

## CAPÍTULO 8

# NOVOS MÉTODOS E ABORDAGENS MULTIDISCIPLINARES PARA O USO E GESTÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS MARINHOS NO BRASIL E NO MUNDO

JOSÉ ANGEL ALVAREZ **PEREZ**<sup>1</sup>  
ANTÔNIO OLINTO **ÁVILA-DA-SILVA**<sup>2</sup>  
DANTE QUEIROLO **PALMA**<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Estudos Marinhos Aplicados – Escola do Mar, Ciência e Tecnologia (EMCT), Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI), Itajaí, SC

<sup>2</sup> Instituto de Pesca de São Paulo (IP- SP), Santos, SP

<sup>3</sup> Escuela de Ciencias del Mar, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (PUCV), Chile



## 1 CRISE E RENOVAÇÃO NO USO E MANEJO DOS RECURSOS PESQUEIROS MARINHOS

Na última década, recursos pesqueiros (incluindo organismos cultivados) têm suprido 17% da demanda global de proteína animal (FAO, 2014). Em alguns países pobres, cuja base alimentar é o consumo de cereais, peixes podem atingir 20 a 50% do consumo *per capita* de proteína animal. Nesses países, estima-se que três bilhões de pessoas estejam nessa condição nutricional, o que coloca a pesca como um importante vetor de “segurança alimentar” (HLPE, 2014). Além disso, os ditos “frutos do mar” são valorizados e consumidos em países desenvolvidos e em desenvolvimento, de modo que o pescado está entre as *commodities* mais comercializadas no mundo. Japão, EUA, China e a UE são importantes mercados consumidores, que tendem a importar grande parte do pescado consumido de países em desenvolvimento. Isso faz com que recursos de maior valor sejam menos disponíveis aos consumidores mais pobres, o que, por sua vez, tende a afetar a segurança alimentar em escalas locais e regionais (Garcia e Rosemberg, 2010). Ainda assim, estima-se que 10-12% da população mundial assegure seu sustento pescando e cultivando organismos aquáticos (FAO, 2014).

Mas o papel da pesca como fonte de alimento, trabalho e riqueza deve alcançar um significado ainda maior no futuro. A população humana deverá superar os nove bilhões de habitantes até 2050, o que acarretará uma demanda adicional de aproximadamente 350 milhões de toneladas de proteínas consumíveis. Mantidas as proporções atingidas atualmente pelo pescado no consumo global de proteína animal, estima-se que a produção de pescado deveria aumentar em aproximadamente 50% nas próximas cinco décadas para atender as crescentes demandas nutricionais, o que se torna particularmente crítico nas regiões mais pobres do planeta (Rice e Garcia, 2011). Para muitos analistas ambientais, entretanto, mantidos os padrões históricos de exploração dos recursos pesqueiros (e apesar da tendência global de crescimento da aquicultura), bem como as tendências de alteração das condições ambientais do planeta, essa perspectiva parece pouco provável. Pelo contrário, para esses analistas, a atividade pesqueira marinha atravessa uma grave crise, com consequências futuras de natureza ambiental, econômica e social (Pauly et al., 2002).

A origem dessa crise global está arraigada, por um lado, na natureza extrativa da pesca, e por outro, na dinâmica das motivações humanas para





obter seus benefícios a partir dos recursos naturais. A produção da pesca é sustentada pelo bom funcionamento dos diferentes ecossistemas marinhos e sua capacidade de manter o fluxo de energia, através das cadeias tróficas, em níveis adequados ao atendimento das necessidades energéticas das espécies de interesse e seus processos populacionais. Essa condição garante as oportunidades de extração, mas também estabelece limites máximos, abaixo dos quais a reposição natural dos montantes capturados periodicamente é possível. Como a capacidade extrativa das frotas pesqueiras tem sido determinada historicamente por regimes econômicos, sociais e políticos próprios, muitas vezes pouco influenciados pelo ambiente natural e suas flutuações no tempo e espaço (Hicks et al., 2016), com frequência tem-se visto os limites naturais ultrapassados e a geração de cenários de sobrepesca e mesmo colapsos pesqueiros com drásticas repercussões para as sociedades (Srinivasan et al., 2012). Embora esses processos tenham sido exacerbados no último século, devido à maior escala da atividade pesqueira e do poderio tecnológico, é importante reconhecer que essa tendência ao desequilíbrio tem se estabelecido desde os primórdios da civilização humana em diferentes regiões e em diferentes escalas (Jackson et al., 2001). Além disso, seu impacto tem efeito acumulativo, já que, diante de eventuais colapsos, o homem-pescador tem demonstrado excepcional capacidade de adaptação, expandindo sua atuação no espaço geográfico, ocupando ambientes marinhos inexplorados e alterando seus alvos e métodos. Dessa forma, compensa perdas, e tem mantido e até aumentado o suprimento de produtos do mar, o que, para muitos, apenas tem atrasado uma crise ainda maior (Berkes et al., 2006). Apesar dessa ação compensatória, no entanto, algumas análises científicas têm demonstrado sinais de estabilização e decréscimo no suprimento global de pescado capturado (Pauly e Zeller, 2016).

Os desequilíbrios estabelecidos nos sistemas pesqueiros têm consequências ainda mais amplas do que aquelas reconhecidas pela produção pesqueira. Isso porque alterações no funcionamento dos ecossistemas marinhos, comumente causadas por perdas de diversidade biológica (incluindo habitats), repercutem indiretamente na provisão da biomassa necessária para a sustentação da pesca (Worm et al., 2006). No coração dessas alterações estão os efeitos das atividades antrópicas, inclusive a própria pesca, que tem potencial de alterar a biodiversidade de uma região de diferentes maneiras (Pauly et al., 2002), além de alterações globais nas condições ambientais do planeta, fundamentalmente motivadas pelo efeito-estufa. De fato, estima-se que, na atualidade, as mudanças climáticas e a pesca sejam os maiores estressores do ambiente marinho, ao menos em termos espaciais (Halpern et



al., 2008). No futuro, ambientes marinhos alterados pelas mudanças climáticas globais e submetidos a regimes pesqueiros intensos têm poucas perspectivas de sustentar o esperado aumento de produtividade (Rice e Garcia, 2011).

A reversão desse quadro passa necessariamente pelo processo de gestão, ou manejo pesqueiro, como mecanismo regulatório com potencial para limitar o avanço da atividade pesqueira, recuperar estoques debilitados, diminuir seu impacto sobre os ambientes marinhos e assim garantir o papel da pesca na necessária “segurança alimentar” (Rice e Garcia, 2011). Esse processo teve grande desenvolvimento no século XX, quando foram implementados mecanismos de tomada de decisão e controle das pescarias pelo poder público, buscando atingir objetivos de maximização da produção (e benefícios) e a sustentabilidade do sistema. Parte essencial desse processo foi o desenvolvimento de modelos populacionais, capazes de: (a) prever estados teóricos onde as pescarias operariam dentro dos objetivos propostos; (b) orientar a tomada de decisão administrativa sobre medidas de manejo que conduzissem as pescarias a esses estados por tempo indefinido, gerando benefícios duradouros (Gulland, 1983). Ao longo do tempo, no entanto, conhecidos processos de manejo pesqueiro mostraram-se ineficazes e mesmo incapazes de evitar colapsos, sustentando a percepção de que pescarias não poderiam ser manejadas de forma sustentável por algumas razões *inter alia*:

- a perspectiva de obter riqueza através da pesca gera poder político e social que é revertido em aumento da capacidade de pesca, pressionando ainda mais o sistema natural (Ludwig et al., 1993);
- os objetivos voltados à maximização de benefícios econômicos e sociais tendem a provocar medidas que aumentam a competição e mantêm recursos altamente pressionados; outros objetivos para o manejo são necessários, mas tendem a gerar conflitos inter-setoriais (Hilborn, 2007);
- a dificuldade de obter um consenso científico a respeito do funcionamento dos sistemas naturais e as respostas ao impacto causado pela pesca gera incerteza sobre as estratégias de manejo a serem adotadas e seu sucesso em atingir objetivos predeterminados (Ludwig et al., 1993);
- os mecanismos de governança são deficientes e frequentemente enfraquecidos, pelos motivos mencionados no primeiro item acima (Hanna, 1999);
- o manejo, priorizando o(s) recurso(s)-alvo, falha em desconsiderar os efeitos da pesca sobre o ecossistema e seu funcionamento, incluindo alterações na biodiversidade, o que impede o restabelecimento da produ-



vidade dos recursos de interesse e outros serviços ecossistêmicos (Pikitch et al., 2004).

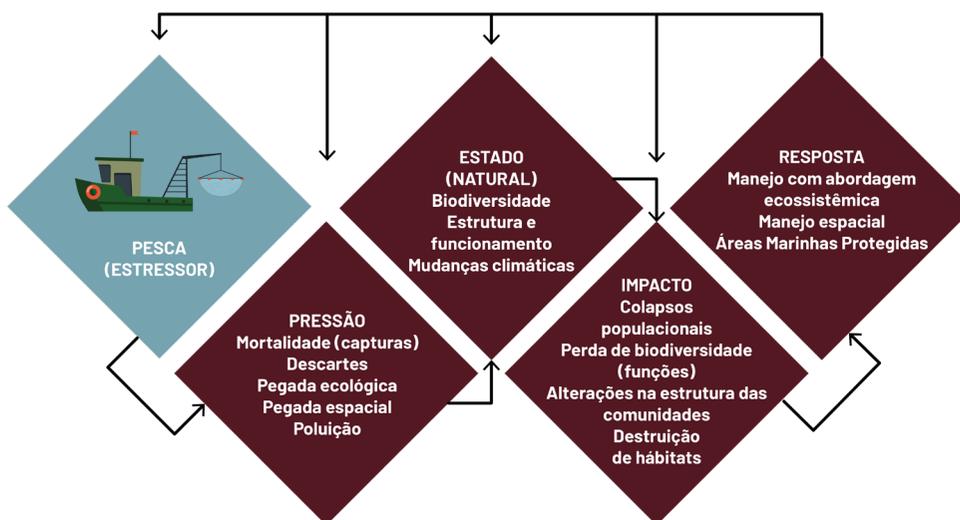
Diante desse cenário, a última década tem sido palco do debate sobre a necessária renovação do processo de manejo pesqueiro, tomando como referência sistemas bem-sucedidos, conceitos reparadores dos obstáculos acima referidos, medidas de proteção e restauração de ecossistemas, e sua aplicabilidade em diferentes regiões do planeta (por ex.: Mora et al., 2009; Costello et al., 2016). Entre estes, tem emergido, nas esferas científica e administrativa, o reconhecimento da pesca como um “estressor”, pressionando os ambientes marinhos de forma indissociada de outros estressores. A partir dessa consideração, a pesca em diversas escalas poderia ser analisada conceitualmente pelo modelo DPSIR (*driver – pressure – state – impact – response*) utilizado para descrever de que forma a sociedade afeta o estado dos ecossistemas e quais respostas poderiam se contrapor aos eventuais impactos (Martins et al., 2012)(Figura 1).

Neste capítulo adotamos a estrutura analítica DPSIR para apresentar novas abordagens e métodos aplicados para a resolução dos problemas da pesca e sua sustentação futura como atividade essencial ao desenvolvimento humano em escala global e regional (Gari et al., 2015). Nesses termos caracterizaremos, inicialmente, a atuação da pesca como forma de ocupar e explorar o ambiente marinho em meio a outras atividades antrópicas (*driver*). A seguir será dimensionada a pressão exercida sobre esse ambiente no passado, presente e futuro (*pressure*), e caracterizado o funcionamento desses ambientes, incluindo suas flutuações temporais e espaciais (*state*). As consequências da pressão exercida pela pesca sobre ecossistemas e seus componentes serão avaliadas a seguir (*impact*), bem como os mecanismos de manejo propostos para minimizar o impacto a atingir objetivos esperados para o desenvolvimento pesqueiro (*response*). O capítulo também traz um tema transversal que abrange os avanços tecnológicos e seus usos em benefício do aperfeiçoamento do conhecimento e da gestão dos recursos pesqueiros. Os temas acima serão desenvolvidos dentro de uma ótica global, buscando uma atualização do debate em torno das questões relacionadas ao uso de recursos marinhos. Porém, um estudo recente e abrangente<sup>1</sup> (Arana et al., 2016) abordou ações inovadoras aplicadas ao conhecimento e a gestão da pesca brasileira, proporcionando a oportunidade de se traçar paralelos com

<sup>1</sup> Projeto IGEPESSCA – Inovação e Interdisciplinaridade Aplicadas à Gestão e Desenvolvimento Sustentável da Pesca Industrial Marinha das Regiões Sudeste e Sul do Brasil (CAPES – Edital Ciências do Mar 09/2009)



a realidade nacional. Apesar do foco ambiental explorado nesta análise, reconhece-se que existem grandes avanços nas abordagens econômicas, sociais e políticas da atividade pesqueira. Esses aspectos merecem uma revisão por si só.



**FIGURA 1:** Modelo conceitual DPSIR do estudo da atividade pesqueira e seus efeitos sobre os ecossistemas marinhos. Modificado de Gari et al. (2015).

## 2 A PESCA E SUA RELAÇÃO COM OUTRAS ATIVIDADES DE USO DO AMBIENTE MARINHO

A atividade pesqueira engloba não só a captura de pescado em si, mas também as atividades de guarda e manutenção de embarcações e petrechos de pesca, transporte, processamento e comercialização de pescados. Como uma modalidade de uso do espaço, a atividade pesqueira necessita de dois territórios para ser executada – um, marinho, onde é efetuada a extração do recurso, e outro terrestre, onde é feita a armação das embarcações, a comercialização do pescado e também onde é produzida sua cultura. Ainda, considerando a influência de fatores atmosféricos sobre o ambiente aquático, pode-se dizer que a pesca se desenvolve dentro de um espaço tridimensional (Cunha, 2001).

As regiões costeiras são as mais povoadas, com uma densidade popu-



lacional aproximadamente três vezes maior do que a média global. Estima-se que cerca de 23% da população mundial viva nessas regiões, concentrando a atividade de extração de recursos pesqueiros (Small e Nicholls, 2003). No Brasil o quadro é semelhante, com 27% da população disposta em municípios litorâneos (IBGE, 2011). Coincidentemente, as áreas marinhas de plataforma que margeiam os continentes são as mais produtivas e também as mais vulneráveis à ação do homem. Embora representem apenas 7,6% da área dos oceanos, elas proporcionam de 15 a 30% de sua produção primária (Yool e Fashman, 2001) e concentram mais da metade das capturas mundiais de pescado (Watson et al., 2004; Groombridge e Jenkins, 2002). Essa produtividade, no entanto, não é homogênea geograficamente. “Grandes ecossistemas marinhos” (LMEs) são regiões particularmente produtivas que englobam desde águas costeiras até as margens das plataformas continentais, incluindo massas de água e correntes costeiras (Sherman, 2008), as quais contribuem com 95% da produção mundial de pescados marinhos (Stock et al., 2017).

No Brasil, estima-se que pelo menos 90% da produção pesqueira nacional seja proveniente de áreas costeiras, que incluem os estuários e toda a região da plataforma continental (Castello, 2010). Frotas pesqueiras industriais de Santa Catarina, por exemplo, apresentam padrões espaciais de captura e esforço densamente concentrados em áreas da plataforma continental, entre 30 e 100 metros de profundidade, ao largo de toda região Sudeste e Sul do Brasil (Rosso e Pezzuto, 2016). Da mesma forma, a pesca do estado de São Paulo utiliza especialmente áreas até a isóbata de 50 metros, a uma distância máxima de 42 milhas náuticas (78 quilômetros) da costa. Destas áreas se obtém 83% da produção pesqueira do estado e são gerados 94% dos postos de trabalho em mar (Imoto et al., 2016).

Cabe ressaltar, no entanto, que alterações nas abundâncias dos estoques costeiros, bem como oportunidades de mercado, têm impulsionado a atividade pesqueira a ocupar espaços do oceano além da plataforma continental, incluindo o talude, montanhas e dorsais submarinas, o pelagial oceânico e mesmo os oceanos polares. A tendência de expansão oceânica e “aprofundamento” da pesca comercial, por exemplo, tem sido notada nas últimas cinco décadas expandindo a pegada espacial a ambientes e recursos intocados e valiosos, porém pouco produtivos e sujeitos a rápidos processos de sobrepesca, além da degradação de habitats de alta sensibilidade (Morato et al., 2006; Swartz et al., 2010; Norse et al., 2012). Essa mesma tendência se observa na América Latina (Arana et al., 2009) e particularmente na região Sudeste-Sul do Brasil, que foi alvo de um processo episódico de desenvolvimento pesqueiro em áreas do talude, e que marcou um processo de expansão





oceânica da pesca demersal no país (Perez et al., 2009; Port et al., 2016a).

Os processos de expansão das atividades pesqueiras se dão através da adoção de diferentes estratégias espaço-temporais, a partir das quais pescadores combinam operações direcionadas a conjuntos de espécies disponíveis em áreas e épocas definidas (e.g. *métiers*). Assim, utilizam de forma oportunista diversos espaços da plataforma e talude, o que lhes permite atingir a sustentabilidade econômica (Branch et al., 2006). Estudos voltados à análise da dinâmica da pesca demersal no Sudeste e Sul do Brasil revelaram que, assim como em outras regiões do mundo, “grupos” de pescadores, inicialmente de atuação oportunista, eventualmente se “especializam” em um determinado *métier* e passam a depender de áreas e recursos específicos (Pezzuto e Mastella-Benincá, 2015; Imoto et al., 2016; Dias e Perez, 2016; Pio et al., 2016). Nesse contexto, deve-se lembrar que os recursos pesqueiros são um bem comum, de uso compartilhado e de propriedade do Estado. A exclusão ou o controle do acesso de potenciais usuários é problemática e cada usuário é potencialmente capaz de subtrair aquilo que pertence também aos demais (Berkes et al., 1989; Feeny et al., 1990). Portanto, é natural que ao longo do processo dinâmico de utilização das áreas de pesca e seus recursos, como exemplificado acima, se estabeleçam interações e conflitos entre os diferentes tipos de pesca, com sobreposição de áreas de captura e de espécies-alvo (Bennet et al., 2001; Horta e Defeo, 2012; Abreu-Mota et al., 2018).

Não apenas os recursos, mas também o espaço marinho raramente é de uso exclusivo da atividade pesqueira. Assim, pescadores, através de seus padrões dinâmicos de operação, igualmente interagem com outros usuários do espaço marinho, tornando ainda mais complexa a atuação da atividade num contexto amplo de uso dos benefícios providos pelos oceanos. Particularmente relevante é a exploração de petróleo e gás no subsolo da margem continental, cujas atividades associadas podem afetar o ambiente marinho e potencialmente a atividade pesqueira em decorrência (a) do aumento do nível de ruído, principalmente o causado pelos levantamentos sísmicos na fase de prospecção; (b) derrames de óleo em diversas magnitudes; (c) vazamentos de gás e outros descartes de subprodutos do processo produtivo, e (d) ressuspensão e contaminação de sedimentos decorrentes de perfurações (Kark et al., 2015). Além disso, as próprias atividades realizadas por embarcações atuantes nesses diferentes estágios, de diferentes tamanhos e funções, competem com embarcações pesqueiras por espaços marinhos. Essas interações têm sido particularmente relevantes no Brasil, onde a convivência entre pescadores e petroleiros na disputa pelo uso de áreas marinhas na Baía de Campos se intensificou no final dos anos 1970 e início dos anos 1980





(Bronz, 2009) e resultou na delimitação de um polígono de exclusão à pesca (Jablonski, 2008), que muito afetou a atividade pesqueira na região. No ano 2000 esse polígono deixou de ter efeito proibitivo e foi substituído por áreas de exclusão de 500 metros de raio no entorno de plataformas e outras estruturas emersas (Marinha do Brasil, 2013). Na Bacia de Santos, onde desde 2007 tem se desenvolvido processo de exploração de petróleo na camada do pré-sal, o intenso tráfego de embarcações de suporte às plataformas e navios de produção sugerem um grande potencial de interação com frotas pesqueiras que operam em áreas oceânicas e costeiras.

As plataformas de petróleo estão entre as maiores estruturas artificiais no oceano e são colonizadas por diversas comunidades que tendem a aumentar a biodiversidade local e a produtividade pesqueira, em especial de espécies pelágicas de ampla distribuição biogeográfica (Stanley e Awilson, 2000; Friedlander et al., 2014). Por exemplo, as estruturas da indústria de petróleo e gás situadas ao largo da costa californiana concentram uma produção secundária de peixes por unidade de área maior do que qualquer outro habitat marinho, pois funcionam como grandes recifes artificiais ao fornecer habitats para diversas espécies (Helvey, 2002; Claisse et al., 2014). Nas Bacias de Campos e do Espírito Santo é frequente a observação da pesca do dourado (*Coryphaena hippurus*) e atuns (família Scombridae) nas proximidades e dentro da área de segurança de plataformas (Jablonsky, 2008; Martins e Doxsey, 2006; Silva et al., 2015). Além das plataformas, os oleodutos também são procurados como áreas de pesca por embarcações de arrasto de fundo que potencialmente se beneficiam do efeito agregador destes (Rouse et al., 2018).

