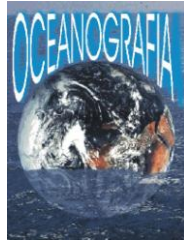




Universidade Federal do Pará



Faculdade de Oceanografia



Instituto de Geociências

## TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

RAFAEL THOMPSON DE OLIVEIRA LEMOS

DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DE  
INTEGRIDADE BIOLÓGICA A PARTIR DE DADOS DE  
PESCA COMERCIAL E EXPERIMENTAL NAS BAÍAS  
DO GUAJARÁ E DO MARAJÓ, PARÁ.

GEOCIÊNCIAS  
U F P A

BELÉM-PARÁ

Janeiro - 2011

RAFAEL THOMPSON DE OLIVEIRA LEMOS

DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DE  
INTEGRIDADE BIOLÓGICA A PARTIR DE DADOS DE  
PESCA COMERCIAL E EXPERIMENTAL NAS BAÍAS  
DO GUAJARÁ E DO MARAJÓ, PARÁ.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Faculdade de Oceanografia do Instituto de  
Geociências da Universidade Federal do Pará  
– UFPA, em cumprimento às exigências para  
obtenção do grau de Bacharel em  
Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Thierry Frédou.

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Biblioteca Geólogo Raimundo Montenegro Garcia de Montalvão

---

L557d Lemos, Rafael Thompson de Oliveira

Determinação de indicadores de integridade biológica a partir de dados de pesca comercial e experimental nas Baías do Guajará e do Marajó, Pará / Rafael Thompson de Oliveira Lemos; Orientador: Thierry Frédou – 2010

64 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, Quarto Período de 2010.

1. Ictiologia - Pará. 2. Indicadores ecológicos. 3. Integridade. I. Frédou, Thierry, *orient.* II. Universidade Federal do Pará. III. Título.

CDD 20° ed.: 597.098115

---

RAFAEL THOMPSON DE OLIVEIRA LEMOS

DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DE  
INTEGRIDADE BIOLÓGICA A PARTIR DE DADOS  
DE PESCA COMERCIAL E EXPERIMENTAL NAS  
BAÍAS DO GUAJARÁ E DO MARAJÓ, PARÁ.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Faculdade de Oceanografia do Instituto de  
Geociências da Universidade Federal do Pará –  
UFPA, em cumprimento às exigências para  
obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia.

Data de aprovação: 13/01/2011

Conceito: EXCELENTE

Banca examinadora:



---

Prof. Dr. Thierry Frédou – Orientador  
Doutor em Oceanografia  
Universidade Federal do Pará



---

Keila Renata Moreira Mourão – Membro  
Mestre em Ciência Animal  
Universidade Federal do Pará



---

Andréa Pontes Viana – Membro  
Mestre em Ciência Animal  
Universidade Federal do Pará

A minha mãe Gláucia meu exemplo de vida que é a principal responsável por essa vitória, e a minha avó Lourdes por estar tão realizada quanto eu neste momento.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe Glaucia pelos ensinamentos e exemplos de toda uma vida que me ajudaram a formar o caráter que tenho hoje e me ajudaram a chegar nesta grande vitória. Ao meu irmão Gabriel pelo convívio de todos os dias e pelos momentos de compreensão das vezes em que ocupei o computador o dia inteiro trabalhando.

Aos meus familiares que me apoiaram nesta jornada, dando força e evoluindo junto comigo nesta fase de graduação. A minha avó Lourdes em especial que viveu este momento como se eu fosse seu filho.

Ao CNPq pelo incentivo e financiamento de bolsas de pesquisa que me possibilitaram obter dados para o desenvolvimento deste trabalho. Ao meu orientador e amigo Thierry Frédou que sempre esteve disponível a tirar minhas dúvidas e a dar sugestões para o meu crescimento profissional, me proporcionando também vários momentos de descontração. E a prof. Flávia por me dar a oportunidade de iniciar a minha carreira de pesquisa sob sua orientação e me ajudar a escolher o meu caminho.

Agradeço a minha namorada Cristiane por ser uma companheira dedicada e inseparável que me proporciona momentos maravilhosos, me ajudando tanto na vida pessoal como no lado profissional, fazendo meu amor aumentar a cada dia.

Ao meu amigo Bruno por ser uma amizade verdadeira que se mantém até hoje. Aos meus amigos de turma que se alegraram, stressaram e curtiram junto comigo estes quatro anos, todos sempre terão um lugar especial pra mim, dos que conheço desde o início até os que felizmente entraram depois em nosso caminho. Em especial aos meus amigos Isaac e Yuri que junto com a Cristiane e eu vivemos uma experiência profissional nova no mundo do chocolate até então inimaginável para mim.

E a todos os meus companheiros que trabalham ou trabalharam no Laboratório de Dinâmica, Avaliação e Manejo de Recursos Pesqueiros – DIAMAR. Cleydinha, Keila, Andréa, Neuciane, Dani, Bárbara, Mere, Esther, Márcio, Sarita e Ruan, obrigado pelos momentos divertidos e de grande aprendizagem durante o convívio em laboratório e em campo. Em especial a Keila que me ajudou na confecção dos mapas e ao Márcio por em tão pouco tempo ter se tornado um irmão pra mim.

Nunca perca a fé na humanidade, pois ela é como um oceano.  
Só porque existem algumas gotas de água suja nele,  
não quer dizer que ele esteja sujo por completo.  
Mahatma Gandhi

## RESUMO

Os indicadores ecológicos vêm sendo utilizados há algum tempo para detectar mudanças na natureza. O crescente lançamento de efluentes químicos e a intensa atividade de pesca no estuário Amazônico podem causar alterações na integridade do ambiente e de sua ictiofauna. Portanto, a elaboração de indicadores que avaliem e monitorem o grau de estresse a que os recursos estão sendo submetidos e as respostas dadas a esses impactos, são muito úteis para determinar as medidas mitigadoras necessárias. Este estudo utiliza (1) os indicadores: Size spectra, Index of Biotic Integrity (IBI) - experimental e curvas ABC, para medir a integridade ecológica das baías do Guajará e do Marajó (PA) usando dados de pescaria experimental durante o período seco nos anos de 2007 e 2008, e (2) os indicadores criados: Index of Biotic Integrity (IBI) - comercial e Fishing-in-Balance Index (FiB) junto com a variação do nível trófico médio (TLM) para medir o potencial de perturbação da pesca sobre a ictiofauna, utilizando dados de pesca comercial na baía do Marajó, entre março de 2008 e fevereiro de 2009. Na pesca experimental, observou-se que a baía do Guajará possui uma integridade moderada sofrendo interferência de características próprias do estuário e da migração das espécies, pela variação de salinidade, que diminuem a abundância e a diversidade e determinam as alterações no tamanho corporal dos peixes. Na baía do Marajó as pescarias experimentais destacaram a sua boa integridade, devido a sua maior homogeneidade quanto à salinidade no período seco que aumenta a abundância e a diversidade de espécies; e não foi constatado impacto da pesca no padrão de variação do tamanho dos indivíduos. As curvas ABC parecem pouco confiáveis quando aplicadas em ambientes estuarinos, confundindo um domínio de indivíduos juvenis com uma troca de dominância. Com os dados da pesca comercial, verificou-se que as análises das variações no TLM e no FiB não são eficientes em séries temporais pequenas. Com estes dados também foi possível realizar uma análise sazonal da integridade da ictiofauna na baía do Marajó. Comparando os resultados da pesca experimental e da pesca comercial a baía do Marajó durante o período seco, demonstrou boa integridade. No geral, a integridade da ictiofauna na baía do Marajó permaneceu moderada, sendo que a variação da integridade e do nível trófico da comunidade íctica esteve relacionada à dinâmica das espécies e à região de atuação de cada categoria da frota que desembarca em Mosqueiro, sendo menos afetada pela perturbação da atividade de pesca.

Palavras chave: Ictiologia – Pará. Indicadores ecológicos. Integridade.

## ABSTRACT

Ecological indicators have been used for some time to detect changes in nature. The increasing release of chemical effluents and intense fishing activity in the Amazon estuary can cause changes in the integrity of the environment and its fish fauna. Therefore, the development of indicators to assess and monitor the degree of stress to which resources are being subjected and the responses to these impacts, are very useful to determine management measures necessary. This study uses (1) indicators: Size spectra, Index of Biotic Integrity (IBI) - experimental and ABC curves, measuring the ecological integrity of the bays of Guajará and Marajó (PA) using data from experimental fishing during the dry season of 2007 and 2008, and (2) the indicators created: Index of Biotic Integrity (IBI) - Commercial and Fishing-in-Balance Index (FIB) together with the variation of mean Trophic Level (TL<sub>m</sub>) to measure the potential disturbance of fishing on the fish fauna, using data from commercial fishing in Marajó Bay between March 2008 and February 2009. In experimental fishing, it was observed that the Guajará Bay has a moderate integrity being influenced by own features of the estuary and the by migration of species, by varying salinity, which reduces the abundance and diversity, and determine the changes in body size of fish. In Marajó Bay fisheries experimental stressed their good health because of their greater uniformity of salinity in the dry season that increases the abundance and species diversity, and was not observed impact of fishing on the pattern of size variation of individuals. The ABC curves seem unreliable when applied to estuaries, a confusing field of juveniles with a shift of dominance. With data from commercial fishing, it was found that the analysis of variations in TL<sub>m</sub> and Fib are not efficient in small time series. With these data it was possible to perform a seasonal analysis of the integrity of the fish fauna in the Bay of Marajo. Comparing the results of experimental fishing and commercial fishing, the Marajó Bay during the dry season, showed good integrity. Overall, the integrity of the fish fauna in the Bay of Marajo remained moderate, being that the variation of integrity and trophic level fish community was related to the dynamics of species and area of operation of each category of the fleet landed in Mosqueiro, being less affected by the disturbance of fishing activity.

Keywords: Ichthyology – Pará. Ecological indicators. Integrity.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1- Size spectra de três espécies, construído com o Ln dos comprimentos totais vs número de indivíduos em cada classe de comprimento. ....	18
FIGURA 2- Curvas ABC mostrando os padrões de biomassa e abundância de agrupamentos não perturbados (undisturbed), moderadamente perturbados (moderately disturbed) e altamente perturbados (heavily disturbed). ....	21
FIGURA 3- Localização das áreas de estudo. 1- Baía do Marajó, 2-Baía do Guajará. ....	25
FIGURA 4- Localização dos pontos de coleta da pesca experimental nas baías do Guajará e do Marajó.....	27
FIGURA 5- Mapa de localização dos pesqueiros e a divisão da baía do Marajó em regiões (interna,intermediária e externa).....	28
FIGURA 6- IBIs calculados para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008, utilizando os dados da pesca experimental.....	37
FIGURA 7- Curvas ABC para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008. ....	38
FIGURA 8- Valores das estatísticas w para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008. ....	39
FIGURA 9- Pontuações (%) do IBI-comercial para as três categorias de embarcação da frota artesanal que desembarca em Mosqueiro nos 4 períodos do ano: chuvoso (março-maio); chuv-sec (junho-agosto); seco (setembro-novembro); sec-chuv (dezembro-fevereiro).....	40
FIGURA 10- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período chuvoso (março-maio) para a frota artesanal de Mosqueiro. ....	41
FIGURA 11- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período de transição do chuvoso para o seco (junho-agosto) para a frota artesanal de Mosqueiro.....	42
FIGURA 12- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período seco (setembro-novembro) para a frota artesanal de Mosqueiro. ....	43
FIGURA 13- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período de transição do seco para o chuvoso (dezembro-fevereiro) para a frota artesanal de Mosqueiro. ....	44
FIGURA 14- Nível trófico médio das três categorias de embarcação da pesca artesanal (BMP, BPP CAM, CVR MON) de março de 2008 a fevereiro de 2009.....	45
FIGURA 15- Índice de Equilíbrio da Pesca (FiB) para as três categorias de embarcação da pesca artesanal (BMP, BPP CAM, CVR MON) de março de 2008 a fevereiro de 2009.....	46
FIGURA 16- FiB geral com as três categorias de embarcação da pesca artesanal agrupadas de março de 2008 a fevereiro de 2009. ....	46

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Indicadores utilizados na elaboração de um IBI específico para comunidades ícticas, suas respostas à perturbação, com setas para baixo (↓) indicando um decréscimo no valor da métrica e setas para cima (↑) indicando um aumento do valor, e os autores que as usaram.....	17
TABELA 2- Indicadores utilizados no desenvolvimento do IBI experimental e IBI comercial. ....	31
TABELA 3- Espécies coletadas nas baías do Guajará e do Marajó, com o nome específico, família e quantidade de indivíduos capturados de cada uma.....	35
TABELA 4- Número de indivíduos e de espécies capturados nas baías do Marajó e do Guajará nos anos de 2007 e 2008. ....	36
TABELA 5- Valores da intensidade de pesca (log <sub>10</sub> do esforço); coeficiente angular e ponto médio nas baías do Guajará e do Marajó nos anos de 2007 e 2008. ....	38

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVOS.....	15
2.1	GERAL.....	15
2.2	ESPECÍFICOS.....	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1	INDEX OF BIOTIC INTEGRITY (IBI).....	16
3.2	SIZE SPECTRA.....	18
3.3	ABUNDANCE BIOMASS COMPARISON (CUSVAS ABC).....	20
3.4	ANÁLISES DA VARIAÇÃO DO NÍVEL TRÓFICO MÉDIO (TLm).....	21
3.5	FISHING-IN-BALANCE ÍNDEX (FiB).....	22
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
4.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA.....	24
4.2	PROJETOS.....	25
4.3	COLETA DE DADOS.....	26
	<b>4.3.1 Pesca experimental.....</b>	<b>26</b>
	<b>4.3.2 Pesca comercial.....</b>	<b>27</b>
4.4	ANÁLISES DE DADOS.....	29
4.4.1	<b>Processamento da ictiofauna em laboratório.....</b>	<b>29</b>
4.4.2	<b>Processamento de dados de desembarque.....</b>	<b>29</b>
4.5	INDICADORES.....	30
4.5.1	Index of Biotic Integrity (IBI).....	30
4.5.2	Size spectra.....	31
4.5.3	Abundance Biomass Comparison (Curvas ABC).....	32
4.5.4	Nível Trófico médio (TLm).....	32
4.5.5	Fishing-in-Balance index (FiB).....	33
5	RESULTADOS.....	34
5.1	PESCA EXPERIMENTAL.....	34
5.1.1	Composição da captura.....	34
5.1.2	Index of Biotic Integrity (IBI).....	36
5.1.3	Size Spectra.....	37
5.1.4	Curvas ABC.....	38
5.2	PESCA COMERCIAL.....	39
5.2.1	Desembarques.....	39
5.2.2	Index of Biotic Integrity (IBI) - Comercial.....	40
5.2.3	Visualização geográfica do IBI-comercial.....	41
5.2.4	Nível Trófico médio (TLm).....	45
5.2.5	Fishing-in-Balance index (FiB).....	45
6	DISCUSSÃO.....	47
7	CONCLUSÕES.....	55
	REFERÊNCIAS.....	55
	ANEXOS.....	62

## 1 INTRODUÇÃO

O estuário amazônico resulta da mistura de aproximadamente 6.300 km<sup>3</sup>/ano de águas continentais e 9,3 x 10<sup>8</sup> ton/ano de sedimentos com águas oceânicas (GUYOT, 1993), localizado na região Norte brasileira, faz parte da maior bacia hidrográfica do mundo, a qual comporta um dos rios mais volumosos, o rio Amazonas, com descarga correspondente a 1/6 das descargas de todos os demais rios do globo (COSTA, 1996). De acordo com Nittrouer (1995) a dinâmica no estuário amazônico é fortemente influenciada pela descarga do rio Amazonas, que é variável ao longo do ano. A zona estuarina amazônica apresenta uma grande diversidade de peixes que são explorados pela pesca comercial e pela pesca familiar dos habitantes da região (BARTHEM, 1985), sendo importante compreender como toda esta biomassa interage com o meio em que se encontra e como ela reage às diferentes perturbações exercidas pela ação antrópica, destacando-se a atividade de pesca.

A pesca no Brasil é exercida de diversas formas, desde uma pesca de subsistência até diferentes sistemas de pesca comercial. No ano de 2005 o Brasil contribuiu com cerca de 1.000.000 t para a produção mundial (IBAMA, 2008), ocupando a 26<sup>a</sup> posição no ranking dos países produtores de pescado. Deste total, quase 50% são de origem marinha, 24% de água doce e 26% de aquíicultura. A pesca artesanal representa 69% da produção total extrativista, o que indica a sua importância econômica e, principalmente, social para o país (ISAAC; ESPÍRITO-SANTO; NUNES, 2008). O desenvolvimento da pesca na região Amazônica se deu a partir da década de 1970, quando ocorreu uma grande migração para esta região, incentivada pelo Governo Federal, resultando em um aumento na demanda por peixe (ALMEIDA, 2006; RUFFINO, 2005). Na região Norte, a pesca está dividida em pesca artesanal e pesca industrial (ISAAC; BRAGA, 1999). Apesar do desenvolvimento da pesca industrial, a pesca artesanal ainda predomina no Estado do Pará (IBAMA, 2008). Os recursos são explorados sazonalmente sendo utilizados instrumentos simples de trabalho. Esta atividade está presente entre as populações que habitam o litoral e as margens de rios e lagos do interior amazônico (ALMEIDA, 2006; BENTES, 2004).

