

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Pró-Reitoria de Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

O Histórico de uma Pesca Tropical
Utilizando Indicadores Ecosistêmicos

Márcio Luiz Farias Rato

Orientadora: **Prof^a. Dr^a Priscila Fabiana Macedo Lopes**

2014

Natal-RN

Brasil

Márcio Luiz Farias Rato

O Histórico de uma Pesca Tropical
Utilizando Indicadores Ecosistêmicos

Defesa de Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação
Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PGE/UFRN).

Orientadora: **Prof^a. Dr^a Priscila Fabiana Macedo Lopes**

2014

Natal – RN

Brasil

Márcio Luiz Farias Rato

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Setorial do Centro
de Biociências

Rato, Márcio Luiz Farias.

A sobrepesca tropical sob uma perspectiva ecossistêmica: um estudo de caso no
nordeste do Brasil. / Márcio Luiz Farias Rato. – Natal, RN, 2014.

58 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Priscila Fabiana Macedo Lopes.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro
de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

1. Indicadores Ecossistêmicos da Pesca. – Dissertação. 2. Óleo diesel –
Dissertação. 3. Subsídios – Dissertação I. Lopes, Priscila Fabiana Macedo. II.
Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 574

Defesa de Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação Ecologia,
da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PGE/UFRN).

Aprovado em: BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dra. Ronaldo Angellini
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PEG/UFRN)

Prof. Dr. Rodrigo Silva da Costa
Universidade Federal Rural do Semi-árido (PPEC/UFERSA)

Prof. Dr. Priscila Fabiana Macedo Lopes
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PEG/UFRN)

O Peixe

Com ser arco de prata e dia

Faz-se também de flecha

Fere o mar, fere mesmo até

O olho mineral do pescador

Arco sujo de areia e juncos

No barco rasteja ser cansaço

- Flexível flecha partida ao meio

Pelo agudo sol de solitário anzol

Zila Mamede

Sumário

Introdução Geral.....	7
Da Captura à Sustentabilidade. Dentro da perspectiva ecossistêmica	7
Resumo.....	7
Palavras Chaves.....	7
Abstract	8
Abstract	8
Keys words	8
Introdução.....	8
Mensurando os Índices Ecossistêmicos e o seu lugar na Ciência Pesqueira.	10
A História do Nível trófico Médio (MTL) e as Hipóteses das Tendências Globais da pesca sobre a Rede Trófica Marinha	15
De Relação Ecológica Negativa a Prestação de Serviços Ecossistêmicos: A necessidade futura para a Sustentabilidade da Pesca?.....	22
Literatura Citada.....	24
Capítulo I.....	29
A sobrepesca tropical sob uma perspectiva ecossistêmica: Um estudo de caso no nordeste do Brasil.	29
Resumo.....	29
Abstract	29
Keys Words.....	30
Introdução.....	30
Materiais e Métodos	34
Resultados	37
Discussão	43
Agradecimentos	46
Literatura citada	47
Anexo 1.....	50
Anexo 2 Script Análise de Regressão	52
Anexo 3 Script Análise GLS.....	57
Anexo 4: Classificação dos Recursos Pesqueiros: Peixes Pelágicos Oceânicos e Peixes Costeiros e Recifais.....	58

Introdução Geral

Da Captura à Sustentabilidade. Dentro da perspectiva ecossistêmica

Resumo

Quando o cientista enxerga de forma inseparável os métodos, a teoria e as normas ele está diante de um paradigma. Ao longo do tempo o desenvolvimento de uma determinada ciência o paradigma pode mudar alterando os métodos, os objetivos e as normas da pesquisa com o passar dos anos. Ciência Pesqueira transitou de paradigma da maximização na utilização dos recursos, quantificada pelo índice da captura, que foi influenciado por conceitos evolutivos como a Teoria do Forrageamento Ótimo para um paradigma da sustentabilidade que busca seu alicerce na perspectiva ecossistêmica da pesca. O objetivo desse trabalho foi realizar uma revisão que aborda métodos, teoria e o histórico dos índices ecossistêmicos da ciência pesqueira que tentam determinar a sustentabilidade dos recursos pesqueiros a partir dos dados de captura. Os índices ecossistêmicos talvez não consiga mensurar a sustentabilidade da pesca por si só, porque eles abordam apenas o lado ambiental ou ecológico do tripé da sustentabilidade. Provavelmente para se mensurar a sustentabilidade da pesca esses índices devem se juntar no futuro com os Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos e a Resiliência Social. Assim os métodos e as teorias se agregam e se reformulam constantemente dentro dessa ciência para atender o paradigma mais atual.

Palavras Chaves: Índices Ecossistêmicos, Ciência Pesqueira, MTL, “Fishing Down”, “Fishing Through”, “Increase to Overfishing”.

Abstract

Abstract

When scientists study methods, theory and standards in an inseparable form, he is facing a paradigm. Throughout the development of a determined science, paradigms can change by changing the methods, objective and standards of research. Fisheries science is changing the paradigm moving from the paradigm of maximization in the use of resources, quantified by the index of the catch, which was influenced by evolutionary concepts such as Optimal Foraging Theory, to the sustainability paradigm that seeks its foundation in the fishery ecosystem perspective. The goal of this study was to review methods, theory and the history of ecosystem indexes of fishery science that attempts to determine sustainability of fishery resources from the data capture. Ecosystems indexes by themselves may not be useful to measure the sustainability of fishing because they focus only on the environmental or ecological side of the sustainability tripod. Probably to measure the sustainability of fishing these indexes should include in the future the Payments for Ecosystem Services and Social Resilience. Thus the methods and theories are in constantly changing within science to meet the most current paradigm.

Keys words: Ecosystem Indices, Fisheries Science, MTL, “Fishing Down”, “Fishing Through”, “Increase to Overfishing”.

Introdução

A atividade científica efetiva é aquela que possui um problema a ser resolvido, um tipo de resposta válida e um método efetivo. Quando o cientista enxerga de forma inseparável os métodos, a teoria e as normas ele está diante de um paradigma. Quando o

consenso científico se vê diante de uma anomalia dentro de um paradigma observa-se uma crise na ciência que a partir daí pode redesenhar suas ferramentas metodológicas ou realizar uma remodelação das suas construções epistemológicas (Kunh 2009).

O entendimento da construção do conhecimento científico a partir de um contexto histórico pode mostrar que não existe neutralidade na ciência e que a objetividade de verificar ou falsear uma hipótese pode possuir um caráter fictício e às vezes, sem funcionalidade para a sociedade e até sem relevância dentro do próprio mundo acadêmico, pois a ciência varia de uma época para outra (Kunh 2009; Gomes 1999).

A atividade pesqueira é uma das relações ecológicas negativas mais conhecidas que atravessou e marcou a história humana (Rick 2009). Hoje, em função desta interação negativa, a ciência pesqueira vive uma mudança de paradigma, visto que no começo de seu desenvolvimento o objetivo era potencializar essa relação predação (Phillipson *et al.* 2013).

Graças ao Racionalismo crítico de Karl Popper e a percepção histórica da ciência de Thomas Kunh, hoje o debate na ciência pesqueira já passou por uma **anomalia** (mudança ou variação no seu paradigma). Agora o objetivo é minimizar essa relação negativa e discutir a sua sustentabilidade. As ferramentas metodológicas utilizadas estão se transfigurando aos poucos, mas ainda se baseiam muito na quantificação dessa relação de predação, a qual é representada pelo índice de captura (McCluskeyl *et al.* 2008, Pauly *et al.* 2013).

O índice de captura é um ferramental ainda importante, visto que pode servir como “ponta pé” inicial para se discutir qualquer aspecto da pesca empiricamente. Percepção ambiental, conhecimento ecológico local, resiliência sócio-ecológica,

políticas de manejo, pagamentos por serviços ecossistêmicos, dinâmica populacional, análise de séries temporais, avaliação dos estoques, e efeito da pesca nas redes tróficas são alguns exemplos.

Hoje em dia, estudos que envolvem a relação do homem com os recursos pesqueiros, relatam um consenso científico que a abordagem ideal para tirar melhores conclusões em relação ao manejo é abordagem ecossistêmica. Então, o objetivo desse trabalho foi realizar uma revisão que agrega os métodos, teoria e o histórico da construção dos índices ecossistêmicos da pesca para mostrar como a ciência pesqueira tenta determinar a sustentabilidade dos recursos pesqueiros a partir dos dados de captura, dentro de uma perspectiva ecossistêmica.

Mensurando os Índices Ecossistêmicos e o seu lugar na Ciência Pesqueira.

A Ciência Pesqueira procura entender como é a relação entre os recursos pesqueiros e seu processo de extração. Para tal proposta ela inter-relaciona diferentes ramos da ciência, entre eles a biologia, ecologia, economia, sociologia e política. Na linguagem mais atual podemos dizer que essa ciência tenta entender e discutir a sustentabilidade da atividade pesqueira (Phillipson et al. 2013).

Em uma das intersecções da Ciência Pesqueira está a Ecologia Pesqueira, que entre outras coisas se preocupa em saber como é a distribuição e a abundância dos recursos pesqueiros. A ecologia pesqueira tenta também entender como o processo de extração desses recursos afeta riqueza e abundância das comunidades aquáticas (Magnuson 1991).

Existem dois grandes grupos de métodos para avaliar a qualidade e a quantidade dos recursos pesqueiros: os **Métodos de Avaliação da Dinâmica dos Estoques** e os **“Offtake-based Methods”**. Os primeiros são métodos que seriam considerados

científicos por utilizarem conceitos e metodologias advindos das disciplinas de Ecologia de Populações e Ecologia de Comunidades (Plot sampling, Nearest Neighbour sampling, Distance sampling, Mark-recapture). Já os últimos seriam aqueles aplicados a partir de dados originários da coleta de informações de desembarques pesqueiros, especialmente as quantidades e espécies capturadas (Begon *et al.* 2007; Guiland *et al.* 2007). Estes últimos métodos são o foco do presente estudo.

Existe uma vasta literatura que utiliza os dados de Captura (amostra de desembarques) para responder diferentes questões dentro da Ecologia e Ciência Pesqueira (McCluskeyl *et al.* 2008). Por exemplo, os dados de Captura quando agregados a outras informações e ao longo de uma série temporal podem mostrar tendências de variação abundância, diversidade e impacto da pesca nas cadeias tróficas das comunidades aquáticas (Guiland *et al.* 2007) (Figura 1).



F Figura 1: Surgimento dos principais índices utilizados na literatura pesqueira a partir dos dados de amostragem de desembarque pesqueiro.

A captura é a quantificação da relação de predação que existe entre os seres humanos e os recursos pesqueiros. Se agregarmos a essa relação o esforço humano envolvido, conseguimos obter um índice muito conhecido na ciência pesqueira: a “**Captura por Unidade de Esforço**” (CPUE). Se alguns pressupostos forem respeitados, um conjunto de dados de CPUE ao longo do tempo pode mostrar uma tendência da abundância dos recursos extraídos. Dentre esses pressupostos estão: os recursos devem estar distribuídos de forma homogênea, todos os indivíduos têm a mesma probabilidade de serem apanhados ou detectados, a população é fechada, e a

Captura é medida com precisão. Se assim for, a CPUE pode ser então considerada diretamente proporcional à abundância (Begon *et al.* 2007; Guiland *et al.* 2007; McCluskeyl *et al.* 2008). No entanto, isso não acontece na prática.

Outro índice que se origina também a partir de dados de Captura é o **Nível Trófico Médio** (MTL). Esse índice é uma simples média ponderada que, além de levar em consideração a captura, também agrega um valor trófico dado à espécie e que representa sua posição na cadeia alimentar. Este valor trófico é originário a partir de estudos de composição da dieta e análises estomacais (Pauly *et al.* 1995; Pauly *et al.* 1998). Então:

$$MTL = \Sigma (TL_i \times Y_i) / \Sigma Y_i \quad \text{equação (1)}$$

MTL seria o Nível Trófico Médio da comunidade pesqueira em um determinado ano, TL_i é Nível Trófico da espécie i e Y_i seria Captura total da espécie naquele ano.

Na literatura encontramos ainda outros índices derivados do MTL, destacando-se entre os mais usados o “Fishing in Balance” (FIB) (Pauly *et al.* 2005), “Primary Production Required” (PPR) (Pauly *et al.* 1995; Pauly *et al.* 2005)”, e o “Logarithm Relative Price Index (LRPI) (Baeta *et al.* 2009; Pincinato *et al.* 2010)”.