Outras atividades que se sobrepõem à pesca no uso do espaço marinho são a portuária e a de transporte de cargas. Apenas na atividade portuária, foram identificadas 21 diferentes modalidades, como tráfego marítimo e terrestre, armazenagem, dragagem, construção e reparos de navios, com diversos potenciais de impacto sobre o ambiente marinho e sobre a atividade pesqueira (Peris-Mora et al., 2005). Embora imprescindíveis aos portos, as dragagens de implantação e de aprofundamento, assim como o descarte do sedimento dragado, têm gerado conflitos com a atividade pesqueira em todo o mundo (Castro e Almeida, 2012). A pesca pode ser afetada diretamente em curto prazo pela mortalidade de peixes, moluscos e crustáceos no momento do descarte, e a longo prazo, em decorrência do efeito sobre a estrutura da população pela mortalidade de reprodutores e juvenis. Os sedimentos dragados, muitas vezes descartados sobre o fundo em áreas também utilizadas para a pesca, possuem quantidades consideráveis de arsênio, chumbo, zinco, mercúrio, entre outros (Torres et al., 2009), e tornam a área insalubre. A





macrofauna bentônica é fortemente afetada; peixes em estágios iniciais do ciclo de vida sofrem impactos letais, enquanto efeitos comportamentais são verificados em peixes adultos (Katsiaras et al., 2015; Barletta et al., 2016; Wenger et al., 2017). Outra preocupação trazida pelos portos é a introdução de espécies marinhas exóticas através da água de lastro dos navios. Com o aumento do tráfego marítimo, a bioinvasão se tornou uma das maiores questões ambientais no mundo (Xu et al., 2006). As espécies exóticas invasoras marinhas têm um impacto potencial considerável nas atividades econômicas costeiras e marinhas, principalmente através da perda de rendimento pesqueiro devido à predação e competição com espécies nativas (Groeneveld et al., 2018). No Brasil, apesar de regulada por norma específica (Marinha do Brasil, 2014), a água de lastro de navios pode ter sido responsável pela introdução do caranguejoportunido *Charybdis hellerii* que, em alguns locais, como na Bahia, se tornou mais abundante que a espécie nativa alvo tradicional da pesca artesanal, *Callinectes larvatus*. Outros estressores associados à atividade portuária, como a delimitação de áreas de exclusão à pesca, ruído, poluição, alteração do padrão de correntes e da altura das ondas, e seus efeitos cumulativos, também têm apresentado reflexos sobre a qualidade de vida de comunidades pesqueiras e a economia familiar (Gasalla e Gandini, 2016; Oliveira et al., 2016; Turra et al., 2017).

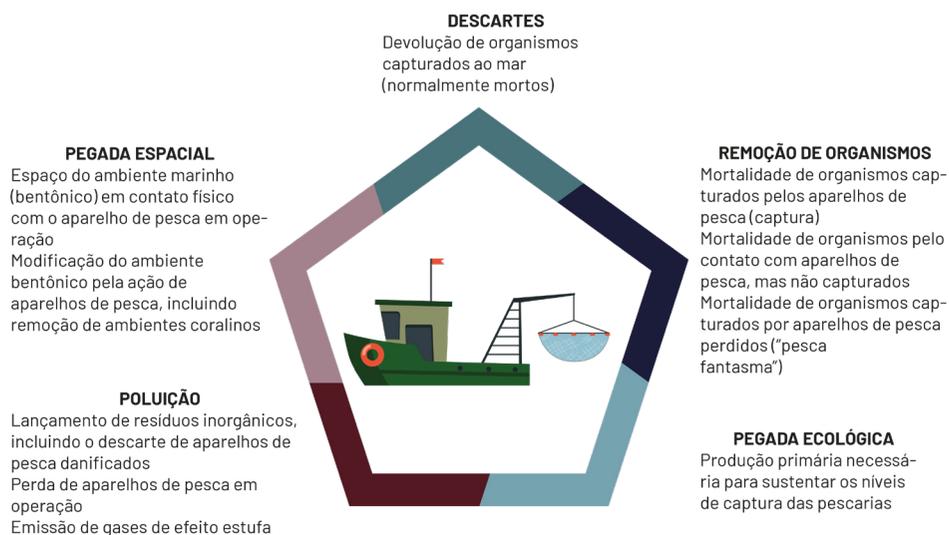
### 3 A PESCA PRESSIONANDO O AMBIENTE MARINHO

A atividade pesqueira pode exercer diversas formas de pressão sobre o ambiente marinho (Figura 2). A primeira e mais evidente é a remoção da biomassa de inúmeras espécies que são capturadas de modo intencional ou não intencional durante as operações de pesca, ou que morrem pelo contato com o aparelho de pesca ainda que não capturadas. De fato, dependendo da maior ou menor seletividade do aparelho de pesca utilizado, dos objetivos da pescaria, do ecossistema e da região geográfica em que ela é realizada, as remoções (mortalidade) resultantes podem ser mais ou menos diversificadas e abranger diferentes grupos de espécies. A quantificação contínua dessa remoção pela pesca nos inúmeros ecossistemas marinhos do planeta é uma tarefa complexa. Isso porque os organismos mortos em sua totalidade pelas operações de pesca têm diferentes destinos, alguns deles de difícil percepção. Da captura “bruta” (*sensu* FAO, Kelleher, 2008), parte da biomassa é retida





para o desembarque comercial e se torna passível de registro por diferentes sistemas de monitoramento. Incluem-se nessa fração as “espécies-alvo” (i.e., aquelas cuja captura é o objetivo principal do pescador) e parte da chamada “captura incidental” (i.e., espécies não alvo, capturadas juntamente com estas últimas) contendo espécies que podem ser aproveitadas para consumo e/ou comercialização. Uma terceira categoria, o “descarte”, inclui indivíduos rejeitados e devolvidos ao mar (frequentemente mortos), por razões variadas como restrições legais à sua captura, condições inadequadas de conservação, ausência de mercado, não palatabilidade, e tamanho fora do padrão aceito pelo consumidor (Kelleher, 2008). Por acontecer logo após as operações de pesca, as possibilidades de registro dos volumes descartados são compreensivelmente mínimas, quando não completamente inexistentes, na maior parte das pescarias. Adicionalmente, pouco ou nada se pode registrar sobre organismos que morrem pelo contato com os aparelhos de pesca, mas que não são capturados (por ex., invertebrados esmagados por redes de fundo), ou sobre o número de organismos que morrem “capturados” por aparelhos de pesca perdidos no oceano, o que se conhece como “pesca fantasma”. Desse modo, as estatísticas disponíveis sobre a remoção de biomassa pela pesca, tanto no âmbito de cada nação como também em escala global, normalmente consideram apenas a captura desembarcada, enquanto os descartes tendem a ser estimados a partir de experimentos e/ou monitoramentos mais pontuais.



**FIGURA 2:** Pressões exercidas pela pesca sobre o ambiente marinho.



Desde 1945 a FAO (Food and Agriculture Organization, órgão das Nações Unidas) tem sido responsável por compilar, organizar e disseminar dados e informações sobre a produção pesqueira mundial, para isso utilizando dados estatísticos oficiais informados regularmente pelos países membros, além de outras fontes complementares (Ye et al., 2017). Os desembarques totais compilados pela FAO permitem evidenciar dois períodos marcadamente distintos na história da produção pesqueira marinha mundial. O primeiro caracterizou-se por um forte e contínuo incremento nos desembarques, que variaram de 16,1 milhões de toneladas em 1950 até 84,3 milhões de toneladas em 1989. Já entre 1990 e 2014 os desembarques tenderam a se estabilizar ao redor de 82,0 milhões de toneladas, com pequenas oscilações (Figura 3). Essa produção é altamente desigual entre os países e oceanos, sendo que, no último ano da série, os 25 maiores produtores mundiais de pescado marinho foram responsáveis por 82,1% dos desembarques – a China, sozinha, respondeu por 16,1 milhões de toneladas (FAO, 2016). A porção norte e central do Pacífico Oeste e o Nordeste do Atlântico sustentaram, conjuntamente, pouco mais da metade dos desembarques mundiais (53,3%). Inúmeros fatores de ordem social, econômica e ambiental contribuem para tais desigualdades, com destaque para as características oceanográficas dos mares territoriais e zonas econômicas exclusivas (ZEEs) dos diferentes países, as quais determinam grandes variações espaciais nos níveis de produtividade biológica nos oceanos (ver seção 4).

Outro fator de incerteza tem sido atribuído à representatividade e veracidade dos dados regionais oficialmente reportados pelos países à FAO, uma vez que estes tendem a ser afetados por sistemas de monitoramento pesqueiro descontínuos e ineficientes, pouco sensíveis à produção da pesca não comercial (e.g. pesca de subsistência), além de capturas ilegais, não reportadas e não reguladas (IUU – *illegal, unreported and unregulated*) (FAO, 2002). Nesse sentido, na última década, alguns cientistas pesqueiros, colaboradores do projeto *Sea Around US*, ressaltaram a importância de se “reconstruir” capturas passadas utilizando fontes alternativas de informação, normalmente desconsideradas pelas estatísticas oficiais, capazes de fornecer níveis de esforço total e taxas de captura que podem ser convertidos em volumes complementares de capturas de uma região (Pauly e Zeller, 2016). Essa prática levou à estimativa de capturas globais cerca de 50% maiores do que os valores totalizados pela FAO, além de tendências de declínio da produção global desde a década de 1990, contrariando o padrão de “estabilização das capturas globais” (Pauly e Zeller, 2017).

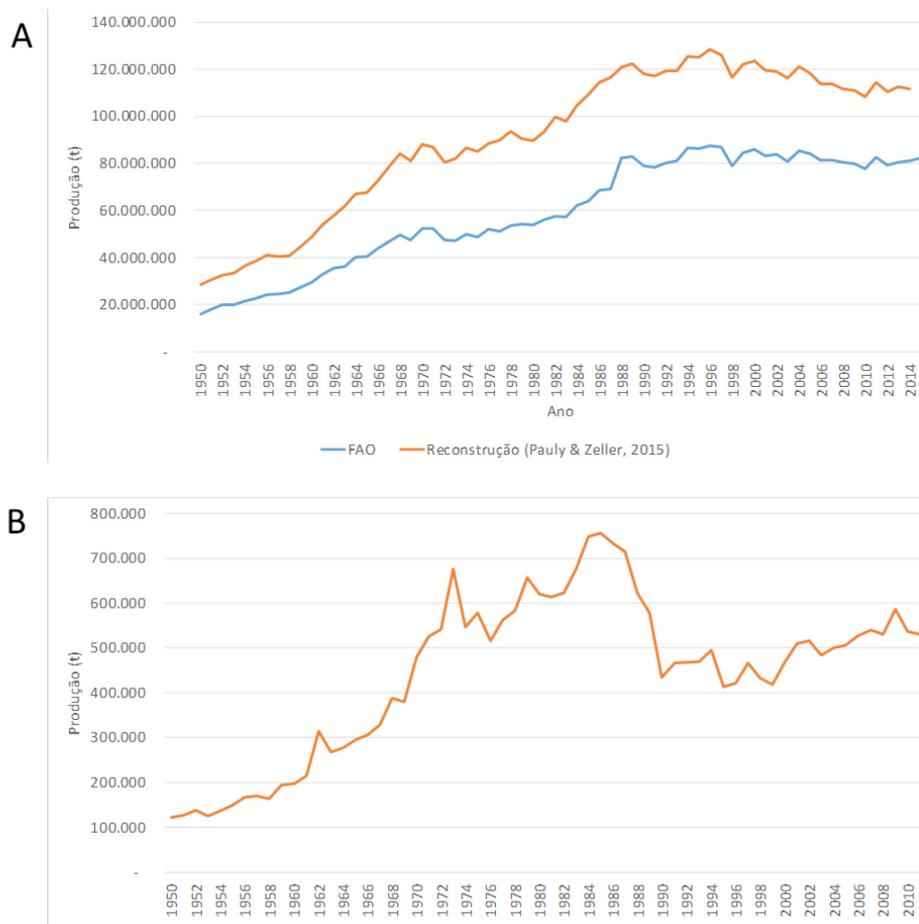
No Brasil as estatísticas de desembarque têm sofrido significativas



oscilações temporais em cobertura e qualidade. Os últimos dados disponíveis se referem ao ano de 2011 e revelam uma produção desembarcada de 553,7 mil toneladas (MPA, 2012). Assim como se observa na produção mundial de pescados, os desembarques registrados no país seguiram uma tendência crescente até a década de 1980, com máximo de 756.006 toneladas registradas em 1985 (Figura 3), um reflexo do auge da produção da pesca da sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), o principal recurso pesqueiro do país. Seguiu-se uma queda abrupta nos cinco anos seguintes, devido à sobrepesca da sardinha e outras espécies-alvo, mantendo-se entre 400.000 e 500.000 toneladas anuais durante a década de 1990 e aumentando para o patamar de 500.000 – 600.000 toneladas anuais nos anos 2000. Essas estatísticas também foram alvo de reconstrução, incluindo procedimentos específicos para a interpolação de dados faltantes, levantamento de capturas da pesca recreativa, de subsistência e descartes (Freire et al., 2015). As capturas reconstruídas foram 80% maiores do que as reportadas, com um pico de 1.181.000 toneladas em 1984, e valores anuais médios de 873.000 toneladas no final da década de 2000.

Estimativas globais produzidas em 1994 a partir de registros mundiais de desembarques compilados pela FAO e estimativas de descarte por espécie indicaram que cerca de 27 milhões de toneladas de pescado eram descartadas anualmente pela pesca marinha, cerca de um quarto dos desembarques totais (Alverson et al., 1994). Mais de uma década depois, em 2008, esses volumes foram reavaliados utilizando a mesma base de dados atualizada, porém as estimativas de descarte por “pescarias” foram definidas para um conjunto de embarcações que atuam em uma determinada área sobre um grupo de recursos (Kelleher, 2008). Os valores obtidos atingiram níveis mais baixos, totalizando 7,3 milhões de toneladas, cerca de 8% dos desembarques totais. Devido às diferentes metodologias, essas estimativas não foram consideradas comparáveis, porém Kelleher (2008) considerou provável a tendência de redução dos descartes globais no período. Essa conclusão foi corroborada pela reconstrução dos descartes globais realizada no âmbito do projeto *Sea Around US*, em que se estimou que os descartes aumentaram desde valores inferiores a 5 milhões de toneladas anuais na década de 1950 até um máximo de pouco menos de 19 milhões de toneladas em 1989, decaindo para os níveis atuais, inferiores a 10 milhões de toneladas anuais, ou seja, 10-20% das capturas totais reconstruídas (Zeller et al., 2018). Os estudos promovidos pela FAO também revelaram que mais da metade dos descartes globais é produzida pelas pescarias de arrasto, sobretudo aquelas direcionadas a camarões (Kelleher, 2008). Estudos do *Sea Around US*, por outro lado, também demons-





**FIGURA 3:** Variação anual dos desembarques da pesca marinha no mundo (A) e no Brasil (B). Na análise global (A) são comparados os volumes oficiais compilados pela FAO com os volumes “reconstruídos” (Pauly e Zeller, 2016). Na análise nacional, apenas os registros oficiais são apresentados. Fonte: FAO (<http://www.fao.org/fishery/statistics>).

traram que os descartes mundiais são predominantemente gerados pela pesca industrial e que se concentraram no Atlântico Norte até a década de 1980, passando a predominar na costa oeste da África desde então (Zeller et al., 2018). No Brasil, os descartes gerados pela pesca industrial foram estimados em 26.000 toneladas anuais na década de 1950, aumentando cerca de 10 vezes até os valores máximos de 250.000 toneladas anuais em meados da década de 1980 e decaindo para patamares de 130.000 toneladas anuais desde então (Freire et al., 2015). Em média, essas estimativas indicam um descarte



de cerca de 50% da captura bruta obtida anualmente pela pesca industrial entre 1950 e 1980, concentrado nas operações realizadas nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, e sobretudo produzido pela pesca de arrasto de camarões.

Os descartes da pesca marinha são reflexos de “remoções indesejadas” e que impactam a estrutura de populações e comunidades naturais. Porém esses impactos também se dão após a devolução ao mar de organismos e resíduos (carcaças e vísceras) do processamento de espécies retidas a bordo. Isso porque o aporte de matéria orgânica serve de alimento para organismos necrófagos, principalmente de alimentação oportunista, cuja abundância relativa tende a aumentar nas regiões afetadas, incluindo aves marinhas, cetáceos, tubarões, anfípodes, isópodes, cefalópodes, ofiuroides, peixes, caranguejos-ermitões, estrelas-do-mar, moluscos gastrópodes e caranguejos (Fondo et al., 2015). Essa contribuição tem sido chamada mundialmente de “subsídios alimentares antropogênicos previsíveis” (PAFS – *predictable anthropogenic food subsidies*) (Oro et al., 2013) capaz de modificar ecossistemas pela alteração da relação consumidores – recursos, beneficiando diferentes níveis tróficos e modificando a estrutura trófica. O descarte da pesca é uma fonte significativa de PAFS para os ecossistemas marinhos, não apenas pelo volume (anualmente estimado em torno de sete milhões de toneladas), mas pela longa escala temporal, remontando a séculos em algumas regiões do planeta.

Aumentos dos níveis de mortalidade e “necrofagia” também podem ser consequências populacionais da “pesca fantasma” produzida por aparelhos de pesca, completos ou fragmentos, abandonados, perdidos ou descartados ao mar (ALDFG – *abandoned, lost, discarded fishing gear*), que podem continuar capturando uma abundante variedade de organismos (Gilman et al., 2016). Globalmente, estima-se que mais de 640.000 toneladas de aparelhos de pesca sejam perdidas no oceano a cada ano, o que representaria ao menos 10% do total de lixo marinho flutuando nos oceanos (Stelfox et al., 2016). As taxas de captura da pesca fantasma variam com a abundância da fauna, as condições ambientais, incluindo tempestades ou correntes, e os tipos de habitat. Particularmente relevantes são os efeitos sobre mamíferos marinhos, répteis e elasmobrânquios. Ao redor do planeta cerca de 40 espécies desses grupos foram registradas enredadas em redes “fantasma” (Stelfox et al., 2016). A pesca marinha também pode contribuir significativamente ao aporte de detritos inorgânicos nos ecossistemas marinhos, com ênfase nos plásticos e microplásticos. Estima-se que 48% da massa de plástico flutuante concentrada numa superfície de aproximadamente 1,6 milhões de km<sup>2</sup> no Oceano Pacífico, entre a Califórnia e o arquipélago do Haváí, seja composta por restos





de redes de pesca (Lebreton et al., 2018).

As remoções de biomassa de organismos geradas pela pesca marinha e outras pressões ocorrem dentro de limites espaciais definidos pelas operações das frotas pesqueiras. Esse espaço que a pesca ocupa (e afeta) nos ecossistemas marinhos define a “pegada espacial” da pesca. Historicamente, estima-se que a pesca mundial ocupava entre 10 e 20% dos espaços marinhos entre as décadas de 1950 e 1980. No final dessa década observou-se um importante processo de expansão (pouco menos de 30%) principalmente em direção ao oceano aberto e ao hemisfério Sul (Swartz et al., 2010). Mais recentemente, utilizando registros de rastreamento satelital de mais de 70.000 embarcações de pesca entre 2012 e 2016, estimou-se que a pesca industrial ocorre em mais de 55% da área oceânica, quatro vezes mais que a agricultura no ambiente terrestre (Kroodsma et al., 2018). No Atlântico Nordeste estimou-se que a pegada espacial da pesca é de magnitude maior do que aquelas estimadas para outras atividades oceânicas, incluindo cabos submarinos, deposição de resíduos tóxicos e extração de óleo e gás (Benn et al., 2010). No Sudeste e Sul do Brasil, estima-se que 100% da área disponível na plataforma continental tenha sido utilizada historicamente pela frota de arrasto, sendo que mais de 60% dessa área foi “arrastada” entre uma e duas vezes entre 2003 e 2011 (Port et al., 2016a). Algumas regiões mais rasas, no interior dessa área *core*, sofreram arrastos de pesca em uma área equivalente a quatro a quatorze vezes a superfície disponível. Considerando essa frequência de uso como um indicador de perturbação do fundo por redes de arrasto (ver seção 5), é possível inferir que estes sejam os habitats bentônicos mais perturbados da margem continental do Brasil.

Dentro da “pegada espacial” é realizado o esforço de pesca responsável pelas remoções de biomassa, o que quase sempre demanda o consumo de combustíveis fósseis (i.e., óleo diesel) como fonte de energia e, conseqüentemente, a liberação na atmosfera de gases de efeito estufa, contribuindo para o aquecimento global do planeta. Uma análise global realizada para o ano 2000 estimou que a atividade pesqueira utilizou 1,2% de todo o óleo consumido no planeta, o equivalente a 50 bilhões de toneladas, liberando 130 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Tyedmers et al., 2005). Um estudo similar estimou, em 2011, o consumo de 40 bilhões de litros de óleo e a emissão de 179 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>, demonstrando um crescimento de 28% ao longo de 20 anos, o que marginalmente coincide com o aumento de produção de pescado no período (Parker et al., 2018). Esse consumo de energia e ação poluente varia entre métodos de pesca; os ditos métodos “passivos” (e.g. redes de emalhe, armadilhas, espinhéis) tendem a consumir menos energia e





poluir menos do que os “ativos”, principalmente a pesca de arrasto. Estimativas realizadas para a pesca de arrasto de fundo no Sudeste e Sul do Brasil entre 2003 e 2011 apontam para um consumo de 11.600–15.600 toneladas anuais de óleo, o que equivale a 5 a 22% do total consumido pela indústria produtora de alimentos no país (Port et al., 2016b). Esse consumo, calcula-se, gerou a emissão de 36,8–90,1 toneladas de CO<sub>2</sub> por ano, tendo como principal emissor os arrasteiros de camarões, um padrão semelhante ao observado mundialmente (Parker et al., 2018). Conjuntamente, o consumo de combustíveis fósseis e a liberação de gases de efeito estufa contribuem para a eficiência energética e o “custo ambiental” da atividade pesqueira. Esses custos têm sido considerados moderados quando comparados àqueles estimados para outras atividades produtoras de proteína animal para o consumo humano, como a pecuária (Hilborn et al., 2018).