O aumento da pressão da pesca sobre alguns estoques está emitindo sinais de alerta através da diminuição da produção, e por conflitos observados entre atores do setor (SILVA, 2004). Por isso a elaboração de indicadores que avaliem e monitorem o grau de estresse a que os recursos estão sendo submetidos e as respostas dadas a esses impactos, são muito úteis para determinar as medidas de manejo a serem tomadas. Os indicadores ecológicos vêm sendo

utilizados há algum tempo para detectar mudanças na natureza. De acordo com a Direção de Recursos Pesqueiros (FIR) da Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO), os indicadores ecológicos são calculados através do uso de espécies de animais ou vegetais para determinar os níveis de perturbação de uma área, baseando-se na avaliação do número e na distribuição de indivíduos e espécies previamente conhecidos, e sua situação depois de uma mudança no ambiente (NEVES, 2006). Existem diversos tipos de indicadores que podem ser aplicados para avaliar diversos tipos de impactos. Este estudo utiliza (1) indicadores para medir a integridade ecológica do ambiente, usando dados obtidos por meio de pescaria experimental durante o período seco e (2) indicadores criados e outros adaptados para medir a integridade da ictiofauna e as possíveis mudanças na estrutura da comunidade em resposta a atividade de pesca, utilizando dados obtidos no monitoramento da pesca comercial durante um ano.

A avaliação da integridade ecológica detecta e mede o estresse causado a comunidades ícticas por diferentes agentes, tais como: poluição das águas, tráfego de embarcações, sobrepesca, podendo também ser sensíveis a fatores sazonais do ambiente. Esta avaliação pode ser feita por meio de diferentes indicadores ou índices (conjuntos de indicadores). Dentre eles se encontra o IBI (Index of Biotic Integrity), amplamente utilizado para medir o efeito da poluição em comunidades bentônicas, que atualmente é bastante adaptado para avaliar a integridade do ambiente usando parâmetros da comunidade íctica. Ele é um índice amplo que acessa tanto a estrutura quanto a função de um grupo de animais em vários níveis tróficos, é flexível e adaptável, e combina diferentes tipos de métricas (indicadores) que individualmente fornecem respostas a perturbações distintas. Conseqüentemente, responde muito bem a qualquer tipo de degradação, e deve ser capaz de quantificar os efeitos biológicos das atividades humanas em ecossistemas aquáticos (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; TEJERINA-GARRO et al., 2005; URIARTE; BORJA, 2009).

Outro indicador interessante é o Size spectra que faz uma análise do tamanho corporal dos indivíduos em comparação com sua abundância no sistema (STOBBERUP et al., 2005). Este método tem sido bastante aplicado por vários pesquisadores com o objetivo de verificar a relação existente entre o estresse promovido pela atividade de pesca sobre o tamanho dos indivíduos capturados ao longo de uma série temporal (BIANCHI et al., 2000). Considerando que as espécies com maior tamanho são os principais alvos da pesca, a tendência é que haja um declínio no tamanho corporal da comunidade (GRAHAM et al., 2005).

Além da elaboração de indicadores é possível determinar a qualidade de um ambiente com base no método da Comparação da Abundância e da Biomassa (ABC), inicialmente

proposto por Warwick (1986) como uma técnica para o monitoramento da perturbação em comunidades bentônicas invertebradas. Este método se mostra com boa aplicabilidade para qualquer tipo de comunidade, e é de fácil manipulação, pois necessita de dados simples de biomassa total e número de indivíduos (NEVES, 2006).

Ainda com o objetivo de verificar mudanças na ictiofauna ocasionadas pela pesca, análises da variação do nível trófico médio (TLM) de um determinado ecossistema vêm sendo utilizadas para verificar mudanças na estrutura trófica das comunidades, principalmente as que são exploradas comercialmente (MILESSI et al., 2005; ROCHET; TRENKEL, 2003). Pesquisas mostram que nos últimos 45 anos o TLM global está decrescendo a uma taxa de 0,10 por década (PAULY et al., 1998). Um índice que utiliza o TLM registrado em uma comunidade e o relaciona com o rendimento da pesca é o Fishing-in-Balance Index (FiB). Ele é bem aplicável em estudos de integridade, e na análise de fatores tecnológicos e econômicos da pesca que interferem na estrutura da comunidade, estipulando as necessidades de aplicação de medidas de manejo (CURY et al., 2005; GASCUEL et al., 2005).

Atualmente existe uma falta de estudos sobre a aplicação de indicadores e índices ecológicos na região Amazônica. Logo, se torna necessário analisar se a ictiofauna amazônica está ou não sofrendo algum impacto relacionado a fatores antrópicos, principalmente ao estresse causado pela pesca.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

Aplicar diferentes indicadores ecológicos para o estuário amazônico, avaliando a integridade do ambiente e identificando possíveis impactos na ictiofauna relacionados à atividade de pesca.

### 2.2 ESPECÍFICOS

- Identificar na literatura indicadores que monitorem os efeitos da pesca na ictiofauna;
- Verificar a validade dos indicadores listados para a região Amazônica;
- Criar indicadores biológicos baseados na ictiofauna obtida através de pesca experimental e do monitoramento da pesca comercial;
- Analisar os diferentes resultados obtidos com os dados da pesca experimental e da pesca comercial.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Como existe uma escassez de estudos relacionados à aplicação de indicadores ecológicos na região amazônica, foi realizado um amplo levantamento bibliográfico, com o objetivo de pesquisar os indicadores que estão sendo aplicados nas diferentes partes do mundo e verificar quais destes se encaixam melhor na realidade local.

Os indicadores escolhidos levam em consideração a compatibilidade com o objetivo determinado; a sua viabilidade, de acordo com as informações disponíveis nos bancos de dados e às especificidades da região.

Posteriormente, será feita uma descrição detalhada dos indicadores escolhidos explicando seus conceitos, objetivos e metodologias.

#### 3.1 INDEX OF BIOTIC INTEGRITY (IBI)

Este método foi primeiramente desenvolvido por Karr (1981) utilizando parâmetros como estrutura trófica e características funcionais de comunidades de peixes para avaliar a qualidade ambiental de cursos d'água nos Estados Unidos. O IBI utiliza a abordagem de "condição de referência", comparando um ambiente exposto a um agente estressor a outro minimamente perturbado ou sem estresse (condição referência) (NEVES, 2006).

Este índice utiliza uma série de métricas ou indicadores que analisam características diferentes das comunidades, como riqueza de espécies, abundância e dominância de táxons, sendo que cada uma delas responde de maneira diferente a diversos tipos de perturbações, de origem biológica ou antrópica (KARR; CHU, 1997; NEVES, 2006). Cada indicador atinge uma pontuação diferente quando calculado em resposta ao agente estressor, e juntos fornecem uma imagem geral da saúde do ecossistema (WAN et al., 2010).

O IBI tem sido amplamente aplicado em estudos de avaliação ecossistêmica utilizando comunidades bentônicas para diagnosticar a perturbação do ambiente, mas atualmente comunidades de peixes são bastante utilizadas para este fim, pois são organismos que estão sujeitos tanto a variações ambientais como à ação humana (poluição por esgotos e atividade de pesca) (TEJERINA- GARRO et al., 2005). Neves (2006) pesquisou diversos indicadores relacionados à ictiofauna, que podem ser utilizadas para avaliar a integridade de um ambiente, destacando as tendências de resposta de cada um à perturbação (Tabela 1).

TABELA 1- Indicadores utilizados na elaboração de um IBI específico para comunidades ícticas, suas respostas à perturbação, com setas para baixo (↓) indicando um decréscimo no valor da métrica e setas para cima (↑) indicando um aumento do valor, e os autores que as usaram.

Métricas	Resposta à perturbação	Autores
# indivíduos	↓	Breine et al. (2004)
# espécies	↓	Araújo et al. (2003); Breine et al. (2004)
# espécies nativas	↓	Araújo et al. (2003); Breine et al. (2004)
# espécies tolerantes	↑	Araújo et al. (2003); Breine et al. (2004)
# espécies intolerantes	↓	Bozetti; Schulz (2004)
# espécies exóticas	↑	Breine et al. (2004)
# espécies migratórias	↓	Araújo et al. (2003); Breine et al. (2004)
# espécies de grande longevidade	↓	Bozetti; Schulz (2004)
# espécies bentônicas	↓	Breine et al. (2004); Bozetti; Schulz (2004)
# espécies na coluna d água	↓	Mercado-Silva et al. (2002); Bozetti; Schulz (2004)
# espécies limnofílicas <sup>1</sup>	↑	Breine et al. (2004)
# espécies litofílicas <sup>2</sup>	↓	Breine et al. (2004)
# espécies rheofílicas <sup>3</sup>	↓	Breine et al. (2004)
# espécies piscívoras	↓	Breine et al. (2004)
# espécies onívoras	↑	Bozetti; Schulz (2004)
# espécies respiram ar facultativamente	↑	Bozetti; Schulz (2004)
# desovadores especializados	↓	Breine et al. (2004)
# peixe/hora de amostragem	↓	Mercado-Silva et al. (2002)
% indivíduos nativos	↓	Mercado-Silva et al. (2002)
% indivíduos intolerantes	↓	Breine et al. (2004)
% indivíduos exóticos	↑	Breine et al. (2004); Mercado-Silva et al. (2002)
% indivíduos onívoros	↑	Breine et al. (2004); Mercado-Silva et al. (2002)
% indivíduos piscívoros	↓	Breine et al. (2004)
% indivíduos bentônicos	↓	Mercado-Silva et al. (2002)
% indivíduos limnofílico <sup>1</sup>	↑	Breine et al. (2004)
% indivíduos litofílico <sup>2</sup>	↓	Breine et al. (2004)
% indivíduos rheofílico <sup>3</sup>	↓	Breine et al. (2004)
% ind. doente, deformado, etc.	↑	Mercado-Silva et al. (2002)
% recrutamento	↓	Araújo et al. (2003); Breine et al. (2004); Mercado-Silva et al. (2002)
% espécies representam 90% dos ind. no total	↑	Araújo et al. (2003)
% desovadores específicos (ind)	↓	Breine et al. (2004)
Biomassa (Kg/ha)	↓ ou ↑	Breine et al. (2004)
Índice de diversidade de Shannon (H')	↓	Araújo et al. (2003)

Fonte: Neves (2006)

<sup>1</sup> que vivem em ambientes de água parada

<sup>2</sup> que vivem em ambientes de fundo

<sup>3</sup> que vivem em ambientes de água turbulenta

Apesar do IBI ser aplicado principalmente em rios (FERREIRA et al., 2007), estão crescendo os estudos que aplicam estes métodos em ambientes mais abrangentes, como estuários e ambientes marinhos, mostrando um bom desempenho na quantificação dos impactos biológicos das atividades humanas nos ecossistemas marinhos.

### 3.2 SIZE SPECTRA

O primeiro modelo de size spectra foi desenvolvido por Sheldon et al. (1972) utilizando a biomassa em comparação com a abundância para estipular a estrutura de comunidades pelágicas. Desde então a relação entre a biomassa e abundância tem sido utilizada para descrever a estrutura de comunidades de plânctons, bentos e peixes, bem como para explicar padrões de abundância de espécies terrestres (GREGORY; BLACKBURN, 1995). Atualmente, modelos uni e multiespecíficos que utilizam a relação entre o comprimento corporal dos indivíduos e a abundância destes, por classe de tamanho, independentemente de sua taxonomia ou nível trófico, têm sido amplamente utilizados para medir os efeitos da atividade de pesca sobre as comunidades de peixes (Figura 1) (KERR; DICKIE, 2001).

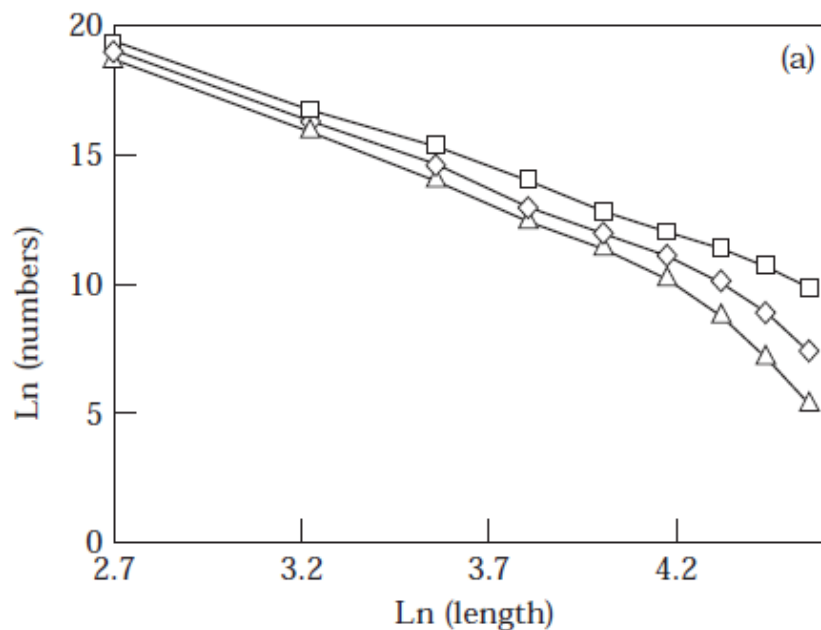


FIGURA 1- Size spectra de três espécies, construído com o Ln dos comprimentos totais vs número de indivíduos em cada classe de comprimento.  
Fonte: Gislason; Rice, 1998.

O efeito da pesca na comunidade de peixes pode levar à remoção seletiva de indivíduos maiores geralmente predadores topo de cadeia, e reduzir a abundância das espécies mais vulneráveis (BIANCHI et al.; 2000). A diminuição da pressão sobre as presas de menor porte resulta no domínio destas espécies que são mais resistentes, também possuem crescimento rápido, menor biomassa e ciclo de vida curto (r-estrategistas) (PINNEGAR et al.; 2002). A remoção de espécies maiores com alto valor comercial parece ser o principal fator que afeta a biomassa, composição específica e estrutura de tamanho da comunidade de peixes. Como resultado de tais efeitos, a maioria dos estoques pesqueiros está fortemente ou sobreexplorada (BIANCHI et al.; 2000). Por isso o size spectra e os indicadores derivados dele, são freqüentemente considerados como bons indicadores do impacto da pesca nas comunidades ícticas (KANTOUSSAN et al., 2009).

O nível de exploração pesqueira é um fator muito importante na determinação da mudança na estrutura da comunidade causada pela pesca (GISLASON; RICE, 1998; BIANCHI et al., 2000). Ao nível de exploração pesqueira estão ligados os efeitos na inclinação do size spectra e diminuição da abundância de peixes de grande porte (ponto médio). O resultado dos coeficientes angulares e pontos médios do size spectra respondem a mudanças na taxa de mortalidade (GRAHAM et al., 2005). Áreas com maior intensidade de pesca apresentam coeficientes angulares mais negativos e pontos médios menores que áreas menos exploradas (GRAHAM et al., 2005).

Pope e Knights (1982) observaram uma relação linear entre a mudança do logaritmo do número de indivíduos por classe de tamanho e o tamanho dos peixes no Mar Norte e Ilhas Faroe, e a partir desta relação outros estudos sugeriram que o coeficiente angular do size spectra (determinante da inclinação da reta) pode ser usado como um amplo indicador de exploração (BIANCHI et al., 2000). A inclinação do coeficiente angular está mais relacionada à intensidade de pesca do que ao tipo de ambiente e pode ser alterada por resultado de um declínio no número de peixes de maior porte, de um aumento no número de peixes pequenos ou ambos (GRAHAM et al., 2005). Em sistemas dominados por poucas espécies, flutuações podem ser mais fortes e relacionadas ao recrutamento das espécies. A inclinação do coeficiente angular pode refletir dois efeitos: grande redução de espécies k seletivas (grande porte e crescimento lento) e desaparecimento das classes de maior idade da população (BIANCHI et al., 2000).

O valor do ponto médio é um indicador geral da abundância da comunidade (TRENKEL; ROCHET, 2003). O declínio no ponto médio do size spectra e, portanto, o

declínio na abundância da comunidade em resposta a intensidade de pesca, pode ser um indicador do efeito global na abundância e biomassa de uma pesca de nível multiespecífico. Portanto, a maior inclinação do coeficiente angular com o aumento da intensidade de pesca é principalmente resultado de uma maior redução na abundância de peixes grandes do que na de peixes pequenos (GRAHAM et al., 2005).

### 3.3 ABUNDANCE BIOMASS COMPARISON (CUSVAS ABC)

De acordo com a metodologia desenvolvida por Clarck e Warmick (1994), gráficos do método de curvas de dominância ABC (Abundance Biomass Comparison) foram empregados para monitorar distúrbios (principalmente poluição) em comunidades bentônicas, para comparar a dominância em termos de abundância com dominância em termos de biomassa (YEMANE; FIELD; LESLIE, 2005). Este método foi aplicado por diversos autores em comunidades bentônicas de diferentes regiões do mundo, e atualmente tem sido adaptado para comunidades de peixes, com o objetivo de medir diferentes tipos de impactos como poluição, pressão da pesca entre outros de ação natural ou antrópica.

