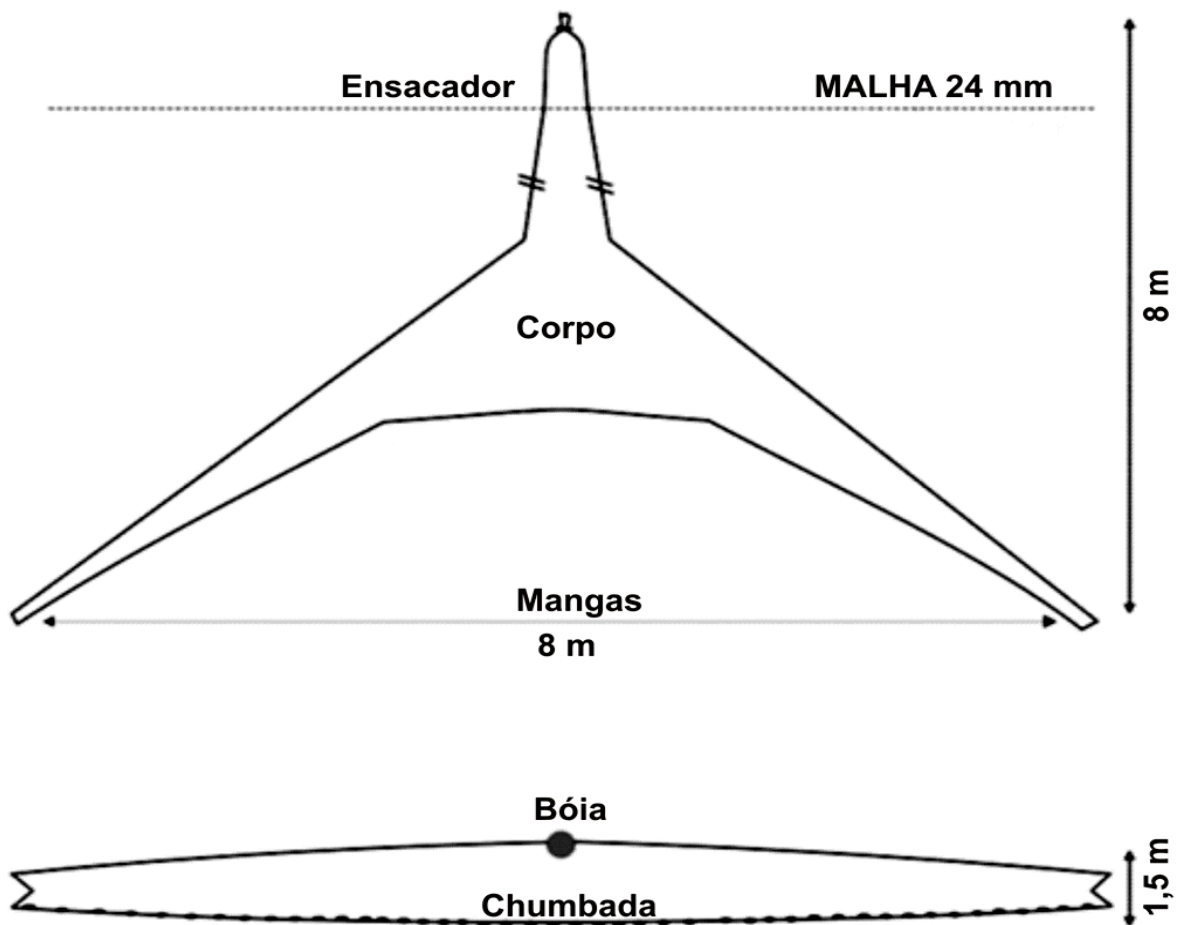


FIGURA 3 - DETALHE DA REDE MANGA SECA. ACIMA VISÃO SUPERIOR E ABAIXO VISÃO FRONTAL (ADAPTADO DE NATIVIDADE, 2006)

De cada exemplar foi obtido o comprimento total – CT (em milímetros - da ponta do focinho até a parte posterior da nadadeira caudal), comprimento padrão – CP (também em milímetros - da ponta do focinho até o final da coluna vertebral) e o peso (em gramas). Os dados biométricos foram obtidos em até no máximo 30 indivíduos por espécie e amostra, sendo o excedente contabilizado para biomassa em número e peso. Parte do material identificado foi tombada na coleção do Laboratório de Biologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar - UFPR.

2.3 Análise dos Dados

A relação mensal entre as capturas de camarão e peixes foi avaliada por meio da proporção média.

A representatividade das amostras em relação à comunidade estudada foi estimada através de curva de rarefação de espécies baseada no número de amostragens ordenadamente. O índice adotado foi o UGE (UGLAND & ELLINGSEN, 2003).

Na avaliação da ictiofauna do *bycatch*, em que se considerou todas as espécies, a ANOVA unifatorial também foi adotada para testar as diferenças mensais no número de espécies, equitabilidade de Pielou (J'), e diversidade de Shannon-Wiener (H') (PIELOU 1969; LUDWIG & REYNOLDS, 1988)

Para determinar semelhanças entre as capturas mensais dos peixes, foram feitas a análise de agrupamento Cluster hierárquico e a técnica não métrica de escalonamento multidimensional (MDS) do pacote estatístico PRIMER (CLARKE & WARWICK, 1994), com os dados transformados pela raiz quadrada. As matrizes de similaridade foram geradas através do índice de similaridade de Bray-Curtis, obtendo-se a clusterização através do método de agrupamento pela média dos seus valores de similaridade (UPGMA) (ROMESBURG, 1984; JOHNSON & WICHERN, 1992). A análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para avaliar a significância das diferenças entre os grupos de meses. A análise de percentagens (SIMPER), foi usada para identificar as espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades entre os grupos de meses (CLARKE & WARWICK, 1994)

Foram plotadas as curvas de abundância de espécies ranqueadas e de K-dominância para avaliar entre meses diferenças na dominância e na diversidade de espécies (CLARKE & WARWICK, 1994)

Foi feita a análise da captura e do tamanho das espécies mais abundantes no *bycatch* (acima de 1% da captura total). Para cada espécie foram elaborados histogramas da captura mensal e da captura por classes de tamanho e testadas diferenças de tamanho (CT) entre os meses por meio da Análise de Variância (ANOVA) unifatorial (SOKAL & ROHLF, 1995). Quando necessário, os dados foram transformados em $\log(x+1)$ para atender os pressupostos da análise. Também foi estimada a relação entre o peso total e o comprimento total de cada espécie segundo a fórmula abaixo (LE CREN, 1951):

$$PT=a*CT^b$$

onde:

PT = peso total em gramas;

CT = comprimento total em milímetros;

a = coeficiente linear da regressão PT X CT

b = coeficiente angular de regressão PT x CT (coeficiente de alometria).

Os parâmetros **a** e **b** foram obtidos respectivamente a partir do cálculo da intersecção (A) e da declividade (B) da regressão linear entre o logaritmo neperiano das variáveis dependentes (PT) e independente (CT), sendo $a=e^A$ e $b=B$. O coeficiente angular (b) é o coeficiente de alometria, que está relacionado à forma de crescimento do indivíduo (LE CREN, 1951). O coeficiente de determinação (R^2) foi utilizado para validar a correlação linear logaritimizada e, conseqüentemente, validar o valor de **b**. Os valores de **b** próximos a 3 (2,5 a 3,5) foram considerados como indicativos de crescimento isométrico (FROESE, 2006).

3. RESULTADOS

3.1 Captura de peixes, camarão e ictiofauna do *bycatch*

A captura total de todos os arrastos foi de 1.082,99 Kg de peixes, camarão e brachiura. Deste total, a captura de peixes foi de 327,09 Kg e de camarão foi de 576,21 Kg (Tabela 1). As capturas médias de camarão e peixes foram diferentes entre os meses de coleta, com uma tendência de maiores capturas entre dezembro e abril (Figura 4). Em relação ao camarão, a maior captura média foi no mês de janeiro (10.625 g) e a menor ocorreu no mês de outubro (1.272,5 g), sendo o único mês em que a captura de peixes superou a de camarão. O mês de março teve a maior captura média de peixes (6.408,33 g) e o mês de agosto teve a menor (1.075 g).

A proporção média entre camarão e peixes foi de 1:0,57, o que significa que no período amostrado a biomassa em peso de peixes é menor para o tipo de pescaria estudado (Tabela 1). No entanto, pela análise gráfica mensal desta relação (Figura 5), observa-se uma discrepância no mês de outubro, com a relação de 1:2,10 ocasionada pela baixa captura de camarão neste mês (média de 1272,5 g entre arrastos).

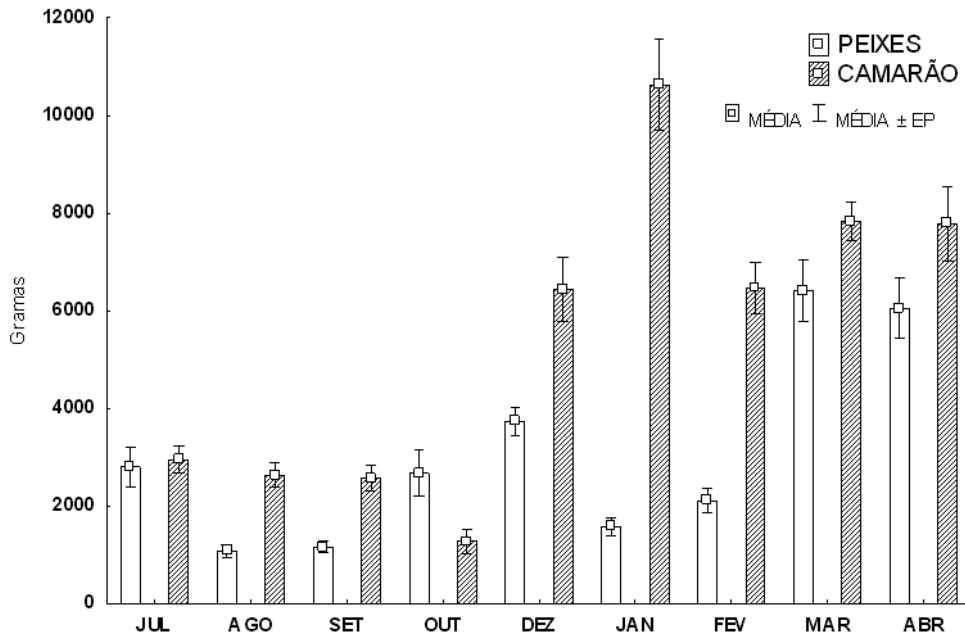


FIGURA 4: CAPTURAS MÉDIAS MENSAIS EM KG DE PEIXE E CAMARÃO SETE-BARBAS.

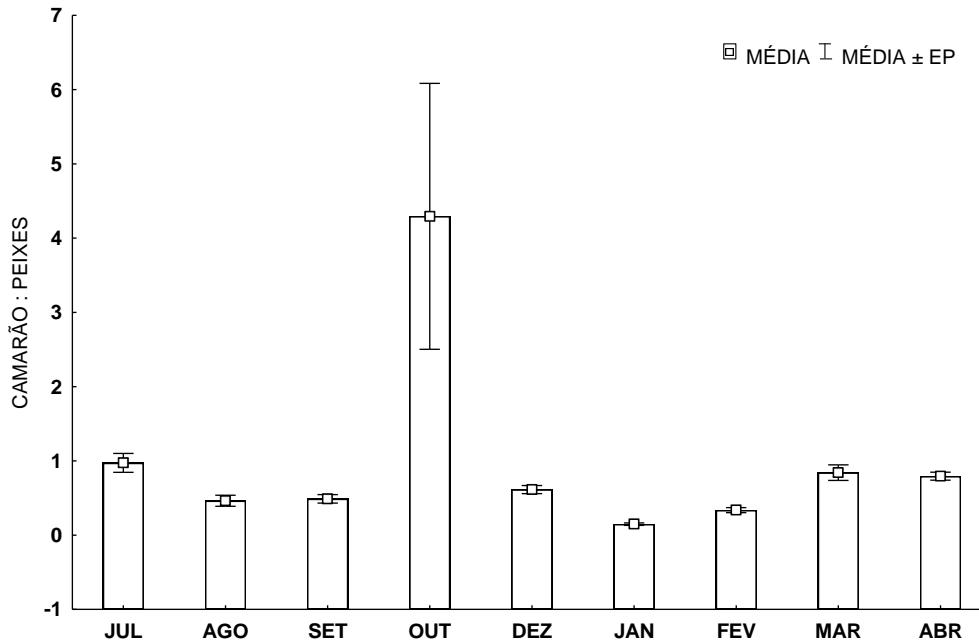


FIGURA 5: RELAÇÃO MÉDIA DA CAPTURA EM PESO ENTRE CAMARÃO SETE-BARBAS E PEIXE.

Em relação à ictiofauna do *bycatch*, no total 26.743 peixes foram capturados distribuídos em 27 famílias e 68 espécies, das quais apenas três pertencem à classe dos Chondrichthyes. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Sciaenidae (18); Carangidae (6); Ariidae (5) e Achiridae, Engraulidae e Paralichthyidae (4) (Figura 6 e Tabela 2). Somente as famílias Sciaenidae e Carangidae representaram 80% da captura total.

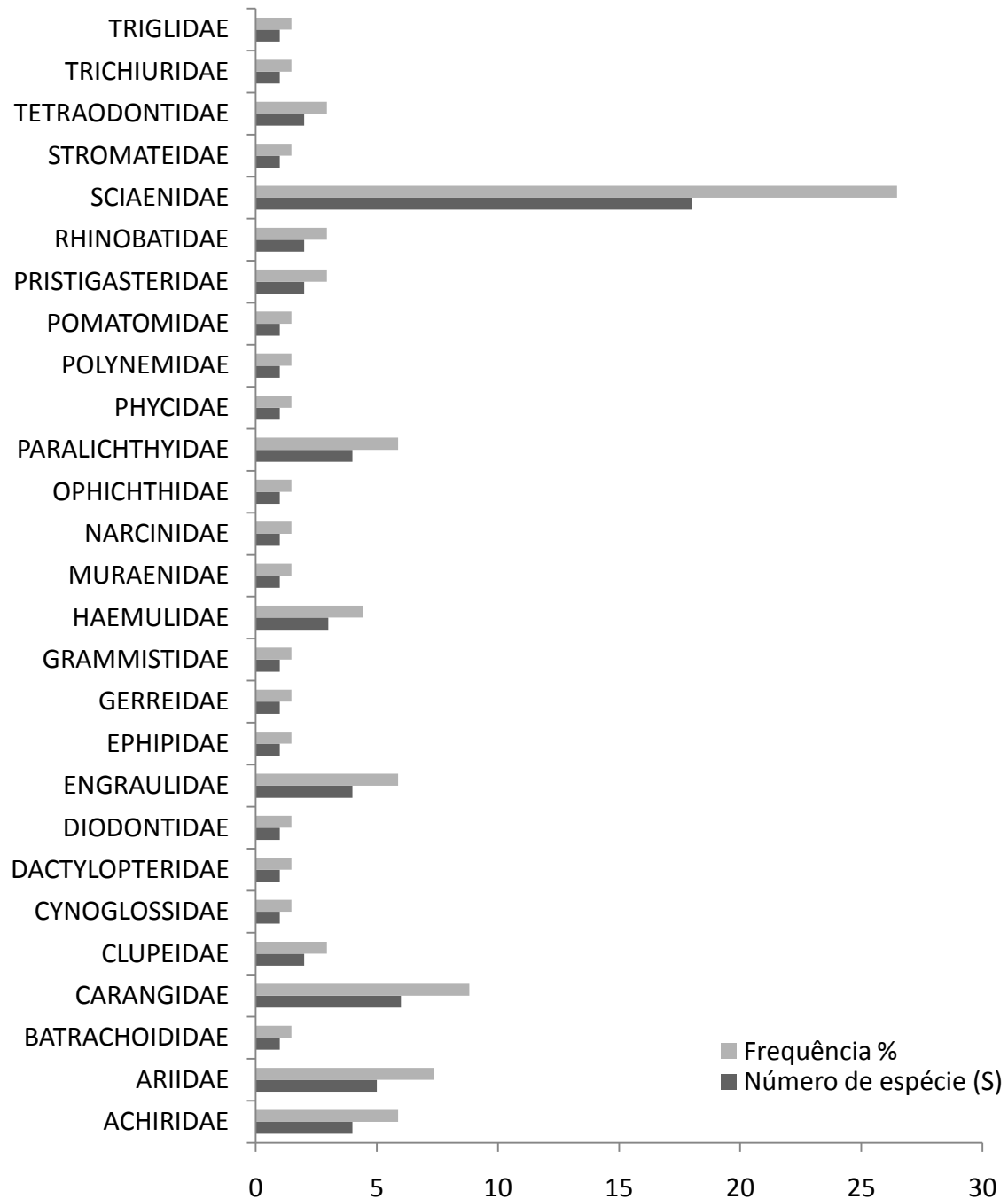


FIGURA 6: FREQUÊNCIA PERCENTUAL E NÚMERO DE ESPÉCIES DAS FAMÍLIAS DE PEIXES MAIS ABUNDANTES NO BYCATCH.

As espécies *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *Stellifer brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Cathorops spixii* foram dominantes em número de indivíduos, representando 80% da captura total, sendo que a captura de *Stellifer rastrifer* e *Selene setapinnis* correspondeu a 44% da captura total. A maioria das espécies (57) apresentou ocorrência menor que 1%.

TABELA 2 – CAPTURA TOTAL E RELATIVA, COMPRIMENTO TOTAL (CT), DESVIO PADRÃO (DP), E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DAS ESPÉCIES DE PEIXES DO BYCATCH COM A RESPECTIVA REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	CAPTURA TOTAL (N)	CAPTURA RELATIVA (%)	CT (X ± DP) (mm)	IMPORTÂNCIA ECONÔMICA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA*
ACHIRIDAE					
<i>Achirus declivis</i>	6	0,022	134,67 ± 39,43	Baixa	5,6
<i>Achirus lineatus</i>	1	0,004	50	Baixa	5,6
<i>Trinectes microphthalmus</i>	183	0,684	56,03 ± 8,77	Baixa	5,6
<i>Trinectes paulistanus</i>	636	2,378	84,13 ± 17,25	Baixa	5,6
ARIIDAE					
<i>Aspistor luniscutis</i>	129	0,482	97,95 ± 24,74	Alta	2,5
<i>Genidens barbatus</i>	8	0,03	210,5 ± 51,14	Alta	2,5
<i>Bagre bagre</i>	1	0,004	140	Alta	2,5
<i>Cathorops spixii</i>	2097	7,841	120,76 ± 27,01	Média	2,5
<i>Genidens genidens</i>	1	0,004	191	Média	2,5
BATRACHOIDIDAE					
<i>Porichthys porosissimus</i>	20	0,075	77,4 ± 9,97	Baixa	2,5
CARANGIDAE					
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	65	0,243	68,11 ± 14,2	Baixa	4,5
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	5	0,019	79,2 ± 19,77	Média	4,5
<i>Oligoplites saliens</i>	6	0,022	92,6 ± 35,15	Alta	4,5
<i>Oligoplites saurus</i>	9	0,034	142,11 ± 11,65	Alta	4,5
<i>Selene setapinnis</i>	3724	13,925	65,71 ± 10,1	Média	4,5
<i>Selene vomer</i>	68	0,254	45,89 ± 11,23	Alta	4,5
CLUPEIDAE					
<i>Harengula clupeola</i>	6	0,022	78,4 ± 26,69	Média	2,5
<i>Sardinella janeiro</i>	34	0,127	88,55 ± 25,66	Alta	2,5
CYNOGLOSSIDAE					
<i>Symphurus tessellatus</i>	48	0,179	132,54 ± 18,96	Baixa	5,6
DACTYLOPTERIDAE					
<i>Dactylopterus volitans</i>	28	0,105	82,96 ± 3,1	Baixa	3,5
DIODONTIDAE					
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	13	0,049	67,42 ± 46,71	Baixa	5,6
ENGRAULIDAE					
<i>Anchoa filifera</i>	2	0,007	83,5 ± 4,95	Alta	2,5
<i>Anchoa spinifer</i>	1	0,004	164	Alta	2,5
<i>Cetengraulis edentulus</i>	58	0,217	149,02 ± 16,22	Alta	2,5

TABELA 2. CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	CAPTURA TOTAL (N)	CAPTURA RELATIVA (%)	CT (X ± DP) (mm)	IMPORTÂNCIA ECONÔMICA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA*
ENGRAULIDAE					
<i>Lycengraulis grossidens</i>	4	0,015	108,25 ± 6,18	Alta	2,5
EPHIPIDAE					
<i>Chaetodipterus faber</i>	2	0,007	46 ± 5,66	Média	4,5
GERREIDAE					
<i>Eucinostomus argenteus</i>	3	0,011	114,67 ± 13,43	Baixa	3,5
GRAMMISTIDAE					
<i>Rypticus randalli</i>	1	0,004	109	Baixa	2,5
HAEMULIDAE					
<i>Conodon nobilis</i>	301	1,126	89,14 ± 8,4	Média	3,5
<i>Genyatremus luteus</i>	2	0,007	252 ± 9,9	Média	3,5
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	54	0,202	95,85 ± 13,06	Baixa	3,5
MURAENIDAE					
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	1	0,004	355	Baixa	2,5
NARCINIDAE					
<i>Narcine brasiliensis</i>	14	0,052	138,14 ± 68,05	Baixa	1,5
OPHICHTHIDAE					
<i>Ophichthus gomesii</i>	2	0,007	506,5 ± 12,02	Baixa	1,5
PARALICHTHYIDAE					
<i>Citharichthys spilopterus</i>	2	0,007	72 ± 63,64	Baixa	5,6
<i>Etropus crossotus</i>	5	0,019	72 ± 63,64	Baixa	5,6
<i>Paralichthys orbignyana</i>	1	0,004	285	Média	5,6
<i>Syacium papillosum</i>	1	0,004	226	Baixa	5,6
PHYCIDAE					
<i>Urophycis brasiliensis</i>	5	0,019	74,2 ± 34,97	Alta	2,5
POLYNEMIDAE					
<i>Polydactylus virginicus</i>	76	0,284	127,75 ± 12,59	Baixa	4,5
POMATOMIDAE					
<i>Pomatomus saltatrix</i>	1	0,004	195	Alta	3,5
PRISTIGASTERIDAE					
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	84	0,314	86,41 ± 18,83	Alta	2,5
<i>Pellona harroweri</i>	1069	3,997	73,67 ± 17,94	Baixa	2,5
RHINOBATIDAE					
<i>Rhinobatos percellens</i>	3	0,011	297 ± 91,99	Média	1,5
<i>Zapteryx brevirostris</i>	1	0,004	420	Média	1,5
SCIAENIDAE					
<i>Bairdiella ronchus</i>	94	0,351	103,67 ± 16,69	Baixa	3,5
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	105	0,393	64,38 ± 15,65	Baixa	3,5
<i>Cynoscion acoupa</i>	10	0,037	94,6 ± 6,87	Alta	3,5
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	358	1,339	95,66 ± 24,96	Alta	3,5
<i>Cynoscion leiarchus</i>	9	0,034	108,22 ± 16,6	Alta	3,5
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	14	0,052	97,86 ± 11,41	Alta	3,5
<i>Cynoscion virescens</i>	2	0,007	184 ± 83,44	Alta	3,5

TABELA 2. CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	CAPTURA TOTAL (N)	CAPTURA RELATIVA (%)	CT (X ± DP) (mm)	IMPORTÂNCIA ECONÔMICA	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA*
SCIAENIDAE					
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	785	2,935	97,12 ± 32,12	Média	3,5
<i>Larimus breviceps</i>	2483	9,285	92,42 ± 23,22	Média	3,5
<i>Macrodon ancylodon</i>	54	0,202	100,81 ± 36,94	Alta	3,5
<i>Menticirrhus americanus</i>	142	0,531	131,46 ± 29,67	Média	3,5
<i>Micropogonias furnieri</i>	107	0,4	111,04 ± 27,75	Alta	3,5
<i>Nebris microps</i>	164	0,613	113,99 ± 42,24	Baixa	3,5
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	3	0,011	124 ± 10,15	Baixa	3,5
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	2333	8,724	117,61 ± 31,02	Baixa	3,5
<i>Stellifer brasiliensis</i>	2660	9,947	91,23 ± 19,05	Baixa	3,5
<i>Stellifer rastrifer</i>	8088	30,243	96,06 ± 19,65	Baixa	3,5
<i>Stellifer stellifer</i>	105	0,393	98,32 ± 18,73	Baixa	3,5
STROMATEIDAE					
<i>Peprilus paru</i>	141	0,527	72,93 ± 23,07	Média	5,6
TETRAODONTIDAE					
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	96	0,359	85,09 ± 28,25	Alta	5,6
<i>Sphoeroides testudineus</i>	3	0,011	164,67 ± 16,62	Média	5,6
TRICHIURIDAE					
<i>Trichiurus lepturus</i>	203	0,759	336,85 ± 132,25	Média	5,6
TRIGLIDAE					
<i>Prionotus punctatus</i>	3	0,011	336,85 ± 132,25	Baixa	3,5
TOTAL	26743	100			

*REFERÊNCIAS: 1 = FIGUEREDO (1977), 2 = FIGUEREDO & MENEZES (1978), 3 = FIGUEREDO & MENEZES (1980) e MENEZES & FIGUEREDO (1980), 4 = MENEZES & FIGUEREDO (1980), 5 = CORRÊA (1987), 6 = FIGUEREDO & MENEZES (2000).

Para avaliar se a quantidade de amostras é representativa da área amostrada, a análise elaborada por meio da curva de acúmulo de espécies mostrou um rápido incremento de espécies até a quinta amostra, seguindo de um crescimento gradativo até a amostra 47, quando se inicia uma estabilização (Figura 7). Este resultado sugere que o número de espécies amostrado é representativo da ictiofauna da área de coleta.

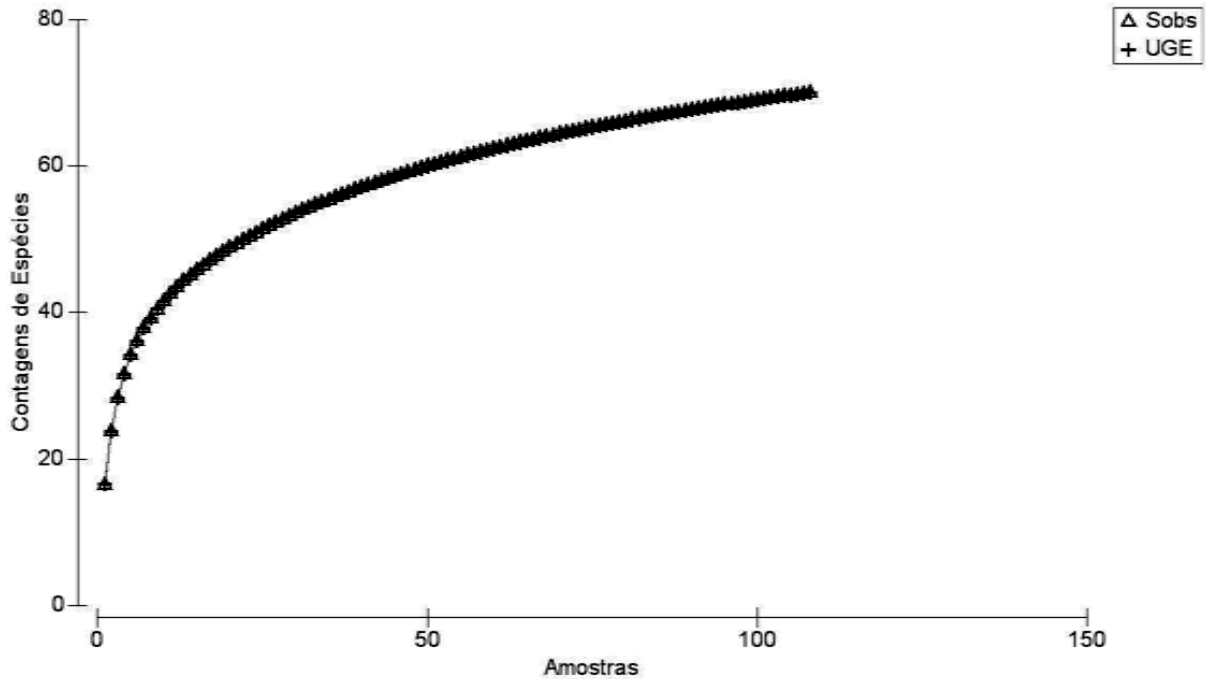


FIGURA 7: CURVA DE ACÚMULO DAS ESPÉCIES AO LONGO DAS AMOSTRAGENS (CURVA OBSERVADA Δ + CURVA ESTIMADA PELO ÍNDICE UGE)

Em relação ao tamanho das espécies que tiveram maior ocorrência de captura ($N > 30$), as espécies *Trichiurus lepturus*, *Cetengraulis edentulus*, *Symphurus tessellatus*, *Menticirrhus americanus*, *Polydactylus virginicus* e *Cathorops spixii* apresentaram o maior comprimento total. Em contrapartida, as espécies *Selene vomer*, *Trinectes microphthalmus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Selene setapinnis* e *Chloroscombrus chrysurus* tiveram o menor comprimento total médio. A espécie *Trichiurus lepturus* foi a maior, com comprimento total médio de $336,85 \pm 132,25$ mm, ao passo que *Selene vomer* foi a espécie com o menor comprimento total médio, que correspondeu a $45,89 \pm 11,23$ mm (Tabela 2).

Em relação à importância econômica, avaliando-se a literatura citada no final da Tabela 2, 28 espécies (38,4%) têm baixa importância econômica na região. Todavia 29 espécies têm importância econômica entre média e alta para as populações locais, como os indivíduos das famílias Ariidae (bagres), Carangidae (salteira e pampo), Clupeidae (sardinhas), Engraulidae (manjubas), Paralichthyidae (linguados), Sciaenidae (pescadas), dentre outras (Tabela 2).

Um maior número de peixes foi coletado no mês de março, correspondendo a 5920 indivíduos, ao passo que o mês de setembro teve a menor captura, correspondendo a 780 indivíduos (Tabela 3).

TABELA 3. CONTINUAÇÃO

ESPÉCIE	Jul	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	0	0	0	0	1	2	2	0	0
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	170	49	22	129	98	137	83	74	23
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	10	9	2	2	37	15	4	12	5
<i>Larimus breviceps</i>	227	23	8	3	1	15	325	1082	799
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrodon ancylodon</i>	0	0	0	20	18	9	5	2	0
<i>Menticirrhus americanus</i>	50	17	2	9	10	29	11	9	5
<i>Micropogonias furnieri</i>	0	0	4	1	2	83	11	3	3
<i>Narcine brasiliensis</i>	0	9	2	0	0	0	0	3	0
<i>Nebris microps</i>	0	0	0	0	2	7	9	73	73
<i>Oligoplites saliens</i>	0	1	2	0	1	0	2	0	0
<i>Oligoplites saurus</i>	0	0	0	0	0	4	4	1	0
<i>Ophichthus gomesii</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	0	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Paralichthys orbignyana</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	337	158	276	502	211	102	138	277	332
<i>Pellona harroweri</i>	27	65	26	314	325	22	166	67	57
<i>Peprilus paru</i>	63	23	12	28	13	1	0	0	1
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	4	12	55	5
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	43	6	2	0	1	1	0	0	1
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Porichthys porosissimus</i>	0	1	13	6	0	0	0	0	0
<i>Prionotus punctatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinobatos percellens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Rypticus randalli</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sardinella brasiliensis</i>	0	2	0	11	18	3	0	0	0
<i>Selene setapinnis</i>	571	8	1	13	1082	17	1008	989	35
<i>Selene vomer</i>	0	0	1	0	14	1	36	13	3
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0	0	0	2	0	1	0	0	0
<i>Stellifer brasiliensis</i>	336	131	60	37	111	414	186	409	976
<i>Stellifer rastrifer</i>	1110	77	207	838	733	748	395	1512	2468
<i>Stellifer stellifer</i>	0	23	3	0	23	22	2	0	32
<i>Syacium papillosum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphurus tessellatus</i>	2	20	7	8	2	0	1	2	6
<i>Trichiurus lepturus</i>	3	3	0	5	56	14	94	24	4
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0	92	45	27	1	0	2	3	13
<i>Trinectes paulistanus</i>	3	19	17	13	3	2	3	139	437
<i>Urophycis brasiliensis</i>	0	3	1	1	0	0	0	0	0
<i>Zapteryx brevirostris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
TOTAL	3361	856	780	2064	3493	1760	2718	5920	5791
H' - Diversidade Shannon	2,17	2,76	2,11	1,81	2,01	1,92	2,18	2,14	1,88
J' - Equitabilidade de Pielou	0,64	0,76	0,61	0,53	0,56	0,53	0,6	0,61	0,53

Foram significativas as diferenças entre as médias mensais do número de indivíduos capturados ($F = 35,02$; $p < 0,05$), sendo significativamente maiores em março e abril, com valores intermediários em julho, outubro, dezembro, janeiro e fevereiro. Em agosto e setembro as médias foram significativamente menores (Figura 8)

Diferenças estatísticas foram observadas entre as médias mensais do número de espécies ($F = 3,19$; $p < 0,01$). Entre setembro e março ocorreu um aumento gradativo das médias, seguido pela diminuição no mês de abril (Figura 8). A tendência de variação entre as médias mensais da diversidade de Shannon-Wiener foi semelhante àquela observada para o número de espécies, com o menor valor médio em outubro e o maior em agosto (Figura 8).

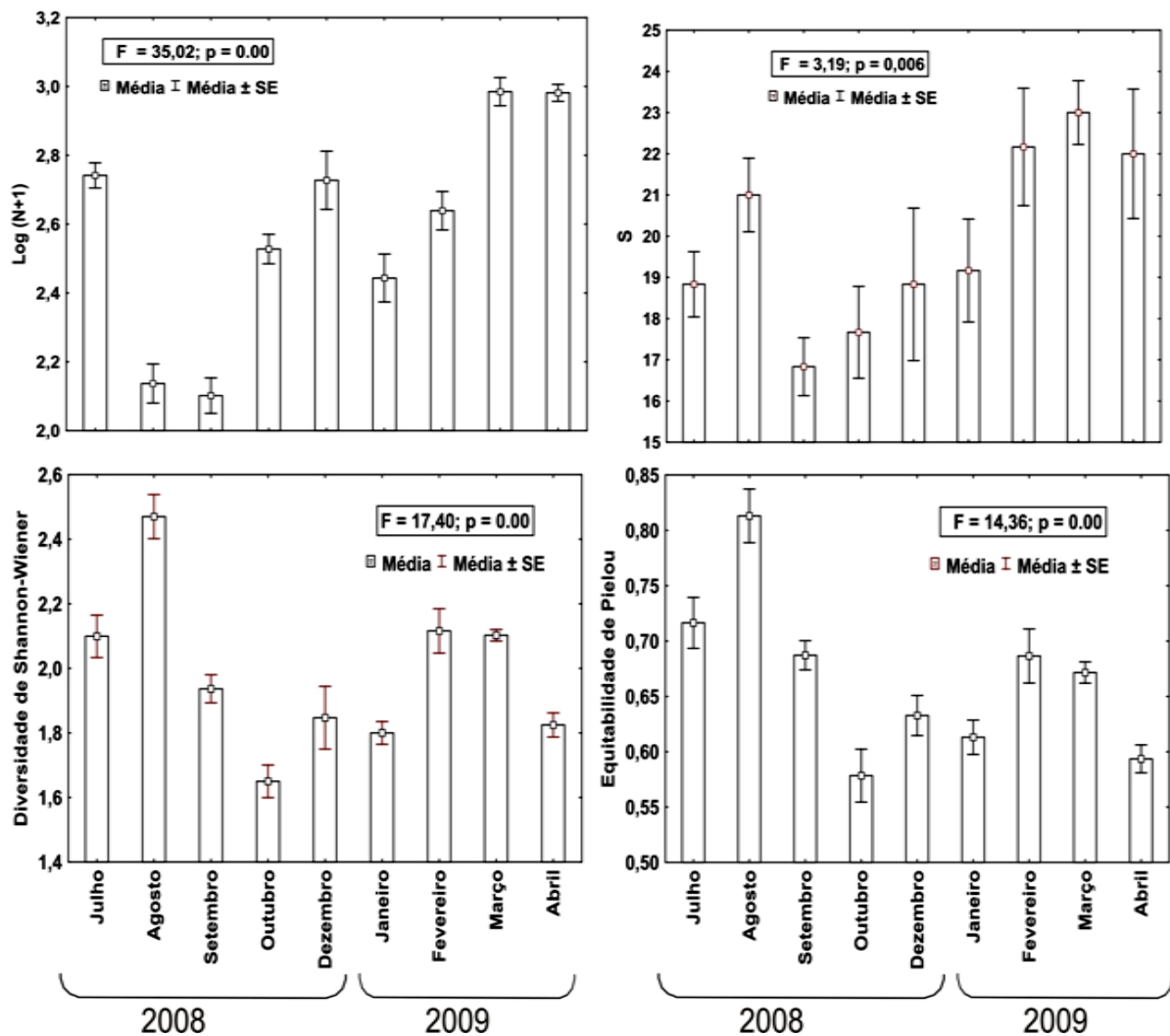
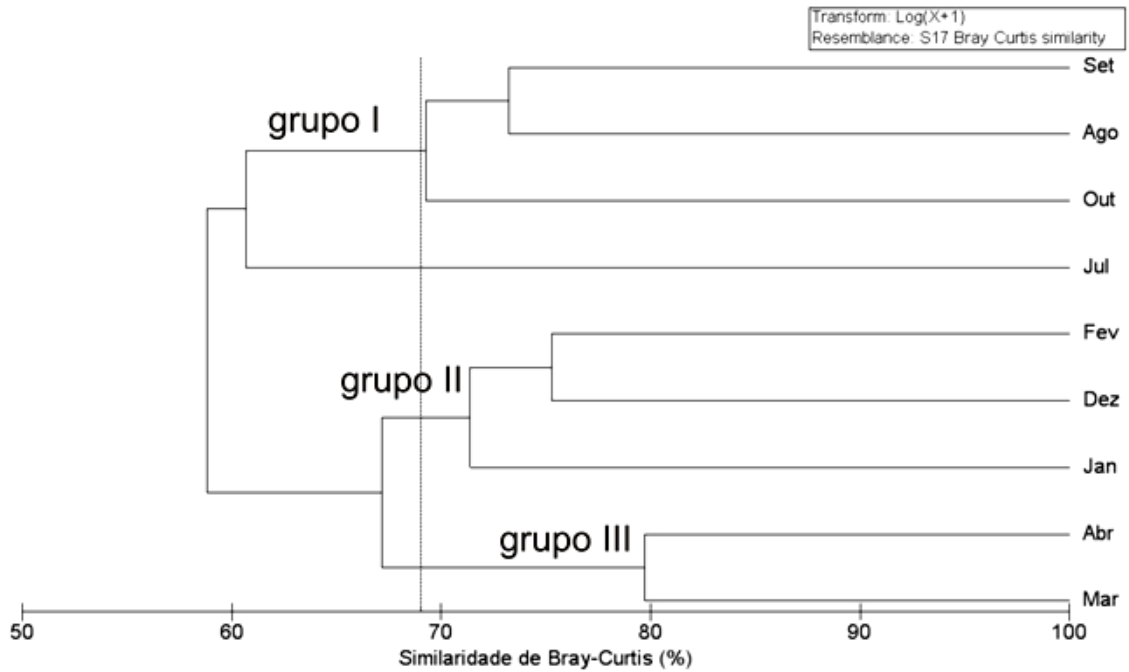


FIGURA 8: VARIAÇÃO DA MÉDIA MENSAL DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS EM ESCALA LOGARITIMIZADA [LOG(N+1)], NÚMERO DE ESPÉCIES (S), DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E EQUITABILIDADE DE PIELOU.