O “Fishing in Balance” é calculado baseado na seguinte equação:

$$FIB = \log(Y_k(1/TE)^{TL_k}) - \log(Y_0(1/TE)^{TL_0}) \quad \text{equação (2)}$$

Y_k seria a Captura no ano K , TE é a eficiência de transferência de energia entre os níveis tróficos, TL_k é o nível trófico médio no ano K e TL_0 é o nível trófico médio referente ao ano usado no banco de dados. A quantificação do FIB gira em torno do número zero. Se o FIB permanece constante ao longo do tempo ou próximo do zero ($FIB=0$), pressupõe-se que as mudanças no nível trófico não afetam os estoques e

podemos considerar a pesca sustentável. Se FIB aumenta ou se mantém acima de zero (FIB>0) infere-se a ocorrência um efeito “bottom-up”, a produtividade primária dos oceanos pode sustentar uma pesca com intensidade ainda maior. Se o FIB possui uma tendência de diminuição podemos inferir que a pesca está capturando muito mais biomassa que o ecossistema pode suportar (Pauly *et al.* 2005).

O índice “Primary Production Required (PPR)” representa uma estimativa do carbono usado na fotossíntese para produzir um quilograma de biomassa na população de uma espécie em um nível trófico determinado. O PPR é outro índice que pode mostrar tendências de sustentabilidade e o custo ecológico da atividade pesqueira (Hornborg *et al.* 2012). A equação é a seguinte:

$$PPR = \sum (Y_{esp}/9) \times (1/TE)^{(TLi-1)} \quad \text{equação (3).}$$

Para o cálculo é realizado somatório da captura de cada uma das espécies (Y_{esp}) dividido por nove multiplicado pelo o inverso da eficiência da transferência de energia elevado a posição trófica dessa mesma espécie menos 1.

A partir do “Primary Production Required (PPR)” e da “Produtividade Primária do Ecossistema (PP)” podemos mensurar o L Index, o qual quantifica a depleção teórica da produtividade secundária do ecossistema promovido pela pesca e pelo aumento da pesca. Esse índice foi criado para subsidiar outro cálculo, o de Probabilidade da sustentabilidade (P_{sust}) da pesca em diferentes ecossistemas:

$$L = -(PPR \cdot TE^{(TLc-1)}) / (PP \cdot \ln TE) \quad \text{equação (4).}$$

Enquanto o FIB, a PPR e o L Index são uma sequência histórica que tenta quantificar a sustentabilidade utilizando índices tróficos, o “Logarithm Relative Price Index (LRPI)” tenta descobrir como a procura e a oferta dos diferentes produtos pesqueiros no mercado podem afetar a rede trófica oceânica. Alguns trabalhos têm investigado o efeito da economia nas redes tróficas marinhas (Baeta *et al.* 2009; Pincinato *et al.* 2010). Para se chegar a este índice, primeiramente temos que calcular

uma média ponderada que leva em consideração o preço dos recursos marinhos e a captura:

$$P_m = \Sigma (P_{ij} \times Y_{ij}) / \Sigma Y_i \quad \text{equação (4)}$$

no qual, P_m é a média ponderada do preço do peixe, Y_{ij} é quantidade capturada do recurso pesqueiro i no ano j , P_{ij} é o preço do recurso pesqueiro i no ano j . Em seguida realiza-se uma regressão entre o preço do peixe e o nível trófico do recurso pesqueiro, pois parte-se do pressuposto que os peixes dos altos níveis tróficos têm preços mais altos. Assim podemos encontrar LRPI:

$$b=(TL+a)/\text{Log RPI} \quad \text{equação (5)}$$

b representa o coeficiente angular da reta de regressão entre o preço do recurso pesqueiro e o nível trófico, **TL** o nível trófico médio de todos os recursos pesqueiros e **a** seria o intercepto na reta da regressão (Baeta *et al.* 2009; Pincinato *et al.* 2010).

Além de servir para discussão da sustentabilidade da pesca e de como a oferta e a demanda do mercado influenciam as redes tróficas marinhas, o MTL é usado como instrumento metodológico para discutir como os efeitos da urbanização e do Produto Interno Bruto (PIB) alteram a biodiversidade oceânica (Clausen *et al.* 2007); como a sensibilidade das variações no clima afetam as dinâmicas das comunidades marinhas (Perry *et al.* 2012) e também como é o diálogo entre gerações sobre a percepção dos pescadores em relação aos recursos pesqueiros, o que é conhecido como “Shifting baseline syndrome” (Guénette *et al.* 2012).

A História do Nível trófico Médio (MTL) e as Hipóteses das Tendências Globais da pesca sobre a Rede Trófica Marinha

Os primeiros trabalhos que promoveram as análises de estudos estomacais começam a ser registrados ainda no século XIX. Muitos estudos tiveram que ser realizados para que a biologia pesqueira consolidasse os aspectos e metodologias sobre

seletividades e taxa alimentar das espécies ictiológicas (Gasalla *et al.* 2001). Os estudos tróficos tendo como objeto de estudo as mais variadas espécies de peixes e nas mais diversas localidades do planeta geraram subsídios para criação de um banco de dados conhecido como “Fishbase”, onde se encontra de forma numérica a posição trófica de quase todas as espécies de peixes conhecidas da Terra (Froese *et al.* 2000).

O delineamento e a criação das teorias ecológicas ao longo do século XX, como a formulação matemática da relação presa-predador de Lotka & Volterra, as Teorias de Forrageamento Ótimo, a eficiência na transferência de energia de Lindeman e a consolidação da escola ecossistêmica fortalecida pelos irmãos Odum na segunda metade do século XX, influenciaram a ciência e a gestão pesqueira (Gasalla *et al.* 2001).

A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) publica em 1995 seu Código de Conduta para Pesca Responsável, sugerindo o uso de uma Abordagem Ecossistêmica para aumentar a efetividade no manejo dos recursos pesqueiros. Por abordagem ecossistêmica entende-se o conjunto de ações de manejo que leva em consideração o bem estar ecológico (as espécies alvo, espécies não alvo e fluxo de matéria e energia e o ambiente físico), bem estar humano e a capacidade de alcançar os objetivos econômicos da pesca. Além disso, a FAO também é responsável por organizar um grande banco de dados de estatísticas pesqueiras nas mais diversas regiões do globo, a partir da amostragem de desembarques pesqueiros entre os anos de 1950 até os dias atuais.

Todo este contexto criou uma atmosfera favorável para que o mundo científico possa entender como a pesca pode afetar as redes tróficas marinhas de forma regional e global.

Daniel Pauly e Villy Christensen foram os primeiros pesquisadores a criar uma hipótese sobre as tendências das redes tróficas marinhas a partir da utilização do Nível Trófico Médio. Os estudos que utilizaram o Nível trófico Médio (MTL) como

metodologia nos últimos 20 anos e que elaboraram suas hipóteses em termos de tendências globais dos recursos pesqueiros marinhos tiveram um grande impacto na literatura científica internacional (Pauly *et al.* 1998; Essington *et al.* 2006; Branch *et al.* 2010). Os artigos resultantes destas análises são publicados em revistas que possuem altos valores de impacto no mundo científico, entre elas “Nature”, “Science” e “PNAS”. Esse debate de Ecologia Pesqueira de alta qualidade é fruto de mais de um século do amadurecimento dessas duas disciplinas científicas a biologia pesqueira e ecologia.

Os trabalhos de Pauly e Christensen utilizando o MTL primeiramente levaram a cálculos sobre a Produtividade Primária Requerida para sustentar a pesca global e as estimativas da taxa de eficiência de transferência de energia entre os níveis tróficos (Pauly *et al.* 1995). Logo em seguida os mesmos autores apresentam o “Fishing Down Marine Food Webs”, uma hipótese que ainda hoje, após 15 anos de sua publicação, possui grandes repercussões na literatura, por ser o primeiro trabalho a utilizar um índice quantitativo mostrando que a pesca tem o poder de afetar globalmente o ecossistema marinho (Pauly *et al.* 1998).

Com o “Fishing Down Marine Food Webs” os autores defendem que a pesca seria a extensão da rede trófica marinha, representando um nível superior, exercendo um efeito de “cima para baixo” nos recursos pesqueiros. Nesta hipótese a pesca inicialmente possui uma preferência pelos peixes com altos níveis tróficos (predadores de topo) e a medida que esses vão sendo economicamente extintos, a pesca passaria a exercer uma pressão maior sobre espécies de níveis tróficos menores.

Os anos seguintes à publicação do trabalho pioneiro de Pauly e colaboradores são marcados com publicações que visam testar a hipótese do “Fishing Down Marine Food Webs” de forma regionalizada. Nas diferentes regiões costeiras do planeta em parceria com outros autores, Pauly tenta corroborar essa sua hipótese (Tabela 1).

Tabela 1 Artigos que corroboram a hipótese “Fishing Down Marine Food Web”.

	Ano de Publicação	Primeiro Autor	Região/País	Periódicos
1	1998	Christensen	Tailândia	Journal of Fish Biology
2	2000	Baisre	Cuba	Fao Fisheries Technical Paper
3	2001	Pauly	Canadá	Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science
4	2001	Pang	China	Fisheries Centre Research Report
5	2001	Wing	Caribe	Coral Reefs
6	2002	Pinnegar	Mar Celta	Journal of Applied Ecology
7	2002	Jang	Coréia do Sul	The Korean Society of Fisheries Technology
8	2002	Jenning	Mar do Norte	Marine Biology
9	2003	Valysson	Islândia	
10	2003		Tailândia	
11	2003	Froeser	Mar do Norte	Livro
12	2004	Willemsen	Namíbia	
13	2004	Sanches	Espanha	Ecological Modeling
14	2004	Steneck	EUA	Ecosystems
15	2005	Stergiou	Grécia	Livro
16	2005	Milessi	Uruguai	Fisheries Research
17	2005	Heath	Mar do Norte	ICES Journal of Marine Science
18	2006	Chuenpgadee	EUA	Ecosystems
19	2008	Jaureguizar	Argentina	Scientia Marine
20	2008	Bhatal	Índia	Fisheries Research
21	2010	-----	China	CBD Biodiversity- OutLook
22	2010	Freire	Brasil	Fisheries Research
23	2012	Oguz	Mar Negro	Ocean & Coastal Management
24	2013	Ainley	Antártica	Polar Record

Este fenômeno, por ser aparentemente amplamente difundido, começa a atravessar o campo científico e a ganhar repercussões sociais e políticas. O “Fishing Down Marine Food Webs” torna-se então uma organização não governamental (<http://www.fishingdown.org/>). Como no cálculo do nível trófico médio estão inseridas biomassa dos recursos coletados (captura) e riqueza de espécies, a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) passa a utilizar esse índice como um indicador de biodiversidade nos oceanos. A União Europeia e instituições caribenhas, por exemplo, levam em consideração o MTL nas políticas de manejo (Pauly *et al.* 2005).

Há uma estreita relação entre a metodologia de captura (desembarque pesqueiro), o cientista Daniel Pauly, o índice Nível Trófico Médio e o fenômeno “Fishing Down Marine Food Webs”. Esses elementos estão sempre entrelaçados e atingem o mais alto respaldo na metade da década passada. Críticas construtivas a um desses elementos acabam afetando os outros.

A primeira grande crítica direcionada à hipótese do “Fishing Down Marine Food Webs” foi redigida pelo pesquisador Timothy E. Essington, que apresentou outra hipótese para tendências globais na cadeia trófica oceânica: o “Fishing Through Marine Food Webs”. Esse autor defende que antes que o valor do nível trófico médio decaísse rapidamente ocorreria primeiramente uma troca na captura das espécies alvos que estão no topo da cadeia alimentar. Então a grande informação trazida por Essington e colaboradores (2006) é que as espécies do mais alto nível trófico não estariam todas sendo sobre-explotadas ao mesmo tempo, informação que segundo os autores seria muito importante para tomadas de decisões políticas e de manejo.

