

Impactos da pesca de arrasto no Brasil e no mundo:

Dados atualizados e
tendências globais

Diretor-Geral
Ademilson Zamboni

Diretor Administrativo e Financeiro
José Machado

Diretor Científico
Martin Dias

Diretora de Comunicação
Camilla Valadares

Cientista Marinha
Lara Iwanicki

Analista de Campanha
Miriam Bozzetto

Analista Administrativo e Financeiro
Lúcia Silva

Analista de Operações
Juliana Silva

Assistente Executiva
Edna Santana

Assistente de Comunicação
Beatriz Ribeiro

Estagiária de Comunicação
Nathália Carvalho



FICHA TÉCNICA

Autor:

Martin Dias

Revisão gramatical

Denise Goulart

Projeto Gráfico e Diagramação:

Duo Design

Foto da capa:

Atosan/Shutterstock.com

Oceana Brasil

SIG Quadra 01, Centro Empresarial Parque Brasília

Sala 251 - 70610-410, - Brasília/DF

Telefone: +55 (61) 3247-1800

brazil@oceana.org

Brasil.oceana.org

Twitter.com/oceanabrasil

Facebook.com/oceanabrasil

Instagram.com/oceanabrasil

Youtube.com/oceanabrasil

10.5281/zenodo.5247197

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Impactos da pesca de arrasto no Brasil e no mundo :
dados atualizados e tendências globais / Martin
Dias. -- Brasília, DF : Oceana Brasil, 2020.

Bibliografia.
ISBN 978-65-992012-0-2

1. Pesca - Estatísticas - Brasil 2. Pesca de
arrastão - Aspectos ambientais - Brasil 3. Pesca de
arrastão - Estatísticas - Brasil, Sudeste 4. Pesca de
arrastão - Estatísticas - Brasil, Sul I. Dias,
Martin.

20-42257

CDD-639.209816

Índices para catálogo sistemático:

1. Brasil : Sudeste e Sul : Pesca de arrastão :
Piscicultura 639.209816

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

Impactos da pesca de arrasto no Brasil e no mundo:

Dados atualizados e
tendências globais

8	APRESENTAÇÃO
10	SUMÁRIO EXECUTIVO
14	IMPACTOS DA PESCA DE ARRASTO: DESCARTES E DANOS AOS HÁBITATS
22	PANORAMA DO ORDENAMENTO DA PESCA DE ARRASTO NO BRASIL
32	A SITUAÇÃO DOS ESTOQUES PESQUEIROS DO BRASIL
36	A FROTA DE ARRASTO DO SUDESTE E SUL DO BRASIL
42	ESTIMATIVAS DE DESCARTES NA FROTA DE ARRASTO DO SUDESTE E SUL
50	EXEMPLOS DE CASOS DE FECHAMENTO DE ÁREAS AO ARRASTO
54	BIBLIOGRAFIA
58	ANEXO 1
60	ANEXO 2

SUMÁRIO



Foto: wtondossantos/Shutterstock.com

APRESENTAÇÃO

Este Relatório traz o levantamento dos impactos ambientais causados pela pesca de arrasto no Sudeste e Sul do Brasil e uma avaliação do modelo de gestão das pescarias demersais nessas regiões, com foco na sua capacidade de garantir o uso sustentável dos recursos pesqueiros e a minimização dos efeitos colaterais da pesca com redes de arrasto.

Com base no levantamento dos impactos e na avaliação do quadro de governança, contextualiza-se aqui a proibição da pesca de arrasto ao largo das 12 milhas da costa do Rio Grande do Sul, estabelecida por meio da Lei Estadual 15.223/2018, incorporando uma visão técnica sobre os benefícios potenciais do fechamento de áreas ao arrasto e a viabilidade de se adotar, a curto prazo, medidas alternativas para reverter a tendência de esgotamento dos recursos demersais no Sul do Brasil.

O estudo se baseou em uma revisão aprofundada dos impactos do arrasto sobre o fundo marinho, no levantamento de informações sobre os níveis de descartes dessa pesca no Brasil e no mundo, além de uma da capacidade do poder público de promover o uso sustentável dos recursos demersais do Sudeste e Sul. Artigos científicos publicados em

periódicos nacionais e estrangeiros, além de relatórios técnicos e análises de legislações, constituíram as principais fontes de informação utilizadas.

Tendo em vista que muitas das informações disponíveis na literatura nacional encontram-se desatualizadas, o relatório trouxe uma análise de dados primários sobre a frota de arrasto com base em informações oficiais extraídas do Registro Geral da Pesca – RGP. Foram ainda construídas projeções sobre os descartes na pesca de arrasto naquelas regiões com base em dados de literatura científica e dos programas de monitoramento da atividade pesqueira em curso no Sul e Sudeste.

A pesca de arrasto é amplamente reconhecida como o principal vetor de impactos negativos de larga escala sobre o fundo marinho, além de gerar a maior parte dos descartes na pesca comercial. Sua baixa eficiência ambiental deve ser balanceada por uma gestão eficaz, combinando múltiplas estratégias focadas na minimização dos impactos e na preservação de áreas de especial interesse à conservação dos estoques e dos ecossistemas. É preciso repensar essa pescaria e a forma como vem sendo gerida no país, uma vez que seus impactos cumulativos tendem a comprometer a própria atividade pesqueira a longo prazo.

SUMÁRIO EXECUTIVO

A pesca de arrasto deve ser tratada dentro dos princípios e práticas contemporâneas de restauração do bioma marinho, de recomposição da biomassa e estoques pesqueiros e da equidade de oportunidades de acesso aos serviços ambientais que o mar provê – pano de fundo da Lei nº 15.223/18, que institui a Política Estadual de Desenvolvimento Sustentável da Pesca no Estado do Rio Grande do Sul e cria o Fundo Estadual da Pesca – um referencial no país.

Os descartes e os impactos sobre o fundo marinho causados pela pesca com redes de arrasto de fundo são um problema de escala global. Os rejeitos de organismos mortos ao mar, resultado de práticas de pesca pouco seletivas, somam mais de 4 milhões de toneladas e contribuem com 15% do desperdício de alimentos na cadeia produtiva da pesca mundial. Algumas pescarias dessa modalidade chegam a rejeitar 14 kg de pescado para cada 1 kg desembarcado. Por essa razão, elas são responsáveis por 50% de todos os descartes, ao passo que contribuem com menos de 20% da produção pesqueira no planeta, uma evidência de como a alta eficiência de captura mascara sua baixíssima eficiência ambiental.

A pesca de arrasto é o principal vetor mundial de impactos de larga escala sobre os ecossistemas do fundo marinho, reduzindo sua produtividade, riqueza e diversidade. Onde ela é mais intensa, o equilíbrio dos estoques pesqueiros tende a ser pior. Um dos exemplos mais emblemáticos é o Mar Mediterrâneo, região na qual 62% dos estoques encontram-se sobrepescados.

Os descartes e os danos causados ao fundo marinho reduzem o potencial dos oceanos de atuarem como fonte estratégica de alimento e renda para uma população mundial crescente. Assim, o fechamento de áreas ao arrasto tem sido uma das soluções adotadas para reduzir parte dos efeitos dos descartes, manter áreas produtivas, contribuir para a recuperação de estoques pesqueiros, proteger espécies ameaçadas e permitir o equilíbrio entre diferentes modalidades pesqueiras.

Estratégias para a sua proibição são especialmente aplicáveis em contextos como o do Brasil, onde a gestão pesqueira é ineficaz e diversos estoques encontram-se em condições críticas de exploração.

O arrasto na costa brasileira desenvolveu-se sob um regime perverso de fomento e de livre acesso.

Já na década de 1980, os sinais de esgotamento dos recursos tradicionalmente explorados por essa frota eram evidentes. A falta de controle, aliada ao esgotamento de recursos naturais, resultava no redirecionamento dessa frota para outras áreas e recursos, ampliando sua atuação e os impactos. O pouco ordenamento imposto a essa pescaria, baseou-se em medidas de congelamento do número de licenças e no estabelecimento de períodos de defeso para espécies de camarões – um modelo que já no final dos anos 1990 mostrava-se incapaz de garantir o uso sustentável dos recursos.

Recomendações científicas que alertavam para tais problemas, feitas no início dos anos 2000, foram completamente ignoradas e, assim, o país ainda segue com um modelo de gestão falido há pelo menos duas décadas.

A governança para a gestão pesqueira nacional como um todo também enfrentou e ainda enfrenta graves problemas. Como resultado de instabilidades de toda ordem nas diferentes pastas que gerenciaram essa agenda no plano federal, há pelo menos 10 anos não se tem dados estatísticos sobre a pesca, tampouco monitoramento ou pesquisas sistemáticas aplicadas. Esse quadro amplia a incapacidade de garantir o ordenamento e favorece a baixa transparência nos processos de tomada de decisão. Outra consequência é o comprometimento da capacidade de elaborar e implantar políticas públicas estruturantes de longo prazo, conforme relatado também em auditoria do Tribunal de Contas da União de 2012.

Isso se reflete no fato de que o Brasil, atualmente, ocupa a 26ª posição em um ranking de eficácia da gestão pesqueira com 28 países, estando à frente apenas de Myanmar e Tailândia.

Existem poucos dados disponíveis sobre a situação real dos estoques no Brasil. Um recente levantamento feito pela Oceana indica que 94% dos 118 estoques pesqueiros explorados comercialmente

pela frota brasileira têm seu status totalmente desconhecido. Isso, por si só, configura um sério impedimento para que possamos ter uma gestão pesqueira que faça algum sentido. Como gerir sem evidências técnico-científicas?