Diferenças foram observadas entre as equitabilidades médias mensais ($F = 14,36$; $p < 0,01$). Os valores foram menores em outubro, dezembro, janeiro e abril, com valores intermediários em setembro, fevereiro e março e maiores em junho e agosto (Figura 8).

Com base em todas as espécies capturadas, no nível de similaridade de 69%, observou-se a formação de três grupos de meses, com o mês de julho isolado dos demais grupos (Figura 9). Estes grupos identificados são, no geral, significativamente diferentes ($R_{\text{global}} = 0,921$; $p = 0,1\%$) (Figura 10). No entanto, a comparação pareada entre grupos não identificou diferenças significativas.

a)



b)

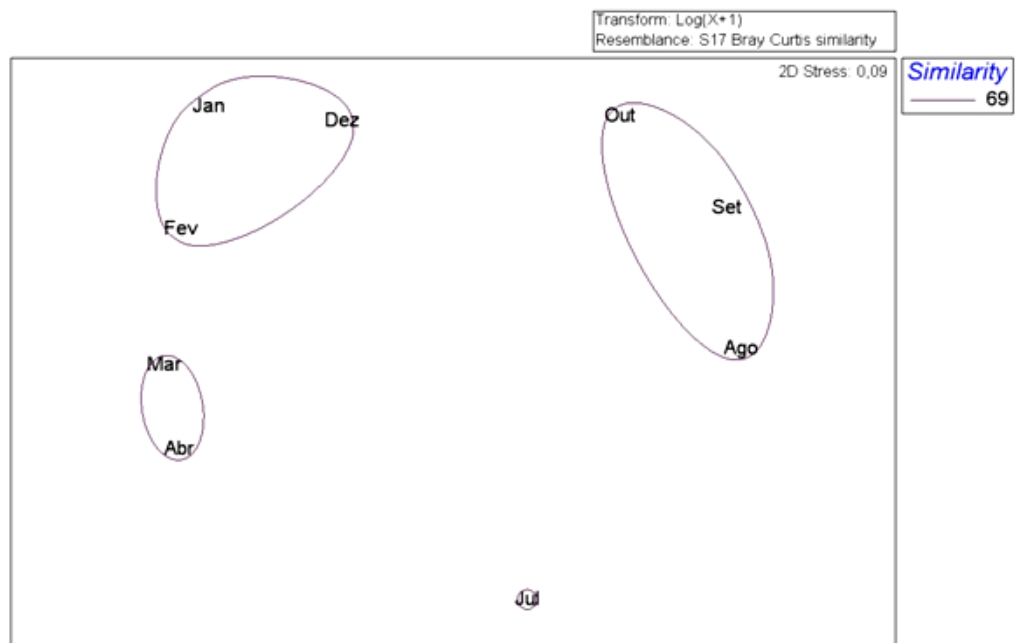


FIGURA 9: DENDROGRAMA (A) E ANÁLISE DE ORDENAÇÃO PELO MÉTODO MDS (B) BASEADO NOS DADOS DE ABUNDÂNCIA E TODAS AS ESPÉCIES CAPTURADAS. GRUPOS DELINEADOS NO NÍVEL DE 69% ESTÃO CIRCUNDADOS NO GRÁFICO DE ORDENAÇÃO MDS.

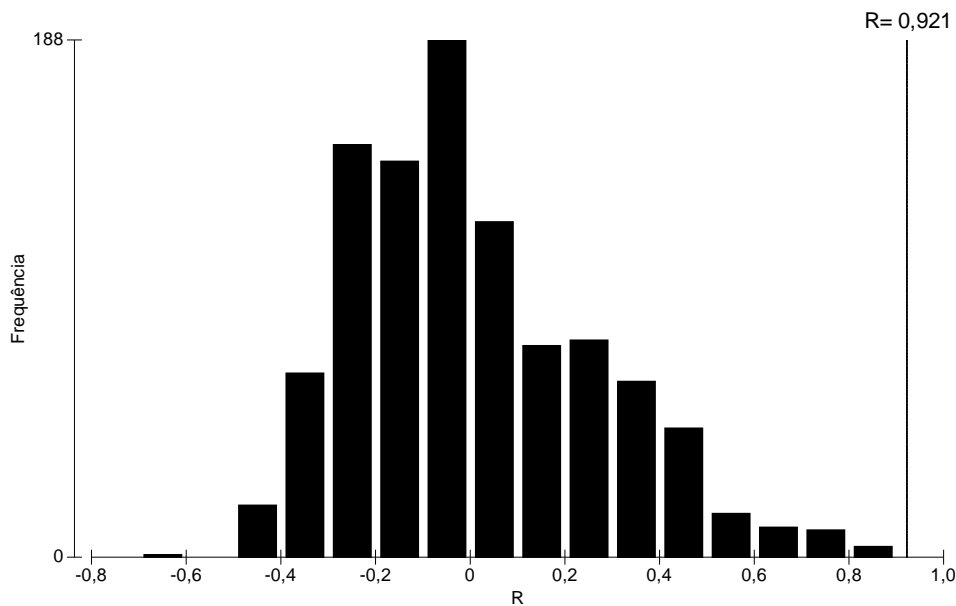


FIGURA 10: DISTRIBUIÇÃO SIMULADA DO TESTE ESTATÍSTICO R, CONSIDERANDO A HIPÓTESE NULA DE NÃO HAVER DIFERENÇAS ENTRE OS GRUPOS DE MESES. $R_{global} = 0,921$

Este resultado foi corroborado pela análise de similaridade de percentagens (SIMPER), que revelou baixas dissimilaridades médias entre grupos (grupos I x II = 40,25%; grupos I x III = 43,11% e grupos II x III = 32,83%), com contribuição percentual de cada espécie para as dissimilaridades médias entre estes grupos. As maiores ocorrências de *Selene setapinnis* e *Trichiurus lepturus* no grupo II e de *Trinectes microphthalmus* no grupo I parecem ter contribuído mais para a dissimilaridade média entre estes grupos (Figura 11). Por outro lado, maiores capturas nos meses de março e abril (grupo III) de *Conodon nobilis*, *Larimus breviceps*, *Nebris microps*, *Cathorops spixii*, *Aspistor luniscutis* e *Trinectes paulistanus* (Figura 11) foram as principais responsáveis pelas dissimilaridades médias entre o grupo III e os demais grupos de meses.

As curvas de abundância de espécies ranqueadas, baseadas no arranjo de espécies em ordem crescente das suas importâncias em termos de abundância, mostram uma maior dominância de espécies em outubro, janeiro e abril, tendo ocorrido o oposto em agosto e março (FIGURA 12a). As curvas de K – dominância para os mesmos dados revelam diferenças na diversidade de espécies entre os meses de coleta, com as curvas mais elevadas indicando menor diversidade. As diversidades parecem ser menores nos meses de outubro, setembro e abril e maior em agosto (FIGURA 12b).

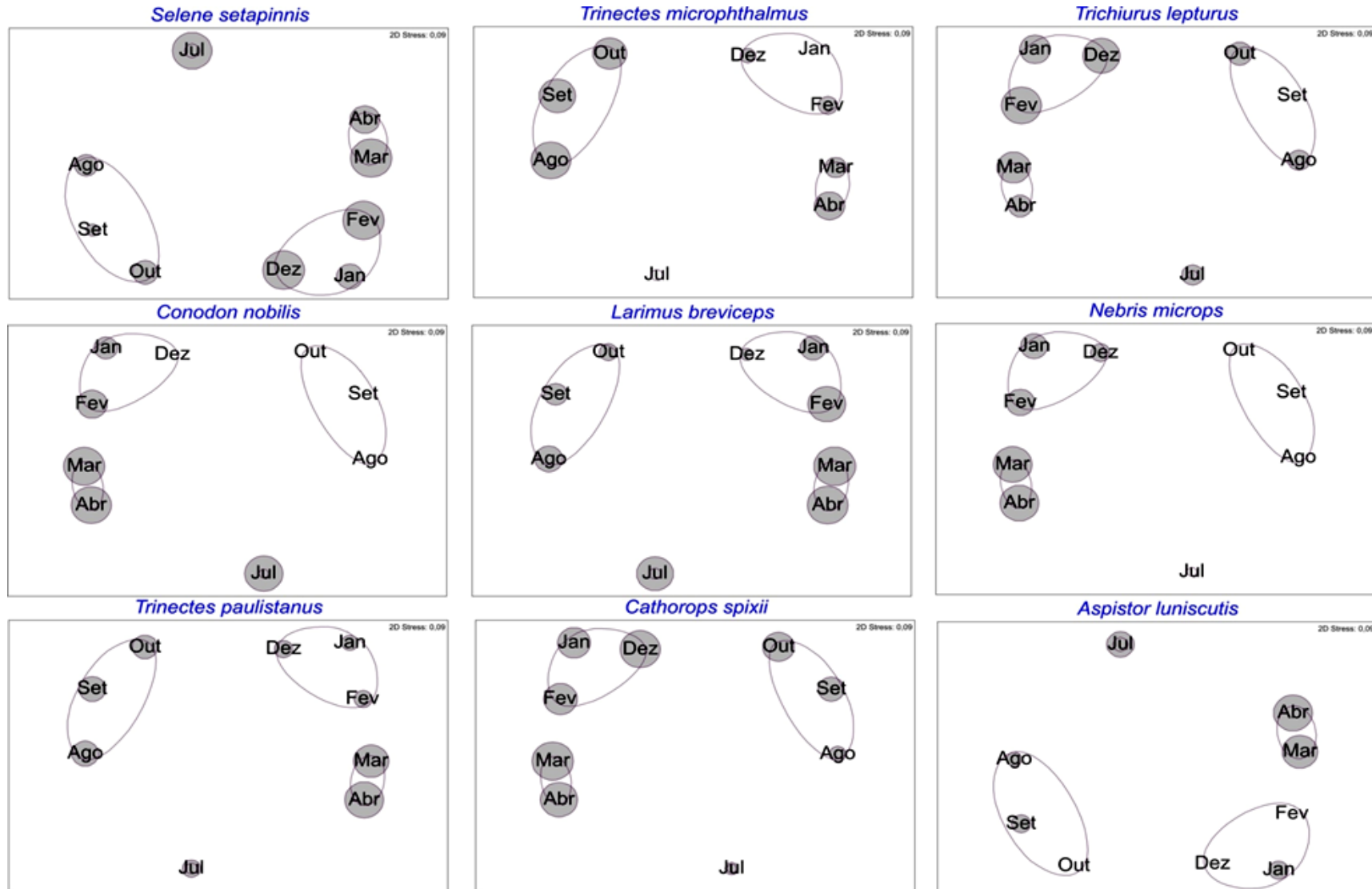
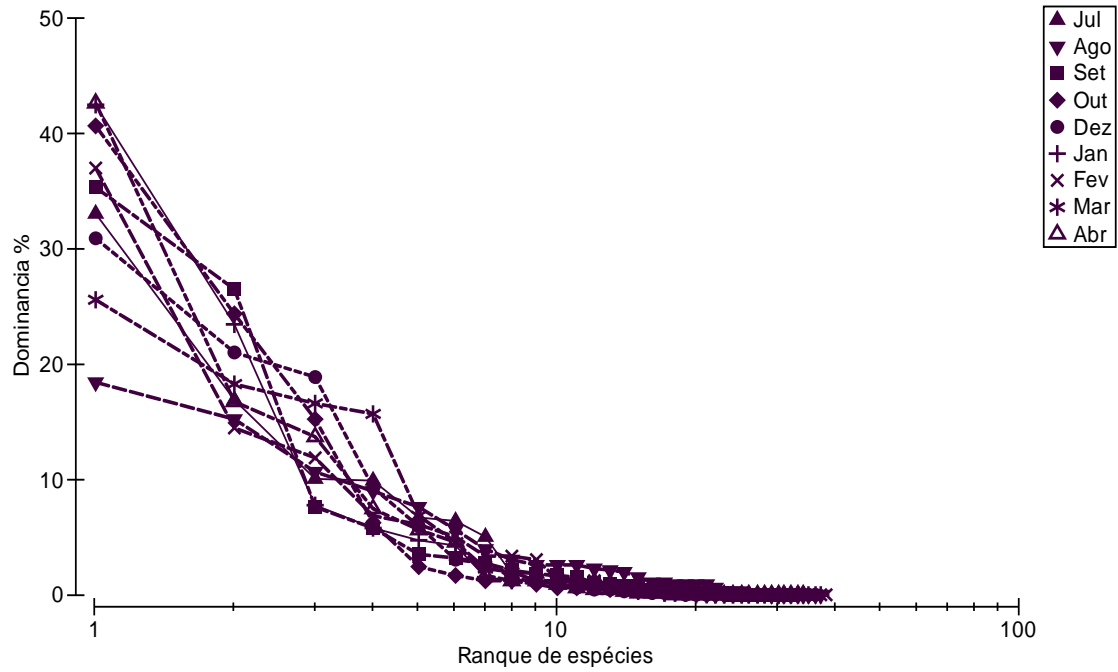


FIGURA 11: ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA AS DIFERENÇAS ENTRE OS GRUPOS DE MESES.

a)



b)

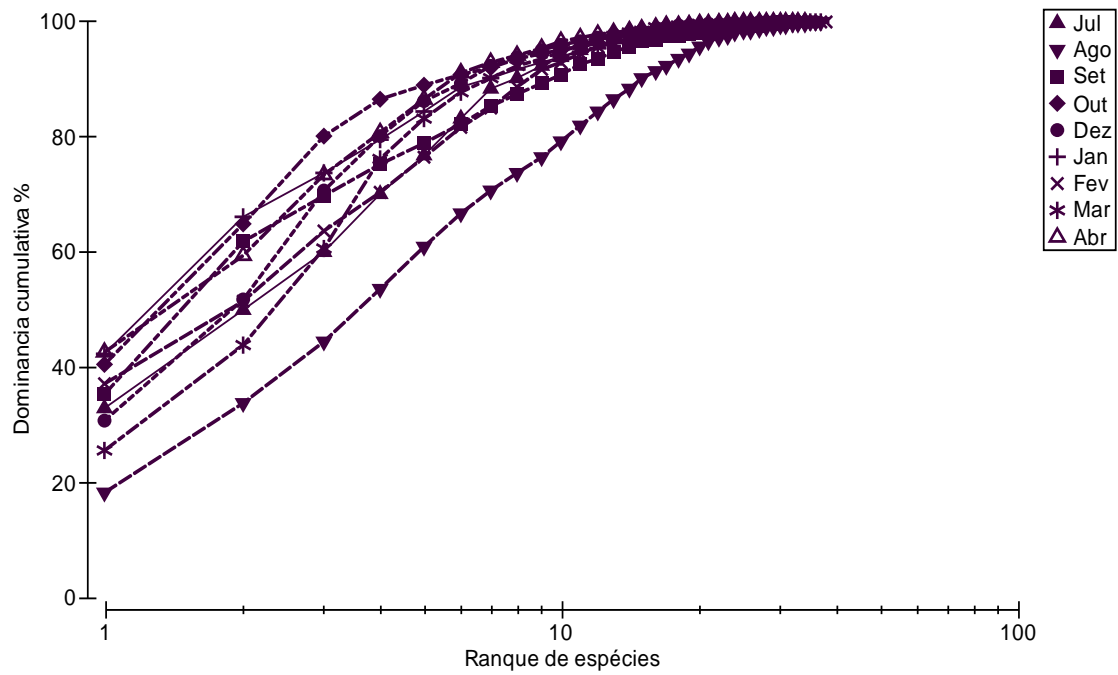


FIGURA 12: CURVAS DE ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES RANQUEADAS (a) E DE K-DOMINÂNCIA (b) POR MÊS DE COLETA.

3.2 Captura e tamanho das espécies mais abundantes no *bycatch*

Para a avaliação da estrutura das populações mais abundantes em tamanho e peso foram escolhidas aquelas com ocorrência maior que 1% da captura total

Cathorops spixii



Bagre amarelo

Foram capturados 2097 exemplares de *C. spixii*, presente na área amostral em todos os meses, em maior quantidade em março ($n=930$) e a menor em julho ($n=1$) (Figura 13a). A espécie esteve representada na área por exemplares com comprimento total entre 65 e 305 mm, com maiores frequências de ocorrência dos tamanhos entre 80 e 140 mm (Figura 13b). Entre os meses foram significativamente diferentes as médias do comprimento total, com maiores valores em agosto e outubro e menor em setembro (Figura 13c). A relação peso-comprimento calculada para todos os exemplares foi $PT = 0,9006 * CT^{3,0859}$ cujo valor do parâmetro b foi igual a 3,0859, estimado pela aplicação da regressão linear nos dados de comprimento e peso logaritimizadas e validado pelo coeficiente de correlação ($R^2=0,9697$). Para os comprimentos avaliados, o valor de b demonstra que esta espécie possui um crescimento isométrico ($b \approx 3$) (Figura 13d).

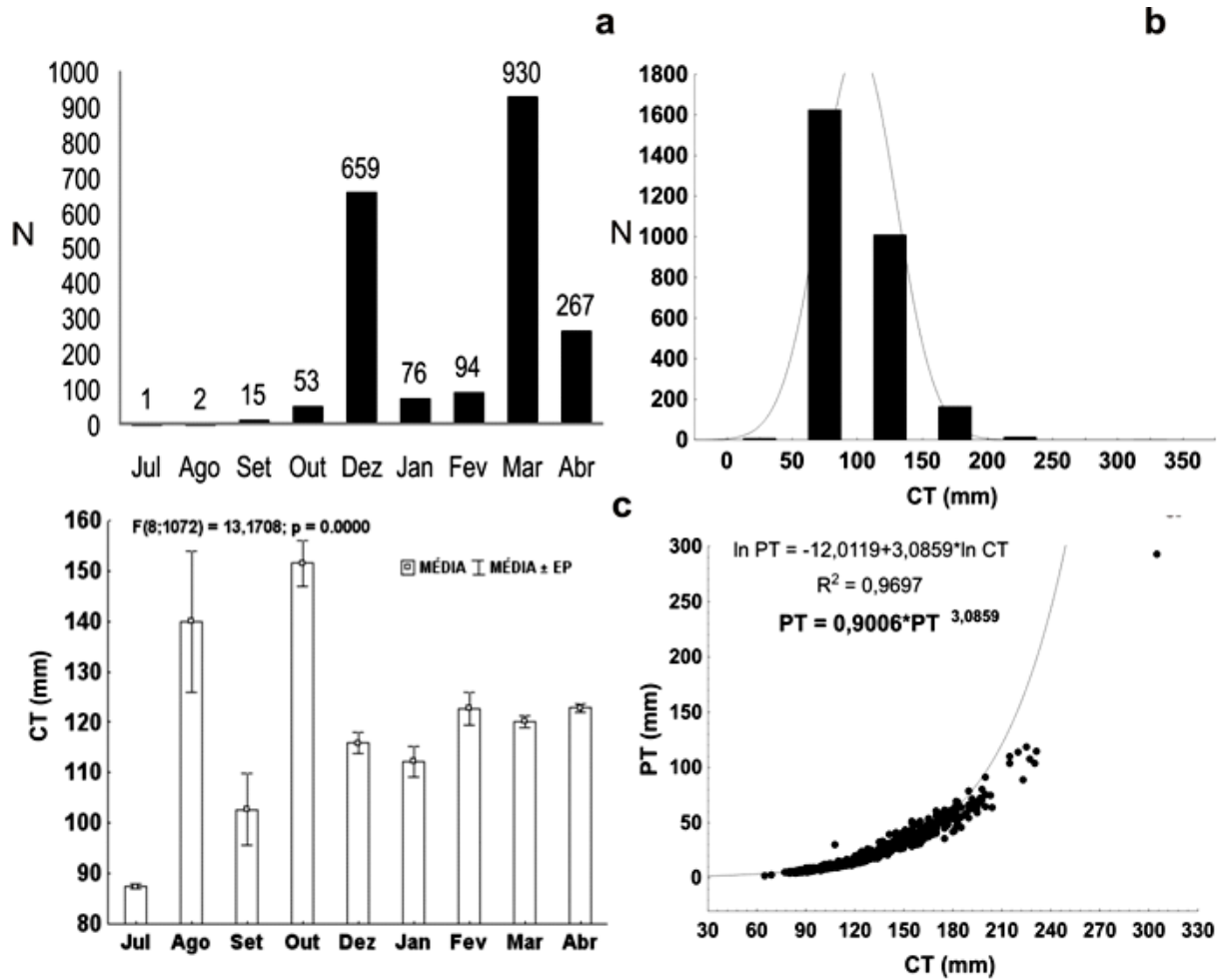


FIGURA 13: ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE *Cathorops spixii*

Conodon nobilis



Roncador

Foram capturados 301 exemplares de *C. nobilis* presentes nas amostras julho, janeiro, fevereiro, março e abril, com a maior captura em março (n=120) e a menor em janeiro (n=4) (Figura 14a). A espécie esteve representada por exemplares com comprimento total variando entre 63 e 114 mm, com o predomínio de tamanhos entre 80 e 100 mm (Figura 14b) Houve diferenças significativas no comprimento total (CT) entre os meses, sendo que a maior média ocorreu no mês de janeiro ($92,5 \pm 9,25$ mm) e a menor em março ($87,36 \pm 8,85$ mm) (Figura 14c). Foi estimada a

relação peso-comprimento ($PT = 0,4875 \cdot CT^{2,8705}$), e o valor do parâmetro b, obtido através da regressão linear ($b = 2,8705$) e validado pelo coeficiente de correlação ($R^2 = 0,7441$) aponta para a espécie um crescimento isométrico ($b \approx 3$) para os comprimentos avaliados (Figura 14d).

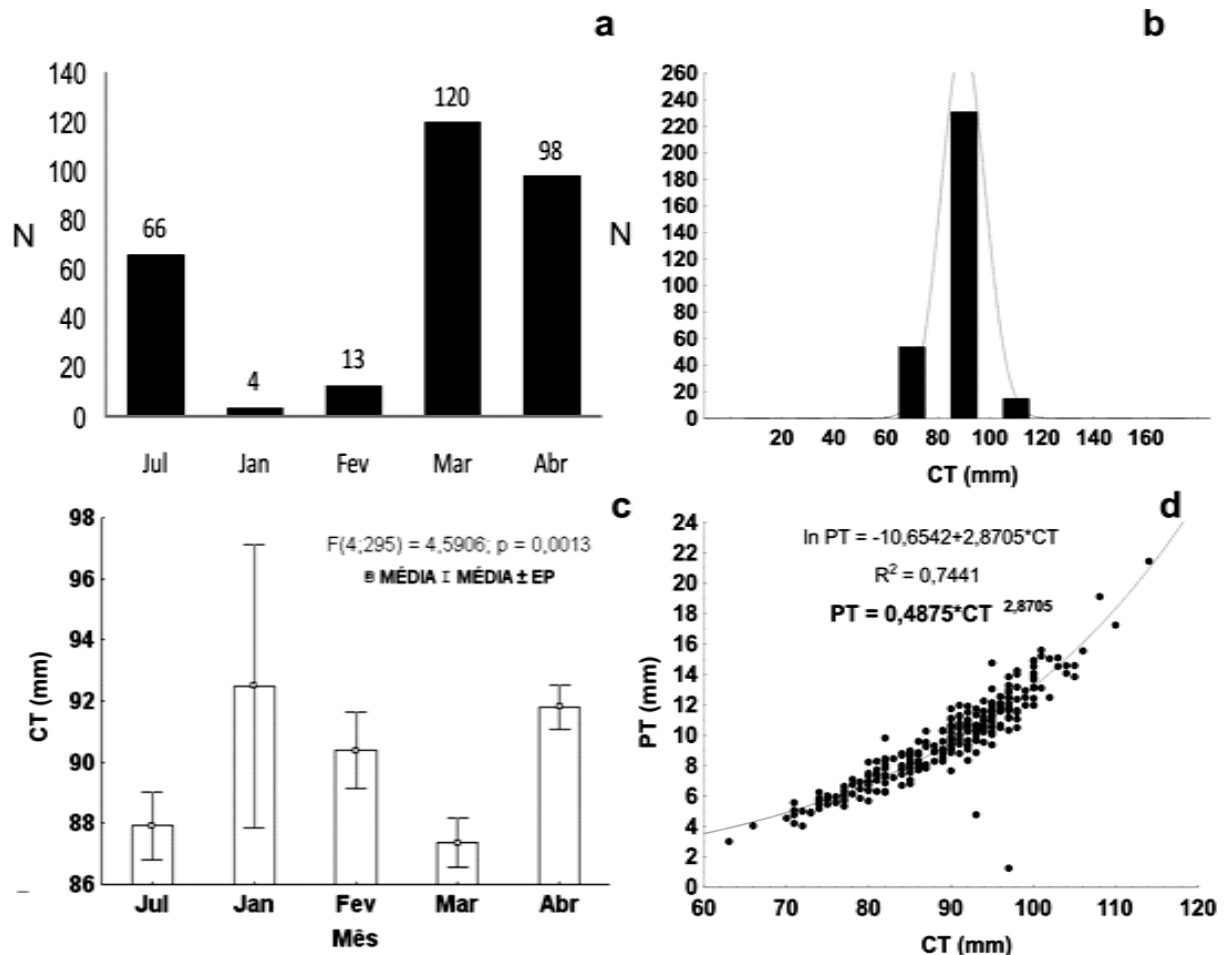


FIGURA 14: ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE *Conodon nobilis*.

Cynoscion jamaicensis



goete

Foram capturados 358 peixes da espécie *Cynoscion jamaicensis*, presente em todos os meses de coleta, com maior abundância no mês de julho ($n = 217$) e menor no mês de janeiro, com a ocorrência de apenas um indivíduo (Figura 15a). Exemplos dessa espécie foram capturados com tamanhos variando entre 33 a

193, sendo mais freqüentes entre as classes de 80 e 100 mm (Figura 15b). Entre meses foram estatisticamente diferentes as médias do comprimento total, com a maior em outubro ($152,6 \pm 27,32$ mm) e a menor em dezembro ($68,58 \pm 32,29$ mm) (Figura 15c). A equação que descreve a relação entre o peso e comprimento total foi $PT = 0,2806 * CT^{3,1844}$, com o valor do parâmetro b ($b=3,1844$), obtido através da regressão linear aplicada aos dados logaritmizados do comprimento total e peso e validado pelo coeficiente correlação ($R^2=0,9676$), indicando que esta espécie possui um crescimento isométrico ($b \approx 3$) para os comprimentos avaliados (Figura 15d).

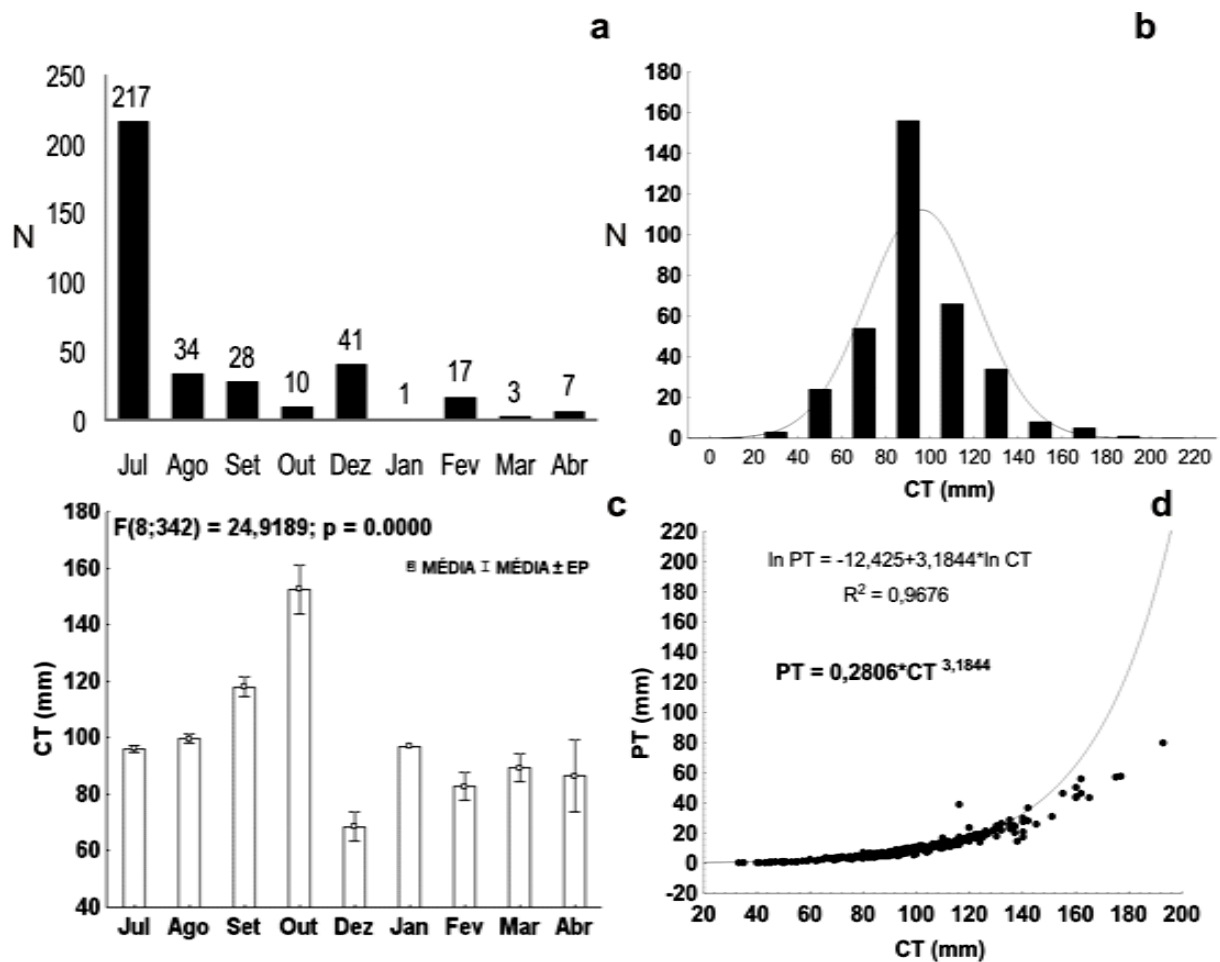


FIGURA 15: ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d) DE *Cynoscion jamaicensis*.

Isopisthus parvipinnis

Pescada gilete

Um total de 785 exemplares de *Isopisthus parvipinnis* foi amostrado, sendo uma espécie que esteve presente em todas as coletas, em maior quantidade nos meses de julho, outubro e janeiro e em menor quantidade em agosto, setembro e abril (Figura 16a). Esta espécie apareceu nas amostras com comprimento total mínimo e máximo de 31 a 201 mm, respectivamente, com maiores ocorrências nas classes de tamanho entre 60 e 120 mm (Figura 16b). Houve diferenças significativas no comprimento (CT) total entre os meses, sendo que a maior média ocorreu no mês de setembro ($129,09 \pm 38,73$ mm) e a menor no mês de janeiro ($74,21 \pm 20,17$ mm) (Figura 16c). Foi estimada a relação peso-comprimento ($PT = 0,3421 * CT^{3,0739}$), e pela regressão linear foi calculado o valor do coeficiente de determinação b ($b=3,0739$; $R^2=0,9742$), o qual indica um crescimento isométrico para esta espécie ($b \approx 3$) para os comprimentos avaliados (Figura 16d).

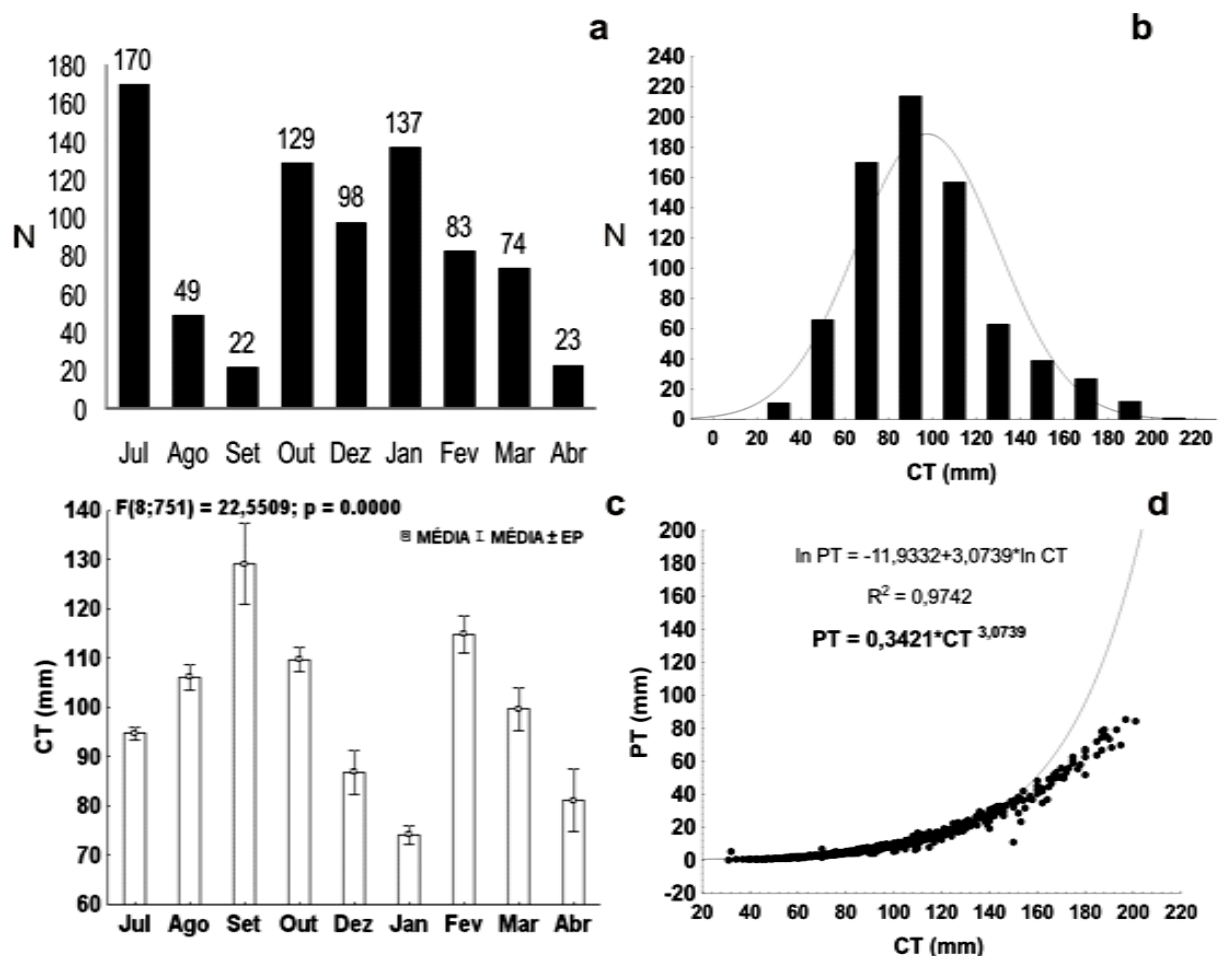
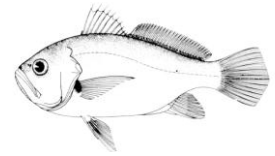


FIGURA 16 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Isopisthus parvipinnis*.

Larimus breviceps

Oveva

Foram coletados 2483 exemplares de *Larimus breviceps*, com capturas maiores em julho, fevereiro, março e abril e menores nas amostras obtidas entre agosto e janeiro (Figura 17a). A maioria dos exemplares desta espécie apresentou tamanhos entre 60 e 120 mm, com o menor e o maior exemplar medindo 40 e 180 mm respectivamente (Figura 17b). Entre os meses houve diferenças significativas no comprimento total médio, com maiores médias ocorrendo em setembro e outubro (Figura 17c). A relação peso-comprimento estimada foi $PT = 0,3605 \cdot CT^{3,195}$, e o valor do parâmetro b, obtido pela regressão linear e validado pelo coeficiente de determinação ($b=3,195$; $R^2=0,9737$) demonstra que esta espécie possui um crescimento isométrico ($b \approx 3$) para os comprimentos avaliados (Figura 17d).