Essington faz outra crítica na criação de generalizações na busca pela demonstração de padrões globais na pesca a partir de dados de Captura. Esses dados seriam pobres em indicar o real status dos estoques pesqueiros, pois a captura estaria

intimamente associada à abundância das espécies alvos e à habilidade, à capacidade e à eficiência da frota em capturar essas espécies. Como isso poderia ocorrer, se Essington provou que a frota altera as espécies alvos com o tempo? “Todas essas mudanças no desenvolvimento pesqueiro produzem ambiguidades e algumas tendências enganosas nos desembarques totais” (Essington *et al.* 2006).

Quando Essington critica o “Fishing Down Marine Food Webs” em função do uso de dados de captura, abre caminho para outro grupo de pesquisadores entrarem nesse debate. Trevor Branch e Reg Watson, juntamente com seus colaboradores, publicam os dois artigos mais importantes criticando o Nível Trófico Médio (Sheti *et al.* 2010; Branch *et al.* 2010). No primeiro eles defendem inexistência tanto do “Fishing Down Marine Food Web” de Pauly quanto do “Fishing Through Marine Food Web” de Essington, com a seguinte pergunta “O que motiva o pescador?”. Com essa pergunta eles demonstram que não existe um padrão claro do nível trófico no desenvolvimento da pesca e que talvez só a busca por lucro pode direcionar esses padrões em uma escala global (Sheti *et al.* 2010). No segundo artigo os mesmos autores promovem a “impressão digital trófica da pesca marinha”. Eles apresentam uma comparação entre o Nível Trófico Médio com dados de Captura e com Nível Trófico Médio formulado a partir de avaliações feitas em pesquisas científicas. Os autores demonstram a existência de uma correlação negativa entre os Níveis Tróficos Médios da Captura e dos “Experimentos Científicos”, levando-os a conclusão de que o Nível Trófico Médio baseado na Captura não é um bom indicador para mensurar tendências na biodiversidade (Branch *et al.* 2010).

Além disso, Branch *et al.* (2010) apresentam uma modelagem de como seria a **fração de colapso dos recursos**, as **tendências do nível trófico** e da **captura** para quatro cenários “Fishing Down”, “Fishing Through”, “Baseado na disponibilidade” e “Increase to Overfishing”. Com isso acrescentam mais duas hipóteses sobre tendências

globais da pesca utilizando o nível trófico médio. Existe uma peculiaridade quanto ao cenário “Increase to Overfishing”, pois este demonstra uma mudança significativa no MTL, exatamente porque há um aumento na exploração em todos os níveis tróficos.

Foley (2013) faz uma revisão literária e discute três desses quatro cenários e suas implicações para o manejo (“Fishing Down”, “Fishing Through”, e “Increase to Overfishing”). O “Fishing Down” tem um potencial muito forte de gerar um efeito cascata na rede trófica marinha, o “Fishing Through” tem um potencial alto de provocar uma cascata trófica e o cenário “Increase to Overfishing”, apesar de provocar o aumento das capturas ao longo de toda a cadeia trófica, tem potencial moderado de gerar um efeito cascata. Em compensação, este último é o que tem o maior número de espécies colapsadas com o passar do tempo. A apresentação de diferentes cenários que possuem diferentes efeitos ecológicos pode atrasar um pouco as ações para o manejo, pois gestores teriam que estar cientes que a pesca pode gerar diferentes efeitos na rede trófica na sua região de influência e, a partir daí tomar as decisões de manejo mais corretas dependendo dos efeitos ecossistêmicos específicos que a pesca regional sofre (Worm *et al.* 2012).

A utilização do MTL como índice para discutir as tendências globais do efeito da pesca sobre os recursos é fruto do desenvolvimento da Ecologia Pesqueira ao longo do século 20. As atenções voltadas para realização de manejo que tivesse como foco a abordagem ecossistêmica forneceu subsídios para que esse índice fosse instrumento de um debate científico e recomendações de manejos intensas ao longo da primeira década do século XXI. O nível trófico médio deve ser mensurados em diferentes escalas e não podemos mais só testar se está ocorrendo ou não o “Fishing Down”, mas ver se está ocorrendo também o “Fishing Through”, e “Increase to Overfishing”. Transversalmente o MTL faz parte de outro debate que parece ser um paradigma da pesca que se estende

há alguns anos: podemos realmente medir e gerar tendências aos estoques pesqueiros a partir dos dados de captura (Pauly *et al.* 2013)?

De Relação Ecológica Negativa a Prestação de Serviços Ecosistêmicos: A necessidade futura para a Sustentabilidade da Pesca?

Kuhn disse em seu livro a “Estrutura das Revoluções Científicas” que:

a investigação histórica cuidadosa de uma determinada especialidade num determinado momento revela um conjunto de ilustrações recorrentes e quase padronizadas de diferentes teorias nas suas aplicações conceituais, instrumentais e na observação. Essas são os paradigmas da comunidade, revelados nos seus manuais, conferências e exercícios de laboratório”.

Diferentes cenários atuais para a pesca global sugerem um aumento do efeito negativo desta atividade extrativa em toda a cadeia trófica e também no restante do ecossistema (Branch *et al.* 2010). No entanto, apenas determinar qual o cenário provavelmente mais correto tanto nas escalas local, regional e global por si não resolve o problema atual. Então a sociedade globalizada se enxerga diante de um grande paradigma, que seria a necessidade de mudar a relação que esta tem com os recursos e os elementos naturais.

A atividade pesqueira, dentro da perspectiva da sustentabilidade, passa a ser vista com uma ponte que interliga sociedades humanas e os oceanos. A pesca é considerada agora um serviço ecossistêmico de abastecimento (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), pois fornece a essas sociedades bens provenientes dos ambientes naturais, com potencial de deixar de ser apenas uma atividade negativa.

Uma das formas de diminuir a relação de predação entre as sociedades e os ecossistemas é parar com o fornecimento de subsídios ruins (*bad subsidies*), entre os quais a redução nos impostos do óleo diesel, que potencializam ainda mais essa relação negativa (Sumaila *et al.* 2010). Ao invés disso, sociedades que fossem capazes de manter os serviços ecossistêmicos ou que ajudasse a recupera-los deveriam receber benefícios ou os chamados pagamentos por serviços ecossistêmicos (PES) (Derissen *et al.* 2012). PESs destinados às comunidades de pescadores devem possuir exclusivamente a função de aumentar a Resiliência Social dos atores envolvidos nesse serviço ecossistêmico (Greiner *et al.* 2013).

Uma vez fortalecida a resiliência social dessas comunidades, está só se transformará em resiliência sócio-ecológica se efetivamente contribuir para se atingir um estado desejável do ecossistema, diminuindo a captura ao longo de toda a cadeia trófica e mantendo o MTL constante ao longo dos anos. Essa deve ser a contribuição da atividade pesqueira para os oceanos voltem ao seu estado anterior. Só assim ocorrerá diminuição do efeito de cascata trófica nos oceanos e também a diminuição do percentual de espécies marinhas colapsadas (Foley *et al.* 2013).

Tanto a Captura quanto o MTL juntos podem sim ajudar a mensurar o efeito da pesca na rede trófica marinha, mas para determinar a sustentabilidade da atividade pesqueira é necessária a mensuração dos pagamentos por serviços ecossistêmicos, agregação de indicadores de resiliência social e a comparação do conhecimento ecológico local dos pescadores das presentes e futuras gerações.

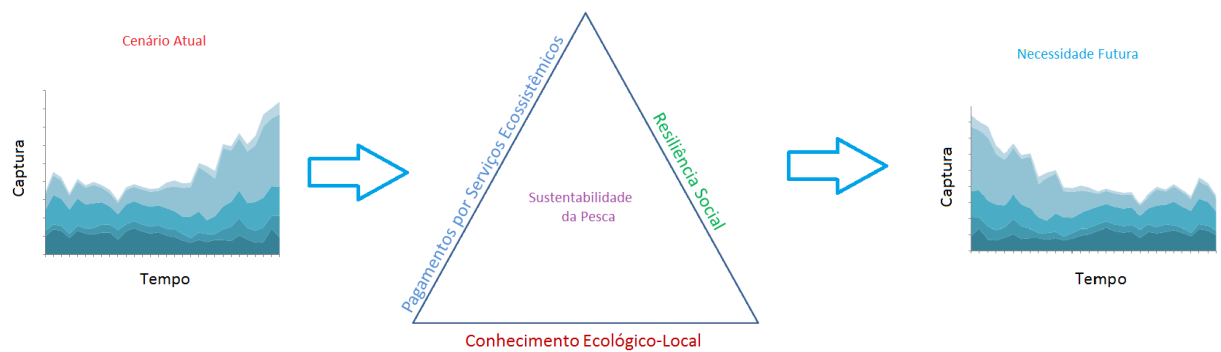


Figura 2: Cenário Atual da pesca e a Necessidade Futura. Atualmente para alcançar a Sustentabilidade da atividade é necessário que os Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos Subsidiem a Resiliência Social e ela não diminua o Conhecimento Ecológico Local.

Estamos no meio do paradigma da sustentabilidade quando o assunto é sociedades humanas e seus recursos naturais. O paradigma que antecedeu a esse foi o da otimização da extração dos recursos influenciado pela pelas próprias linhas de pensamento criadas pela ciência provocando o aumento da sobre-exploração dos recursos. O paradigma da sociedade científica que trabalha com a extração no uso dos recursos atualmente alavancado pela sustentabilidade pensando também em conexão. Interligação entre o empirismo de Bacon, a compartimentalização de Descartes, o positivismo de Comte, a Crítica de Popper e o contexto histórico de Kunh. Junção entre o Econômico, Social e Ambiental, a conexão entre as sociedades e ecossistemas, uma aproximação entre a ciência teórica e o conhecimento empírico local.

Literatura Citada

- Baeta, F., Costa, M. J., Cabral, H. (2009) Changes in the trophic level of Portuguese landings and fish Market price variation in the last decades. *Fisheries Research* 97, 216-222.
- Bhathal, B., & Pauly, D. (2008) Fishing down marine food webs and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950-2000. *Fisheries Research* 91, 26-34.

- Branch, A. T., Watson R., Fulton E. A., Jennings S., McGilliard C. R., Pablico G. T., Ricard D., (2010) The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 465, 431-435.
- Clausen, R., York R. (2007) Economic Growth and Marine Biodiversity: Influence of Human Social Structure on Decline of Marine Trophic Levels. *Conservation Biology*, 22 (2), 458-466.
- Derissen, S., Latacz-Lohmann, U., (2013) What are PES? A review of definitions and an extension. *Ecosystem Services* 6, 12-15.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Preikshot, D. & Pauly, D. (2006) A public sentiment index for ecosystem management. *Ecosystems* 9, 463-473.
- Essington, T. E., Beaudreau, A. H., Wiedenmann, J. (2006) Fishing through marine food webs. *PNAS* 103 (9), 3171–3175
- FAO, 1995. Código de conducta para la pesca responsable. Roma: FAO Documento Técnico de Pesca, 64p
- Farley, J. (2012) Ecosystem services: The economics debate. *Ecosystem services* 1, 40-49.
- Foley, C. M. R. (2013) Management implications of fishing up, down, or through the marine food web. *Marine Policy* 37, 176-182.
- Freire, K. M. F., Pauly, D. (2010) Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brasil large marine ecosystem. *Fisheries Research* 105, 57-62
- Froese, R., Pauly, D. *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines. 344 p.

- Gasalla, M. A., Soares, L. S. H (2001) Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica B. Inst. Pesca, São Paulo, 27(2): 243 - 259.
- Gomes, J. C. C. (1999) As Bases Epistemológicas da Agroecologia EMBRAPA.- Literatura cinza.
- Guénette, S., Gascuel, D., (2012) Shifting baselines in European fisheries: The case of the Celtic Sea and Bay of Biscay. *Ocean & Coastal Management* 70 10-21.
- Hornborg, S., Belgrano, A., Bartolino, V., Valentinsson, D., Ziegler, F., Trophic indicators in fisheries: a call for re-evaluation. *Biology Letters* 9, 1-4
- Jaureguizar, A. J. & Milessi, A. C. (2008) Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina* 72(1), 25-36.
- Kunh, T. S., A Estrutura das Revoluções Científicas Editora Perspectivas. Debates Ciências. 5ª Edição. Rio de Janeiro.
- Leite, A.M., 1991. Manual de Tecnologia da Pesca. Escola Portuguesa de Pesca, Lisboa, 314p.
- McCluskeyl, S. M. & Lewison, R. (2008) Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications, *Fish and Fisheries* 9, 188-200.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005) Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Milessi, A. C., Arancibia, H., Neira, S., Defeo, O. (2005) The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. *Fisheries and Research* 74, 223-231.
- Pauly, D., Christensen, V., (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255-257.

- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279, 869-863.
- Pauly, D., Palomares M. L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D., & Wallace, S. (2001) Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 58, 51-62
- Pauly, D., and Watson, R., (2005) Background and interpretation of the “Marine Trophic Index” as a measure of Biodiversity. *Philosophical Transaction of the Royal Society: Biological Sciences*, 360, 415-423.
- Pauly, D., Hilborn, R., Branch, (2013) A. Does catch reflect abundance? *Nature* 494, 303-306
- Perry, R. I., Cury, P., Brander, K., Jennings, S., Möllmann, C., Planque, B. (2000) Sensitivity of marine systems to climate and fishing: Concepts, issues and management responses. *Journal of Marine Systems* 79, 427-435
- Pincinato, R. B. M., Gasalla, M. A., (2010) Priceless prices and marine food webs: Long term patterns of change and fishing impacts in the South Brazil Bight as reflected by the seafood market. *Progress in Oceanography* 87, 320-330.
- Phillipson, J., Symes, D. (2013) Science for sustainable fisheries management: An interdisciplinary approach. *Fisheries Research* 139, 61-64.
- Rick, T. C., & Erlandson, J. M. (2009). Coastal Exploitation. *Science*, 325, 952-953.
- Sánchez, F. & Olosa, I. (2004) Effects of fisheries on the Cantabrian Sea Shelf ecosystem. *Ecological Modelling*. 172, 151-174.
- Sethi, S. A., Branch, T. A., Watson, R. (2010) Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *PNAS*, 107 (27), 12163-12167

- Stergiou, K. I. (2005) Fisheries impact on trophic levels: long-term trends in Hellenic waters. In Papathanassiou E., A. Zenetos State of the Hellenic marine environment, Hellenic Centre for Marine Research, Athens, Greece. pp 326-329
- Valtysson, H. P. & Pauly, D. (2003). Fishing down the food web: an Icelandic case study. IN: Guömundsson, E. & Valtysson, H. P. Competitiveness within the Global Fisheries. Proceedings of a Conference held in Akureyri, Iceland, on April 6-7th 2000. University of Akureyri, Akureyri, Iceland
- Worm, B., Branch, T. A. (2012) The future of fish. *Trends in Ecology and Evolution* 27 (11), 594-599

Capítulo I

A sobrepesca tropical sob uma perspectiva ecossistêmica: Um estudo de caso no nordeste do Brasil.

Resumo

Estudos que abordem o Nível Trófico Médio de Captura (MTL) com a intenção de propor medidas de manejo pesqueiro não podem se restringir apenas à hipótese do “Fishing Down Food Webs”, ignorando, por exemplo, outros dois cenários possíveis, “Fishing Through Food Webs” e “Increase to Overfishing”. No entanto, o teste conjunto destas hipóteses ainda é raro em geral para pescarias tropicais. Assim, o objetivo desse trabalho foi investigar se um destes cenários aplica-se ao entendimento de uma pescaria no nordeste do Brasil, para a qual há dados temporais ao longo de 30 anos. Simultaneamente foram consideradas informações econômicas, como os subsídios disponíveis para a pesca industrial para a compra de óleo diesel. O cenário encontrado foi “Increase to overfishing”, provavelmente em função dos mecanismos políticos que facilitam o aumento do esforço da pesca. A lei nacional da subvenção de óleo diesel e os acordos de pescas entre empresas nacionais e países estrangeiros promovem o aumento da captura em diferentes níveis da cadeia trófica, principalmente dos predadores de topo.

Palavras Chaves: Fishing up, MTL, TLc, FIB, PPR, Óleo diesel, Subsídios, Indicadores Ecossistêmicos da Pesca.

Abstract

Studies that address the Trophic Level Mean (MTL) with the intention to propose measures to fisheries management cannot be restricted to the hypothesis of "Fishing Down Food Webs", ignoring, for example, two other possible scenarios, "Fishing Through Food Webs" and "Overfishing to Increase". However, the test set these hypotheses still is rare in general for tropical fisheries. Thus, the objective of this study was to investigate whether one of these scenarios applies to the understanding of a fishery in northeastern Brazil, for which there is temporal data over 30 years. Simultaneously were considered economic information, such as subsidies for industrial fishing available for the purchase of diesel. The scenario found was "Increase to overfishing", probably because of the political mechanisms that facilitate the increase in fishing effort. The national law of the subvention of diesel oil and fisheries agreements between domestic companies and foreign countries promote increased capture at different trophic levels, especially of the top predators.

Keys Words: Fishing up, MTL, TLc, FIB, PPR, diesel oil, Grants, Ecosystem Indicators of Fisheries.

Introdução

Três bilhões de pessoas dependem das áreas marinhas e costeiras para tirar o seu sustento, das quais 540 milhões estão diretamente relacionadas à atividade pesqueira, especialmente através da pesca de pequena escala e de subsistência (ONU, 2012). Dentro desses valores está incluída a pesca industrial que depende principalmente de grande disponibilidade de recursos e de amplos subsídios econômicos, tais como os ligados ao óleo diesel (Markus, 2010).

As pressões exercidas pelos diferentes tipos de pesca são distintas, mas todas podem potencialmente gerar diferentes efeitos na cadeia trófica dos oceanos, além das espécies-alvo da pesca, dependendo das escolhas de manejo adotadas e da política

pesqueira existente. Por isso a FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) recomenda que o manejo da pesca tenha uma perspectiva ecossistêmica, abordando um conjunto de ações de manejo que leva em consideração o bem estar ecológico (as espécies alvo, espécies não alvo e fluxo de matéria e energia e o ambiente físico), o bem estar humano e a capacidade de alcançar os objetivos econômicos da pesca. (FAO, 1995).

O índice pesqueiro ecossistêmico mais conhecido é Nível Trófico Médio (MTL), que leva em consideração a posição trófica e a quantidade em biomassa dos recursos pesqueiros que são removidos dos oceanos pela relação de predação existente entre humanos e esses recursos. É uma média ponderada que leva em consideração elementos populacionais das espécies (biomassa) e ecossistêmicos (posição dentro de rede trófica) dentro de uma comunidade oceânica (Pauly et al 1998).

A partir do MTL podem ser construídos outros índices que discutem como a oferta e a demanda econômica afeta a rede trófica marinha. Destacam-se o LRPI (Log relativo do preço do peixe) (Baeta et al 2009; Pincinato et al 2010), o FIB (Fishing in Balance), o qual mostra se a atividade pesqueira ainda está em expansão (Pauly et al 2005), o PPR (Primary Production Required) que investiga quanto de carbono o ecossistema marinho produz e é direcionada à atividade pesqueira (PPR) (Pauly et al 2005; Pauly et al. 1995) e, finalmente o L index e o $P_{sust.}$, que analisam se a pesca é sustentável ou não (Libralato et al. 2008).

A primeira grande hipótese sobre as tendências globais da pesca utilizando o MTL é conhecida como “Fishing down food webs”, que defende que a pesca seria a extensão da rede trófica marinha, representando um nível superior que exerce um efeito de “Cima para abaixo” (“top-down”) nos recursos pesqueiros. Nesta hipótese a pesca inicialmente possui uma preferência pelos peixes com altos níveis tróficos (predadores

de topo) e a medida que esses vão sendo economicamente extintos, a pesca passaria a exercer uma pressão maior sobre espécies de níveis tróficos menores (Pauly *et al* 1998).

A primeira crítica à hipótese do “Fishing down food webs” vem através de uma nova possibilidade, o “Fishing Through Marine Food Webs”, indicando que ao mesmo tempo em que o valor do MTL decaísse ocorreria também uma troca na captura das espécies alvos que estão no topo da rede trófica marinha (Essington *et al* 2006). No trabalho destes mesmos autores é apontado que o “Fishing down food webs” estaria ocorrendo em poucos oceanos do norte do globo, enquanto no restante do mundo, o momento observado seria aquele de rotatividade entre os predadores de topo como espécie alvo.

Embora a FAO e outras instituições ao redor do mundo utilizem o MTL como um indicador de biodiversidade nos oceanos (Pauly *et al.* 2005), há aqueles que criticam esta abordagem. Um estudo, por exemplo, compara dados de tendências do MTL de captura (amostragens de desembarques pesqueiros) com dados de tendências do MTL baseados em dados de biomassa (amostragens científicas), mostrando que o MTL da pesca frequentemente diverge do MTL ecossistêmico (Branch *et al.* 2010). Neste mesmo estudo quatro cenários para tendências da pesca são criticamente comparados, justamente para mostrar como a relação entre MTL da pesca e ecossistêmico altera-se conforme o cenário de exploração. Estes cenários incluem os já familiares “Fishing down” e “Fishing Through”, além dos “Based on availability” e “Increase to overfishing”. No cenário “Based on availability” primeiramente seriam coletadas as espécies que possuíssem maior biomassa e somente depois as demais, enquanto o “Increase to overfishing” seria o cenário onde todas as espécies, independente da sua posição trófica, sofreriam uma maior pressão da pesca com o passar do tempo. O cenário “Increase to overfishing” leva a apenas um pequeno aumento no MTL (Branch *et al.* 2010), mas é o cenário que possui o maior número de espécies colapsadas ao

longo do tempo, como consequência do aumento do esforço da pesca (Foley 2013). Um artigo conceitual recente que relaciona esses ao manejo da pesca conclui que o cenário mais comum é o “fishing down”, mas que o mais problemático é “Increase to overfishing”, embora este último apresente uma solução de manejo simples: criar mecanismos para diminuição do esforço de pesca. (Foley 2013).

Em geral, as áreas de pesca mais bem estudadas do mundo são aquelas utilizadas por países desenvolvidos, como os mares do norte (Garibaldi 2012). A situação em regiões tropicais ainda é relativamente obscura, muito embora estas regiões provejam 42% de todo o peixe do mundo, e boa parte da diversidade consumida (Pontecorvo et al. 2012). O Brasil é um país com extensa área costeira e responsável por importantes capturas, como 6% da captura de atuns e afins no Oceano Atlântico. Entender a situação da pesca brasileira representa uma contribuição importante para uma visualização global dos cenários pesqueiros em regiões tropicais. Mais do que isso, países tropicais, quase sempre ainda em desenvolvimento, tendem a adotar basicamente políticas de incentivos econômicos a pesca, sem grandes considerações aos estados dos estoques (Hazin 2010), diferindo das muitas medidas de manejo adotadas no hemisfério norte (NOAA 2012).

Assim, aqui utiliza-se uma série temporal de 30 anos para uma área na região do nordeste brasileiro para se investigar os cenários pesqueiros que predominam nesta região e suas relações com as políticas públicas de incentivo e/ou de manejo pesqueiro. Aqui, as tendências de Captura locais foram investigadas, considerando-se como as mesmas variam entre os diferentes intervalos tróficos ($MTL < 0.3$, $3 < MTL < 3.5$, $3.5 < MTL < 4$ e $MTL > 4$). Foi feita ainda a exploração da tendência do MTL e dois de seus índices derivados (FIB e PPR), a análise do cenário predominante (“Fishing down”, “Fishing Through”, e “Increase to overfishing”), e dos principais fatores econômicos (subsídio do óleo diesel) que levam ao aumento do esforço pesqueiro.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O Estado do Rio Grande do Norte possui 401 km de litoral, o que representa 5,7% do litoral do Brasil (Figura 1). A pesca é dividida em pesca de pequena escala, marcada pela multiespecificidade e uso variado de apetrechos, e em pesca industrial, com amplo foco na captura dos atuns e afins e outros pelágicos de grande porte (McCluskeyl et al. 2008). Os principais portos pesqueiros de pequena escala distribuem-se ao longo de todo o estado, enquanto o único porto de pesca industrial fica na capital do estado, a cidade do Natal.

Banco de Dados

Os dados anuais de Captura (Produção Pesqueira) foram fornecidos por duas instituições governamentais responsáveis pelo desembarque pesqueiros em períodos distintos, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (1980-1989) e o Instituto Brasileiro de Recursos Naturais (IBAMA) (1990, 1995- 2009). Há uma lacuna nas informações entre 1991 e 1994. Estes dados foram utilizados para investigar os possíveis cenários da pesca para a região.