As curvas ABC possuem fundamentação na teoria evolucionária clássica da seleção r e k. Em estados não-perturbados a comunidade é supostamente dominada por espécies de seleção k (de crescimento lento, grandes e maturação tardia), e a curva da biomassa se estende acima da curva de abundância (YEMANE; FIELD; LESLIE, 2005), nesta situação a competição interespecífica resulta em um menor equilíbrio na diversidade (BERVOETS et al., 2005). Com o aumento da perturbação, espécies de crescimento lento diminuem, e o sistema se torna cada vez mais dominado por espécies de seleção r (de rápido crescimento, pequenos e oportunistas), a curva de biomassa estará abaixo da curva de abundância (YEMANE; FIELD; LESLIE, 2005), e a diversidade aumenta diante da menor competição interespecífica (BERVOETS et al., 2005). Em ambientes de perturbação moderada as espécies de seleção k vão sendo eliminadas gradativamente e as curvas tendem a ser bastante próximas, podendo se cruzar ao curso de seu comprimento (Figura 1).

O método ABC leva em consideração o número de espécies incluídas na análise (CLARK; WARMICK, 1994). Uma das vantagens do método é que uma série de dados apropriados para qualquer área e período de tempo, deve permitir que o status de uma comunidade seja avaliado sem que seja preciso uma série de controle temporal e espacial,

contra a qual esses dados serão comparados, já que a biomassa é comparada diretamente com a abundância no mesmo espaço de tempo (YEMANE; FIELD; LESLIE, 2005).

A diferença entre as curvas de biomassa e abundância é estimada pela estatística  $W$ , que representa a área entre elas. O sinal negativo da estatística indica que a curva da biomassa está abaixo da curva de abundância e sugere um ambiente perturbado (YEMANE et al., 2005).

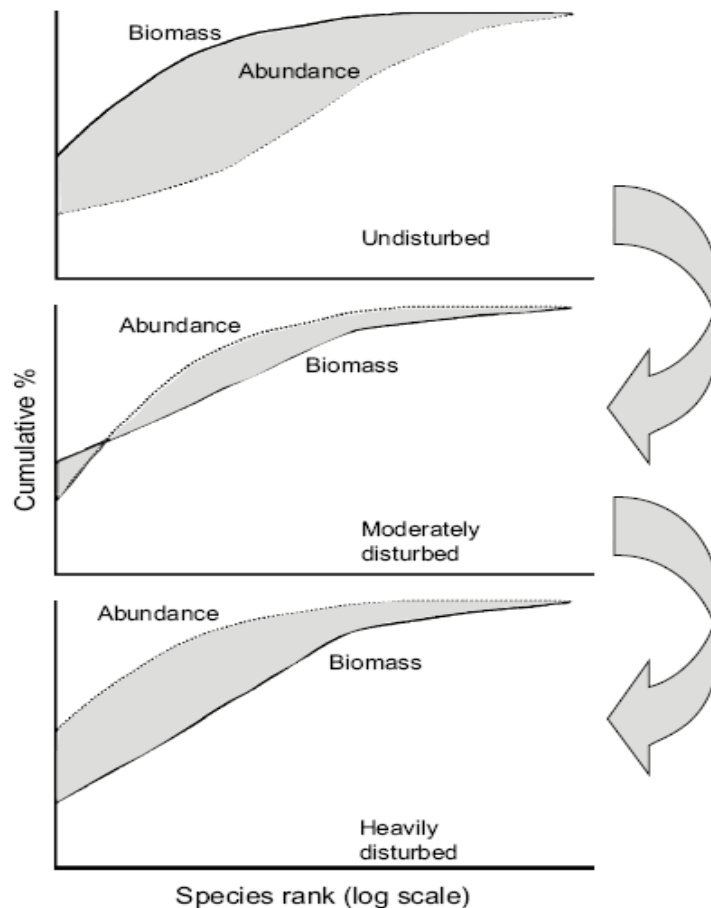


FIGURA 2- Curvas ABC mostrando os padrões de biomassa e abundância de agrupamentos não perturbados (undisturbed), moderadamente perturbados (moderately disturbed) e altamente perturbados (heavily disturbed).

Fonte: Clarke e Warwick (1994)

### 3.4 ANÁLISES DA VARIAÇÃO DO NÍVEL TRÓFICO MÉDIO (TL<sub>m</sub>)

A pesca pode alterar a estrutura das comunidades de ecossistemas marinhos removendo seletivamente algumas espécies e mudando a organização física das comunidades, retirando do ambiente as espécies de maior porte, de TL alto, que possuem crescimento lento, taxa de reprodução lenta, e são predadores de vida longa, resultando em um domínio de

espécies de menor porte e menor TL (PAULY; PALOMARES, 2005). Conseqüentemente o nível trófico médio (TLm) da comunidade tende a reduzir, eventualmente levando a um declínio no TLm das capturas efetuadas pela pesca, este processo é conhecido como “fishing down marine food webs” (PAULY et al., 1998), podendo levar a pesca a um colapso em algumas áreas.

Indicadores biológicos têm sido propostos para avaliar esses efeitos negativos da pesca, guiando as medidas de manejo necessárias (BAETA et al., 2009). Séries temporais de registros de TLm têm sido uma ferramenta muito útil para medir o grau de impacto sofrido por muitas comunidades, devido ao efeito predatório da pesca sobre algumas espécies de valor comercial e sobre toda a ictiofauna.

### 3.5 FISHING-IN-BALANCE ÍNDEX (FiB).

Um índice que faz uma boa avaliação do balanço ecológico da pesca é o FiB (fishing-in-balance index). Ele verifica se certo nível de exploração pode ser sustentável em um determinado ecossistema marinho, e detecta efeitos na estrutura trófica do ambiente (PAULY; PALOMARES, 2005; PAULY; CHRISTENSEN; WALTERS, 2000). O FiB relaciona o TLm com os registros de desembarque, e representa a relação entre a energia necessária para sustentar as capturas da pesca e um valor base (primeiro ano da série temporal), assumindo que a transferência trófica é constante em todos os níveis tróficos (PAULY; CHRISTENSEN; WALTERS, 2000).

Um aumento do FiB pode indicar uma expansão da pesca (geograficamente, ou expansão das capturas de estoques inicialmente não explorados ou fracamente explorados) ou que efeitos de crescimento da comunidade tenham ocorrido como resposta ao aumento de produção primária, por exemplo. Valores negativos do FiB mostram uma pesca em desequilíbrio uma significativa diminuição no TLm, indicando uma contração geográfica das pescarias, ou colapso na base da cadeia, dificultando o funcionamento do sistema. A diminuição do índice também pode ser observada se os descartes não forem refletidos nos registros de desembarques (PAULY; WATSON, 2005). Valores aproximadamente constantes do FiB durante certo tempo, identificam períodos no qual a pressão da pesca e a capacidade de resiliência do ecossistema têm permanecido estáveis, ou que o esforço de pesca tem

variado na mesma proporção que a capacidade de recuperação do ambiente (exploração equilibrada) (PAULY; CHRISTENSEN; WALTERS, 2000).

Este índice possui menos erros em situações onde as capturas totais não apresentam um aumento expressivo no decorrer do tempo, pois mesmo se o TLM da captura apresentasse um declínio, o aumento da produção nos desembarques compensaria essa diminuição e aumentaria o valor do índice, mostrando uma imagem falsa de uma pesca equilibrada. Então, em situações onde as capturas permanecem relativamente constantes ou onde não apresentam um grande aumento, o índice consegue avaliar bem se a pesca está ou não equilibrada em termos ecológicos (PAULY; CHRISTENSEN; WALTERS, 2000). Assim o FiB irá aumentar se o aumento da captura for mais rápido que o declínio no TLM, e irá declinar se a captura não compensar a queda no TLM (BHATHAL; PAULY, 2008).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA.

As áreas de estudo são a baía do Guajará (englobando o rio Guamá) e a baía do Marajó que envolve a ilha de Mosqueiro localizada na Região Metropolitana de Belém (Figura 3). As áreas estão localizadas em ambientes altamente dinâmicos, com fortes correntes de marés e ondas. No período de baixa pluviosidade, as águas ficam salobras devido à penetração da água marinha (RIBEIRO, 2004). A dinâmica da maré apresenta característica semi-diurna como é observado pelos intervalos periódicos de aproximadamente 6 horas que separam a preamar da baixa-mar (BERNADI, 1987). O rio Guamá é um afluente do rio Pará (RIBEIRO, 2004), situando-se ao sul da cidade de Belém. Em conjunto com o rio Mojú, tornam-se as principais fontes de água fluviais da baía do Guajará (PEREIRA, 2001).

A baía do Marajó ( $1^{\circ}14'32,8''S$  e  $48^{\circ}40'41,2''W$ ) é uma das mais importantes zonas pesqueira da frota artesanal na região estuarina, e junto com a baía do Guajará ( $1^{\circ}20'35,4S$  e  $48^{\circ}31'9,8''W$ ) representam áreas importantes para alimentação e reprodução de espécies com importância comercial (BARTHEM, 1985; ISAAC; BARTHEM, 1995; VIANA, 2006). Entre elas está situada a ilha de Mosqueiro ( $1^{\circ}9'43''S$  e  $48^{\circ}23'15''W$ ) que merece destaque quando considerado o volume desembarcado pela frota artesanal (cerca de 1.000 toneladas/ano), uma vez que o pescado desembarcado nesta ilha abastece os principais mercados de peixes na cidade de Belém (CARDOSO, 2000; OLIVEIRA, 2007).



FIGURA 3- Localização das áreas de estudo. 1- Baía do Marajó, 2-Baía do Guajará.  
Fonte: Melo, 2009

#### 4.2 PROJETOS

No desenvolvimento deste trabalho foram utilizados dados de três projetos diferentes, a saber:

- *Identificação de áreas prioritárias para o manejo de recursos pesqueiros nas ilhas do entorno de Belém (PA) através da utilização de critérios biológicos e pesqueiros (UNIVERSAL / CNPq).* As coletas foram realizadas nos anos de 2008 e 2009, em 4 ocasiões: estação seca (meses setembro-outubro), transição seco-chuvoso (meses de dezembro-janeiro), chuvoso (meses de março-abril) e transição chuvoso seco (meses junho-julho). Mas neste trabalho foram utilizados somente os dados dos meses de setembro e outubro de 2008, na baía do Marajó e baía do Guajará.

- *PIATAM mar II - Potenciais Impactos Ambientais do Transporte de Petróleo e Derivados na Zona Costeira Amazônica (PETROBRÁS) – Coleta em outubro de 2007.* Neste projeto os dados coletados são referentes à:

- Identificação da ictiofauna na baía do Guajará e baía do Marajó;

- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Mapeamento dos pesqueiros na baía do Guajará e baía do Marajó;
  - *ESTATÍSTICA PESQUEIRA DO ESTADO DO PARÁ (SEPAq / SEAP)* - os dados foram coletados diariamente desde março de 2008 a fevereiro de 2009 e objetivam a caracterização da frota e desembarques da frota de Mosqueiro atuante na baía do Marajó, e a identificação dos principais pesqueiros na baía de Marajó e no entorno da ilha de Mosqueiro;

#### 4.3 COLETA DE DADOS

Foram coletados dois tipos de dados utilizando duas metodologias diferentes: pesca experimental e monitoramento da pesca artesanal. A primeira foi desenvolvida em cruzeiros científicos efetuados pela equipe de pesquisa do laboratório de Dinâmica, Avaliação e Manejo de Recursos pesqueiros (DIAMAR) da Universidade Federal do Pará, com o auxílio de pescadores contratados. A segunda foi feita da análise de dados de desembarque da pesca artesanal coletados na ilha de Mosqueiro.

##### 4.3.1 Pesca experimental

Foram realizados dois cruzeiros no mês de outubro de 2007 e dois em setembro e outubro de 2008, durante período seco (menor precipitação pluviométrica na região). Utilizaram-se redes de emalhar de nylon monofilamento e multifilamento possuindo diferentes tamanhos de malha e comprimento, lançadas de acordo com as dimensões do ambiente de coleta. Na baía do Guajará foi utilizada uma rede monofilamento com malhas de 25, 30, 40 e 50 mm (medidas entre nós adjacentes). Na baía do Marajó as redes utilizadas foram de fio monofilamento e multifilamento com malhas de 25, 30, 40 e 50 mm (monofilamento), 60 e 70mm (multifilamento). A utilização de redes com malhas maiores (60 e 70 mm) e com maior altura foi feita apenas em locais com maior profundidade, restritos à baía do Marajó. As redes de emalhar foram lançadas duas vezes por dia com tempo de exposição variando de uma a três horas. Antes de serem lançadas as malhas foram entalhadas (unidas) aleatoriamente. Após o lançamento a rede permaneceu à deriva próxima ao fundo.

Todo o material capturado foi triado a bordo, separado por espécie e contado. Posteriormente, os peixes foram embalados em sacos plásticos, contendo etiquetas com anotações de número da estação de coleta, data, hora, método de coleta e nome comum das espécies capturadas. Após essa etapa, os indivíduos foram condicionados em caixas de isopor com gelo e transportados ao DIAMAR.

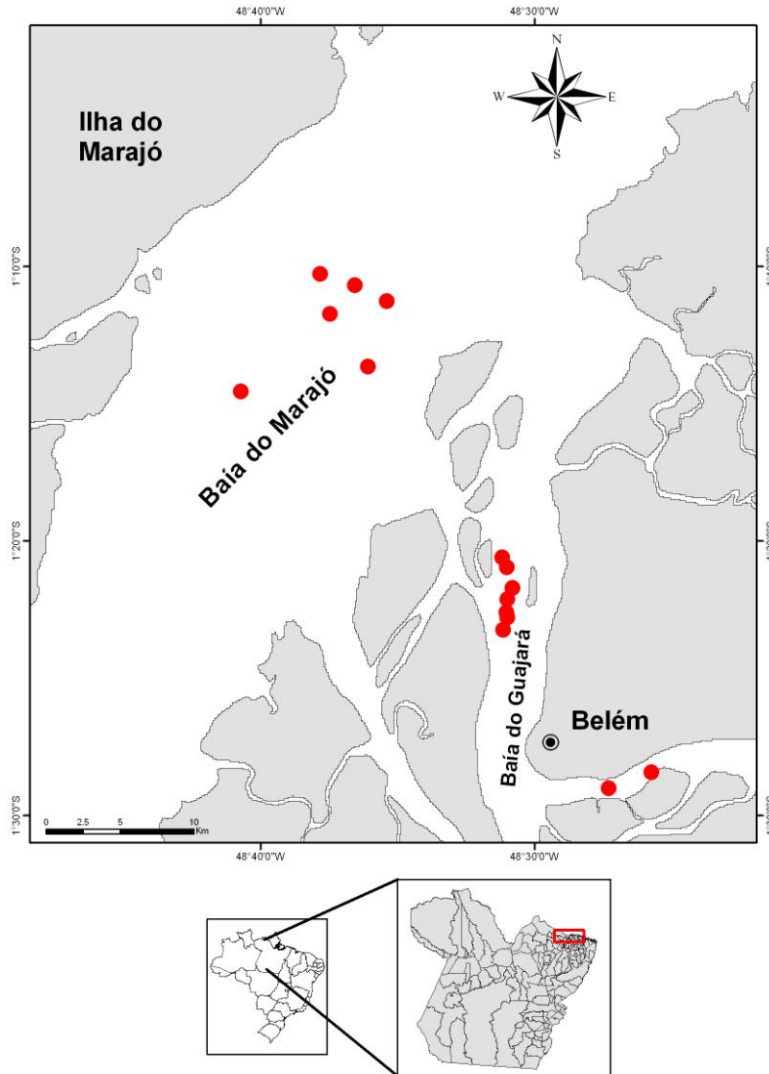


FIGURA 4- Localização dos pontos de coleta da pesca experimental nas baías do Guajará e do Marajó.

#### 4.3.2 Pesca comercial

As coletas de dados de desembarque pesqueiro e descrição da frota foram efetuadas por coletores selecionados na comunidade da ilha de Mosqueiro, sendo devidamente treinados

para preencher os formulários específicos de acompanhamento pesqueiro. Os dados considerados neste estudo são referentes aos meses de março de 2008 a fevereiro de 2009.

A frota de Mosqueiro foi selecionada por ter atuação intensiva na área de estudo. Todos os dias durante 12 meses foram coletadas informações sobre nome da embarcação, data de desembarque, pesqueiros freqüentados, espécies desembarcadas, dias pescando, detalhamento da arte de pesca, volume capturado em quilograma e a categoria da embarcação para cada espécie desembarcada.

Os pesqueiros utilizados neste trabalho são os mesmos utilizados por Ferreira (2009) para a aplicação de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) com o objetivo de caracterizar a pesca comercial desembarcada na ilha de Mosqueiro (PA) (Figura 5).