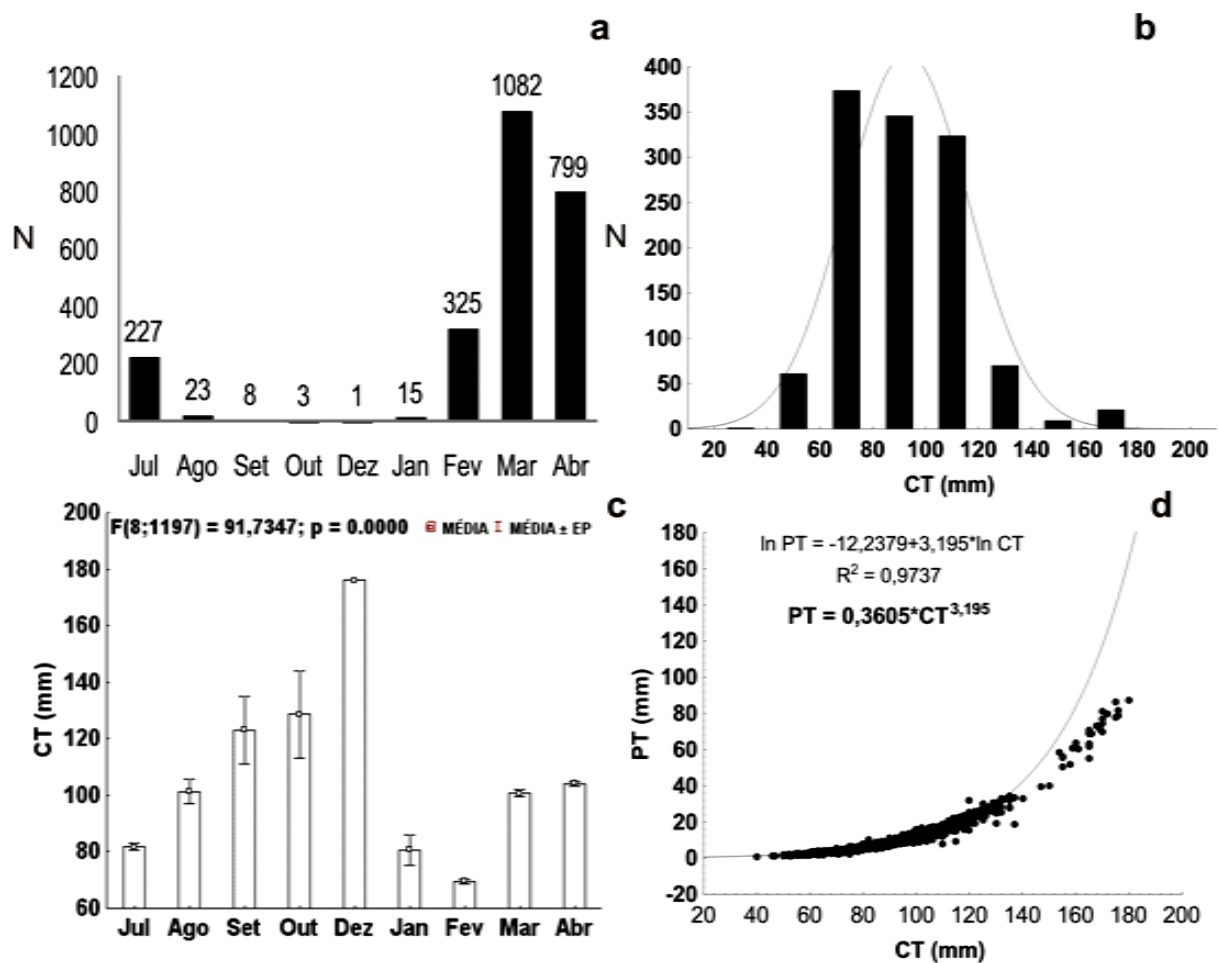


FIGURA 17 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Larimus breviceps*.

Paralonchurus brasiliensis

maria-luisa

Foram capturados 2333 peixes em todos os meses de coleta, presentes em maior quantidade nas amostras de julho, setembro, outubro, dezembro, março e abril e em menor número em agosto, janeiro e fevereiro (Figura 18a). O menor exemplar capturado tinha 30 mm e o maior 230 mm, com uma maior presença de indivíduos com tamanho total variando entre 80 e 140 mm (Figura 18b). As médias do comprimento total foram significativamente diferentes entre os meses de coleta, com as maiores médias ocorrendo em março e abril, valores intermediários em outubro e dezembro e menores em agosto e setembro (Figura 18c). Calculou-se a relação peso-comprimento ($PT = 0,3225 \cdot CT^{3,4231}$) e foi obtido o valor do parâmetro b pela regressão linear e validado pelo coeficiente de determinação ($b = 3,4231$; $R^2 = 0,9738$). O $b = 3,4231$ aponta para um crescimento isométrico para a espécie, de acordo com os comprimentos avaliados (Figura 18d).

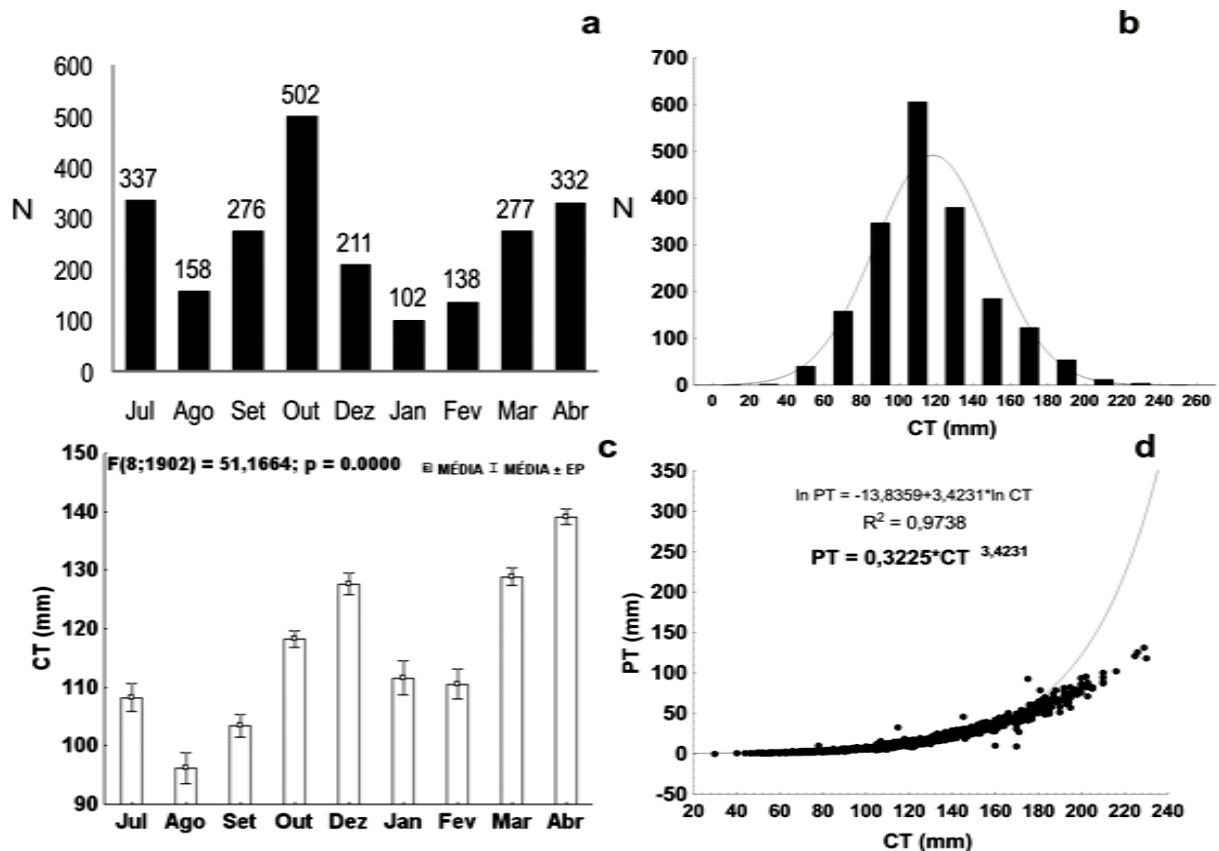


FIGURA 18 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Paralonchurus brasiliensis*.

Pellona harroweri

sardinha

Foram coletados 1069 indivíduos de *Pellona harroweri*, presente na área em todo período amostral, com as maiores capturas em outubro, dezembro e fevereiro e menores em julho, setembro e janeiro (Figura 19a). O comprimento total variou entre o mínimo de 32 mm e o máximo de 128 mm, com a maior ocorrência de exemplares com tamanhos entre 40 e 100 mm (Figura 19b). Houve diferenças significativas entre os comprimentos mensais, sendo que as maiores médias ocorreram em setembro e janeiro e as menores nos meses de julho, março e abril (Figura 19c). A relação peso-comprimento foi $PT = 0,1792 * CT^{2,7931}$, sendo que o valor do parâmetro b, obtido através da regressão linear e validado pelo coeficiente de determinação ($b=2,7931$; $R^2=0,9564$) demonstra que esta espécie possui um crescimento isométrico para os comprimentos avaliados (Figura 19d).

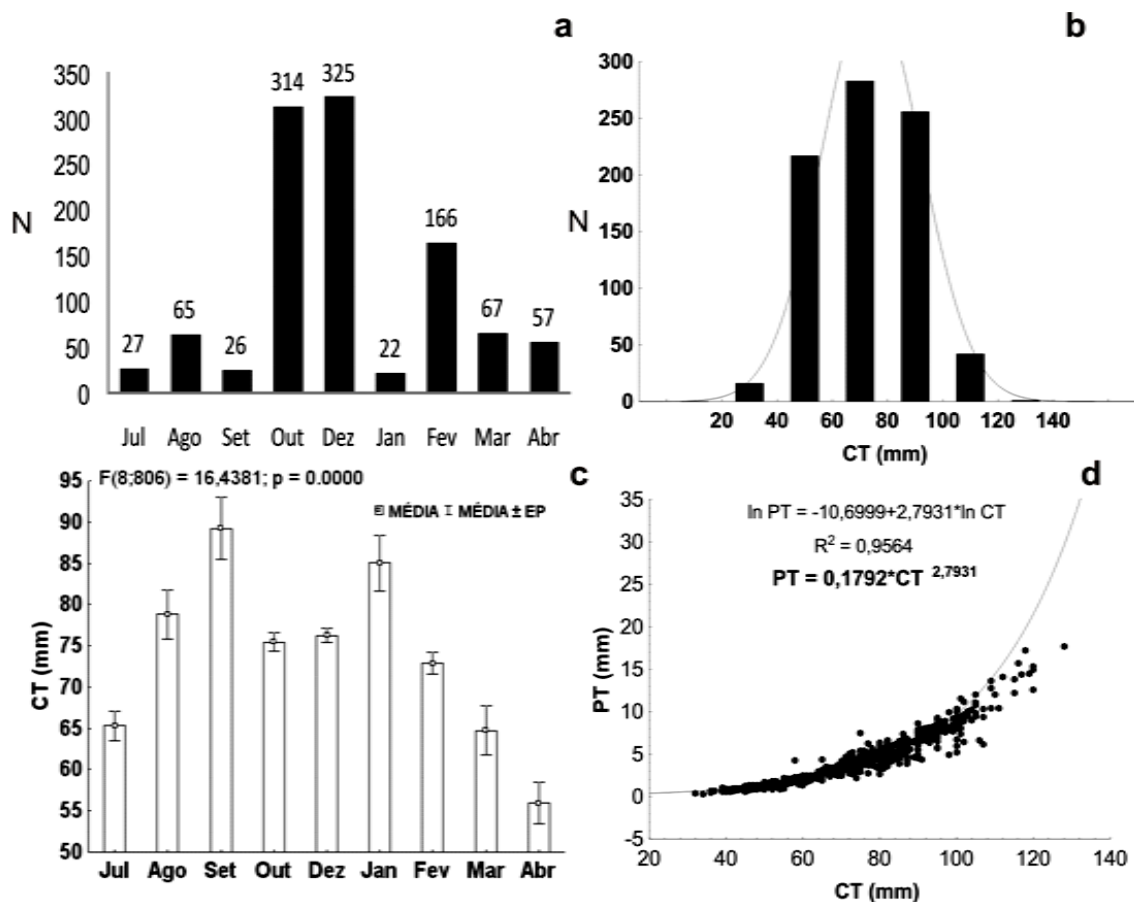
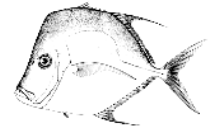


FIGURA 19 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Pellona harroweri*

Selene setapinnis

Galo

Os 3724 peixes exemplares de *S. setapinnis* amostrados estiveram presentes em todos os meses coleta, com maiores capturas em dezembro, fevereiro, março e julho e bem menores nos demais meses (Figura 20a). A espécie esteve presente na área com comprimento total mínimo e máximo de 36 a 131 mm, respectivamente, e predomínio de indivíduos com tamanhos entre 40 e 80 mm (Figura 20b). Foram observadas diferenças entre as médias mensais do comprimento total, com a maior média aparecendo em abril e a menor em janeiro (Figura 20c) A relação peso-comprimento foi estimada ($PT = 0,3193 \cdot CT^{2,5668}$) e o valor do parâmetro b ($b=2,5668$), embora indique um crescimento isométrico para a espécie, não foi validado pelo coeficiente de determinação ($R^2=0,7553$) indica para esta espécie um crescimento isométrico para os comprimentos avaliados (Figura 20d).

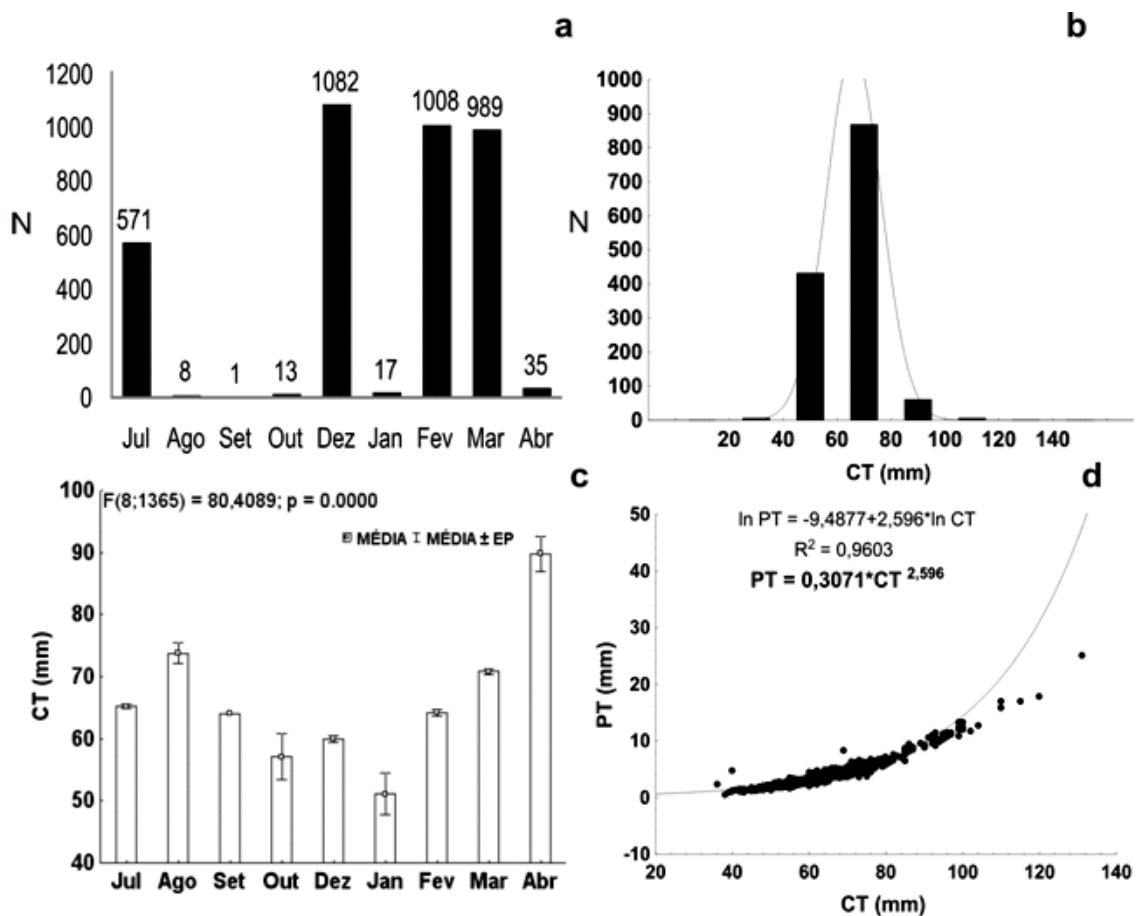
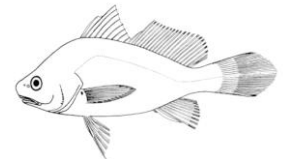


FIGURA 20 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Selene setapinnis*

Stellifer brasiliensis

cangoá

Foram capturados 2660 peixes da espécie *Stellifer brasiliensis*, presentes nas amostras em todos os meses de amostragem e em maior abundância em julho, janeiro, março e abril (Figura 21a). Os tamanhos variaram entre o mínimo de 35 mm e o máximo de 183 mm, com maiores ocorrências entre 60 e 110 mm (Figura 21b) Houve diferenças significativas no comprimento (CT) total entre os meses, sendo que as maiores médias foram em agosto e outubro (Figura 21c) A relação peso-comprimento estimada foi $PT = 0,3913 \cdot CT^{3,2171}$. O valor do parâmetro b ($b=3,2171$), obtido através regressão linear validado pelo coeficiente de determinação; ($R^2=0,9409$) demonstra que esta espécie possui um crescimento isométrico para os comprimentos avaliados ($b \approx 3$). (Figura 21d).

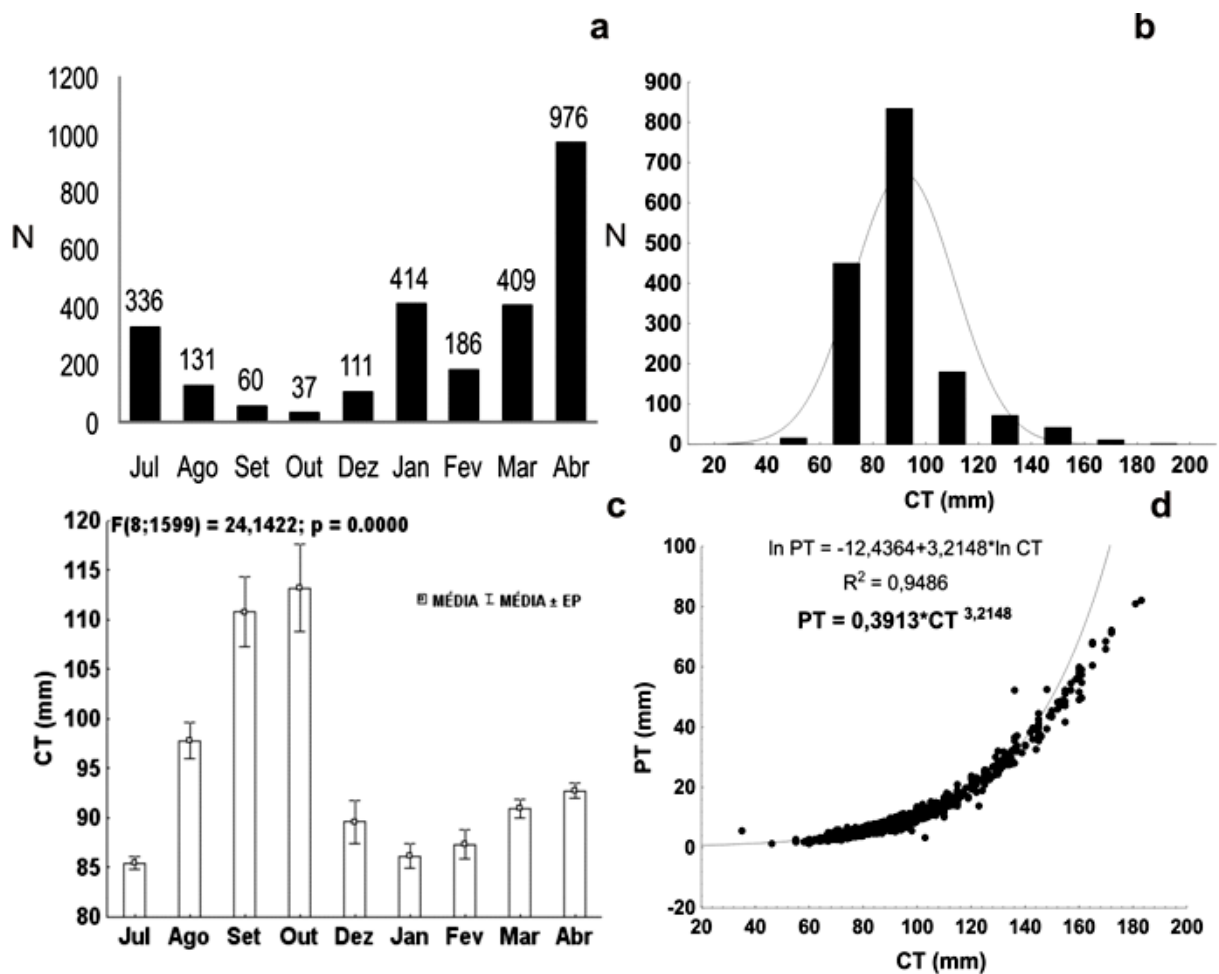
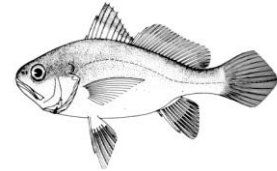


FIGURA 21 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Stellifer brasiliensis*.



cangoá

Stellifer rastrifer

Foram capturados 8088 peixes, sendo a espécie mais abundante do *bycatch*, cuja captura representou cerca de 30% do total. *S. rastrifer* esteve presente em todos os meses, com a maior captura em abril ($n=2468$) e a menor em agosto ($n=77$) (Figura 22a). O comprimento total mínimo e máximo foi de 40 a 189 mm, respectivamente, com predomínio de exemplares com tamanhos entre 60 e 120 mm (Figura 22b). Houve diferenças significativas do comprimento (CT) total entre os meses, sendo que a maior média foi no mês de dezembro e a menor no mês de julho (Figura 22c).. A relação peso-comprimento foi obtida ($PT = 0,3788 \cdot CT^{3,3185}$), com o valor do parâmetro b , estimado através de regressão linear e validado pelo coeficiente de determinação ($b=3,3185$; $R^2=0,9681$), apontando para um crescimento isométrico ($b \approx 3$) nessa espécie para os comprimentos avaliados. (Figura 22d).

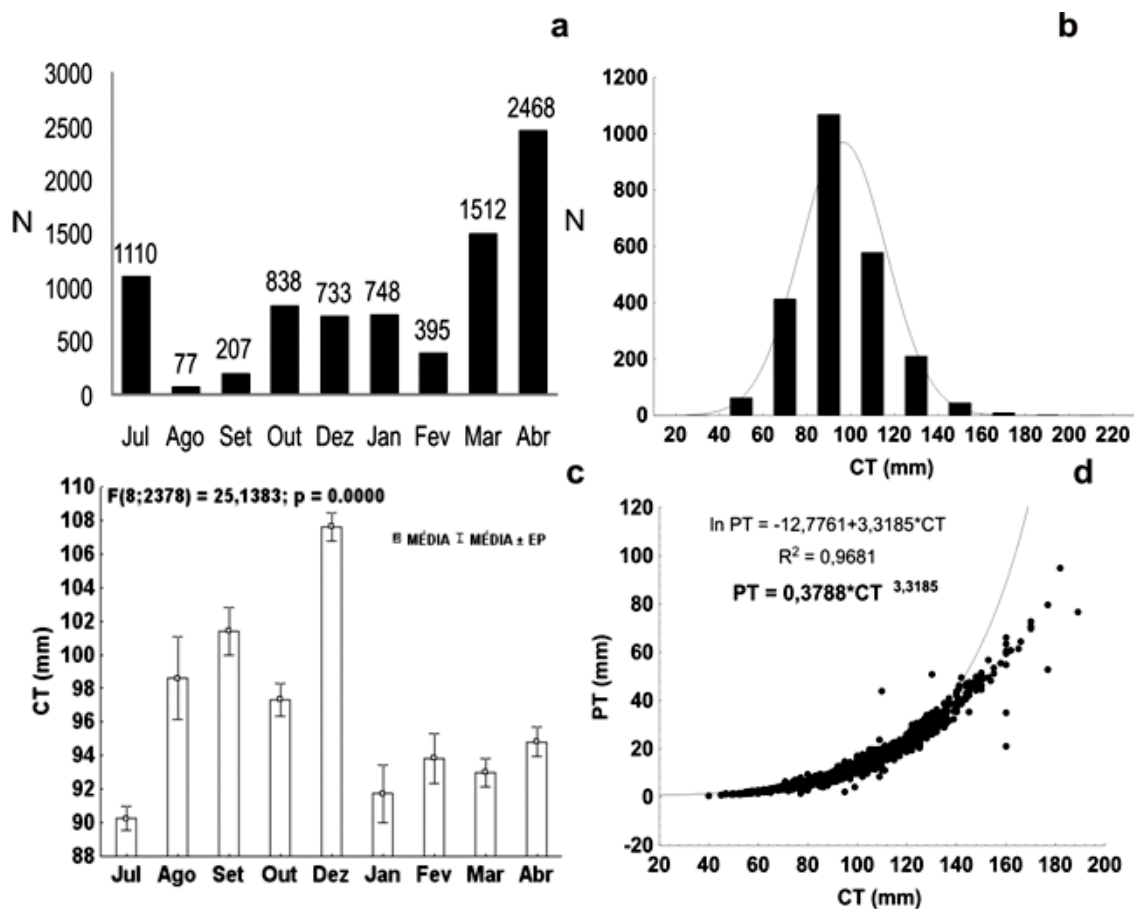
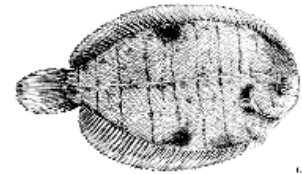


FIGURA 22 ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO –COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Stellifer rastrifer*.

Trinectes paulistanus

Linguado

Foram capturados 636 peixes. *T. paulistanus* esteve presente em todos os meses, com a maior captura em abril (n=437) e as menores capturas em julho, dezembro e janeiro (n=3) (Figura 23a). O tamanho total variou 60 e 177 mm com a maior frequência aparecendo entre 60 e 100 mm (Figura 23b). Em média os comprimentos foram significativamente diferentes entre, sendo que a maior média foi no mês de setembro e a menor no mês de julho (Figura 23c).. A relação peso-comprimento foi estimada ($PT = 0,622 \cdot CT^{3,2478}$), sendo que o valor do parâmetro b, obtido através da regressão linear e validado pelo coeficiente de determinação ($b=3,2478$; $R^2=0,9642$), indica que esta espécie possui um crescimento isométrico ($b \approx 3$) para os comprimentos avaliados (Figura 23d).

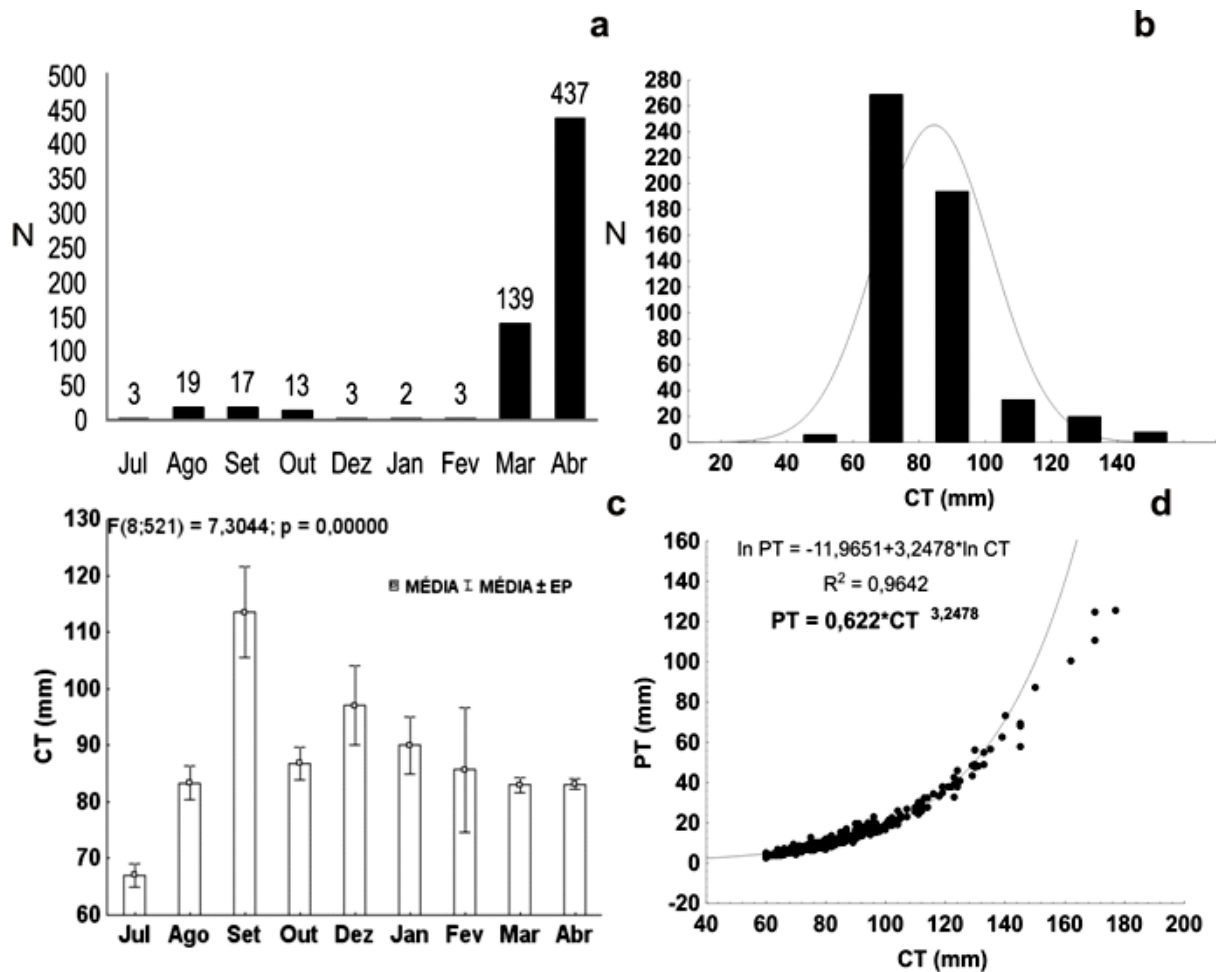


FIGURA 23: ABUNDÂNCIA TOTAL POR MÊS (a), DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA POR CLASSE DE COMPRIMENTO TOTAL (b), COMPRIMENTO TOTAL MÉDIO POR MÊS (c) E RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO TOTAL (d). DE *Trinectes paulistanus*.

4. DISCUSSÃO

A composição do *bycatch* do presente estudo teve a maior dominância de peixes. Este padrão também foi observado na frota artesanal ou de pequena escala de outras regiões do planeta (EAYRS, 2007; KELLEHER, 2007) e na plataforma continental do Brasil (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; MORAIS *et al.*, 1995; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; KOTAS, 1998; ISAAC, 1999; VASCONCELLOS & GASALLA, 2001; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002; BAIL & BRANCO, 2003; CHAVES *et al.*, 2003; VIANNA & ALMEIDA, 2005 e BRANCO & VERANI, 2006).

A relação média da biomassa em peso de peixes e camarões observada foi de 1:0,57, ou seja, para um quilograma de camarão capturado, são capturados em média 570 gramas de peixes. Entre os meses, em outubro foi observado a maior relação (1:2,1) e janeiro a menor (1: 0,15). O mês de outubro foi atípico, tendo em vista a baixa captura de camarão, não sendo um padrão observado no litoral paranaense (NATIVIDADE, 2006; BERNARDO, 2008). Para a mesma região e com uma embarcação similar KRUL (1999) observou uma relação de 1:1,3. RICKLI (2001) avaliou a ictiofauna do *bycatch* em arrastos de porta com canoas à motor no balneário de Shangri-lá e observou uma relação de 1:0,9. Entre a barra do Ararapira, limite norte da ilha de Superagui e o município de Matinhos-PR, BERNARDO (2008) observou a relação de 1:0,84. Todavia, apesar do apetrecho utilizado e a espécie alvo (camarão sete-barbas) serem iguais, a embarcação adotada por esta última autora foi diferente, com maior potência se comparado com a embarcação utilizada no presente estudo.

Em estudos realizados na costa brasileira com a captura das diferentes espécies de camarão pela frota arrasteira não houve um padrão similar da relação camarão/peixe. PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW (1986) quantificaram o *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas no litoral sudeste brasileiro e encontraram uma relação de 1:1,08. Na pesca do camarão barba-ruça *Artemesia longinaris* no litoral do Rio Grande do Sul, a relação camarão/peixe média foi de 1:4,5 em 1979, 1:12,7 em 1980 e 1:0,5 em 1990 (RUFFINO & CASTELLO, 1992/93). Nesta mesma localidade, na captura das espécies *Artemesia longinaris* e *Pleoticus muelleri* a relação foi de 1:0,31 (HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996). No litoral de Santa Catarina, na captura das espécies *Pleoticus muelleri*, *Plesionika longirostris*,

Metanephrops rubellus e *Farfantepenaeus* spp KOTAS (1998) encontrou a relação de 1:13 na frota industrial. No litoral norte do Brasil, ISAAC (1999) encontrou a relação de 1:5 na captura do camarão rosa *Farfantepenaeus subtilis*. Na captura das espécies de camarão rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Farfantepenaeus paulensis* no sudeste do Brasil, entre São Paulo e Rio de Janeiro VIANNA & ALMEIDA (2005) observaram a relação de 1:10,5.

Tipos de embarcações, apetrechos utilizados e a espécie alvo de camarão têm influência direta nesta relação. Apesar de não ser constante, é possível inferir que quanto mais industrializada for a pescaria, maior é o peso da ictiofauna no *bycatch*, seja pela maior capacidade de captura das embarcações ou pelo padrão de ocorrência das espécies de peixes em relação à profundidade. Peixes juvenis recrutam em áreas rasas, como é o caso da plataforma interna rasa, local de trabalho de embarcações menos tecnificadas, ao passo que indivíduos com maior peso ocorrem em áreas mais profundas, onde atua a frota industrial. Este padrão da ictiofauna foi observado no litoral do Paraná (GODEFROID, 2002; GOMES, 2004 e SCHWARZ, 2009). Em síntese, para uma comparação mais precisa das relações camarão/peixe nas pescarias de diferentes frotas é necessário a padronização das variáveis, tais como: tempo de arrasto, condição climática, local de pesca, equipamento de pesca, embarcação, potência do motor.

Em relação à ictiofauna do *bycatch*, as 68 espécies capturadas no presente estudo estão em conformidade com os demais estudos realizados na plataforma continental interna rasa da região, que avaliaram a ictiofauna do *bycatch* da pesca de arrasto com redes do tipo manga seca. Também está em conformidade com os trabalhos que se utilizaram desta técnica de pesca para avaliar a composição e a estrutura da ictiofauna demersal da região. Com estratégia amostral similar ao presente estudo KRUL (1999) capturou 46 espécies entre os balneários de Pontal do Sul e Praia de Leste. RICKLI (2001) observou a ocorrência de 51 espécies, enquanto que CHAVES *et al.* (2003) capturaram 62 espécies em frente ao município de Matinhos-PR. Em relação aos trabalhos que avaliaram a ictiofauna demersal da região, GODEFROID *et al.* (2004) capturou 70 espécies em frente ao balneário de Atami e GOMES (2004) observou a ocorrência de 61 espécies entre a baía de Guaratuba e a Barra do Saí. Ao avaliar a atividade reprodutiva das espécies do *bycatch* do camarão sete-barbas na plataforma continental interna do litoral norte de Santa Catarina, PINA (2009) observou a ocorrência de 72 espécies. Todavia, em

outros levantamentos sobre a ictiofauna demersal realizados na mesma região com um maior esforço de captura foi observada a ocorrência de um maior número de espécies. Em arrastos comerciais realizados ao norte e ao sul da Ilha do Mel foram capturadas 98 espécies (SANTOS, 2006) e 99 espécies de peixes foram amostradas entre as regiões da Barra do Ararapira e Matinhos, Paraná (SCHWARZ, 2009).

A dominância de espécies da família Sciaenidae (65,5% da captura total) observada neste trabalho é um padrão bastante evidente na plataforma continental do do Paraná (KRUL, 1999; RICKLI, 2001; CHAVES *et al.*, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; STOIEV, 2007; CARNIEL, 2008; ROBERT, 2008 e SCHWARZ, 2009). A estrutura da comunidade de peixes da plataforma continental do estado do Paraná é determinada pela ocorrência de espécies-chaves, sendo nítida a dominância em número e peso de espécies de Sciaenidae (SANTOS, 2006). Para este autor, a grande representatividade desta família parece ser o padrão comum nas áreas de fundo areno-lodoso das regiões sudeste, sul e em algumas partes do nordeste do Brasil. Levantamentos ictiofaunísticos realizados na plataforma continental de outras localidades do país corroboram esta afirmação (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; ARAÚJO *et al.*, 1998; KOTAS, 1998; ROCHA & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 1998; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002; BAIL & BRANCO, 2003; VIANNA & ALMEIDA, 2005; SOUZA & CHAVES, 2007).

No presente estudo, as espécies de peixes mais abundantes no *bycatch* e que tiveram ocorrência constante em todos os meses de coleta, foram em ordem decrescente de abundância *Stellifer rastrifer*, *Selene setapinnis*, *Stellifer brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Cathorops spixii*, totalizando 80% da captura total. Resultados similares foram observados em outros estudos realizados na mesma região. No levantamento de KRUL (1999) predominaram as espécies *Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Pellona harroweri*, *Stellifer stellifer* e *Larimus breviceps*. RICKLI (2001) observou a dominância das espécies *Paralonchurus brasiliensis*, *Stellifer brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Stellifer rastrifer* e *Isopisthus parvipinnis*, enquanto que no trabalho de GODEFROID *et al.* (2004) foram mais abundantes *Stellifer rastrifer*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Conodon nobilis* e *Selene setapinnis*. GOMES (2004) observou a alta ocorrência das espécies *Paralonchurus brasiliensis*, *Stellifer rastrifer*, *Pellona*

Harroweri e *Isopisthus parvipinnis*. CARNIEL (2008) observou a dominância de *Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Menticirrhus americanus* e *Selene Setapinnis*. No estudo de SCHWARZ (2009) predominou *Stellifer rastrifer*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Stellifer brasiliensis* e *Cathorops spixii*. Porém no trabalho de SANTOS (2006), a dominância foi de diferentes espécies (*Chloroscombrus chrysurus*, *Pomadasy corvinaeformis*, *Chirocentrodon bleekermanus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Menticirrhus americanus*), provavelmente devido ao tipo de embarcação, que neste caso específico, se aproximava da frota industrializada, com maior potência do motor, maior tamanho das redes e maior capacidade de deslocamento.