Ainda, dados detalhados de desembarques, que permitem cálculos de esforço, foram obtidos entre os anos 2000 e 2010, correspondendo a 400 mil desembarques pesqueiros. Estes foram utilizados para entender os fatores que interferem na captura. Os dados de captura dos anos de 2005 a 2009 foram relacionados com o subsidio do óleo diesel para saber como essas duas variáveis estão correlacionadas durante esse curto período de tempo.

Índices

A partir do pressuposto de que grupos distintos de pescadores (industriais x pequena escala) podem exercer pressões de forma distinta nos diferentes níveis tróficos,

os dados de captura foram divididos em quatro intervalos tróficos $MTL < 3$; $3 < MTL < 3.5$; $3.5 < MTL < 4$ e $MTL > 4$.

Para o cálculo do MTL, através da determinação da posição trófica dos recursos marinhos, utilizou-se o “Fishbase” (Froese *et al* 2000), o “Sealifebase” (Palomares & Pauly 2013) e referências na literatura (Vasconcelos *et al* 2001) (Anexo 1). Esse índice é uma simples média ponderada que, além de levar em consideração a captura, também agrega um valor trófico dado à espécie, o qual representa sua posição na cadeia alimentar (Pauly *et al* 1995; Pauly *et al* 1998). Este valor trófico é originário a partir de estudos de composição da dieta e análises estomacais. Então:

$$MTL = \frac{\sum (TL_i \times Y_i)}{\sum Y_i}$$

MTL seria o Nível Trófico Médio da comunidade pesqueira em um determinado ano, TL_i é Nível Trófico da espécie i e Y_i seria Captura total da espécie naquele ano.

Foram calculados os dois principais índices derivados do MTL: o “Fishing in Balance” (FIB) (Pauly *et al* 2005) e “Primary Production Required” (PPR) (Pauly *et al* 1995; Pauly *et al* 2005). ”.

O “Fishing in Balance” é calculado baseado na seguinte equação:

$$FIB = \log(Y_k (1/TE)^{TLk}) - \log(Y_0 (1/TE)^{TL0})$$

Y_k seria a Captura no ano K , TE é a eficiência de transferência de energia entre os níveis tróficos, TLk é o nível trófico médio no ano K e $TL0$ é o nível trófico médio do ano usado de referência no banco de dados. A quantificação do FIB gira em torno do número zero. Se o FIB permanece constante ao longo do tempo ou próximo do zero ($FIB=0$), pode-se dizer que as mudanças no nível trófico não afetam os estoques e considera-se a pesca sustentável. Se FIB aumenta ou se mantém acima de zero ($FIB>0$) infere-se que ocorre um efeito “bottom-up”, de baixo para cima, a produtividade primária dos oceanos pode sustentar uma pesca com intensidade ainda maior. Se o FIB

possui uma tendência de diminuição infere-se que a pesca está capturando muito mais biomassa que o ecossistema pode suportar (Pauly et al 2005).

O “Primary Production Required (PPR)” representa uma estimativa do carbono usado na fotossíntese para produzir um quilograma de biomassa na população de uma espécie em um nível trófico determinado (Hornborg et al 2012). A equação é a seguinte:

$$PPR = \sum (Y_{esp}/9) \times (1/TE)^{(TLi-1)}$$

Para o cálculo é realizado o somatório da captura de cada uma das espécies (Y_{esp}) dividido por nove multiplicado pelo o inverso da eficiência da transferência de energia (TE) elevado a posição trófica (TLi) dessa mesma espécie menos 1.

Análises estatísticas

Para verificar se existem tendências em todos os índices tróficos (MTL, FIB e PPR) e também nos dados de captura para os diferentes intervalos tróficos ($MTL < 3$, $3 < MTL < 3.5$, $3.5 < MTL < 4$ e $MTL > 4$), ao longo do período 1980-2009, foram realizadas análises de regressão (lm) no software R 2.14.

Para saber se os fatores que representam o esforço influenciam a captura, foi realizada um MQG (Mínimos Quadrados Generalizados ou, do inglês, “Generalized Least Squares” - GLS). Para isso, os recursos costeiros foram divididos em dois grandes grupos, peixes oceânicos e recursos costeiros e recifais, para os quais foram rodadas duas análises distintas. Assim, as variáveis dependentes foram Captura dos peixes oceânicos (kg) e Captura dos recursos costeiros e recifais (kg). As variáveis independentes são o tipo de barco (12 fatores [Barco Industrial, Barco a Motor Grande, Barco a Motor Médio, Barco a Motor Pequeno, Bote de Casco, Canoa a Motor, Canoa a

Vela, Canoa a Remo, Jangada, Pesca Desembarcada, Pacote Motorizado, Pacote a Remo, Pacote/Balsa]), dias de pescaria (numérica) e número de pescadores (numérica):

$$\text{Captura} = \alpha + (\beta_0 \times \text{duração da pescaria (dias)}) + (\beta_1 \times \text{número de pescadores}) + (\beta_2 \times \text{tipo de barco}) + \varepsilon.$$

Foram excluídos 4882 desembarques por não possuírem o número de pescadores. O software utilizado foi R2.14 com o pacote (nml) (Pinheiro 2007).

Resultados

A pesca estudada possui tendências de captura diferentes ao longo da cadeia trófica. As espécies de baixo nível trófico ($MTL < 3$) tiveram uma diminuição na sua captura ao longo dos anos, as de médio nível trófico ($3.5 < MTL < 4$) não apresentaram tendência significativa de mudanças em suas capturas ao longo do tempo, enquanto chondrichthyes, moluscos e os demais peixes no intervalo entre $3 < MTL < 3.5$ tiveram aumento significativo em suas capturas. As mudanças mais significativas ao longo dos anos foram, no entanto, o aumento da captura das espécies que compõem altos níveis tróficos ($MTL > 4$) e da captura dos peixes não identificados (Figura 1 e Tabela 1).

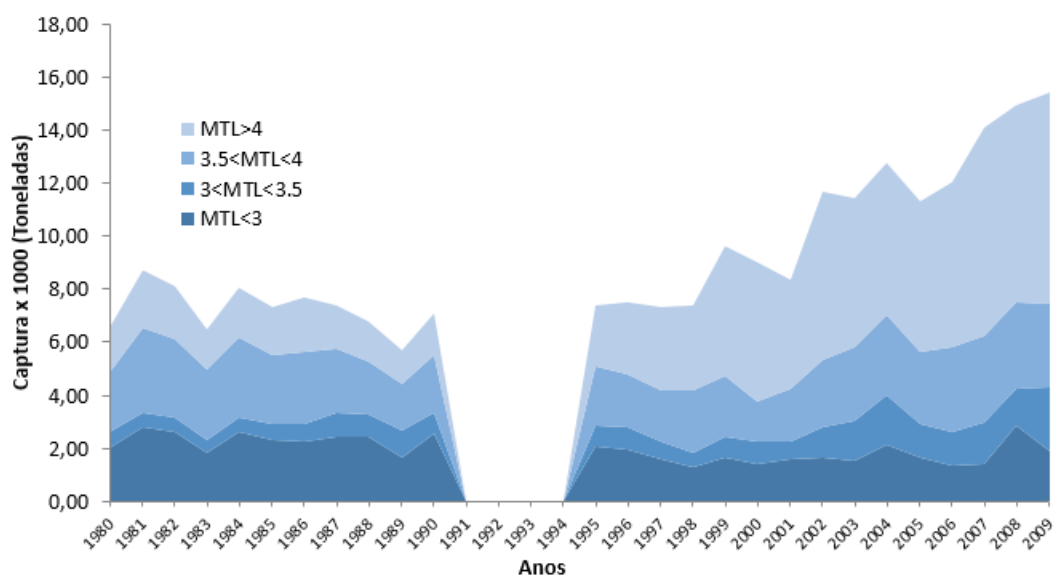


Figura 1: Tendência da Captura na sequência de baixo para cima para os diferentes intervalos tróficos $MTL < 3$ (azul mais escuro), $3 < MTL < 3.5$, $3.5 < MTL < 4$, $MTL > 4$ (azul mais claro). Dados correspondem a 30 anos de pesca no Rio Grande do Norte (NE Brasil). 1990-1994 – dados não amostrados.

Os indicadores de pesca considerados, Captura, MTL, FIB e PPR, apresentaram tendência de aumento (Figura 2 e Tabela 1). A Captura aumentou principalmente entre os predadores de topo da cadeia, entre os quais destacam-se os atuns e afins por corresponderem a 29,9% de tudo que foi capturado com $MTL > 4$ no período considerado (Figura 2a, b).

O FIB mostra que a pesca nessa região ainda está se expandindo e esta velocidade de expansão foi mais acentuada entre 1995 e 2000. Na primeira década do século XXI a tendência se mantém, embora apresente mais oscilações (Figura 2c). Em contrapartida a PPR mostra que essa expansão gera um crescente impacto na cadeia trófica oceânica, há sempre uma maior necessidade de carbono do ecossistema para subsidiar essa pescaria (Figura 2d).

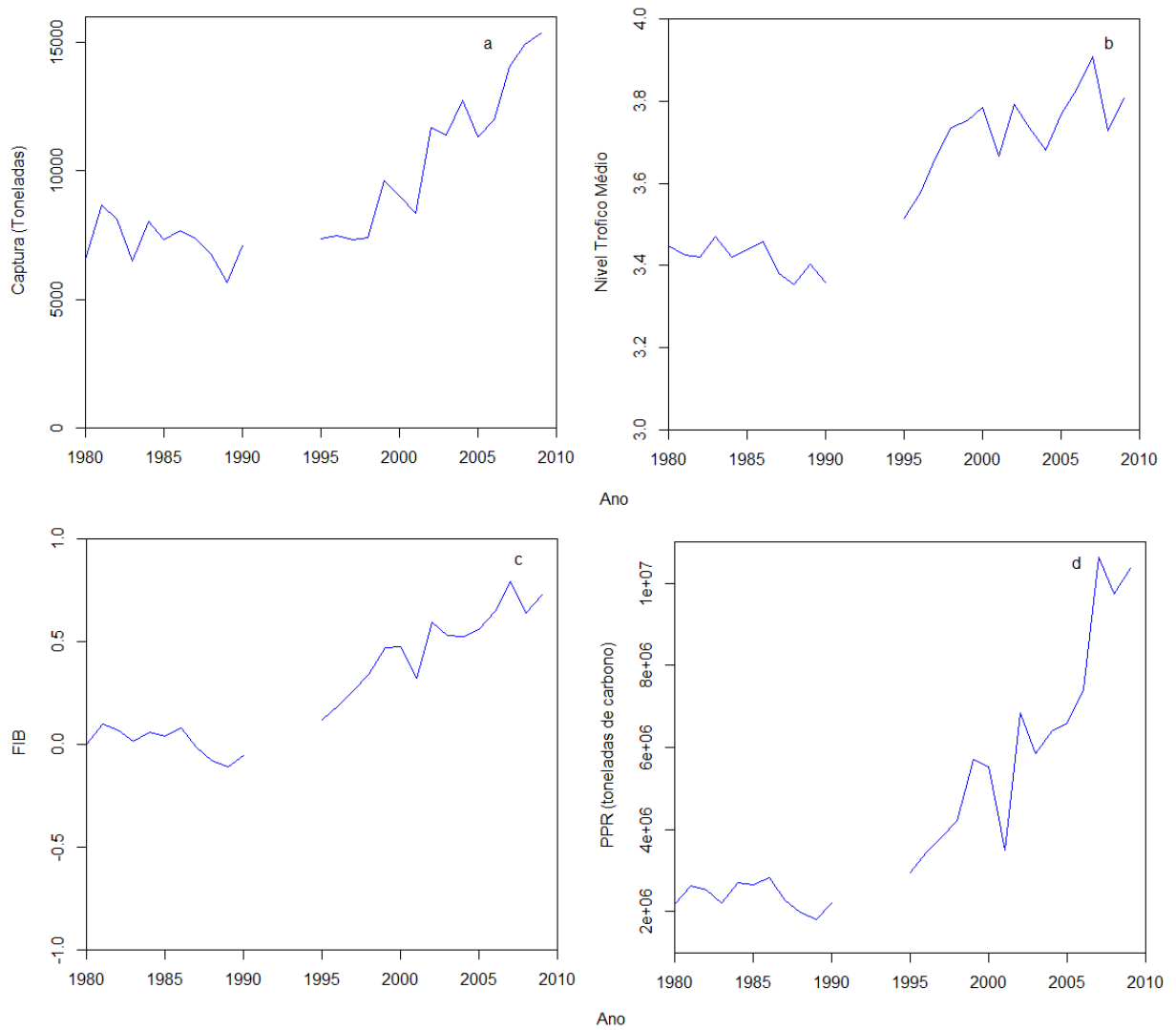


Figura 2: Índices da Pesca: a) Captura, b) MTL, c) FIB, d) PPR entre 1980 a 2009, para o estado do Rio

Grande do Norte (NE Brasil). 1990-1994 – dados não amostrados.