O número de recursos em situação de ameaça de extinção saltou 376% entre 2004 e 2014, sendo a pesca o próprio vetor de pressão. Para algumas espécies de elasmobrânquios marinhos, como raias-viola e cação-anjo, por exemplo, estima-se reduções de mais de 80% em suas populações, sendo a pesca de arrasto um vetor contínuo de impactos por meio dos descartes desses grupos.

Estudos também apontam que a ineficácia da gestão em cenários de estoques severamente sobre-pescados demandam, sim, o fechamento de áreas como uma medida que contribui para a recuperação das populações, beneficia a pesca como um todo nas áreas adjacentes e dá maior igualdade de oportunidades para a pesca artesanal acessar recursos pesqueiros depletados pela pesca industrial.

Ainda que modificações tecnológicas já especuladas para reduzir o impacto do arrasto, em tese, sejam passíveis de serem desenvolvidas, essas devem ser trazidas à luz da condição da frota pesqueira brasileira, bem como à realidade do já referido parco ordenamento em nosso país.

Nossa frota de pesca industrial de arrasto que atua nas regiões Sudeste e Sul é composta por cerca de 550 embarcações de grande porte que operam, em média, há mais de 30 anos. Predominam aqui práticas ultrapassadas que só persistem graças a um corolário de regulamentações permissivas, que autorizam essa pesca em 1,7 milhão de quilômetros quadrados do Mar Territorial e da Zona Econômica Exclusiva. Outra característica terrível de nossa regulação é a contínua migração de alvos de pesca e áreas de atuação – como resposta ao esgotamento dos recursos em determinadas áreas já predadas.

A análise dessa conjuntura impossibilita imaginar que uma revolução tecnológica, cultural e mesmo de gestão na pesca de arrasto possa ocorrer organicamente, especialmente quando o contexto é o de fracassos sucessivos de governança.

Levantamentos feitos com base nos dados públicos disponíveis apontaram a magnitude dos impactos atuais causados pelo descarte do arrasto no Sudeste e Sul do Brasil. Os dados estão seguramente subestimados, uma vez que apenas informações do estado de Santa Catarina foram consideradas na análise.

Com base nos coeficientes de rejeição (taxas de descarte) reportados na literatura, estimou-se que os descartes (rejeitos) na frota de arrasto entre 2000 e 2018 somaram mais de 218 mil toneladas. Em média, a estimativa mostra que a frota que desembarcou sua produção em Santa Catarina gerou, sozinha, 11 mil toneladas de descartes anuais. Algumas pescarias, como a do camarão-rosa, possuem coeficientes de rejeição iguais ou superiores a 7,0, o que indica que as capturas totais são 7 vezes superiores ao que se observa nas estatísticas de desembarque. A frota de parelhas, que atua consistentemente no estado vizinho mais ao sul, gerou descartes totais nesse período de 94 mil toneladas, ao passo que a pesca dirigida aos

camarões “santana” e “barba-ruça” proporcionou descartes de ao menos 27 mil toneladas.

Dentre os organismos descartados constam juvenis de espécies de interesse comercial, o que, além de evidenciar o uso ineficiente do recurso pesqueiro, com retirada precoce de biomassa, é um fator importante para o quadro de esgotamento dos recursos demersais do Sudeste e Sul do Brasil. Chamam atenção os números que indicam que, para gerar uma produção desembarcada de 333 mil toneladas entre 2000 e 2018, a frota de arrasto teve, na realidade, que causar a mortalidade de 551 mil toneladas de recursos marinhos.

Como dito, a literatura científica de referência endossa refutar quaisquer argumentos de defesa do arrasto. A ausência de regulamentações estabelecendo limites à sua prática contribuiu para um crescente número de recursos em situação de esgotamento, e não existem evidências seguras de reversão dessa tendência. Ainda que medidas como o fechamento de áreas pareçam ter consequências aparentemente adversas – mas totalmente contornáveis – elas são hoje uma maneira factível de frear a sobrepesca e o desperdício, gerando benefícios biológicos, econômicos e sociais futuros para a própria atividade pesqueira.

IMPACTOS DA PESCA DE ARRASTO: DESCARTES E DANOS AOS HÁBITATS

Pescarias de arrasto são responsáveis por 50% dos descartes, contudo, contribuem com aproximadamente 20% da produção pesqueira mundial (Kelleher, 2005), evidenciando baixa eficiência ambiental. Estima-se descartes globais em pescarias de arrasto da ordem de 4 milhões de toneladas ao ano. Volumens dessa magnitude, além de contribuir para a sobrepesca dos estoques, representam desperdício de alimentos, segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO). A interação entre as redes de arrasto e os habitats também ocasiona uma ampla gama de impactos que afetam os ecossistemas do fundo marinho. Tanto os descartes quanto a destruição de habitats são fatores que reduzem o potencial dos oceanos de gerar renda e proteína para a humanidade. O fechamento de áreas surge como ferramenta importante para a regeneração dos estoques e ecossistemas, especialmente em locais onde a gestão pesqueira é ineficaz e cujos estoques encontram-se sobrepescados ou ameaçados de extinção.

O arrasto de fundo é uma arte de pesca ativa¹ na qual a rede é tracionada (arrastada) sobre o leito marinho capturando os organismos encontrados diretamente sobre ou próximos ao fundo (Cochrane e Garcia, 2009)

(FIGURA 1). Na maior parte dos casos, as redes de arrasto apresentam baixa seletividade, isto é, uma reduzida capacidade de selecionar a captura desejada do conjunto de organismos encontrados nas áreas de pesca.

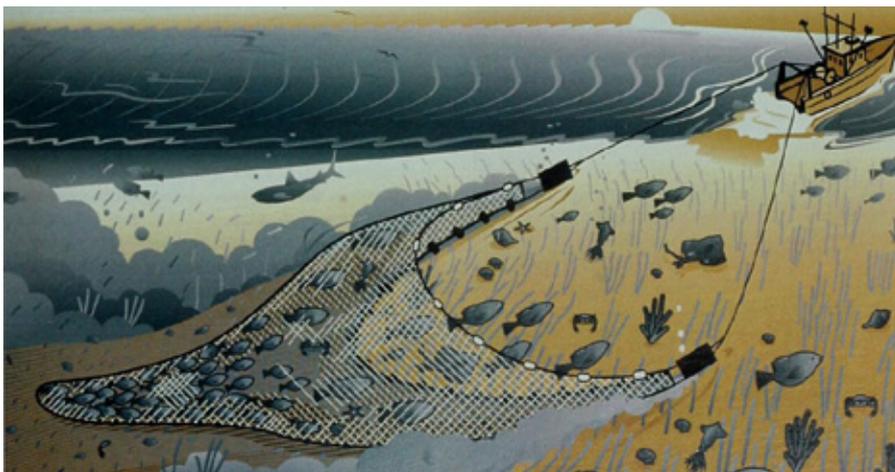


FIGURA 1: Desenho esquemático representando a operação de uma rede de arrasto de fundo.

¹ Artes de pesca ativas são aquelas nas quais a movimentação do petrecho de pesca é que ocasiona a captura das espécies-alvo (e.g., redes de arrasto), ao passo que nas artes de pesca passivas a captura ocorre normalmente em decorrência da movimentação da espécie-alvo em direção ao petrecho (e.g., redes de espera, armadilhas) (Cochrane e Garcia, 2009).

A menor seletividade é resultado da combinação de três fatores:

1. As características inerentes ao próprio petrecho de pesca, que possui, em sua maioria, redes de malhas reduzidas que resultam numa menor capacidade de escape dos peixes menores e outros organismos capturados;
2. Os padrões operacionais, isto é, as formas como os petrechos de pesca são empregados, nas quais a velocidade e o tempo de arrasto podem alterar a capacidade de selecionar as espécies capturadas. Um dos principais efeitos observados é a “colmatação” ou “entupimento” das malhas ocasionada pelo acúmulo de peixes no interior das redes;

3. As características do ambiente no qual a rede é utilizada. Pescarias realizadas em ambientes com maior diversidade tendem a gerar capturas compostas por um espectro maior de espécies.

Nenhuma arte de pesca empregada em pescarias comerciais de larga escala é capaz de gerar capturas compostas exclusivamente pelas espécies-alvo (Cochrane e Garcia, 2009). Todavia, no caso da pesca de arrasto, a baixa seletividade torna particularmente frequente a captura de dezenas de outras espécies durante as operações. A baixa seletividade do arrasto torna comum ainda a captura de indivíduos que, embora pertençam ao grupo de espécies de interesse comercial, são capturados em tamanhos inferiores aos de mercado, possuindo menor ou nenhum valor comercial (FIGURA 2).



Fonte: NOAA.

FIGURA 2: Exemplo de um lance de pesca de uma pescaria de camarões tropicais. Aqui se evidencia o amplo espectro de espécies capturadas juntamente com os camarões, resultado da baixa seletividade da arte de pesca. Espécies sem interesse e indivíduos fora dos tamanhos comerciais são descartados após seleção a bordo.

As espécies sem (ou de menor) valor comercial, bem como aquelas fora dos tamanhos comerciais ou permitidos na regulação são normalmente devolvidas mortas ao mar após o processo de seleção das capturas no convés das embarcações (Alverson *et al.*, 1994). Esse processo é conhecido como “descarte”. Os descartes nas pescarias comerciais são um problema de escala global.