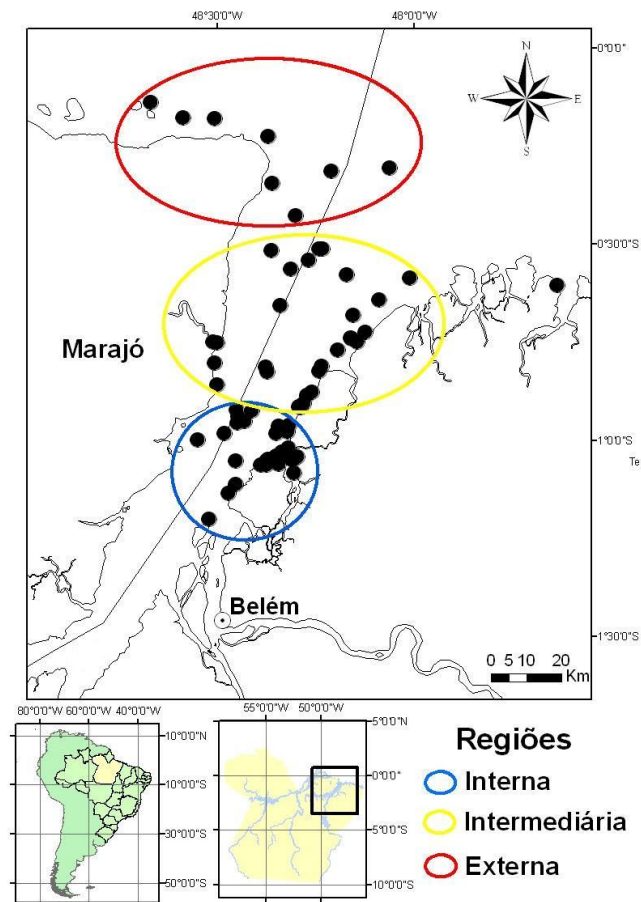


FIGURA 5- Mapa de localização dos pesqueiros e a divisão da baía do Marajó em regiões (interna, intermediária e externa).

Fonte: Ferreira, 2009

## 4.4 ANÁLISES DE DADOS

### 4.4.1 Processamento da ictiofauna em laboratório

Em laboratório, o material coletado foi identificado segundo as chaves de identificação de Cervigón (1991) e FAO (1992). Os exemplares foram medidos, contados e pesados. Uma incisão ventro-longitudinal foi efetuada para a retirada de gônadas e estômagos. As gônadas são utilizadas para averiguar o estágio de maturação da ictiofauna, tendo sido determinado segundo Vazzoler (1996) (estágios A – imaturo; B – em maturação; C – maduro e D - desovado), determinando quais espécies se encontram ovadas ou desovam na área.

### 4.4.2 Processamento de dados de desembarque

Os dados colhidos no projeto de estatística pesqueira foram colocados em um banco de dados no programa ACCESS 2007. E as categorias de embarcação atuantes na baía do Marajó foram separadas a partir da classificação feita pelo CEPNOR/IBAMA:

**Barco de Médio Porte (BMP):** embarcação movida a motor ou motor e vela, com casco de madeira, com casaria e convés fechado, com comprimento igual ou maior que 12 metros, conhecida vulgarmente como barco de médio porte.

**Barco de Pequeno Porte (BPP):** esta embarcação é caracterizada por ser movida a motor ou motor e vela, com casco de madeira, convés fechado ou semi-fechado, com ou sem casaria, comprimento entre 8 e 11,99 metros, conhecida vulgarmente como barco motorizado de pequeno porte.

**Canoa Motorizada (CAM):** embarcação movida a motor ou motor e vela, com ou sem convés, com ou sem casaria, comprimento menor que 8 metros, conhecida vulgarmente como canoa motorizada, bastardo ou lancha.

**Canoa a Vela ou Remo (CVR):** embarcação movida à vela ou a remo e vela, sem convés ou convés semi-fechado, com ou sem casaria, com quilha, vulgarmente conhecida como canoa ou batelão.

**Montaria (MON):** movida a remo, com casco de madeira de pequenas dimensões, conhecida vulgarmente como bote a remo, casquinho ou montaria.

Por apresentar uma dinâmica semelhante os BPP e CAM foram agrupados em uma mesma categoria, assim como os CVR e MON.

## 4.5 INDICADORES

### 4.5.1 Index of Biotic Integrity (IBI)

Foram confeccionados dois tipos de IBI (1) um para a pesca experimental durante o período seco nas baías do Guajará e do Marajó, objetivando medir a integridade ecológica do ambiente, e (2) diante da inexistência de um indicador que analise o potencial de impacto que a atividade de pesca exerce na ictiofauna foi desenvolvido um IBI para a pesca comercial com os desembarques registrados no porto de Mosqueiro durante um ano, objetivando medir a integridade da ictiofauna em resposta a atividade de pesca. O IBI para a pesca comercial permitirá definir quais tipos de embarcação capturam uma ictiofauna de menor integridade e saber que fatores influenciam na interação entre a pesca e a esta comunidade.

A mesma metodologia foi utilizada para os dois IBIs. Para o IBI- experimental foram selecionados 12 indicadores relacionados à estrutura trófica, abundância e riqueza que apontam a qualidade de um ambiente. Já para o IBI - comercial foram selecionados apenas 7 indicadores, que estão ligados aos fatores ecológicos de uma comunidade que podem ser alterados pela pesca (Tabela 2).

Foi tomado como condição referência um ambiente “ideal” que obtivesse o maior valor encontrado em cada indicador. O cálculo da pontuação levou em consideração três estágios: 1, 3 e 5. Quanto maior a pontuação melhor é a integridade do ambiente. Para se determinar essa escala assumimos que: se o valor da métrica fosse  $\geq 66\%$  do valor de referência o indicador receberia pontuação 5 (boa integridade), se estivesse entre 66% e 33%, receberia pontuação 3 (integridade média ou moderada) e se fosse  $\leq 33\%$ , receberia pontuação 1 (integridade baixa ou afetada). Somente os indicadores de quantidade de onívoros mais detritívoros no ambiente e esforço de pesca tiveram seus métodos de pontuação invertidos,

pois suas respostas à perturbação são opostas aos demais. E então a pontuação de cada indicador foi somada podendo variar entre 12 e 60 no IBI experimental e entre 7 e 35 no IBI comercial. A métrica de espécies migratórias não considera somente espécies que tem grande deslocamento, considerando também as espécies que fazem pequenos deslocamentos dentro da água doce ou salgada.

TABELA 2- Indicadores utilizados no desenvolvimento do IBI experimental e IBI comercial.

Métrica	IBI experimental	IBI Comercial
1	# indivíduos	# espécies
2	# espécies	# espécies que desovam, ou se encontram ovadas na área
3	# espécies migratórias	# espécies de onívoros+detritívoro
4	# espécies bentopelágicas + pelágicas	# espécies piscívoros + zoobentívoros
5	# espécies bentônicas	# espécies representam 90% da biomassa
6	# espécies que desovam, ou se encontram ovadas na área	Esforço de Pesca (dias pescando)
7	# espécies representam 90% da biomassa	CPUE (biomassa/dias pescando)
8	% indivíduos piscívoros + zoobentívoros	
9	% indivíduos onívoros + detritívoro	
10	Biomassa total de captura	
11	Índice de diversidade de Shannon (H')	
12	CPUE (captura*rede/tempo de amostragem)	

# quantidade ou número de ...

Para visualizar melhor a situação de integridade da ictiofauna encontrada com o IBI – comercial, nas diferentes regiões do estuário, foram feitos mapas de visualização do IBI nos pesqueiros utilizados pela frota artesanal durante o intervalo de 12 meses. Os mapas foram confeccionados com o programa ArcGis 9.2<sup>®</sup>, com o datum South American Datum (SAD69), permitindo observar a disposição geográfica dos pesqueiros.

#### 4.5.2 Size spectra

O size spectra foi construído com o logaritmo natural mais 1 ( $\ln+1$ ) do número de indivíduos encontrados em grupos de tamanho separados por 10 cm (a faixa de comprimento variou de 5 a 85 cm, resultando em 8 grupos) vs. o logaritmo natural do comprimento médio encontrado em cada grupo. Para esse método foram utilizados os dados da pesca

experimental, pois na pesca comercial os indivíduos só são registrados e no máximo pesados sem serem medidos. Na maioria dos lances o número de indivíduos capturados não foi tão grande, em alguns casos os grupos de maior comprimento apresentaram apenas um indivíduo, sendo necessário se fazer a adaptação de somar uma unidade à média de indivíduos logaritmizada, em cada grupo de comprimento, para evitar valores de 0 quando aplicado o logaritmo natural. A partir deste processo foram analisados os coeficientes angulares das estações durante os anos de 2007 e 2008 juntamente com o ponto-médio ( $\log_{10}$  do comprimento médio dos indivíduos em cada classe de tamanho) (GRAHAM et al., 2005) comparando-os com a variação da intensidade de pesca dada pelo  $\log_{10}$  do esforço (tempo do lance \* tamanho da rede).

#### **4.5.3 Abundance Biomass Comparison (Curvas ABC)**

As curvas ABC foram produzidas a partir dos dados da pesca experimental, sendo produzidas curvas para as duas áreas de estudo em 2007 e 2008. As curvas foram geradas através do software PRIMER 6, comparando a dominância em termos de abundância (CPUE = número de indivíduos / tempo de pesca x tamanho da rede) com a dominância em termo de biomassa (CPUE = peso da captura / tempo de pesca x tamanho da rede). Neste mesmo programa obtivemos os valores da estatística-w de cada curva.

#### **4.5.4 Nível Trófico médio (TLm)**

O TLm dos desembarques da pesca artesanal registrados em Mosqueiro foi estimado com os níveis tróficos das espécies e as quantidades em quilogramas de suas capturas (Equação 1). O nível trófico (TL) das 28 espécies estudadas foi obtido do banco de informações on-line FishBase e no estudo de alimentação de Garcia (2009). Outras espécies que também apareceram nos desembarques não puderam ser utilizadas nas análises devido à falta de informações sobre seus níveis tróficos.

Como neste trabalho a série de dados é limitada, uma tentativa de analisar as variações dos TLms para as três categorias de embarcação, foi feita em uma série temporal de 12 meses. O TLm foi estimado seguindo (PAULY et al., 1998 apud MILESSI et al., 2005):

$$(Eq.1) \quad TLm = \frac{\sum TLi * Yij}{\sum Yij}$$

Onde TLm é o nível trófico médio da captura no mês  $j$ ,  $Yij$  a captura em kg de espécies  $i$  no mês  $j$  e  $Tli$  é o nível trófico de espécies  $i$ .

#### 4.5.5 Fishing-in-Balance index (FiB)

O FiB relacionou o TLm registrado nos 12 meses com a produção registrada nos desembarques, sendo aplicado pela equação abaixo (Equação 2):

$$(Eq. 2) \quad FIB = \log (Yi(1/TE)^{TLi}) - \log (Y_0(1/TE)^{TL_0})$$

Onde  $Yi$  é a captura em kg no mês  $i$ ,  $TLi$  é o TLm da captura no período  $j$ ,  $TE$  é a eficiência trófica (tomado o valor de 0,10) e  $Y_0$  e  $TL_0$  são a captura e o TLm do primeiro mês da série temporal.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 PESCA EXPERIMENTAL

#### 5.1.1 Composição da captura

No total foram coletados 614 indivíduos, sendo identificadas 23 espécies distribuídas em 10 famílias (Tabela 3). Na baía do Guajará foram encontradas 14 espécies e 9 famílias das quais se destacam Clupeidae, Engraulidae e Aspredinidae, correspondendo, respectivamente, a 27,5%, 21,8% e 12,5% da captura. Na baía do Marajó ocorreram 20 espécies e 10 famílias e destas as de maiores detalhes foram Scianidae, Aspredinidae e Doradidae, com 43,8%, 14,4% e 12,5%.

Na baía do Guajará a espécie *Anchovia surinamensis* (sardinha) foi a mais encontrada apresentando 68 indivíduos, seguida de *Lycengraulis batesii* (sardinha de gato) e *Aspredo aspredo* (rebeca) com 38 e 31 indivíduos. Na baía do Marajó a maior parte da captura foi composta de *Plagioscion squamosissimus* (pescada branca) com 141 espécimes, seguida por *Aspredo aspredo* e *Lithodoras dorsalis*, com 53 e 46 indivíduos, respectivamente.

TABELA 3- Espécies coletadas nas baías do Guajará e do Marajó, com o nome específico, família e quantidade de indivíduos capturados de cada uma.

Família, espécie	Nome Comum	Número de indivíduos	
		Baía do Guajará	Baía do Marajó
<b>Ariidae</b>			
<i>Arius couma</i>	bagre	0	2
<i>Arius phrygiatus</i>	jurupiranga	0	31
<i>Cathorops spixii</i>	uricica	0	4
<b>Aspredinidae</b>			
<i>Aspredo aspredo</i>	rebeca	31	53
<b>Auchenipteridae</b>			
<i>Ageneiosus aff. ucayalensis</i>	mandubé	18	4
<b>Clupeidae</b>			
<i>Anchovia surinamensis</i>	sardinha	68	10
<b>Doradidae</b>			
<i>Lithodoras dorsalis</i>	bacu	27	46
<b>Engraulidae</b>			
<i>Anchoa spinifer</i>	sardinha arapaia	16	6
<i>Lycengraulis batesii</i>	sardinha de gato	38	0
<b>Loricariidae</b>			
<i>Peckoltia sp.</i>	acari	2	0
<b>Pimelodidae</b>			
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	filhote	4	0
<i>Brachyplatystoma rousseauxi</i>	dourada	2	29
<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>	píramutaba	1	1
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	mapará	0	10
<i>Pimelodus gr. Altipinnis</i>	mandí	0	3
<b>Potamotrygonidae</b>			
<i>Potamotrygon cf. scobrina</i>	arraia	0	1
<b>Pristigasteridae</b>			
<i>Pellona castelnaeana</i>	sarda amarela	1	4
<i>Pellona flavipinnis</i>	sarda	16	2
<b>Sciaenidae</b>			
<i>Macrodon ancylodon</i>	pescada gó	0	2
<i>Pachypops cf. furchraeus</i>	pescada	0	1
<i>Plagioscion auratus</i>	pescada preta	1	1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	pescada branca	22	141

A maior parte dos indivíduos foi encontrada na baía do Marajó no ano de 2007, onde apareceram 190 indivíduos, neste mesmo ano esta estação se destacou como a mais diversa, onde foram encontradas 19 espécies. A menor quantidade de indivíduos foi encontrada na baía do Guajará no ano de 2007, sendo 33 indivíduos. A menor diversidade foi de apenas 11 espécies em 2007 e 2008 na baía do Guajará (Tabela 4).

TABELA 4- Número de indivíduos e de espécies capturados nas baías do Marajó e do Guajará nos anos de 2007 e 2008.

	Baía do Guajará		Baía do Marajó	
	2007	2008	2007	2008
Nº de indivíduos	33	217	190	177
Nº de espécies	11	11	19	12

### 5.1.2 Index of Biotic Integrity (IBI) - experimental

A baía do Marajó alcançou pontuações bem elevadas nos dois anos de estudo, mostrando uma situação de boa integridade ambiental, ficando bem próxima da condição ideal, onde não foi constatado desequilíbrio ecológico durante o período seco (Figura 6). A baía do Guajará atingiu pontuações intermediárias nos dois anos, embora no ano de 2008 tenha ocorrido uma grande variabilidade, o ambiente pode ser visto com uma integridade moderada, com um menor equilíbrio ecológico quando comparado à baía do Marajó (Figura 6).

O estado de integridade dos ambientes não apresentou variação considerável entre os anos. Na baía do Marajó a variação das pontuações permaneceu relativamente constante em 2007 e 2008. Na baía do Guajará a média das pontuações esteve na porção intermediária em 2007 e 2008, mesmo neste último ano, onde a variabilidade dos valores alcança estados de alta perturbação até uma situação de ótima integridade. Portanto é difícil afirmar se os cenários de maior ou menor integridade ambiental estão em evolução.

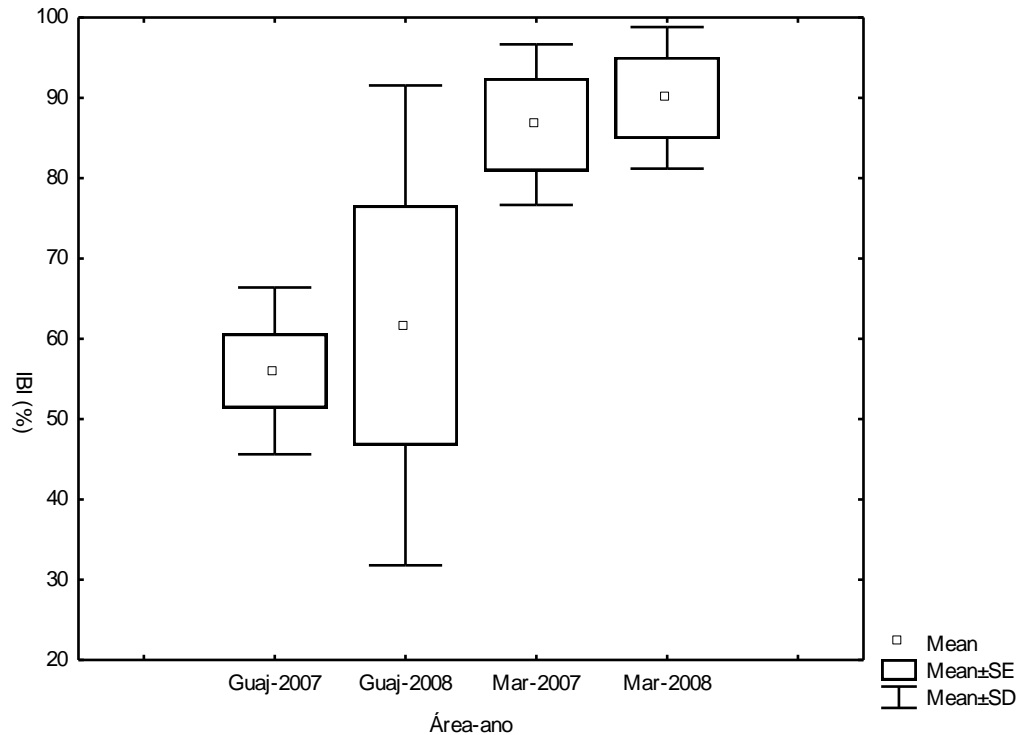


FIGURA 6- IBIs calculados para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008, utilizando os dados da pesca experimental.