Tabela 1: Coeficientes de determinação R^2 e grau de significância para os diferentes indicadores (Captura, MTL, FIB e PPR), considerando-se os diferentes intervalos tróficos ($MTL < 3$, $3 < MTL < 3.5$, $3.5 < MTL < 4$ e $MTL > 4$) e para Captura dos outros grupos taxonômicos (Outros Peixes, Moluscos, Chondrichthyes) do Rio Grande do Norte (NE Brasil).

Índices	R ²	P
Captura Total	0.6405	0.0000
MTL	0.8109	0.0000
FIB	0.8266	0.0000
PPR	0.754	0.0000
Captura MTL<3	(-)0.2828	0.00517
Captura 3<MTL<3.5	0.5627	0.0000
Captura 3.5<MTL<4	0.02933	0.403
Captura MTL>4	0.8299	0.0000

O governo brasileiro forneceu para pesca realizada no Rio Grande do Norte mais de 2 milhões de reais para subsidiar a compra do óleo diesel destinado a embarcações comerciais entre 2005 e 2009, apesar de pouco dados existe um padrão positivo, quanto maior o subsidio do óleo diesel maior os valores de captura (Figura 3).

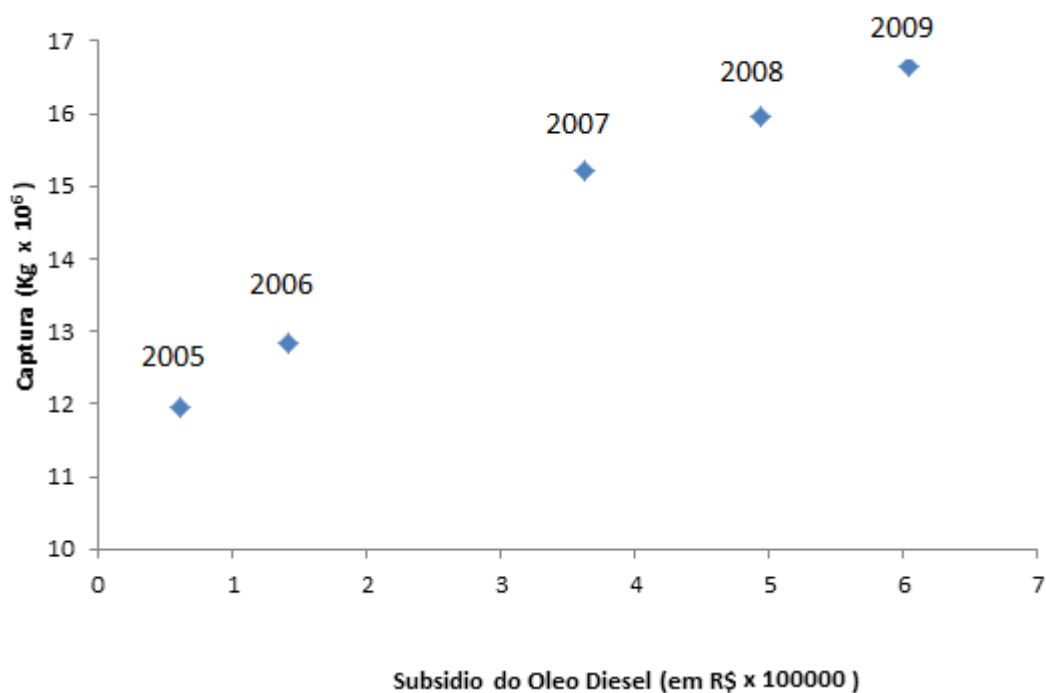


Figura 3: Relação entre a Captura e o valor fornecido pelo Governo Brasileiro entre os anos de 2005 e 2009 para equiparação do Óleo diesel no Estado do Rio Grande do Norte (NE-Brasil).

A análise GLS mostrou que as variáveis que representam o esforço da pesca, duração da pescaria em dias, número de pescadores, o barco industrial, o barco a motor grande e barco a motor médio afetam positivamente a Captura Total e negativamente só a Jangada (Tabela 2).

Tabela 2. Resultado da Análise Estatística GLS (Mínimos Quadrados Generalizados) para Captura Total.

	Captura Total	Valor	Erro Padrão	t-valor	p-valor
(Intercept)		421,758	1706,5459	0,2471	0,8048
Dias de Pescaria		0,193	0,0258	7,4829	0,0000
ANO		-0,216	0,8519	-0,2534	0,7999
Barco Industrial		18548,953	40,0169	463,5283	0,0000
Barco a Motor Grande		6014,907	32,5839	184,5978	0,0000
Barco a Motor Médio		122,856	16,3716	7,5042	0,0000
Barco a Motor Pequeno		16,949	16,0391	1,0567	0,2906
Bote de Casco		10,365	16,269	0,6371	0,5241
Canoa a Motor		-10,274	17,2312	-0,5962	0,5510
Canoa a Vela		-16,064	15,4379	-1,0406	0,2981
Canoa a Remo		-21,555	89,6997	-0,2403	0,8101
Jangada		-47,69	17,3965	-2,7414	0,0061
Pesca Desembarcada		-15,819	20,2469	-0,7813	0,4346
Paquete Motorizado		-18,038	22,5121	-0,8013	0,4230
Paquete a Remo		-16,003	121,6497	-0,1315	0,8953
Paquete/Balsa		-21,932	16,0762	-1,3643	0,1725
Número de Pescadores		24,215	0,8397	28,8383	0,0000

Para captura dos peixes oceânicos: duração da pescaria em dias, número de pescadores, banco industrial, barco a motor grande e também a jangada negativamente (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da Análise Estatística GLS (Mínimos Quadrados Generalizados) para Captura de Peixes Oceânicos.

	Peixes Oceânicos	Valor	Erro Padrão	t valor	p-valor
(Intercept)		7695,491	1666,3761	4,6181	0,0000
Dias de Pescaria		0,177	0,0252	7,0267	0,0000
ANO		-3,864	0,8318	-4,6449	0,0000

Barco Industrial	17973,964	39,0749	459,9871	0,0000
Barco a Motor Grande	5418,536	31,8169	170,3038	0,0000
Barco a Motor Médio	-6,777	15,9862	-0,424	0,6716
Barco a Motor Pequeno	-2,303	15,6616	-0,1471	0,8831
Bote de Casco	1,528	15,886	0,0962	0,9234
Canoa a Motor	22,285	16,8256	1,3245	0,1854
Canoa a Vela	15,302	15,0745	1,0151	0,3101
Canoa a Remo	28,141	87,5883	0,3213	0,7480
Jangada	-44,077	16,987	-2,5948	0,0095
Pesca Desembarcada	-27,653	19,7703	-1,3987	0,1619
Paquete Motorizado	16,682	21,9822	0,7589	0,4479
Paquete a Remo	39,204	118,7862	0,33	0,7414
Paquete/Balsa	5,563	15,6978	0,3544	0,7230
Número de Pescadores	21,737	0,8199	26,5105	0,0000

Para os peixes costeiros/recifais a captura só não é influenciada pelo fator jangada. Todas as outras variáveis Dias de pescaria, Número de pescadores e ano junto com os fatores: barco industrial; barco a motor grande; barco a motor médio; barco a motor pequeno; bote de Casco e a pesca desembarcada. Fatores que afetam negativamente a captura dos peixes costeiros são a canoa a vela; canoa a motor; canoa a remo; pacote motorizado; pacote a remo; e pacote/balsa.

Tabela 4. Resultado da Análise Estatística GLS (Mínimos Quadrados Generalizados) para Peixes Costeiros. Variáveis explicativas são dias de pescarias, ano, número de pescadores.

Peixes Costeiros	Valor	Erro Padrão	t-valor	p-valor
(Intercept)	-7112,976	317,11	-22,43	0,0000
Dias de Pescaria	0,016	0,0048	3,36496	0,0008
ANO	3,568	0,1583	22,53778	0,0000
Barco Industrial	575,044	7,4359	77,3337	0,0000
Barco a Motor Grande	598,503	6,05547	98,84919	0,0000
Barco a Motor Médio	130,083	3,0421	42,76026	0,0000
Barco a Motor Pequeno	20,082	2,9804	6,73821	0,0000
Bote de Casco	9066,000	3,0231	2,99897	0,0027
Canoa a Motor	-32,092	3,2019	-10,02283	0,0000
Canoa a Vela	-31,091	2,8687	-10,83813	0,0000
Canoa a Remo	-49,146	16,6679	-2,94853	0,0032
Jangada	-3,577	3,2326	-1,10667	0,2684

Pesca Desembarcada	12,028	3,7623	3,19701	0,0014
Paquete Motorizado	-34,231	4,1832	-8,1831	0,0000
Paquete a Remo	-54,684	22,6048	-2,41911	0,0156
Paquete/Balsa	-27,264	2,9873	-9,12667	0,0000
Número de Pescadores	2,505	0,156	16,05278	0,0000

Discussão

Todos os índices tróficos analisados aqui apresentaram tendências de aumento (Captura, TLc, FIB e PPR). Isso quer dizer a pesca nessa região está se expandindo e se direcionando para predação mais os peixes predadores de topo, mas fazendo com que o ecossistema demande mais carbono para sustentar essa pesca. É comprovado que em latitudes mais baixas com o passar das décadas aumenta o número de ambientes em que PPR ultrapassa em 10%, 20% e 30% a produtividade primária do ecossistema (Swartz et al. 2010).

Existem algumas divergências sobre o conceito sobre-pesca dentro da perspectiva ecossistêmica, mas ela pode ser definida por aquela pesca que aumenta a retirada da produção e da biomassa ao longo de toda a cadeia trófica ao longo dos anos, mais do que o ecossistema pode produzir. Outro aspecto importante é como essa pesca distribuiu os benefícios e os malefícios entre as partes interessadas no processo de extração (Murawshi et al. 2000).

A pesca oceânica vem assistindo um aumento na captura (e/ou produção pesqueira) ao longo de toda a cadeia trófica (Branch et al 2010), mostrando um cenário de aumento da sobre-exploração dos recursos pesqueiros. Dentro dessa perspectiva quando se analisam índices ecossistêmicos pesqueiros as hipóteses sobre as tendências da pesca utilizando o MTL devem levar em consideração os três cenários delineados para esse índice, “Fishing Down”, “Fishing Through”, e “Increase to overfishing” (Foley 2013)

Assim como dados mundiais de captura dos recursos pesqueiros, neste estudo foram encontradas as mesmas tendências para os diferentes intervalos tróficos: diminuição nos recursos de níveis tróficos mais baixos ($MTL < 3$), aumento nos peixes de nível trófico intermediário ($3 < MTL < 3.5$), e aumento não significativo para o intervalo entre $3.5 < MTL < 4$.

A captura dos predadores de topo segue a tendência mundial de aumento, só que de forma muito mais acentuada. Dentre os principais recursos coletados dentro do intervalo $MTL > 4$ estão os atuns e afins. A Comissão Internacional para Conservação dos Atuns do Atlântico (ICCAT) estabelece cotas de captura para esse grupo para os países signatários e quando estes países não atingem essa cota, parte dela pode ser direcionada a outros países. Talvez esse tipo de mecanismo de manejo promovido pelo ICCAT tenha forçado os países em desenvolvimento dos mares tropicais a criarem mecanismos políticos e uma série de acordos para não perder esse recurso para outros países (Hazin 2010).

Parte dos recursos pesqueiros de altas posições tróficas pescados em águas tropicais são coletados por embarcações estrangeiras de grande porte, como Japão, EUA, Canadá, União Europeia e China ou então arrendadas por empresas locais cujo objetivo é a exportação (ICCAT 2009). Seria interessante aos países tropicais rever seus acordos de pesca com os países e as empresas de ponta na pesca industrial para diminuir a sobre-exploração da pesca em águas tropicais (Gagern et al. 2013).