Há especial preocupação com a perda potencial de recursos vivos extraídos do mar. Descartes de indivíduos juvenis de espécies de interesse comercial contribuem para o uso ineficiente dos recursos e para o agravamento do quadro global de sobrepesca crescente (FAO, 2018). Por essa razão, a FAO, por meio do Código de Conduta para a Pesca Responsável, aponta que os petrechos de

pesca ideais devem ser, entre outros fatores, altamente seletivos para as espécies e tamanhos-alvo, com impactos mínimos sobre espécies não-alvo e tamanhos não-alvo (FAO, 1995).

A FAO publica regularmente relatórios sobre a situação dos descartes, trazendo, entre outros, dados sobre essas taxas nas principais pescarias do mundo, bem como estimativas dos volumes totais descartados. Ao longo das últimas três décadas, o arrasto de fundo consistentemente liderou o ranking dos petrechos de pesca com maiores taxas de descarte. Pescarias de arrasto foram ainda aquelas que, em volume absoluto, mais contribuíram para o rejeito de organismos aquáticos (Alverson *et al.*, 1994; Kelleher, 2005; Perez-Roda *et al.*, 2019).

A primeira abordagem global sobre a situação dos descartes, publicada em 1994 (Alverson *et al.*, 1994), estimou números globais como variando entre 17,9 e 35 milhões de toneladas anuais, porém, acredita-se estarem sobrestimados (Perez-Roda *et al.*, 2019). Segundo os autores da primeira avaliação, as pescarias de arrasto dirigidas aos camarões, particularmente em regiões tropicais, geram mais descarte que qualquer outra pescaria, sendo responsáveis por cerca de um terço do volume global rejeitado (Alverson *et al.*, 1994). Em uma segunda avaliação conduzida pela FAO, Kelleher (2005) levanta questões quanto à eficiência ambiental da pesca de arrasto. Seus resultados posicionam tais pescarias dirigidas a peixes e camarões como responsáveis por 50% dos descartes observados no mundo, porém, sua contribuição em volume de pescados desembarcados é de apenas 22% (Kelleher, 2005).

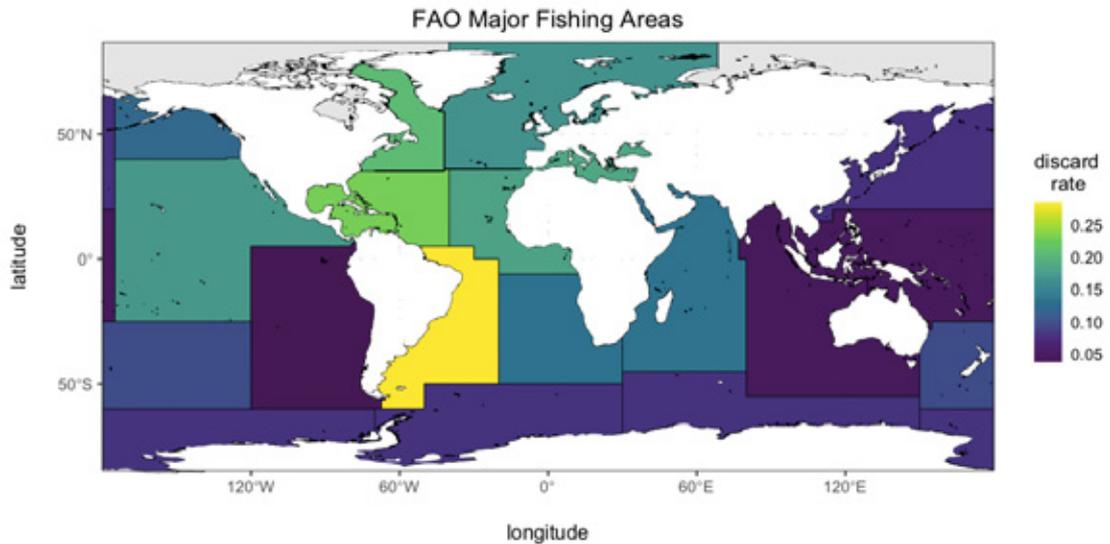
A mais recente avaliação global publicada pela FAO sobre descartes nas pescarias marinhas é de 2019. O estudo considerou registros de 1.854 pescarias de todo o mundo entre os anos 2010

e 2014. Os resultados apontam que as rejeições decorrentes da atividade pesqueira somam atualmente 9,1 milhões de toneladas anuais. Cerca de 45% desse volume (ou 4,2 milhões de toneladas) foi gerado por pescarias que utilizam redes de arrasto de fundo (Perez-Roda *et al.*, 2019).

Ainda de acordo com a FAO, o arrasto possui taxas de descarte médias de 21,8% em relação às capturas totais. Em outras palavras, isso significa que, em média, pouco mais de 1/5 de tudo o que é capturado nessas pescarias é devolvido ao mar, morto ou vivo. Quando se fala de pescarias dirigidas aos camarões em regiões tropicais, as taxas médias de descarte são da ordem de 50% (Perez-Roda *et al.*, 2019).

As avaliações mais antigas, como a realizada por Keheller (2005) e Alverson *et al.* (1994), trazem uma análise mais detalhada por pescaria. No caso do trabalho de Kelleher (2005), as taxas médias de rejeito na pesca de arrasto dirigida aos camarões, por exemplo, são de 62,3%, com valores máximos chegando a 96%. Já em Alverson *et al.* (1994), dentre as 20 pescarias com maiores taxas de descarte, 19 são de arrasto, sendo 14 delas pescarias de arrasto dirigidas a camarões. Em alguns casos, as estimativas apontavam o descarte de até 14 quilogramas de “rejeito” para cada quilograma de produto desembarcado.

Quando se observa a distribuição espacial do descarte nas pescarias mundiais, nota-se que as maiores taxas ocorrem nas pescarias do Oceano Atlântico Sudoeste, em países como Brasil, Uruguai e Argentina (FIGURA 3). Esse cenário retrata uma baixa seletividade das pescarias realizadas nesses locais. Seguramente contribui a existência de grandes pescarias dirigidas à captura de camarões tropicais e subtropicais, que são comprovadamente as que apresentam maiores taxas de descarte (Perez-Roda *et al.*, 2019).



Fonte: Perez-Roda et al. (2019)

FIGURA 3: Taxas de descarte nas pescarias mundiais discriminadas por área FAO (FAO Fishing Areas). Na escala, cores violeta indicam menores taxas de descarte, ao passo que as cores verde e amarelo representam áreas de maiores taxas de descarte.

Com um amplo leque de covariáveis (ambientais, econômicas, sociais e político-gerenciais) que influenciam na abundância dos recursos pesqueiros, é complexo o estabelecimento de relações causa-efeito para cenários de sobrepesca, principalmente quando se trabalha em macroescala, como faz a FAO. De toda forma, a associação entre maior intensidade de pescarias de arrasto e seus descartes com a sobrepesca dos estoques remete a uma correlação inquietante.

O mais recente boletim publicado pela agência da ONU sobre a produção pesqueira e aquícola mundial aponta para um aumento contínuo no número de estoques sobrepescados. Hoje, cerca de um em cada três estoques vêm sendo explorados em taxas acima de sua capacidade de regeneração, ou seja, capturas não sustentáveis (FAO, 2018). Descartes de juvenis e/ou espécies de menor valor

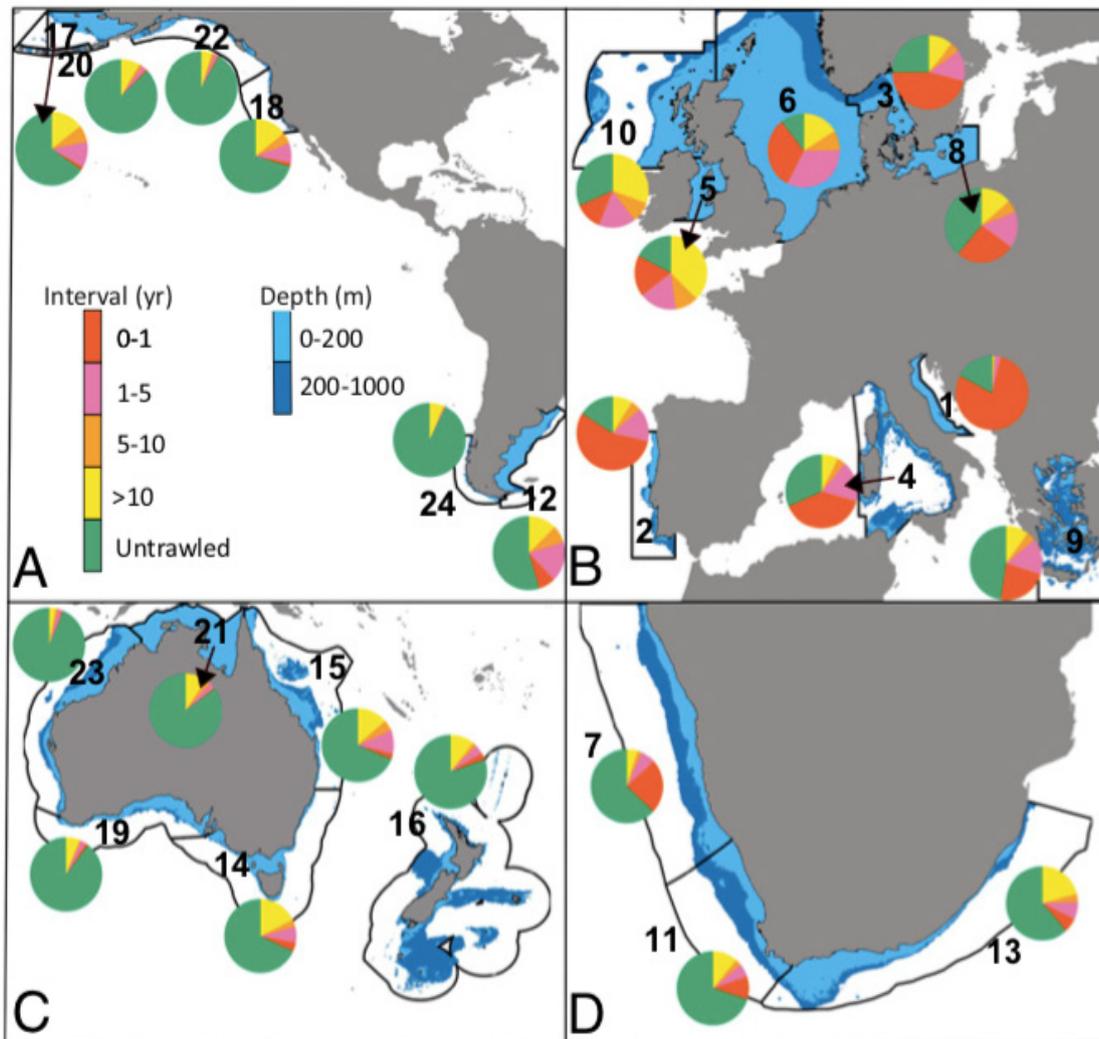
desempenham um papel central no uso insustentável dos recursos pesqueiros.