Em outras regiões do Brasil, a dominância de espécies de peixes nos arrastos do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* foi similar. No litoral de Santa Catarina, BAIL & BRANCO (2003), BRANCO & VERANI (2006) e PINA (2009) observaram maior abundância de *Stellifer stellifer*, *Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Isopisthus parvipinnis* e *Trichiurus lepturus*, já no trabalho de SOUZA & CHAVES (2007) foi mais abundante *Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Isopisthus parvipinnis*. Na baía de Santos-SP o predomínio foi de *Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Isopisthus parvipinnis* (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986).

Na pesca Industrial, voltada para outras espécies de camarão, as espécies de peixes presentes no *bycatch* foram diferentes. No litoral do Rio Grande do Sul, predominaram as espécies *Micropogonias furnieri*, *Menticirrhus americanus*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Macrodon ancylodon* e *Netuma barba* (*Genidens barbatus*) na pesca do camarão barba-ruça *Artemesia longinaris* (RUFFINO & CASTELLO, 1992/93). Na mesma região, na captura das espécies de camarão *Artemesia longinaris* e *Pleoticus muelleri* as espécies de peixes que predominaram foram *Macrodon ancylodon*, *Urophycis brasiliensis* e *Paralonchurus brasiliensis* (HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996). Na avaliação da ictiofauna do *bycatch* da frota industrial do estado de Santa Catarina KOTAS (1998) observou a dominância de *Micropogonias furnieri* e *Cynoscion jamaicensis*. Na avaliação do descarte do camarão rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Farfantepenaeus paulensis* no sudeste do Brasil predominaram as espécies *Porichthys porosissimus*, *Prionotus punctatus*,

Cynoscion jamaicensis, *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Paralonchurus brasiliensis* (VIANNA & ALMEIDA, 2005).

As espécies de peixes mais abundantes no *bycatch* proveniente da captura do camarão sete-barbas, que no geral são capturadas pela frota de pequena escala ou artesanal, geralmente não possuem valor comercial em função de não possuírem um tamanho adequado para a comercialização. Porém, as espécies oriundas da captura das espécies de camarão rosa, barba ruça e santana, capturadas pela frota industrial são espécies com tamanho comercial, tais como: *Micropogonias furnierbi* (corvina), *Urophycis brasiliensis* (abrótea) e as espécies de pescada do gênero *Cynoscion*, que também ocorrem no descarte da captura do camarão sete-barbas, porém em menor quantidade.

Quanto à abundância de peixes presentes nos arrastos de camarão sete-barbas, neste trabalho foram observadas diferenças significativas na captura entre os meses, com maiores abundâncias em março e abril, valores intermediários em julho, outubro, dezembro, janeiro e fevereiro e menores capturas em agosto e setembro. Com exceção do trabalho realizado por RICKLI (2001) vários outros estudos na costa do Paraná evidenciaram uma variação temporal na quantidade de peixes capturados. Nas coletas de CHAVES *et al.* (2003) e GODEFROID *et al.* (2004) ocorreram diferenças significativas, com maiores capturas de novembro a abril e menores de maio a outubro. GOMES (2004) também encontrou diferenças significativas, com maiores abundâncias médias em outubro e novembro, porém sem apresentar qualquer tendência temporal. No estudo de SANTOS (2006) um maior número de peixes foi amostrado em março e abril, sendo menor em setembro, janeiro e junho, um padrão similar ao observado no presente estudo. Maiores abundâncias médias em janeiro a abril, menores de julho a dezembro, com valores intermediários em maio e junho ocorreram nas amostras de arrastos de porta realizados por SCHWARZ (2009). No geral, o que se observa na plataforma continental do estado do Paraná é uma maior abundância nos meses quentes e menor nos meses frios. Para SCHWARZ (2009) as flutuações sazonais na ocorrência das espécies neste ambiente estão fortemente associadas a eventos oceanográficos de média e grande escala, tais como variações de correntes e marés e a entrada de sistemas frontais.

Outro padrão encontrado no presente estudo e observado nos trabalhos de SANTOS (2006) e SCHWARZ (2009) foi a baixa captura de peixes no mês de

fevereiro, se comparado com os demais meses quentes. STOIEV (2007) propõe a hipótese de que as baixas capturas nesse mês são decorrentes do aumento da pressão pesqueira nesta época, que precede a época do defeso do camarão sete-barbas. Para SCHWARZ (2009) não é possível saber exatamente qual o mecanismo responsável pelas flutuações na abundância das espécies, mas ele também sugere que a pesca como um importante fator. Na literatura científica é possível encontrar exemplos de alterações na comunidade de peixes pela pesca (PAULY, 1979; GREENSTREET & HALL, 1996 e PAULY *et al.*, 1998).

Nos estudos que avaliaram os peixes do *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas na região sul e sudeste do país, também foi observado um padrão sazonal na abundância da ictiofauna. GIANNINI & PAIVA-FILHO (1990) na baía de Santos-SP, BRANCO (1999), BAIL & BRANCO (2003) e BRANCO & VERANI (2006) na armação do Itapocoroy, Penha-SC e SOUZA & CHAVES (2007) e PINA (2009) no litoral norte de Santa Catarina encontraram maior abundância nos meses de dezembro e abril. Nos estudos que avaliaram o *bycatch* de outras espécies de camarão também detectaram um padrão de abundância sazonal (RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; KOTAS, 1998; VIANNA & ALMEIDA, 2005). O padrão de ocorrência das espécies da plataforma continental das regiões sul e sudeste do Brasil está intimamente ligado com o aporte de massas d'água, responsáveis pelas oscilações de parâmetros oceanográficos, tais como a temperatura e salinidade (VIANNA & ALMEIDA, 2005).

Em relação ao número de espécies nos meses amostrados, foram encontradas diferenças significativas, com maiores valores nos meses de fevereiro a abril e menores valores em setembro e outubro, fato anteriormente observado na região (CHAVES *et al.*, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; STOIEV, 2007; SCHWARZ, 2009) Porém, o grande número de espécies observado no mês de agosto no presente estudo não tinha sido anteriormente descrito. A inexistência de grandes cardumes neste período associada à baixa abundância de peixes pode ter favorecido a captura de um maior número de espécies.

Também foram observadas variações temporais no número de espécies nos trabalhos que avaliaram a ictiofauna do *bycatch* nas regiões sul e sudeste do Brasil (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; GIANNINI & PAIVA-FILHO, 1990; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; BRANCO,

1999; BAIL & BRANCO, 2003; VIANNA & ALMEIDA, 2005; BRANCO & VERANI, 2006; SOUZA & CHAVES, 2007 e PINA, 2009). Para BRANCO & VERANI (2006) as oscilações sazonais no número de espécies refletem a elevada frequência de espécies visitantes de ocorrência ocasional em trânsito na plataforma continental, onde uma pequena porcentagem da ictiofauna presente nos arrastos costeiros é dominante em número de exemplares e em biomassa.

Foram encontradas diferenças significativas na equitabilidade neste estudo, com maiores valores em agosto, valores intermediários em setembro, fevereiro e março e menores valores nos meses de outubro e abril, diferenças estas que não descrevem nenhum padrão consistente. GOMES (2004) observou maiores valores em junho e julho e menores valores em setembro e outubro, enquanto que GODEFROID *et al.* (2004) encontraram a maior equitabilidade no mês de agosto, igual ao presente estudo e a menor no mês de outubro. SANTOS (2006) observou maiores valores nos meses de junho e setembro e o menor valor em janeiro, com ausência de diferenças significativas entre meses na equitabilidade nos dados amostrados por SCHWARZ (2009).

Assim como o número de espécies, também foi observada uma variação temporal no índice de equitabilidade nos trabalhos que avaliaram a ictiofauna do *bycatch* no sudeste e sul do país (BAIL & BRANCO, 2003; VIANNA & ALMEIDA, 2005; BRANCO & VERANI, 2006). Apesar de não ser encontrado um padrão bem claro, todos os estudos que avaliaram a equitabilidade encontraram maiores valores em meses mais quentes e menores valores em meses mais frios. Um alto valor de equitabilidade reflete uma distribuição mais uniforme de exemplares entre as espécies (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Assim como o número de espécies, a equitabilidade parece estar mais relacionada com a ocorrência de grandes cardumes em períodos mais quentes do ano, tendo em vista que a ictiofauna demersal, mais conspicua no *bycatch* da frota arrasteira, é numericamente dominada por poucas espécies (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; MORAIS *et al.*, 1995; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; ARAÚJO *et al.*, 1998; KOTAS, 1998; ROCHA & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 1998; ISAAC, 1999; VASCONCELLOS & GASALLA, 2001; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002; BAIL & BRANCO, 2003; VIANNA & ALMEIDA, 2005 e BRANCO & VERANI, 2006).

Espécies mais abundantes no *bycatch*

Para discutir os resultados das espécies mais abundantes foram utilizados os trabalhos que trataram especificamente da ictiofauna do *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas no litoral do Paraná (KRUL, 1999; RICKLI, 2001 e CHAVES *et al.*, 2003;) e no litoral sudeste e sul brasileiro (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; COELHO *et al.*, 1987, 1988; GIANINNI & PAIVA-FILHO, 1990, 1994 e 1995; MORAIS *et al.*, 1995; BAIL & BRANCO, 2003 e BRANCO & VERANI, 2006; SOUZA & CHAVES, 2007 e PINA, 2009). Também foi utilizado estudos que avaliaram a ictiofauna demersal da plataforma continental do estado do Paraná, em que se utilizou a mesma técnica de captura utilizada na pesca do camarão sete-barbas (GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; BERNARDO 2008 e SCHWARZ, 2009). No entanto, é importante destacar que, apesar da técnica de captura ser a mesma, as estratégias amostrais foram diferentes. O tempo de arrasto, número de arrasto por mês e os meses arrastados variam para cada trabalho.

Cathorops spixii

Foi a sexta espécie mais abundante (aproximadamente 8% da captura total). A classe de tamanho de 50 a 100 mm do comprimento total (CT) foi a mais frequente, resultado a de alguns trabalhos realizados na região (KRUL, 1999; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; PINA, 2009 e SCHWARZ, 2009). Esteve presente em todos os meses de coleta, com alta abundância em dezembro e março, o que também foi observado por GOMES (2004) e SCHWARZ (2009).

Todavia, sua alta captura chamou a atenção, tendo em vista que os estudos realizados na mesma região não encontraram uma abundância similar (KRUL, 1999; RICKLI, 2001; CHAVES *et al.*, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; STOIEV, 2007 e CARNIEL, 2008). Apenas PINA (2009) e SCHWARZ (2009) registraram uma captura elevada. Os bagres ocorrem na zona litorânea, em águas pouco profunda, em fundo lamoso ou arenoso e em geral procuram a desembocadura dos rios e regiões lagunares na época da desova (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). No litoral do Paraná, é uma espécie que tem ampla ocorrência no Complexo Estuarino de Paranaguá, tendo o ciclo de vida completo neste ambiente (FÁVARO *et al.*, 2005; SCHWARZ *et al.*, 2006; SPACH *et*

al.,2006; 2007, 2007a; BARLETTA *et al.*,2008). Porém, é nítida a alta abundância desta espécie na plataforma continental interna rasa do litoral paranaense, entre as isóbatas de 9 e 12m (CHAVES *et al.*, 2003; SANTOS, 2006, STOIEV, 2007 e SWARZ, 2009), onde existe uma faixa, que pode ultrapassar 2 km de largura, de areia muito fina com teores de finos (silte + argila) entre 10 e 40% e a partir dos 10 m há o predomínio de sedimentos com a granulometria maior, tais como areia média e grossa (VEIGA, 2004). Assim, a ocorrência de sedimentos finos nesta região poderia favorecer a ocorrência de *C. spixii*.

Quanto à atividade reprodutiva de *C. spixii*, o tamanho da primeira maturação gonadal (L_{50}) observado na literatura para a região de Cananéia-SP variou de 96 a 124,5 para as fêmeas e 98 a 139 para os machos (MISHIMA & TANJI 1983; SILVA, 1996 e PERES-RIOS, 2001 *apud* SCHMIDT *et al.*, 2008). Se adotarmos os menores valores para ambos os sexos, é possível inferir que houve o predomínio de indivíduos imaturos no presente estudo, principalmente nos meses de dezembro e março. Nos meses de agosto e outubro os indivíduos capturados eram adultos, com possibilidade de estarem em fase de maturação. FÁVARO *et al.*(2005) analisou as gônadas dos indivíduos de *C. spixii* na baía de pinheiros e observou o maior desenvolvimento gonadal nos meses de setembro e outubro. SCHWARZ (2009) encontrou exemplares maduros na plataforma continental paranaense nos meses de setembro, outubro e novembro e exemplares desovados de novembro a abril, com picos de ocorrência de exemplares em maturação especialmente em maio e junho. Este autor não observou a incubação dos ovos por parte dos machos na plataforma, sugerindo que a desova propriamente dita e a posterior incubação dos ovos seja efetivamente realizada nos sistemas estuarinos adjacentes. PINA (2009) encontrou indivíduos em reprodução no outono. No litoral do Rio de Janeiro foi observado o deslocamento desta espécie para fora do estuário, na plataforma continental durante o período de desova (GOMES & ARAÚJO, 2004). Todavia, a alta ocorrência desta espécie na plataforma é um fato ainda não esclarecido. Assim, apesar da causa da sua alta abundância na plataforma continental interna rasa não estar bem esclarecida, os bolsões de sedimentos finos podem favorecer a ocorrência desta espécie neste local, sendo que a atividade arrasteiras pode estar afetando a manutenção do estoque desta espécie.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para este espécie foi igual a 3,0859 e validado pelo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9697$). PINA

(2009) observou um valor diferente de **b** ($b=3,2168$ e $R^2 = 0,9766$). Considerando-se o critério de Froese (2006), em ambos os estudos foi observado um crescimento isométrico para a espécie.

Conodon nobilis

Das 11 espécies que tiveram a abundância acima de 1% da captura total, *C. nobilis* foi a menos abundante (1,1% da captura total). É uma espécie que ocorre em regiões de pedras, com baixa dependência a ambientes recifais (BROTTO & ZALMON, 2008), sendo encontrado principalmente em praias arenosas (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). Sua ocorrência se restringiu aos meses de julho, janeiro, fevereiro, março e abril, com maiores capturas em março. Quanto ao tamanho dos exemplares coletados, predominou a classe de tamanho de 80 a 100 mm de comprimento total (CT), com indivíduos maiores sendo coletados em janeiro e fevereiro. Esse padrão também foi observado nos demais estudos em que houve a captura desta espécie (KRUL, 199; RICKLI, 2001; CHAVES *et al.*, 2003, GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; SOUZA & CHAVES, 2007; STOIEV, 2007 e SCHWARZ, 2009). No entanto, no litoral de Santa Catarina, não foi observado este padrão (BAIL & BRANCO, 2003 e BRANCO & VERANI, 2006).

Quanto à atividade reprodutiva desta espécie, SOUZA & CHAVES (2007) observaram a ocorrência de 50% de fêmeas e 25% de machos no estágio de maturação gonadal indeterminado (Estádio A) e 25% dos machos com gônadas maduras (Estádio C). PINA (2009) não observou indivíduos de *C. nobilis* em reprodução. Com base nos dados no presente trabalho e outros, constatou-se um padrão sazonal de ocorrência desta espécie, com os picos de captura em março, sem grande variação de tamanho dos indivíduos da espécie e ausência de atividade reprodutiva na plataforma continental interna.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para a espécie foi de 2,8705 mas a correlação observada foi baixa ($R^2 = 0,7441$). PINA (2009) observou um valor diferente de **b** ($b=3,0989$ e $R^2 = 0,9808$), indicando um crescimento isométrico para esta espécie.

Cynoscion jamaicensis

É uma espécie que tem valor comercial, podendo atingir 500 mm de comprimento total, sendo que os exemplares usualmente capturados pela pesca comercial estão entre 250 e 300 mm (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). Sua ocorrência é comum em ambientes costeiros e demersais, cuja captura pela frota arrasteira vem crescendo nos últimos anos no sudeste do país (CASTRO, 2002). Foi a décima espécie mais abundante (1,3% da captura total) com ocorrência em todos os meses de coleta, com pico de captura bastante acentuado no mês de julho. A classe de tamanho mais frequente foi a de 80 a 100 mm de comprimento total (CT), com os maiores indivíduos capturados em outubro. No entanto, a amplitude de tamanho observada foi grande, com indivíduos de 20 a 200 mm sendo capturados. Essa alta amplitude também foi observada na literatura (KRUL, 199; RICKLI, 2001; CHAVES *et al.*, 2003, GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; SOUZA & CHAVES, 2007; STOIEV, 2007 e SCHWARZ, 2009).

No que se refere a atividade reprodutiva, o tamanho médio da primeira maturação para machos e fêmeas foi estimado em 190 mm (CASTRO 2000 *apud* CASTRO *et al.*, 2002). Com base nesta informação podemos afirmar que todos os exemplares de *C. jamaicensis* capturados neste estudo eram imaturos. BERNARDO (2006), SANTOS (2006) e SCHWARZ (2009) observaram a dominância de indivíduos imaturos nas suas amostras. É uma espécie que parece ter todo o ciclo de vida na plataforma, mas nem sempre esta presente no *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas.

Isopisthus parvipinnis

Trata-se de uma espécie com ocorrência constante ao longo do período amostrado, com maiores capturas no mês de julho. A classe de tamanho mais freqüente foi 80 a 100 mm, com os maiores indivíduos capturados no mês de setembro. A amplitude de tamanho observada foi grande, com indivíduos de 31 a 201 mm de comprimento total capturados. Esta constância ao longo do período amostrado, já tinha sido anteriormente observada em outros trabalhos no litoral do Paraná (KRUL, 199; RICKLI, 2001; CHAVES *et al.*, 2003, GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; SANTOS, 2006; SOUZA & CHAVES, 2007; SCHWARZ, 2009 e

PINA, 2009). O mesmo ocorreu para a amplitude do comprimento total. Em outros estudos do litoral sudeste e sul do país também foi observada a alta ocorrência desta espécie no *bycatch* da pesca do camarão sete-barbas (COELHO *et al.*, 1988; GIANINNI & PAIVA-FILHO, 1994; BAIL & BRANCO, 2003 e BRANCO & VERANI, 2006)

Foi observada atividade reprodutiva muito intensa de *I. parvipinnis* na plataforma continental interna na primavera e no verão (GOMES, 2004; SOUZA & CHAVES, 2007, BERNARDO, 2008 e PINA, 2009), o que significa que o arrasto camaroneiro, principalmente nestas duas estações do ano, pode estar comprometendo o estoque desta espécie através da retirada de reprodutores da população. No litoral de São Paulo COELHO *et al.* (1988) e GIANINNI & PAIVA-FILHO (1994) também observaram atividade reprodutiva na primavera e verão.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para este espécie foi de 3,0739 e validado pelo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9742$). PINA (2009) observou valor de **b** similar ($b=3,1022$ e $R^2 = 0,9895$), o mesmo tendo acontecido no trabalho de COELHO *et al.* (1988) ($b= 3,098385$). Em todos estes estudos foi estimado um crescimento isométrico para a espécie.

Larimus breviceps

É uma espécie que ocorreu em todos os meses, com alta abundância nos meses de fevereiro, março e abril, sendo a quarta espécie mais abundante do *bycatch*. RICKLI (2001), GODEFROID *et al.* (2004), SANTOS (2006), BERNARDO (2008) e SCHWARZ (2009) encontraram o mesmo padrão de abundância, enquanto GOMES (2004) observou maior abundância em julho e fevereiro e PINA (2009) observou maior abundância nos meses do verão. A classe de tamanho mais freqüente foi de 60 a 120 mm de comprimento total com tamanho mínimo e máximo de 20 e 180 mm, respectivamente. Amplitudes maiores foram observadas por GOMES (2004) e SCHWARZ (2009). O maior exemplar foi capturado em dezembro, diferentemente de SCHWARZ (2009) que capturou o maior exemplar em março.

SOUZA & CHAVES (2007) observaram em *L. breviceps* atividade reprodutiva muito intensa no verão. Assim, a pesca do camarão sete-barbas mais intensa no

verão no litoral do Paraná, pode estar impactando esta espécie, tanto pela retirada de recrutadas de primeiro ano, como de reprodutores.

Para esta espécie o parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento foi de 3,195 e validado pelo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9737$). PINA (2009) observou um valor de **b** similar ($b=3,1806$ e $R^2 = 0,9668$), o que sugere crescimento isométrico na espécie.

Paralonchurus brasiliensis

É uma espécie típica do *bycatch* com ocorrência em todo o período amostrado, sendo a quinta espécie em número, com maiores capturas em outubro. Nos levantamentos de KRUL (1999), RICKLI (2001) e CHAVES *et al.* (2003) foi a espécie mais abundante e para PINA (2009) foi a segunda espécie mais abundante. Na baía de Santos-SP, GIANINNI & PAIVA FILHO (1990) observaram a ocorrência de *P. brasiliensis* o ano todo, com picos de abundância nos meses do outono e verão, com o recrutamento ocorrendo no mesmo período. Na região da Penha-SC, está espécie foi a segunda mais abundante no arrasto do camarão sete-barbas (BAIL & BRANCO, 2003).

GODEFROID *et al.* (2004) e SANTOS (2006) observaram maior abundância em dezembro, com maiores capturas em outubro nos levantamentos realizados por GOMES (2004) e SCHWARZ (2009), enquanto que ROBERT *et al.* (2007) evidenciaram maiores capturas na primavera. Os maiores indivíduos foram coletados em setembro e janeiro, diferentemente de KRUL (1999), GOMES (2004) e SCHWARZ (2009), que coletaram os maiores exemplares em maio e junho. No entanto, este último autor observou a ocorrência de duas coortes num período de um ano, com indivíduos recrutando nos meses de janeiro e junho, o que explicaria a ocorrência de indivíduos maiores em épocas distintas. PINA (2009) observou atividade reprodutiva intensa no outono, moderada no inverno, incipiente na primavera e nula no verão. Assim, parecer que esta espécie tem seu ciclo de vida completo na plataforma continental interna do estado do Paraná, o que também foi constatado por SANTOS (2006).

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para esta espécie foi de 3,4231 ($R^2 = 0,9738$). ROBERT *et al.* (2007) estimaram o valor de 3,22 e PINA (2009) de 3,6092 ($R^2 = 0,9653$). No presente estudo e no de ROBERT *et al.* (2007)

os resultados indicam um padrão isométrico de crescimento, diferente do padrão alométrico positivo constatado por PINA (2009), fato também observado para espécie na Penha-SC (BRANCO *et al.*, 2005).

Pellona harroweri

É uma das poucas espécies pelágicas capturadas pelo arrasto do camarão sete barbas. Teve ocorrência constante ao longo de todo o período amostrado, com grande amplitude de tamanho em todo o período analisado e maiores capturas em outubro e dezembro. Em outros trabalhos no Paraná e em Santa Catarina também foi possível observar esta constância na captura, com maiores abundância nos meses quentes (KRUL, 1999; BAIL & BRANCO, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; BRANCO & VERANI, 2006; PINA, 2008 e SCHWARZ, 2009) alta amplitude no tamanho dos exemplares (KRUL, 1999; RICKLI, 2001; GOMES, 2004; SANTOS, 2006 e SCHWARZ, 2009). No entanto, SANTOS (2006) observou grande abundância de *P. harroweri* no mês de agosto. SCHWARZ (2009) observou grande ocorrência de exemplares adultos no mês de janeiro, o que segundo ele, reflete a atividade reprodutiva, em função da ocorrência de exemplares maduros nesse período e a alta abundância de juvenis no mês seguinte. KRUL (1999) capturou os maiores indivíduos em fevereiro e março e GOMES (2004) em abril, sendo um padrão distinto ao observado no presente estudo. No entanto, quanto à atividade reprodutiva, SOUZA & CHAVES (2007) e PINA (2009) corroboram a hipótese postulada por SCHWARZ (2009) e destacam que se trata de uma espécie com atividade muito intensa nos meses de verão. Desta forma, é possível inferir que a pesca do camarão sete-barbas pode estar afetando fortemente o estoque de *P. harroweri*, tanto através da mortalidade de juvenis quanto indivíduos maduros.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para este espécie foi igual a 2,7931 ($R^2 = 0,9564$). PINA (2009) observou valor de **b** similar ($b=2,867$ e $R^2 = 0,9719$), o que sugere indica para a espécie um crescimento isométrico.

Selene setapinnis

Dos carangídeos, este é o que tem maior ocorrência no *bycatch* do arrasto do camarão sete-barbas no litoral do Paraná, com captura variando nos meses amostrados. No entanto, foi a segunda espécie mais abundante, em função da alta abundância de indivíduos menores nos meses de dezembro, fevereiro e março e baixa captura de indivíduos maiores no mês de abril. KRUL (1999) não capturou esta espécie em fevereiro e março e GODEFROID *et al.* (2004) observaram maiores abundâncias em novembro e junho, GOMES (2004) em dezembro, SANTOS (2006) em março e dezembro e SCHWARZ em janeiro. GOMES (2004) não capturou *S. setapinnis* no inverno. O padrão de ocorrência observado em todos esses trabalhos diferiu do que foi encontrado no presente estudo.

Em relação ao período reprodutivo, não foi observado um padrão para esta espécie, com resultados contraditórios de um trabalho para o outro. Enquanto SOUZA & CHAVES (2007) observaram atividade reprodutiva muito intensa no verão PINA (2009) não observou atividade reprodutiva em todo o período amostrado, sugerindo que a área é destinada apenas para a criação desta espécie. Ela sugere duas hipóteses para justificar esta divergência dos resultados: (i) jovens mais suscetíveis à pesca de arrasto; (ii) adultos em maior profundidade, tendo em vista que a amostragem de SOUZA & CHAVES (2007) foi efetuada com embarcação de maior porte e, conseqüentemente, os arrastos podem ter ocorrido em áreas com maior profundidade. Se considerarmos apenas os resultados de PINA (2009), em função da semelhança das embarcações, podemos inferir que a atividade arrasteira na região está incidindo preferencialmente em indivíduos juvenis, o que poderia explicar a alta captura de espécimes de pequeno porte nos meses de dezembro, fevereiro e março.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para esta espécie foi igual a 2,5668 mas a correlação observada foi baixa ($R^2 = 0,7553$). PINA (2009) observou um valor próximo de **b** ($b=2,71210$) e um alto coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9846$). Ambos resultados apontam para um crescimento isométrico na espécie.

Stellifer brasiliensis

É um cienídeo com ocorrência freqüente nos arrastos efetuados na plataforma continental dos estados do Paraná, São Paulo e Santa Catarina (COELHO *et al.*, 1987; GIANINNI & PAIVA-FILHO, 1990; KRUL, 1999; BAIL & BRANCO, 2003; CHAVES *et al.*, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; BRANCO & VERANI, 2006; PINA, 2009 e SCHWARZ, 2009). Na baía de Santos-SP, GIANINNI & PAIVA-FILHO (1995) observou a ocorrência desta espécie em todos os meses amostrados, com picos de captura também no verão e no outono. Junto com *S. rastrifer*, é a espécie com maior ocorrência no *bycatch* do camarão sete-barbas (COELHO *et al.*, 1987). Na enseada do Itapocoroy, BRANCO & VERANI (2006) observou grande captura desta espécie nos arrastos do camarão sete-barbas. Foi observada a captura desta espécie em todos os meses amostrados, sendo a terceira espécie mais abundante, com maiores capturas no mês de abril. Os maiores indivíduos foram capturados em setembro e outubro, coincidindo com as menores capturas. Todos demais estudos efetuados na plataforma continental interna coincidem com padrão observado no presente estudo, com as maiores abundâncias no verão e outono.

Em relação à reprodução da espécie, SANTOS (2006) observou o predomínio de indivíduos jovens na região, sendo uma espécie que desova no local. SOUZA & CHAVES (2007) observaram a atividade reprodutiva muito intensa no outono e PINA (2009) observou atividade mais intensa na primavera e no verão. No entanto, SCHWARZ (2009) capturou indivíduos maduros o ano todo, que segundo ele leva a crer que *S. brasiliensis* reproduz na região ao longo do ano, com constante entrada de exemplares jovens na população. Assim, se assumirmos que a espécie completa todo o seu ciclo na plataforma, a mortalidade por pesca incide sobre recrutas e reprodutores, aumentando dessa forma os efeitos negativos sobre o estoque da espécie na região.

O parâmetro **b** derivado da relação peso-comprimento para esta espécie foi igual a 3,2171 e validado pelo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9409$). PINA (2009) observou um valor de **b** similar ($b=3,1445$ e $R^2 = 0,9749$), o que sugere para espécie um padrão de crescimento isométrico. No litoral de São Paulo foram observados valores distintos do parâmetro **b**. COELHO *et al.* (1987) estimaram um **b** de 2,81, já GIANINNI & PAIVA (1995) obtiveram o valor de **b** igual a 3,303, mais

próximo dos valores observados para o litoral do Paraná. Apesar destas diferenças, para o litoral de São Paulo, estas estimativas também indicam crescimento isométrico na espécie.

Stellifer rastrifer

Assim como o *S. brasiliensis*, esta espécie é uma das mais freqüentes e abundantes no *bycatch* do camarão sete-barbas na região sul e sudeste do país (COELHO *et al.*, 1987; GIANINNI & PAIVA-FILHO, 1990; KRUL, 1999; BAIL & BRANCO, 2003; GODEFROID *et al.*, 2004; GOMES, 2004; BRANCO & VERANI, 2006; PINA, 2009 e SCHWARZ, 2009). Nos estudos de KRUL (1999), GODEFROID *et al.* (2004), BERNARDO (2008), PINA (2009) e SCHWARZ (2009) foi a espécie mais abundante, assim como neste estudo. Todavia, para CHAVES *et al.* (2003), esta espécie teve uma frequência de ocorrência de apenas 30% ao longo de todo o período amostrado. O tipo de embarcação utilizada por este autor provavelmente foi diferente, o que pode explicar a baixa ocorrência na captura desta espécie. SANTOS (2006), que trabalhou com embarcação de grande porte também capturou menos indivíduos de *S. rastrifer* na plataforma continental.

A espécie esteve presente em todos os meses, com maior abundância em abril, com os maiores indivíduos sendo capturados em dezembro. Nos demais estudos houve resultados similares e também diferentes. RICKLI (2001), GOMES (2004) e PINA (2009) observaram maiores abundâncias nos meses de outono, tal como no presente estudo. GODEFROID *et al.* (2004) capturaram mais exemplares em novembro, SANTOS (2006) e SCHWARZ (2009) observaram maior abundância no mês de março. Os maiores indivíduos foram capturados nos meses da primavera, de maneira análoga ao que foi observado por SCHWARZ (2009). Entretanto, KRUL (1999), RICKLI (2001) e GOMES (2004) capturaram maiores exemplares nos meses do outono.

Quanto à reprodução, GOMES (2004) observou a reprodução desta espécie o ano todo, enquanto que SANTOS (2006), SOUZA & CHAVES (2007) e PINA (2009) observaram picos reprodutivos na primavera e SCHWARZ (2009) encontrou indivíduos maduros em praticamente todo o período amostrado, com exceção dos meses de junho a agosto. Além da plataforma continental, também foi observada atividade reprodutiva no estuário (CHAVES & VENDEL, 1997; CHAVES &

BOUCHEREAU, 2000). Desta forma, o fato desta espécie ter o ciclo reprodutivo também dentro do estuário pode colaborar para a manutenção desta espécie que é freqüentemente capturada nos arrastos de porta. No entanto, SANTOS (2006) verificou que o tamanho da primeira maturação desta espécie é menor quando comparado com trabalhos de outros estados da costa brasileira. Uma possível causa para esse fenômeno pode ser a constante remoção de indivíduos adultos pela pesca, o que diminui a competição intra-específica por alimentos, favorecendo os juvenis. Ao longo do tempo, a diminuição do tamanho da primeira maturação pode afetar o potencial reprodutivo da espécie (SANTOS, 2006).

O parâmetro **b** derivado da relação peso comprimento para este espécie foi igual a 3,3185, estimativa validada pelo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9564$). CHAVES & VENDEL (1997) e PINA (2009) observaram valores de **b** similares ($b=3,22$ para os primeiros autores e $b=3,2789$ e $R^2 = 0,9798$ para a segunda autora), o que sugere um padrão de crescimento isométrico. Este padrão de crescimento já tinha sido descrito para a espécie no litoral de São Paulo (COELHO *et. al.*, 1985).

Trinectes paulistanus

É uma espécie que ocorreu em todos os meses, mas com maior abundância nos meses de março e abril. Também foi observada uma grande amplitude de tamanhos, com os maiores exemplares presentes nas amostras de setembro. GODEFROID (2004) observou maior abundância no mês de janeiro e SCHWARZ (2009) capturou mais exemplares em maio. RICKLI (2001) e PINA (2009) também observaram grande amplitude de variação no tamanho dos exemplares.

De acordo com a literatura foi observado a ocorrência de reprodução desta espécie na plataforma continental do estado do Paraná. SANTOS (2006) e PINA (2009) observaram indivíduos desovados, sendo que esta última autora observou a ocorrência de ovócitos em hidratação, que sugere a desova recente ou iminentes (VAZZOLER, 1996). Assim, a atividade reprodutiva parece ocorrer dentro do estuário.

O parâmetro **b** derivado da relação peso comprimento para este espécie foi de 3,2478 ($R^2 = 0,9642$). PINA (2009) observou um valor similar de **b** ($b=3,2927$ e $R^2 = 0,9897$), o que sugere crescimento isométrico.

De maneira geral, o que se observou no presente estudo foi a atuação da frota arrasteira dirigida ao camarão sete-barbas capturando na sua maioria espécies de peixes juvenis, cuja grande maioria também tem ocorrência estuarina (FIGURA 24). Também se observou que a frota arrasteira está capturando indivíduos em reprodução, o que também foi constatado por SOUZA & CHAVES (2007), que levantaram a seguinte questão: a captura incidental é mais danosa ao retirar do meio indivíduos jovens, ou ao retirar indivíduos adultos, mas em reprodução? Para SANTOS (2006) as principais tendências de preservação de ambientes marinhos levam em consideração principalmente os aspectos reprodutivos das espécies que o compõem. Independentemente de qual fase do ciclo de vida é mais importante para a manutenção da espécie no ecossistema marinho, outro fator que também deve ser considerado é a estratégia reprodutiva da espécie. Aqueles com tendência k-estrategista estão mais suscetíveis ao impacto da atividade pesqueira, como é o caso do *C. spixii*.

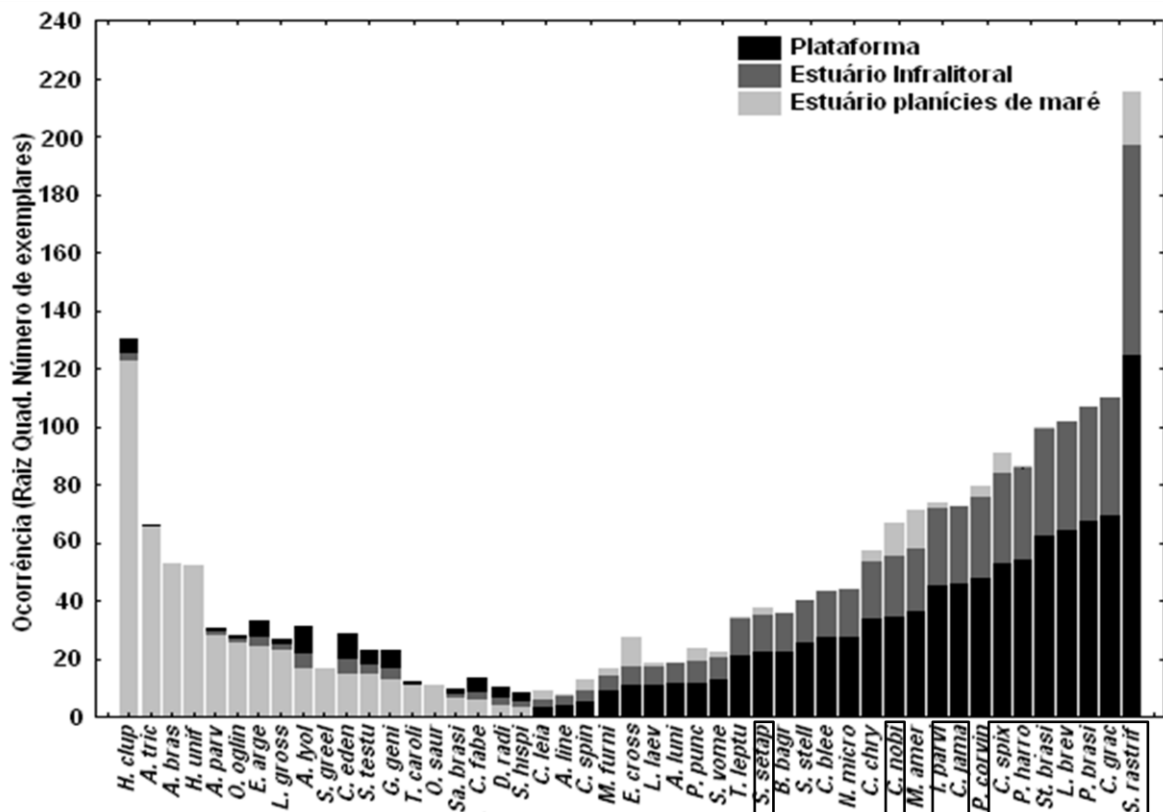


FIGURA 24: COMPARAÇÃO DE OCORRÊNCIA (NÚMERO MÉDIO DE EXEMPLARES) DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES CAPTURADAS NAS REGIÕES ESTUARINAS DE PLANÍCIES DE MARÉ E INFRALITORAL RASO ESTUARINO E NA PLATAFORMA CONTINENTAL INTERNA AMOSTRADA NESTE ESTUDO. NOS RETÂNGULOS, DESTAQUE PARA AS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES DO BYCATCH ENCONTRADAS NO PRESENTE ESTUDO. FONTE: ADAPTADO DE SCHWARZ, 2009

A principal medida de gestão da pesca do camarão sete-barbas é a restrição temporal na captura por meio do defeso, que fecha a captura nos meses de março a maio, que parece beneficiar os indivíduos juvenis, em detrimento dos indivíduos em reprodução, que geralmente ocorrem na primavera e no verão. Porém SOUZA & CHAVES (2007) contesta a lógica deste defeso. Para estes autores, é mais sensato fechar a pesca na primavera, de modo a preservar as espécies de peixes que desovam na primavera e no verão.