Mecanismos econômicos, como é o caso o subsídio do óleo diesel, estão aumentando em todo o mundo, mas o grau de aumento é muito maior para os mares tropicais do que em mares temperados (Sumaila et al. 2010). Este tipo de subsídio pode até promover um aumento do FIB, dando a impressão inicial que a pesca está se expandindo (Heymans et al. 2011), mas o resultado deste incentivo econômico é a

diminuição do capital natural que leva a sobre-exploração e diminui a possibilidade da sustentabilidade da pesca (Heymans et al.2011).

Com a diminuição desse capital natural a parte mais afetada são os milhões de extratores/pescadores que dependem dos recursos costeiros e recifais. A pesca industrial, apesar de ser direcionada para os predadores de topo pelágicos do mar aberto, tem a potencialidade de diminuir os estoques dos recursos costeiros e recifais, que é foco da pesca de pequena escala na costa dos mares tropicais, (DuBois et al. 2012).

Observa-se em nosso estudo que a pesca industrial além de afetar a captura de recursos demersais realizada com as embarcações industriais está também associada com o aumento captura de peixes classificados com costeiros/recifais. Os países em desenvolvimento, além da responsabilidade na criação de ações de manejo para conservação da biodiversidade marinha, tem que optar por decisões políticas que mantenham os estoques pesqueiros, pois esse é o grande capital (natural) para mais da metade das milhões de pessoas que dependem dos mares tropicais (Sumaila et al. 2010).

Incentivos econômicos do tipo “ruim” (“bad subsidies”), como é a política de equiparação do preço do óleo diesel, atuam na contramão na busca por estratégias responsáveis. Como evidenciado aqui, há uma aparente relação entre o aumento do subsídio e o aumento da captura, muito embora os dados devam ser olhados com cautela, já que existem apenas 5 anos de informação para a região de estudos.

Uma das soluções para acabar com a questão do subsidio do óleo diesel é a pesca ter outra percepção perante aos mecanismos políticos. A pesca tem que ser enxergada como um serviço ecossistêmico de abastecimento. As sociedades que fossem capazes de manter os serviços ecossistêmicos ou que ajudasse a recupera-los deveriam receber benefícios ou os chamados pagamentos por serviços ecossistêmicos (PES) (Derissen *et al.* 2012). PESs destinados às comunidades de pescadores devem possuir

exclusivamente a função de aumentar a Resiliência Social dos atores envolvidos nesse serviço ecossistêmico (Greiner *et al.* 2013).

Vale ressaltar que esse cenário, Increase to overfishing, é o que possui o maior potencial para gerar um efeito cascata trófica na comunidade e a solução de manejo é teoricamente muito simples: a diminuição do esforço da pesca (Foley 2013). A diminuição de esforço pode ser atingida de inúmeras formas, restringindo-se áreas (Botsford *et al.* 2003) e períodos de pesca (Cinner *et al.* 2007), limitando-se equipamentos (Stefansson *et al.* 2005), estabelecendo-se cotas (como as já existentes para atuns e afins) (Noye *et al.* 2012) e capacidade de barcos (Cinner *et al.* 2007), entre outras. No entanto, países em desenvolvimento encontram uma série de barreiras para o estabelecimento de medidas dessa natureza, como a falta de fiscalização dos órgãos competentes, um sistema burocrático para criação de áreas de proteção marinha, instituições políticas que promovem ações sem a avaliação mais aprofundada dos estoques e falta de financiamento de estudos científicos para tal avaliação.

Por fim, é importante ressaltar o fato de que o cálculo do MTL deve considerar as diferentes escalas geopolíticas: Global, Tropical, Continental, por País, Regional, Estadual, já que medidas nestas escalas afetam de formas distintas diferentes pontos da cadeia trófica. Da mesma forma, estas escalas geopolíticas são as mesmas de onde podem surgir soluções e decisões que minimizem esses impactos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Brasileiro de Recursos Naturais (Ibama), ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e ao Ministério da Pesca pela

disponibilidade da informações. Também à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal do Nível Superior (CAPES) pela bolsa fornecida a Márcio Luiz Farias Rato.

Literatura citada

Baeta, F., Costa, M. J., Cabral, H. (2009) Changes in the trophic level of Portuguese landings and fish Market price variation in the last decades. *Fisheries Research* 97, 216-222.

Botsford, L. W., Micheli, F., Hastings, A. (2003) Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1), S25–S31.

Branch, A. T., Watson R., Fulton E. A., Jennings S., McGilliard C. R., Pablico G. T., Ricard D., (2010) The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 465, 431-435.

Cinner, J. E., Aswani, S (2007) Integrating customary management into marine conservation. *Biological Conservation* 140, 201 –216.

Derissen, S., Latacz-Lohmann, U., (2013) What are PES? A review of definitions and an extension. *Ecosystem Services* 6, 12-15.

DuBois, C., Zografos, C. (2012) Conflicts at sea between artisanal and industrial fishers: Inter-sectoral interactions and dispute resolution in Senegal. *Marine Policy* 36, 1211–1220.

Essington, T. E., Beaudreau, A. H., Wiedenmann, J. (2006) Fishing through marine food webs. *PNAS* 103 (9), 3171–3175

FAO, 1995. Código de conducta para la pesca responsable. Roma: FAO Documento Técnico de Pesca, 64p

Foley, C. M. R. (2013) Management implications of fishing up, down, or through the marine food web. *Marine Policy* 37, 176-182.

- Froese, R., Pauly, D. FishBase 2000: concepts, design and data sources. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines. 344 p
- Gagern, A., Bergh, J., (2013) A critical review of fishing agreements with tropical developing countries. *Marine Policy* 38 375–386.
- Garibaldi, L. (2012) The FAO global capture production database: A six-decade effort to catch the trend. *Marine Policy* 36 760-768
- Greiner, R., Stanley, O. (2013) More than money for conservation: Exploring social co-benefits from PES schemes. *Land Use Policy* 31, 4-10.
- Hazin, F. H. V. (2010) O futuro da pesca e da aquicultura marinha no Brasil: A pesca oceânica *Ciência e Cultura* 62 (03) 36-37.
- Heymans, J., J., Mackinson, S., Sumaila, U. R., Alyson, A. D. (2011) The impact of subsidies on the ecological sustainability and future profits from North Sea fisheries. *Plos* 6 (5) 1-13.
- Hornborg, S., Belgrano, A., Bartolino, V., Valentinsson, D., Ziegler, F., Trophic indicators in fisheries: a call for re-evaluation. *Biology Letters* 9, 1-4
- ICCAT (2009) Report of the 2009 atlantic swordfish stock assessment session –Madri, September 7 to 2009.
- Libralato, S., Coll M., Tudela, S., Palomera I, Pranovi, F. (2008) Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. *Marine Ecology Progress Series* 355, 107-129.
- MPA-BRASIL (2013) <http://www.mpa.gov.br/index.php/pescampa/oleo-diesel>
Acessado em 25 de setembro de 2013 as 8:57.

- Markus, T (2010) Towards sustainable fisheries subsidies: Entering a new round of reform under the Common. Policy Marine 34 1117-1124.
- McCluskeyl, S. M. & Lewison, R. (2008) Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications, Fish and Fisheries 9, 188-200.
- Murawski, S. A. (2000). Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. – ICES Journal of Marine Science, 57: 649–658.
- NOAA (2012) Trio of factors drive marine fisheries production in Northern Hemisphere ecosystems -Comparative analyses of 13 ecosystems provides insight, potential management tools. Madri 09/2009
- Noye. J., Mfodwo, k., (2012) First step stowards a quota allocation system in the Indian Ocean Marine Policy 36 882–894
- ONU (2012) Guia Rio mais vinte. Rio de Janeiro
- Palomares, M.L.D., D. Pauly. Editors. (2013). SeaLifeBase. World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, version (08/2013).
- Pauly, D., Christensen, V., (1995) Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374, 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. (1998) Fishing down marine food webs. Science 279, 869-863.
- Pauly, D., and Watson, R., (2005) Background and interpretation of the “Marine Trophic Index” as a measure of Biodiversity. Philosophical Transaction of the Royal Society: Biological Sciences, 360, 415-423.

- Pincinato, R. B. M., Gasalla, M. A., (2010) Priceless prices and marine food webs: Long term patterns of change and fishing impacts in the South Brazil Bight as reflected by the seafood market. *Progress in Oceanography* 87, 320-330.
- Pontecorvo, G., Schrank, W. E. (In Press) The continued decline in the world catch of marine fish. *Policy Marine*
- Stefansson, G., Rosenberg, A. (2005) Combining control measures for more effective management of fisheries under uncertainty: quotas, effort limitation and protected areas. *Philosophical Transactions-Biological Sciences* 360, 133-146.
- Sumaila, U. R., Khan A. J., Dyck A., Watson R., Munro G., Tyedmers., P, Pauly, D. (2010) A bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies, *Journal of Bioeconomics* 12, 201-205.
- Swartz, W., Sala, E., Tracey, S., Watson, R., Pauly, D. (2010) The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *Plos* 5 (12) 1-6.
- Szpilman, M. (2000) Peixes Marinhos do Brasil-Guia prático de identificação. Instituto Ecológico Aqualung, Rio de Janeiro-RJ
- Vasconcelos, M., Gasalla, M. A., (2001) Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. *Fisheries Research* 50 (2001) 279-295

Anexo 1

Tabela 1: Nome Comum com seus respectivos nomes científico e posição trófica.

Nome Comum	Especie	Posição Trófica
Cavala Preta	<i>Acanthocybium solandri</i>	4.4
Manjuba	<i>Anchoviella spp</i>	3.1
Peixe Rei	<i>Atherinella brasiliensis</i>	2.5
Bagre	<i>Bagre bagre</i>	4
Cangulo	<i>Balistes spp</i>	3.34

Siri	<i>Callinectes spp</i>	2.19
Garajuba	<i>Caranx chrysos</i>	4.4
Guaraximbora	<i>Caranx latus</i>	4.4
Xareu	<i>Caranx spp</i>	4.4
Guaiamum	<i>Cardisoma guanhumi</i>	2.19
Camurim	<i>Centropomus parallelus</i>	4.2
Robalo /Sabere	<i>Centropomus spp</i>	4.12
Roncador	<i>Conodon nobilis</i>	3.5
Dourado	<i>Coryphaena hippurus</i>	4.4
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	4.2
Pescada	<i>Cynoscion leiarchus</i>	4.1
Pescada-Cambuçu	<i>Cynoscion virescens</i>	4
Carapeba	<i>Diapterus spp.</i>	3.59
Arabaiana	<i>Elagatis bipinnulatus</i>	3.6
Ubarana	<i>Elops saurus</i>	4
	<i>Epinephelus</i>	
Garoupa	<i>adscensionis</i>	3.5
Mero	<i>Epinephelus itaiara</i>	4.1
Cherne	<i>Epinephelus niveatus</i>	4
Bonito	<i>Euthynnus alletteratus</i>	4.5
Peixe Pedra	<i>Genyatremus luteus</i>	3.5
Moreia/ Miroro	<i>Gymnothorax funebri</i>	4
Biquara	<i>Haemulon plumieri</i>	3.6
Voador	<i>Hirundichthys affinis</i>	3.8
Aguilhão Bandeira/ de Vela	<i>Istiophorus albicans</i>	4.5
Camarão Branco	<i>Litopenaeus schmitti</i>	2.3
Cioba	<i>Lutjanus analis</i>	3.9
Dentão	<i>Lutjanus jocu</i>	4.3
Pargo	<i>Lutjanus purpureus</i>	3.6
Vermelho	<i>Lutjanus purpureus</i>	3.6
Pescadinha	<i>Macrodon ancylodon</i>	3.9
Betara	<i>Menticirrhus spp.</i>	3.29
Corvina/Cururuca	<i>Micropogonias furnieri</i>	3.3
Tainha	<i>Mugil spp</i>	3.8
Serigado	<i>Mycteroperca bonaci</i>	4.5
Mariquita	<i>Myripristis jacobus.</i>	3.6
Guaiuba	<i>Ocyurus chrysurus</i>	4
Lagosta Vermelha	<i>Panurilus Argus</i>	2.6
Lagosta Verde	<i>Panulirus laevicauda</i>	2.6
Linguado	<i>Paralichthys tropicus</i>	4.1
Camarão	<i>Penaeus brasiliensis</i>	2.3
Barbudo	<i>Polydactylus virginicus</i>	3.5
Enchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	4.5
Bejupira/Bijuirea	<i>Rachycentron canadum</i>	4
Ariaco	<i>Rhinobatus percellens</i>	3.6
Sardinha	<i>Sardinella brasiliensis</i>	3.1
Serra	<i>Scomberomorus</i>	3.3