Por fim, também dentro de sua pegada espacial, a remoção de biomassa pela pesca é sustentada pela produção primária da região e pelo processo de transferência de energia entre os níveis tróficos (ver seção 4). Assim, define-se como “pegada ecológica” da pesca a demanda de produção primária necessária para sustentação das capturas de organismos de diferentes níveis tróficos presentes na captura bruta, o que corresponde a uma importante pressão da atividade pesqueira sobre o funcionamento do ecossistema. A expansão mundial da pesca, já mencionada, demonstrou que em algumas regiões as capturas da pesca industrial demandam até 30% da produção primária. Considerando que menos da metade da produção primária é consumida por herbívoros e se propaga para outros níveis tróficos, nessas regiões a pesca pode demandar toda a produção primária “disponível” para os recursos pesqueiros (Swartz et al., 2010).

## 4 O ESTADO DO AMBIENTE MARINHO

Abordagens recentes do processo de gestão ambiental têm proposto uma estrutura analítica em que os ecossistemas são definidos como o “capital natural”, do qual os humanos fazem parte, apropriando-se e beneficiando-se. Nessa estrutura, tais benefícios caracterizam os “serviços” ecossistêmicos proporcionados pelo capital natural (Van den Belt et al., 2016). A atividade pesqueira está fundamentada na extração de organismos cuja biomassa, produção e disponibilidade no tempo e espaço são resultados de processos biofísicos específicos dos ecossistemas marinhos. Nesse contexto, a pesca é





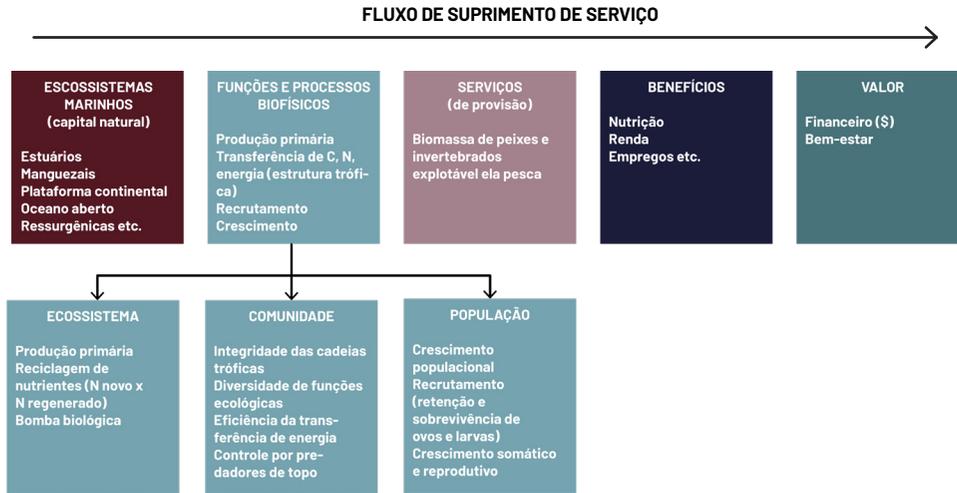
caracterizada como um “serviço” desses ecossistemas e, como tal, se compara e interconecta com outros serviços “de provisão”, necessários para a sobrevivência da humanidade (e.g. aquicultura e outros). A relação da dinâmica da produção pesqueira com o funcionamento dos ecossistemas marinhos pode ser analisada a partir de um “fluxo de suprimento do serviço”, que se estabelece através de uma sequência de cinco compartimentos básicos (Figura 4): *ecossistemas marinhos* (e.g. plataforma continental, manguezais etc.), suas *funções e processos biofísicos* (e.g. produção primária, fluxo de energia através das cadeias tróficas), os *serviços* resultantes (e.g. biomassa explotável de peixes e outros organismos de interesse humano), os *benefícios* adquiridos pelo homem (e.g. nutrição, renda, empregos) e o *valor*, percebido (monetário ou não monetário) ou não percebido pelo ser humano. Dessa forma, flutuações na integridade dos ecossistemas marinhos e de seus processos biofísicos, determinam uma reação em cadeia até a provisão do serviço, ou seja, a pesca e seus benefícios para o homem.

Pescarias marinhas ao redor do planeta são sustentadas por organismos de interesse (i.e., peixes e invertebrados que geram benefícios e têm valor para o homem) cuja produção, disponível para a pesca, está determinada pelo processo de produção primária (i.e., organismos autótrofos produzindo carbono orgânico, assimilável para organismos heterotróficos) e a conversão da matéria e energia através dos níveis tróficos.

A produção de peixes e invertebrados dependerá, além da produção primária (PP), do número de níveis tróficos abaixo da(s) espécie(s)-alvo, da eficiência da transferência de energia de um nível trófico para outro e dos níveis metabólicos dependentes da temperatura e tamanho (Pauly e Christensen, 1995). Em escala global, estima-se que a produção primária, para pelo menos 90% da área oceânica, seja de  $4,1 \times 10^{11} \text{t ano}^{-1}$  ( $\sim 1.204 \text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ ). Essa biomassa deve sustentar  $2,62 \times 10^9 \text{t}$  de organismos maiores que  $10^{-5} \text{g}$ , sendo que a biomassa aproximada de peixes maiores que 10g, mais suscetíveis à captura pela pesca, seria  $5,29 \times 10^8 \text{t}$  ( $1,65 \text{g m}^{-2}$ ) com produção de  $1,14 \times 10^8 \text{t ano}^{-1}$  ( $0,35 \text{g m}^{-2}$ ) (Jennings et al., 2008). Essa biomassa disponível para a pesca varia em função de:

- **Latitude**, com aumentos potenciais da produção pesqueira nas latitudes maiores (mais de 30%) e decréscimo nas latitudes menores (até 40%);
- **Tipos de ecossistemas marinhos**, sendo os mais produtivos as áreas de ressurgência e de plataforma continental em latitudes médias (temperadas);
- **Níveis tróficos direcionados pela pesca**, onde espécies em níveis tróficos





**FIGURA 4:** Fluxo de suprimento da produção pesqueira, como um serviço ecossistêmico. Diversos processos biofísicos e funções são necessários para o referido suprimento em níveis de ecossistema, comunidade e população, todos sensíveis às flutuações naturais do ecossistema, bem como impactos antrópicos, inclusive a pesca. Modificado de Van den Belt et al., (2016).

mais baixos disponibilizam ordens de magnitude mais energia/biomassa do que predadores de topo;

- **Flutuações temporais das condições oceanográficas**, sejam periódicas (e.g. sazonais e decadais) ou não (e.g. fenômeno do *El Niño*, ou oriundas do aquecimento global).

Assim, os processos biofísicos responsáveis pela produção primária (PP) nos ecossistemas marinhos podem “limitar” a produção pesqueira (PPE) “de baixo para cima” (*bottom-up*) (Figura 5), fato este demonstrado nos 54 “Grandes Ecossistemas Marinhos” (LMEs) do planeta (Chassot et al., 2010). Ao longo de cinco décadas, os LMEs mais produtivos foram também os que mais sustentaram a produção pesqueira global (Tabela 1), com destaque para a área de ressurgência da Corrente de Humboldt (PP = 822t C km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>; PPE = 4,0t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>) (Chassot et al., 2010). Por outro lado, regiões marinhas tropicais, com escassez de nutrientes e pouco produtivas, sustentam capturas muito menores. Esse é o caso da costa brasileira, onde mesmo as áreas de plataforma mais produtivas nas regiões Sudeste e Sul historicamente têm sustentado capturas muito reduzidas em comparação com outras áreas do planeta (Tabela 1) (Vasconcelos e Gasalla, 2001).

O controle *bottom-up* em escalas regionais e de acordo com o tipo de

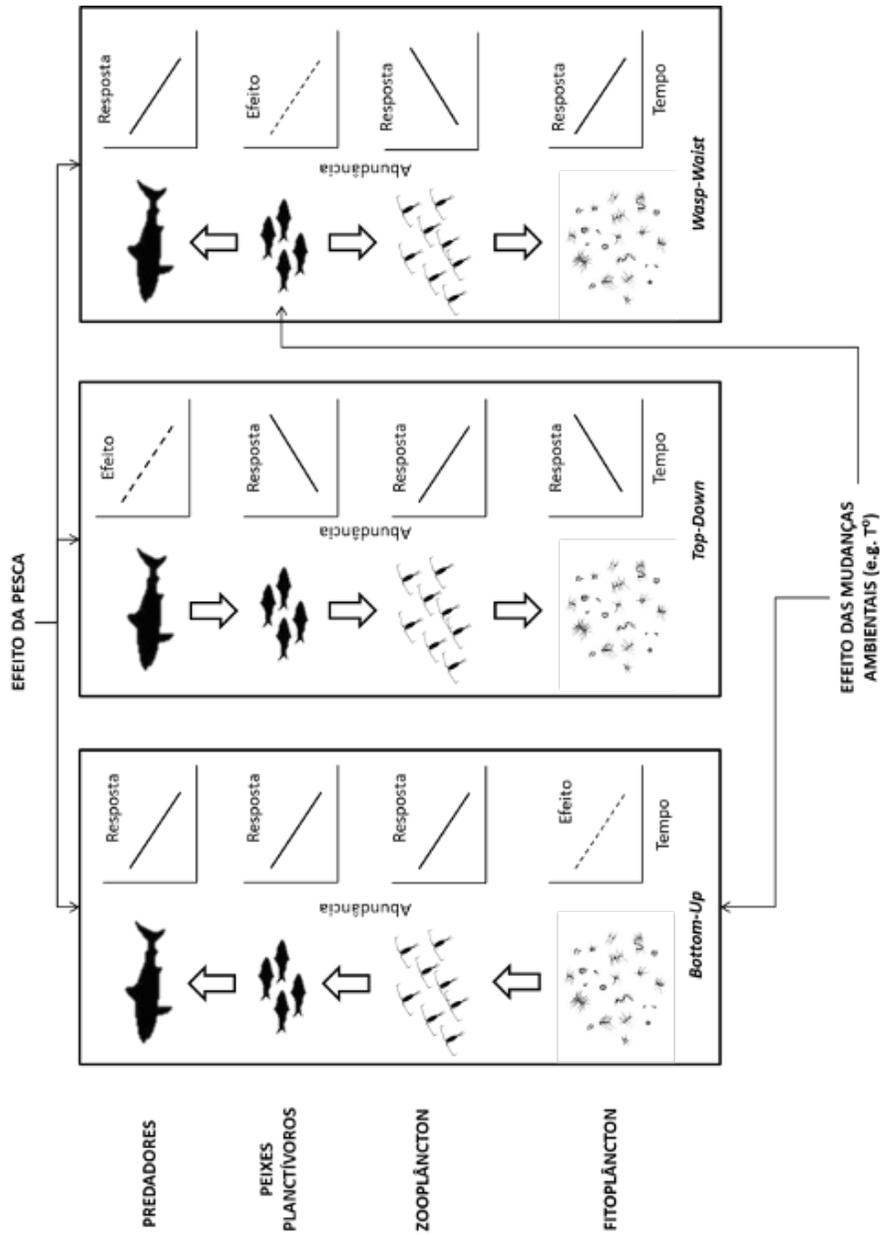
ecossistema marinho presume uma relação positiva entre a PP e a PPe, o que tem motivado cálculos reversos para estimar a “capacidade de suporte” do sistema e a “pegada ecológica” da pesca (ver seção 3), ou seja, qual a PP necessária para sustentar níveis atuais e projetados de PPe, bem como mediante cenários de alterações ambientais (Pauly e Christensen, 1995; Jennings et al., 2008; Chassot et al., 2010, e outros). Apesar de demonstrada em diversos ecossistemas marinhos, essa relação, no entanto, pode ser bastante complexa e intermediada pelas variações no processo de transferência de energia entre os níveis tróficos (Friedland et al., 2012).

Nos ecossistemas marinhos, estima-se que pequenas variações entre a relação da biomassa entre os níveis tróficos e a eficiência de transferência de um nível trófico para outro podem levar a grandes variações na biomassa estimada de organismos (Friedland et al., 2012). Essas pequenas variações podem ser motivadas pela flutuação da disponibilidade de nutrientes no sistema e da temperatura. Em ecossistemas pelágicos, a alta temperatura normalmente se associa à baixa concentração de nutrientes e a pequenas biomassas de produtores e consumidores. Isso ocorre quando existe uma acentuada estratificação da coluna d’água, que separa os produtores na zona fótica (camada iluminada, onde a fotossíntese é possível) das concentrações de nutrientes em camadas profundas.

**TABELA 1:** Intervalos da produção primária (PP) líquida anual registrada em diferentes províncias marinhas e suas correspondentes estimativas dos níveis gerais de produção pesqueira (PPE)(modificado de Pauly e Christensen, 1995; Malone et al., 2016). Também são adicionadas as plataformas das regiões SE e S do Brasil de acordo com as estimativas apresentadas em Vasconcelos e Gasalla (2001).

PROVÍNCIAS MARINHAS	PRODUÇÃO PRIMÁRIA (PP) g C m <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup>	PRODUÇÃO PESQUEIRA (PPE) g m <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup>
Giros oceânicos subtropicais centrais	150 - 170	0,01
Borda oeste dos oceanos (plataformas continentais tropicais e temperadas)	200 - 470	1,6 - 2,2
Borda leste dos oceanos (incluindo as zonas de ressurgência)	460 - 1,250	22,2
Estuários e zonas costeiras	70 - 1.890	8,0
Plataforma SE do Brasil	33 - 158	0,8 - 1,5
Plataforma S do Brasil	72 - 382	0,4

**FIGURA 5:** Representação esquemática do fluxo de energia nas cadeias tróficas pelágicas marinhas controladas pela produção primária (*bottom-up*), pelos predadores de topo (*top-down*) ou organismos dominantes (*wasp-waist*). Modificado de Cury et al. (2001).





Nesses ecossistemas, o aumento da temperatura, observado ou previsto, deve provocar poucas alterações adicionais na PP, já limitada pela escassez de nutrientes. Por outro lado, em regiões mais frias, com intenso processo de mistura da coluna d'água ou de ressurgência, o aumento de temperatura pode levar à tendência de estratificação da coluna d'água (uma "tropicalização"), além do aumento da taxa metabólica de consumidores, aumento da biomassa destes em relação à biomassa dos produtores, e redução da biomassa da cadeia trófica como um todo (O'Connor et al., 2009). Assim, a predação pode ser tão importante para o controle do fluxo de energia em uma área marinha quanto a limitação de nutrientes, fazendo com que cadeias tróficas de ecossistemas marinhos possam ser controladas de cima-para-baixo (*top-down*) ou de baixo para cima (Figura 5).

Existem evidências que demonstram que o controle *top-down* das cadeias tróficas marinhas pode ser exercido por organismos de elevado nível trófico (cetáceos, elasmobrânquios, grandes peixes teleósteos) em diversas regiões do planeta e tipos de ecossistemas oceânicos (Baum e Worm, 2009). Porém, essas evidências se limitam a relações entre dois níveis tróficos adjacentes e parecem ausentes em ecossistemas pelágicos sustentados por ressurgências. Nesses ecossistemas, por outro lado, têm sido demonstrado o controle exercido por peixes forrageiros (planctívoros) como sardinhas e manjubas, cuja queda de abundância causa, ao mesmo tempo, quedas na abundância dos níveis tróficos acima (predadores piscívoros), bem como alterações nos níveis tróficos abaixo – aumentos da abundância do zooplâncton (presas) e diminuição da biomassa do fitoplâncton. Peixes forrageiros são, nesses casos, considerados "espécies-chave" desses ecossistemas, e seu controle é chamado de *wasp-waist* (cintura de vespa) (Figura 5) (Cury et al., 2001). Os tipos de controle das cadeias tróficas marinhas não são facilmente caracterizados, devido à impossibilidade de experimentação nesses grandes ecossistemas. Por outro lado, entende-se que não são mutuamente exclusivos, podendo atuar simultânea ou alternadamente nos ecossistemas em função de interferências naturais ou antrópicas na integridade e funcionamento dos processos biofísicos. A pesca tem a capacidade de alterar a estrutura trófica, evidenciando efeitos do controle *top-down* ou *wasp-waist* (ver seção 5). As mudanças ambientais associadas ao efeito estufa, particularmente o aumento da temperatura dos oceanos, podem resultar em restrições no suprimento de nutrientes (pela alteração da estrutura da coluna d'água), evidenciando os efeitos do controle *bottom-up*, mas também na atuação (metabolismo) dos predadores (*top-down*).

Processos biofísicos como os destacados acima, determinantes para





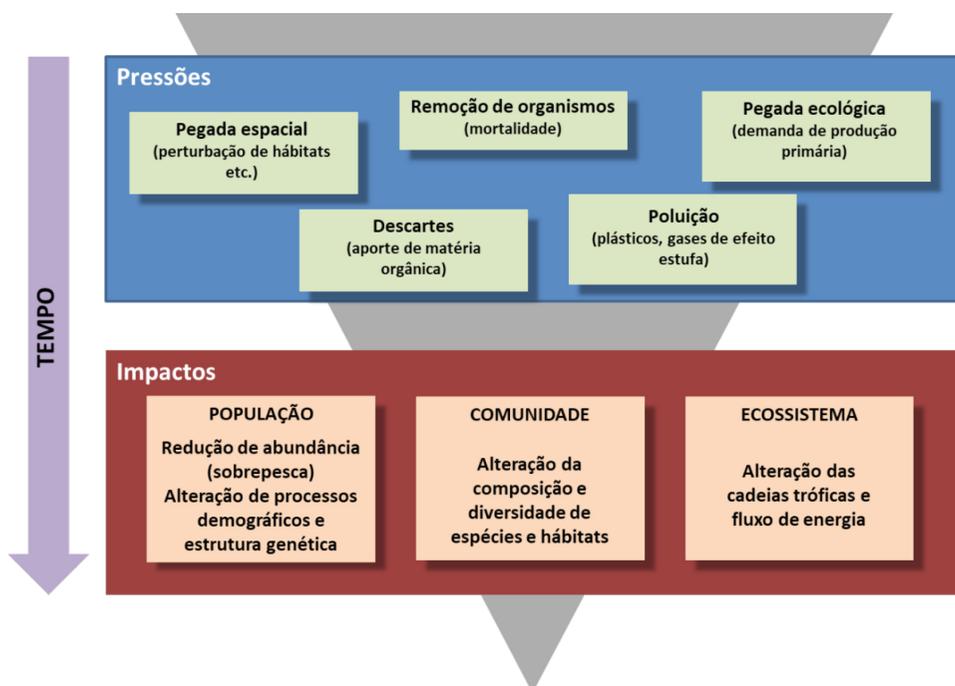
o bom funcionamento dos ecossistemas marinhos, são mediados por espécies biológicas que exercem funções específicas na produção e transferência de energia entre os níveis tróficos. Assim, a provisão de serviços, como a pesca, é determinada pela estabilidade da “biodiversidade” dos referidos sistemas, a qual pode ser perturbada pela própria atividade pesqueira (ver seção 5) e pelo aumento da temperatura, entre outras consequências das transformações ambientais do planeta (Rice e Garcia, 2011). As previsões globais e regionais de aquecimento dos ecossistemas marinhos têm fundamentado estudos focados na estimativa das alterações na produção das cadeias tróficas marinhas e na produção dos serviços de provisão como a pesca (Sumaila et al., 2011). Numa análise voltada às plataformas continentais do planeta, foram estimados declínios de 30-60% na produção pesqueira potencial em áreas tropicais (e.g. Indo-Pacífico oriental) e áreas de ressurgência (e.g. norte da Corrente de Humboldt e norte da Corrente das Canárias) (Blanchard et al., 2012).

Entretanto, as mudanças climáticas também afetam a história de vida e a distribuição das espécies-alvo das pescarias (Perry et al., 2005). Espécies de peixes e invertebrados normalmente respondem ao aquecimento dos ecossistemas marinhos alterando sua distribuição para latitudes e/ou profundidades maiores e, conseqüentemente, a composição de espécies nas capturas regionais. Assim, nas últimas quatro décadas tem-se verificado um aumento da proporção de espécies de águas cálidas nas capturas globais em 52 LMEs (Cheung et al., 2013). Em regiões temperadas, essa mudança se deve ao aumento da presença de espécies de águas cálidas, enquanto em regiões tropicais deve-se à diminuição da presença e abundância de espécies subtropicais nas capturas.

## 5 O IMPACTO DA PESCA SOBRE O AMBIENTE MARINHO

As pressões exercidas pela atividade pesqueira, persistentes ao longo do tempo em áreas definidas, contribuem conjuntamente para o surgimento de impactos que repercutem sobre o funcionamento das populações (exploradas ou não), comunidades e ecossistemas (Figura 6). Enquanto essas pressões podem ser diretamente observadas/dimensionadas a partir das operações de pesca, os impactos apenas podem ser dimensionados a partir de observações de longo prazo e da aplicação de análises ecológicas complexas.