Regionalizando a avaliação da FAO, os dados apontam que a maior proporção de estoques em condição de sobrepesca encontra-se na região da Europa Meridional. Segundo a agência (FAO, 2018), 62% dos estoques pesqueiros do Mediterrâneo encontram-se em níveis não sustentáveis de exploração. Nessas mesmas áreas são observados os maiores impactos (*footprints*) da pesca de arrasto em todo o mundo (Amoroso et al., 2018). O estudo em questão aponta que a região do Mediterrâneo e Mar Adriático são áreas onde o arrasto ocorre mais intensamente (FIGURA 4). Estimativas indicam que até 82,7% das plataformas continentais e talude dessas regiões são arrastadas e praticamente não existem áreas com pouca intensidade ou sem arrasto.

Contraponto pode ser observado nas áreas onde há menor intensidade de arrasto, como, por exemplo, as plataformas continentais da Austrália e da Nova Zelândia. Nesses locais, mais de 85% da plataforma não sofre com pressões intensas da pesca de arrasto (Amoroso *et al.*, 2018). Grandes áreas livres de arrasto na plataforma continental aparentemente estão associadas a um maior número de estoques em condições sustentáveis. Esse é o caso da região da Austrália e da Nova

Zelândia, onde o número de estoques em situação de risco é seis vezes menor do que na região do Mediterrâneo (FAO, 2018).

Se, por um lado, não se pode dizer que a sobre-pesca é causada exclusivamente pela pesca de arrasto, por outro, parece inegável que a baixa eficiência ambiental dessa pescaria associada a práticas ineficazes de gestão contribui para o cenário crítico observado em algumas partes do globo.



Fonte: Amoroso *et al.* (2018)

FIGURA 4: Gráficos espacializados demonstrando os intervalos médios observados entre eventos de arrasto (um indicador da intensidade dessa pescaria) e a existência de áreas sem essa pressão. Oceano Pacífico Leste (A), Europa (B), Austrália e Nova Zelândia (C) e África do Sul (D). Nos gráficos, a escala do verde para o vermelho representa áreas sem arrasto e áreas intensamente arrastadas, respectivamente.

Ainda que avaliações globais tendam a ter determinado grau de incerteza (resultado de generalizações e perda de resolução nas análises), é clara a necessidade de, entre outros meios, limitar a atuação da pesca de arrasto pelo fechamento de áreas. Isso tem se convertido em uma forma de assegurar o uso ambientalmente sustentável e socialmente justo de acesso aos recursos pesqueiros, o que não exclui a necessidade de medidas complementares para os locais onde essa arte de pesca ainda é permitida.

Essa é uma das conclusões tiradas do workshop “Sobre o uso da melhor ciência no desenvolvimento e na promoção das melhores práticas para operações de pesca de arrasto no Sudeste Asiático”, realizado em 2014, na Tailândia. Nessa região, tal pescaria atinge níveis elevados. A atividade é de grande importância econômica e social e as operações ocorrem em áreas tidas como menos sensíveis aos impactos das redes. Mesmo assim, o grupo concluiu que entre as melhores práticas levantadas são incluídas “a limitação no tamanho e na composição da frota, previsão de estabelecimento de áreas livres de arrasto na zona costeira para proteger tanto habitats sensíveis quanto comunidades pesqueiras artesanais, períodos de defeso e aumento de seletividade das redes” (FAO, 2014).

Descartes na pesca de arrasto não representam somente impactos ambientais sobre os estoques marinhos, são também desperdício de alimento. Estima-se que esse desperdício na cadeia produtiva da pesca mundial seja da ordem de 35%. Estão incluídos nessa estatística perdas com qualidade decorrente de manuseio e estocagem inadequados, processamento ineficiente do pescado e, também, decorrente dos descartes dos pescados ainda no mar, que contribuem com 9-15% do total rejeitado na cadeia produtiva (Gustaffson *et al.*, 2011). São volumes expressivos de pescados que poderiam ser utilizados como alimento, mas o seu baixo valor torna preferível o descarte no mar do que o seu desembarque e comercialização.

A Europa tem sido pioneira na forma como se lida com a questão dos descartes. Visando evitar que a seleção a bordo resulte no armazenamento dos recursos de interesse imediato, a reforma na Política Pesqueira Europeia instituiu o *landing obligation* (ou obrigação de desembarque). Toda e qualquer captura deve ser retida pela embarcação, sendo os descartes proibidos (ver EU Common Fisheries Policy, reformada em 2013). Pescarias pouco seletivas se veem obrigadas a reter e, portanto, ocupar os porões das embarcações com grandes quantidades de “rejeito”.

Se implantadas em larga escala, medidas dessa natureza seguramente reduziram o esforço e a mortalidade pesqueira, por tornar as viagens de pesca mais curtas em decorrência da falta de espaço para armazenamento das capturas a bordo, além de outras implicações, como a motivação para melhoria da seletividade. A complexidade, no entanto, reside na implementação da medida, que requer sistemas sofisticados de monitoramento, câmeras a bordo e monitoramento eletrônico, o que é pouco factível para a realidade de diversos países, em particular os menos desenvolvidos – como o Brasil o é na pesca.

Tem crescido também a preocupação global com os impactos causados pelo arrasto sobre componentes do habitat, incluindo as comunidades bentônicas (*i.e.*, grupo de organismos que vive em contato direto com o substrato marinho). Em um trabalho publicado na reconhecida revista científica *Science*, Halpern *et al.* (2008) apontam essa pesca como principal vetor de impactos sobre o fundo marinho em escala global.

A ampliação de áreas marinhas protegidas (*Marine Protected Areas*), bem como modificações na regulamentação da gestão pesqueira voltadas ao banimento de descartes e a redução dos impactos causados por artes de pesca destrutivas ao habitat geraram uma tendência de queda recente nos impactos cumulativos da pesca sobre os ecossistemas marinhos. De toda forma, pescarias de arrasto seguem sendo uma das principais causas da

destruição de habitats, juntamente com mudanças climáticas, poluição e navegação comercial, segundo estudo recentemente veiculado na também prestigiada revista Nature (Halpern *et al.*, 2019).

Os efeitos negativos da pesca de arrasto sobre fundo marinho estão amplamente debatidos na literatura científica. Dentre esses impactos destacam-se (1) a remobilização e a alteração da granulometria e geoquímica dos sedimentos (Simpson e Watling, 2006); (2) a redução da complexidade e estrutura de fundos formados por organismos como corais e esponjas (Barnes *et al.*, 2005); (3) a redução da biomassa e da produtividade do ecossistema bentônico (Hiddick *et al.*, 2017); e (4) a transformação da diversidade de espécies, com predomínio de espécies de ciclo de vida curto. Esses efeitos ocasionam mudanças nas comunidades biológicas, na sua capacidade de reprodução e na estrutura trófica, com perda de função ecológica em casos mais severos.

Resultados de estudos recentes indicam que a recuperação da biota do fundo marinho após distúrbios causados pela pesca de arrasto tende a demorar entre 1,9 e 6,4 anos (Hiddink *et al.*, 2017). É fator determinante na capacidade de regeneração a existência de áreas adjacentes às que não sofrem tais impactos. Essas áreas permitiriam ocorrer migração de organismos e/ou facilitar o repovoamento das áreas impactadas – efeito chamado de *spillover* (Russ, 2002).

Obviamente, nem todos os ecossistemas respondem da mesma forma aos impactos causados por artes de pesca de alto grau de contato com o fundo. Em ecossistemas como as montanhas submarinas, formadas por uma biota com baixo grau de resiliência, a sua recuperação é normalmente me-

diada na escala de décadas. Alguns montes submarinos ao redor da Nova Zelândia foram severamente impactados pela pesca de arrasto dirigida ao *orange roughy* (*Hiplostethus atlanticus*) até meados dos anos 2000. Cerca de 15 anos após o fim da pescaria, constatou-se que em muitos desses montes a estrutura das comunidades bentônicas ainda não retornou ao equilíbrio existente no período anterior à pesca (Clark *et al.*, 2019). Padrão semelhante ocorre com recifes de corais, cujos impactos tendem a ser considerados irreversíveis dada a baixa resiliência, levando ao banimento em larga escala da pesca de arrasto em diversos locais do mundo como forma de proteger esses ecossistemas.