### 5.1.3 Size Spectra

Na baía do Guajará, durante o período seco, a inclinação do size spectra aumenta de um ano para outro, apresentando uma tendência de diminuição progressiva no tamanho dos indivíduos da comunidade. Já na baía do Marajó a inclinação diminui mostrando uma resposta positiva dos indivíduos maiores ao estresse promovido pela pesca. Nesta última, também foram capturados os indivíduos de maior comprimento, resultando na maior diversidade de classes de tamanho quando comparadas a baía do Guajará, dominada por espécies de menor porte.

Na baía do Marajó o coeficiente angular se torna mais positivo com a diminuição do esforço de pesca de 2007 para 2008, o ponto médio também aumenta em resposta a menor intensidade da pesca. Na baía do Guajará o coeficiente angular se tornou mais negativo com o aumento do esforço de pesca, porém o ponto médio aumentou não seguindo a tendência esperada de resposta a exploração da pesca (Tabela 5).

TABELA 5- Valores da intensidade de pesca (log10 do esforço); coeficiente angular e ponto médio nas baías do Guajará e do Marajó nos anos de 2007 e 2008.

	Intensidade de Pesca	Coefficiente angular	Ponto médio
Marajó 2007	4,13	-1,57	1,46
Marajó 2008	3,97	-1,18	1,48
Guajará 2007	3,45	-1,56	1,25
Guajará 2008	3,82	-1,74	1,32

#### 5.1.4 Curvas ABC

A baía do Guajará em 2007 apresentou uma configuração de ambiente moderadamente perturbado, onde as curvas de abundância e biomassa se cruzam durante seu curso (Figura 7-a). Em 2008 esta baía apresentou uma configuração inicial de ambiente perturbado com a curva de abundância acima da curva de biomassa, mas suas curvas permanecem bem próximas e no final de seu curso se cruzam apresentando uma configuração de perturbação moderada (Figura 7-b). A baía do Marajó em 2007 apresentou uma configuração de não-perturbação com a curva de biomassa acima da curva de abundância, mas as suas curvas ficaram muito próximas, podendo indicar uma possível evolução para uma situação de perturbação moderada (Figura 7-c). Em 2008 esta baía apresentou a melhor configuração em relação às demais, com uma situação de não-perturbação, onde a curva de biomassa permaneceu consideravelmente acima da curva de abundância (Figura 7-d).

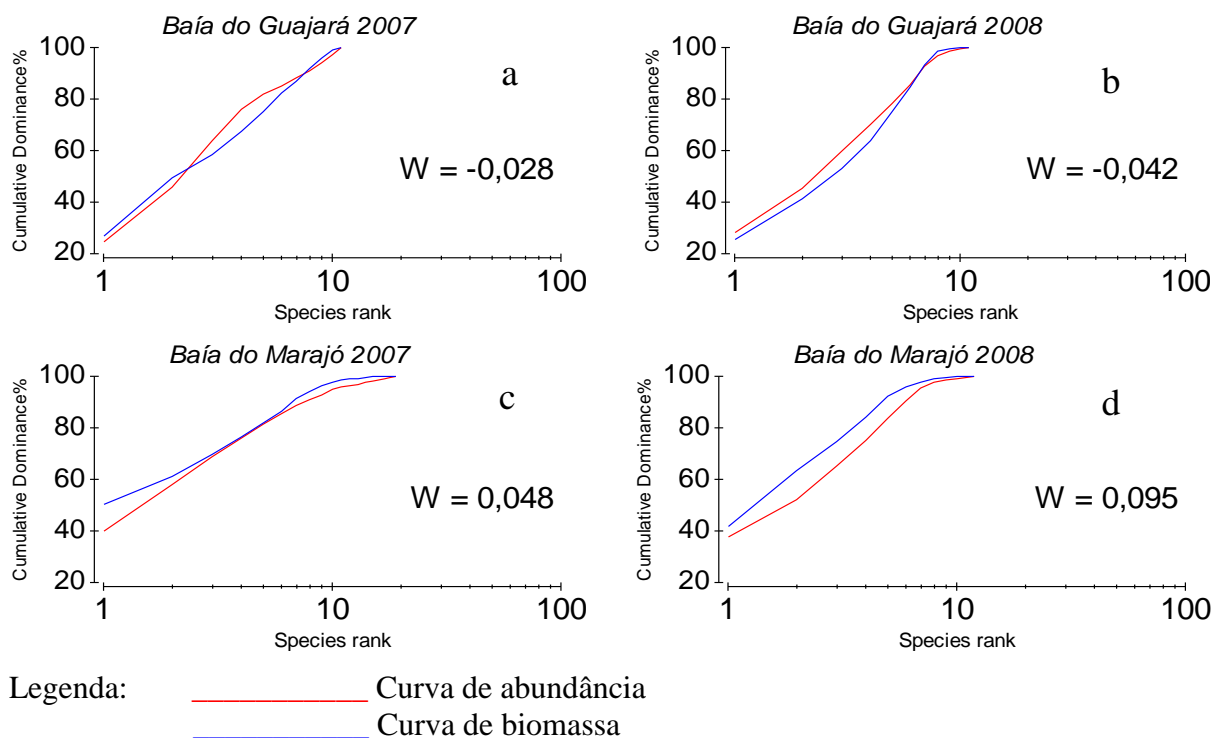


FIGURA 7- Curvas ABC para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008.

O resultado obtido nas curvas ABC foi confirmado pela estatística  $w$ , onde os valores para a baía do Guajará foram negativos, representando a perturbação contatada nesta área, e positivos para a baía do Marajó, sendo que em 2007 o valor da estatística  $w$  foi próximo de zero, mostrando uma possível perturbação de nível moderado, e em 2008 o valor encontrado foi o mais positivo confirmando a melhor situação desta área neste período (Figura 8).

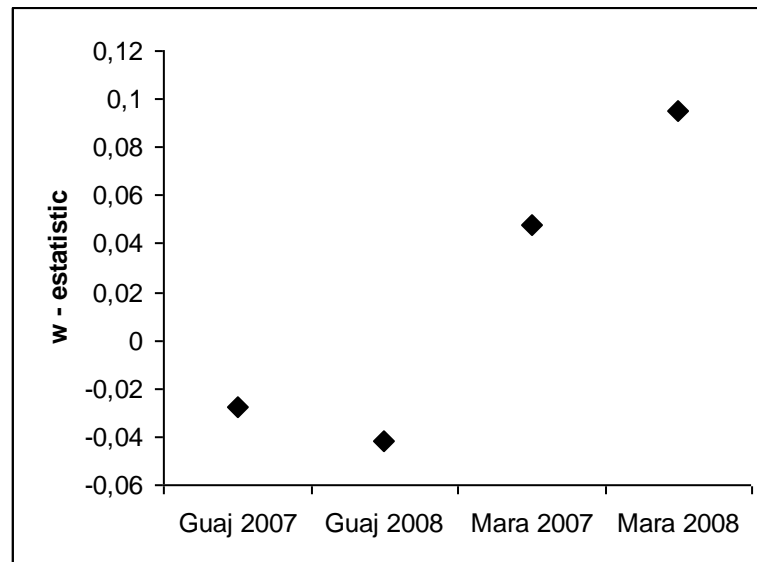


FIGURA 8- Valores das estatísticas  $w$  para as baías do Guajará e do Marajó em 2007 e 2008.

## 5.2 PESCA COMERCIAL

### 5.2.1 Desembarques

Foram analisados 11.398 registros de desembarque que constataram a existência de 198 embarcações, sendo 31 BMP, 42 CVR MON e 125 BPP CAM. Tendo uma biomassa total de capturada de 923.720 kg de pescado, cuja maior quantidade foi verificada na categoria BPP CAM com 716.556 kg e a menor quantidade na CVR MON com 11.403 kg. O esforço de pesca foi dado pelos dias de pescaria que totalizaram 51.752 dias, sendo o maior esforço de BPP CAM tendo 39.362 dias, onde uma viagem de pesca pode durar 15 dias a um mês e o menor esforço de CVR MON com 1.610 dias, onde a maioria das viagens é diária. Nos desembarques da pesca comercial foram capturadas 33 espécies de peixe e outros espécimes dos grupos de lagosta e camarão (Anexo 1).

### 5.2.2 Index of Biotic Integrity (IBI) - Comercial

A variabilidade da porcentagem de pontuação do IBI-comercial foi muito semelhante entre as categorias BMP e BPP CAM com valores intermediários demonstrando uma situação de integridade moderada da ictiofauna, porém como a faixa de pontuação foi bem ampla, estas categorias também atingem pontuações elevadas de integridade. Em CVR MON as pontuações são menores, porém continuam na faixa intermediária onde a integridade da ictiofauna é moderada (Figura 9).

As maiores pontuações para BMP e BPP CAM foram registradas no período chuvoso e as menores na estação seca. Já para CVR MON as maiores pontuações ocorrem no período seco e as menores no período chuvoso, onde no geral os valores ficaram abaixo dos atingidos pelas outras categorias.

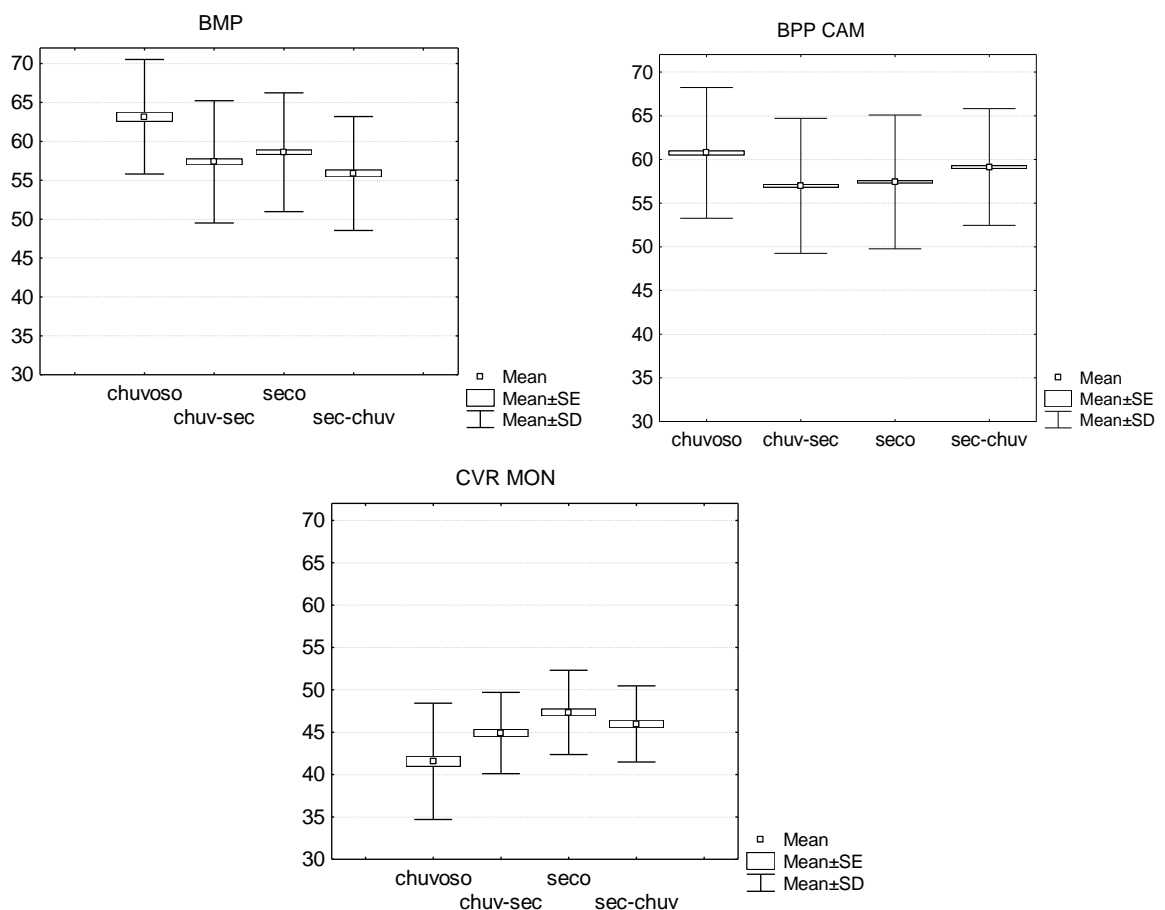


FIGURA 9- Pontuações (%) do IBI-comercial para as três categorias de embarcação da frota artesanal que desembarca em Mosqueiro nos 4 períodos do ano: chuvoso (março-maio); chuv-sec (junho-agosto); seco (setembro-novembro); sec-chuv (dezembro-fevereiro).

### 5.2.3 Visualização geográfica do IBI - comercial

Como na maioria dos 4 períodos de estudo apareceram apenas duas faixas de pontuação do IBI-comercial (33%-66% e 66%-100%), a faixa intermediária foi subdividida em duas: de 33% a 49%, e de 49.05% a 66%, com o objetivo de visualizar melhor se os pesqueiros que estão na faixa intermediária estão mais próximos das faixas de menor ou maior integridade.

No período chuvoso ocorre a maior intensidade da pesca na região externa do estuário, com mais barcos atuando e com viagens mais longas, principalmente para BMP e BPP CAM na qual são encontrados pesqueiros com pontuações máximas e intermediárias, mostrando uma boa integridade da ictiofauna, nos casos onde as pontuações são médias, elas ainda estão mais próximas da situação de boa integridade. Nas regiões intermediária e interna a maioria dos pesqueiros atingiu valores médios, próximos de uma boa integridade. Somente os pesqueiros no entorno da ilha de Mosqueiro atingiram a menor faixa abaixo de 33% destacando uma integridade afetada da ictiofauna (Figura 10).

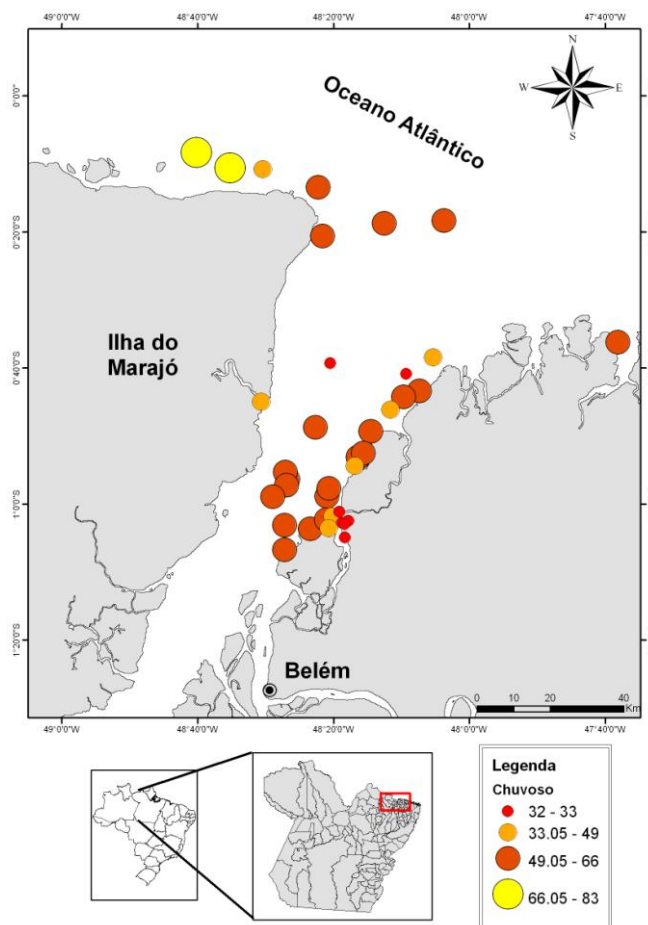


FIGURA 10- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período chuvoso (março-maio) para a frota artesanal de Mosqueiro.

Durante o período de transição entre o chuvoso e o seco a intensidade da pesca na região externa começa a diminuir sendo possível observar poucos pesqueiros com pontuação acima de 66% e outros com pontuações intermediárias mais próximas de uma melhor integridade. Nas regiões intermediária e interna a maioria dos pesqueiros mostrou uma alta integridade. Os pesqueiros próximos a ilha de Mosqueiro evoluíram para pontuações intermediárias, melhorando seu estado (Figura 11).