**FIGURA 6:** Impactos resultantes das pressões exercidas pela pesca sobre ambientes marinhos, em nível de população, comunidade e ecossistema.

Estoques marinhos de peixes, crustáceos, moluscos e outros grupos de organismos repõem suas perdas populacionais através do “recrutamento”, i.e., processo de incorporação de novos indivíduos à população a partir da atividade reprodutiva. A atividade pesqueira aumenta a mortalidade incidente sobre os estoques, promovendo potenciais prejuízos ao recrutamento, na medida em que podem: (a) alterar a estrutura etária, genética, de tamanhos e estados reprodutivos dos estoques, e (b) interferir em eventos da história de vida desencadeados no tempo e no espaço (e.g. acasalamento, desova, recrutamento, migrações). Em seu conjunto, quanto menor a efetividade do processo natural de reposição de perdas associadas às capturas, maior o impacto populacional da pesca.

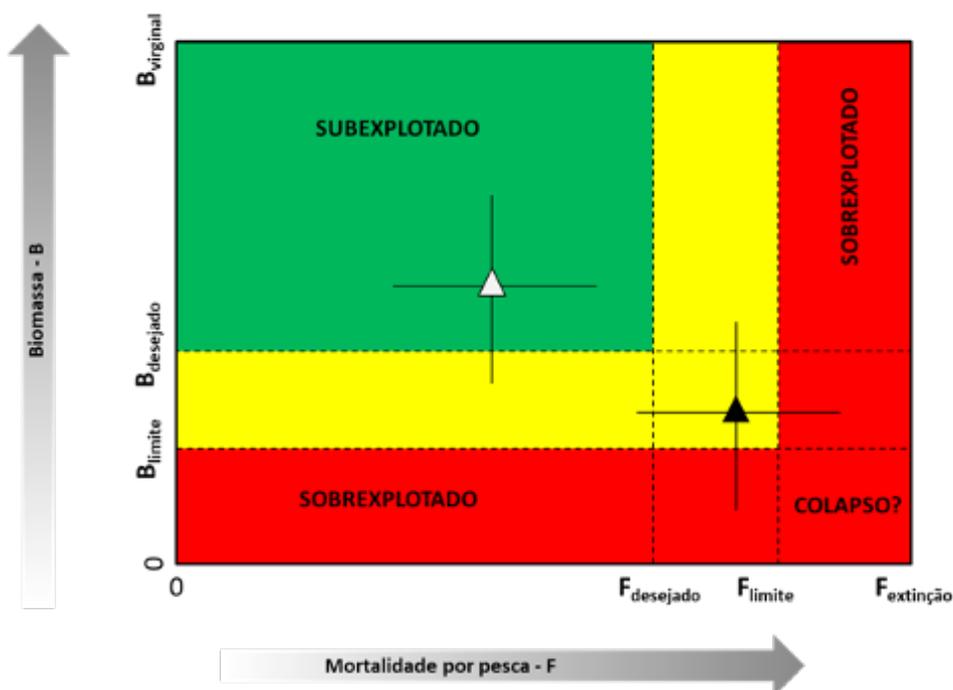
O dimensionamento do impacto populacional tem sido uma prioridade das análises científicas e dos processos de manejo pesqueiro, tradicionalmente focados na produtividade das espécies-alvo e das pescarias. Para isso, desde meados do século XX, cientistas pesqueiros têm se concentrado no desenvolvimento e aplicação de modelos matemáticos que representam processos demográficos e que são capazes de estimar elementos quantitativos



relevantes para o manejo, incluindo a abundância do estoque explorado (e.g. biomassa total), sua variação temporal e o efeito da mortalidade causada pela pesca ( $F$ ) nessa variação (Cadrin e Dickey-Collas, 2015). Esses elementos são utilizados para o aferimento de “pontos de referência” sustentáveis, que são estados desejados (objetivos) ou não-desejados (limites) para os estoques e pescarias, previamente definidos no âmbito do manejo pesqueiro (Figura 7). Nesse sentido, a aplicação dos modelos de “avaliação de estoques” permite a construção de diagnósticos das pescarias que, por sua vez, balizam a tomada de decisão sobre medidas de manejo e conservação. Uma compilação recente das práticas de avaliação em 4.713 estoques explorados ao redor do planeta demonstrou que cerca de 50% encontram-se em estado de “sobrepesca” (i.e., pescados acima do nível da sustentabilidade biológica), enquanto 32% são explorados de forma biologicamente sustentável (Costello et al., 2016). Esses resultados expressam os níveis globais do impacto das pescarias em nível populacional, os quais podem variar amplamente de região para região. Na costa brasileira, por exemplo, 54% de um total de 92 estoques explorados, entre 1996 e 2004, foram diagnosticados como sobrexplotados, sendo o restante explorados plenamente (38%) ou subexplorados (8%) (Haimovici et al., 2006). Muito importante, no entanto, é considerar que 43 estoques explorados no Brasil até esse momento não tinham sido avaliados por nenhum dos métodos acima, ressaltando uma realidade comparável à de outras regiões do planeta, onde a avaliação de estoques não é rotineira e o manejo é realizado com menos informação biológica relevante. Essa constatação deve-se, em parte, a um conjunto de limitações identificadas na utilização de métodos de avaliação de estoques, que remetem a uma reformulação de práticas e novas abordagens (NRC, 1998; Cadrin e Dickey-Collas, 2015).

Um elemento decisivo dessa reformulação diz respeito aos elevados níveis de incerteza que cercam as estimativas obtidas pela aplicação dos modelos os quais se “propagam” sequencialmente com efeito multiplicativo, até a realização de diagnósticos sobre o estado real dos estoques explorados e o processo de tomada de decisão (Figura 7). Os modelos de avaliação de estoques normalmente quantificam os processos demográficos a partir de parâmetros populacionais ajustáveis a dados (observações empíricas) das pescarias e estoques de interesse. Adicionalmente são utilizados modelos “observacionais” que relacionam as variáveis observadas diretamente das pescarias com os atributos populacionais. As incertezas derivam de erros nas estimativas, que podem resultar da falha dos parâmetros estimados em descrever adequadamente processos populacionais (“erro no processo”) ou da coleta deficiente de dados sobre a população ou pescaria (“erro observa-





**FIGURA 7:** Pontos de referência e estado da sustentabilidade de estoques definidos a partir da mortalidade aplicada pela pesca ( $F$ ) e a biomassa do estoque ( $B$ ).  $F_{desejada}$ , mortalidade por pesca desejada;  $F_{limite}$ , máxima mortalidade por pesca tolerada;  $F_{extinção}$ , mortalidade capaz de depletar o estoque;  $B_{limite}$ , mínima biomassa tolerada;  $B_{desejada}$ , biomassa desejada;  $B_{virginal}$ , biomassa do estoque não explorado. “Subexplorado” e “Sobrexplotado”, estados de exploração onde as capturas estão abaixo e acima da capacidade de reposição, respectivamente. “Colapso” é o estado que pode derivar de uma sobreexploração continuada. Triângulos são exemplos hipotéticos de estimativas realizadas por modelos de avaliação de estoques com os respectivos intervalos de confiança (linhas) e indicando estimativas de baixo (branco) e alto (negro) risco. Modificado de Beddington et al. (2007).

cional”). Esses erros podem ser minimizados através do aperfeiçoamento de procedimentos de coleta de amostras e/ou análise de dados, porém, ainda assim, os erros residuais tendem a ser suficientes para provocar diagnósticos e previsões equivocadas sobre o estado dos estoques e aumentar os riscos de decisões contraproduzidas de manejo. Nesse sentido, busca-se cada vez mais o uso de modelos estatísticos que incluam pressupostos sobre os tipos de erro e suas probabilidades de ocorrência, e tendem a informar com clareza os níveis de incerteza das estimativas obtidas, os quais devem ser incorporados ao processo decisório de manejo. Nessa direção tem sido crescente a utilização de “modelos bayesianos” que associam as incertezas das estimativas a opções predefinidas de medidas de manejo (NRC, 1998).



Outro ponto crítico diz respeito ao nível de complexidade estrutural dos modelos de avaliação de estoques (em termos de parâmetros a serem conhecidos ou estimados e as variáveis a serem observadas) necessário para permitir a produção de estimativas robustas a um custo operacional viável em regiões com diferentes realidades econômicas e sociais. Os modelos mais simples assumem funções univariadas, por exemplo, explicando produção de biomassa a partir de informação agregada (e.g. capturas anuais, biomassa total, esforço total). Os mais complexos (chamados “analíticos”) utilizam dados da estrutura populacional (e.g. captura por classe de idade/tamanho) para quantificar processos populacionais (e.g. mortalidade, recrutamento, crescimento) e os efeitos da atividade pesqueira (e.g. seletividade, mortalidade por pesca) (Hilborn e Walters, 1992). Ambos os tipos podem produzir estimativas comparáveis, mas os modelos analíticos permitem uma diversidade maior de ações de manejo, ainda que a um custo maior de obtenção de dados de longo prazo e esforço analítico. Esses modelos, no entanto, podem também carregar altos níveis de incerteza, já que os parâmetros e os processos populacionais necessários podem ser pouco conhecidos, mesmo em estoques muito estudados (Maunder e Piner, 2015). Soma-se a essa deficiência a constatação de que mesmo modelos analíticos podem ser demasiadamente simplificados, não incluindo, por exemplo, o efeito das relações tróficas ou flutuações do ambiente marinho.

Nesse contexto, dois caminhos têm sido sugeridos para o aprimoramento da avaliação dos impactos populacionais da pesca: por um lado, o continuado esforço científico em desenvolver modelos mais abrangentes, sem comprometer em demasia sua complexidade e, portanto, sua aplicabilidade; por outro, o desenvolvimento de soluções analíticas para pescarias com limitações de informação (*data-moderate* e *data-poor*) que beneficiem o aconselhamento científico em curto prazo e em diversos cenários de desenvolvimento econômico. Esses métodos permitem o cálculo de pontos de referência previamente estabelecidos pelo processo de manejo a partir de dados históricos de captura, estimativas pontuais de abundância populacional, índices de abundância e parâmetros da história de vida das espécies exploradas (e.g. crescimento, mortalidade natural, seletividade e outros), que são elementos mais comumente disponíveis para uma ampla gama de pescarias (NRDC, 2014; Carruthers et al., 2014; Free et al., 2017).

Esses tipos de modelos também são úteis para estimar o impacto relativo de pescarias multiespecíficas e/ou geradoras de considerável captura não intencional de um conjunto de espécies além da(s) espécie(s)-alvo. Pescarias manejadas tomando como referência a(s) espécie(s)-alvo, em princípio,



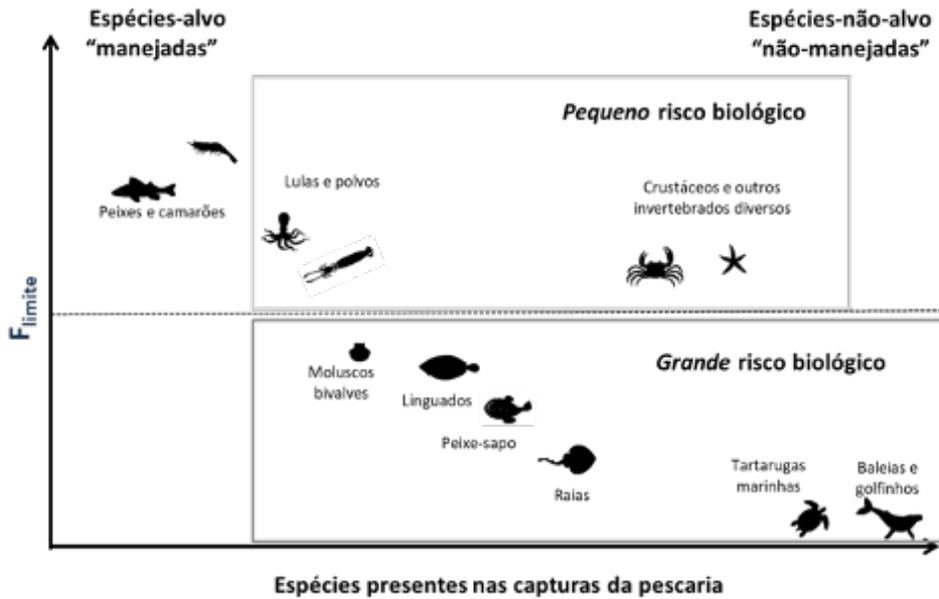


teriam limites de mortalidade por pesca estabelecidos de acordo com a produtividade dessas espécies. Qualquer espécie capturada adicionalmente por essa pescaria com produtividade igual ou maior que a(s) espécie(s)-alvo estaria também protegida pelo regime de manejo, enquanto as de menor produtividade estariam em risco de sobrepesca (Figura 8). Um exemplo desses modelos é a análise de produtividade e suscetibilidade (PSA), em que são aplicados critérios qualitativos ou semiquantitativos biológicos (tamanho máximo, fecundidade, idade de primeira maturação, taxa de crescimento e outros) e pesqueiros (disponibilidade ao aparelho de pesca, hábitat, distribuição batimétrica e outros) ao conjunto de espécies capturadas por uma pescaria, permitindo a estimativa da “vulnerabilidade” dessas espécies em relação às espécies-alvo e, conseqüentemente, o “impacto” adicional gerado pela pescaria em componentes da comunidade marinha (Hobday et al., 2011). A análise, ainda que não quantitativa, auxilia à tomada de decisão sobre níveis de mortalidade de pesca mais “inclusivos” e/ou medidas espaciais de manejo que colaborem na proteção de espécies mais sensíveis que as espécies-alvo da pescaria, por exemplo.

Através da remoção da biomassa de populações, pescarias também impactam a estrutura das comunidades marinhas e suas cadeias tróficas. A atividade pesqueira remove indivíduos muitas vezes de forma seletiva no que diz respeito aos níveis tróficos (e.g., predadores de topo como atuns e afins, peixes planctívoros como sardinhas), podendo desencadear mudanças nas proporções de presas e predadores, cujo efeito se propaga em “cascatas tróficas” (Scheffer et al., 2005). Pauly et al. (1998) postularam que uma tendência da remoção preferencial de predadores de topo levaria a um redirecionamento progressivo das pescarias a espécies de níveis tróficos mais baixos, “simplificando” os ecossistemas marinhos (tendência chamada de *fishing down the food web*). Também propuseram que uma forma de caracterizar esse fenômeno em diversas regiões do planeta seria o estudo da variação temporal dos níveis tróficos médios do conjunto de espécies capturadas. Estudos posteriores mostraram, no entanto, que a redução do nível trófico médio das capturas mais frequentemente ocorre devido à adição sequencial de pescarias voltadas a espécies de baixo nível trófico, com capturas de predadores de topo mantidas constantes ou mesmo aumentando em diversas regiões; essa tendência foi chamada alternativamente de *fishing through the food web* (Es-sington et al., 2006). Outros estudos também demonstraram que em várias regiões pesqueiras as pescarias se desenvolvem inicialmente sobre espécies mais acessíveis e, à medida que diminui a abundância destas, evoluem para espécies menos acessíveis, sendo o nível trófico das espécies capturadas de



menor importância (Sethi et al., 2010).



**FIGURA 8:** Representação esquemática da captura multispecífica de uma pescaria manejada a partir de duas espécies-alvo, cuja produtividade define o nível máximo de mortalidade por pesca ( $F_{limite}$ ). Espécies com vulnerabilidade semelhante às espécies-alvo estariam relativamente protegidas pela estratégia de manejo, enquanto espécies mais sensíveis, i.e., que suportam níveis de mortalidade muito inferiores ao das espécies-alvo, estariam em risco de sobrepesca.

Assim, a variação do nível trófico médio das capturas pode não ser uma abordagem decisiva para diagnosticar impactos da pesca sobre as comunidades/cadeias tróficas, por: (a) estar sujeita a diferentes interpretações ecológicas; (b) não necessariamente refletir os padrões naturais de diversidade local (Branch et al., 2010), e (c) refletir de fato uma busca "deliberada" de pescadores por maiores capturas de espécies de menor nível trófico, independentemente da abundância de espécies de maior nível trófico (Pauly et al., 2000). Nesse último caso, uma indicação mais realista de impacto ecossistêmico da pescaria poderia ser evidenciada caso o aumento das capturas registradas num período em que o nível trófico médio diminuiu fosse menor que o esperado (considerando que a abundância aumenta 10x a cada nível trófico inferior). Nesse sentido, foi proposto o uso de um "índice da pesca em equilíbrio" (*Fishing-in-balance*) (Pauly et al., 2000), assim como modelos completos de "balanço de massa", com destaque para ECOPATH - ECOSIM (EwE,



<https://ecopath.org/>). Nesses modelos, a biomassa de grupos funcionais em um ecossistema é balanceada de acordo com informações sobre as relações tróficas, taxas de consumo, razão produção/ biomassa e capturas, o que permite simulações que informam sobre o impacto da pesca de alguns componentes do ecossistema sobre outros. Vasconcellos e Gasalla (2001) apresentam uma aplicação completa de um modelo de balanço de massa para o sul do Brasil, demonstrando que um potencial direcionamento da pesca para pequenos peixes pelágicos, como resultado da sobrepesca da sardinha-verdadeira, tem potencial para agravar a crise de sustentabilidade de espécies comerciais em níveis tróficos maiores. Além dos modelos de balanço de massa, outras abordagens matemáticas têm considerado o impacto das pescarias sobre cadeias tróficas, seja quantificando apenas um elo presa x predador ou estruturas mais complexas (ver revisão em Plagányi, 2007).

Os impactos sobre populações ou comunidades/ecossistemas acima destacados também recebem contribuições de pressões geradoras de mortalidade de organismos ainda que não diretamente pelas capturas de espécies-alvo ou incidentais. É o caso da mortalidade gerada pelo encontro com o aparelho de pesca (sem captura) – a “pesca fantasma” – e o descarte de material inorgânico, por um lado, e o favorecimento da sobrevivência de componentes necrófagos das comunidades pelo descarte de matéria orgânica, por outro (ver seção 3). A importância relativa dessas contribuições é pouco conhecida, mas pode ser maior do que a esperada. Por exemplo, uma análise recente na costa de Queensland, na Austrália, onde ocorre uma tradicional pesca de arrasto de camarões, revelou que PAFS tendem a reduzir o nível trófico de aves, tubarões e cetáceos, aumentando o número de cadeias tróficas tróficas que terminam nesses organismos (Fondo et al., 2015). Mediante potenciais banimentos do descarte nessa pescaria, estima-se uma redução na abundância desses grupos e da própria estabilidade do sistema, o que demonstra que os descartes podem fazer parte dos mecanismos de funcionamento de ecossistemas marinhos há muito explorados pela pesca. Por outro lado, a ingestão de macro e microplásticos, e demais compostos tóxicos associados, por aves marinhas, tartarugas, crustáceos e peixes (a) bloqueia o trato intestinal; (b) inibe a secreção de enzimas gástricas; (c) reduz o estímulo à alimentação, e (d) diminui os níveis de hormônios esteroides (Li et al., 2016). Combinados, esses efeitos não apenas contribuem para a mortalidade, a médio prazo, mas antes disso reduzem a ação predatória, sobretudo de predadores de topo, com consequências tróficas, e produzem atrasos na ovulação ou mesmo falhas na reprodução, com consequências demográficas relevantes.



Operações da pesca demersal envolvem o uso de aparelhos que perturbam o fundo marinho e têm potencial para (a) alterar modificar a complexidade dos habitats bentônicos, e (b) remover, matar ou danificar organismos, reduzindo a produção e modificando a estrutura das comunidades bentônicas. Esse tipo de impacto tem sido avaliado através de experimentos *in situ* do tipo “tratamento – controle”, em que a variação da abundância e riqueza do bentos em áreas arrastadas é comparada aos valores observados em áreas não-arrastadas (controle) e em função dos tipos de aparelho de pesca, tipos de substrato, profundidade e outros tratamentos. Alternativamente, experimentos “antes-depois” comparam as variáveis acima antes e depois de operações controladas de pesca. A compilação de 101 experimentos publicados, envolvendo três tipos de aparelhos de pesca de arrasto de fundo, revelou que os impactos desses aparelhos dependem do tipo de substrato. Impactos mais severos são produzidos por dragas sobre fundos biogênicos, os quais sofrem mais alterações biológicas e tardam mais em se recompor do que fundos de cascalho, areia e lama (Kaiser et al., 2006). O impacto de aparelhos de pesca de fundo é considerado crítico em habitats bentônicos formados por organismos estruturantes, com destaque para os recifes e “jardins” de corais e esponjas de águas frias. Um considerável esforço científico tem sido direcionado à identificação de concentrações desses habitats no planeta, também denominados “ecossistemas marinhos vulneráveis” (VME, sigla em inglês) (Gianni, 2004). Esse impacto é particularmente o resultado de operações de pesca de arrasto de fundo e pode ser reduzido pelo uso de outros métodos de pesca, como as linhas de fundo (Pham et al., 2014). A avaliação do impacto da pesca sobre habitats bentônicos requer também o conhecimento da “pegada espacial” estabelecida pelas pescarias de fundo (ver seção 3) e dentro da qual os focos de perturbação, e suas consequências ecológicas, se distribuem. Em algumas áreas extensamente estudadas, como o Mar do Norte, é comum que, mesmo numa ampla pegada espacial, as operações de pesca, e a perturbação do fundo, se concentrem em núcleos muito menores que permanecem em um “estado permanente de alteração” (Kaiser et al., 2002), enquanto áreas “marginais” muito maiores são pouco perturbadas. Expansões da pescaria, no entanto, podem alterar muito rapidamente essas áreas marginais e por isso podem ser consideradas prioritárias para um manejo espacial (Jennings et al., 2012). No Sudeste e Sul do Brasil, como já relatado, algumas regiões podem estar sujeitas a intensa perturbação (e.g., área arrastada 4 a 14 vezes a superfície disponível) (Port et al., 2016a).