Além da proposição de um defeso mais adequado, outras medidas de manejo, de cunho tecnológico, podem ser incorporadas no arcabouço de medidas de gerenciamento. Trata-se da utilização de dispositivos de redução do *bycatch* (BRD – *bycatch reduction device*), que podem ser aplicados de diferentes maneiras, de forma a possibilitar a exclusão de espécies indesejáveis para os pescadores, ou espécies que devem se manter no ambiente, tais como os indivíduos juvenis, para garantir o estoque de outras pescarias. Portanto, independentemente da medida de gestão a ser adotada, cabe aos gestores, decidir sobre qual a melhor estratégia de manejo e conservação dos recursos. E para que tanto, é imprescindível a participação de cientistas nos comitês gestores, fornecendo as melhores informações científicas, assim como os pescadores, que são usuários do recurso (*stakeholders*) e que podem colaborar com importantes *feedbacks* para os cientistas e gestores.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVERSON, D.L.; FREEBERG, M.H.; POPE, J.G. e MURAWSKI, S.A. **A global assessment of fisheries bycatch and discards**. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, v. 339, 233 p. 1994.

ANDREW, N.L. & PEPPERELL, J.G. The by-catch of shrimp trawl fisheries. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**. v.30, pp.527–565, 1992.

ANGULO, R. J. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. São Paulo. Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geologia Sedimentar. Universidade de São Paulo (inédito), 334p, 1992.

ANGULO, R. J. & ARAÚJO, A.D. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v.44 pp.7-17, 1996.

ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SANTOS, A.C.A. A estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.58, pp.417-430, 1998

BAIL, G. C. & BRANCO, J. O., Ocorrência, abundância e diversidade da ictiofauna na pesca do camarão sete-barbas, na região de Penha, SC. **Notas Técnicas Facimar**, v.7 pp 73-82, 2003

BARLETTA, M. & CORRÊA, M. F. M. **Guia para a identificação de peixes da costa do Brasil**. Editora da UFPr 131p, 1992.

BARLETTA, M.; AMARAL, C. S.; CORRÊA, M. F. M.; GUEBERT, F.; DANTAS, D. V.; LORENZI, L.; SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v.73, pp.1314-1336, 2008.

BERNARDO, C. **A captura incidental de cienídeos em arrastos experimentais com redes de portas utilizadas na pesca do camarão sete-barbas, *xiphopenaeus kroyeri*, no estado do Paraná, Brasil**. Monografia de conclusão do curso de Oceanografia, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, 97p, 2008.

BIGARELLA, J.J. **A serra do mar e a porção oriental do Estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional; contribuição à geografia, geologia e ecologia regional**. Curitiba, Secretaria de Estado do Planejamento do Paraná, Associação de Defesa e Educação Ambiental. 248 p,1978.

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**. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos, SP, 147 p, 1999.

BRANCO, J. O.; LUNARDON-BRANCO, M. J. & VERANI, J. R. Aspectos biológicos e pesqueiros de *Paralichthys brasiliensis* Steindachner, (Pisces, Sciaenidae), na armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** v.22(4) pp.1063-1071, 2005.

BRANCO, J. O. & VERANI, J. R. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia** v.23(2) pp.381-391, 2006

BRANDINI, F.P.; MORAES, C.L.B. & THAMM, C.A.. Shelf break upwelling, subsurface maxima of chlorophyll and nitrite, and vertical distribution of a subtropical nano-microplankton community off Southeastern Brazil. In: BRANDINI, F.P. (Ed.) **Memórias do III Encontro Brasileiro de Plâncton**. Curitiba. 190 p, 1989

BRANDINI, F.P. Hydrography and characteristics of the phytoplankton in shelf and oceanic waters off Southeastern Brazil during winter (July/August 1982) and summer (February/March 1984) **Hydrobiologia**, v.196, pp.111-148, 1990.

BRANDINI, F. P.; SILVA, A. S.; SILVA, E. T.; & KOLM, H. Sources of Nutrients and Seasonal Dynamics of Chlorophyll in the Inner Shelf off Paraná State—South Brazil Bight. **Journal of Coastal Research** v.3(5) pp.1131-1140, 2007.

BROTTO, D. S. & ZALMON, I. R. Structural complexity of substrata effects on spatial distribution of *Conodon nobilis* Linnaeus, 1758 (Teleostei, Actinopterygii). **Brazilian Journal of Oceanography**, v.56, pp.1-12, 2008.

CARNIEL, V. L. **A Interação de aves costeiras com descartes oriundos da pesca artesanal no litoral centro-sul paranaense**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 2006.

CASTRO, P. M. G. de **Estrutura e dinâmica da frota de parelhas do Estado de São Paulo e aspectos biológicos dos principais recursos pesqueiros demersais costeiros da região Sudeste/Sul do Brasil (23° - 29°S)**. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo, SP. 122p, 2000.

CASTRO, P. M. G. de; CERGOLE, M. C.; CARNEIRO, M. H.; MUCINHATO, C. M. D.; SERVO, G. J. de M. Crescimento, mortalidade e taxa de exploração do goete, *Cynoscion jamaicensis* (perciformes: sciaenidae), na região sudeste/sul do Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v.28(2) pp.141-153, São Paulo, 2002.

CHAVES, P. T. C. & VENDEL, A. L. Reprodução de *Stellifer rastrifer* (Jordan) (Teleostei, Sciaenidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 14, n. 1, p. 81-89, 1997

CHAVES, P. T. C. & BOUCHEREAU, J. L. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. **Oceanologica Acta**, v.23(3) pp.273- 280, 2000

CHAVES, P. T. C.; 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, pp.69-82, 2003

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. [S.l.]: Plymouth Marine Laboratory, 859 p, 1994.

COELHO, J. A. P.; GRAÇA-LOPES, R. da; RODRIGUES, E. S. & PUZZI, A. Relação peso-comprimento e tamanho de início da primeira maturação gonadal para o Scianidae *Stellifer rastriifer* (Jordan, 1889), no litoral do estado de São Paulo. **Boletim do Instituto da Pesca** v.12(2) pp. 97-107, São Paulo-SP, 1985.

COELHO, J. A. P; GRAÇA-LOPES, R. da; RODRIGUES, E. S. & PUZZI, A. Aspectos biológicos e pesqueiro do scianidae *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945), presente na pesca artesanal dirigida ao camarão sete barbas (São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca** v.14 pp. 1-10, São Paulo-SP, 1987.

COELHO, J. A. P; GRAÇA-LOPES, R. da; RODRIGUES, E. S. & PUZZI, A. Aspectos biológicos e pesqueiro de *Isopisthus parvipinnis* (Cuvier, 1830), Teleostei, Perciformes, Scianidae, presente no rejeitado da pesca artesanal dirigida ao camarão sete barbas (São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca** v.15 pp. 99-108, São Paulo-SP, 1988.

CORRÊA, M. F. M. **Ictiofauna da Baía de Paranaguá e adjacências (litoral do estado do Paraná - Brasil). Levantamento e produtividade**. Curitiba. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 406 p., 1987.

EAYRS, S. **A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries**. Revised edition. Rome, FAO, 108p., 2007.

FÁVARO, L. F., FREHSE, F. A., OLIVEIRA, R. N., SCHWARZ, R. F. Reprodução do bagre-amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz)(Siluriformes, Ariidae), da Baía dos Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** v.22(4):pp.1022-1029, 2005.

FIGUEIREDO, J.L.. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 104p, 1977

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 p, 1978

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 p., 1980.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 116 p., 2000

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology** v.22 pp.241-253., 2006

GIANNINI, R. & A. M. PAIVA-FILHO. Aspectos bioecológicos de *Stellifer rastrifer* (Perciformes: Sciaenidae) na Baía de Santos, SP. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 38, n.1, p. 57-67, 1990

GIANNINI, R. & A. M. PAIVA-FILHO. Aspectos bioecológicos de *Isopisthus parvipinnis* (Perciformes: Sciaenidae) na Baía de Santos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n.1, p. 135-145, 1994

GIANNINI, R. & A. M. PAIVA-FILHO. Os Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) da Baía de Santos (SP), Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v.38 (1):69-86, 1995.

GODEFROID, R.S. **A Variação temporal na composição e abundância de peixes em ambientes rasos da Baía de Paranaguá, Paraná**. Curitiba. Tese (Doutorado) – Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 2002.

GODEFROID, R.S.; SPACH, H.L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G.; SCHWARZ JR., R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. **Iheringia, Serie Zoologia**, Porto Alegre, v. 94, p. 95-104, 2004

GOMES, I.D. **A estrutura da ictiofauna demersal na plataforma interna rasa do sul do Paraná e dieta das espécies mais abundantes**. Curitiba. Tese (Doutorado) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 2004.

GOMES, I.D. & ARAÚJO, F.G. Influences of the reproductive cycle on condition of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in a coastal area at southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes** v.71 pp.341-351, 2004.

GRAÇA-LOPES, R. da; PUZZI, A.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BARTOLOTTA, A. S.; GUERRA, D. S. F. & FIGUEIREDO, K. T. B. Comparação entre a produção de camarão 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**, São Paulo, v.28 (2): p.189-194, 2002.

GREENSTREET S. P. R. & HALL S. J. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. **Journal of Animal Ecology** v. 65 pp.577–598, 1996

HAIMOVICI, M. & MENDONÇA, J. T. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. **Atlantica**, Rio Grande Brasil, v 18, p.161-177, 1996.

HALL, M. A.; ALVERSON, D. L. & METUZALS, K. I. By-catch: problems and solutions. **Marine Pollution Bulletin** v.41 pp.204-219, 2000

HEALES, D. S.; GREGOR, R.; WAKEFORD, J; WANG, Y. G.; YARROWE, J. & MILTON, D. A. Tropical prawn trawl *bycatch* of fish and seasnakes reduced by Yarrow Fisheye *Bycatch* Reduction Device. **Fisheries Research** v.89, pp.76–83, 2008.

HECKER, B. Variation in megafaunal assemblages on the continental margin south of New England. **Deep-Sea Research.**, [S.l.], v.37, p.35–57, 1990.

HYNDES, G. A., POTTER, I. C., PLATELL, M. E. & LENANTON, R. C. J. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology.**, New York, v. 134, p. 335–352, 1999.

ISAAC, V. J. Fisheries *bycatch* in the northern coast of Brazil. In: CLUCAS, I. D. e TEUTSCHER, F. (Eds.). **Report and proceedings of FAO/DFID expert consultation on *bycatch* utilization in tropical fisheries.** Beijing pp. 273-294, 1999

JOHNSON, R. A & WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis.** [S.l.]: Pent. Hall, 642 p, 1992.

KELLEHER, K. **Discards in the world's marine fisheries.** Rome: FAO Fisheries Technical Paper, v.470. 131 p, 2005.

KOTAS, J.E. **Fauna Acompanhante nas Pescarias de Camarão em Santa Catarina.** Brasília, Ibama, Coleção Meio-Ambiente, Série Estudos Pesca 24, 76p, 1998

KRUL, R. **Interação de aves marinhas com a pesca do camarão no litoral paranaense.** Tese de Mestrado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **The Journal of Animal Ecology.** Cambridge, v.20 (2) pp.201-219, 1951.

LUDWIG, J.A. & J.F REYNOLDS. **Statistical ecology: a primer on methods and computing.** John Wiley e Sons, INC. 338 p, 1988.

MARTINS G.J. **Dinâmica da zona de arrebentação e suas potenciais conseqüências no transporte de sedimentos na costa adjacente a desembocadura sul do complexo estuarino de Paranaguá.** Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Dissertação de Mestrado, 58 p., 2002

MATSUURA, Y. **Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC)**. Ciência e Cultura v.38 (8) pp.1439-1450, 1986.

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p., 1980

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p., 1985

MORAIS, C.; VALENTINI, H.; ALMEIDA, L. A. S. AND COELHO, J. A. P. Considerações sobre a pesca e aproveitamento industrial da ictiofauna acompanhante da captura do camarão-sete-barbas, na costa sudeste do Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v.22 : (1), PP.103-114, 1995.

MISHIMA, M. & TANJI, S. Maturação e desova dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). **Boletim do Instituto da Pesca**, v10 pp.129-141, São Paulo, 1983

NATIVIDADE, C. D. **Estrutura Populacional e Distribuição do Camarão Sete-Barbas *Xyphopeneus kroyeri* (HELLER, 1862)(DECAPODA: PENAEIDAE), no litoral do Paraná, Brasil**. Dissertação de mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, 93p, 2006.

NOERNBERG M. A. **Processos morfodinâmicos no complexo estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil. Um estudo a partir de dados in situ e LandSat TM**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Tese de Doutorado, 180 p., 2001.

NOGUEIRA, A.B. **Biologia de *Centropomus parallelus* (POEY, 1860) no Sistema Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 2009.

PAIVA-FILHO, A. M. & SCHMIEGELOW, J. M. M. Estudos sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão Sete-Barbas (*Xiphopeneus kroyeri*) nas proximidades da Baía de Santos-SP, I- Aspectos quantitativos. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v.34, pp.79-85, 1986

PAIVA, M. P. **Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil**. Universidade Federal do Ceará Editora, Fortaleza, Brasil. 278p. 1997

PAULY, D. Theory and management of tropical multispecies stocks: a review, with emphasis on the southeast Asian demersal fisheries. **ICLARM studies and reviews**, 1. International Center for Living Aquatic Resources Management: Manila, Philippines. IV, 35 pp., 1979

PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R., TORRES, J.F., Fishing down marine food webs. **Science** 279, 860–863, 1998

PERES-RIOS, E. **Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape.** Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 2001.

PINA, J. V., **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** Tese de Mestrado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009

PORTOBRAS – EMPRESA DE PORTOS DO BRASIL S.A. **Campanha de medições de ondas em Paranaguá-PR, período: 21.08.82 a 21.01.83.** Rio de Janeiro. INPH-DIDELE, 23 p., 1983

RICKLI, A. P. S. **Composição e variação temporal da ictiofauna acompanhante da pesca artesanal do camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, Heller, 1860) no balneário de Shangrilá, estado do Paraná.** Curitiba, 59 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, UFPR, 2001.

ROBERT, M. C.; MICHELS-SOUZA, M. A. & CHAVES, P. T. C. **Biologia de *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) no litoral sul do estado do Paraná, Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24(1) pp.191-198, 2007.

ROCHA, G. R. A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. **Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brazil.** *Revista Brasileira de Oceanografia*, São Paulo, v. 46, p. 93-109, 1998.

ROMESBURG, H. C. **Cluster analysis for researches.** [S.l.]: Lifetime Learning Publications, 1984.

RUFFINO, M. L. & CASTELLO, J. P., **Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do Camarão barba-ruça (*Artemesia longinaris*) nas imediações da barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul - Brasil.** *Nerítica*, v.7 : (1-2), pp.43-55, 1992/93.

SANTOS, C. **Comunidade de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre Superagüi e Praia de Leste, PR..** (Tese) Doutorado – Setor de Ciências Biológicas - Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 163p, 2006.

SCHWARZ, R. J.; FRANCO, A. C. P.; SPACH, H. L.; SARPEDONTI, V.; PICHLER, H. A. & QUEIROZ, G. M. N. **Composição e estrutura da ictiofauna demersal na Baía dos Pinheiros, Paraná.** *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 10, pp. 27-39, 2006.

SCHWARZ, R. J. **Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná.** Curitiba. Tese (Doutorado) – Setor de Ciências Biológicas - Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 2009

SCHMIDT, T. C. dos S., MARTINS, I. A., REIGADA, A. L. D. & DIAS, J. F. Taxocenose de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da região estuarina de São Vicente, SP, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 8, n^o. 4, Out./Dez. 2008.

SEAP – SECRETARIA ESPECIAL DE AQUICULTURA E PESCA. **Relatório Final do Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira no Litoral do Brasil – Projeto ESTATPESCA**. Convênio SEAP/IBAMA/PROZEE N^o 109/2004 (Processo No. 00350.000749/2004-19), 2004

SILVA, J. P. **Aspectos da biologia reprodutiva de *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) das Ilhas Pai Matos (25°N 47°54'W) – região estuarino-lagunar de Cananéia**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 1996.

SPACH, H. L.; QUEIROZ, G. M. N.; SOBOLEWSKI, M.; SANTOS, L. de O. ; SCHWARZ R. J. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. **Biociências** (Porto Alegre), v. 14, p. 112-124, 2006.

SPACH, H. L.; SCHWARZ R. J.; FRANCO, A. C. P.; SANTOS, C. ; PICHLER, H. A.; QUEIROZ, G. M. N. . Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na Baía dos Pinheiros, Paraná. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 33, p. 157-169, 2007.

SPACH, H. L. ; QUEIROZ, G. M. N.; SOBOLEWSKI, M. ; SCHWARZ R. J.; ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranaguá. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 40, p. 80-91, 2007a.

STOIEV, S. B. **Distribuição batimétrica da ictiofauna demersal capturada com redes de portas utilizada na pesca do camarão sete-barbas, entre agosto de 2004 e julho de 2005, na plataforma interna entre a barra do Ararapira e Matinhos, Paraná, Brasil**. Monografia de conclusão do curso de Oceanografia, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, 64p, 2007.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. **Biometry; the principles and practice of statistics in biological research**. W. H. Freeman and Co., 3d. ed. San Francisco, 887 p, 1995

SOUZA, L. M. & CHAVES, P. 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 (4) pp.1113-1121, 2007.

UGLAND, K. I. & K. E. ELLINGSEN. The species-accumulation curve and estimation of species richness. **Journal of Animal Ecology** v. 72(5) pp.888-897, 2003.

VASCONCELLOS, M. & GASALLA, M. A. Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. **Fisheries Research** v.50 pp. 279-295, 2001

VAZZOLER, A. E. A de M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, EDUEM – SBI.169p, 1996

VEIGA, F. A. & ANGULO, R. J. & MARONE, E. & BRANDINI, F. P. Características sedimentológicas da plataforma continental interna rasa na porção central do litoral paranaense. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v.55(1): pp. 27-39., 2004

VIANNA, M. & ALMEIDA, T. Bony fish *bycatch* in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. **Brazilian Archives of Biology and Technology** v.48 (4), pp.611–623, 2005

WATSON, R. & PAULY, D. Systematic distortions in world fisheries catch trends. **Nature** 414, 534–6, 2001.

ZELLER, D. & D. PAULY. Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. **Fish and Fisheries** v.6 pp.156-159, 2005.

Capítulo II

Avaliação dos dispositivos de redução da captura incidental da ictiofauna do *bycatch* da pesca de arrasto do camarão sete-barbas (*Xyphopenaeus kroyeri*) do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. DETALHE DO LOCAL ONDE FORAM TESTADOS OS BRD'S.71.
- FIGURA 2 – CANOA MOTORIZADA UTILIZADA NAS COLETAS (POTÊNCIA = 18 HP). DETALHE DA MESA DE SEPARAÇÃO.74
- FIGURA 3 - DETALHE DA REDE MANGA SECA. ACIMA VISÃO SUPERIOR E ABAIXO VISÃO FRONTAL (ADAPTADO DE NATIVIDADE, 2006).74.
- FIGURA 4: DETALHE DA REDE DE ARRASTO UTILIZADA NAS CAPTURAS. EM BAIXO, OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DA CAPTURA INCIDENTAL TESTADO NO ENSACADOR DA REDE: **A** - JANELA DE ESCAPE (JE); **B** - GRELHA *Nordmøre-grid* COM 37 MM DE ESPAÇAMENTO (G37); **C** - MALHA QUADRADA (MQ); **D** – GRELHA *Nordmøre-grid* COM 24 MM DE ESPAÇAMENTO (G24).75
- FIGURA 5: DESENHO ESQUEMÁTICO DOS BRD'S. A) UNIDADES DE MEDIÇÃO DOS ENSACADORES. **N**, **T** e **B**. B) DESENHO ESQUEMÁTICO DO ENSACADOR CONTROLE E DOS DISPOSITIVOS JANELA DE ESCAPE (JE) E MALHA QUADRADA (MQ). C) DESENHO ESQUEMÁTICO DAS GRELHAS G24 E G37, DO PAINEL GUIA E DO ENSACADOR ACOPLADO ÀS GRELHAS (ADAPTADO DE BROADHURST *et al.*, 1997a)77.
- FIGURA 6: ROTAS DOS ARRASTOS REALIZADOS NOS TESTES DOS DISPOSITIVOS. CADA COR CORRESPONDE A UM ARRASTO. HOUVE MESES EM QUE NÃO FOI POSSÍVEL OBTER AS ROTAS.80.
- FIGURA 7. MÉDIA (\pm EP) DA BIOMASSA (g) DE PEIXE E CAMARÃO POR REDE DE PESCA (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E C: REDE SEM REDUTOR OU CONTROLE)81
- FIGURA 8: ANÁLISE DE VARIÂNCIA UNIFATORIAL (ANOVA) DA PORCENTAGEM DE BIOMASSA (g) EXCLUÍDA DE PEIXE (COLUNA EM BRANCO) E CAMARÃO (COLUNA HACHURADA) POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)84
- FIGURA 9: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Cathorops spixii* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).....85
- FIGURA 10: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (G) DE *Conodon nobilis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24:

REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)..... 87

FIGURA 11: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Cynoscion jamaicensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)..... 88

FIGURA 12: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Isopisthus parvipinnis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES..90

FIGURA 13: MÉDIA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Larimus breviceps* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).91.

FIGURA 14: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Paralonchurus brasiliensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).93

FIGURA 15: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Pellona harroweri* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).94

FIGURA 16: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Selene setapinnis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).96

FIGURA 17: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Stellifer brasiliensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).97.

FIGURA 18: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Stellifer rastrifer* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).99.

FIGURA 19: MÉDIA DA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Trinectes paulistanus* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES(G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)100.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: SEQUÊNCIA MENSAL DOS ARRASTOS ENTRE AS REDES COM REDUTORES DE CAPTURA INCIDENTAL (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM, JE: REDE MALHA QUADRADA DE 28 MM ENTRE NÓS OPOSTOS COM JANELA DE ESCAPE COM MALHA DE 96 MM ENTRE NÓS OPOSTOS E MQ: MALHA QUADRADA DE 28 MM ENTRE NÓS OPOSTOS) E A REDE SEM REDUTOR OU CONTROLE (C). BE-BORESTE e BB-BOMBORDO. 74

TABELA 2. BIOMASSA MÉDIA (g) E % DE REDUÇÃO DE **PEIXE (P) E CAMARÃO (C)** POR MÊS, DISPOSITIVO E SEU RESPECTIVO CONTROLE. NO FINAL DA TABELA O VALOR MÉDIO DA CAPTURA E DA REDUÇÃO POR DISPOSITIVO E SEU RESPECTIVO CONTROLE E O P-VALOR DA COMPARAÇÃO GLOBAL ENTRE AS CAPTURAS DAS REDES CONTROLES E BRDS PELO TESTE T DE *STUDENT*. O SINAL NEGATIVO INDICA UMA MAIOR CAPTURA NO BRD EM RELAÇÃO AO SEU CONTROLE (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA). 80.

TABELA 3: ANÁLISE *POST HOC* (FISHER LSD) DA % DE EXCLUSÃO DE PEIXES ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DO *BYCATCH* (BRD) COM OS GRUPOS HOMOGÊNEOS. 82

TABELA 4: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA(g) DE ***Cathorops spixii***, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES. 84.

TABELA 5: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE ***Conodon nobilis***; ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES. 85

TABELA 6: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE ***Cynoscion jamaicensis***, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES 87.

TABELA 7: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE ***Isopisthus parvipinnis***, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)..... 88.

TABELA 8: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE ***Larimus breviceps***, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES. 90.

- TABELA 9: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Paralonchurus brasiliensis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES. 91
- TABELA 10: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Pellona harroweri*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.93.
- TABELA 11: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Selene setapinnis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.94.
- TABELA 12: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Stellifer brasiliensis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.96.
- TABELA 13: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Stellifer rastrifer* , ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.97.
- TABELA 14: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Trinectes paulistanus*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES. 99.

RESUMO

A captura das espécies de camarão é realizada pela pesca de arrasto com portas, cuja técnica causa um grande impacto nos ecossistemas marinhos. Para diminuir o impacto desta atividade alguns países testaram e implementaram os dispositivos de redução do *bycatch* (BRD – *bycatch reduction device*). Para testar a eficiência de quatro BRD's na pesca do camarão sete-barbas no litoral paranaense, em parceria com os pescadores do balneário de Barrancos, Pontal do Paraná-PR, foram realizados 108 arrastos (1 hora cada), em 9 meses de coleta, com um total de 27 réplicas (arrastos) para cada dispositivo. Duas redes foram arrastadas simultaneamente em cada bordo da embarcação. De um lado, uma rede de arrasto do tipo manga seca padrão e do outro, uma rede com o dispositivo de redução da captura incidental adaptado no ensacador da rede. No total, as redes modificadas capturaram 187 Kg de peixes e 485,26 Kg de camarão, cuja relação média em peso de camarão: peixes foi de 1:0,38. Foi utilizado um teste t de *student* comparando-se a captura total em biomassa dos brd's com os seus respectivos controles. Em relação aos peixes, foram detectadas diferenças significativas (p -valor $<0,05$) em todos os dispositivos, sendo que a maior redução média ocorreu na rede com a grelha com 24 mm de espaçamento entre barras (G24) (56,71%) e a menor ocorreu na rede com ensacador de malha quadrada (MQ) (17,98%). A redução média na rede com a grelha com 37 mm de espaçamento entre barras (G37) e na rede com o ensacador com janela de escape (JE) foi de 52,92% e 34,46%, respectivamente. Para o camarão, apenas o ensacador MQ não teve diferenças significativas entre as biomassas (p -valor=0,57). A maior redução ocorreu na grelha 37 (G37) (32,08%) e a menor foi no ensacador MQ (2,41%). A redução média da G24 e da JE foi de 15,77% e 8,01%, respectivamente. Em relação às espécies de peixes selecionadas, observou-se redução de biomassa e de abundância nas grelhas G24 e G37, enquanto que nos ensacadores JE e MQ ocorreu um aumento na biomassa e uma redução na abundância. O mesmo não foi constatado em *Selene setapinnis* e *Trinectes paulistanus*. Conclui-se que todos os dispositivos foram eficientes na exclusão da ictiofauna do *bycatch*, mas apenas o ensacador com a Malha Quadrada não reduziu significativamente a captura do camarão

Palavras-chaves: Arrasto de porta, dispositivo de redução do *bycatch* e ictiofauna.

ABSTRACT

Throughout the world, most shrimp are caught using otter trawls; a fishing technique that can have a great impact on marine ecosystems, especially through poor selectivity. To minimise some of the impacts of trawls, a few countries have implemented and tested devices to reduce *bycatch* (collectively termed 'bycatch reduction devices' or 'BRDs'). In this chapter, the effectiveness of four BRDs (including separating grids and square-mesh codends) were assessed in a sea-bob shrimp fishery off the coast of Paraná, in partnership with the fishermen of Barrancos beach. A total of 108 hauls (1 hour each) were done over nine months of sampling, with 27 hauls for each BRD. Two identical nets were deployed simultaneously on each side of the vessel. In one net, a standard codend was used, while in the other net, a BRD was inserted anterior to the codend. In total, the four modified nets caught 187 kg of fish and 485 kg of shrimp. The ratio of shrimp-to-fish was 1:0.38. Student's paired t-tests were used to compare catches between the BRDs and control. For the fish, there were significant reductions (p-value <0.05) by all BRDs, with the largest mean reduction in weight by a grid with 24-mm bar spacings (G24) (56.71%) and the lowest reduction by a square-mesh codend (MQ) (17.98%). The two other BRDs (a grid with 37-mm bar spacings (G37) and a square-mesh panel (JE)) reduced *bycatch* by 52.92 and 34.46%, respectively. For the shrimp, only the MQ BRD caught similar quantities of shrimp as the control (p-value = 0.57). The largest reduction in shrimp occurred in the trawl containing the G37 (32.08%). The mean reductions in shrimp by the G24 and JE were 15.77 and 8.01%, respectively. For the selected fish species, there was a reduction in weights and numbers in the G24 and G37, while the JE and MQ increased the weights, but reduced the numbers. The same was not observed in *Selene setapinnis* and *Trinectes paulistanus*. It was concluded that the four BRDs were effective in excluding ichthyofauna *bycatch*, but only the MQ did not significantly reduce the shrimp catch. The observed shrimp loss by the other BRDS could be simply addressed through slight modifications, and more specifically, a greater surface area for the grids and smaller square mesh for the JE.

Keywords: Trawling, *bycatch* reduction devices (BRD) and ichthyofauna

1. INTRODUÇÃO

A captura das espécies de camarão é realizada pela pesca de arrasto com portas, cuja técnica causa um grande impacto nos ecossistemas marinhos pela fragmentação de habitats de espécies bênticas do substrato inconsolidado e pela captura incidental (*bycatch*) de organismos sem interesse comercial (SAILA, 1983; ANDREW & PEPPERELL, 1992; ALVERSON, 1994; BROADHURST, 2000; KAISER, 2000; KELLEHER, 2005; CADDY, 2008). KELLEHER (2005) estimou uma captura total realizada pela frota camaroneira mundial de aproximadamente 3.000.000 de toneladas, com o descarte de aproximadamente 1.800.000 toneladas, o que corresponde a 62% de biomassa sendo rejeitada para o mar.

A partir da década de 90, uma preocupação global surgiu entre gestores, de forma a diminuir o impacto do *bycatch* (ANDREW & PEPPERELL, 1992). Medidas de gerenciamento da pesca, tais como limites de áreas e de períodos de captura têm sido adotados de forma a mitigar o impacto da atividade pesqueira. Porém, nas localidades em que a pesca do camarão ocorre em amplas escalas espaciais e temporais, tal medida acarreta em custos elevados aos pescadores (BROADHURST, 2000). Em algumas regiões, parte do *bycatch* tem sido aproveitada como forma de diminuir o desperdício de proteína, além de compensar as baixas capturas das espécies alvo, o que acabou valorizando as espécies do *bycatch* com valor comercial inferior. Todavia, apesar de haver um melhor aproveitamento da captura total não só pela frota camaroneira, mas pelas frotas pesqueiras em geral, o impacto ecológico continua sendo irreversível.

No Brasil, onde existe uma grande quantidade de *bycatch* oriunda principalmente da frota arrasteira camaroneira do sudeste e sul do país (PAIVA FILHO & SCHMIEGELOW 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; MORAIS, *et al.*, 1995; PAIVA-FILHO, 1997; VIANNA & ALMEIDA, 2005 & POOT-SALAZAR *et al.*, 2009), a adoção de períodos específicos de proibição da pesca conhecidos como “defesos” é a estratégia mais utilizadas pelos gestores. Limites espaciais de captura são igualmente utilizados. Porém, ambas as medidas de gestão têm como foco o manejo da captura da espécie alvo, tendo o *bycatch* uma importância secundária.

Enquanto que em algumas localidades as medidas de manejo citadas acima tiveram sucesso na diminuição do *bycatch* das frotas arrasteiras, outras alternativas, de cunho tecnológico, têm sido propostas. A opção mais utilizada nos últimos anos

na maioria das pescarias de camarão no planeta consiste na modificação das redes de arrasto convencionais para a promoção de maior seletividade e para minimizar o *bycatch* de espécies indesejáveis (BROADHURST, 2000). Dentro desta lógica, a implementação de dispositivos de redução da captura incidental, vulgarmente conhecidos como BRD's – *Bycatch Reduction Devices*, tem ocorrido em países desenvolvidos, tais como a Noruega, os Estados Unidos e a Austrália. No Brasil, há uma escassez de informações e publicações sobre a utilização de BRD's ou dispositivos similares na frota nacional. Existem apenas experiências de modificação dos tamanhos de ensacadores na frota industrial camaroneira do sul do país (CONOLLY, 1992) e informações referentes ao teste de BRD's na captura artesanal do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos, também na região sul (VIANNA & D'INCAO, 2006). No entanto, existe uma legislação federal referente à utilização de dispositivos de exclusão de tartarugas (TED – *Turtle Excluder Device*) na pesca do camarão, regulamentada pela Instrução Normativa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA nº 31 de 13 de dezembro de 2004.

Quanto à teoria sobre o funcionamento dos BRD's existem dois mecanismos de exclusão: pelo comportamento, que está associado a capacidade natatória das espécies alvo e do *bycatch* e pelo tamanho dos organismos capturados (BROADHURST, 2000). Também é possível associar ambos os mecanismos na confecção dos dispositivos. BROADHURST (2000) faz uma síntese da literatura científica sobre os estudos e aplicações dos BRD's. Modificações no tipo de malha utilizado no ensacador, como por exemplo, a adoção de malhas quadradas (AVERILL, 1989; KARLSEN & LARSON, 1989; CONOLLY, 1992; RULIFSON *et al.*, 1992; THORSTEINSSON, 1992; HICKEY *et al.*, 1993; BROADHURST & KENNELLY, 1994, 1995; 1996; BROADHURST *et al.*, 1996, BROADHURST & KENNELLY, 1996a, 1997; BROADHURST *et al.*, 1999; BROADHURST *et al.*; 2002 e GRAHAM *et al.*, 2004;) e janelas de escape (BROADHURST & KENNELLY, 1994; 1995; BROADHURST *et al.*, 1996; BROADHURST & KENNELLY, 1996; 1997) tem como premissa básica a separação pelo comportamento das espécies do *bycatch*. As grelhas exclusoras (BROTHERS, 1992; ISAKSEN *et al.*, 1992; HICKEY *et al.*, 1993; BROADHURST *et al.*, 1996a; BROADHURST & KENNELLY, 1996a; BROADHURST *et al.*, 1997a e BREWER *et al.*, 1998; BROADHURST *et al.*; 2002; STEELE *et al.*, 2002; GRAHAM *et al.*, 2004; BREWER *et al.*, 2006; COURTNEY *et*

al.; 2006; GABR, 2007 e HANNAH & JONES, 2007) tem como premissa básica a separação pelo tamanho das espécies do *bycatch*.

A escolha do dispositivo mais adequado para uma determinada frota camaroneira deve levar em conta as especificidades da pescaria em questão, ou seja, o tipo de legislação vigente para a captura do recurso, a existência ou não de defesos ou áreas restritas à captura e a composição do *bycatch* (BROADHURST, 2000). Este último item é o mais importante para definir os modelos dos dispositivos a serem testados e o tipo de mecanismo de exclusão a ser escolhido (tamanho ou comportamento).

No Brasil, os estudos efetuados sobre a composição dos desembarques da frota do arrasto evidenciam a importância da ictiofauna no *bycatch* (PAIVA-FILHO & SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO & CASTELLO, 1992/93; MORAIS *et al.*, 1995; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; KOTAS, 1998; ISAAC, 1999; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002 e VIANNA & ALMEIDA, 2005). No litoral do Paraná, cuja captura de camarão é a atividade de maior renda para os pescadores, os peixes tem a maior contribuição percentual no *bycatch* (CARNIEL, 2006). A estratégia de manejo da pesca do camarão adotada é a restrição temporal (defeso), regulamentada pela Instrução Normativa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA nº 189 de 23 de setembro de 2008, que tem como objetivo a conservação do recurso alvo, não havendo nenhuma medida de manejo do *bycatch*. Desta forma, a aplicação de BRD's nesta frota arrasteira pode ser uma solução para a mitigação do impacto nas espécies descartadas. Assim, este estudo testou, em parceria com os pescadores artesanais locais, a eficiência dos dispositivos de redução da captura incidental de peixes na pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) do litoral do Paraná, sul do Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O litoral paranaense (Figura 1) se estende por aproximadamente 107 km, com limites ao norte no Canal do Varadouro (25°12'S) e ao sul na foz do Rio Saí-Guaçu (25°58'S) e está incluído na região marítima sudeste do Brasil, situada entre Cabo Frio/RJ e o Cabo de Santa Marta, SC (MATSUURA 1986).

De acordo com a configuração geomorfológica e características da dinâmica costeira paranaense, é possível identificar três tipos principais de costas: estuarinas ou protegidas (1316,8 km), oceânicas ou de mar aberto (61,1 km) e de desembocaduras (105,1 km) (ANGULO & ARAÚJO, 1996). Possui em geral uma altitude inferior a 20 m sobre o nível do mar e sua origem está intrinsecamente relacionada às variações do nível relativo do mar nos últimos milhares de anos (ANGULO, 1992).

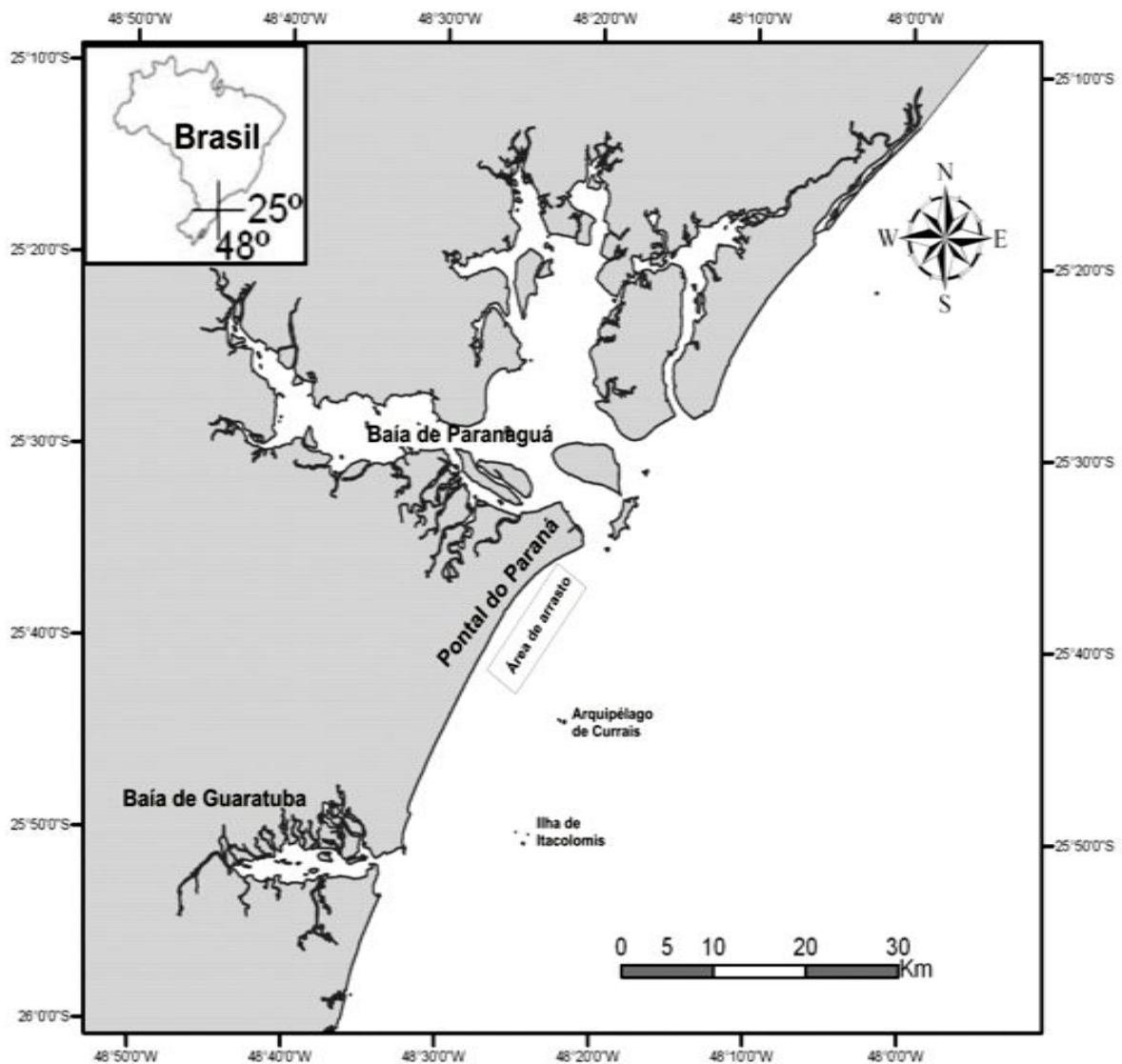


FIGURA 1: LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. DETALHE DO LOCAL ONDE FORAM TESTADOS OS BRD'S.