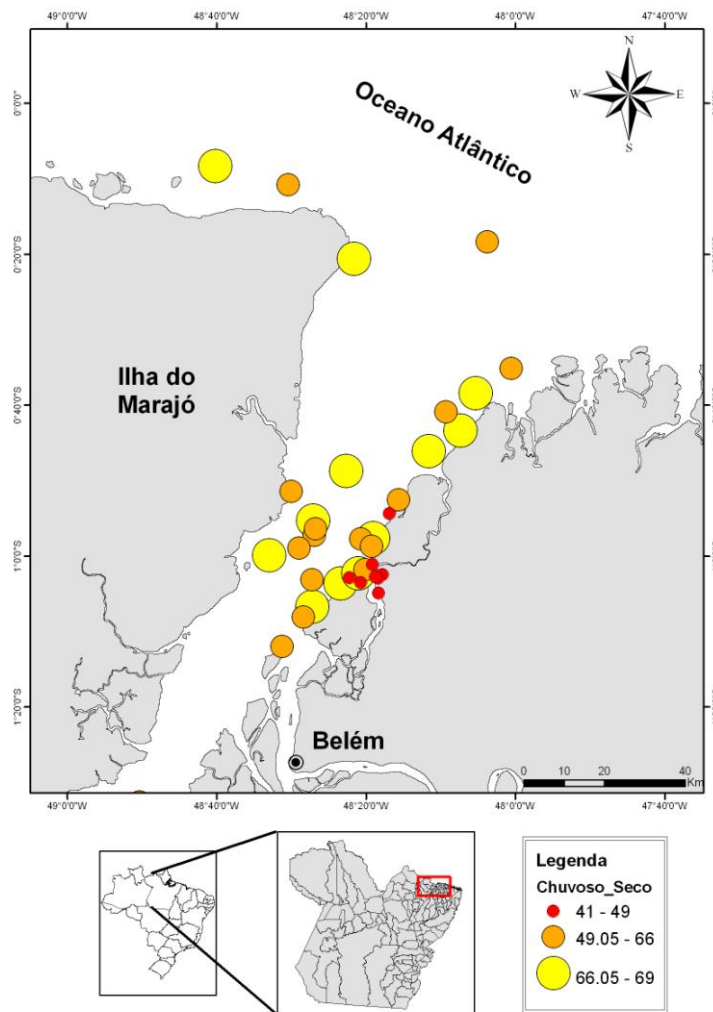


FIGURA 11- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período de transição do chuvoso para o seco (junho-agosto) para a frota artesanal de Mosqueiro.

Durante o período seco a intensidade de pesca na região externa foi a menor, onde poucos pesqueiros de pontuações médias são explorados. Na região intermediária a pesca também é bastante reduzida, os poucos pesqueiros utilizados em sua porção inferior ficaram com pontuações médias. Já na região interna ocorre o período de maior integridade, fazendo com que a pesca se dirija para esta região. Apenas a região próxima a ilha de Mosqueiro permanece com pontuações intermediárias próximas a menor faixa (Figura 12).

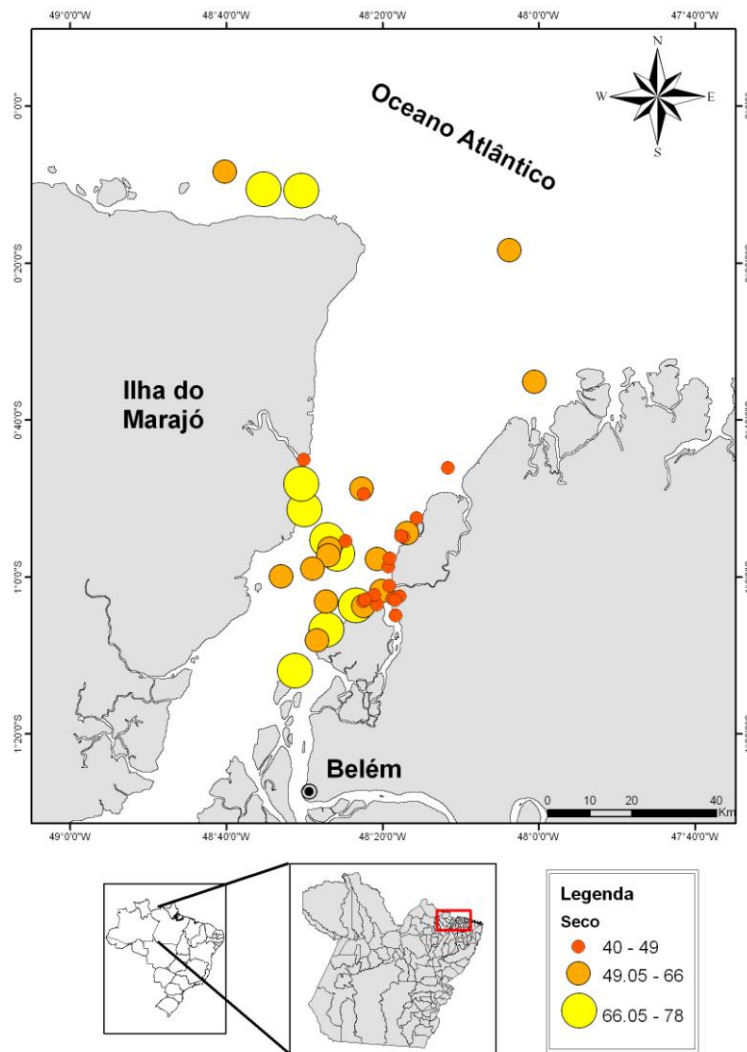


FIGURA 12- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período seco (setembro-novembro) para a frota artesanal de Mosqueiro.

Na transição do período seco para o chuvoso a intensidade de pesca na região externa voltou a aumentar permitindo visualizar uma maior quantidade de pesqueiros que no período anterior, onde a integridade é média. Na região intermediária a pesca também voltou a expandir com pesqueiros em situação bem semelhante à região externa. Na região interna diminuíram os pesqueiros com pontuações máximas sendo predominantes as pontuações intermediárias com maior integridade. As pontuações intermediárias mais baixas ficaram restritas a porção adjacente a ilha de Mosqueiro e a poucos pesqueiros mais próximos da região intermediária do estuário (Figura 13).

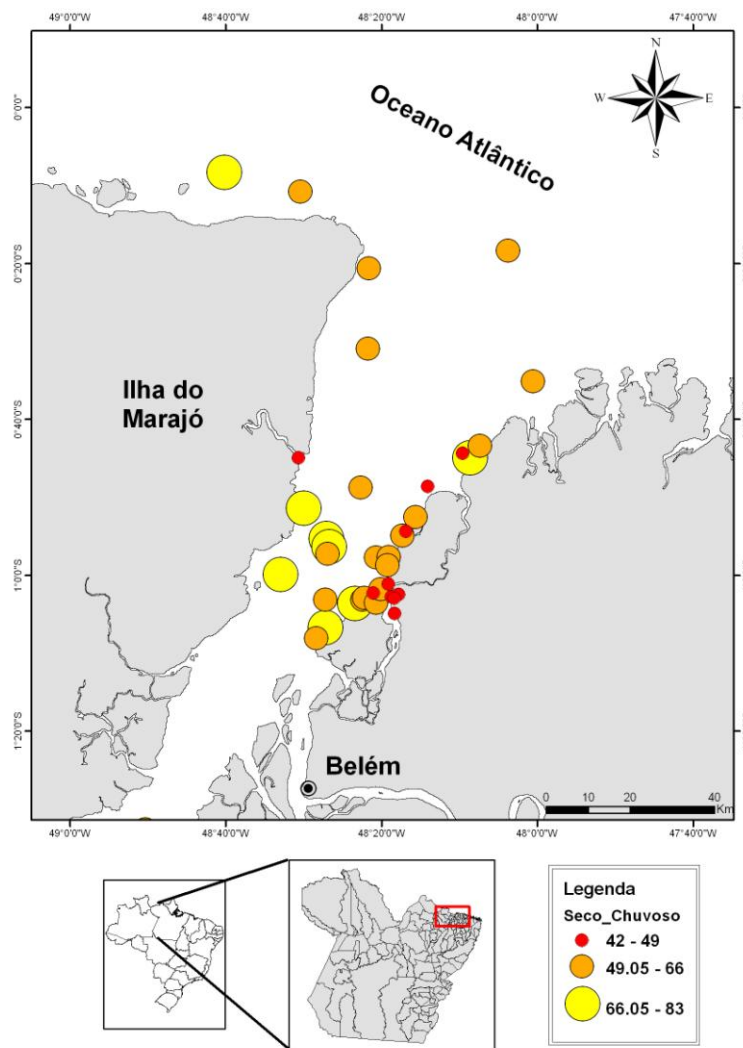


FIGURA 13- Distribuição das pontuações do IBI - comercial no período de transição do seco para o chuvoso (dezembro-fevereiro) para a frota artesanal de Mosqueiro.

### 5.2.4 Nível Trófico médio (TLm)

O TLm apresentou uma variação bem similar nas três categorias, intercalando descidas e subidas no decorrer dos 12 meses (Figura 14). A categoria BMP apresentou uma faixa de variação máxima, igual a 0,4. O maior TLm foi registrado em janeiro (transição do seco para o chuvoso) e o menor em maio (final do chuvoso). A categoria BPP CAM foi a que apresentou menor variação máxima, igual a 0,1, apresentando maior TLm em janeiro, e o menor TLm em maio. A categoria CVR MON obteve maiores TLm em junho (início da transição do chuvoso para o seco) e janeiro, o menor TLm foi visto em dezembro (início da transição do seco para o chuvoso). A faixa de variação máxima foi de 0,4.

O mês de fevereiro deve ser desconsiderado, pois seus resultados apresentaram grande disparidade em relação aos demais. Este fato pode ter ocorrido devido a alguma falha na coleta, possivelmente o coletor não conseguiu registrar o total de desembarques para este mês.

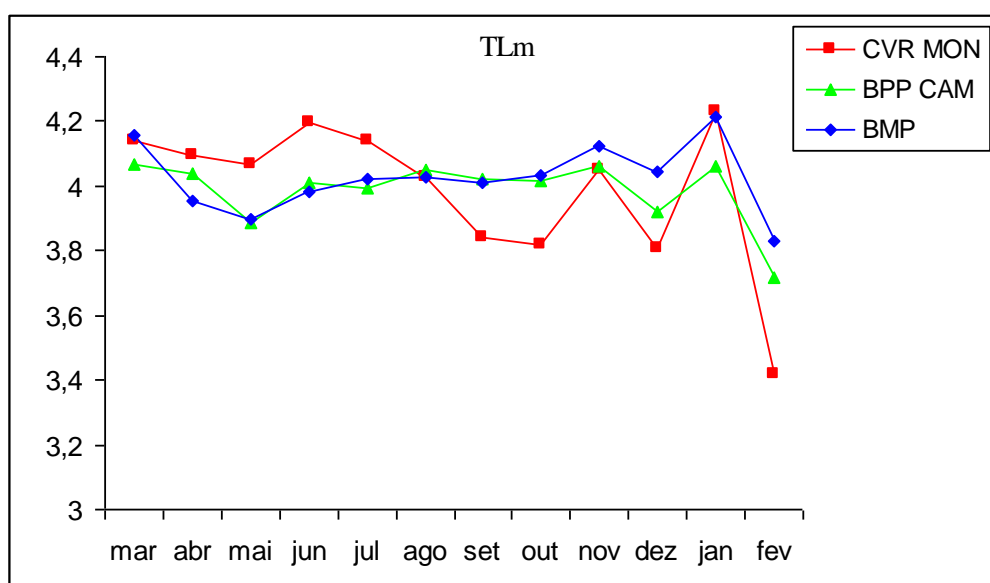


FIGURA 14- Nível trófico médio das três categorias de embarcação da pesca artesanal (BMP, BPP CAM, CVR MON) de março de 2008 a fevereiro de 2009.

### 5.2.5 Fishing-in-Balance index (FiB)

No período chuvoso BMP e BPP CAM atingiram valores negativos, mostrando um cenário de desequilíbrio da pesca onde o TLm também apresenta um declínio. Nos demais meses os valores foram positivos, representando o equilíbrio ecológico da pesca. O FiB

também consegue mostrar bem o crescimento de uma pesca balanceada como no caso de CVR MON que apresenta valores em geral positivos (Figura 15).

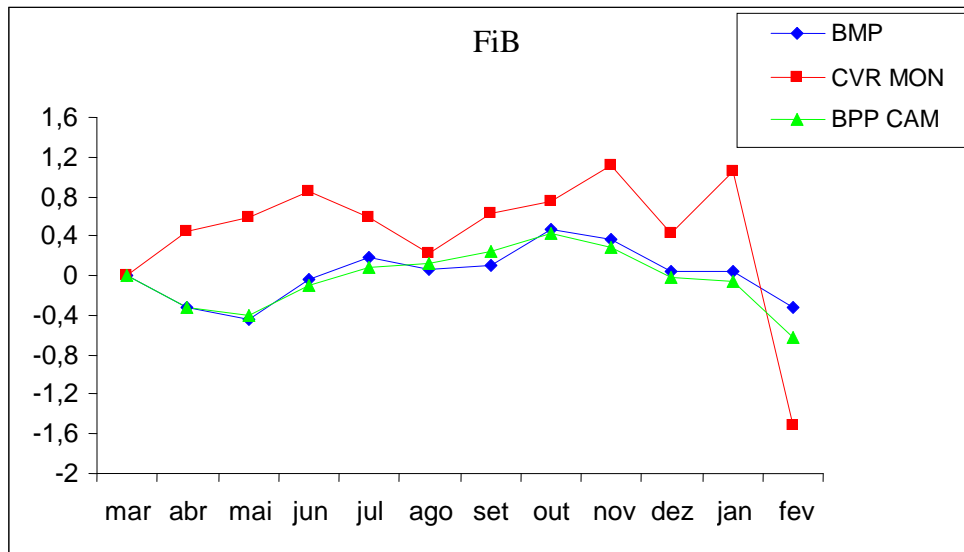


FIGURA 15- Índice de Equilíbrio da Pesca (FiB) para as três categorias de embarcação da pesca artesanal (BMP, BPP CAM, CVR MON) de março de 2008 a fevereiro de 2009.

O padrão incomum do FiB no mês de fevereiro acontece devido ao mesmo erro no TLM, pois o cálculo do FiB depende diretamente dos valores de TLM.

Para conseguir um resultado geral do equilíbrio ecológico da pesca, também foi feito um FiB geral, onde as pescarias das três categorias foram agrupadas. No geral o FiB atingiu valores positivos na maior parte do tempo, destacando uma pesca em equilíbrio ecológico, este cenário só se modifica em abril e maio no período chuvoso, quando são encontrados valores negativos, mostrando um desequilíbrio da pesca neste período (Figura 16).

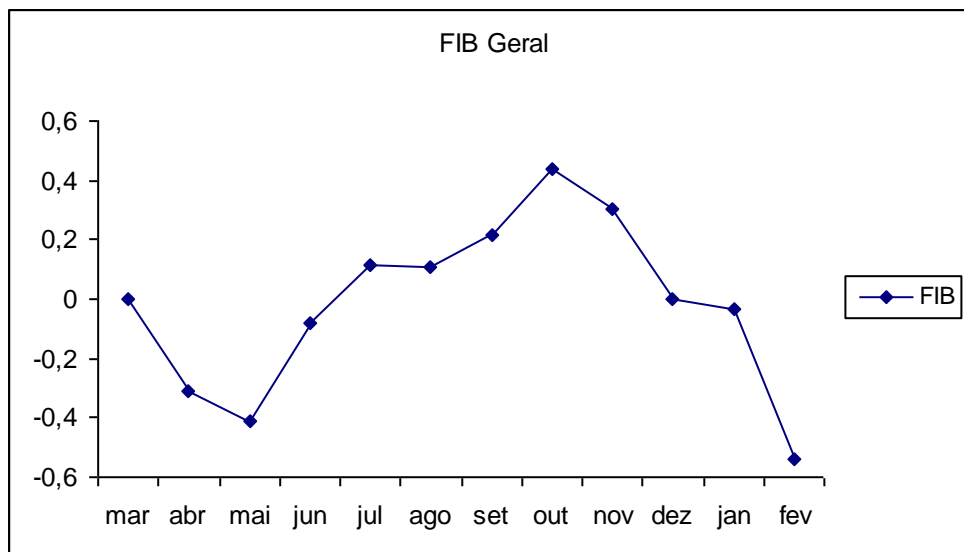


FIGURA 16- FiB geral com as três categorias de embarcação da pesca artesanal agrupadas de março de 2008 a fevereiro de 2009.

## 6 DISCUSSÃO

Os indicadores ecológicos são ferramentas interessantes na avaliação da condição de um ambiente, dando sinais antecipados de possíveis problemas ecológicos (NEVES, 2006). Eles oferecem uma ferramenta de fácil compreensão para o público e gerenciadores das agências governamentais responsáveis pela manutenção da integridade dos ecossistemas (FAO, 2000; NEVES, 2006). Para atingir o progresso rumo ao desenvolvimento sustentável uma gama de indicadores diferenciados de caráter ecológico, social, econômico e institucional, devem ser utilizados (FAO, 2000). Os índices ecológicos, por sua vez, funcionam como um conjunto de indicadores multidisciplinares, que a partir do agrupamento das respostas individuais de cada indicador determinam a integridade de um sistema. A principal vantagem dos índices ecológicos é fornecer uma expressão numérica de uma resposta biológica que pode ser facilmente compreendida na área de biomonitoramento. Porém, existem algumas dificuldades, tal como a identificação de bons indicadores, devido à sensibilidade variada dos táxons (SILVEIRA, 2004).