## 6 MANEJO PESQUEIRO COMO RESPOSTA AO IMPACTO DA PESCA SOBRE O AMBIENTE MARINHO

A gestão pesqueira (ou manejo) é um processo integrado que abrange desde a coleta e análise de informações até a formulação e implementação de regras, com o objetivo de assegurar a produtividade continuada dos recursos, além da realização de outros objetivos sociais, econômicos e ambientais, para os sistemas pesqueiros (Cochrane, 2002). Em uma abordagem de precaução, também leva em conta as possíveis mudanças no meio ambiente e os valores humanos, assim como o grau de incerteza das estimativas (FAO, 1996). A gestão tem como foco geral um ou mais recursos-alvo das pescarias (manejo baseado na espécie-alvo). Porém, há pelo menos três décadas, a gestão ou “manejo baseado no ecossistema” (*ecosystem-based fisheries management* – EBFM – Pikitch et al., 2004) tem recebido atenção internacional, pois ressalta a necessidade de considerar os impactos ecossistêmicos, bem como as dimensões humanas integradas ao ecossistema, que deve ser mantido sadio, produtivo e resiliente, de modo que possa fornecer os serviços de que a humanidade necessita. A gestão pesqueira baseada no ecossistema considera ainda os impactos acumulados de diferentes setores e não só a atividade pesqueira (Long et al., 2015).

As restrições que as diferentes abordagens de gestão impõem à atividade pesqueira visam basicamente controlar a mortalidade exercida pela pesca sobre os estoques. Essas restrições podem limitar a captura (controles de “saída”), o esforço (controles de “entrada”) ou ainda serem definidas por medidas técnicas voltadas aos métodos de pesca e à proteção aos processos biológicos dos estoques, bem como ao ecossistema (Cochrane, 2005). As restrições de captura incluem a adoção de limites ou quotas (globais ou individuais) de captura. Os controles de esforço abrangem a limitação do número de embarcações, pessoas, tempo de operação (e.g. horas, dias de pesca) ou aparelhos de pesca (e.g. número de anzóis, armadilhas, redes). Os processos biológicos dos estoques podem ser “protegidos” pelo estabelecimento de tamanhos mínimos de captura, defesos e restrições espaço-temporais para a atividade, entre outros (Jennings et al., 2001; King, 2007). Medidas técnicas adicionais incluem tipos permitidos de aparelhos, suas dimensões e elementos de seletividade (e.g. tamanhos de malha), bem como restrições de captura não-intencional. A adoção de diferentes medidas num processo de gestão pesqueira segue estratégias direcionadas ao atendimento de objetivos pre-





definidos, compondo um “Plano de Manejo”. A estruturação do Plano de Manejo requer uma compreensão ampla dos diversos fatores locais envolvidos, a identificação de seus aspectos mais relevantes, a avaliação crítica da relação homem-ambiente e a escolha das políticas de manejo socialmente justas e ambientalmente sustentáveis (Finkbeiner et al., 2017).

De acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar – CNUDM (United Nations, 1982), cada Estado deve promover a utilização ótima dos recursos vivos em sua Zona Econômica Exclusiva sem o prejuízo de sua conservação, e nesse sentido é responsável pela implementação de regimes de gestão pesqueira. Em áreas fora dos limites jurisdicionais, há uma governança baseada no cumprimento de leis e acordos internacionais, na adesão voluntária a códigos de conduta e em iniciativas de mercado e da sociedade civil (Allison, 2001). Sob o arcabouço da CNUDM existem comitês e comissões da FAO, de caráter global e transoceânico, voltados a um oceano específico ou áreas continentais. São as Organizações Regionais de Gestão Pesqueira (RFMO, sigla em inglês). Alguns exemplos que envolvem o Brasil são a Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico (ICCAT) e a Convenção para Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos (CCAMLR). A União Europeia, cujas frotas operam em todos os oceanos, estabelece Acordos de Parceria para Pescas Sustentáveis (SFPA) bilaterais com outros países e acordos específicos para áreas geridas por RFMOs ou áreas de alto mar (Teijo, 2018).

No entanto, apesar dos esforços na gestão das pescarias, há a clara percepção de que a pesca mundial tem estado em crise há bastante tempo. Como corolário, vimos que nas últimas quatro décadas a participação dos estoques explorados a níveis biológicos não sustentáveis nas capturas mundiais cresceu de 10 para 30% (FAO, 2016). Mesmo observando esse quadro, diversos autores têm argumentado que há muitos casos de sucesso na gestão de pescarias e que as ferramentas necessárias estão disponíveis, mas, infelizmente, não têm sido aplicadas devidamente (Costello et al., 2016). As discussões atuais sobre o tema indicam que o aprimoramento da gestão deve incluir mecanismos econômicos para que os pescadores desenvolvam práticas de pesca seletivas e cooperem tanto com a coleta de dados quanto com a regulamentação da atividade. Há ênfase na necessidade de diversificação dos métodos aplicados para o cumprimento dos objetivos de sustentabilidade e de adoção de processos de gestão transparentes e participativos, com envolvimento das partes interessadas (Feeny et al., 1990; Beddington et al., 2007; Walters e Martel, 2004). A adequada gestão pode impor limites à atividade produtiva, mas objetiva principalmente sua manutenção a médio e longo





prazos. Adicionalmente, a adoção de uma abordagem ecossistêmica na gestão da pesca traz consigo a ampliação dos objetivos de sustentabilidade.

A discussão sobre a efetividade da implantação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), em especial as de exclusão permanente da pesca, como uma ferramenta para a proteção da biodiversidade, ganhou destaque no início dos anos 1990, e sua prática sedimentou-se ao longo dos anos 2000 (FAO, 2011; Hilborn, 2016). No entanto, ainda há muito debate sobre sua eficácia para o alcance de objetivos ecológicos e sociais (Pendleton et al., 2017). De um lado, alguns autores consideram o estabelecimento de AMPs uma política simplista para os objetivos de desenvolvimento de uma pesca sustentável e para a proteção dos oceanos, pois apenas deslocam o esforço pesqueiro e não substituem a regulamentação das pescarias (Walters e Martel, 2004; Hilborn, 2007). De outro lado, há a argumentação de que a pesca pode se beneficiar com o aumento da abundância de pescados nas proximidades das áreas protegidas e que estas podem ajudar o ecossistema marinho a reverter sua degradação global e mitigar diversos efeitos das mudanças climáticas, como as alterações dos padrões de distribuição de espécies e a acidificação e o aumento do nível dos oceanos (Gell e Roberts, 2003; Roberts et al., 2017; Sala e Giakoumi, 2017).

Além das áreas de proteção integral, existem categorias de unidade de conservação que permitem o uso sustentável dos recursos (Horta et al., 2016). No Brasil, o Sistema Nacional das Unidades de Conservação (SNUC – Brasil, 2000) estabelece as diferentes categorias de unidades de conservação, que se dividem em dois grandes grupos: as de proteção integral e as de uso sustentável. Nas de uso sustentável são reportadas diversas experiências de uso de áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira com diferentes graus de sucesso (Prates e Blanc, 2007). O Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC – Brasil, 1988) é outro instrumento de gestão espacial que prevê o zoneamento de usos e atividades na Zona Costeira, dando prioridade à conservação e proteção do ambiente. A Zona Costeira, além da faixa terrestre, possui uma faixa marítima que se estende por 12 milhas náuticas a partir da linha de costa. O Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro permite que estados e municípios planejem as atividades sociais e econômicas nesse território. Em seu conjunto, essas ferramentas de ordenamento territorial ou espacial determinam polígonos de exclusão total ou parcial à pesca ou distâncias e profundidade mínimas permitidas para operação.

A despeito das controvérsias, a implantação de AMPs tem se tornado uma tendência mundial, inclusive para atingir objetivos da gestão pesqueira. A décima primeira Meta para Biodiversidade de Aichi, da Convenção sobre a





Biodiversidade Biológica das Nações Unidas (*Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, 2005), estabelece que 10% das áreas costeiras ou marinhas sejam conservadas e integradas às paisagens marinhas mais amplas até 2020 (*Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, 2011). O Brasil, ao criar as áreas de proteção São Pedro-São Paulo e Trindade-Martin Vaz, em março de 2018 (Brasil, 2018a; 2018b), elevou de 1,5% para 25% a extensão das áreas protegidas em sua zona econômica exclusiva. Essas áreas de proteção e outras em efeito na ZEE brasileira estabelecem restrições à atividade pesqueira.

Em 1990 também começaram a ser estabelecidos padrões para a certificação ecológica de pescado, como uma alternativa não estatal e voltada para o mercado, para estimular a conservação dos estoques pesqueiros e seu ambiente (Constance e Bonanno, 2000; FAO, 2005; Stratoudakis et al., 2016). Em decorrência, nos dias atuais, há uma forte tendência mundial de aumento na demanda de pescado certificado para o atendimento de acordos e metas de grandes cadeias de restaurantes e redes varejistas. Entre 2003 e 2015, a produção mundial de pescado certificado de origem natural e aquícola cresceu a uma taxa de 35% ao ano, passando de 0,5 para 14% e atingindo o valor de US\$11,5 bilhões (Potts et al., 2016). Os processos de certificação atestam que determinada pescaria é realizada atendendo compromissos de manter as populações exploradas em níveis saudáveis e seus ecossistemas íntegros. Também se exige que a pescaria seja submetida a sistemas de gestão efetivos, seguindo leis e padrões locais, nacionais e internacionais (FAO, 2005; *Marine Stewardship Council*, 2010). Entretanto, a certificação de pescarias em países em desenvolvimento encontra diversos empecilhos, como a falta de dados e regramentos das pescarias. Dias (2012) analisou esse desenvolvimento no contexto das pescarias brasileiras, confirmando essas dificuldades. No entanto, a efetivação do processo traz, além de benefícios econômicos, o empoderamento dos pescadores e direitos de uso dos recursos. A rotulagem ecológica se tornou essencial para o mercado mundial de pescado sustentável, e com isso determina uma série de padrões a serem seguidos pelo setor produtivo pesqueiro (Parkes et al., 2010; Perez-Ramírez et al., 2012; Lallemand et al., 2016).

Uma fronteira para a gestão pesqueira advém do reconhecimento de que a pesca não está desassociada de outras formas de uso das regiões marinhas e, conseqüentemente, da necessidade de conciliação do manejo pesqueiro com a gestão dessas atividades cada vez mais diversificadas. Os usos do espaço marinho abrangem todos os setores econômicos, do primário ao quaternário; além dos recursos vivos, podem ser classificados principalmente



como de mineração e energia, obras marítimas e de engenharia costeira, transporte e recreação. Além dessas atividades, o setor público utiliza o espaço marinho para empreender ações estratégicas, de gestão e de pesquisa (Smith, 2000). Apesar dos conflitos decorrentes da multiplicidade de usos do mar, o planejamento de cada atividade tradicionalmente se dá sem que as demais sejam efetivamente consideradas (Ehler, 2018).

Uma pescaria específica pode experimentar interações, muitas delas negativas, com várias outras atividades antrópicas de forma simultânea. São comuns as situações em que pescadores em um mesmo território sofrem restrições em sua atividade devido à existência de portos, áreas de ancoragem e manobra de navios, dutos submarinos, poluição urbana ou degradação de habitats costeiros, e devido aos planos de zoneamento ou implantação de AMPs (Jablonski et al., 2006; Gasalla e Gandini, 2016). O texto da CNUDM de 1982 (*United Nations*, 1982) já considerava que os problemas do espaço oceânico estão intimamente relacionados e que devem ser tratados como um todo, pois uma gestão segmentada falha em resolver os conflitos entre os usuários e em avaliar o impacto cumulativo das diferentes atividades no mar (Ehler, 2018). Na década de 1990, países como Canadá e Austrália começaram a desenvolver políticas integradas para a proteção e desenvolvimento de extensas áreas oceânicas sob suas jurisdições. Nos anos 2000, diversos países europeus desenvolveram planos de gestão espacial voltados para a resolução de conflitos em suas áreas marinhas. O Planejamento Espacial Marinho (PEM) foi desenvolvido como “um processo público de análise e alocação espacial e temporal de atividades humanas em áreas marinhas para atingir objetivos ecológicos, econômicos e sociais especificados normalmente através de um processo político” (Ehler e Douvere, 2009). Visa dar suporte à gestão a partir de um enfoque ecossistêmico, organizando as ações humanas no ambiente marinho de forma a manter os produtos e serviços naturalmente fornecidos pelos oceanos e necessários à humanidade. Um plano espacial marinho prevê uma visão de futuro para uma determinada área de mar e estabelece as prioridades para seu uso, considerando a manutenção de um ecossistema saudável (Ehler, 2018; Foley et al., 2010).

A dinâmica das pescarias inclui deslocamentos espaço-temporais de esforço pesqueiro em decorrência da movimentação dos estoques explorados (Janhsen et al., 2018). Ao determinar as formas de uso das áreas marinhas, o planejamento espacial pode afetar o comportamento e o rendimento econômico das frotas e os próprios estoques pesqueiros. A compatibilização das especificidades dos sistemas pesqueiros com outras atividades antrópicas representa um desafio aos Planos de Manejo pesqueiros, mas é uma



etapa necessária para o desenvolvimento sustentável do setor pesqueiro. O espaço marinho planejado permite que as interações entre os setores sejam identificadas e incorporadas a uma estrutura de governança, favorecendo o surgimento de uma nova economia voltada para os oceanos, que se convencionou chamar de Economia Oceânica Sustentável ou simplesmente “Economia Azul”. Esta surge quando há o manejo e o desenvolvimento integrado dos setores econômicos em equilíbrio com a capacidade dos ecossistemas oceânicos em permanecerem resilientes e saudáveis a longo prazo (Klinger et al., 2018; *The Economist Intelligence Unit*, 2015). A expectativa internacional é de que na próxima década os setores de energia marinha, biotecnologia marinha, turismo costeiro e de produção de alimentos ofereçam oportunidades inéditas de desenvolvimento e investimento (WWF, 2018), que devem ser focados no bem-estar dos oceanos e no aproveitamento sustentável de seu potencial (Kathijotes, 2013).

É evidente que a gestão e a atividade produtiva pesqueira do século XXI serão bastante distintas do que foram no século XX. O aumento dos usos econômicos do território oceânico traz consigo um incremento substancial no grau de complexidade das interações entre as atividades antrópicas, de seus efeitos cumulativos e das relações causais. A manutenção dos estoques pesqueiros em níveis que assegurem a sustentabilidade de sua exploração a longo prazo passará cada vez mais a ser apenas um entre os diversos objetivos postos para a gestão da pesca em uma paisagem de usos integrados do mar. A atenção da comunidade internacional tenderá fortemente a se voltar para os aspectos ambientais, sociais, de governança e de segurança alimentar da atividade pesqueira (Garcia e Rosemberg, 2010; McClanahan et al., 2013). O adequado manejo, em conjunto com o uso de ferramentas para rastreabilidade como o *blockchain* (Manski, 2017), e a certificação de pescarias surgem como estratégias para a renovação da atividade pesqueira e sua integração no contexto de uma Economia Azul.

## 7 TECNOLOGIAS DE SUPORTE AO USO E GESTÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS

O conhecimento científico que subsidia qualquer processo de uso e gestão de recursos pesqueiros marinhos origina-se tradicionalmente da observação de: capturas (comerciais e científicas), desembarques, operações de pesca, bem como coleta e análise de material biológico. No entanto, novas tecnologias representam oportunidades para incrementar, aprofundar ou



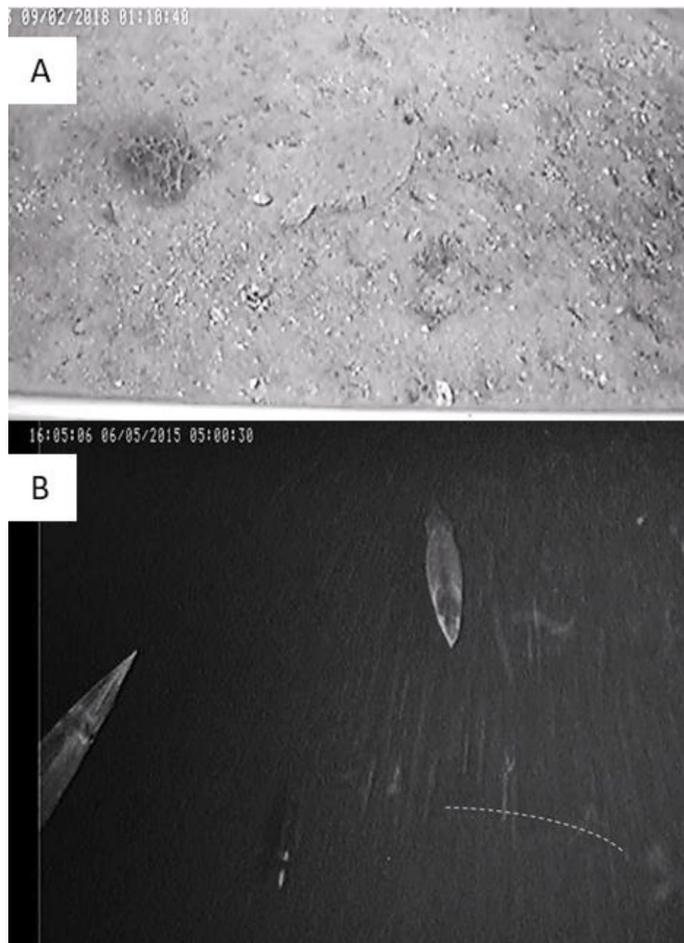
mesmo ampliar a escala espacial e temporal do conhecimento sobre: (a) a forma de atuação da pesca (*driver*); (b) a pressão que exerce sobre os ecossistemas (*pressure*); (c) o estado das populações, comunidades e ecossistemas (*state*); (d) as consequências da pressão exercida (*impact*), e (e) a efetividade das respostas às ações de manejo pesqueiro (*response*) (Tabela 2).

Câmeras submarinas têm sido utilizadas para produzir imagens contendo informação sobre a composição de habitats, diversidade e densidade de espécies (inclusive espécies-alvo), bem como o comportamento dos equipamentos de pesca durante sua operação. Frequentemente essas câmeras são transportadas por veículos submarinos, que permitem estudar praticamente todos os ecossistemas marinhos do planeta. Existem veículos tripulados, tais como submarinos ou submergíveis, veículos rebocados (e.g., trenós, *tow cameras*), autônomos (*autonomous underwater vehicle*, AUV) e os operados remotamente (*remotely operated vehicle*, ROV). Em geral, esses veículos permitem contribuir para o conhecimento tanto dos recursos pesqueiros como dos ecossistemas a que pertencem, já que são capazes de incorporar diversos sensores e instrumentação oceanográfica, inclusive servindo de plataforma para avaliações acústicas de estoques pesqueiros (Fernandes et al., 2003; Smale et al., 2012). Através de seu uso pode-se, por exemplo, estimar densidades de recursos-alvo e não-alvo das pescarias, descrever a composição de habitats e avaliar a diversidade e abundância de comunidades bentônicas associadas aos fundos de pesca (Cailliet et al., 1999; Trenkel et al., 2009; Tissot et al., 2007; Söffker et al., 2011, e outros). Câmeras mantidas estacionárias e dotadas de iscas (*baited remote underwater video stations* – BRUVs), geram imagens que permitem a avaliação da diversidade e abundância de espécies de peixes teleósteos e elasmobrânquios demersais (Cappo et al., 2004; Langlois et al., 2012; Santana-Garçon et al., 2014) e pelágicos (Letessier et al., 2013).

O comportamento de espécies em contato com artes de pesca, sua vulnerabilidade e seletividade, além dos efeitos dessas artes sobre o fundo marinho, têm sido estudados a partir de sistemas de filmagem submarina montados diretamente em redes ou outros aparelhos de pesca (Figura 9). A eficácia dessas tecnologias depende das condições ambientais que influem na visibilidade no meio aquático, incluindo a turbidez, profundidade e penetração de luz, além da velocidade do arrasto, sistema de fixação das câmeras e sua orientação, ângulo de inclinação, luminosidade, entre outros. Padrões de comportamento de peixes e outros organismos expostos à ação de artes de pesca revelados nesses vídeos permitem identificar alternativas para o aumento da eficiência dos métodos de pesca e a redução da captura incidental (Queirolo et al., 2012; Chossid et al., 2012; Bayse et al., 2014, e outros). No



Brasil, a utilização pioneira de uma *trawl* câmera possibilitou observações do comportamento de escape do calamar-argentino (*Illex argentinus*) frente a redes de arrasto de fundo (Perez et al., 2018).



**FIGURA 9:** Imagens geradas por câmeras submarinas: (A) conduzidas por um trenó de reboque e (B) acopladas a uma rede de arrasto de fundo. A linha tracejada indica a tralha inferior da rede. Fonte. Laboratório de Estudos Marinhos Aplicados - EMCT-UNIVALI.