	<i>brasiliensis</i>	
Cavala Branca	<i>Scomberomorus cavalla</i>	4.5
Lagosta Sapata	<i>Scyllarides brasiliensis</i>	2.6
Budiao	<i>Sparisoma spp.</i>	2
Bicuda	<i>Sphyraena barracuda</i>	4.5
Agulha	<i>Strongylura spp</i>	3.8
Camurupim	<i>Tarpon atlanticus</i>	4.5
Agulhão Branco	<i>Tetrapturus albidus</i>	4.5
Albacora-branca	<i>Thunnus alalunga</i>	4.3
Albacora Laje	<i>Thunnus albacares</i>	4.3
Albacorinha	<i>Thunnus atlanticus</i>	4.1
Albacora-bandolim	<i>Thunnus obesus</i>	4.5
Albacora	<i>Thunnus spp</i>	4
Espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	4.5
Caranguejo Uçá	<i>Ucides cordatus</i>	2.19
Castanha	<i>Umbrina canosai</i>	3.9
Espardate	<i>Xiphias gladius</i>	4.5

Anexo 2 Scrit Analise de Regressão

```
Pesca30anosrn=read.table("Pesca30anos.txt", sep="\t", header=T, dec=".",as.is=T)
```

```
Pesca30anosrn
```

```
str(Pesca30anosrn)
```

```
class(Pesca30anosrn)
```

```
dim(Pesca30anosrn)
```

```
names(Pesca30anosrn)
```

```
head(Pesca30anosrn)
```

```
tail(Pesca30anosrn)
```

```
summary(Pesca30anosrn)
```

```
attach(Pesca30anosrn)
```

```
Ano
```

```
Tempo
```

```
Captura
```

```
NTm
```

```
FIB
```

```
PPR
```

Other.fish
Mollusks
MTL.3
X3.MTL.3.5
X3.5.MTL.4
MTL.4
Chondrichthyes

```
ajust=lm(Captura~Ano)
summary(ajust)
plot.ts(Captura)
```

```
plot(Captura~Ano, main="Tendencia Temporal da Captura", # Plot Title
type="l",
xlab="Ano", #X axis title
ylab=" Captura (Toneladas)", #X axis tile
xlim=c(1980,2010), #Set x axis limit from 0 to 30
ylim=c(0,16000), #Set y axis limits from 0 to 140
xaxs="i", #Set x axis style as internal
yaxs="i", #Set y axis style as internal
col="blue", #Set the color of plotting symbol to red
pch=19)
text(locator (1), "a", col=1)
plot(ajust$fit,ajust$res)# Grafico de Residuos
```

```
ajuste=lm(NTm~Tempo)
summary(ajuste)
plot.ts(NTm)
plot(NTm~Ano, main="Tendencia Temporal do Nível Trofico Médio ", # Plot Title
```

```

xlab="Ano", #X axis title
ylab=" Nivel Trofico Médio", #X axis tile
type="l",
xlim=c(1980,2010), #Set x axis limit from 0 to 30
ylim=c(3,4), #Set y axis limits from 0 to 140
xaxs="i", #Set x axis style as internal
yaxs="i", #Set y axis style as internal
col="blue", #Set the color of plotting symbol to red
pch=19)
text(locator (1), "b", col=1)
plot(ajuste$fit,ajuste$res)# Grafico de Residuos
plot(MTL~Year,type="b",ylab="TLc", xlab="Ano", col="black",pach=19)

ajuste1=lm(FIB~Tempo)
summary(ajuste1)
plot.ts(FIB)
plot(FIB~Ano, main="FIB", # Plot Title
xlab="Ano", #X axis title
ylab=" FIB", #X axis tile
type="l",
xlim=c(1980,2010), #Set x axis limit from 0 to 30
ylim=c(-1,1), #Set y axis limits from 0 to 140
xaxs="i", #Set x axis style as internal
yaxs="i", #Set y axis style as internal
col="blue", #Set the color of plotting symbol to red
pch=19)
text(locator (1), "c", col=1)
plot(ajuste1$fit,ajuste1$res)# Grafico de Residuos
plot(FIB~Year,type="b",ylab="FIB", xlab="Ano", col="black",pach=19)

```

```

ajuste2=lm(PPR~Tempo)
summary(ajuste2)
plot.ts(PPR)
plot(PPR~Ano, main="PPR (Toneladas de Carbono)", # Plot Title
xlab="Ano", #X axis title
ylab=" PPR (toneladas de carbono)", #X axis tile
type="l",
xlim=c(1980,2010), #Set x axis limit from 0 to 30
ylim=c(1000000,11000000), #Set y axis limits from 0 to 140
xaxs="i", #Set x axis style as internal
yaxs="i", #Set y axis style as internal
col="blue", #Set the color of plotting symbol to red
pch=19)
text(locator (1), "d", col=1)

plot(ajuste2$fit,ajuste2$res)# Grafico de Residuos
plot(PPR~Year,type="b",ylab="PPR em Tolenadas de Carbono", xlab="Ano",
col="black",pach=19)

ajuste3=lm(Other.fish~Tempo)
summary(ajuste3)
plot.ts(Other.fish)
plot(ajuste3$fit,ajuste3$res)# Grafico de Residuos
plot(Other.fish~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",
col="black",pach=19)

ajuste4=lm(Mollusks~Tempo)
summary(ajuste4)
plot.ts(Mollusks)
plot(ajuste4$fit,ajuste4$res)# Grafico de Residuos

```

```
plot(Mollusks~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",  
col="black",pach=19)
```

```
ajuste5=lm(MTL.3~Tempo)
```

```
summary(ajuste5)
```

```
plot.ts(MTL.3)
```

```
plot(ajuste5$fit,ajuste5$res)# Grafico de Residuos
```

```
plot(MTL.3~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",  
col="black",pach=19)
```

```
ajuste6=lm(X3.MTL.3.5~Tempo)
```

```
summary(ajuste6)
```

```
plot.ts(X3.MTL.3.5)
```

```
plot(ajuste6$fit,ajuste6$res)# Grafico de Residuos
```

```
plot(X3.MTL.3.5~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",  
col="black",pach=19)
```

```
ajuste7=lm(X3.5.MTL.4~Tempo)
```

```
summary(ajuste7)
```

```
plot.ts(X3.5.MTL.4)
```

```
plot(ajuste7$fit,ajuste7$res)# Grafico de Residuos
```

```
plot(X3.5.MTL.4~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",  
col="black",pach=19)
```

```
ajuste8=lm(MTL.4~Tempo)
```

```
summary(ajuste8)
```

```
plot.ts(MTL.4)
```

```
plot(ajuste8$fit,ajuste8$res)# Grafico de Residuos
```

```
plot(MTL.4~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",  
col="black",pach=19)
```

```
ajuste9=lm(Chondrichthyes~Tempo)
```



```
summary(ajuste9)
plot.ts(Chondrichthyes)
plot(ajuste8$fit,ajuste8$res)# Grafico de Residuos
plot(Chondrichthyes~Year,type="b",ylab="Desembarque em Toneladas", xlab="Ano",
col="black",pach=19)
```

Anexo 3 Scrit Analise GLS

```
Analise=read.table("analise.txt", sep="\t", header=T, dec=".",as.is=T)
```

```
Analise
```

```
str(Analise)
```

```
class(Analise)
```

```
dim(Analise)
```

```
names(Analise)
```

```
head(Analise)
```

```
tail(Analise)
```

```
summary(Analise)
```

```
attach(Analise)
```

```
CAPTURATOTAL
```

```
COSTEIROSRECIFAIS
```

```
PEIXESOCEANICOS
```

```
NOMEMB
```

```
SIGBAR
```

```
DATSAI
```

```
ANO
```

```
DATCHE
```

```
ESFORCO
```

```
SIGART
```

```
QUANTI
```

```
COMART
```

```
NUMPES
```

```
sigbar=as.factor(SIGBAR)
```

```
sigart=as.factor(SIGART)
```

```
library(nlme)
```

```
M0<-gls(CAPTURATOTAL~ESFORCO+ANO+sigbar+NUMPES, data=Analise)
```

```
M1<-gls(COSTEIROSRECIFAIS~ESFORCO+ANO+sigbar+NUMPES, data=Analise)
```

```
M2<-gls(PEIXESOCEANICOS~ESFORCO+ANO+sigbar+NUMPES, data=Analise)
```

```
summary(M0)
```

```
summary(M1)
```

```
summary(M2)
```

Anexo 4: Classificação dos Recursos Pesqueiros: Peixes Pelágicos Oceânicos e Peixes Costeiros e Recifais.

N	Nome do Táxon	Classificação
1	AGULHA	Peixes Pelágicos Oceânicos
2	AGULHAO VELA	Peixes Pelágicos Oceânicos
3	ALBACORINHA	Peixes Pelágicos Oceânicos
4	ARABAIANA	Peixes Costeiros
5	ARIACO	Peixes Costeiros
6	ARRAIA	Peixes Costeiros
7	BAGRE	Peixes Costeiros
8	BIQUARA	Peixes Costeiros
9	CACOES	Peixes Pelágicos Oceânicos
10	CAMARAO	Peixes Costeiros
11	CANGULO	Peixes Costeiros
12	CARANGUEJO UCA	Peixes Costeiros
13	CAVALA BRANCA	Peixes Costeiros
14	CIOBA	Peixes Costeiros
15	DENTAO	Peixes Costeiros
16	DOURADO	Peixes Costeiros
17	GAROUPA	Peixes Costeiros
18	GARACIBORA	Peixes Costeiros
19	GARAJUBA	Peixes Costeiros
20	GUAIUBA	Peixes Costeiros
21	LAGOSTA	Peixes Costeiros
22	LAGOSTA SAPATA	Peixes Costeiros
23	PARGO	Peixes Costeiros
24	PEIXE VOADOR	Peixes Costeiros
25	PESCADA BRANCA	Peixes Pelágicos Oceânicos
26	POLVO	Peixes Costeiros

27	SARDINHA	Peixes Costeiros
28	SERRA	Peixes Costeiros
29	SIRIGADO	Peixes Costeiros
30	TAINHA	Peixes Costeiros
31	XAREU	Peixes Costeiros
32	CAICO	Peixes Costeiros
33	OUTROS	Peixes Costeiros
34	BONITO	Peixes Costeiros
35	CAMURIM	Peixes Costeiros
36	CAMURUPIM	Peixes Costeiros
37	CURURUCA	Peixes Costeiros
38	AGULHAO BRANCO	Peixes Pelágicos Oceânicos
39	AGULHAO NEGRO	Peixes Pelágicos Oceânicos
40	ALBACORA BANDOLIM	Peixes Pelágicos Oceânicos
41	ALBACORA BRANCA	Peixes Pelágicos Oceânicos
42	CARAPEBA	Peixes Pelágicos Oceânicos
43	CAVALA PRETA	Peixes Pelágicos Oceânicos
44	ESPADARTE	Peixes Pelágicos Oceânicos
45	ALBACORA LAJE	Peixes Pelágicos Oceânicos
46	SALEMA	Peixes Costeiros
47	BUDIAO	Peixes Costeiros
48	CARAUNA	Peixes Costeiros
49	ESPADA	Peixes Costeiros
50	MARISCO	Peixes Costeiros
51	OSTRA	Peixes Costeiros
52	PAMPO	Peixes Costeiros
53	PARUM	Peixes Costeiros
54	PEIXE GALO	Peixes Costeiros
55	PESCADA TICUPA	Peixes Costeiros
56	PIRAUNA	Peixes Costeiros
57	SARAMUNETE	Peixes Costeiros
58	SIRI	Peixes Costeiros
59	SURURU	Peixes Costeiros
60	BEIJUPIRA	Peixes Costeiros
61	BICUDA	Peixes Costeiros
62	PESCADA BOCA MOLE	Peixes Costeiros
63	TAIOBA	Peixes Costeiros