Ainda que a presença de ecossistemas marinhos vulneráveis e de menor resiliência seja fator determinante no planejamento da criação de áreas marinhas protegidas (AMPs), existem outros fatores a serem considerados. Destaca-se na literatura internacional sobretudo os debates sobre o uso das AMPs como forma de promover o efeito *spillover* que, em tese, contribui para a regeneração dos estoques pesqueiros nas áreas adjacentes (Hilborn *et al.*, 2008; Buxton *et al.*, 2014).

Estabelecer correlações empíricas entre o fechamento de áreas e a regeneração de estoques pesqueiros demanda, comumente, o uso de modelos estatísticos e simulações para estimar benefícios e perdas ambientais e econômicas decorrentes dessa medida. Duas simulações publicadas em periódicos científicos mostram que o fechamento de áreas por meio de AMPs pode não provocar efeitos positivos sobre estoques pesqueiros – **quando os mesmos são bem manejados** –, ao contrário, em áreas com falta absoluta de ordenamento e sujeitas a elevados graus de impacto, os estoques tendem, sim, a serem beneficiados:

“The conclusions from the modeling presented here are supported by review of empirical studies, where spillover benefits have only been conclusively demonstrated in highly depleted areas (...) a net benefit from spillover should not be expected in areas already benefiting from quality traditional fisheries management” (Buxton et al., 2014).

“(...) we found no catch benefits from MPA establishment unless overexploitation is so intense that stocks are headed towards extinction in the absence of protection though MPA. Thus, MPA implementation may not increase fish yields if the fishery is already regulated unless the fishery is heavily overexploited” (Hilborn et al., 2008).

Nota-se, portanto, que a condição dos estoques pesqueiros aliada à capacidade das autoridades responsáveis de gerir adequadamente a atividade são fatores importantes para o fechamento de áreas. Em regiões **(1)** cujos estoques encontram-se impactados pela sobrepesca; **(2)** onde os recursos pesqueiros estão severamente comprometidos a ponto de serem considerados ameaçados de extinção; e **(3)** nas quais a gestão pesqueira é ruim – caso do Brasil –, sem controle de esforço ou cotas de captura estabelecidas, **o fechamento de áreas conduz benefícios à própria pesca por meio do efeito *spillover*.**

A literatura internacional é vasta e clara quanto a afirmar que o arrasto de fundo se destaca como uma das mais impactantes artes de pesca, e que sua aparente eficácia na captura não se traduz na forma de eficiência econômica ou ambiental. Seus elevados descartes aliados aos impactos ambientais contribuem com a sobrepesca e com a redução da produtividade dos ecossistemas marinhos, além de representar uma inaceitável fonte de desperdício de alimento no atual contexto do planeta.

O levantamento bibliográfico demonstra ainda que, embora as características do fundo marinho sejam importantes na identificação de áreas prioritárias para a preservação, outros fatores devem ser considerados, sobretudo os benefícios potenciais do fechamento de determinadas áreas sobre estoques pesqueiros e sobre a própria pesca.

Os efeitos do fechamento ao arrasto, tais como **(a)** a redução dos descartes; **(b)** a regeneração e o aumento da produtividade dos ecossistemas de fundo; e **(c)** o efeito *spillover*, devem, assim, gerar resultados positivos em regiões nas quais a gestão pesqueira é ineficiente e onde os recursos pesqueiros encontram-se sobrepescados ou ameaçados de extinção. Nas sessões subsequentes demonstraremos que o Brasil se enquadra totalmente no caso onde restrições ao arrasto são necessárias e urgentes.

PANORAMA DO ORDENAMENTO DA PESCA DE ARRASTO NO BRASIL

O modelo de gestão para a pesca de arrasto já não se sustentava desde o final dos anos 1990. Especialistas recomendaram, em 2001, uma revisão completa na estratégia de se regular a pesca demersal na costa Sudeste e Sul. O que se observou nos anos subsequentes foi uma paralisação completa da gestão pesqueira, evidenciada pelo número reduzido de normas publicadas nas últimas duas décadas.

Como decorrência, a gestão das pescarias de arrasto segue baseada em regras ultrapassadas e incapazes de garantir o uso sustentável dos recursos. Crises de competência e instabilidade institucional, falta de transparência, ausência de programas contínuos de monitoramento e incapacidade de assegurar o cumprimento das regras vigentes compõem o conjunto de entraves para a melhoria da gestão pesqueira no país. Quaisquer estratégias modernas e que visem à implantação de novas tecnologias ou formas de ordenar a pesca enfrentam todas as dificuldades impostas por esse quadro. Proteger áreas contra práticas de pesca danosas é, portanto, não só uma medida factível, mas, em muitos casos, necessária em face do contexto de gestão da pesca no Brasil.

PERÍODO PRÉ-2000

A pesca industrial de arrasto de fundo desenvolveu-se no país entre meados dos anos 1940 e 1950 quando embarcações passaram a desembarcar peixes demersais (peixes de fundo) no porto de Rio Grande (RS). A atividade era intermitente e pouco estruturada. O deslocamento desses desembarques para a região Sudeste e a consolidação de uma frota industrial ocorreram ao longo dos anos 1950, tendo por base o porto de Santos (SP). Na época, predominavam embarcações de arrasto simples e arrasto de parelhas dirigidas exclusivamente a capturas de peixes demersais (Haimovici, 1998). A partir da década de 1970, passou-se a

praticar no Brasil também a pesca de arrasto duplo, dirigida à captura de camarões, tendo por base portos pesqueiros da região Sudeste (Valentini e Pezzuto, 2006).

Sob gestão da extinta Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (Sudepe), o fomento à atividade e o crescimento da produção marcaram os períodos iniciais da pesca demersal no Brasil. O caráter de livre acesso aos recursos pesqueiros e o apoio do governo à construção de embarcações pesqueiras resultaram no rápido aumento da frota de arrasto, que passou de 59 embarcações atuantes em 1960 para 372 na década de 1980 (Valentini *et al.*, 2012). A política de desenvolvimento e fomento existente à época não foi, contudo,

acompanhada de uma política igualmente consistente para que se garantisse o uso sustentável dos recursos pesqueiros, dentre eles os peixes de fundo e camarões.

As primeiras reuniões envolvendo a gestão da pesca de arrasto ocorreram ainda nos anos 1970, no âmbito da Sudepe, por meio do Grupo de Trabalho e Treinamento sobre Avaliação de Estoques (GTT). Um dos recursos avaliados foi o camarão-rosa (*Farfantepenaeus sp.*), que já apresentava sinais de sobrepesca. Ainda que não tenham sido elaboradas medidas de ordenamento para o arrasto, foi criado na época o Grupo de Estudos Permanentes do Camarão (GPEC), que realizou diversas reuniões técnicas ao longo da década de 1980 para monitorar a situação dessa pescaria, que era a mais importante para a frota de arrasto das regiões Sudeste e Sul (Franco *et al.*, 2009).

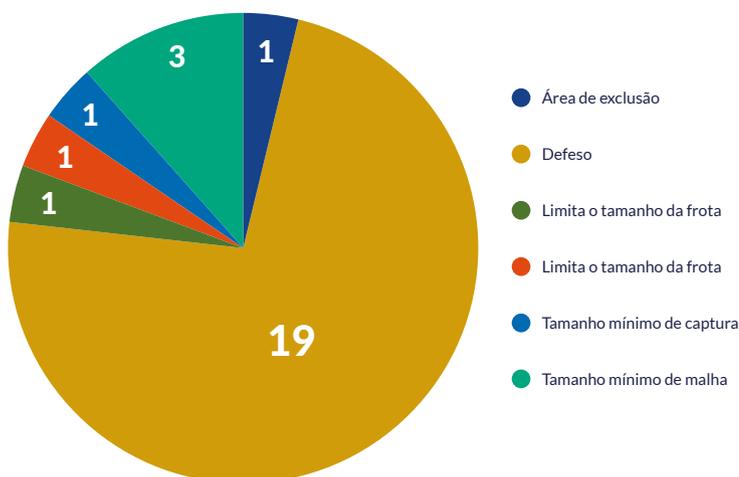
Apenas em 1983, durante a 4ª reunião do GPEC, tornou-se evidente o quadro de sobrepesca e recomendou-se a adoção de medidas de gestão para controlar o esforço. O corpo técnico sugeriu a adoção de um período de defeso para a pesca do camarão-rosa, oficialmente adotado pela Sudepe em 1984 (ver lista de normativas no Anexo 1). Desde então, praticamente todos os debates envolvendo o ordenamento da pesca de camarões e, por consequência, o ordenamento da pesca de

arrasto, giraram em torno do defeso e sua efetividade (Franco *et al.*, 2009).

Até o final dos anos 1990, a gestão dessa modalidade de pesca seguia baseada em três tipos de medidas: (1) defeso para proteger espécies de camarão capturadas no SE/S, não havendo defeso para peixes; (2) tamanhos mínimos de malha para as redes de arrasto, visando favorecer o escape de peixes pequenos; e (3) congelamento do tamanho da frota (Perez *et al.*, 2001).