Técnicas acústicas de amostragem têm sido utilizadas para a avaliação de estoques pelágicos por décadas. No entanto, essas técnicas apresentam grande diversidade de aplicações, que permitem caracterizar desde zonas profundas até as comunidades pelágicas que as habitam (Schimel et al., 2010). Ecobatímetros monofeixe (SBES) ou multifeixe (MBES) são usados para registrar a profundidade e morfologia do fundo marinho. Mediante processamento com *softwares* especializados (e.g. RoxAnn e QTCView) é possível também determinar a rugosidade e dureza do fundo, o que permite obter uma



**TABELA 2:** Síntese das oportunidades proporcionadas por diferentes tecnologias no uso e gestão de recursos marinhos, classificadas por aspectos DPSIR.

TECNOLOGIAS	PRODUTOS	DINÂMICA DA PESCA (DRIVER)	PRESSÃO SOBRE O AMBIENTE MARINHO	ESTADO DO AMBIENTE MARINHO	IMPACTO SOBRE O AMBIENTE MARINHO	RESPOSTAS NA FORMA DE AÇÕES DE MANEJO
Câmeras – veículos submarinos	Imagens dos ambientes marinhos e organismos (microescala)		Perturbação do fundo pela pesca e outras atividades (e.g. poluição, pesca fantasma)	Tipos/ estado de habitats, biodiversidade e estrutura das comunidades	Degradação de habitats Modificação de comunidades	Recuperação de habitats/ comunidades; localização de redes fantasmas
Câmeras – aparelhos de pesca em atuação sobre ambientes marinhos	Imagens dos aparelhos de pesca em atuação sobre ambientes marinhos		Eficiência das capturas, mortalidade de espécies, perturbação do fundo	Disponibilidade de recursos-alvo e não-alvo	Alterações na disponibilidade de recursos-alvo e não-alvo	Escape de espécies não-alvo
Câmeras e sensores aéreos	Imagens da superfície do oceano e áreas costeiras	Comportamento espaço-temporal das frotas pesqueiras	“Pegada ecológica” Ocupação de habitats	Tipos/ dimensões/ localização de habitats/ comunidades/ áreas de pesca	Degradação de habitats Modificação de comunidades	Mapas temáticos para manejo espacial da pesca

TECNOLOGIAS	PRODUTOS	DINÂMICA DA PESCA (DRIVER)	PRESSÃO SOBRE O AMBIENTE MARINHO	ESTADO DO AMBIENTE MARINHO	IMPACTO SOBRE O AMBIENTE MARINHO	RESPOSTAS NA FORMA DE AÇÕES DE MANEJO
Equipamentos acústicos - fundo do marinho	Mapas do fundo do oceânico (mesoescala)		"Pegada espacial"	Tipos/ dimensões/ localização de habitats/ áreas de pesca	Degradação de habitats Modificação de comunidades	Mapas temáticos para manejo espacial da pesca
Equipamentos acústicos - aparelhos de pesca	Registro visual/acústico do comportamento dos aparelhos de pesca em atuação		Eficiência das capturas e área afetada pela pesca			Cumprimento de normas técnicas
Rastreamento satelital de embarcações	Posicionamento preciso e atividade estimada das embarcações de pesca	Comportamento espaço-temporal das frotas pesqueiras	"Pegada espacial" e esforço pesqueiro			Cumprimento de medidas espaciais de manejo
Sistema de identificação automática	Posicionamento preciso e atividade estimada das embarcações de pesca	Comportamento espaço-temporal das frotas pesqueiras	"Pegada espacial" e esforço pesqueiro			Cumprimento de medidas espaciais de manejo

classificação do tipo de fundo marinho. O sonar de varredura lateral (*side-scan sonar*) é capaz de produzir uma imagem ampla e de alta resolução do fundo marinho (Kenny et al., 2003). A ecosonda *split-beam*, por sua parte, tem sido amplamente usada para a avaliação de estoques pesqueiros, basicamente porque pode registrar o movimento dos peixes e permitir o pós-processamento dos registros ecointegrados para quantificar a biomassa de uma população (Barange et al., 2009). No Brasil esses sistemas têm sido utilizados para avaliação de estoques pelágicos, como a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), a anchoita (*Engraulis anchoita*) e o calamar-argentino (*Illex argentinus*) (Madureira et al., 2005; Weigert e Madureira, 2011; Costa et al., 2016). Sistemas de câmeras acústicas do tipo *dual-frequency identification sonar* (DIDSON) também têm sido desenvolvidos e usados com êxito para estudar o comportamento de espécies, pois não requerem iluminação e assim minimizam a interferência no sistema (Holmes et al., 2006).

Fotografias aéreas e imagens de satélites têm permitido mapear diretamente pradarias marinhas, recifes e manguezais, entre outros ambientes (Murphy e Jenkins, 2010; Wang et al., 2015), o que proporciona valiosa informação sobre o estado dos ecossistemas. Recentemente, imagens de alta resolução (<1 metro) têm sido produzidas por câmeras acopladas a veículos aéreos não tripulados (*unmanned aerial vehicles* – UAV) para estudar ambientes e comunidades marinhas. Entre os UAVs, destacam-se os drones por sua versatilidade e eficiência, por exemplo, para avaliar populações de elasmobrânquios em sistemas recifais (Kiszka et al., 2016), bem como mamíferos marinhos (Fiori et al., 2017).

O sensoriamento remoto tem sido utilizado para identificar as zonas onde a pesca é mais eficiente, devido à tendência de agregação de peixes pelágicos em áreas onde as condições ambientais são favoráveis e, assim, orientar a operação das frotas pesqueiras (Klemas, 2013). No entanto, o sensoriamento remoto também é amplamente utilizado para contribuir ao manejo pesqueiro em nível mundial, devido à grande cobertura, em tempo quase-real, do ecossistema marinho, particularmente de recifes de corais e pradarias de gramíneas em diferentes escalas. Para isso têm sido usados os sensores multiespectrais de resolução moderada dos satélites Landsat (com resolução de 30x30m) e SPOT (com resolução de 20x20m) (Dekker et al., 2005), ou de alta resolução espacial (e.g. Quickbird 2 – 2,4 x 2,4m; IKONOS 4 x 4m) (Mumby e Green, 2000). No Brasil foram utilizados dados da temperatura superficial do oceano (TSM) estimada por imagens satelitais para estudar os padrões de ocorrência de ovos de *Sardinella brasiliensis* e, com isso, estabelecer o hábitat da área de desova desse recurso (Gigliotti et al., 2010).



As capturas obtidas com redes de arrasto, sejam em cruzeiros de avaliação ou em atividades comerciais, têm sido amplamente utilizadas para a descrição dos padrões de distribuição e abundância de espécies marinhas, sobretudo de hábitos demersais e bentônicos (Côte e Perrow, 2006). Da mesma forma as embarcações pesqueiras também podem coletar amostras e levantar dados ambientais que permitem estudar o ecossistema marinho. Durante os arrastos comerciais, por exemplo, pode-se levantar a abundância e diversidade da macrofauna do substrato, mediante o uso de um dispositivo coletor acoplado às tralhas da rede (e.g. Almeida et al., 2016). Também tem sido possível a coleta de amostras de plâncton e dados físico-químicos da coluna d'água durante a navegação, a partir do reboque de instrumentos como o "amostrador contínuo de plâncton" e modelos digitais de veículos ondulatórios com sensores ambientais, respectivamente (Cunha e Resgalla Jr., 2016). Estes últimos podem ser operados a velocidades de 8 a 10 nós e apresentam elevado potencial para estudos científicos (Tamanaha et al., 2016).

O rastreamento satelital de embarcações (*vessel monitoring system* - VMS) é uma ferramenta eficiente e de alta relação custo-benefício para o monitoramento, controle e vigilância das atividades pesqueiras em nível mundial. Esse sistema opera com um identificador único de embarcações, e transmite em períodos regulares dados como data, hora e posição (latitude e longitude). É capaz, assim, de informar a órgãos de manejo, em tempo real, sobre o posicionamento e o deslocamento de embarcações de pesca, e comparar a localização destas com respeito a zonas de acesso restrito, áreas de pesca reguladas, áreas marinhas protegidas, entre outras. Além de uma importante opção de fiscalização de medidas espaciais de manejo, o sistema também provê informação sobre a distribuição espacial e temporal da atividade pesqueira que pode ser usada para estudos científicos e o monitoramento ambiental (Murawski et al., 2005; Lee et al., 2010; Gerritsen e Lordan, 2011; O'Farrel et al., 2017). Os primeiros dados de VMS gerados por embarcações dentro da ZEE brasileira foram essenciais para o estudo do desenvolvimento da pesca profunda por embarcações estrangeiras (Perez et al., 2003). Em 2006 foi criado o Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite - PREPS (SEAP/MMA/MD, 2006), que, além do monitoramento da atividade pesqueira, tem propiciado estudos relevantes sobre o comportamento de estoques e pescarias. Por exemplo, dados de posicionamento e deslocamento da pesca de cerco foram utilizados para estudar os padrões de distribuição de cardumes da tainha *Mugil lisa* durante a migração reprodutiva (Lemos et al., 2016).





O Sistema de Identificação Automática (*Automatic Identification System* – AIS) foi criado para aumentar os padrões de segurança na navegação, permitindo comunicar a posição das embarcações de maneira contínua, além de poder enviar informações relevantes para o conhecimento de outras embarcações. A utilização do AIS por embarcações pesqueiras tem se tornado gradualmente obrigatória em várias regiões do planeta, podendo se tornar um importante instrumento de controle da pesca, sobretudo oceânica. Mediante diversas ferramentas de processamento de dados gerados pelo AIS, é possível interpretar se as embarcações pesqueiras estão realizando operações de pesca ou não (Hu et al., 2016; De Souza et al., 2016). Os dados gerados pelo AIS estão sendo usados em diversos aplicativos para computadores, *tablets* e telefones celulares (e.g. *Vessel Finder*, *Find Ship* e *Ship Finder*), tornando pública a observação do posicionamento das embarcações pesqueiras. Outro exemplo dessas novas tecnologias que ajudam a melhorar a observação das frotas pesqueiras a nível mundial é o programa *Global Fishing Watch* (<http://globalfishingwatch.org>).

Diversas tecnologias acústicas têm sido desenvolvidas para conhecer o comportamento das artes de pesca durante as operações de pesca, principalmente no sentido de otimizar o rendimento e melhorar a eficiência das frotas pesqueiras. No entanto, alguns sistemas foram criados para reduzir os impactos da pesca no ecossistema, tanto sobre o ambiente físico quanto sobre espécies vulneráveis. Os mais utilizados monitoram o comportamento de redes de arrasto e de cerco, que são equipamentos de grande tamanho e complexidade. Entre os sistemas mais conhecidos estão o SIMRAD (ITI e PI50, [www.simrad.com](http://www.simrad.com)), SCANMAR (*Trawl Catch System*, [www.scanmar.no](http://www.scanmar.no)), NOTUS (*Trawlmaster* e *Seinemaster*, [www.notus.ca](http://www.notus.ca)), eSONAR (*Trawlvue* e *Seinevue*, [www.e-sonar.ca](http://www.e-sonar.ca)) e MARPORT (*Trawl and Seine Explorer*, [www.marport.com](http://www.marport.com)). Para o monitoramento de redes de arrasto, os sensores mais usados permitem o registro: (a) da abertura das portas e asas da rede (*door and wing spread*), (b) do contato com o fundo (*bottom contact sensor*), (c) da profundidade e temperatura (*depth and temperature sensor*), (d) da inclinação e rolamento (*pitch and roll inclinometers*), (e) da captura (*catch sensor*), (f) da altura da tralha superior (*headline height*) e (g) da inclinação das grelhas da seleção da captura (*grid sensor*). A informação relativa à abertura das redes de arrasto é de grande relevância para delimitar a pegada espacial das frotas pesqueiras (e.g. Eigaard et al., 2016), informação que pode ser usada para a definição de estratégias espaciais de uso dos recursos marinhos. Na pesca de espinhel também se empregam tecnologias para melhorar a configuração da arte de pesca; juntamente com melhorias nas práticas operacionais, permitem a re-





dução do impacto sobre a mortalidade não-intencional de aves (Løkkeborg, 2011; Melvin et al., 2014). Associadas a essas informações operacionais, têm sido desenvolvidas ferramentas para a visualização e simulação de artes de pesca que permitem uma melhor compreensão de seu comportamento sob certos parâmetros de operação. Entre essas ferramentas, o programa AcruXsoft permite desenhar e visualizar o comportamento de redes de arrasto ([www.acruXsoft.com.uy](http://www.acruXsoft.com.uy)), e o DynamiT simula o comportamento de redes de arrasto tomando como base o método de elementos finitos ([www.ifremer.fr/dynamit\\_eng](http://www.ifremer.fr/dynamit_eng)), sendo utilizados em diversos estudos comparativos (Queirolo et al., 2009; Queirolo et al., 2016; Nguyen et al., 2015). A simulação numérica também tem sido utilizada para estudar o comportamento do espinhel pelágico utilizado para a pesca de atuns (Lee et al., 2005) e de redes de cerco (Zhou et al., 2014), e seu potencial parece ilimitado, dada a grande capacidade de processamento dos computadores atualmente disponíveis.

## 8 CONCLUSÕES: PERSPECTIVAS PARA UM FUTURO SUSTENTAVEL DA PESCA NO BRASIL E NO MUNDO

Práticas pouco produtivas no uso e gestão de recursos pesqueiros marinhos no passado, aliadas às incertezas decorrentes das mudanças ambientais planetárias, sugerem que a pesca, como praticada no presente, deve oferecer poucas perspectivas de atendimento às demandas alimentares da população global no futuro. No entanto, contrapõe-se a essas tendências desfavoráveis, um entendimento sem precedentes dos processos de uso dos recursos pesqueiros, incluindo o papel da atividade pesqueira, a diversidade de formas de pressão sobre os ecossistemas e o potencial dessas formas para debilitar o seu funcionamento. Mais do que nunca, têm-se reconhecido as complexidades e interdependências da pesca marinha com os processos ecossistêmicos e outras atividades antrópicas. O acúmulo de dados em várias escalas espaciais e temporais tem permitido análises globalizadas de tendências, identificação de cenários críticos e de oportunidades para ações reparadoras. A diversidade e acessibilidade de novas tecnologias têm revelado processos naturais e decorrentes das operações de pesca, pouco ou nada conhecidos, esclarecendo incertezas e também contribuindo para a busca de soluções inovadoras. Se por um lado as ameaças tornam-se cada vez mais evidentes, por outro são crescentes as oportunidades que se desdobram de um entendimento também progressivamente mais completo dos processos





naturais que sustentam a pesca marinha e suas variações. Em nenhum momento do desenvolvimento pesqueiro esse entendimento foi, por outro lado, tão rapidamente gerado e socializado. Se por um lado a pesca marinha e seus benefícios nunca estiveram tão em risco, por outro nunca tivemos tantas ferramentas técnico-científicas para encontrar soluções, nem tanto poder de influenciar a sociedade no sentido de promover sua continuidade dentro de patamares ecologicamente sustentáveis e produtivos.

No Brasil são identificadas enormes deficiências no sistema de gestão de recursos pesqueiros (Castello, 2010; Arana et al., 2016). Com estrutura administrativa fragmentada e imprevisível, são infrequentes programas científicos pragmáticos, voltados a ações específicas de manejo. Ainda assim, é inegável o engajamento de pesquisadores e instituições em produzir resultados científicos alinhados com as “fronteiras do conhecimento” sobre recursos pesqueiros e pescarias marinhas aqui apresentados. Isto permite vislumbrar o desenvolvimento de novos rumos no uso dos recursos pesqueiros também no Brasil (Arana et al., 2016).

## REFERÊNCIAS

- Abreu-Mota, M.A.; Medeiros, R.P.; Noernberg, M.A. 2018. Resilience thinking applied to fisheries management: perspectives for the mullet fishery in Southern-Southeastern Brazil. *Reg Environ Change*. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1323-9>
- Allison, E.H. 2001. Big laws, small catches: global ocean governance and the fisheries crisis. *Journal of International Development*, 13: 933-950. <https://doi.org/10.1002/jid.834>
- Almeida, T.C.M.; Arana, P.M.; Sant'Ana, R.; Pezzuto, P.R. 2016. A new benthic macrofauna and sediments sampler for attaching to otter trawl nets: Comparison with the Van Veen grab. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5): 1116-1122.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawaski, S.A.; Pope, J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper* n. 339. Rome, FAO. 235pp.
- Arana, P.; Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R. 2009. Deep sea fisheries off Latin America: an introduction. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(3): 281-284.
- Arana, P.M.; Pezzuto, P.R.; Ávila-da-Silva, A.O.; Queirolo, D.; Perez, J.A.A.; Arfelli, C.A. 2016. Pathways for sustainable industrial fisheries in southeastern and southern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(5): 875-881. DOI: 10.3856/vol44-issue5-fulltext-1
- Barange, M.; Bernal, M.; Cergole, M.C.; Cubillos, L.A.; Daskalov, G.M.; de Moor, C.L.; De





Oliveira, J.A.A.; Dickey-Collas, M.; Gaughan, D.J.; Hill, K.; Jacobson, L.D.; Köster, F.W.; Massé, J.; Nishida, H.; Oozeki, Y.; Palomera, I.; Saccardo, S.A.; Santojanni, A.; Serra, R.; Somarakis, S.; Stratoudakis, Y.; Uriarte, A.; van der Lingen, C.D.; Yatsu, A. 2009. Current trends in the assessment and management of stocks. *Climate Change and Small Pelagic Fish*, 191-255.

Barletta, M.; Cysneiros, F.J.A.; A. Lima, R.A. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary. *Journal of Fish Biology*, 89:890-920. <https://doi.org/10.1111/jfb.12999>

Baum, J.K.; Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699-714.

Bayse, S.M.; He, P.; Pol, M.V.; Chosid, D.M. 2014. Quantitative analysis of the behavior of longfin inshore squid (*Doryteuthis pealeii*) in reaction to a species separation grid of an otter trawl. *Fisheries Research* 152 (2014) 55-61.

Beddington, J.R.; Agnew, D.J.; Clark, C.W. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.

Benn, A.R., Weaver, P.P.; Billet, D.S.M.; Hove, S.; Murdock, A.B.; Doneghan, G.B.; Bas, T.L. 2010. Human activities on the deep seafloor in the northeast Atlantic: An assessment of spatial extent. *PLoS ONE*, 5(9): e12730.

Bennett, E.; Neiland, A.; Anang, E.; Bannerman, P.; Rahman, A.A.; Huq, S.; Bhuiya, S.; Day, M.; Fulford-Gardiner, M.; Clerveaux, W. 2001. Towards a better understanding of conflict management in tropical fisheries: evidence from Ghana, Bangladesh and the Caribbean. *Marine Policy*, 25: 365-376. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(01\)00022-7](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(01)00022-7).

Berkes, F.; Feeny, D.; Mccay, B.J.; Acheson, J.M. 1989. The benefits of the commons. *Nature*, 340: 91-93.

Berkes, F.; Hughes, T.P.; Steneck, R.S.; Wilson, J.A.; Bellwood, D.R.; Crona, B.; Folke, C.; Gunderson, L.H.; Leslie, H.M.; Norberg, J.; Nyström, M.; Olsson, P.; Österblom, H.; Scheffer, M.; Worm, B. 2006. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science* 311: 1557-1558.

Blanchard, J.L.; Jennings, S.; Holmes, R.; Harle, J.; Merino, G.; Allen, J.I.; Holt, J.; Dulvy, N.K.; Barange, M. 2012. Potential consequences of climate change for primary production and fish production in large marine ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2012) 367, 2979-2989. doi:10.1098/rstb.2012.0231

Branch, T.A.; Hilborn, R.; Haynie, A.C.; Fay, G.; Flynn, L.; Griffiths, J.; Marshall, K.N.; Randall, J.K.; Scheuerell, J.M.; Ward, E.J.; Young, M. 2006. Fleet dynamics and fishermen behavior: lessons for fisheries managers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 63: 1647-1668.

Branch, T.A.; Watson, R.; Fulton, E.A.; Jennings, S.; McGilliard, C.R.; Pablico, G.T.; Ricard, D.; Tracey, S.R. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435.





Brasil. 1988. Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.

Brasil. 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

Brasil. 2018a. Decreto nº 9.312, de 19 de março de 2018. Cria a Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de Trindade e Martim Vaz e o Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz e do Monte Columbia. *Diário Oficial da União*, 20 mar. 2018, Edição 54, Seção 1, pg. 1.

Brasil. 2018b. Decreto nº 9.313, de 19 de março de 2018. Cria a Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de São Pedro e São Paulo e o Monumento Natural do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. *Diário Oficial da União*, 20 mar. 2018, Edição 54, Seção 1, pg. 3.

Bronz, D. 2009. *Pescadores do petróleo: políticas ambientais e conflitos territoriais na Bacia de Campos*, RJ. Rio de Janeiro: E-papers Serviços Editoriais. 200p.

Cadrin, S.X.; Dickey-Collas, M. 2015. Stock assessment methods for sustainable fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 72(1), 1-6. doi:10.1093/icesjms/fsu228

Caillet, G.M.; Andrews, A.H.; Wakefield, W.W.; Moreno, G.; Rhodes, K.L. 1999. Fish fauna and habitat analyses using trawls, camera sleds and submersibles in benthic deep-sea habitats off central California. *Oceanologica Acta*, 22 (6): 579-592.