Os índices e indicadores escolhidos: IBI, Size spectra, TLm, FiB e Curvas ABC foram selecionados pela compatibilidade dos dados necessários em suas análises com as informações contidas nos bancos de dados. O IBI reúne diferentes informações ecológicas da comunidade (composição, estrutura, abundância, riqueza, biomassa e CPUE) que são relativamente simples de se determinar, gerando resultados interessantes a cerca da integridade de um ambiente. O size spectra junto com as curvas ABC são os indicadores de aplicabilidade mais simples, pois os dados de abundância e tamanho dos indivíduos coletados são os primeiros a serem determinados em pesquisas que envolvam comunidades de peixes. O TLm e FiB necessitam de dados mais elaborados, que algumas vezes não estão facilmente disponíveis ou não são de fácil determinação, mas seus resultados se relacionam bem com os outros obtidos no size spectra e nas curvas ABC, possibilitando visualizar bem as modificações das estrutura trófica, composição de tamanho e afetabilidade dos peixes em resposta à atividade de pesca. Os indicadores devem conseguir uma maior integração das métricas ecológicas, com métricas sociais e econômicas que visem não somente a conservação da comunidade íctica, mas que fundamentem uma exploração sustentável da pesca.

A baixa diversidade (14 espécies) e abundância (247 indivíduos) encontrada na baía do Guajará podem ser atribuídas ao nível de esforço; arte de pesca e metodologia de coleta, pois

neste estudo as coletas foram realizadas somente no período seco, utilizando exclusivamente redes de emalhe. Viana (2006) com coletas distribuídas nas diferentes estações do ano e utilizando diferentes artes de pesca, capturou 40 espécies de peixes, Melo (2009) coletou 25 espécies nesta mesma área. Além do esforço empregado nesse estudo ter sido pequeno a reduzida abundância e diversidade de espécies encontradas na baía do Guajará, quando comparada com outros ambientes estuarinos, também podem ser justificadas pela elevada hidrodinâmica da área, com fortes correntes de marés e ondas geradas pelo vento, e pelo grande tráfego de embarcações, tornando o ambiente inóspito para o aparecimento de algumas espécies (NEVES, 2006; VIANA, 2006; MELO, 2009).

A captura na baía do Marajó foi composta de 367 indivíduos compreendendo 20 espécies. Barthem (1985) registrou a ocorrência e a diversidade de 63 espécies de peixes na baía do Marajó, porém ele aplicou um esforço amostral bem maior e a quantidade de habitats amostrada foi muito superior ao presente estudo. Na baía do Marajó os valores de salinidade geralmente são mais elevados que na baía do Guajará, mais adentro do estuário, fato que favorece uma maior diversidade de espécies marinhas e estuarinas neste local (VIANA, 2006). Em estuários, nas zonas de mistura entre a água doce e salgada, onde as diferenças nos fatores ambientais são críticas, as alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas geram um pronunciado estresse ambiental resultando em uma baixa diversidade e menor abundância de espécimes, quando comparado com outros sistemas aquáticos onde esses fatores ambientais são mais constantes (KENNISH, 1986). Portanto, a maior diversidade encontrada na baía do Marajó em relação à baía do Guajará foi favorecida pelo fato de as coletas da pesca experimental terem sido realizadas no período seco, onde o nível de precipitação é bem menor e a baía do Marajó fica bem mais homogênea quanto a salinidade.

Os valores intermediários atingidos no IBI - experimental para a baía do Guajará acontecem principalmente em consequência da menor abundância e diversidade encontrada neste ambiente, pois a maior parte dos indicadores ou métricas utiliza informações da composição, abundância e diversidade da comunidade (LIEFFERING et al., 2010). Esta pobreza do ambiente se dá pelas condições adversas do estuário, verificadas em vários estudos (NEVES, 2006; VIANA, 2006; MELO, 2009), já que Neves (2006) constatou que a emissão de poluentes dentro da baía do Guajará ainda não ultrapassou a capacidade de resiliência do ambiente, sendo que estes nutrientes urbanos estão servindo, inicialmente, como fonte de alimento para algumas espécies. O IBI – experimental para a baía do Marajó obteve pontuações bem mais elevadas em suas métricas. A maior diversidade e abundância de espécies, e o padrão de menor variação da salinidade no período seco, possibilitam um melhor

desempenho dos indicadores em comparação com a baía do Guajará. A configuração do IBI destaca a qualidade elevada em relação à baía do Guajará com pontuações próximas a 100% da integridade ideal.

A diminuição no coeficiente angular do size spectra em resposta ao aumento do esforço de pesca na baía do Guajará destaca a idéia de um impacto da pesca no tamanho dos indivíduos, mas o ponto médio teve comportamento diferente do esperado e aumentou de 2007 para 2008. Geralmente regiões mais exploradas pela pesca têm o coeficiente angular e o ponto médio inferiores aos de áreas menos exploradas (GRAHAM et al., 2005). A taxa de recrutamento no ambiente e a densidade de indivíduos grandes interferem no size spectra, pois a produtividade de espécimes pequenos é bem maior que a de indivíduos grandes (GRAHAM et al., 2005; STOBBERUP et al., 2005). A captura dos predadores naturais das espécies menores também pode levar a uma mudança de dominância no ambiente, onde as espécies de menor porte passam a possuir maior destaque (DAAN et al., 2005).

A diminuição no coeficiente angular e o aumento do ponto médio em resposta ao aumento no esforço de pesca sugere que os resultados deste método na baía do Guajará não estão diretamente relacionados ao esforço de pesca e sim a características naturais do ambiente estuarino, visto que, as espécies que habitam a baía do Guajará são, em grande parte, de pequeno porte, a maioria delas possui comprimento total inferior a 15 cm (VIANA, 2006). Por ser uma zona de berçário a baía é um ambiente constituído em sua maioria de indivíduos juvenis (VIANA, 2006; MELO, 2009). Neste local as espécies de grande porte, são basicamente migratórias por isso não são coletadas em quantidade suficiente para caracterizar o ambiente como um local dominado por peixes de maior tamanho (VIANA, 2006; MELO, 2009). Stobberup et al. (2005) verificaram que é difícil de relacionar os resultados do size spectra com a exploração em ecossistemas caracterizados por uma taxa de crescimento dos peixes elevada, espécies de pequeno porte, alta diversidade e onde as inter-relações são complexas, tais como ambientes tropicais. A migração de algumas espécies da baía do Marajó em direção a baía do Guajará durante o período seco, que saem de áreas com maior salinidade para a porção mais próxima do continente de menor salinidade (Viana, 2006) também pode colaborar para o aumento no número de indivíduos grandes, levando a um crescimento no valor do ponto médio. O size spectra foi mais claro na baía do Marajó, onde a atividade de pesca é mais intensa, mas a abundância de espécimes é maior. O aumento do coeficiente angular e do ponto médio com a diminuição do esforço de pesca mostrou que a comunidade de peixes ainda não esteve afetada, e o tamanho e a abundância de indivíduos de

grande porte aumentaram. A diminuição no esforço indica que uma exploração controlada pode ser benéfica a integridade da ictiofauna.

As curvas ABC mostraram uma situação de perturbação moderada da baía do Guajará onde estas permaneceram bem próximas até se cruzarem em seu curso. Já para a baía do Marajó o padrão das curvas esteve bem mais próximo da situação de não-perturbação onde a curva de biomassa está acima da curva de abundância. Assim como o size spectra o método das curvas ABC também sofre interferência da existência de muitos indivíduos juvenis no ambiente de berçário estuarino. Como visto por Neves (2006) a existência natural de uma grande quantidade de indivíduos pequenos na baía do Guajará pode ser confundida com uma troca de dominância (onde a maior parte da comunidade passa a ser composta por espécies do tipo r-estrategistas). A captura ocasional de espécies migradoras de maior porte, como: *Ageneiosus aff. ucayalensis* e *Brachyplatystoma rousseauxi*, que se deslocam nesta baía (VIANA, 2006) pode indicar a dominância de espécies do tipo k, quando na verdade ela não é residente do ambiente. Na baía do Marajó onde as condições são mais estáveis, as curvas ABC não detectaram troca de dominância para espécies r-estrategistas.

Os dados da pesca comercial mostraram a predominância de embarcações da categoria BPP CAM que desempenham o maior esforço de pesca na baía do Marajó, atuando em toda extensão do estuário dependendo da estação do ano, em oposição à categoria CVR MON com a menor frota e menor esforço, pois sua atuação está restrita a porção mais interna ao estuário devido serem embarcações menores com menor autonomia de pesca, capacidade de armazenamento e deslocamento, já que não possuem motor (FERREIRA, 2009). Nos registros da pesca comercial foram identificados 33 nomes de peixe. Esta diversidade poderia até ser maior, mas como os indivíduos capturados não são encaminhados ao laboratório, eles não podem ser classificados a nível específico sendo separados pelos nomes comuns dados pela população a cada grupo de peixe. Por exemplo, o nome comum sardinha é dado a diferentes espécies das famílias Engraulidae e Clupeidae de ocorrência registrada na região.

A variação do nível trófico médio foi bem semelhante em BMP e BPP CAM onde o TLm mínimo foi encontrado em maio e o máximo em janeiro. O TLm elevado em janeiro se deve a maior captura de espécies migradoras de TL alto, como *Brachyplatystoma rousseauxi* (dourada), 4,14, e principalmente *Brachyplatystoma vaillanti* (piramutaba), 4,5, que compôs a maior parte da captura. Com o aumento das chuvas no período de transição do seco para o chuvoso (dezembro a fevereiro) as embarcações de maior porte se deslocam para a porção mais externa do estuário (FERREIRA, 2009), pois a produção na região interna do estuário, que tem sua safra no período seco, apresenta uma diminuição considerável. Barthem e

Goulding (1997) citam que no período de janeiro a maio os peixes maiores se espalham na extensa área de água doce que domina o estuário. A presença marcante da piramutaba nas capturas comerciais de BMP e BPP CAM, durante este período é reforçada pela saída do período de defeso desta espécie que vai de setembro até a metade de novembro. A queda de TLm em maio acontece porque uma parte da frota de BMP e BPP CAM começa a voltar para a porção mais intermediária do estuário influenciada pela água doce capturando menos espécies de TL elevado. Barthem e Goulding (1997) também viram que a partir do início de maio a baía do Marajó é invadida pela água salgada, e com a diminuição da descarga do rio Tocantins os cardumes de piramutaba iniciam seu deslocamento para as regiões internas do estuário com a finalidade de escapar das águas mais salinas. Em maio a captura foi marcada por uma grande quantidade de *Pellona flavipinnis* (sarda) de TL menor (3,7) o que colaborou para a queda no TLm. Viana (2006) encontrou uma maior abundância de *Pellona flavipinnis* em dezembro na baía do Guajará dentro do período seco. Com o maior volume de chuvas esta espécie de hábitos migratórios (COX-FERNANDES, 1988) pode se deslocar para a porção intermediária da baía do Marajó, sendo capturada pela frota que está retornando da porção mais externa do estuário.

O maior TLm atingido por CVR MON em junho se deve ao deslocamento das espécies de TL elevado para a porção interna do estuário, no início do período de transição para a estiagem (junho a agosto), aumentando também a produção nesta região. O mínimo TLm em dezembro ocorre pela maior captura de espécies de TL menor como *Pellona flavipinnis* (sarda), *Mugil gaimardianus* (tainha) e *Plagioscion surinamensis* (pescada curuca) e menor presença de peixes de nível trófico elevado. Durante o período seco (de setembro a novembro) as três categorias de embarcação atuam na região interna (FERREIRA, 2009) exercendo uma forte captura das espécies de TL elevado e podendo causar a menor ocorrência destas em dezembro, ao término do período de safra. Embora exista esta queda em dezembro o TLm volta a subir no mês seguinte, em janeiro, devido a grande captura de *Brachyplatystoma vaillanti* que mesmo durante a sua migração sazonal para a região externa é capturada em uma quantidade considerável pelas embarcações de menor porte, mostrando que a variação de TLm causada pela pesca não é de caráter permanente.

Embora exista uma variação máxima no TLm de 0,4 na pesca artesanal amazônica, que está acima da média global de 0,1 (PAULY et al., 1998), ela não pode ser considerada permanente ou sendo resposta a atividade de pesca, pois o TLm alternou entre declínios e ascensões. Os trabalhos que utilizam a variação no nível trófico médio para detectar os efeitos da pesca sobre a ictiofauna são desenvolvidos com escalas de tempo de no mínimo décadas,

visto que a mudança de TLM em um ambiente é gradual e só pode ser constatada quando as variações sazonais ou anuais de composição específica são excluídas. Assim, as análises mensais de variação do nível trófico médio não parecem ter resultados muito relevantes.

Os resultados encontrados no FiB concordaram com o TLM onde BMP e BPP CAM ficaram com valores negativos durante abril e maio onde o TLM caiu. A elevação em outubro ocorre devido à maior produção obtida neste mês. Já em CVR MON os valores, embora com alguma variação, estiveram sempre positivos mostrando uma pesca bem equilibrada. As quedas nos valores do FiB em agosto e dezembro ocorrem por diferentes fatores. Em agosto a diminuição de produção dos desembarques foi mais importante que a queda no TLM, mas em dezembro o TLM teve uma diminuição considerável em relação aos demais meses destacando um desequilíbrio ecológico da captura. A caracterização geral do equilíbrio ecológico na captura da pesca artesanal feita com o FiB global se mostrou bem semelhante ao padrão obtido por BMP e BPP CAM, onde o desequilíbrio ecológico é visto no período chuvoso, mas nos demais meses a estrutura trófica e as capturas voltam a ficar equilibradas, com valores sempre positivos. Pode-se dizer então, que os resultados encontrados no FiB estiveram mais ligados a variação sazonal na produção dos desembarques de algumas espécies do que ao impacto causado pela pesca no TLM da comunidade, e assim como a variação do TLM a confecção do FiB não mostrou boa performance com análises mensais.

O IBI - comercial mostra as pontuações intermediárias próximas à faixa máxima para BMP e BPP CAM que possuem embarcações com maior autonomia e poder de pesca, assim como aparelhos de pesca mais eficazes, atingindo maior CPUE, capturando maior quantidade de predadores (carnívoros), maior diversidade de espécies, e conseguindo melhor desempenho nas métricas escolhidas. A categoria CVR MON atinge pontuações menores, mas ainda na faixa intermediária, porém mais próximas da faixa mínima. Embora o poder de pesca de cada categoria de embarcação tenha influência nas pontuações encontradas no IBI – comercial, a integridade da ictiofauna na baía do Marajó parece estar relacionada principalmente à área de atuação dos diferentes tipos de embarcação e a migração sazonal das espécies, desencadeada pela variação de salinidade dentro do estuário.

As embarcações de maior porte BMP e BPP CAM atuam principalmente na região externa do estuário que parece possuir uma ictiofauna mais íntegra que a porção interna, quanto à disponibilidade e riqueza de peixes, obtendo melhor desempenho no IBI – comercial. Esta maior integridade da região externa pode estar associada ao esforço aplicado na ictiofauna que é exercido somente por uma menor quantidade de embarcações maiores que são capazes de se deslocar por longas distâncias, diferentemente da região interna onde um

grande número de barcos de menor porte tem atuação forte e contínua sobre os estoques (FERREIRA, 2009), onde a própria disponibilidade de peixes parece ser menor. No período chuvoso a integridade da ictiofauna é ainda maior, devido ao crescimento da disponibilidade de peixes, pois muitas espécies migram para a região externa em resposta à maior descarga fluvial que aumenta a pluma estuarina fazendo com que algumas espécies saiam da região interna e se espalhem na região externa do estuário (BARTHEM, 1985). Com essa diminuição no estoque de peixes da região interna o desempenho de CVR MON no período chuvoso é o pior encontrado, visto que sua área de atuação está restrita a região mais próxima da ilha de Mosqueiro (FERREIRA, 2009), onde a integridade se mostrou inferior.

No período seco de menor precipitação ocorre o período de safra da região interna, devido à migração de algumas espécies da região externa mais salina para a região interna de maior influencia continental (PAZ, 2007), possibilitando a ação das três categorias de embarcação nesta região. O fato do acesso ser mais fácil melhorando a relação custo benefícios das viagens também colabora para o aumento da pesca nesta região (FERREIRA, 2009). Esta maior disponibilidade de peixes eleva a integridade da ictiofauna na região interna sendo possível observar vários pesqueiros com pontuação máxima ou com pontuações médias com boa integridade, e a menor abundância de peixes na região externa resulta na utilização de poucos pesqueiros, nos quais as pontuações mostram uma integridade moderada. O aumento das pontuações de CVR MON, de menores embarcações e poder de pesca, também comprova a melhora da integridade da ictiofauna na região interna, durante o período seco. As capturas de BMP e BPP CAM diminuem quando os esforços de todas as categorias estão concentrados em uma única região, destacando que embora a região interna esteja em seu período de safra, a sua integridade ainda é menor que a da região externa, principalmente no período chuvoso. Contudo, o estuário como um todo apresentou pontuações geralmente intermediárias, sendo que a menor faixa de pontuação permanece sempre próxima a ilha de Mosqueiro onde a exploração é exercida principalmente por CVR MON que exerce viagens diárias de pequena produção, destacando uma integridade moderada da ictiofauna na baía do Marajó.