A predominância das normativas de ordenamento baseadas em defeso de espécies-alvo sempre foi a pedra fundamental da gestão pesqueira no Brasil. Entre 1983 e 2000, três em cada quatro medidas de ordenamento publicadas pelos órgãos responsáveis pela gestão (Sudepe e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama) tratavam de períodos de defeso (FIGURA 5). Limitações mais específicas acerca do tamanho da frota apareceram somente em 1997, por meio de duas portarias do Ibama, que definiram a quantidade máxima de barcos autorizados para a pesca de arrasto de peixes e camarões nas regiões Sudeste e Sul, porém, esse conjunto de medidas se mostrava claramente incapaz de assegurar que a pesca demersal fosse mantida dentro de níveis compatíveis com a reposição dos estoques (Haimovici, 1998; Perez *et al.*, 2001; Perez & Pezzuto, 2006).

Tipos de normas publicadas entre 1983-2000 (n=26)



Fonte: Franco *et al.* (2009) e Perez *et al.* (2001).

FIGURA 5: Normativas para o ordenamento da pesca de arrasto no SE-S, discriminadas por tipos de norma no que toca a sua finalidade. Período 1983-2000.

Um dos efeitos mais comuns decorrentes da redução na abundância dos recursos-alvo de uma frota pesqueira é a busca por recursos alternativos. Reduções na abundância dos camarões ao longo das décadas de 1980 e 1990 tornaram essas pescarias multiespecíficas, com uma dependência crescente de espécies acessórias componentes da fauna acompanhante (Paiva *et al.*, 2001). Se, por um lado, isso significava uma redução nos descartes, fruto do melhor aproveitamento das capturas, por outro, gradualmente ampliava o leque de estratégias de pesca da frota demersal, aumentando substancialmente a complexidade de se fazer um ordenamento eficaz.

Ao final dos anos 1990, a frota de arrasto de peixes e camarões atuava de forma desordenada sobre um conjunto já amplo de espécies de fundo, até porque os recursos tradicionalmente explorados estavam escassos. A busca por recursos alternativos como forma de manter a rentabilidade motivou a frota a ocupar áreas cada vez mais amplas e profundas, incluindo plataforma (profundidades de até 100 metros) e talude superior (100-250 metros), algo que antes não ocorria (Perez & Pezzuto, 2006).

O ordenamento da pesca de arrasto enfrentava sérios problemas já no final dos anos 1990. Pescarias antes dirigidas a uma única espécie haviam ampliado seus alvos e aumentado a pressão sobre um conjunto maior de organismos (Viana, 2001; Perez e Pezzuto, 2006). A frota estava claramente superdimensionada e os estoques apresentavam evidências de declínio (Haimovici, 1998; Valentini *et al.*, 2012). A gestão, por seu lado, seguia focada unicamente em proteger períodos reprodutivos, porém, sem qualquer outra medida minimamente capaz de garantir que as capturas nos períodos de safra se mantivessem dentro de patamares sustentáveis.

Na busca por encontrar uma solução para esse estado de coisas, entre 7 e 11 de maio de 2001 ocorreu, na sede do Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (Cep-sul/Ibama), na cidade de Itajaí (SC), uma reunião

técnica para se discutir o ordenamento do arrasto nas regiões Sudeste e Sul, cujo relato detalhado encontra-se documentado em Perez *et al.* (2001).

A análise dos dados trazidos pelos mais de 20 pesquisadores permitiu concluir que o modelo de ordenamento dessa pescaria precisava ser urgentemente reformulado. A gestão focada nas espécies (com defesos para recursos específicos) deveria ser substituída por um modelo de gestão baseado em frotas e pescarias. A gravidade do quadro observado é transcrita abaixo:

“Em parte, o quadro acima descrito reflete a falência do modelo de gestão da pesca de arrasto do Sudeste e Sul do Brasil. Considerando a multiespecificidade da pesca de arrasto de plataforma, fica claro que o modelo baseado na proteção de espécies-alvo tradicionais não parece mais se justificar nesta região. Apenas a pesca na área costeira permanece, basicamente, no seu padrão tradicional, sendo dirigida a uma única espécie-alvo, o camarão-sete-barbas (...)” (Perez *et al.*, 2001).

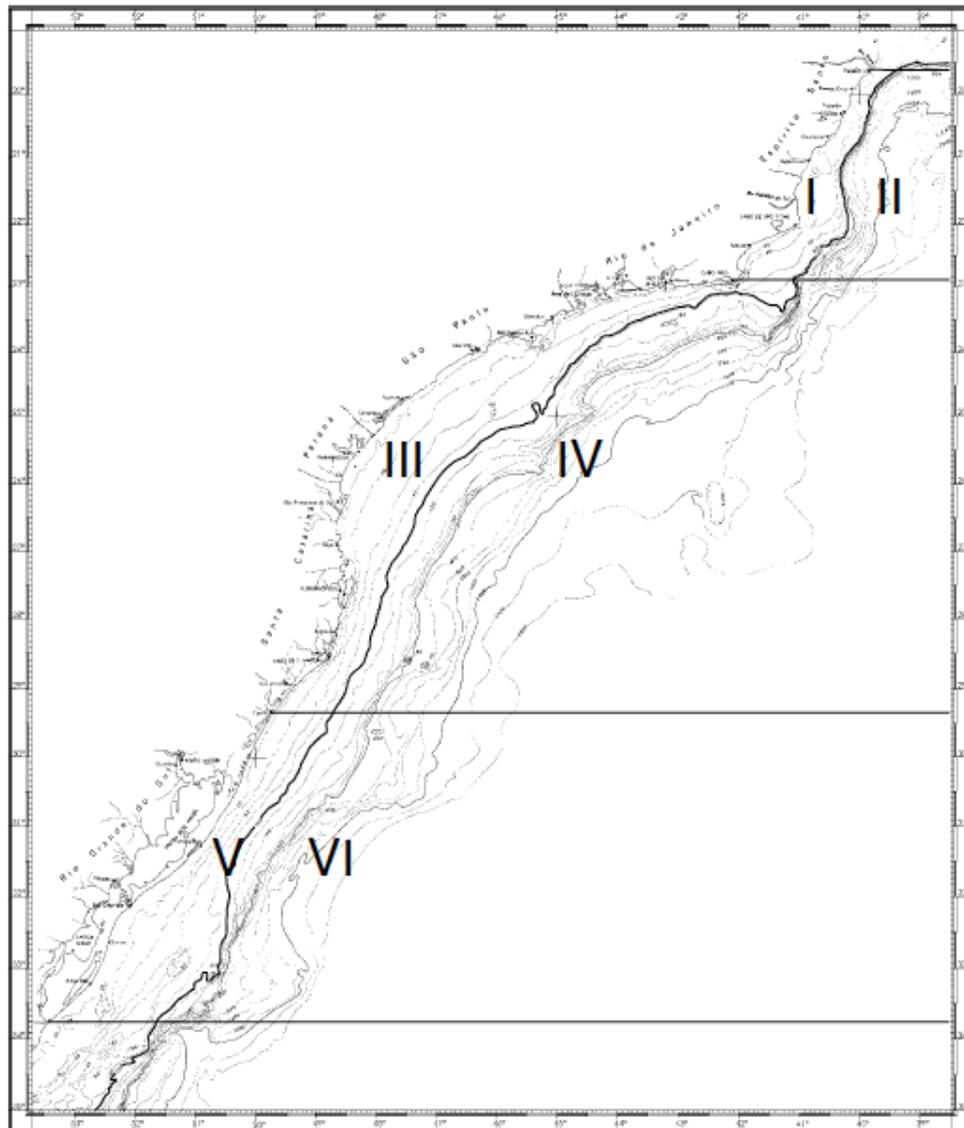
“Face ao exposto, é posição unânime de um grupo representativo dos pesquisadores do Sudeste e Sul do Brasil envolvidos com a pesca demersal que o modelo de ordenamento vigente na região não mais se sustenta. Os recursos pesqueiros vêm sofrendo declínios evidentes de abundância, inclusive com situações claras de colapso de alguns estoques. Mantido o atual modelo, é certo que os poucos recursos ainda subexplorados da região (...) trilharão caminho similar” (Perez *et al.*, 2001).

O grupo de cientistas recomendou então que fosse pensado um novo modelo de gestão para a pesca demersal baseado não na gestão das espécies, mas sim no ordenamento das pescarias. Essa nova orientação deveria, no entanto, estar alicerçada sobre os pressupostos de que (1) o

número de embarcações deveria ser reduzido; (2) a frota remanescente deveria ser distribuída de forma a ocupar áreas e capturar recursos menos explorados e (3) os descartes na pesca de arrasto deveriam ser reduzidos por meio de adaptações tecnológicas nas redes (Perez *et al.*, 2001).

O mesmo grupo recomendou ao Ibama e ao Departamento de Pesca e Aquicultura do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (DPA/

Mapa) a adoção de um modelo baseado na gestão espacial das frotas de arrasto para pescarias de mar aberto. O novo modelo propunha a delimitação de Unidades de Gestão (grandes áreas), adotando-se medidas para as principais pescarias que ocorriam dentro de cada área (FIGURA 6). Era objeto central da proposta a substituição total do modelo vigente de licenciamento das frotas de arrasteiros, o qual passaria a alocar um número limitado de licenças em cada área (Perez *et al.*, 2001).



[FIGURA 6] Modelo de gestão espacial da pesca de arrasto proposto durante a Reunião Técnica de Ordenamento da Pesca de Arrasto nas Regiões Sudeste e Sul, extraído de Perez *et al.* (2001).