Incidem sobre a costa dois sistemas preferenciais de trens de ondas, de E/NE e SSE/SE (PORTOBRAS, 1983). Os períodos de ondas significativos variam entre 4

e 12 s e a altura significativa entre 0,4 e 1,3 m (MARTINS, 2002). A dinâmica dos ventos no litoral paranaense é definida, basicamente pelo Anticiclone do Atlântico Sul e pelo Anticiclone Migratório Polar, na sua ação sobre o ramo Atlântico da Massa Polar (BIGARELLA, 1978). Os ventos predominantes provêm dos quadrantes NE e SE, sendo estes últimos os de maior intensidade associados aos sistemas frontais provenientes de sul (NOERNBERG, 2001).

A plataforma continental tem um relevo suave, possuindo uma largura aproximada de 50 Km, sendo recoberta por areias finas quartzosas e bem selecionadas, de elevada maturidade textural, o que sugere provável retrabalhamento em ambientes costeiros do material terrígeno, rico em cascalho biodetrítico (BIGARELLA, 1978). Na área onde ocorreram os arrastos, entre os 5 e 10 m de profundidade ocorre uma faixa, que pode ultrapassar 2 km de largura, de areia muito fina com teores de finos (silte + argila) entre 10 e 40% e a partir dos 10 m há o predomínio de sedimentos com a granulometria maior, tais como areia média e grossa (VEIGA, 2004).

Os habitats marinhos da porção mais rasa da plataforma paranaense são banhados pela Água de Plataforma diretamente influenciada pelo aporte continental e, em determinados períodos, pelas intrusões da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (BRANDINI *et al.*, 1989; BRANDINI, 1990). No verão, em que há o predomínio de ventos leste e nordeste, ocorre a intrusão da ACAS pelo transporte das massas de água de superfície para fora da costa, enquanto no inverno há um predomínio da Frente Subtropical de Plataforma (FSP), massa d'água oriunda da drenagem remota do rio da Prata (BRANDINI *et al.*, 2007). É a região preferencial de trabalho das embarcações que efetuam o arrasto de porta com o objetivo de capturar as espécies de camarão. Trata-se de um ambiente que funciona como área de criação, alimentação e reprodução de diferentes tipos de peixes, que podem completar o ciclo de vida neste ambiente (residentes) ou serem visitantes obrigatórios ou ocasionais.

Os municípios do litoral do Paraná (Antonina, Guaratuba, Guaraqueçaba, Matinhos, Morretes, Paranaguá e Pontal do Paraná) abrigam cerca de 235.840 habitantes segundo o censo de 2000. Estima-se que, com exceção de Morretes, 11.000 são pescadores distribuídos em 60 vilas podendo se apresentar de várias formas, desde pequenos povoados exclusivamente pesqueiros, acessíveis somente por água, até bairros urbanos. (ANDRIGUETTO-FILHO *et al.* 2006). Em relação à

pesca de arrasto, apenas os municípios com a orla marítima efetuam esta modalidade da pesca.

De acordo com ANDRIGUETTO *et al.* (2009) dos 8 sistemas produtivos pesqueiros encontrados no litoral, este tipo de pesca está inserido em cinco deles, com diferentes níveis de desenvolvimento tecnológico dos apetrechos e embarcações. No caso específico deste estudo, a frota selecionada pertence ao sistema de canoas a motor, que contempla canoas de fibra ou de madeira, sendo que as práticas de captura são o arrasto de fundo, o emalhe e o fundeio.

2.2 Delineamento Amostral

Salvo o mês de novembro de 2008, em que não foi possível realizar as saídas de campo em virtude das condições meteorológicas, entre os meses de julho de 2008 e abril de 2009 foram realizados 12 arrastos duplos por mês (distribuídos em 2 dias – Tabela 1), totalizando 108 arrastos em canoa motorizada (Figura 2), com duração de 1 hora cada. No mês de dezembro houve apenas 11 arrastos devido a problemas na embarcação. Duas redes foram arrastadas simultaneamente em cada bordo da embarcação. De um lado, uma rede de arrasto do tipo manga seca padrão (Figura 3) e do outro, uma rede adaptada para o teste dos dispositivos de redução da captura incidental (Figura 4).

TABELA 1: SEQUÊNCIA MENSAL DOS ARRASTOS ENTRE AS REDES COM REDUTORES DE CAPTURA INCIDENTAL (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM, JE: REDE MALHA QUADRADA DE 28 MM ENTRE NÓS OPOSTOS COM JANELA DE ESCAPE COM MALHA DE 96 MM ENTRE NÓS OPOSTOS E MQ: MALHA QUADRADA DE 28 MM ENTRE NÓS OPOSTOS) E A REDE SEM REDUTOR OU CONTROLE (C). BE-BORESTE e BB-BOMBORDO.

ARRASTO	DIA 1			ARRASTO	DIA 2		
	BB		BE		BB		BE
A1	G24	X	C_G24	A7	G24	X	C_G24
A2	G37	X	C_G37	A8	G37	X	C_G37
A3	JE	X	C_JE	A9	JE	X	C_JE
A4	C_G24	X	G24	A10	MQ	X	C_MQ
A5	C_G37	X	G37	A11	MQ	X	C_MQ
A6	C_JE	X	JE	A12	C_MQ	X	MQ



FIGURA 2 - CANOA MOTORIZADA UTILIZADA NAS COLETAS (POTÊNCIA = 18 HP). DETALHE DA MESA DE SEPARAÇÃO.

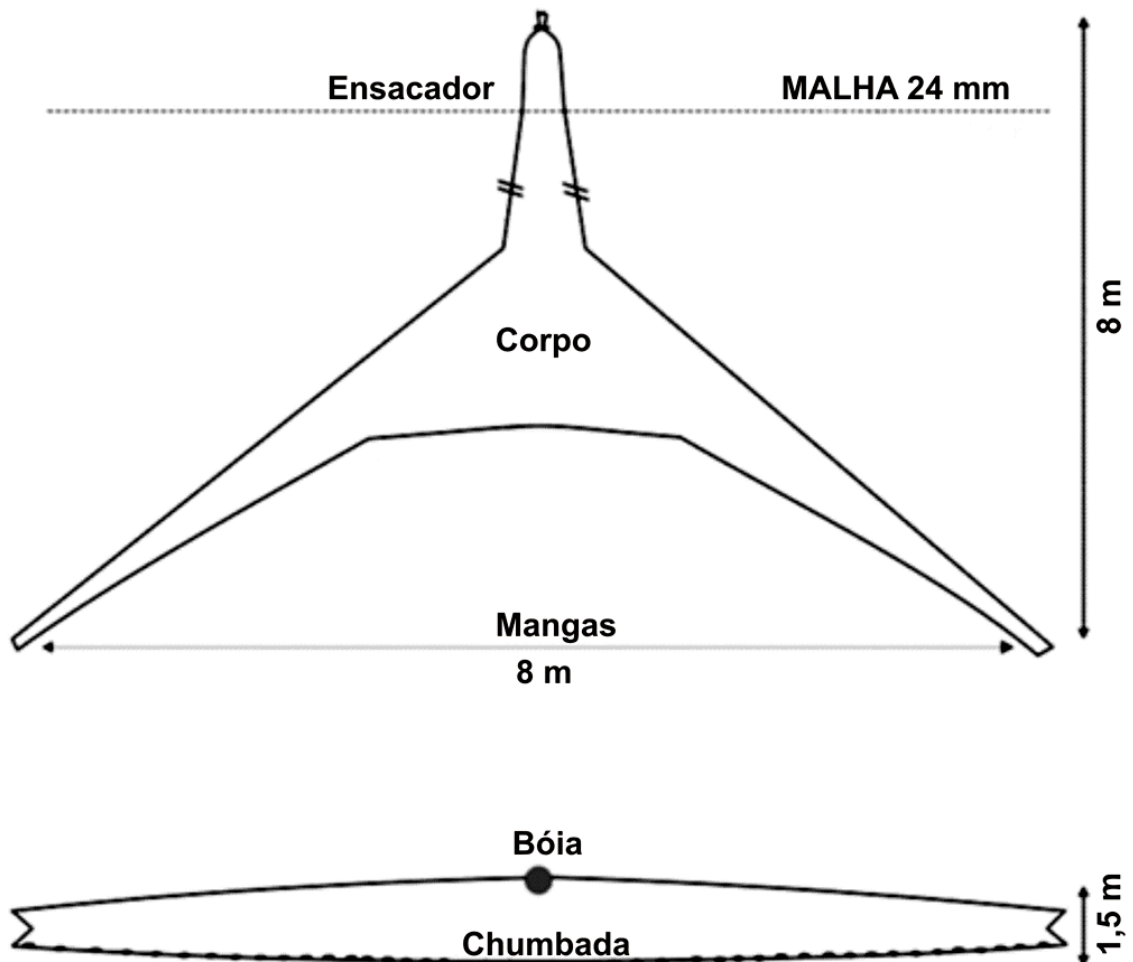


FIGURA 3 - DETALHE DA REDE MANGA SECA. ACIMA VISÃO SUPERIOR E ABAIXO VISÃO FRONTAL (ADAPTADO DE NATIVIDADE, 2006).

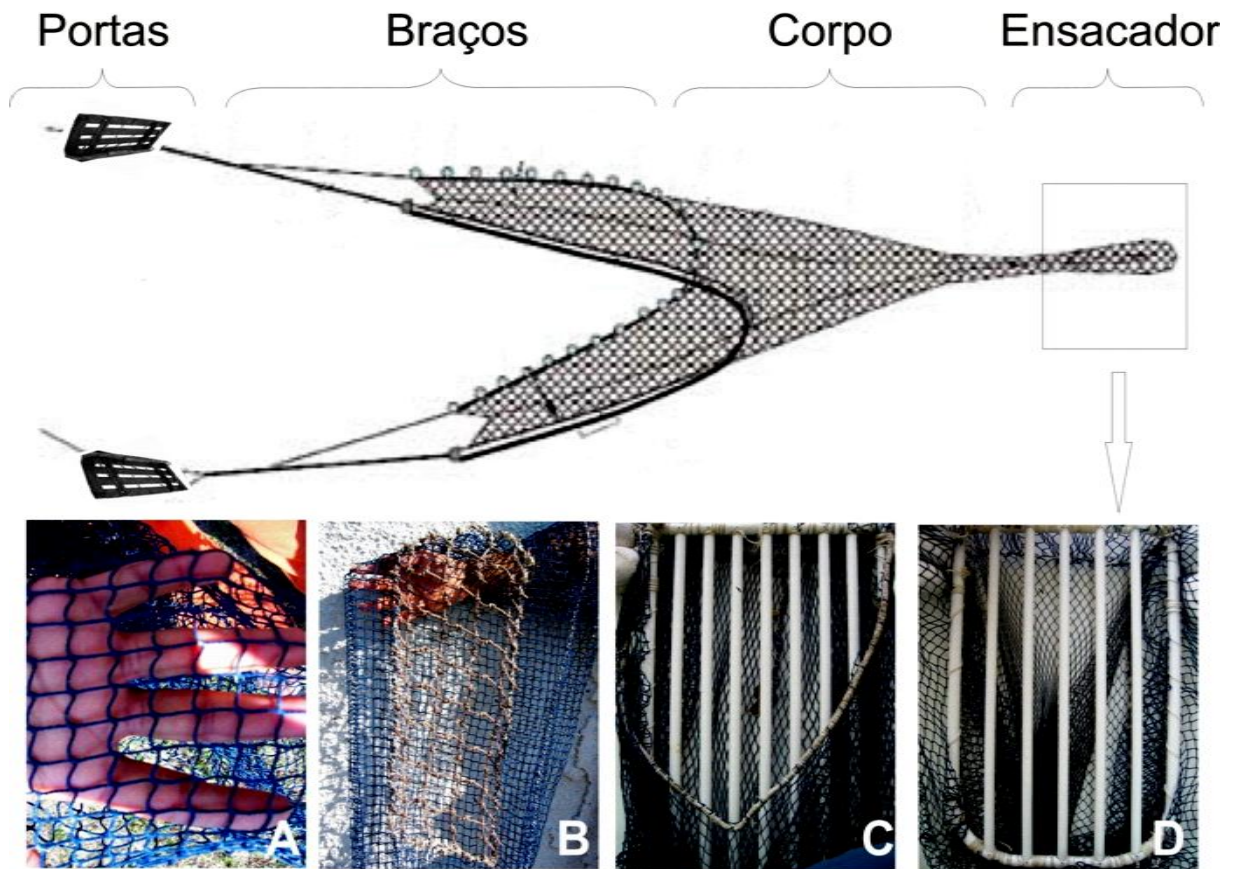


FIGURA 4: DETALHE DA REDE DE ARRASTO UTILIZADA NAS CAPTURAS. EM BAIXO, OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DA CAPTURA INCIDENTAL TESTADO NO ENSACADOR DA REDE: **A** - MALHA QUADRADA (MQ); **B** - JANELA DE ESCAPE (JE); **C** - GRELHA *Nordmøre-grid* COM 24 MM DE ESPAÇAMENTO (G24); **D**- GRELHA *Nordmøre-grid* COM 37 MM DE ESPAÇAMENTO (G37).

Assim, nos 9 meses de coletas houve 27 réplicas (arrastos) para cada dispositivo, 3 réplicas por mês. Todos os arrastos foram realizados juntamente com os pescadores do balneário de Barrancos, município de Pontal do Paraná. O local dos arrastos sempre era estabelecido pelos pescadores, o que possibilitou amostrar em condições similares à faina usual da pesca. A rota de cada arrasto foi monitorada por um GPS e a profundidade mensurada com o ecobatímetro a cada 10 minutos. Com o auxílio do software *GPS Track Maker* foi possível determinar com precisão os locais arrastados.

Os BRD's foram confeccionados com base no trabalho de BROADHURST *et al.* (1997a). No total, foram fabricados quatro dispositivos, sendo duas grelhas de alumínio do tipo *Nordmøre-grid* (G24 e G37), cuja diferença entre elas está no espaçamento entre as barras. Foram feitos também dois ensacadores com a malha

quadrada medindo 28 mm entre nós opostos, sendo que em um deles foi adicionado, na parte superior do ensacador, um painel denominado *Janela de Escape* com tamanho de malha de 96 mm entre nós opostos. Nos ensacadores com as grelhas foram adaptados painéis guia, de forma a direcionar o produto do arrasto para a parte inferior do ensacador, evitando assim a perda de camarão. Todos os dispositivos foram comparados com um ensacador controle. Na figura 5 é possível visualizar com maiores detalhes os quatro dispositivos e o ensacador controle, bem como as unidades de medida adotadas neste estudo.

Foram adotadas três unidades de medida, usualmente utilizadas em tecnologia pesqueira (ANON, 1972) para designar os tipos de cortes de malhas. São elas: **N**, **T** e **B** (Figura 5A). A primeira se refere ao corte perpendicular à linha de costura, denominado corte normal (**N**), sendo a unidade de medida do comprimento do ensacador, representada pelo número de malhas na direção longitudinal (vertical). No caso do ensacador controle (Figura 5B), cujo comprimento é de 100 N, ou seja, 100 malhas, o comprimento na escala métrica (em milímetros) é definido pelo tamanho da malha medido entre nós opostos e multiplicado pela quantidade de malhas. O diâmetro do fio é desprezado. Portanto, o comprimento é de 2400 mm, pois a malha utilizada é de 24 mm entre nós opostos. A segunda medida (**T**) é igual a **N**, mas no sentido transversal (horizontal). Trata-se do perímetro do ensacador. No caso do mesmo ensacador (controle) (Figura 5B), observa-se que o perímetro é de 100 T (100 malhas). Para o cálculo do diâmetro do ensacador utiliza-se a fórmula do comprimento de uma circunferência ($c=2\pi/d$), que é igual ao perímetro do ensacador. Assim, aplicando-se a fórmula citada, o valor do diâmetro é de 764,3 mm. A terceira medida (**B**) foi utilizada para mensurar o ensacador de malha quadrada, sendo válida para ambas as direções. A diferença desta malha para as usuais, em formato de losango, está na orientação do pano das malhas. Para confeccioná-las, é preciso rotacionar o pano em 45°, de forma que o losango fique o mais próximo possível de um quadrado. Diferentemente das malhas normais, do tipo *diamond*, as malhas quadradas se mantêm abertas quando tracionadas. Para determinar o comprimento do ensacador com malha quadrada, deve-se multiplicar o número de malhas pelo lado do quadrado da malha. No caso do ensacador MQ utilizado no presente estudo (Figura 5B), com malha de 28 mm entre nós opostos e comprimento de 160 B, na escala métrica o comprimento é de 2240 mm, resultante do produto do lado do quadrado (14 mm, que é a metade da malha) pela quantidade

de malhas (160). Nas grelhas G24 e G37 (Figura 5C), os ensacadores acoplados possuem dimensões distintas. Na parte anterior à grelha, o ensacador tem um comprimento de 60 N e um perímetro de 117 T. Na parte posterior, em que fica retido o produto da captura, o comprimento é de 106 N e o perímetro é de 97 T.

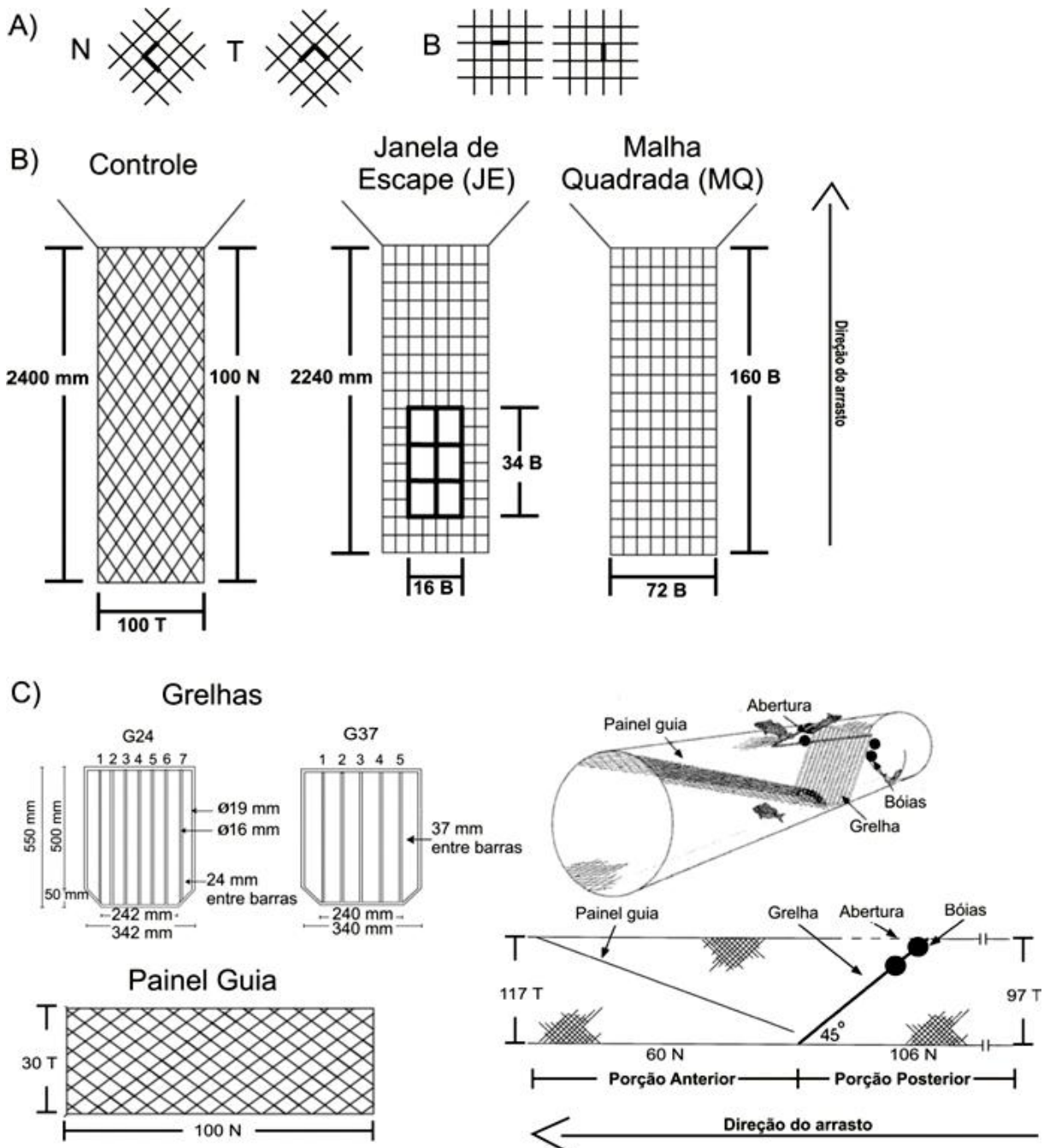


FIGURA 5: DESENHO ESQUEMÁTICO DOS BRD's. A) UNIDADES DE MEDIÇÃO DOS ENSACADORES. **N**, **T** e **B**. B) DESENHO ESQUEMÁTICO DO ENSACADOR CONTROLE E DOS DISPOSITIVOS JANELA DE ESCAPE (JE) E MALHA QUADRADA (MQ). C) DESENHO ESQUEMÁTICO DAS GRELHAS G24 E G37, DO PAINEL GUIA E DO ENSACADOR ACOPLADO ÀS GRELHAS (ADAPTADO DE BROADHURST *et al.*, 1997a).

Os camarões e os peixes do *bycatch* foram pesados na embarcação com o auxílio de um dinamômetro com precisão de 10 g e acondicionados em sacos plásticos para as análises laboratoriais. O produto de cada rede (Controle e BRD) foi triado e separado em uma mesa de compensado naval e os peixes foram guardados em sacos plásticos devidamente etiquetados e levados em caixa de isopor com gelo para o laboratório, onde foram acondicionados em *freezer*.

No laboratório, os peixes foram identificados até o nível de espécie, utilizando-se os manuais de identificação elaborados por FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO & MENEZES (1978, 1980, 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980, 1985) e BARLETTA & CORRÊA (1992). De cada exemplar foi obtido o peso total - PT (em gramas). Os dados biométricos foram obtidos em até no máximo 30 indivíduos por espécie e amostra, sendo o excedente contabilizado para biomassa em número e peso. Parte do material identificado foi tombada na coleção do Laboratório de Biologia de Peixes do Centro de Estudos do Mar - UFPR.

2.3 Análise dos Dados

Para os dados de biomassa obtidos nas saídas de campo foram calculados os esforços totais de captura (CPUE) em unidades de tempo (hora de arrasto) para os peixes e camarões capturados pelos dispositivos e suas redes controles. Para avaliar a eficiência de cada dispositivo, na redução da biomassa em peso de peixes e camarões, foi realizado um teste t de *Student* pareado (SOKAL & ROHLF, 1995), comparando-se a captura dos dispositivos com os seus respectivos controles.

Também se avaliou a eficiência de exclusão para os peixes e camarões por meio de uma Análise de Variância Unifatorial (ANOVA) (SOKAL & ROHLF, 1995), tendo como fator os dispositivos (grelha 24 – G24, grelha 37 – G37, ensacador Janela de Escape – JE e ensacador Malha Quadrada – MQ) e variável dependente a porcentagem de exclusão em cada arrasto, que foi calculada com base na seguinte fórmula (ANDREW *et al.*, 1993):

$$\%EX = (C_BRD - BRD)/C_BRD*100$$

onde:

EX = exclusão do dispositivo

BRD = Biomassa do dispositivo

C_BRD = Biomassa da rede controle

Valores de exclusão negativos (-EX%) significam que o dispositivo capturou maior biomassa que o seu respectivo controle. Existindo diferenças significativas entre as médias de exclusão foi utilizado o teste *post hoc* de *Fisher LSD*, para identificar quais médias eram diferentes. Os pressupostos da análise de variância, normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, foram evidenciados através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. Os dados atenderam os pressupostos, não havendo a necessidade de transformações matemática (SOKAL & ROHLF, 1995).

Para avaliar a eficiência de cada dispositivo na exclusão das biomassas em peso total (PT) das espécies de peixes (com ocorrência maior que 1%) foi aplicado um teste t de *Student* para variâncias não homogêneas, comparando-se a captura dos dispositivos com os seus respectivos controles. Os dados de abundância destas espécies também foram utilizados na comparação da eficiência dos dispositivos.

3. RESULTADOS

3.1 Exclusão comparativa entre peixes e camarões

A profundidade média dos arrastos foi de $8,7 \pm 1,59$ m e os limites foram de 6,6 a 16,1 m. Todos os arrastos ocorreram em frente aos balneários de Barrancos, Shangri-lá e Atami (Figura 6)



FIGURA 6: ROTAS DOS ARRASTOS REALIZADOS NOS TESTES DOS DISPOSITIVOS. CADA COR CORRESPONDE A UM ARRASTO. HOUVE MESES EM QUE NÃO FOI POSSÍVEL OBTER AS ROTAS.

Considerando-se todos os arrastos (arrastos controles e com dispositivos), a captura total de peixes foi de 514,09 Kg e de camarões foi de 1.061,47 Kg, com esforços de captura total (CPUE) em unidades de hora de 4,8 Kg/h e 9,8 Kg/h, respectivamente. Deste total, as redes sem dispositivo ou controle capturaram 327,09 Kg de peixes e 576,21 Kg de camarão, já as redes com os dispositivos capturaram 187 Kg de peixes e 485,26 Kg de camarão. A relação média entre a captura de camarão e peixe nas redes sem dispositivo foi de 1:0,57, e de 1:0,38 nas redes com dispositivo.

Na avaliação da eficiência de cada dispositivo foi utilizado um teste t de *student* comparando-se a captura total em biomassa dos brd's com os seus respectivos controles. Em relação aos peixes, foram detectadas diferenças

significativas (p -valor $<0,05$) em todos os dispositivos, sendo que a maior redução média ocorreu na rede com a grelha 24 (G24) (56,71%) e a menor ocorreu na rede com ensacador de malha quadrada (MQ) (17,98%) (Figura 7 e Tabela 2). A redução média na rede com a grelha 37 (G37) e na rede com o ensacador com janela de escape (JE) foi de 52,92% e 34,46%, respectivamente.

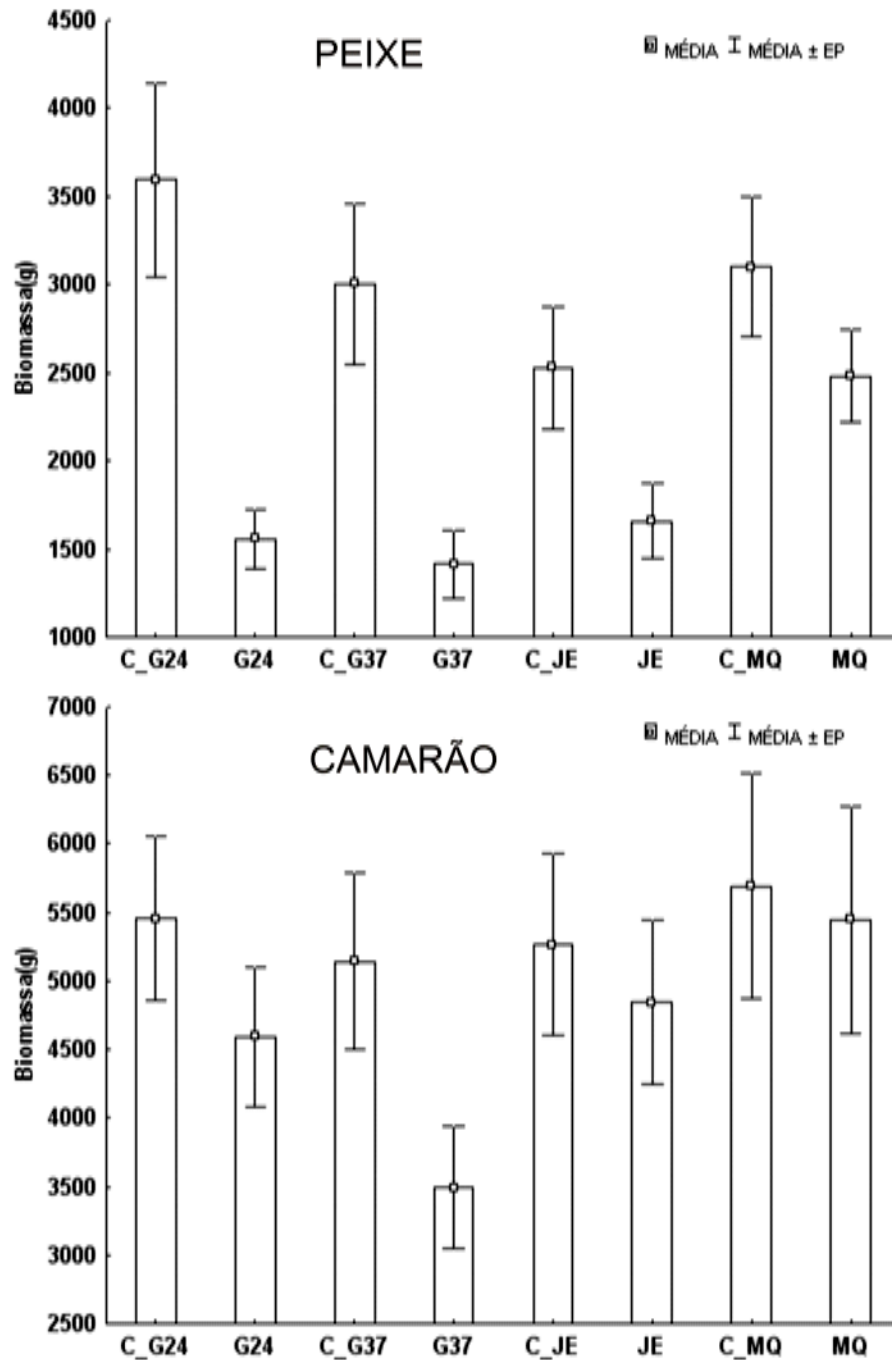


FIGURA 7. MÉDIA (\pm EP) DA BIOMASSA (g) DE PEIXE E CAMARÃO POR REDE DE PESCA (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E C: REDE SEM REDUTOR OU CONTROLE)

TABELA 2. BIOMASSA MÉDIA (g) E % DE REDUÇÃO DE PEIXE (P) E CAMARÃO (C) POR MÊS, DISPOSITIVO E SEU RESPECTIVO CONTROLE. NO FINAL DA TABELA O VALOR MÉDIO DA CAPTURA E DA REDUÇÃO POR DISPOSITIVO E SEU RESPECTIVO CONTROLE E O P-VALOR DA COMPARAÇÃO GLOBAL ENTRE AS CAPTURAS DAS REDES CONTROLES E BRDS PELO TESTE T DE *STUDENT*. O SINAL NEGATIVO INDICA UMA MAIOR CAPTURA NO BRD EM RELAÇÃO AO SEU CONTROLE (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

		C_G24	G24	%	C_G37	G37	%	C_JE	JE	%	C_MQ	MQ	%	
				REDUÇÃO			REDUÇÃO			REDUÇÃO			REDUÇÃO	
2008	JUL	P	2560	1426,67	44,27	2500	1793,33	28,27	2320	646,67	72,13	3800	2700	28,95
		C	2866,67	2626,67	8,37	3366,67	2890	14,16	2566,67	2450	4,55	3000	2700	10,00
	AGO	P	1066,67	516,67	51,56	1466,67	666,67	54,55	1033,33	950	8,06	733,33	616,67	15,91
		C	3133,33	2553,33	18,51	2400	1866,67	22,22	2433,33	2566,67	-5,48	2533,33	3033,33	-19,74
	SET	P	1233,33	666,67	45,95	1233,33	716,67	41,89	983,33	900	8,47	1200	1500	-25,00
		C	2233,33	1633,33	26,87	1966,67	1783,33	9,32	2700	2166,67	19,75	3366,67	3266,67	2,97
	OUT	P	3533,33	1833,33	48,11	2300	1066,67	53,62	1983,33	1633,33	17,65	2866,67	1933,33	32,56
		C	1900	2133,33	-12,28	990	1133,33	-14,48	1566,67	1266,67	19,15	633,33	500	21,05
	DEZ	P	4700	1733,33	63,12	3866,67	2233,33	42,24	3066,67	2466,67	19,57	3050	3300	-8,20
		C	7866,67	6650	15,47	5766,67	3833,33	33,53	6166,67	5400	12,43	5700	5850	-2,63
	JAN	P	1533,33	1166,67	23,91	1100	666,67	39,39	1716,67	966,67	43,69	1933,33	1866,67	3,45
		C	8400	7666,67	8,73	9333,33	4333,33	53,57	10833,33	9866,67	8,92	13933,33	13600	2,39
FEV	P	2333,33	1466,67	37,14	1700	583,33	65,69	1583,33	1183,33	25,26	2816,67	3300	-17,16	
	C	6033,33	5866,67	2,76	6266,67	2833,33	54,79	6016,67	5766,67	4,16	7533,33	7950	-5,53	
MAR	P	8166,67	2433,33	70,20	5666,67	2766,67	51,18	5633,33	3233,33	42,60	6166,67	4066,67	34,05	
	C	8133,33	5866,67	27,87	6633,33	5133,33	22,61	7900	6966,67	11,81	8666,67	7600	12,31	
ABR	P	7233,33	2766,67	61,75	7200	2233,33	68,98	4433,33	2933,33	33,83	5333,33	3600	32,50	
	C	8500	6333,33	25,49	9566,67	7633,33	20,21	7196,67	7133,33	0,88	5866,67	5500	6,25	
MÉDIA	P	3596	1557	56,71	3003,70	1414,07	52,92	2528,15	1657,04	34,46	3100,00	2542,59	17,98	
	C	5452	4592	15,77	5143,33	3493,33	32,08	5264,44	4842,59	8,01	5692,59	5555,56	2,41	
p-valor TESTE T	P	0,00007			0,00004			0,0002			0,01			
	C	0,0004			0,0005			0,003			0,57			

Para os camarões, apenas o ensacador MQ não teve diferenças significativas entre as biomassas (p -valor=0,57). O dispositivo que teve a maior redução de camarões foi a grelha 37 (G37) (32,08%) e a menor foi o ensacador MQ (2,41%) (Figura 7 e Tabela 2). A redução média da G24 e da JE foi de 15,77% e 8,01%, respectivamente (Tabela 2).

Na captura mensal de peixes foi observada uma maior redução no mês de julho (72,13 %) para o ensacador Janela de Escape (JE) e a menor redução ocorreu em janeiro para a MQ (3,45%). No entanto, houve arrastos em que o dispositivo capturou mais que o seu respectivo controle, como foi o caso da MQ nos meses de setembro (+25%), dezembro (+8,20%) e janeiro (+17,16%) (Tabela 2).

No que se refere aos camarões, a maior redução ocorreu no mês fevereiro no dispositivo G37(54,79%) e a menor foi no mês de abril na JE (0,88%). Tal como nos peixes também houve arrastos em que o dispositivo capturou mais que o seu respectivo controle, como é o caso da G24 (+12,28%) e G37 (+14,48%) no mês de outubro, JE no mês de agosto (+5,48) e MQ nos meses de agosto (+19,74%), dezembro (+2,63) e fevereiro (+5,53) (Tabela 2).

Na análise de variância unifatorial (ANOVA), para comparar a eficiência de redução entre os dispositivos para os peixes e camarões foram encontradas diferenças significativas na porcentagem de redução de peixes. Todavia, não houve diferenças significativas para a redução de camarão em função da alta variabilidade de exclusão da G37 (Figura 8). Isto provavelmente ocorreu em função de uma das réplicas no mês de outubro ter aumentado em 900% a captura de camarão (o controle capturou 60 g enquanto o dispositivo capturou 600g, um incremento de captura de 540g). Na análise *post hoc* (Fisher LSD) o dispositivo MQ excluiu significativamente menos peixes se comparado com os demais dispositivos e a JE também excluiu significativamente menos peixes do que a G24 (Tabela 3).