Cappo, M.; Speare, P.; De'ath, G. 2004. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessment of fish biodiversity in interreefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302: 123-152.

Carruthers, T.R.; Punt, A. E.; Walters, C.J.; MacCall, A.; McAllister, M.K.; Dick, E.J.; Cope, J. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in a data-limited fisheries. *Fish. Res.* 153: 48-68.

Castello, J.P. 2010. O futuro da pesca e da aquicultura marinha no Brasil: a pesca costeira. *Ciência e Cultura*, São Paulo, 62(3): 32-35.

Castro, S.M.; Almeida, J.R. 2012. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Soc. & Nat.*, 24(3):519-534.

Chassot, E.; Bonhommeau, S.; Dulvy, N.K.; Mélin, F.; Watson, R.; Gascuel, D.; Le Pape, O. 2010. Global primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters*, 13: 495-505.

Cheung, W.W.L.; Watson, R.; Pauly, D. 2013. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature*, 497: 365-369.

Chossid, D.M.; Pol, M.; Szymanski, M.; Mirarchi, F.; Mirarchi, A. 2012. Development and observations of a spiny dogfish *Squalus acanthias* reduction device in a raised footrope silver hake *Merluccius bilinearis* trawl. *Fisheries Research* 114 (2012) 66-7.

Claisse, J.T.; Pondella, D.J.; Love, M.; Zahn, L.A.; Williams, C.M.; Williams, J.P.; Bull, A.S.





2014. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. *PNAS*, 111(43):15462–15467. [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1411477111](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1411477111)
- Cochrane, K.L. (ed.) 2002. A Fishery Manager's Guidebook - Management Measures and Their Application. *Fisheries Technical Paper* 424. 231p.
- Cochrane, K.L. (ed.) 2005. *Guía del administrador pesquero*. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424. Roma, FAO. 2005. 231p.
- Constance, D.H.; Bonanno, A. 2000. Regulating the global fisheries: the World Wildlife Fund, Unilever, and the Marine Stewardship Council. *Agric. Human Values*, 17: 125-139.
- Costa, P.L.; Valderrama, P.R.C.; Madureira, L.A.S.P. 2016. Relationships between environmental features, distribution and abundance of the Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, on the South West Atlantic Continental Shelf. *Fisheries Research*, 173: 229-235.
- Côté, I.M.; Perrow, M.R. 2006. Fish. In: Sutherland WJ (ed.). *Ecological census techniques*. 2nd Edition: 250-277. Cambridge University Press, Cambridge.
- Costello, C.; Ovando, D.; Clavelle, T.; Kent Strauss, C.; Hilborn, R.; Melnychuck, M.C.; Branch, T.A.; Gaines, S.D. Szuwalski, C.S.; Cabral, R.B.; Rader, D.N.; Leland, A. 2016. Global fisheries prospects under contrasting management regimes. *PNAS*, 113(18): 5125-5129.
- Cunha, L.H.O. 2001. *Conhecimento e práticas tradicionais. Da apropriação da natureza à construção de territórios pesqueiros*. GEOUSP - Espaço e Tempo, 14: 119-125.
- Cunha, D.M.C.G.; Resgalla Jr., C. 2016. Mechanical undulating towed vehicle for collection of oceanographic data. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5): 926-934.
- Cury, F.; Shannon, L.; Shin, Y. 2001. The functioning of marine ecosystems. *Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem 3 Reykjavik*, Iceland, 1-4 Oct. 2001.
- Dekker, A. G.; Brando, V. E.; Anstee, J. M. 2005. Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake. *Remote Sensing of Environment*, 97: 415-433.
- De Souza, E.N.; Boerder, K.; Matwin, S.; Worm, B. 2016. Improving fishing pattern detection from satellite AIS using data mining and machine learning. *PLoS ONE* 11(7), e0158248.
- Dias, M.C. 2012. *Diagnóstico das pescarias industriais do Sudeste e Sul do Brasil frente aos padrões internacionais de certificação ambiental: panorama atual, ações e perspectivas*. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí, 115p.
- Dias, M.C.; Perez, J.A.A. 2016. Multiple strategies developed by bottom trawlers to exploit fishing resources in deep areas off Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(5): 1055-1068.



- Ehler, C.N. 2018. Marine spatial planning. In: Yates, K.L.; Bradshaw, C.J.A. (eds.) *Offshore Energy and Marine Spatial Planning*. pp. 6-17.
- Ehler, C.; F. Douvère. 2009. *Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management*. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6. Paris: UNESCO. <http://www.unesco-ioc-marinesp.be/uploads/documentenbank/d87c0c421da4593fd93bbee1898e1d51.pdf>
- Eigaard, O.R.; Bastardie, F.; Breen, M.; Dinesen, G.E.; Hintzen, N.T.; Laffargue, P.; Nielsen, J.R.; Nilsson, H.; O'Neil, F.; Polet, H.; Reid, D.G.; Sala, A.; Sköld, M.; Smith, C.; Sørensen, T.K.; Tully, O.; Zengin, M.; Rijnsdorp, A.D. 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 27-43.
- Essington, T.E.; Beaudreau, A.H.; Wiedenmann, J. 2006. Fishing through marine food webs. *PNAS* 103(9): 3171-3175.
- FAO, 1996. *Technical Guidelines for Responsible Fisheries – Precautionary Approach to Capture Fisheries and Species Introductions*. No. 2. FAO, Rome. 54p.
- FAO, 2002. Implementation of the International Plan of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 9. Rome, FAO. 2002, 122p.
- FAO, 2005. *Guidelines for the ecolabelling of fish and fishery products from marine capture fisheries*. FAO, Rome. 90 pp.
- FAO, 2011. Fisheries management: Marine protected areas and fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 4, Suppl. 4., Rome. 198p.
- FAO, 2014. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Opportunities and challenges. 2014. FAO, Rome. 243 pp. <http://www.fao.org/fishery/sofia/en>
- FAO, 2016. *The State of World Fisheries and Aquaculture: contributing to food security and nutrition for all*. FAO, Rome. 200 pp.
- Feeny, D.; Berkes, F.; Mccay, B.J.; Acheson, J. M. 1990. The tragedy of commons - Twenty-two years later. *Human Ecology*, 18:1-19.
- Fernandes, P.G.; Stevenson, P.; Brierley, A.S.; Armstrong, F.; Simmonds, E.J. 2003. Autonomous underwater vehicles: Future platforms for fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 60(3): 684-691.
- Finkbeiner, E.M.; Bennett, N.J.; Frawley, T.H.; Mason, J.G.; Briscoe, D.K.; Brooks, C.M.; Ng, C.A.; Ourens, R.; Seto, K.; Swanson, S.S.; Urteaga, J.; Crowder, L.B. 2017. Reconstructing overfishing: Moving beyond Malthus for effective and equitable solutions. *Fish and Fisheries*, 18(6):1180-1191. <https://doi.org/10.1111/faf.12245>
- Fiori, L.; Doshi, A.; Martinez, E.; Orams, M.B.; Bollard-Breen, B. 2017. The use of unmanned aerial systems in marine mammal research. *Remote Sensing* 9(6), 543. <https://doi.org/10.3390/rs9060543>



- Foley, M.M.; Halpern, B.S.; Micheli, F.; Armsby, M.H.; Caldwell, M.R.; Crain, C.M.; Prahler, E.; Rohr, N.; Sivas, D.; Beck, M.W.; Carr, M.H.; Crowder, L.B.; Duffy, J.E.; Hacker, S.D.; Mcleod, K.L.; Palumbi, S.R.; Peterson, CH.; Regan, H.M.; Ruckelshaus, M.H.; Sandifer, P.A.; Steneck, R.S. 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy* 34: 955-966. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.02.001>
- Fondo, E.N.; Chaloupka, M.; Heymans, J.J.; Skilleter, G.A. 2015. Banning fisheries discards abruptly has a negative impact on the population dynamics of charismatic marine megafauna. *PLoS ONE* 10(12): e0144543. doi:10.1371/journal.pone.0144543.
- Free, C.M.; Jensen, O.P.; Wiedenmann, J.; Deroba, J.J. 2017. The refined ORCS approach: A catch-based method for estimating stock status and catch limits for data-poor fish stocks. *Fish. Res.* 193: 60-70.
- Freire, K.M.F.; Aragão, J.A.N.; Araújo, A.R.R.; Ávila-da-Silva, A.O.; Bispo, M.C.S.; Velasco, G.; Carneiro, M.H.; Gonçalves, F.D.S.; Keunecke, A.K.; Mendonça, J.T.; Morok, P.S.; Mottal, F.S.; Olavo, G; Pezzuto, P.R.; Santana, R.F.; Santos, R.A.; Trindade-Santos, I.; Vasconcelos, J.A.; Vianna, M.; Divovich, E. 2015. Fisheries catch reconstructions for Brazil's mainland and oceanic islands. *Fisheries Centre Research Reports* 23(4), 48p.
- Friedland, K.D.; Stock, C.; Drinkwater, K.F.; Link, J.S.; Leaf, R.T.; Shank, B.V.; Rose, J.M.; Pilskaln, C.H.; Fogarty, M.J. 2012. Pathways between Primary Production and Fisheries Yields of Large Marine Ecosystems. *PLoS ONE* 7(1): e28945. doi:10.1371/journal.pone.0028945
- Friedlander, A.M.; Ballesteros, E.; Fay, M.; Sala, E. 2014. Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: high biodiversity oases in a low biodiversity environment. *PLoS ONE*, 9(8): e103709. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>
- Garcia, S.M.; Rosemberg, A.A. 2010. Food security and marine capture fisheries: characteristics, trends, drivers and future perspectives. *Phil. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 365: 2869-2880. doi:10.1098/rstb.2010.0171
- Gari, S.R.; Newton, A.; Icely, J.D. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean & Coastal Management* 103(2015)103: 63-77
- Gasalla, M.A.; Gandini, F.C. 2016. The loss of fishing territories in coastal areas: the case of seabob-shrimp small-scale fisheries in São Paulo, Brazil. *Maritime Studies* 15(9):2-19. <https://doi.org/10.1186/s40152-016-0044-2>
- Gell, F.R.; Roberts, C.M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(9):448-455.
- Gerritsen, H.; Lordan, C. 2011. Integrating vessel monitoring systems (VMS) data with daily catch data from logbooks to explore the spatial distribution of catch and effort at high resolution. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1): 245-252.
- Gianni, M. 2004. High seas bottom trawl fisheries and their impacts on the biodiversity of vulnerable deep-sea ecosystems: options for international actions. *IUCN*,



Gland, Switzerland.

Gigliotti, E.S.; Gherardi, D.F.M.; Paes, E.T.; Souza, R.B.; Katsuragawa, M. 2010. Spatial analysis of egg distribution and geographic changes in the spawning habitat of the Brazilian sardine *Sardinella brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, 77(10): 2248-2267.

Gilman, E.; Chopin, F.; Suuronen, P.; Kuemlangan, B. 2016. Abandoned, lost or otherwise discarded gillnets and trammel nets: methods to estimate ghost fishing mortality, and the status of regional monitoring and management, *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 600*. Rome. Italy.

Groeneveld, R.A.; Bartelings, H.; Börger, T.; Bosello, F.; Buisman, E.; Delpiazzi, E.; Eboli, F.; Fernandes, J.A.; Hamon, K.G.; Hattam, C.; Loureiro, M.; Nunes, P.A.L.D.; Piwowarczyk, J.; Schasfoort, F.E.; Simons, S.L.; Walker, A.N. 2018. Economic impacts of marine ecological change: Review and recent contributions of the VECTORS project on European marine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201:152-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.002>

Groombridge, B.; Jenkins, M.D. 2002. *World Atlas of Biodiversity*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre, University of California Press, Berkeley.

Gulland, J.A. 1983. *Fish Stock Assessment: a manual of basic methods*. FAO/ Wiley Series on Food and Aquaculture. John Wiley & Sons, 223p.

Haimovici, M., Cergole, M.C.; Lessa, R.P.; Madureira, L.S.; Jablonski, S.; Rossi-Wongstchowski, C.L.D.B. 2006. Capítulo 2. Panorama Nacional. In. MMA/ SQA. *Programa REVIZEE: Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva*. Relatório Executivo, pp. 79-126.

Halpern, B.S.; Walbridge, S.; Selkoe, K.A.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J.F.; Casey, K.S.; Ebert, C.; Fox, H.E.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H.S.; Madin, E.M.; Perry, M.T.; Selig, E.R.; Spalding, M.; Steneck, R.; Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*; 319(5865):948-52. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>.

Hanna, S.S. 1999. Strengthening governance of ocean fishery resources. *Ecological Economics* 31: 275-286.

Helvey, M. 2002. Are southern California oil and gas platforms essential fish habitats? *ICES Journal of Marine Science*, 59: S266-S271. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1226>

Hicks, C.C.; Crowder, L.B.; Graham, N.A.J.; Kittinger, J.N.; Le Cornu, E. 2016. Social drivers forewarn of marine regime shifts. *Front. Ecol. Environ.* 14(5): 252-260, doi:10.1002/fee.1284.

Hilborn, R. 2007. Defining success in fisheries and conflicting objectives. *Marine Policy*, 31:153-158.

Hilborn, R. 2016. Marine biodiversity needs more than protection. *Nature*, 535: 224-226.

Hilborn, R.; Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman & Hall, 570p.



Hilborn, R.; Banobi, J.; Hall, S.J.; Puclowsky, T.; Walsworth, T.E. 2018. The environmental costs of animal source foods. *Front. Ecol. Environ* 16(6): 329-335, doi: 10.1002/fee.1822.

HLPE, 2014. *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome 2014.

Hobday, A. J.; Smith, A.; Stobutzki, I. C.; Bulman, C.; Daley, R.; Dambacher, J. M.; Deng, R. A.; Dowdney, J.; Fuller, M.; Furlani, D.; Griffiths, S. P.; Johnson, D.; Kenyon, R.; Knuckey, I. A.; Ling, S. D.; Pitcher, R.; Sainsbury, K. J.; Sporcic, M.; Smith, T.; Turnbull, C.; Walker, T. I.; Wayte, S. E.; Webb, H.; Williams, A.; Wise, B. S.; Zhou, S. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research*, 108: 372-384.

Holmes, J.A.; Cronkite, G.M.W.; Enzenhofer, J.; Mulligan, T.J. 2006. Accuracy and precision of fish-count data from a "dual-frequency identification sonar" (DIDSON) imaging system. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 543-555.

Horta, S.; Defeo, O. 2012. The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. *Fisheries Research*, 125-126: 121-128.

Horta e Costa, B.; Claudet, J.; Franco, G.; Erzini, K.; Caro, A.; Gonçalves, E.J. 2016. A regulation-based classification system for Marine Protected Areas (MPAs). *Marine Policy*, 72: 192-8. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.06.021>

Hu, B.; Jiang, X.; De Souza, E.N.; Pelot, R.; Matwin, S. 2016. Identifying fishing activities from AIS data with Conditional Random Fields. Proceedings of the Federated Conference on Computer Science and Information Systems. *ACSIS*, 8: 47-52.

IBGE, 2011. *Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 176p.

Imoto, R.D.; Carneiro, M.H.; Ávila-da-Silva, A.O. 2016. Spatial patterns of fishing fleets on the Southeastern Brazilian Bight. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(5): 1005-1018.

Jablonski, S. 2008. The interaction of the oil and gas offshore industry with fisheries in Brazil: The "Stena Tay" experience. *Braz. J. Oceanogr.*, v. 56, p. 289-296.

Jablonski, S.; Azevedo, A.F.; Moreira, L.H.A. 2006. Fisheries and conflicts in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(1):79-91.

Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, J. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-838.

Janssen, H.; Bastardie, F.; Eero, M.; Hamon, K.G.; Hinrichsen, H.H.; Marchal, P.; Nielsen, J.R.; Le Pape, O.; Schulze, T.; Simons, S.; Teal, L.R.; Tidd, A. 2018. Integration of fisheries into marine spatial planning: Quo vadis?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201:105-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2017.01.003>



- Jennings, S.; Kaiser, M.J.; Reynolds, J.D. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford. 417p.
- Jennings, S.; Mélin, F.; Blanchard, J.L.; Forster, R.M.; Dulvy, N.K.; Wilson, R.W. 2008. Global-scale predictions of community and ecosystem properties from simple ecological theory. *Proc. R. Soc. B*: 275: 1375-1383. doi:10.1098/rspb.2008.0192
- Jennings, S.; Lee, J.; Hiddink, J.G. 2012. Assessing fishing footprints and the trade-offs between landings value, habitat sensitivity, and fishing impacts to inform marine spatial planning and an ecosystem approach. *ICES Journal of Marine Science* 69(6): 1053-1063. doi:10.1093/icesjms/fss050.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S.; Hall, S.J.; Jennings, S.; Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fish.*, 3: 114-136.
- Kaiser, M.J.; Clarke, K.R.; Hinz, H.; Austen, M.C.V.; Somerfield, P.J.; Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 311: 1-14.
- Kark, S.; Brokovich, E.; Mazor, T.; Levin, N. 2015. Emerging conservation challenges and prospects in an era of offshore hydrocarbon exploration and exploitation. *Conservation Biology*, 29(6): 1573-158.
- Kathijotes, N. 2013. Keynote: Blue economy - environmental and behavioural aspects towards sustainable coastal development. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 101:7-13. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.07.173>
- Katsiaras, N.; Simboura, N.; Tsangaris, C.; Hatzianestis, I.; Pavlidou, A.; Kapsimalis, V. 2015. Impacts of dredged-material disposal on the coastal soft-bottom macrofauna, Saronikos Gulf, Greece. *Science of the Total Environment*, 508: 320-330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.085>
- Kelleher, K. 2008. *Discards in the world's marine fisheries*. An update. FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. Rome, FAO. 2005. 131p.
- Kenny, A.J.; Cato, I.; Desprez, M.; Fader, G.; Schuttenhelm, R.T.E.; Side, J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 411-418.
- King, M. 2007. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Blackwell, Oxford. 382p.
- Kiszka, J.J.; Mourier, J.; Gastrich, K.; Heithaus, M.R. 2016. Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate shark and ray densities in a shallow coral lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 560: 237-242.
- Klemas, V. 2013. Fisheries applications of remote sensing: An overview. *Fisheries Research*, 148: 124-136.
- Klinger, D.H.; Eikeset, A.M.; Davíðsdóttir, B.; Winter, A.M.; Watson, J.R. 2018. The mechanics of blue growth: Management of oceanic natural resource use with multiple, interacting sectors. *Marine Policy*, 87:356-362. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.09.025>.



- Kroodsma, D.A.; Mayorga, J.; Hochberg, T.; Miller, N.A.; Boerder, K.; Ferretti, F.; Wilson, A.; Bergman, B.; White, T.D.; Block, B.A.; Woods, P.; Sullivan B.; Costello, C.; Worm, B. 2018. Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, 359: 904-908. <https://doi.org/10.1126/science.aao5646>
- Lallemand, P.; Bergh M.; Hansen, M.; Purves, M. 2016. Estimating the economic benefits of MSC certification for the South African hake trawl fishery. *Fisheries Research*, 182:98-116.
- Langlois, T.J.; Fitzpatrick, B.R.; Fairclough, D.V.; Wakefield, C.B.; Hesp, S.A.; McLean, D.L.; Harvey, E.S.; Meeuwig, J.J. 2012. Similarities between line fishing and baited stereo-video estimations of length-frequency: novel application of Kernel density estimates. *PLoS ONE* 7(11): e45973.
- Lebreton, L.; Slat, B.; Ferrari, F.; Sainte-Rose, B.; Aitken, J.; Marthouse, R.; Hajbane S.; Cunsolo, S.; Schwarz, A.; Levivier, A.; Noble, K.; Debeljak, P.; Maral, H.; Schoeneich-Argent, R.; Brambini, R.; Reisser, J. 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Nature Scientific Reports*, 8:4666. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>
- Lee, J.; South, A.B.; Jennings, S. 2010. Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. *ICES Journal of Marine Science*, 67(6): 1260-1271.
- Lee, J.H.; Lee, C.W.; Cha, B.J. 2005. Dynamic simulation of tuna longline gear using numerical methods. *Fisheries Science*, 71(6): 1287-1294.
- Lemos, V.M.; Ávila Troca, D.F.; Castello, J.P.; Vieira, J.P. 2016. Tracking the Southern Brazilian schools of *Mugil liza* during reproductive migration using VMS of purse seiners. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 238-246.
- Letessier, T.B.; Meeuwig, J.J.; Gollock, M.; Groves, L.; Bouchet, P.J.; Chapuis, L.; Vianna, G.M.S.; Kemp, K.; Koldewey, H.J. 2013. Assessing pelagic fish populations: The application of demersal video techniques to the mid-water environment. *Methods in Oceanography* 8: 41-55.
- Li, W.C.; Tse, H.F.; Fok, L. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment* 566-567: 333-349.
- Løkkeborg, S. 2011. Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries—efficiency and practical applicability. *Marine Ecology Progress Series*, 435: 285-303.
- Long, R.D.; Charles, A.; Stephenson, R.L. 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57: 53-60.
- Ludwig, D.; Hilborn, R.; Walters, C. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science*, 260: 17-36.
- Madureira, L.A.S.P.; Habiaga, R.; Soares, C.; Weigert, S.; Ferreira, C.; Eliseire, D.; Duvoisin, A.C. 2005. Identification of acoustic records of the Argentinian calamar *Illex*



*argentinus* (Castellanos, 1960) along the outer shelf and shelf break of the south and southeast coast of Brazil. *Fisheries Research*, 73:251-257.