A reunião, ocorrida em 2001, terminou com a conclusão de que a manutenção de iniciativas de pouco impacto, como a definição de defesos, tamanhos mínimos de captura e tamanhos mínimos de malha para os ensacadores das redes, tal como foram desenvolvidas, seria ineficaz. Recomendava-se imprescindível que o Ibama e o DPA/Mapa, em conjunto, considerassem objetivamente a proposta do grupo de cientistas e que alocassem esforços para sua implementação.

PERÍODO PÓS-2000

O período pós-2000 é marcado por crises institucionais que comprometeram em grande parte a estrutura de governança da pesca e a capacidade dos órgãos gestores em formular e implementar regras que garantissem o uso sustentável dos recursos pesqueiros. Essas crises, em maior ou menor grau, afetaram praticamente todas as áreas, incluindo pesquisa, tomada decisão, monitoramento, controle e fiscalização.

Ainda no início dos anos 2000, o DPA/Mapa foi extinto e suas competências foram parcialmente transferidas à recém-criada Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (Seap), órgão de assessoramento vinculado diretamente à Presidência da República (PR), criado por meio da Lei Federal nº 10.683, de 28 de maio de 2003.

Competia à Seap/PR, além das funções administrativas relacionadas ao licenciamento das embarcações, a fixação de normas, critérios e padrões de uso para os recursos pesqueiros. Foi excluído de sua competência, no entanto, o ordenamento do

uso das espécies sobre-explotadas e ameaçadas de sobre-explotação², para as quais o ordenamento do uso ficaria a cargo do Ministério do Meio Ambiente (MMA), por meio do Ibama (artigo 27, parágrafo 6º, incisos I e II, da Lei Federal nº 10.683/2003).

A consolidação dessa divisão e as disputas dela decorrentes geraram diversos entraves, sendo um deles particularmente relevante para o ordenamento da pesca demersal do Sudeste e Sul do Brasil. Com pescarias claramente baseadas na captura de um conjunto de espécies (pescarias multiespecíficas), tal separação resultava na necessidade que diferentes órgãos regrassem o uso de diferentes espécies cujas capturas eram realizadas por uma mesma frota. Ademais, o modelo contrapunha-se às recomendações científicas, que indicavam a necessidade de migrar de um modelo de gestão baseado em espécies para um modelo baseado em frotas, pescarias e áreas (Perez *et al.*, 2001). Por fim, agendas conflitantes entre órgãos ambientais e Seap/PR dificultavam encaminhar soluções.

Um dos principais símbolos dessa divisão foi a publicação, por parte do MMA, da Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004, que fez uso de suas atribuições para definir a lista das espécies consideradas “sobre-explotadas” ou “ameaçadas de sobre-explotação”, para as quais caberia ao MMA, por meio do Ibama, o desenvolvimento de planos de gestão para recuperar os estoques.

A crise de competências instalada entre os órgãos inviabilizou a revisão das medidas de ordenamento. Obviamente, pouco se produziu em termos de revisão e aprimoramento das pescarias demersais nas regiões Sudeste e Sul ao longo dos anos 2000. Avanços no ordenamento pesqueiro nacional ocorreram unicamente em pescarias novas, ou cujos

2 Importante que se destaque a ausência de definição na literatura científica do termo “ameaçada de sobre-explotação”. Sobre-explotação (ou overexploitation; experiencing overfishing) é uma condição transitória da mortalidade por pesca aplicada sobre um determinado estoque (Cochrane e García, 2009). Diz-se que um estoque está “sobre-explotado” quando as taxas de remoção causadas pela pesca estão acima das taxas de regeneração da biomassa extraída. Portanto, em tese, qualquer estoque pesqueiro ou pescaria está sujeito à sobre-explotação em algum momento, basta ocorrer alterações na dinâmica da pesca ou na dinâmica dos estoques. Mesmo estoques em situação saudável (com biomassa suficientemente grande) podem passar momentaneamente por situações de sobre-explotação. Desta forma, tal segmentação de competências, além de ter implicações de natureza gerencial, foi construída ignorando as definições mundialmente utilizadas na gestão pesqueira, tornando arbitrária a escolha de estoques e pescarias a serem considerados “ameaçados de sobre-explotação”.

recursos não apresentavam sinais de sobre-exploração, tais como os recursos de profundidade e os atuns e afins, respectivamente (Perez *et al.*, 2009).

Uma análise comparativa revela que praticamente não houve revisões nas regras de ordenamento da pesca de arrasto de 2000 a 2010, conforme detalhado na FIGURA 7. Seguindo uma trajetória de declínio, partiu-se de um número de quase 20

normas publicadas na década de 1980 para sete normas na década de 2000. Nota-se ainda que das sete normas publicadas nos anos 2000, três tratavam novamente de defesos de camarões, uma tratava de tamanhos mínimos de captura para recursos pesqueiros de forma genérica e outras duas normas tratavam do ordenamento da pesca de arrasto em áreas de talude – pesca de profundidade (VER ANEXO 1).

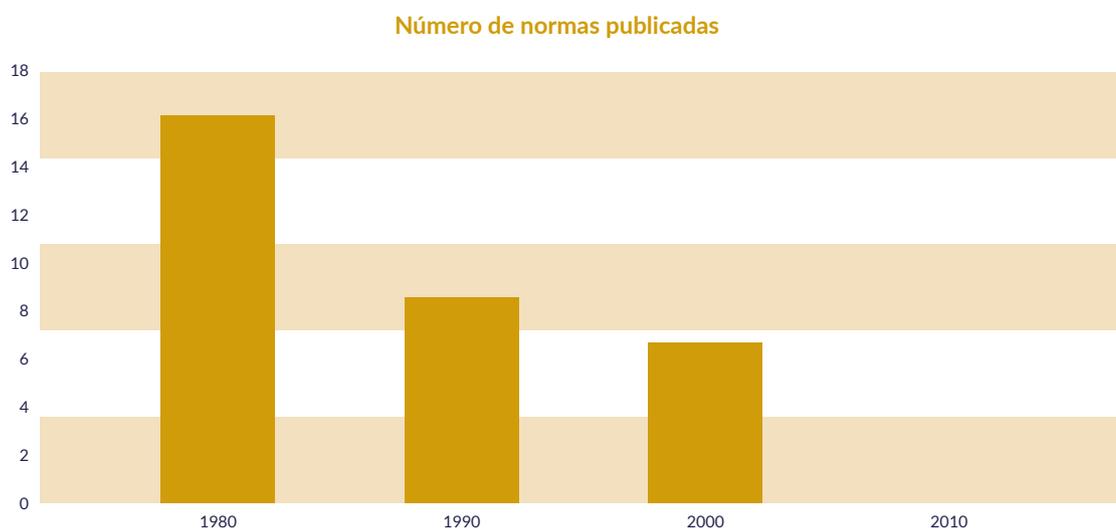


FIGURA 7: Número de normas publicadas tratando da pesca de arrasto nas regiões Sudeste e Sul do Brasil entre 1980 e 2010.

Ao final dos anos 2000, o governo federal criou o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) e estabeleceu competência conjunta com o Ministério do Meio Ambiente para gerir a pesca no Brasil. Tal modelo visava, entre outros aspectos, contornar os problemas decorrentes da separação de competências pela gestão dos recursos com base na avaliação da sua situação populacional (*i.e.*, seu status de exploração, fonte de impasses que congelaram o ordenamento pesqueiro). Deveriam assessorar o MMA e o MPA em seus processos decisórios sobre o ordenamento pesqueiro um conjunto de Comitês Permanentes de Gestão (ao todo, 21 CPGs) que incluiriam governo, academia, setor produtivo e representantes da sociedade civil.

A substituição da divisão explícita de competências por um modelo de “competência conjunta” não foi capaz de solucionar os problemas na estrutura de governança. Comprovam tais afirmações o Acórdão nº 2.712/2011, por meio do relatório do Tribunal de Contas da União 034.633/2011, cujo objetivo consistia em “analisar o processo de internalização nas políticas públicas nacionais dos objetivos e compromissos assumidos pelo país em decorrência da Conferência Rio-92, especificamente no âmbito da Convenção Sobre as Mudanças do Clima, Diversidade Biológica e Combate à Desertificação, e da Agenda 21, a fim de contribuir para o aprimoramento da governança ambiental no Brasil”.

Ainda que o escopo do Acórdão transcenda a gestão pesqueira, um estudo de caso específico sobre a gestão do uso sustentável dos recursos pesqueiros foi elaborado. Os resultados do levantamento (Relatório TCU nº 034.633/2011) tornavam evidente a crise de governança existente, conforme trechos transcritos abaixo:

“330. Durante a execução dos trabalhos de auditoria, foram identificados problemas estruturantes para o insucesso da gestão sustentável dos recursos pesqueiros no país. São eles: a) pouco uso do conhecimento técnico e científico para embasar a tomada de decisão; b) a dicotomia entre as agendas políticas de representantes do governo; c) o desequilíbrio de forças entre as instituições responsáveis pela gestão; d) o cumprimento precário das medidas de ordenamento; e) a falta de mecanismos de controle e fiscalização adequados para a aplicação das medidas adotadas; f) a falta de transparência no processo decisório; g) o enfraquecimento dos centros de pesquisa governamentais dos recursos pesqueiros; h) a restrição à representação de ONGs ambientais no processo decisório; i) a existência de conflitos entre os grupos de interesse; j) a ausência de uma política governamental que vise a geração contínua de dados e informações científicas sobre o ecossistema marinho e seus recursos; l) as políticas de fomento não direcionadas às necessidades do pescador artesanal, entre outros.