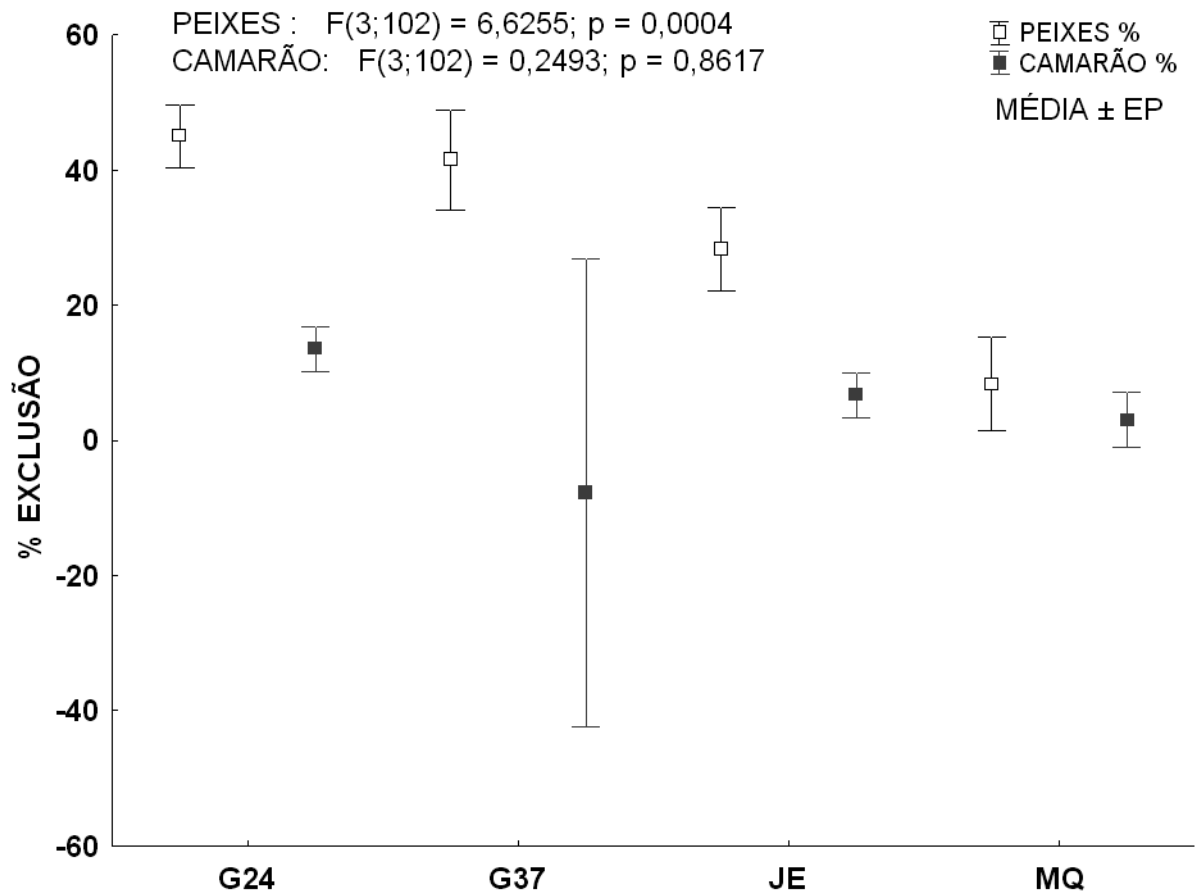


FIGURA 8: ANÁLISE DE VARIÂNCIA UNIFATORIAL (ANOVA) DA PORCENTAGEM DE BIOMASSA (g) EXCLUÍDA DE PEIXE (QUADRADO BRANCO) E CAMARÃO (QUADRADO PRETO) POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA)

TABELA 3: ANÁLISE *POST HOC* (FISHER LSD) DA % DE EXCLUSÃO DE PEIXES ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO DO BYCATCH (BRD) COM OS GRUPOS HOMOGÊNEOS.

BRD	MÉDIA	GRUPOS HOMOGÊNEOS		
		G1	G2	G3
MQ	8,3123			****
JE	28,2496	****		
G37	41,4646	****	****	
G24	44,9737		****	

3.2 Exclusão das espécies mais abundantes de peixes capturadas

Cathorops spixii



Bagre amarelo

Em média a grelha de 24 mm capturou significativamente menos biomassa de *C. spixii* que o seu respectivo controle (C_G24) (Figura 9 e Tabela 4). Não houve diferença significativa entre a captura média em peso da rede com grelha de 37 mm e o seu controle (Figura 9 e Tabela 4). Em número de indivíduos os dispositivos com grelhas de 24 mm e 37 mm capturaram menos que os seus controles (Tabela 4). Houve diferenças significativas nas biomassas dos ensacadores JE e MQ em relação aos controles, com as menores médias ocorrendo nos controles (Figura 9 e Tabela 4). Porém, o número de indivíduos nos ensacadores JE e MQ foi menor que os seus controles, o que sugere a captura de indivíduos maiores nestes dispositivos. A maior redução ocorreu no dispositivo G24 enquanto que a menor ocorreu na MQ (Figura 9).

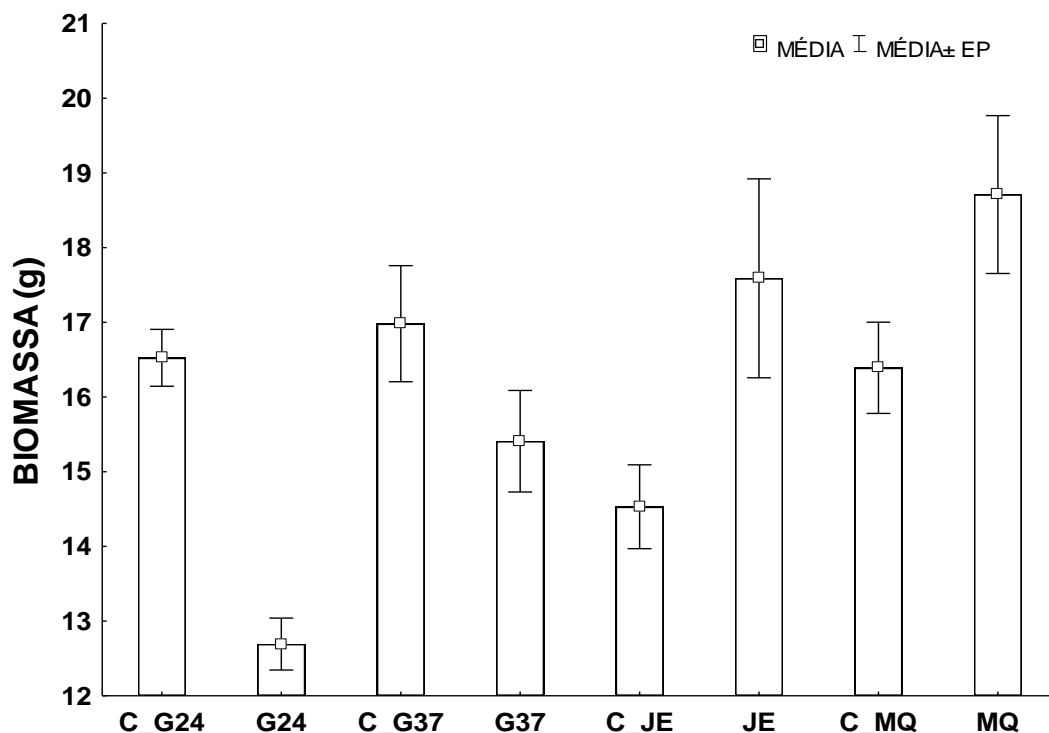


FIGURA 9: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Cathorops spixii* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 4: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA(g) DE *Cathorops spixii*; ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	16,52472	0,461511	822	0,00000
G24	12,69278	0,650306	414	
C_G37	16,98131	0,552765	573	0,06409
G37	15,40825	0,708280	349	
C_JE	14,53114	0,625142	448	0,01763
JE	17,58850	0,952443	193	
C_MQ	16,39075	0,831874	253	0,02907
MQ	18,71026	0,952443	193	
TOTAL			3245	

Conodon nobilis



Roncador

Não ocorreram diferenças significativas entre as médias da captura em biomassa das grelhas G24 e G37 e os seus controles, porém, em número de exemplares a captura foi menor nos dispositivos (Figura 10 e Tabela 5). Em comparação aos controles, as capturas médias em peso foram significativamente maiores nas redes com os dispositivos JE e MQ, observando-se o oposto em relação ao número de indivíduos (Figura 10 e Tabela 5). A maior redução de biomassa ocorreu no dispositivo G37 e a menor redução no dispositivo de redução MQ (Figura 10).

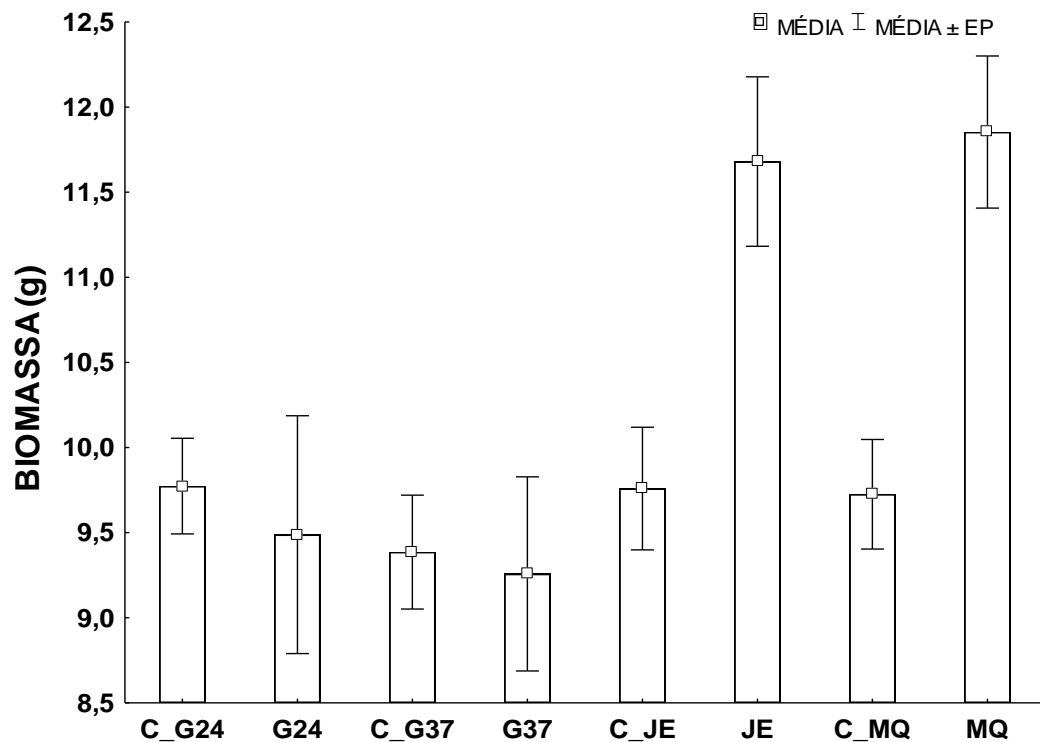


FIGURA 10: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (G) DE *Conodon nobilis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 5: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Conodon nobilis*; ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	9,77349	0,327587	86	0,353208
G24	9,48825	0,480337	40	
C_G37	9,38588	0,368402	68	0,423603
G37	9,25778	0,584648	27	
C_JE	9,75907	0,350789	75	0,001248
JE	11,68026	0,486456	39	
C_MQ	9,72569	0,358022	72	0,000106
MQ	11,85370	0,447917	46	
TOTAL			453	

Cynoscion jamaicensis

goete

Houve diferença significativa apenas entre as médias de biomassa do ensacador MQ e o seu controle, com maior biomassa média na rede com o dispositivo de redução (Figura 11 e Tabela 6). As capturas médias em biomassa dos demais dispositivos não diferiram dos seus respectivos controles (Figura 11 e Tabela 6). Com relação ao número de exemplares a captura foi menor nas redes com os dispositivos de redução (Tabela 6). O dispositivo que teve a maior redução de biomassa foi a G24 e a menor redução foi na MQ (Figura 11).

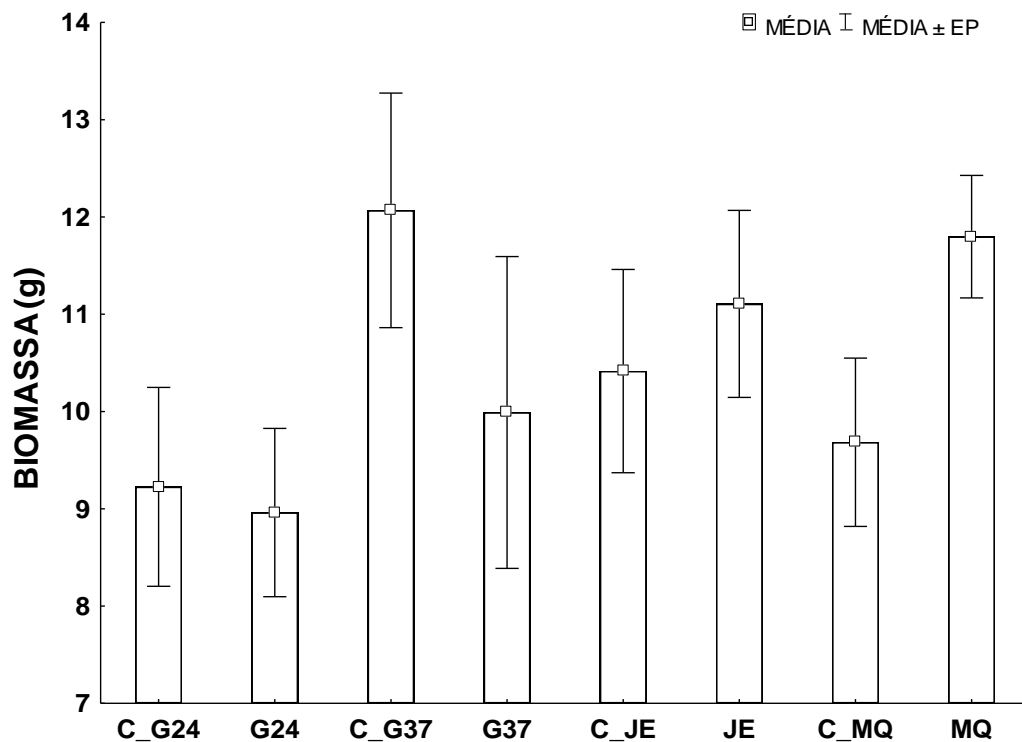


FIGURA 11: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Cynoscion jamaicensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 6: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Cynoscion jamaicensis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	9,22560	0,934692	91	0,421929
G24	8,96132	1,446429	38	
C_G37	12,06767	0,939870	90	0,151587
G37	9,99024	1,375829	42	
C_JE	10,41560	0,972858	84	0,313733
JE	11,10615	1,236481	52	
C_MQ	9,68409	0,924587	93	0,024935
MQ	11,79769	1,009582	78	
TOTAL			568	

Isopisthus parvipinnis



Pescada gilete

Houve diferenças significativas nas biomassas médias de todos os dispositivos em relação aos seus controles (Figura 12 e Tabela 7). As biomassas médias das redes com grelhas G24 e G37 foram menores que as médias dos controles, com médias maiores nos dispositivos JE e MQ em relação aos seus controles (Figura 12 e Tabela 7). O número de peixes capturados foi sempre menor na rede com dispositivo em comparação a rede controle (Tabela 7). A maior redução de biomassa ocorreu na rede G24.

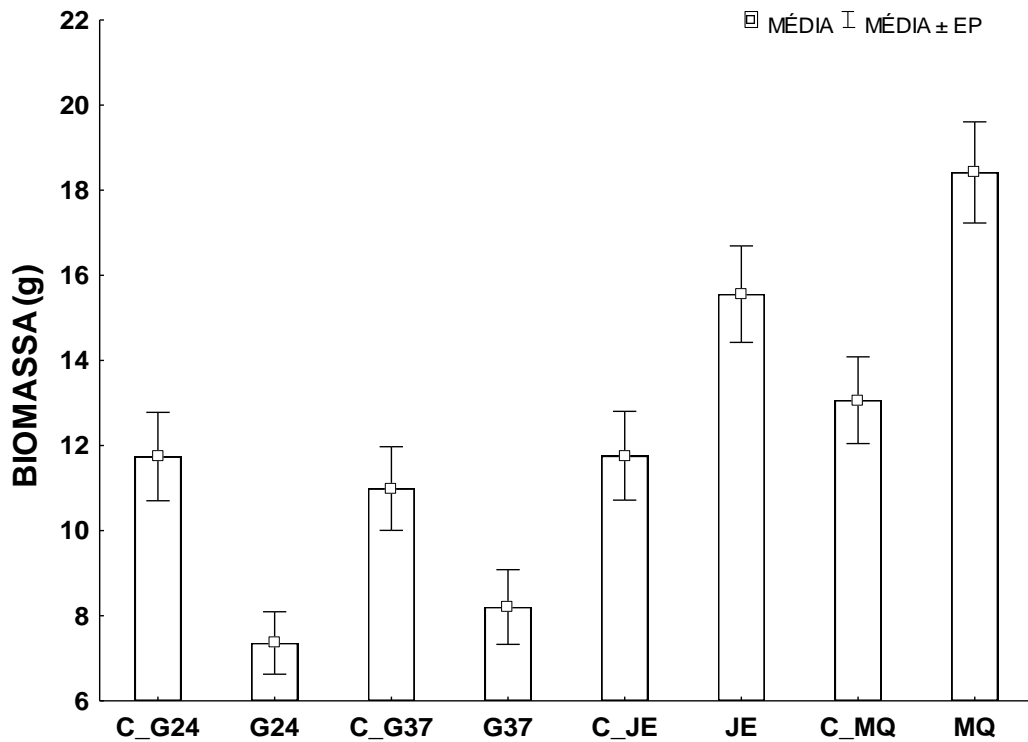
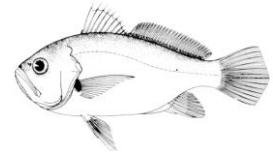


FIGURA 12: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Isopisthus parvipinnis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

TABELA 7: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Isopisthus parvipinnis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	11,74170	0,925834	212	0,000318
G24	7,36122	0,983155	188	
C_G37	10,99020	0,953204	200	0,017752
G37	8,20522	1,405423	92	
C_JE	11,75990	0,970336	193	0,007084
JE	15,55970	1,173313	132	
C_MQ	13,06522	1,004765	180	0,000356
MQ	18,41878	1,052638	164	
TOTAL			1361	

Larimus breviceps

Oveva

Nas redes com as grelhas G24 e G37 houve diferenças significativas nas médias de biomassa em comparação aos controles, com as menores médias nos dispositivos de redução (Figura 13 e Tabela 8). Entre os controles e os dispositivos JE e MQ não foram observadas diferenças significativas entre as biomassas (Figura 13 e Tabela 8). Todos os dispositivos capturaram menos peixes que os seus respectivos controles (Tabela 8). A redução de biomassa foi maior na G24 e menor na MQ (Figura 13).

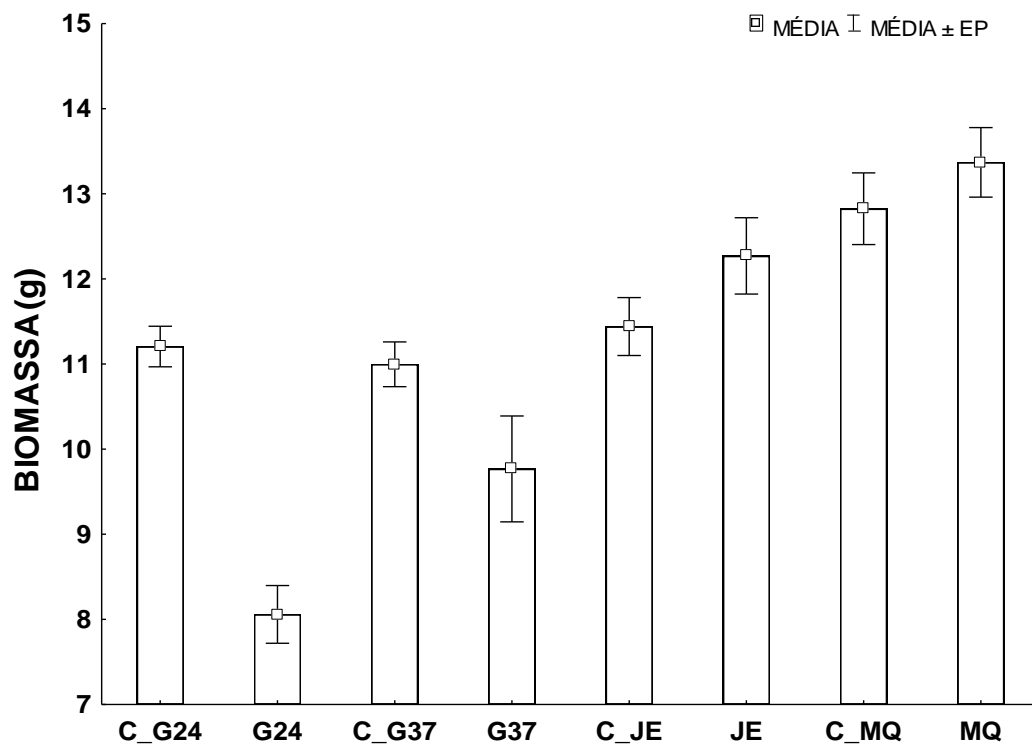


FIGURA 13: MÉDIA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Larimus breviceps* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 8: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Larimus breviceps*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	11,20613	0,350889	602	7E-14
G24	8,05863	0,510868	284	
C_G37	10,99751	0,364461	558	0,03482
G37	9,76818	0,553427	242	
C_JE	11,44068	0,346597	617	0,07033
JE	12,27083	0,424150	412	
C_MQ	12,82489	0,324015	706	0,17663
MQ	13,36969	0,358410	577	
TOTAL			3998	

Paralonchurus brasiliensis



maria-luisa

Em relação aos seus controles as médias da captura em biomassa foram significativamente menores nas redes com grelhas e maiores nas redes com ensacador de malha quadrada e ensacador com janela de escape (Figura 14 e Tabela 9). A captura em número de exemplares foi menor em todos os dispositivos de redução em comparação a rede controle (Tabela 9). As maiores reduções de biomassa ocorreram na G24 e G37 (Figura 14).

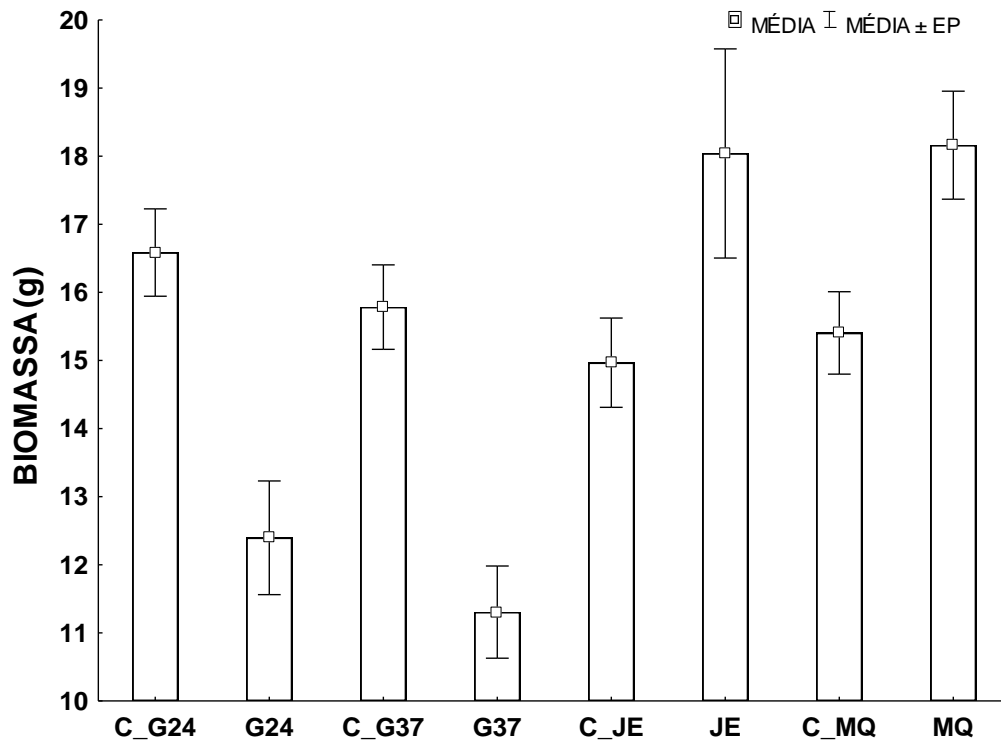


FIGURA 14: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Paralonchurus brasiliensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 9: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Paralonchurus brasiliensis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	16,58458	0,649732	629	3,85E-05
G24	12,39625	0,895665	331	
C_G37	15,78370	0,663591	603	6,56E-07
G37	11,30489	0,930016	307	
C_JE	14,96793	0,719450	513	0,033214
JE	18,04053	0,939239	301	
C_MQ	15,40405	0,672002	588	0,002915
MQ	18,16147	0,819900	395	
TOTAL			3667	

Pellona harroweri

sardinha

As médias de biomassa das grelhas G24 e G37 não diferiram significativamente dos seus controles (Figura 15 e Tabela 10). Já os ensacadores JE e MQ apresentaram biomassas médias significativamente maiores que seus controles. Em número de indivíduos as capturas foram menores nas redes com dispositivo de redução, excetuando-se a rede com ensacador de malha quadrada (Tabela 10). A maior redução de biomassa ocorreu na JE (Figura 15).

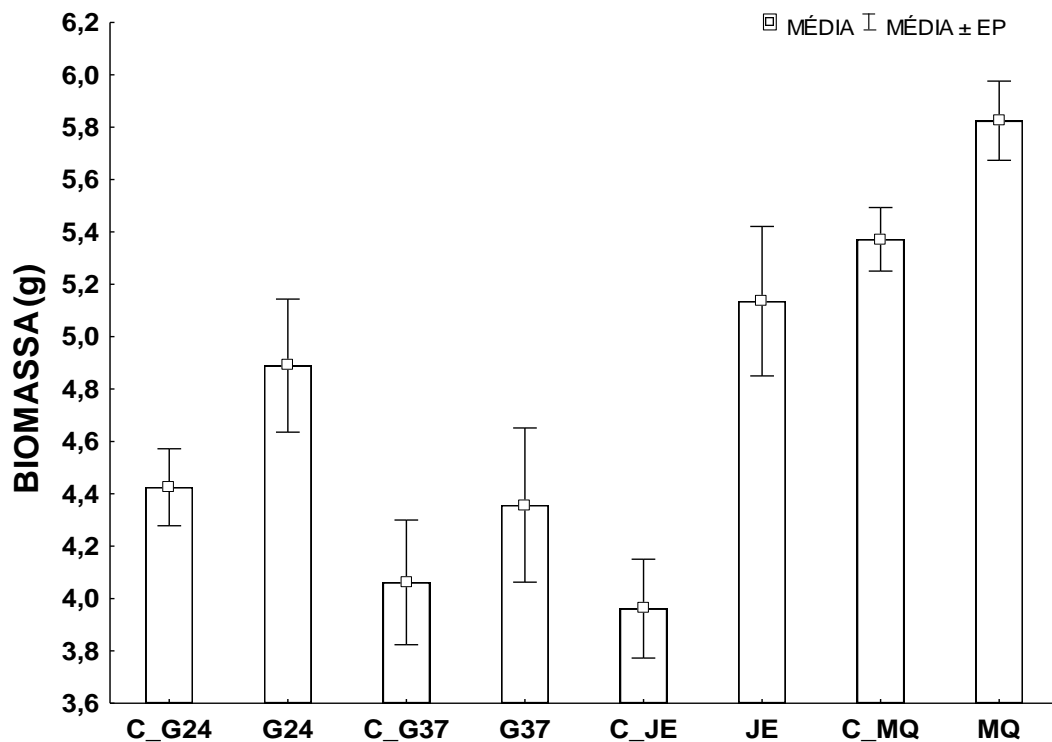


FIGURA 15: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE ***Pellona harroweri*** POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 10: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Pellona harroweri*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	4,425106	0,174269	284	0,057389
G24	4,889529	0,225245	170	
C_G37	4,061667	0,250000	138	0,218083
G37	4,356967	0,265888	122	
C_JE	3,961565	0,181438	262	0,00034
JE	5,135517	0,222641	174	
C_MQ	5,371922	0,149675	385	0,00985
MQ	5,824786	0,147395	397	
TOTAL			1932	

Selene setapinnis



Galo

Não foram observadas diferenças significativas entre as médias das biomassas das grelhas G24 e G37 em comparação aos seus controles (Figura 16 e Tabela 1). Em comparação aos controles a biomassa média foi significativamente menor no dispositivo de redução JE e muito maior na rede com o dispositivo MQ (Figura 16 e Tabela 11). Somente no dispositivo MQ é que o número de peixes foi maior do que o seu controle, nas demais comparações a captura em número foi sempre maior no controle (Tabela 11).

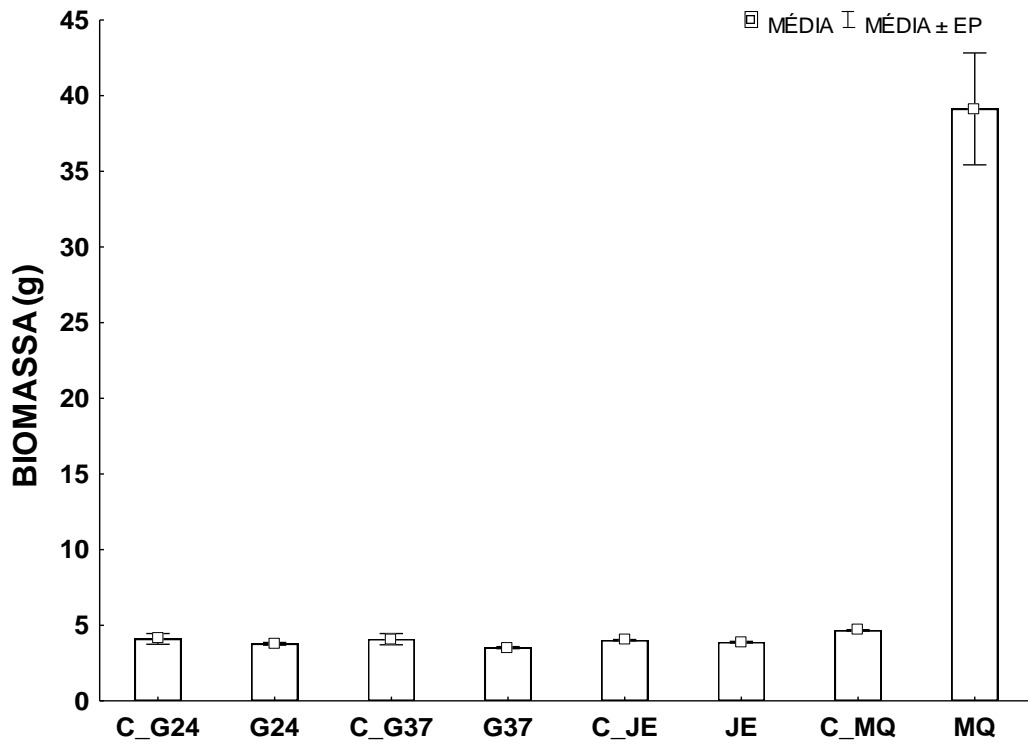
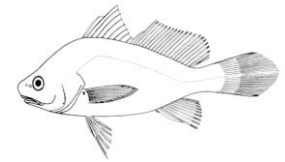


FIGURA 16: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Selene setapinnis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 11: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Selene setapinnis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	4,09846	1,697905	934	0,187588
G24	3,77503	2,947175	310	
C_G37	4,07941	1,750219	879	0,069805
G37	3,51876	2,341780	491	
C_JE	4,01253	1,629550	1014	0,02815
JE	3,88129	1,808785	823	
C_MQ	4,66039	1,733536	896	3E-20
MQ	39,12797	1,549830	1121	
TOTAL			6468	

Stellifer brasiliensis

cangoá

Não houve diferença significativa entre a média da biomassa da grelha 37 e o seu controle (Figura 17 e Tabela 12). Nos demais dispositivos as médias foram significativamente diferentes dos seus controles, com o menor valor na rede G24 e os maiores valores nas redes JE e MQ (Figura 17 e Tabela 12). Em número de exemplares as capturas foram maiores em todos os controles (Tabela 12). A maior redução de biomassa ocorreu na JE e a menor foi na G37 (Figura 17).

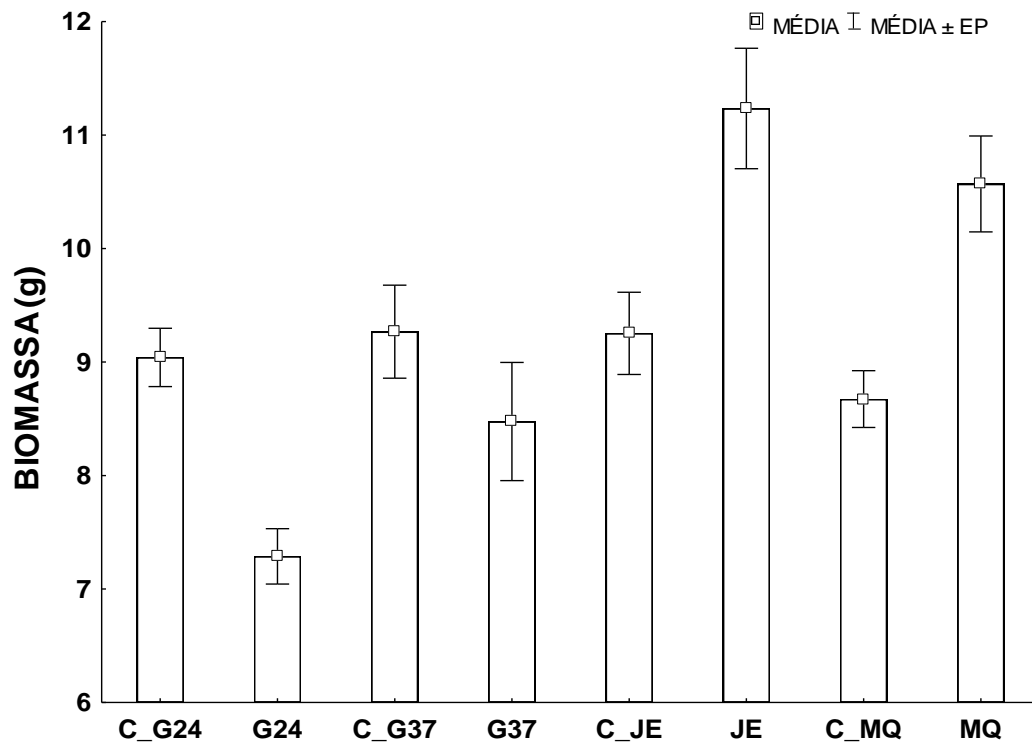
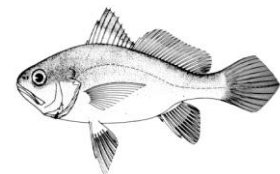


FIGURA 17: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Stellifer brasiliensis* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 12: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Stellifer brasiliensis*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	9,04075	0,277886	815	4,21E-07
G24	7,28766	0,344919	529	
C_G37	9,26769	0,377769	441	0,116276
G37	8,47603	0,485500	267	
C_JE	9,25299	0,343945	532	0,001069
JE	11,23428	0,458785	299	
C_MQ	8,67366	0,268650	872	6,05E-05
MQ	10,56935	0,351976	508	
TOTAL			4263	

Stellifer rastrifer



cançoá

As médias de biomassa de todos os dispositivos de redução foram significativamente diferentes dos controles, com menores valores para as grelhas G24 e G37 e maiores valores para os ensacadores JE e MQ em relação aos seus respectivos controles (Figura 18 e Tabela 13). Em todos os dispositivos as capturas em número de exemplares foram menores do que nos seus controles (Tabela 13). Ambas as grelhas tiveram reduções similares (Figura 18).

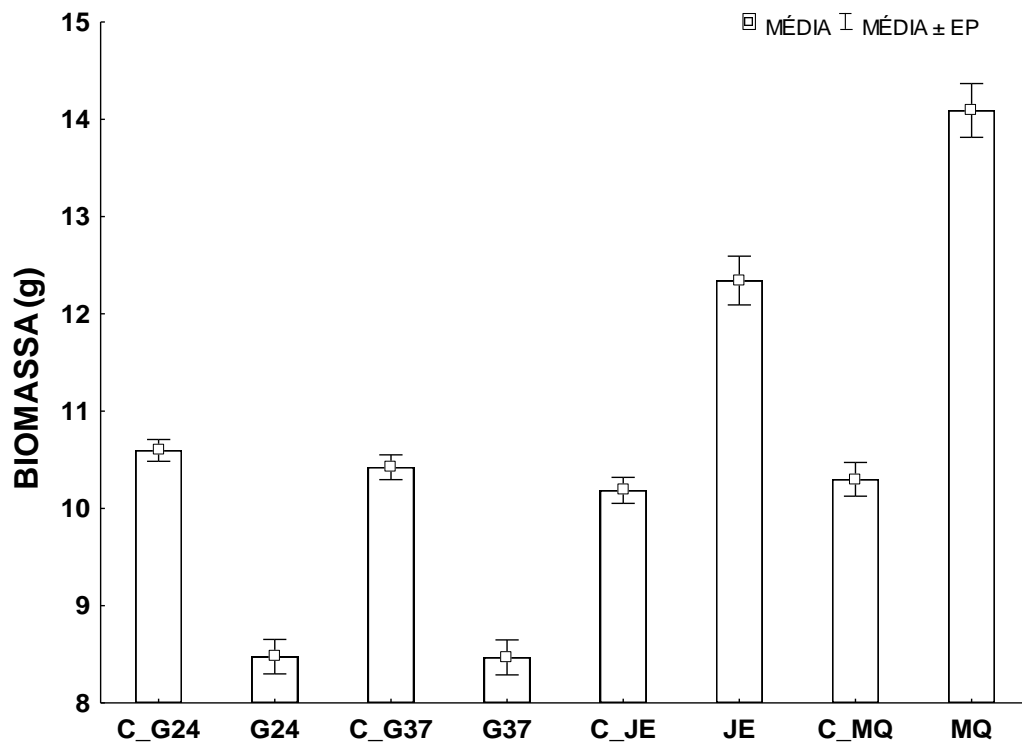
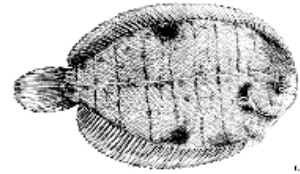


FIGURA 18: MÉDIA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Stellifer rastrifer* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO E OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES (G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA).

TABELA 13: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Stellifer rastrifer*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	10,59635	0,136871	2326	6,1E-24
G24	8,47599	0,183933	1288	
C_G37	10,42328	0,142429	2148	7,17E-19
G37	8,46876	0,192003	1182	
C_JE	10,18482	0,149066	1961	2,85E-14
JE	12,34246	0,218345	914	
C_MQ	10,29912	0,162360	1653	1,37E-30
MQ	14,09107	0,190716	1198	
TOTAL			12670	

Trinectes paulistanus

Linguado

Houve diferenças significativas entre as biomassas médias da Grelha G24 e do ensacador MQ em relação aos seus controles, com as menores médias em ambos os dispositivos de redução (Figura 19 e Tabela 14). As biomassas médias da grelha G37 e o ensacador JE não foram significativamente diferentes dos seus controles (Figura 19 e Tabela 14). Nas grelhas G24 e G37 e no ensacador JE a captura em número foi menor em comparação aos seus controles, com o inverso ocorrendo na comparação entre o ensacador MQ e o seu controle (Tabela 14). A maior redução da biomassa ocorreu na grelha G24, enquanto que a menor redução aconteceu no ensacador JE (Figura 19 e Tabela 14).