Malone, T.; Azzaro, M.; Bode, A.; Brown, E.; Duce, R.; Kamykowski, D.; Kang, S.H.; Ke-dong, Y.; Thorndyke, M.; Wang, J.; Park, C.; Calumpong, H.; Eghtesadi, P. 2016. Chapter 6. Primary Production, Cycling of Nutrients, Surface Layer and Plankton. Part III, Assessment of major ecosystem services from the marine environment (other than provisioning services). *The First Global Integrated Marine Assessment*. World Ocean Assessment I. United Nations.

Manski, S. 2017. Building the blockchain world: Technological commonwealth or just more of the same? *Strategic Change*, 26:511-522. <https://doi.org/10.1002/jsc.2151>

Marine Stewardship Council, 2010. *MSC Fishery Standard Principles and Criteria for Sustainable Fishing*. London.

Marinha do Brasil. 2013. *Normas da Autoridade Marítima para Tráfego e Permanência de Embarcações em Águas Jurisdicionais Brasileiras - NORMAM-08/DPC (1ª Revisão)*. [https://www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/normam08\\_0.pdf](https://www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/normam08_0.pdf)

Marinha do Brasil. 2014. *Norma da Autoridade Marítima para o Gerenciamento da Água de Lastro de Navios - NORMAM-20/DPC (1ª Revisão, 27/01/2014)*. <https://www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/normam20.pdf>

Martins, A. S.; Doxsey, J. R. 2006. Diagnóstico da Pesca no litoral do Espírito Santo. In: Isaac, V.; Martins, A.S.; Haimovici, M.; Filho, J.M.A. *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. Belém: Ed. Universitária UFPA. 93-116p.

Martins, J.H.; Camanho, A.s.; Gaspar, M. 2012. A review of the application of driving forces – Pressure – State – Impact – Response framework to fisheries management. *Ocean & Coastal Management* 69:273-281.

Maunder, M.N.; Piner, K. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* 72(1): 7-18.

McClanahan, T.; Allison, E.H; Cinner, J.E. 2013. Managing fisheries for human and food security. *Fish and Fisheries*, 16(1):78-103. <https://doi.org/10.1111/faf.12045>

Melvin, E.F.; Guy, T.J.; Read, L.B. 2014. Best practice seabird bycatch mitigation for pelagic longline fisheries targeting tuna and related species. *Fisheries Research*, 149: 5-18.

Mora, C.; Myers, R.; Coll, M.; Libralato, S.; Pitcher, T. J.; Sumaila, R.U.; Zeller, D.; Watson, R.; Gaston, K.J.; Worm, B. 2009. Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries. *PLoS Biol* 7(6): e1000131. doi:10.1371/journal.pbio.1000131

Morato, T.; Watson, R.; Pitcher, T.J.; Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. *Fish and Fisheries*, 7: 24-34.

MPA 2012. *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura – Brasil 2010*. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasília, fev. 2012, 128p.

- Mumby, P. J.; Green, E. 2000. Mapping seagrass beds. In: Edwards, E.J. (ed.). *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. Paris, UNESCO, 175-182.
- Murawski, S.A.; Wigley, S.E.; Fogarty, M.J.; Rago, P.J.; Mountain, D.G. 2005. Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62(6): 1150-1167.
- Murphy, H.M.; Jenkins, G.P. 2010. Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61: 236-252.
- National Research Council. 1998. *Improving Fish Stock Assessments*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/5951>.
- Nguyen, T.X.; Winger, P.D.; Orr, D.; Legge, G.; Delouche, H.; Gardner, A. 2015. Computer simulation and flume tank testing of scale engineering models: How well do these techniques predict full-scale at-sea performance of bottom trawls? *Fisheries Research*, 161: 217-225.
- Norse, E.A.; Brooke, S.; Cheung, W.W.L.; Clark, M.R.; Ekeland, I.; Froese, R.; Gjerde, K.M.; Haedrich, R.L.; Heppell, S.S.; Morato, T.; Morgan, L.E.; Pauly, D.; Sumaila, R.; Watson, R. 2012. Sustainability of deepsea fisheries. *Mar. Policy*, 36: 307-320.
- NRDC, 2014. *Improving the Science and Management of Data-Limited Fisheries: An Evaluation of Current Methods and Recommended Approaches*. Natural Resources Defense Council, report R14 - 09 - B, Oct. 2014, 38p.
- O'Connor, M.I.; Piehler, M.F.; Leech, D.M.; Anton, A.; Bruno, J.F. 2009. Warming and Resource Availability Shift Food Web Structure and Metabolism. *PLoS Biol* 7(8): e1000178. doi:10.1371/journal.pbio.1000178
- O'Farrell, S.; Sanchirico, J.N.; Chollett, I.; Cockrell, M.; Murawski, S.A.; Watson, J.T.; Haynie, A.; Strelcheck, A.; Perruso, L. 2017. Improving detection of short-duration fishing behaviour in vessel tracks by feature engineering of training data. *ICES Journal of Marine Science*, 74(5): 1428-1436.
- Oliveira, P.C.; Di Benedetto, A.P.M.; Bulhões, E.M.R.; Zappes, C.A. 2016. Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 129:49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.05.005>
- Oro, D.; Genovart, M.; Tavecchia, G.; Fowler, M.S.; Martínez-Abarain, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters* 16: 1501-1514.
- Parker, R.W.R.; Blanchard, J.L.; Gardner, C.; Green, B.S.; Hartmann, K.; Tyedmers, P.; Watson, R. 2018. Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nature Climate Change* 8: 333-337.
- Parkes, G.; Young, J.A.; Walmsley, S.F.; Abel, R.; Harman, J.; Horvat, P.; Lem, A.; MacFarlane, A.; Mens, M.; Nolan, C. 2010. Behind the signs - a global review of fish sustainability information schemes, *Reviews in Fisheries Science*, 18:4, 344-356.

- Pauly, D.; Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 274: 255-257.
- Pauly, D.; Zeller, D. 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications* 7: 10244, DOI: 10.1038/ncomms10244
- Pauly, D.; Zeller, D. 2017. Comments on FAOs State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA2016). *Marine Policy* 7:176-181.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R.; Torres Jr., F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*. 279(5352):860-863.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Guénette, S.; Pitcher, T.J.; Sumaila, U.R.; Walters, C.J.; Watson, R.; Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(8): 689-685.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystems impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706.
- Pendleton, L.H.; Ahmadi, G.N.; Browman, H.I.; Thurstan, R.H.; Kaplan, D.M.; Bartolino, V. 2017. Debating the effectiveness of marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3):1156-1159 doi:10.1093/icesjms/fsx154
- Perez, J.A.A.; Wahrlich, R.; Pezzuto, P.R.; Schwingel, P.R.; Lopes, F.R.A.; Rodrigues-Ribeiro, M. 2003. Deep-sea fishery off southern Brazil: Recent trends of the Brazilian fishing industry. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 1-18.
- Perez, J.A.A., Pezzuto, P.R.; Wahrlich, R.; Soares, A.L.S. 2009. Deep-water fisheries in Brazil: history, status and perspectives. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(3): 513-541.
- Perez, J.A.A.; Yasunaka, B.F.O.; Visintin, M. 2018. The behavior of the Argentine short-fin squid (*Illex argentinus*) exposed to bottom trawl gear off Southern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 46(5): 924-934.
- Perez-Ramirez, M.; Phillips, B.; Lluch-Belda, D.; Lluch-Cota, S. 2012. Perspectives for implementing fisheries certification in developing countries. *Marine Policy* 36(1):297-302.
- Peris-Mora, E.; Diez Orejas, J.M.; Subirats A.; Ibáñez S.; Alvarez, P. 2005. Development of a system of indicators for sustainable port management. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1649-1660.
- Perry, A.L.; Low, P.J.; Ellis, J.R.; Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308(5730):1912-1915. <https://doi.org/10.1126/science.1111322>
- Pezzuto, P.R.; Mastella-Benincá, E. 2015. Challenges in licensing the industrial double-rig trawl fisheries in Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(3): 495-513.
- Pham, C.K.; Diogo, H.; Menezes, G.; Porteiro, F.; Braga-Henriques, A.; Vanderperre, F.; Morato, T. 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine

- Ecosystems. *Sci. Rep.* 4:4837.
- Pikitch, E.K.; Santora, C.; Babcock, E.A.; Bakun, A.; Bonfil, R.; Conover, D.O.; Dayton, P.; Doukakis, P.; Fluharty, D.; Heneman, B.; Houde, E.D; Link, J.; Livingstone, P.A.; Mangel, M.; McAllister, M.K.; Pope, J.; Sainsbury, K.J. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science*, 305: 346-347.
- Pio, V.M., Pezzuto, P.R.; Poblete, E.G.; Wahrlich, R. 2016. A cost analysis inter-fleet of the gillnet industrial fisheries in southeastern Brazil: an essential tool in fisheries management. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(5):1096-1115.
- Plagányi, É.E. 2007. *Models for an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO. 2007. 108p.
- Port, D.; Perez, J.A.A.; Menezes, J.T. 2016a. The evolution of the industrial trawl fishery footprint off southeastern and southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5): 908-925.
- Port, D.; Perez, J. A. A.; Menezes, J. T; 2016b. Energy direct inputs and greenhouse gas emissions of the main industrial trawl fishery of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 107: 251-260.
- Potts, J.; Wilkings, A.; Lynch, M.; Mcfatridge, S. 2016. *State of Sustainability Initiatives Review: Standards and the Blue Economy*. International Institute for Sustainable Development, Manitoba, Canada. 207p.
- Prates, A.P.; Blanc, D. 2007 *Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira*. MMA/SBF, Brasília. 272p.
- Queirolo, D.; Gaete, E.; Montenegro, I.; Soriquer, M.C.; Erzini, K. 2012. Behaviour of fish by-catch in the mouth of a crustacean trawl. *Journal of Fish Biology*, 80(7): 2517-2527.
- Queirolo, D.; DeLouche, H.; Hurtado, C. 2009. Comparison between dynamic simulation and physical model testing of new trawl design for Chilean crustacean fisheries. *Fisheries Research*, 97(1-2): 86-94.
- Queirolo, D.; Wahrlich, R.; Molina, R.; Munari-Faccin, J.R.; Pezzuto, P.R. 2016. Industrial double rig trawl fisheries in the southeastern and southern Brazil: Characterization of the fleet, nets and trawl simulation. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44: 898-907.
- Rice, J.C.; Garcia, S. M. 2011. Fisheries, food security, climate change, and biodiversity: characteristic of the sector and perspectives on emerging issues. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6): 1343-1353.
- Roberts, C.M.; O'Leary, B.C.; McCauley, D.J.; Cury, P.M.; Duarte, C.M.; Lubchenko, J.; Pauly, D.; Sáenz-Arroyo, J.; Sumaila, U.R.; Wilson, R.W.; Worm, B.; Castilla, J.C. 2017. Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *PNAS*, 114(24): 6167-6175.
- Rosso, A.P.; Pezzuto, P.R. 2016. Spatial management units for industrial demersal fisheries in Southeastern and Southern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(5): 985-1004.



- Rouse, S.; Kafas, A.; Catarino, R.; Peter, H. 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: considerations for decommissioning. *ICES Journal of Marine Science*, 75(1), 279-286. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx121>
- Sala, E.; Giakoumi, S. 2017. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Santana-Garcon, J.; Newman, S.J.; Harvey, E.S. 2014. Development and validation of a mid-water baited stereo-video technique for investigating pelagic fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 452: 82-90.
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; de Young, B. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution* 20(11): 579-581.
- Schimmel, A.C.G.; Healy, T.R.; Johnson, D.; Immenga, D. 2010. Quantitative experimental comparison of single-beam, sidescan, and multibeam benthic habitat maps. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8): 1766-1779.
- SEAP/ MMA/ MD, 2006. Instrução Normativa SEAP/MMA/MD n. 02, de 04 set. 2006. Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite – PREPS.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2005. *Handbook of the Convention on Biological Diversity Including its Cartagena Protocol on Biosafety*, 3rd. Ed. Montreal, Canada. Disponível em <https://www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-all-en.pdf> (acesso em 18 abr. 2018).
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2011. *The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. United Nations Environment Programme, UNEP. Disponível em <https://www.cbd.int/sp/> (acesso em: 18 abr. 2018).
- Sethi, S.S.; Branch, T.A.; Watson, R. 2010. Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *PNAS* 107(27): 12163-12167.
- Sherman, K. 2008. The Large Marine Ecosystem Approach to Marine Resources Assessment and Management. In: Bianchi, G. & Skjoldal, H.R. *The Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO, Rome: 47-75.
- Silva, A.C.T.; Valentin, J.L.; Vianna, M. 2015. Competition for space between fishing and exploratory oil drilling, observed from a drilling platform in the Espírito Santo Basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(1):33-41.
- Smale, D.A.; Kendrick, G.A.; Harvey, E.S.; Langlois, T.J.; Hovey, R.K.; Van Niel, K.P.; Waddington, K.I.; Bellchambers, L.M.; Pember, M.B.; Babcock, R.C.; Vanderklift, M.A.; Thomson, D.P.; Jakuba, M.V.; Pizarro, O.; Williams, S.B. 2012. Regional-scale benthic monitoring for ecosystem-based fisheries management (EBFM) using an autonomous underwater vehicle (AUV). *ICES Journal of Marine Science*, 69(6): 1108-1118.
- Small, C; Nicholls, R.J. 2003. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research*, 19(3):584-599.



- Smith, H.D. 2000. The industrialization of the world ocean. *Ocean & Coastal Management* 43:11-28. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(00\)00028-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(00)00028-4)
- Söffker, M.; Sloman, K.A.; Hall-Spencer, J.M. 2011. In situ observations of fish associated with coral reefs off Ireland. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 58(8): 818-825.
- Srinivasan, U.T.; Watson, R.; Sumaila, U.R. 2012. Global fisheries losses at the exclusive economic zone level, 1950 to present. *Marine Policy* 36: 544-549. doi:10.1016/j.marpol.2011.10.001
- Stanley, D.R; Awilson, C. 2000. Variation in the density and species composition of fishes associated with three petroleum platforms using dual beam hydroacoustics. *Fisheries Research*, 47(2-3):161-172.
- Stelfox, M.; Hudgins, J.; Sweet, M. 2016. A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2). <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034>
- Stratoudakis, Y.; Mcconney, P.; Duncanc, J.; Ghofar, A.; Gitonga, N.; Mohamed, K.S.; Samoilys, M.; Symington, K.; Bourillon, L. 2016. Fisheries certification in the developing world: Locks and keys or square pegs in round holes? *Fisheries Research*, 182: 39-49.
- Stock, C.A.; John, J.G.; Rykaczewski, R.R., Asch, R.G.; Cheung, W.W.L.; Dunne, J.P.; Friedland, K.D.; Lam, V.W.Y.; Sarmiento, J.L.; Watson R.A. 2017. Reconciling fisheries catch and ocean productivity. *Proc Natl Acad Sci USA*, 114:E1441-E1449.
- Sumaila, U.R.; Cheung, W.W.L.; Lam, V.W.Y.; Pauly, D.; Herrick, S. 2011. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1: 449:456. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1301>
- Swartz, W.; Sala, E.; Tracey, S.; Watson, R.; Pauly, D. 2010. The Spatial Expansion and Ecological Footprint of Fisheries(1950 to present). *PLoS ONE* 5(12): e15143. doi:10.1371/journal.pone.0015143
- Tamanaha, M.S.; Cunha, D.M.C.G.; Resgalla, C. 2016. The first continuous plankton sampling by VOR (Towed oceanographic vehicle) in southeastern and southern Brazil waters. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5): 935-946.
- Teijo, C. 2018. An analysis of the legal problems arising from the application of exclusivity clauses in the European Union's dormant fisheries agreements. *Marine Policy*, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.007>
- The Economist Intelligence Unit. 2015. *The blue economy: Growth, opportunity and a sustainable ocean economy*. Gordon and Betty Moore Foundation. 20p. [https://www.eiuperspectives.economist.com/sites/default/files/images/Blue%20Economy\\_briefing%20paper\\_WOS2015.pdf](https://www.eiuperspectives.economist.com/sites/default/files/images/Blue%20Economy_briefing%20paper_WOS2015.pdf)
- Tissot, B.N.; Hixon, M.A.; Stein, D.L. 2007. Habitat-based submersible assessment of macro-invertebrate and groundfish assemblages at Heceta Bank, Oregon, from 1988



- to 1990. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 352 (2007) 50-64.
- Torres, R.J.; Abessa, D.M.S.; Santos, F.C.; Maranhão, L.A.; Davanzo, M.B.; Nascimento, M.R.L.; Mozeto, A.A. 2009. Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. *J. Soils Sediments*, 9:420-432.
- Trenkel, V.M.; Berger, L.; Bourguignon, S.; Doray, M.; Fablet, R.; Massé, J.; Mazauric, V.; Poncelet, C.; Quemener, G.; Scalabrin, C.; Villalobos, H. 2009. Overview of recent progress in fisheries acoustics made by Ifremer with examples from the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources*, 22(4): 433-445.
- Turra, A.; Amaral, A.C.Z.; Ciotti, A.M.; Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B.; Schaeffer-Novelli, Y.; Marques, A.C.; Siegle, E.; Sinisgalli, P.A.A.; Santos, C.R.; Carmo, A.B. 2017. Avaliação de impacto ambiental sob uma abordagem ecossistêmica: ampliação do porto de São Sebastião. *Ambiente & Sociedade*, 20(3):159-178.
- Tyedmers, P.H.; Watson, R.; Pauly, D. 2005. Fuelling Global Fishing Fleets. *Ambio*. 34(8): 635-638. UN 1982.
- United Nations Convention on the Law of the Sea. [http://www.un.org/depts/los/convention\\_agreements/texts/unclos/unclos\\_e.pdf](http://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf) (acesso em: 22 fev. 2018).
- United Nations 1982. *United Nations Convention on the Law of the Sea*.
- Walters, C.J.; Martell, S.J. 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press, Princeton. 399p.
- Wang, A.; Chen, J.; Jing, C.; Ye, G.; Wu, J.; Huang, Z.; Zhou, C. 2015. Monitoring the invasion of *Spartina alterniflora* from 1993 to 2014 with Landsat TM and SPOT 6 satellite data in Yueqing Bay, China. *PLoS ONE* 10(8), e0135538.
- Watson, R.; Kitchingman, A.; Gelchu, A.; Pauly, D. 2004. Mapping global fisheries: sharpening our focus. *Fish and Fisheries*, 5:168-177.
- Weigert, S. C.; Madureira, L.A.S.P. 2011. Registros acústicos biológicos detectados na Zona Econômica Exclusiva da região nordeste do Brasil: uma classificação em ecotipos funcionais. *Atlântica*, 33: 15-32.
- Wenger, A.S.; Harvey, E.; Wilson, S.; Rawson, C.; Newman, S.J.; Clarke, D.; Saunders, B.J.; Browne, N.; Travers, M.J.; McIlwain, J.L.; Erftemeijer, P.L.A.; Hobbs, J.A.; Mclean, D.; Depczynski, M.; Evans, R.D. 2017. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries*, 18:967-985. <https://doi.org/10.1111/faf.12218>
- Worm, B.; Barbier, E.B.; Beaumont, N.; Duffy, J.E.; Folke, C.; Halpern, B.S.; Jackson, J.B.C.; Lotze, H.K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K.A.; Stachowicz, J.J.; Watson, R. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314, DOI: 10.1126/science.1132294.
- WWF 2018. *Declaration of the sustainable blue economy finance principles*. Disponível on-line em [https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2018-03/Declaration%20of%20the%20Sustainable%20Blue%20Economy%20Finance%20Principles\\_Bro](https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2018-03/Declaration%20of%20the%20Sustainable%20Blue%20Economy%20Finance%20Principles_Bro)





chure%20Insert\_2018.pdf

Van den Belt, M.; Granek, E.; Gaill.; Halpern, B.; Thorndyke, M.; Bernal, P. 2016. Chapter 3. Scientific Understanding of Ecosystem Services. Part III, Assessment of major ecosystem services from the marine environment (other than provisioning services). The First Global Integrated Marine Assessment. *World Ocean Assessment I*. United Nations.

Vasconcellos, M.A.; Gasalla, M.A. 2001. Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. *Fisheries Research*, 50: 270-285.

Ye., Y.; Barabge, M.; Beveridge, M.; Garibaldi, L.; Gutierrez, N.; Anganuzzi, A.; Taconet, M. 2017. FAO's statistic data and sustainability of fisheries and aquaculture: Comments on Pauly and Zeller (2017). *Marine Policy* 81: 401-405.

Yool, A.; Fashman, M.J.R. 2001. An examination of the 'continental shelf pump' in an open ocean general circulation model. *Global Biogeochemical Cycles* 15(4): 831-844.

Xu, H.; Ding, H.; Li, M.; Qiang, S.; Guo, J.; Han, Z.; Huang, Z.; Sun, H.; He, S.; Wu, H.; F. Wan 2006. The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biol. Invasions*, 8 (7): 1495-1500.

Zeller, D.; Cashion, T.; Palomares, M.; Pauly, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries* 19:30-39.

Zhou, C.; Xu, L.; Zhang, X.; Ye, X. 2014. Application of numerical simulation for analysis of sinking characteristics of purse seine. *Journal of Ocean University of China*, 14(1): 135-142.