Considerando os indicadores e índices escolhidos para este trabalho foi possível perceber que os resultados mais interessantes foram obtidos por indicadores que juntam diferentes informações de uma comunidade, como no caso do IBI experimental e comercial, pois resultam em informações mais completas da resposta de uma comunidade, não ficando limitada a somente um fator como no caso do size spectra e das análises de nível trófico médio e equilíbrio trófico da pesca. Os índices ecológicos também evitam alguns erros nas

conclusões quando não se levam em conta características diferenciais de cada ambiente, como no caso das curvas ABC que são pouco eficientes em ambientes estuarinos considerados zonas de berçário. Devem ser tomadas algumas medidas para melhorar a relevância dos resultados obtidos com os indicadores e índices ecológicos. Para a pesca experimental são necessárias coletas em seguidos anos, divididas em períodos sazonais, permitindo entender a permanência de um estado de exploração quanto à sazonalidade do sistema. E para a pesca comercial uma série de dados mais longa para verificar o efeito permanente da pesca. Nas duas pescarias seria ideal a coleta de parâmetros físico-químicos do ambiente (ph, salinidade, nutrientes) possibilitando a atribuição de alguma modificação na disponibilidade da ictiofauna à atividade de pesca e não a alguma variação natural do ambiente ou estresse causado por outras fontes.

## 7 CONCLUSÕES

A escolha correta dos indicadores e índices ecológicos deve levar em consideração os tipos de informações disponíveis para análise, evitando prejuízos aos resultados devido à falta de dados. A criação de um novo índice deve levar em consideração as características exclusivas de cada ambiente a fim de que não cometa os mesmos erros observados em outras metodologias. Para que os indicadores sejam mais eficazes, devem possuir uma base consistente de dados e reunir informações diferenciadas (ecológicas, econômicas e sociais) abrangendo o máximo de fatores relacionados à sustentabilidade do ambiente.

A pesca experimental verificou que a baía do Guajará possui uma integridade moderada sofrendo interferência de características naturais do estuário que diminuem a abundância e a diversidade de espécies. As alterações no tamanho dos indivíduos são condicionadas pela dominância de peixes juvenis na zona de berçário estuarina e pela dinâmica de deslocamento das espécies a montante do estuário durante o período seco, não apresentando relação direta com a atividade de pesca.

Na baía do Marajó as pescarias experimentais destacaram a boa integridade da ictiofauna no período seco, tendo colaboração da maior homogeneidade do ambiente quanto à salinidade que aumenta a abundância e a diversidade de espécies. O padrão de variação do tamanho corporal não mostrou impacto relacionado à atividade de pesca, sendo possível observar a melhora da comunidade íctica quando o esforço de pesca é menor.

O método ABC parece pouco confiável quando aplicado em ambientes estuarinos considerados zonas de berçário por representar uma troca de dominância no ambiente, quando na verdade o ambiente é dominado por peixes em fase juvenil. O seu desempenho melhora em áreas mais estáveis de menor taxa de recrutamento.

Os dados da pesca comercial possibilitaram realizar uma análise sazonal da integridade da ictiofauna na baía do Marajó. Comparando os resultados da pesca experimental e da pesca comercial a baía do Marajó durante o período seco demonstrou boa integridade. No geral, durante o ano, a integridade da ictiofauna na baía do Marajó permaneceu moderada, sendo que a variação da integridade e do nível trófico da comunidade íctica esteve relacionada à dinâmica das espécies e à região de atuação de cada categoria da frota que desembarca em Mosqueiro, sendo menos afetada pela perturbação da atividade de pesca.

## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, O. T. **Manejo de pesca na Amazônia**. São Paulo: Petrópolis, 2006.

BAETA, F.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Changes in the trophic level of Portuguese landings and fish market price variation in the last decades. **Fisheries Research**, v. 97, p. 216–222, 2009.

BARTHEM, R. B. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da Baía do Marajó, Estuário Amazônico. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Série Antropologia, Belém, v. 6, n. 1, p. 15-28, 1985.

BARTHEM, R.; GOUDING, M. **Os bagres balizadores. ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos**. Sociedade Civil Mamirauá. Brasília, D.F.: MCT – CNPq – IPAAM (Ministério da Ciência e Tecnologia - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas), 1997. 129 p.

BENTES, B. S. **Diagnóstico da pesca no Litoral Paraense**. 2004. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2004.

BERNADI, W. **Análise corretométrica do rio Guamá próximo à desembocadura do Igarapé Tucunduba**. 1987. 52 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia) – Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, 1987.

BERVOETS, L. et al. Fish community responses to metal pollution. **Environmental Pollution**, v.138, p. 338-349, 2005.

BIANCHI, G. et al. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 558–571, 2000.

BHATHAL, B.; PAULY, D. 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950–2000. **Fisheries Research**, v. 91, p. 26–34, 2008

CARDOSO, M. P. A. **Ilha do Mosqueiro: Cenário de Lutas Amazônicas na Trilha de sua Sobrevivência**. 2000. 135 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização Serviço Social)-Universidade Federal do Pará, Belém, 2000.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, p. 173 –189, 2009.

CERVIGÓN, F. **Los peces marinos de Venezuela**. 2. ed. S. l., s.n, 1991.

COSTA, L. **Sedimentação Holocênica no Estuário do Rio Araguari-AP**. 1996. 148 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará. Belém, 1996.

COX-FERNANDES, C. **Estudo de migrações laterais de peixes no sistema lago do Rei (Ilha do Careiro)**. 1988. 188 f. Dissertação de Mestrado - INPA, Manaus, 1988.

CLARK, R.K.; WARMICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 1994. 144p United Kingdom: Plymouth marine laboratory, 1994.

CURY, P. M., SHANNON, L. J., ROUX, J-P, DASKALOV, G. M., JARRE, A., MOLONEY, C. L.; PAULY, D. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. **ICES Journal of Marine Science**, 62: 430e442.

DAAN, N. et al. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? e ICES. **Journal of Marine Science**, v. 62, p. 177-188, 2005.

FERREIRA, M.T. et al. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian ecoregion. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, p. 519–530, 2007.

FERREIRA, P.R.C. **Sistema de Informação Geográfica (SIG) aplicado a caracterização da pesca comercial desembarcada na ilha de Mosqueiro (PA)**. 2009. 84 f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Pará, 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS (FAO). **Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur America**. Roma: NORAD, 1992.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS (FAO) Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. **FAO Technical Guidelines for Responsible**, n. 8. 1999.

GARCIA, T.O. **Hábito alimentar e nível trófico de espécies de peixes marinhos e estuarinos da costa brasileira**. 2009. 67f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Pará, 2009.

GASCUEL, D. et al. The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 443- 452, 2005.

GISLASON, H.; RICE, J. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. **ICES Journal of Marine Science**, v. 55, p. 362–370, 1998.

GRAHAM, N.A.J. et al. Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. **Coral Reefs**, v. 24, p. 118–124, 2005.

GREGORY, R. D.; BLACKBURN, T. M. Abundance and body size in British birds: Reconciling regional and ecological densities. **Oikos**, v. 72, p. 151–154, 1995.

GUYOT, J.L. Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie Bolivienne. **ORSTOM Ed., Etudes et thèses**, v. 264, p. 1157-4, 1993.

ISAAC, V. J.; ESPÍRITO-SANTO, R. V.; NUNES, J. L. G. A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, p. 205-213, 2008.

ISAAC, V. J.; BRAGA, T. M. Rejeição de pescado nas pescarias da região norte do Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 32, p. 39-54, 1999.

ISAAC, V.J.; BARTHEM, R. B. Os Recursos pesqueiros da Amazônia Brasileira. **Bol. Museu Paraense Emilio Goeldi**, Antropologia, Belém, v. 11, n. 2, p. 295-339, 1995.

IBAMA. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/recursospesqueiros/>>. Acesso em 10 de agosto de 2010.

IBAMA. **Estatística da pesca 2006**: grandes regiões e unidades da federação. Brasília: IBAMA, 2008. Disponível em: <[www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br)>. Acessado em: 20 de junho de 2010.

KANTOUSSAN, J. et al. The relevance of size parameters as indicators of fishery exploitation in two West African reservoirs. **Aquatic Ecology**, v. 43, p. 1167–1178, 2009

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21-27, 1981.

KARR, J.R., CHU, E.W. **Biological monitoring and assessment**: using multimetric indexes effectively. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle, 1997.

KENNISH, M.J. Ecology of estuaries: physical and chemical aspects. Flórida: **CRC PRESS**, 1986, v. 1, 254 p.

KERR S.R.; DICKIE, L.M. **The biomass spectrum**: a predator-prey theory of aquatic production. Columbia University Press, New York, 2001.

LIEFFERINGE, C.V. et al. Impact of habitat diversity on the sampling effort required for the assessment of river fish communities and IBI. **Hydrobiologia**, v. 644, p.169–183, 2010.

MELO, Y. P. C. **Caracterização da ictiofauna durante o período seco, na baía do Guajará e baía do Marajó**. 2009. 125 f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca) - Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

MILESSI, A.C. et al. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990–2001. **Fisheries Research**, v. 74. p. 223–231, 2005.

NEVES, P. A. **Determinação de indicadores ecológicos: estudo de caso da Baía do Guajará**. 2006. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

NITTROUER, C. A. An Introduction to the Geological Significance of the Sediment Transport and accumulation on the Amazon Continental Shelf. **Marine Geology**, v. 125, p. 177-92, Abril, 1995.

OLIVEIRA, D. M. **A pesca artesanal da frota de Mosqueiro (Belém – Pará) e o uso do ambiente pela dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii* - Castelnau, 1855)**. 2007. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Pará, Centro de Ciências Agrárias - Núcleo de Estudos em Ciência Animal, 2007.

PAULY, D, et al. Fishing down marine foods webs. **Science**, v. 279, p. 860–863, 1998.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. Ecopath, ecosim and ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. **ICES Journal Marine Sciences**, v. 57, p. 697–706, 2000

PAULY, D.; PALOMARES, M.L. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. **Bulletim Marine Sciences**, v. 76, p. 197–211, 2005.

PAULY, D.; WATSON, R. **Background and interpretation of the “Marine trophic Index” as a measure of biodiversity**. Philosophical Transactions of The Royal Society: Biological Sciences, 2005.

PAZ, A. C. **Pesca e ictiofauna na área adjacente ao terminal de Vila do Conde – Pará, Brasil**. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal – Universidade Federal do Pará, Centro de Ciências Agrárias - Núcleo de Estudos em Ciência Animal - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2007.

PEREIRA, K. R. B. **Caracterização geoquímica de sedimentos de fundo da orla de Belém – Pará**. 2001. 91 f. Dissertação (Mestrado em geologia e Geoquímica) - Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará. Belém.

PINNEGAR, J. K. et al. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, 377-390, 2002.

RIBEIRO, K. T. S. **Água e saúde humana em Belém**. Belém: Cejup, 2004. 280 p. (Coleção Megam).

ROCHET M. J.; TRENKEL, V. M. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p.86–99, 2003.

RUFFINO, M. L. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia**. Brasília: Ibama, 2005.

SILVA, B. B. **Diagnóstico da pesca no litoral paraense**. 2004. 138 f. Dissertação (Mestrado). Museu Paraense Emílio Goeldi.- Universidade Federal do Pará, 2004.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação de biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. EMBRAPA, 2004. (Documento 36).

SHELDON, R. W. et al. The size distribution of particles in the ocean. **Limnology Oceanography**, v. 17, p. 337–340, 1972.

STOBBERUP, K. A. et al. Analysis of size spectra off northwest Africa: a useful indicator in tropical areas? **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 424-429, 2005.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, p. 91-108, 2005.

TRENKEL, V. M.; ROCHET, M. J. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 67-85, 2003.

URIARTE, A.; BORJA, A. Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 214–224, 2009.

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

VIANA, A. P. **Utilização da ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental na baía do Guajará (Belém - PA), estuário Amazônico**. 2006. 160 f. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Ciência Animal) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Pará. Belém, 2006.

VIANA, A. P. et al. Fish fauna as indicator of environmental quality in a metropolitan region of the Amazon Estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 467–486, 2010

WARWICK, R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 92, p.557-562, 1986.

WAN, H. et al. The impact of rare taxa on a fish index of biotic integrity. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 781–788. 2010.

YEMANE, D.; FIELD, J. G.; LESLIE, R. W. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 374-379, 2005.

## ANEXO 1

Nome Comum	Espécie	Família	Ambiente	Habitat na coluna d'água	Tipo de Alimentação	Nível Trófico
Acari	<i>Hypostomus plecostomus</i>	Loricariidae	Não migrador	Demersal	Onívoro	2.5
Aracu	<i>Anostomus brevior</i>	Anostomidae	Não migrador	Pelágico	NI	2
Arraia	NI	NI	Não migrador	Demersal	NI	NI
Bacu	<i>Lithodoras dorsalis</i>	Doradidae	Não migrador	Demersal	Herbívoro	2
Bagre	<i>Arius couma</i>	Ariidae	Migrador	Demersal	Zoobentívoro	3.44
Bandeirado	<i>Bagre bagre</i>	Ariidae	Migrador	Demersal	Piscívoro	4.01
Barbado	<i>Goslinia platynema</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	NI	4.5
Cação	<i>Sphyrna sp.</i>	Sphyrnidae	Migrador	Bentopelágico	Piscívoro	4.5
Camarão	NI	NI	NI	NI	NI	NI
Camorim	<i>Centropomus spp.</i>	Centropomidae	Migrador	Demersal	Piscívoro/Zoobentívoro	4.18
Carataí	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	Auchenipteridae	Migrador	Demersal	Zooplancônico	2
Corvina	<i>Cynoscion virescens</i>	Sciaenidae	Migrador	Demersal	Piscívoro/Zoobentívoro	4.03
Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxi</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	Piscívoro	4.14
Fidalgo	NI	NI	NI	NI	NI	NI
Filhote	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	Piscívoro/Zoobentívoro	4.47
Lagosta	NI	NI	NI	NI	NI	NI
Mandí	<i>Pimelodus gr. altipinnis</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	Onívoro	NI

# ANEXO 1

(Continuação)

Nome Comum	Espécie	Família	Ambiente	Habitat na coluna d'água	Tipo de Alimentação	Nível Trófico
Mandubé	<i>Ageneiosus aff. ucayalensis</i>	Auchenipteridae	Migrador	Pelágico	Zoobentívoro	3.66
Mapará	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	Zooplanctônico	2.91
Pacamão	<i>Batrachoides surinamensis</i>	Batrachoididae	Não migrador	Demersal	Zoobentívoro	3.66
Pescada Amarela	<i>Cynoscion acoupa</i>	Sciaenidae	Migrador	Demersal	Piscívoro/Zoobentívoro	4.05
Pescada Branca	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Sciaenidae	Migrador	Bentopelágico	Piscívoro	3.97
Pescada Curuca	<i>Plagioscion surinamensis</i>	Sciaenidae	Migrador	Bentopelágico	Piscívoro	4.5
Pescada Gó	<i>Macrodon ancylodon</i>	Sciaenidae	Não migrador	Demersal	Piscívoro/Zoobentívoro	3.9
Pescada preta	<i>Plagioscion auratus</i>	Sciaenidae	Não migrador	Bentopelágico	Zoobentívoro	3.54
Piramutaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	Pimelodidae	Migrador	Demersal	Piscívoro	4.5
Pirapema	<i>Megalops atlanticus</i>	Megalopidae	Não migrador	Pelágico	Piscívoro	3.61
Rebeca	<i>Aspredo aspredo</i>	Aspredinidae	Não migrador	Demersal	Zoobentívoro	NI
Sarda	<i>Pellona flavipinnis</i>	Pristigasteridae	Migrador	Pelágico	Piscívoro	3.71

## ANEXO 1

(Conclusão)

Nome Comum	Espécie	Família	Ambiente	Habitat na coluna d'água	Tipo de Alimentação	Nível Trófico
Sardinha	<i>Lycengraulis batesii</i> , <i>Anchoa spinifer</i>	Engraulidae	Não migrador	Pelágico	Zoobentívoro	3.85
Tainha	<i>Mugil spp.</i>	Mugilidae	Migrador	Bentopelágico	Herbívoro	2.42
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	Erythrinidae	Não migrador	Bentopelágico	Piscívoro	3.8
Tralhoto	<i>Anableps anableps</i>	Anablepidae	Não migrador	Demersal	Herbívoros	3.3
Tucunaré	<i>Cichla spp.</i>	Cichlidae	Não migrador	Pelágico	Piscívoro	4.5
Xaréu	<i>Alectis ciliaris</i>	Carangidae	Migrador	Pelágico	Piscívoro/Zoobentívoro	3.46

ANEXO 1: Espécies capturadas pela pesca comercial com nome específico, família, ambiente, habitat na coluna d'água, tipo de alimentação e nível trófico de cada um. NI = Não Informado