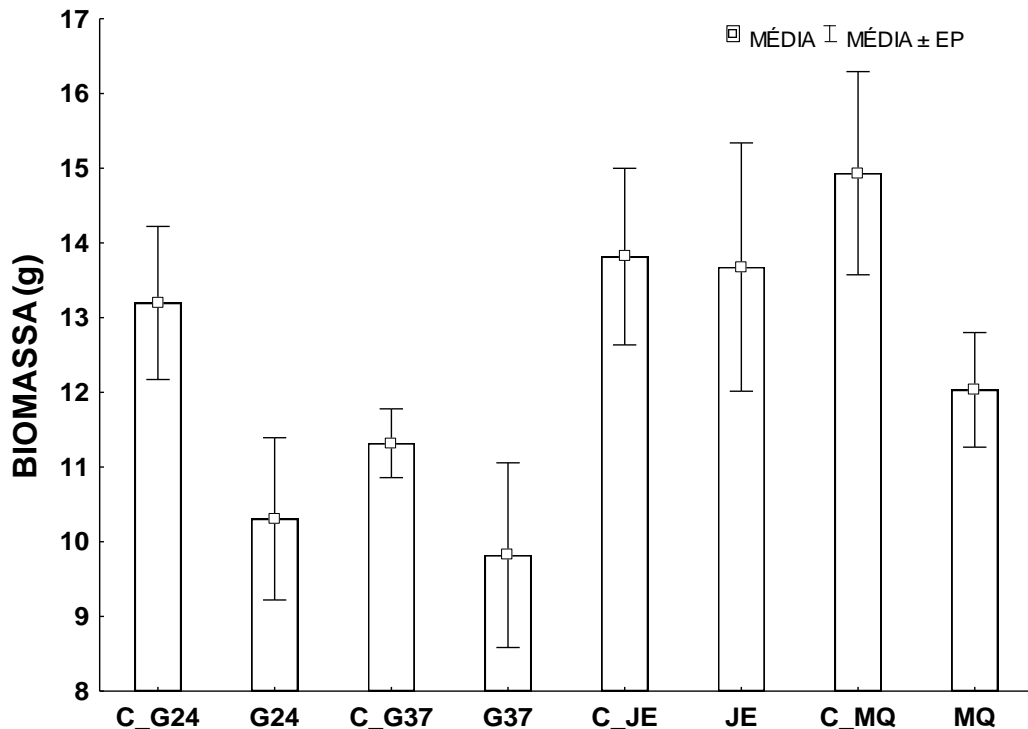


FIGURA 19: MÉDIA DA DA CAPTURA EM BIOMASSA (g) DE *Trinectes paulistanus* POR DISPOSITIVO DE REDUÇÃO OS SEUS RESPECTIVOS CONTROLES(G24: REDE COM GRELHA DE 24 MM; G37: REDE COM GRELHA DE 37 MM; JE: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA E JANELA DE ESCAPE; MQ: REDE COM ENSACADOR DE MALHA QUADRADA) .

TABELA 14: COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DE BIOMASSA DE *Trinectes paulistanus*, ERRO PADRÃO (EP), ABUNDÂNCIA (N) E P-VALOR (TESTE T) ENTRE OS DISPOSITIVOS DE REDUÇÃO E SEUS RESPECTIVOS CONTROLES.

REDE	MÉDIA	EP	N	P-VALOR
C_G24	13,19612	0,957154	178	0,02811
G24	10,30690	2,371334	29	
C_G37	11,31824	0,994145	165	0,129867
G37	9,82000	1,662516	59	
C_JE	13,81606	1,071637	142	0,472793
JE	13,67667	1,246227	105	
C_MQ	14,93278	1,039210	151	0,032306
MQ	12,03346	1,022420	156	
TOTAL			985	

4. DISCUSSÃO

Diferentemente da análise realizada da ictiofauna do *bycatch*, em que se considerou a variação sazonal da captura, na avaliação da eficiência dos dispositivos não foi possível adotar o mesmo padrão de análise, tendo em vista o baixo número de réplicas para cada dispositivo em cada mês. No primeiro caso, houve 12 réplicas (arrastos) por mês, pois foram considerados os arrastos das redes com o ensacador controle. Neste caso específico, cada dispositivo foi replicado três vezes no mês. Desta forma, avaliar a redução mensal com apenas três réplicas não é o suficiente para testar a eficiência dos dispositivos. Por outro lado, agrupando-se todas as réplicas para uma análise integrada, tem-se 27 réplicas para cada dispositivo, número acima do mínimo recomendável, que é de 12 a 15 réplicas (BROADHURST, comunicação pessoal), sendo possível avaliar de forma consistente o efeito de exclusão dos dispositivos.

São escassos os trabalhos na costa brasileira que avaliaram dispositivos similares aos testados no presente estudo. Existem apenas duas experiências relatadas na literatura com dispositivos de redução da captura incidental, uma no litoral do Rio Grande do Sul, em um tipo de captura passiva de camarão, similar ao cerco fixo, denominada “aviãozinho”, realizada na lagoa dos patos (VIANNA & D’INCAO, 2006) e outra com a modificação das redes e utilização de ensacador com malha quadrada para a redução do *bycatch* na pesca industrial do camarão rosa no litoral de Santa Catarina (CONOLLY, 1992). Na América Latina, também existem poucas experiências relatadas na literatura científica sobre BRD’s ou TED’s. Na Colômbia, CRIALES-HERNANDEZ (2006) fez simulações do uso de BRD’s, por meio de modelagem ecológica para avaliar o impacto da introdução destes dispositivos nos estoques pesqueiros e GARCIA *et al.* (2008) avaliaram a utilização de diferentes modelos de BRD’s e TED’s na exclusão de invertebrados. Na Argentina, mais especificamente na região da Patagônia, PETTOVELLO (1999) avaliou a eficiência de BRD’s na exclusão do *bycatch* da frota arrasteira do camarão *Pleoticus muelleri*. Assim, as principais experiências relatadas na literatura com os testes dos dispositivos se concentram nos países do hemisfério norte, tais como Estados Unidos, Canadá, Noruega, Dinamarca e Austrália.

Na comparação dos resultados do presente estudo com as avaliações observadas na literatura, procurou-se comparar os trabalhos que testaram modelos

iguais, pois existe um gama enorme de dispositivos de redução confeccionados de acordo com a percepção da pesca local, da composição específica de cada *bycatch* e conforme as espécies que se desejam excluir. Portanto, em função dos dispositivos testados no presente estudos terem sido sugeridos pelo pesquisador australiano Matthew Broadhurst, procurou-se comparar os resultados com os trabalhos científicos com testes similares, na sua maioria de autoria do referido pesquisador. Os dois únicos dispositivos que podem ser considerados globais, ou seja, que são usualmente testados e aplicados ao redor do planeta é a grelha do tipo *Nordmøre-grid* e os ensacadores com a malha quadrada. Já o ensacador malha quadrada com janela de escape (JE) é um dispositivo tipicamente australiano. No entanto, existem outros dispositivos que não foram testados no presente estudo, tais como os TED's (*turtle excluder device*), *fisheye* (olho de peixe), etc. BROADHURST (2000) e EAYRS (2007) fizeram um levantamento dos principais modelos de BRD's encontrados na literatura.

Na avaliação da redução da biomassa aferida no barco, em que se compararam os pesos dos descartes oriundos do controle e dos redutores, as grelhas do tipo *Nordmøre-grid* tiveram maior redução que os ensacadores com malha quadrada (MQ) e com malha quadrada com janela de escape (JE). As reduções das grelhas G24 e G37 foram de 56,71% e 52,92%, respectivamente. No entanto, a perda de camarão foi significativa em ambas as grelhas, mais evidente na G37. Do ponto de vista econômico, a exclusão da captura-alvo não é o ideal para uma eventual implementação destes dispositivos na frota comercial. Mais adiante será aprofundada esta questão.

Quanto ao desempenho das grelhas na redução do *bycatch* e das espécies de camarões alvo das capturas é possível observar na literatura resultados conflitantes em relação à exclusão das capturas-alvo. O estudo precursor da grelha *Nordmøre-grid* foi realizado na Noruega por ISAKSEN *et al.* (1992), cujo autor observou uma alta redução do *bycatch* (em algumas espécies houve a exclusão total) e uma pequena redução (até 5%) na espécie de camarão *Pandalus borealis*, que culminou na obrigatoriedade no uso deste dispositivo na frota norueguesa. Na avaliação da mesma grelha para a redução do *bycatch* da pesca das espécies de camarões *Pandalus borealis* e *P. montagui* no Canadá, BROTHERS (1992) observou a redução total em peso do *bycatch* acima de 95%, e uma diminuição de 5% na captura do camarão, sendo que em alguns casos observou-se um aumento

de até 10%. De acordo com este autor, a eficiência do dispositivo diminuía quando havia uma grande capturada de algas marinhas e águas vivas. HICKEY *et al* (1993) observou uma porcentagem similar de exclusão (88 a 97%) de peixes da família Gadidae, mas também observou alta redução (3 a 41%) em peso, das mesmas espécies de camarão, também no Canadá. O argumento utilizado por este autor para justificar esta redução foi o baixo ângulo de inclinação da grelha dentro do ensacador.

Na avaliação da redução do *bycatch* na pesca das espécies de camarão *Penaeus plebejus* e *Metapenaeus macleayi* pela mesma grelha na frota arrasteira da Austrália, BROADHURST *et al.* (1996), BROADHURST & KENNELLY (1996a) e BROADHURST *et al.* (1997b) observaram uma redução em peso do *bycatch* de 58 a 90%. No entanto, a captura das espécies-alvo variou. BROADHURST *et al.* (1996) encontraram uma redução de 14 a 34% na captura de *P. plebejus* e de 10% em *M. macleayi*. Em ambas as espécies de camarão, BROADHURST & KENNELLY (1996a) constataram redução de até 11%, mas sem significância estatística. Todavia, BROADHURST *et al.* (1997b) observaram um aumento acima de 41% na captura do camarão *M. macleayi*. Mais recentemente, BREWER *et al.* (1998) e BROADHURST *et al.* (2002) constataram redução do *bycatch* na captura das espécies de camarão do gênero *Penaeus* e também relataram redução em peso do *bycatch* entre 40 e 70%. Em relação ao camarão BREWER *et al.* (1998) observaram redução 50% na biomassa até um aumento de 20%, enquanto BROADHURST *et al.* (2002) observaram uma redução de até 15% na captura do camarão. Ambos os autores alegam problemas na eficiência do dispositivo influenciado por condições climáticas e oceanográficas, sendo que BREWER *et al.* (1998) também alegam que o atraso no recolhimento das redes após o arrasto (*haulback*) possa ter influenciado na perda de camarão.

Na Argentina, PETTOVELLO (1999) testou diferentes espaçamentos entre barras na grelha *Nordmøre-grid* (47 e 25 mm) na captura do camarão *Pleoticus muelleri* e observou de 61 a 77% na redução do *bycatch* e redução de 8% na captura de camarão na grelha com espaçamento de 47 mm, sendo que a grelha com espaçamento de 25 mm não reduziu a captura de camarão.

Ao avaliar esses estudos, relativo à eficiência das grelhas *Nordmøre-grid*, foi possível verificar que o desempenho das duas grelhas utilizadas no presente estudo (G24 e G37) foi similar aos resultados observados na literatura: alta redução do

bycatch e redução do camarão. O maior espaçamento também colaborou no desempenho da grade, ocasionando uma maior perda de camarão pela G37. Apesar da técnica de pesca ser distinta, ao avaliar o efeito de uma grelha filtradora na redução do *bycatch*, VIANNA & D'INCAO (2006) também verificaram perda de camarão na grelha com o espaçamento maior.

Como foi salientado, as condições oceanográficas, a alta abundância de algas marinhas e águas-vivas e o *haulback* contribuíram para a perda de camarão. O *haulback* parece ter sido a principal causa da redução da captura de camarão no presente estudo, tendo em vista que a embarcação utilizada não possuía guincho e a rede era puxada manualmente pelos pescadores após cada arrasto. Quanto ao acúmulo das algas marinhas e águas vivas evidenciados em outros estudos, trata-se de um fato curioso, pois de acordo com EAYRS (2007) estas grelhas foram desenvolvidas especialmente para a redução de águas vivas. Portanto, até certo limite, essas grelhas reduzem a ocorrência de algas e águas vivas. Se houver grande quantidade desses organismos, a capacidade de filtragem fica comprometida.

Em relação à eficiência dos ensacadores com malha quadrada (MQ) e malha quadrada com janela de escape (JE), apesar das reduções observadas terem sido menores que a redução das grelhas (17,98 e 34,46%, respectivamente), a perda de camarão foi bem menor, de 8,01% no ensacador de malha quadrada com janela de escape (JE), com o ensacador de malha quadrada (MQ) não apresentando redução significativa da biomassa de camarão em comparação ao seu controle. Na literatura, a maioria dos estudos com BRD's testam modificações na orientação das malhas, em função da simplicidade e do baixo custo financeiro.

Nas avaliações com o ensacador MQ verificadas na literatura, observou-se resultados similares entre si, mas diferentes do que foi observado no presente estudo. Nos trabalhos que testaram a eficiência deste dispositivo na redução do *bycatch* da captura do camarão da espécie *Pandalus borealis* AVERILL (1989), KARLSEN & LARSEN (1989) e HICKEY *et al.* (1993) analisaram o efeito da MQ no *bycatch* da frota dos Estados Unidos, Noruega e Canadá, respectivamente e observaram redução da ictiofauna de 59 a 100%, sendo que KARLSEN & LARSEN (1989) verificaram a redução de 63 a 100% na abundância de duas espécies da família Gadidae. Porém, estes autores verificaram a exclusão de até 43% na captura em peso de camarão. Em outro experimento com ensacador MQ realizado na frota

arrasteira da Islândia, THORSTEINSSON (1992) observou redução de 63% a 90% na abundância de três espécies de Gadidae. Neste caso, houve uma menor diminuição na biomassa do camarão, variando de 10% a 20%. De acordo com este autor, os resultados observados motivaram a obrigatoriedade no uso de ensacadores com malha quadrada na frota arrasteira deste país.

Nos trabalhos que testaram a eficiência da MQ na exclusão do *bycatch* da captura das espécies de camarões do gênero *Penaeus* verificou-se na literatura diferentes experimentos com a MQ. No Brasil, o estudo pioneiro elaborado por CONOLLY (1992), em que se avaliou o efeito da malha quadrada em ensacadores com diferentes comprimentos, a redução em peso da ictiofauna do *bycatch* variou de 17% a 48% e a biomassa em peso do camarão reduziu em até 27%, mas sendo registrado também um aumento de 5% nos ensacadores mais curtos, os quais obtiveram os melhores resultados. Nos Estados Unidos, RULIFSON *et al.* (1992) testou o efeito da MQ e de outras modificações nas redes na captura das espécies de camarões *P. aztecus* e *P. setiferus* e observou redução e aumento significativos (valores não especificados) dos camarões e não verificou redução significativa do *bycatch* para a MQ. No entanto, este autor alegou problemas metodológicos nos experimentos. Na Austrália, além de avaliarem o efeito exclusor da MQ na biomassa em peso da captura do camarão e do *bycatch* BROADHURST *et al.* (1999) e BROADHURST *et al.* (2006) também avaliaram o efeito dispositivo no tamanho da captura das espécies de camarões e dos peixes do *bycatch* e observaram a redução total do *bycatch* acima de 67% e redução na abundância de uma espécie de peixe da família Sillaginidae acima de 96%. Em relação às espécies de camarões, estes autores verificaram que o dispositivo reduziu em 12% a abundância de indivíduos considerados abaixo do tamanho comercial, predominando indivíduos em tamanho comercial nas capturas.

Com base nos trabalhos analisados observou-se que a MQ testada no presente estudo esteve em conformidade com a literatura, tendo resultados mais promissores, em virtude de não excluir significativamente a captura de camarão. Por outro lado, faltaram informações acerca do tamanho dos camarões e do *bycatch* para poder avaliar com mais exatidão o efeito da malha quadrada no tamanho do camarão. De qualquer forma, é possível inferir que este dispositivo é mais eficiente na redução de indivíduos juvenis.

Na avaliação da eficiência da malha quadrada com a janela de escape (JE), BROADHURST & KENNELLY (1994) e BROADHURST & KENNELLY (1995) testaram o escape do cieniídeo *Agyrosomus hololepidotus* na captura das espécies de camarão da família Penaeidae e observaram a redução de 34% a 95% na abundância deste peixe com redução de 5% a 52% em peso dos camarões. Em alguns arrastos a exclusão do camarão não foi significativa. BROADHURST *et al.* (1996) avaliaram a exclusão em até 70% de peixes da família Sciaenidae, com redução de até 34% na captura de camarão da família Penaeidae. BROADHURST *et al.* (1996), BROADHURST & KENNELLY (1996) e BROADHURST & KENNELLY (1997) também testaram a eficiência da janela de escape e observaram a exclusão de 23% a 45% em peso de todo o *bycatch* e de 23% a 45% na redução de peixes da família Sillaginidae. Ao comparar estes resultados com os observados no presente estudo, conclui-se que o padrão de redução foi distinto, pois neste caso, tanto a exclusão de peixes como de camarão foi menor.

De maneira geral, houve semelhanças e diferenças nos trabalhos encontrados na literatura que testaram dispositivos similares aos avaliados pelo presente estudo. A maior eficiência de exclusão das grelhas em relação aos ensacadores, tanto na captura quanto no *bycatch*, foi evidente nos trabalhos consultados na literatura, sendo também corroborado pelo presente estudo.

Na avaliação da eficiência de exclusão dos dispositivos nas espécies de peixes mais abundantes do *bycatch*, cujos dados de biomassa em peso e abundância foram analisados em laboratório, verificou-se o mesmo padrão de redução para a maioria das espécies selecionadas. Em termos gerais, observou-se redução de biomassa e de abundância para as grelhas G24 e G37, enquanto nos ensacadores JE e MQ foi observado um aumento na biomassa e uma redução na abundância. Mesmo nos casos em que as médias não foram significativamente diferentes, mas em termos absolutos observou-se este padrão, o que demonstra que estes dois últimos dispositivos selecionam indivíduos maiores, pois todas as espécies analisadas possuem crescimento isométrico. E se o crescimento é isométrico, então um ganho de biomassa se traduz em aumento de tamanho (FROESE, 2006), como foi verificado para estas mesmas espécies no capítulo anterior. Todavia, este padrão não foi observado para *S. setapinnis* e nem para *T. paulistanus*. Para a primeira espécie houve a redução da biomassa e abundância para as grelhas G37 e G24 e para o ensacador JE, enquanto para o ensacador MQ

houve um aumento de biomassa e da abundância, o que demonstra a ineficiência da MQ na redução da captura desta espécie. Para *T. paulistanus*, em termos absolutos, houve a redução da biomassa média e da abundância para todos os dispositivos, mas houve um aumento de abundância para o ensacador MQ, o que também demonstra a ineficiência deste dispositivo para esta espécie. É possível inferir que, no caso destas duas espécies, a malha quadrada teve maior captura de indivíduos pequenos pelo dispositivo.

Independentemente do sucesso ou fracasso de determinado dispositivo na exclusão do *bycatch*, em termos ecológicos há também a necessidade de se verificar se as espécies que estão sendo excluídas com o auxílio dos BRD's estão sobrevivendo, pois durante a captura pelas redes de arrastos são submetidas a condições de estresse até conseguirem escapar da rede. Todo este desgaste pode debilitá-las, podendo facilitar a sua predação ou mesmo aumentando a ocorrência de parasitas, seja pela perda de escamas ou pelo estresse sofrido. BROADHURST *et al.* (2006a) compilaram mais de 80 publicações que quantificavam a mortalidade de bivalves, cefalópodes, crustáceos, equinodermos, elasmobrânquios e teleósteos por escape pelo dispositivo e pelo descarte após serem capturadas. Estes autores também analisaram estudos que testavam variáveis fisiológicas indicativas de situações extremas ou de estresse desses animais. Eles concluíram que, apesar da grande variabilidade na sobrevivência e no grau de estresse entre as espécies do *bycatch*, o número de indivíduos que sobrevivem ao escape proporcionado pelos BRD's é muito maior do que o escape de indivíduos mortos, não sendo possível afirmar o mesmo para os organismos que são descartados após a captura.

Em síntese, não é possível generalizar um modelo de BRD como sendo o melhor e que funcione em qualquer frota pesqueira que faz arrasto. A adoção desta tecnologia deve levar em conta, além da composição do *bycatch* e da espécie-alvo, que irão nortear quanto ao mecanismo de seleção mais apropriado (por comportamento ou por tamanho), é importante saber quais os resultados que se pretende alcançar com a utilização desta tecnologia. Para tanto, esses mesmos gestores devem se questionar sobre quais espécies e quais classes de tamanho é interessante promover a redução da captura.

Se observarmos a realidade do litoral do Paraná, os peixes do *bycatch* da frota avaliada não possuem valor comercial em função do tamanho. O mesmo não é possível afirmar para a frota com maior potência, que tem como alvo as espécies de

camarão rosa da família Penaeidae, cujos peixes do *bycatch* são capturados com tamanho comercializável. Assim, a adoção de grelhas para a frota mais tecnificada poderia não ser interessante pelo escape de peixes grandes, usualmente aproveitados pelos pescadores. Por outro lado, a adoção de malha quadrada é interessante para ambas as frotas, em virtude do escape de juvenis.

Outra possibilidade de utilização dos dispositivos é associá-los a outras medidas de manejo. Na literatura não foi possível encontrar nenhum caso. Mas partindo do seguinte pressuposto, corroborado pelo presente estudo, de que as grelhas reduzem a incidência de indivíduos maiores e os ensacadores com malha quadrada e janela de escape reduzem a captura de juvenis. E com base no atual período do defeso do camarão sete-barbas, que tem como objetivo principal preservar os recrutas é possível propor uma alteração no defeso para os meses da primavera, e obrigar o uso de ensacadores com malha quadrada no período de recrutamento do camarão. A mudança do defeso para os meses da primavera já foi proposto por SOUZA & CHAVES (2007), para poupar o período reprodutivo dos peixes do *bycatch*. Também pouparia a reprodução do camarão sete-barbas (NATIVIDADE, 2006). É claro que na prática, ainda existe a necessidade de mais testes, em que se considere a eficiência dos dispositivos em diferentes estações do ano, de forma a minimizar a variabilidade temporal entre réplicas, para poder chegar num modelo ideal para a frota em questão. De qualquer forma, o que se pretende demonstrar é a validade destes dispositivos enquanto ferramenta de manejo da pesca de arrasto.

Outra questão de grande relevância é a perda na captura da espécie-alvo, como foi evidenciado no presente estudo e nas demais avaliações encontradas na literatura. É evidente que, para uma boa aceitação dos pescadores, o dispositivo ideal tem que manter a captura e diminuir o *bycatch*. Mas se pensarmos por outro prisma, com enfoque ecológico, é interessante também que haja a redução da espécie-alvo, como forma de poupar o estoque. Portanto, cabe novamente aos gestores, em consonância com a comunidade pesqueira e com os cientistas da pesca, optar pela melhor estratégia de manejo dos recursos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVERSON, D.L.; FREEBERG, M.H.; POPE, J.G. & MURAWSKI, S.A. **A global assessment of fisheries bycatch and discards**. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, v. 339, 233 p. 1994.

ANDREW, N.L. & PEPPERELL, J.G. The by-catch of shrimp trawl fisheries. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**. v.30, pp.527–565, 1992.

ANDREW, N. L.; KENNELLY, S. J. & BROADHURST, M. K. An application of the Morrison soft TED to the offshore prawn fishery in New South Wales, Austrália. **Fisheries Research** v.16 pp. 101-111, 1993.

ANDRIGUETTO – FILHO, J.M.; CHAVES, P. T.; SANTOS, C. e LIBERATI, S. A. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. In: ISAAC, V.J.; MARTINS, A. S.; HAIMOCIC, M.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M. (Ed.). **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Belém: Editoria Universitária da UFPA. v1. pp. 117-140, 2006.

ANDRIGUETTO – FILHO, J.M.; KRUL, R. e FEITOSA, S. Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: implications for management and sustainability. **Journal of Applied Ichthyology** v.25, p. 277–286, 2009

ANGULO, R. J. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. São Paulo. Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geologia Sedimentar. Universidade de São Paulo (inédito), 334p, 1992.

ANGULO, R. J. & ARAÚJO, A.D. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v.44 pp.7-17, 1996.

ANON. **FAO – Catalogue of Fishing Gear Designs**. (Fishing News Books: Surrey, England). Food and Agriculture Organization, Rome, Italy. 160 pp., 1972.

AVERILL, P.H. Shrimp/fish separator trawls for northern shrimp fishery. In: CAMPBELL, C.M. (ed), **Proceedings of the World Symposium on Fishing Gear and Fishing Vessels** Marine Institute, St Johns, Canada, pp.42–47, 1989.

BARLETTA, M. & CORRÊA, M. F. M. **Guia para a identificação de peixes da costa do Brasil**. Editora da UFPr 131p, 1992.

BIGARELLA, J.J. **A serra do mar e a porção oriental do Estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional; contribuição à geografia, geologia e ecologia regional**. Curitiba, Secretaria de Estado do Planejamento do Paraná, Associação de Defesa e Educação Ambiental. 248 p,1978.
v.22(4) pp.1063-1071, 2005.

BRANDINI, F.P.; MORAES, C.L.B. & THAMM, C.A.. Shelf break upwelling, subsurface maxima of chlorophyll and nitrite, and vertical distribution of a subtropical nano-microplankton community off Southeastern Brazil. In: BRANDINI, F.P. (Ed.) **Memórias do III Encontro Brasileiro de Plâncton**. Curitiba. 190 p, 1989

BRANDINI, F.P. Hydrography and characteristics of the phytoplankton in shelf and oceanic waters off Southeastern Brazil during winter (July/August 1982) and summer (February/March 1984) **Hydrobiologia**, v.196, pp.111-148, 1990.

BRANDINI, F. P.; SILVA, A. S.; SILVA, E. T.; & KOLM, H. Sources of Nutrients and Seasonal Dynamics of Chlorophyll in the Inner Shelf off Paraná State—South Brazil Bight. **Journal of Coastal Research** v.3(5) pp.1131-1140, 2007.

BREWER, D.; RAWLINSON, N.; EAYRS, S.; & BURRIDGE, C. An assessment of *bycatch* reduction devices in a tropical Australian prawn trawl fishery. **Fisheries Research** v.36, pp.195–215, 1998.

BROADHURST, M. K. & KENNELLY, S. J. Reducing the by-catch of juvenile fish (mulloway) in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery using square-mesh panels in codends. **Fisheries Research** v.19, pp.321-31, 1994.

BROADHURST, M.K. & KENNELLY, S.J. A trouser-trawl experiment to assess codends that exclude juvenile mulloway (*Argyrosomus hololepidotus*) in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery. **Marine Freshwater Research**, v.46 pp.953-958, 1995.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J. & ISAKSEN, B. Assessments of modified codends that reduce the by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, **Fisheries Research** v.27, pp.89- 111, 1996

BROADHURST, M.K. & KENNELLY, S.J. Effects of the circumference of codends and a new design of square-mesh panel in reducing unwanted by-catch in the New South Wales oceanic prawn-trawl fishery, Australia. **Fisheries Research**. v.27, pp.203–214, 1996.

BROADHURST, M.K. & KENNELLY, S.J. Rigid and flexible separator-panels in trawls that reduce the by-catch of small fish in the Clarence River prawn-trawl fishery, Australia. **Marine Freshwater Research** v.47, pp.991–998, 1996a.

BROADHURST, M.K. & KENNELLY, S.J. The composite squaremesh panel: a modification to codends for reducing unwanted *bycatch* and increasing catches of prawns throughout the New South Wales oceanic prawn-trawl fishery. **Fisheries Bulletin**. v.95, pp.653–664, 1997.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J. & O'DOHERTY, G. Specifications for the construction and installation of two by-catch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. **Marine Freshwater Research** v.48, pp.485–489, 1997a.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; WATSON, J. & WORKMAN, I. Evaluations of the Nordmøre-grid and secondary *bycatch* reducing devices (BRDs) in the Hunter River prawn-trawl fishery, Australia. **Fisheries Bulletin**.v.95, pp.210–219, 1997b.

BROADHURST, M.K.; LARSEN, R.B.; KENNELLY, S.J. & MCSHANE, P.E. Use and success of composite square-mesh codends in reducing *bycatch* and in improving size-selectivity of prawns in Gulf St. Vincent, South Australia. **Fisheries Bulletin**. v.97, pp.434–448, 1999

BROADHURST, M. Modifications to reduce *bycatch* in prawn trawls: A review and framework for development. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.10: pp.27-60, 2000.

BROADHURST, M. K.; KANGASC, M. I.; DAMIANOD, C.; BICKFORDC, S. A. & KENNELLY, S. J. Using composite square-mesh panels and the Nordmøre-grid to reduce *bycatch* in the Shark Bay prawn-trawl fishery, Western Australia **Fisheries Research** v.58 pp.349–365, 2002

BROADHURST, M. K.; MILLAR, R. B.; WOODEN, M. E. L.; MACBETH, W. G. Optimising codend configuration in a multispecies demersal trawl fishery. **Fisheries Management and Ecology**, v. 13, pp. 81–92, 2006.

BROADHURST, M. K.; SUURONEN, P. & HULME, A. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. **Fish and Fisheries**, v.7, pp.180–218, 2006b

BROTHERS, G. Shrimping with sorting panels and modified trawls. In: JONES, R.P. (ed), **International Conference on Shrimp Bycatch**. May, 1992, Lake Buena Vista, Florida. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee, FL, pp.303–324, 1992

CADDY, J. The importance of cover in life histories. **Bulletin of Marine Science** n^o1 v.83, 2008.

CARNIEL, V. L. **A Interação de aves costeiras com descartes oriundos da pesca artesanal no litoral centro-sul paranaense**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 2006.

CONOLLY, P.C. *Bycatch* activities in Brazil. In: Jones, R.P. (ed), **International Conference on Shrimp Bycatch**. May, 1992, Lake Buena Vista, Florida. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee, FL, pp. 291–302., 1992

EAYRS, S. **A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries**. Revised edition. Rome, FAO, 108p., 2007.

FIGUEIREDO, J.L.. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 104p, 1977

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 p, 1978

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 p., 1980.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 116 p., 2000

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology** v.22 pp.241-253., 2006

GRAÇA-LOPES, R. da; PUZZI, A.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BARTOLOTTI, A. S.; GUERRA, D. S. F. & FIGUEIREDO, K. T. B. Comparação entre a produção de camarão 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**, São Paulo, v.28 (2): p.189-194, 2002.

GRAHAM, N.; O'NEILL, F.G; FRYER, R.J.; GALBRAITH , R.D. & MYKLEBUST, A. Selectivity of a 120mm diamond cod-end and the effect of inserting a rigid grid or a square mesh panel. **Fisheries Research** v.67 p.151–161, 2004.

HAIMOVICI, M. & MENDONCA, J. T. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. **Atlantica**, Rio Grande Brasil, v 18, p.161-177, 1996.

HANNAH, R.H. & JONES, S.A. Effectiveness of *bycatch* reduction devices (BRDs) in the ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl fishery. **Fisheries Research** v.85, p.217–225, 2007.

HICKEY, W. M.; BROTHERS, G. & BOULOS, D. L. **By-catch reduction in the northern shrimp fishery**. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science. N° 1964, 41pp., 1993.

ISAAC, V. J. Fisheries *bycatch* in the northern coast of Brazil. In: CLUCAS, I. D. e TEUTSCHER, F. (Eds.). **Report and proceedings of FAO/DFID expert consultation on *bycatch* utilization in tropical fisheries**. Beijing pp. 273-294, 1999

ISAKSEN, B.; VALDEMARSEN, J. W.; LARSEN, R. B. & KARLSEN, L. Reduction of fish by-catch in shrimp trawl using a rigid separator grid in the aft belly. **Fisheries Research**. v.13, pp.335–352, 1992

KARLSEN, L. & LARSEN, R. Progress in the selective shrimp trawl development in Norway. In: Campbell, C.M. (ed), **Proceedings of the World Symposium on Fishing Gear and Fishing Vessels**. Marine Institute, St. Johns, Canada, pp. 30–38, 1989

KAISER, M. J.; SPENCE, F. E.; & HART, P. J. B. Fishing-Gear Restrictions and Conservation of Benthic Habitat Complexity. **Conservation Biology**, nº5 v.14 pp.1512–1525, 2000.

KELLEHER, K. **Discards in the world's marine fisheries**. Rome: FAO Fisheries Technical Paper, v.470. 131 p, 2005.

KOTAS, J.E. **Fauna Acompanhante nas Pescarias de Camarão em Santa Catarina**. Brasília, Ibama, Coleção Meio-Ambiente, Série Estudos Pesca 24, 76p, 1998

MARTINS G.J. **Dinâmica da zona de arrebentação e suas potenciais conseqüências no transporte de sedimentos na costa adjacente a desembocadura sul do complexo estuarino de Paranaguá**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Dissertação de Mestrado, 58 p., 2002

MATSUURA, Y. **Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC)**. Ciência e Cultura v.38 (8) pp.1439-1450, 1986.

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p., 1980

MENEZES, N. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p., 1985

MORAIS, C.; VALENTINI, H.; ALMEIDA, L. A. S. AND COELHO, J. A. P. Considerações sobre a pesca e aproveitamento industrial da ictiofauna acompanhante da captura do camarão-sete-barbas, na costa sudeste do Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v.22 : (1), PP.103-114, 1995.

NATIVIDADE, C. D. **Estrutura Populacional e Distribuição do Camarão Sete-Barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (HELLER, 1862)(DECAPODA: PENAEIDAE), no litoral do Paraná, Brasil**. Dissertação de mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, 93p, 2006.

NOERNBERG M. A. **Processos morfodinâmicos no complexo estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil. Um estudo a partir de dados in situ e LandSat TM**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Tese de Doutorado, 180 p., 2001.

PAIVA-FILHO, A. M. & SCHMIEGELow, J. M. M. Estudos sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão Sete-Barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas proximidades da Baía de Santos-SP, I- Aspectos quantitativos. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v.34, pp.79-85, 1986

PAIVA, M. P. **Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil**. Universidade Federal do Ceará Editora, Fortaleza, Brasil. 278p. 1997

PETTOVELLO, A.D. By-catch in the Patagonian red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery. **Marine Freshwater Research**. v.50, p.123–127. 1999.

POOT-SALAZAR, A.; PÉREZ-CASTAÑEDA, R.; VEGA-CENDEJASA, M.E. & DEFEO, O. Assessing patterns of ichthyofauna discarded by an artisanal shrimp fishery through selectivity experiments in a coastal lagoon. **Fisheries Research** v.97 pp.155–162, 2009.

PORTOBRAS – EMPRESA DE PORTOS DO BRASIL S.A. **Campanha de medições de ondas em Paranaguá-PR, período: 21.08.82 a 21.01.83**. Rio de Janeiro. INPH-DIDELE, 23 p., 1983

RUFFINO, M. L. & CASTELLO, J. P., Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do Camarão barba-ruça (*Artemesia longinaris*) nas imediações da barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul - Brasil. **Nerítica**, v.7 : (1-2), pp.43-55, 1992/93.

RULIFSON, R. A.; MURRAY, J. D. & BAHEN, J. J. Finfish catch reduction in South Atlantic shrimp trawls using three designs of by-catch reduction devices. **Fisheries** v. 17, p.9–19, 1992.

SAILA, S. B. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. FAO Fisheries Circular No. 765, 1983.

STEELE, P.; BERT, T. M.; JOHNSTON, K. H; LEVETT, S. Efficiency of *bycatch* reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery **Fishery Bulletin**. v.100 pp.338–350, 2002.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. **Biometry; the principles and practice of statistics in biological research**. W. H. Freeman and Co., 3d. ed. San Francisco, 887 p, 1995

SOUZA, L. M. & CHAVES, P. 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 (4) pp.1113-1121, 2007.

THORSTEINSSON, G. The use of square mesh codends in the Icelandic shrimp (*Pandalus borealis*) fishery. **Fisheries Research** v.13, pp.255–266, 1992.

VIANNA, M. & ALMEIDA, T. Bony fish *bycatch* in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. **Brazilian Archives of Biology and Technology** v.48 (4), pp.611–623, 2005

VIANNA, M. & D'INCAO, F. Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. **Fisheries Research** v.81 pp.331–336, 2006.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar dos capítulos terem sido apresentados de maneira independente, existe uma conexão entre eles. O primeiro capítulo serviu de subsídio para o segundo capítulo, tendo em vista que o primeiro caracterizou a ictiofauna do *bycatch* e evidenciou as principais espécies de peixes que são capturadas junto com o camarão sete-barbas e o segundo avaliou a eficiência de exclusão nos dispositivos estudados para a ictiofauna como um todo e para as espécies de peixes mais conspicuas no *bycatch*. Portanto é possível tecer algumas considerações finais sobre a ictiofauna do *bycatch* da frota em questão e sobre a eficiência dos dispositivos avaliados:

- ✓ A ictiofauna do *bycatch* é composta principalmente por peixes demersais, que tem ocorrência tanto na plataforma continental interna quanto no infralitoral raso do Complexo Estuarino de Paranaguá e da baía de Guaratuba;
- ✓ É dominada numericamente por poucas espécies, na sua maioria da família Sciaenidae;
- ✓ Existe um forte padrão sazonal na abundância destas espécies;
- ✓ A maioria delas possui crescimento isométrico;
- ✓ Os quatro dispositivos testados excluíram significativamente a captura de peixes;
- ✓ Apenas o ensacador com Malha Quadrada (MQ) não excluiu significativamente a captura de camarão sete-barbas;
- ✓ Em relação às espécies de peixes, observou-se redução de biomassa e de abundância para as grelhas G24 e G37, enquanto nos ensacadores JE e MQ foi observado um aumento na biomassa e uma redução na abundância e o mesmo não foi observado para *S. setapinnis* e nem para *T. paulistanus*;
- ✓ Foi corroborada a validade dos BRD's como ferramenta de manejo da pesca.