331. Ademais, foram apontados potenciais problemas em algumas atividades sob responsabilidade do Ministério da Pesca e Aquicultura, como: i) deficiência no controle do registro geral da atividade pesqueira comprometendo o seguro defeso; ii) liberação de licenças de pesca sem controle, com atraso e sem transparência; iii) arrendamento de embarcações estrangeiras sem benefício para a atividade pesqueira brasileira; iv) programa de subvenção econômica do óleo diesel marinho não atinge o pescador artesanal, além de fragilidades na operacionalização”.

A época da auditoria do TCU corresponde à publicação do último boletim estatístico da pesca nacional, já com dados estimados em decorrência da suspensão dos programas de estatística pesqueira (MPA, 2012).

Na mesma época, dos 21 CPGs previstos, apenas dois encontravam-se em funcionamento, nenhum deles relacionados à pesca de arrasto de fundo ou aos recursos demersais (ver TCU nº 034.633/2011, parágrafo 243). As medidas de ordenamento pesqueiro encontravam-se estagnadas e a necessidade de revisão completa na estratégia de ordenamento para a pesca demersal no Sudeste e Sul do Brasil, recomendado por especialistas pesqueiros, encontrava-se com atraso de 10 anos (Perez et al., 2001).

O agravo na situação de sobrepesca dos principais recursos pesqueiros do Brasil, incluindo principalmente os recursos demersais explorados pela frota industrial, resultou na exacerbação de conflitos entre os distintos segmentos da pesca (ver TC nº 034.633/2011, parágrafo 243).

Ao longo da década de 2010, o cenário retratado pela auditoria do TCU pouco se modificou.

1. Instabilidade institucional – A instabilidade institucional no quadro da pesca comprometeu fortemente a gestão do uso sustentável dos recursos pesqueiros, com sucessivas trocas de atribuições e competências.

Desde 2013, quando o MPA foi extinto por lei, a responsabilidade pela gestão pesqueira passou pelo Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC), voltou ao DPA/Mapa, deslocou-se para a Seap, onde foi abrigada, sem qualquer relevância, na Presidência da República, e, no atual governo, retornou ao Mapa (como Secretaria de Aquicultura e Pesca). Essa instabilidade institucional comprometeu a implantação de políticas públicas de longo prazo.

2. Ausência de dados estatísticos sobre a pesca

– Ao longo da última década, a autoridade pesqueira não implantou um programa para coleta, sistematização e divulgação de dados sobre a atividade, comprometendo o desenvolvimento de pesquisas aplicadas, minando as possibilidades de se ter uma gestão técnica da atividade (Cochrane e Garcia, 2009) e em total desacordo com o Código de Conduta para a Pesca Responsável, da FAO – artigo 6.4 (FAO, 1995).

Dos 17 estados costeiros do Brasil, apenas quatro contam com algum programa de monitoramento dos desembarques pesqueiros. Esses programas são resultado de condicionantes de licenciamento ambiental para exploração de petróleo e não uma iniciativa da autoridade pesqueira.

3. Ausência de fóruns de consulta e tomada de decisão

– Processos de consulta e tomada de decisão são também elementos importantes da gestão pesqueira (Cochrane e Garcia, 2009). Conforme reportado pelo TCU em seu

relatório de auditoria, a maior parte dos CPGs nunca foi implementado, em especial o CPG Demersais SE/S, que deveria tratar do ordenamento das pescas de arrasto. E mesmo os CPGs em funcionamento viriam a ser definitivamente extintos pelo Decreto Presidencial no 9.759, de 11 de abril de 2019. Processos de consulta, quando ocorrem, são hoje informais, pouco transparentes e sem critérios que garantam representação equilibrada

Como se pode notar, o quadro de gestão da pesca no Brasil é ainda mais desfavorável para o uso sustentável dos recursos pesqueiros do que o observado no final dos anos 1990. Para fins de comparação, data de 2017 um estudo publicado na revista *Proceedings of the National Academy of Sciences* que avaliou a performance da gestão pesqueira em 28 países. O Brasil ocupou a 26ª posição do ranking, apenas à frente de Myanmar e Tailândia. Países como Bangladesh, Indonésia, Vietnam e Marrocos possuem desempenho de gestão melhores que os observados no Brasil (Melnychuk *et al.*, 2017) (FIGURA 8).

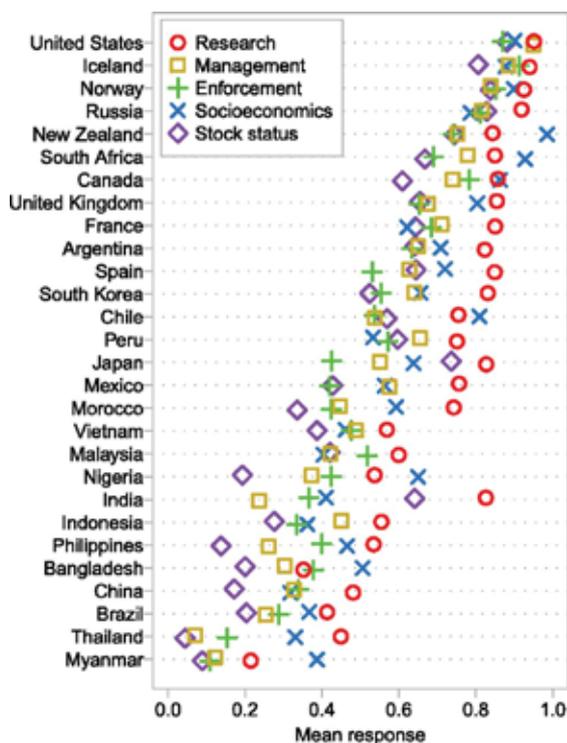


FIGURA 8: Ranking da gestão pesqueira proposto por Melnychuk *et al.*, 2017.

É, portanto, no mínimo imprudente a estagnação do ordenamento da pesca de arrasto no Sudeste e Sul, sobretudo porque tais pescarias utilizam pe-trechos sabidamente danosos aos hábitats e ecos-sistemas marinhos. Essas pescarias deveriam ser rigorosamente manejadas por regras de controle, monitoramento e avaliação.

Uma vez que tais ferramentas de gestão não são aplicadas, as pescarias seguem operando sob um

modelo de gestão omissivo baseado sobretudo em normas ainda vigentes das décadas de 1980 e 1990 que não mais se justificam e que deveriam ser modernizadas.

Às já referidas fragilidades na gestão – para as quais não se vê sinais de mudanças em um hori-zonte próximo – somam-se os impactos acumu-lados de décadas de manejo pouco eficaz para o uso sustentável dos recursos.

A SITUAÇÃO DOS ESTOQUES PESQUEIROS DO BRASIL

A ausência de informações técnicas para balizar a gestão do uso sustentável atinge 94% dos estoques pesqueiros do Brasil. As poucas e ineficazes medidas de gestão continuam sendo adotadas sem o rigor científico necessário. De acordo com estudos realizados para atualização da Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN), o número de espécies de interesse comercial ameaçadas de extinção aumentou 376% entre 2004 e 2014, e a pesca mostra ser o principal vetor de pressão. Espécies de elasmobrânquios demersais da costa do Rio Grande do Sul tiveram redução de abundância superior a 80%, sendo hoje considerados criticamente ameaçados. No contexto apresentado, o fechamento de áreas e o efeito spillover dele recorrente tendem a beneficiar diretamente esses grupos de espécies vulneráveis, além de facilitar a recuperação de outros estoques demersais.

Avaliações de estoque desempenham um papel central na gestão pesqueira. A partir de modelos matemáticos e estatísticos, tais avaliações auxiliam gestores em sua tomada de decisão, apontando alternativas cujas consequências são muito próximas das estimadas pelos modelos. Segundo Hoggarth *et al.* (2006), seus usos mais comuns são:

1. determinar se a atividade pesqueira (*Fishing Mortality* – F) em um dado momento está ocorrendo em taxas mais intensas do que a capacidade do estoque de repor a biomassa extraída. Isso indica ao gestor a necessidade de controlar a pressão pesqueira como forma de evitar danos futuros;
2. determinar se o estoque em um dado momento se encontra com sua biomassa (*Biomass* – B) acima, próxima ou abaixo do ponto de referência objetivo, o que indica a necessidade de implantar medidas para recompor o estoque, caso se demonstre que este tenha diminuído em decorrência da pesca; e
3. calcular e recomendar níveis (volumes) de captura absoluta (cotas ou *Total Allowable Catch*) em um determinado momento, permitindo ao verificar se as capturas observadas se mantêm dentro dos limites estabelecidos, manejar incertezas, fazer projeções e monitorar consequências sobre o estoque.

A gestão pesqueira é incapaz de cumprir sua missão quando não se leva em consideração aspectos como a pressão pesqueira em um dado momento, a forma como a população de peixes explorada responde à pressão e se os níveis de captura apresentam baixo risco de comprometimento do estoque no futuro (Cochrane e Garcia, 2009; Hoggarth *et al.*, 2006).

Em um levantamento recente ainda não publicado, a Oceana fez um estudo sobre a situação de 118 estoques pesqueiros³ extraídos da lista de “espécies-alvo” de cada modalidade de permissionamento existente na Instrução Normativa Conjunta do MPA e do MMA nº 10/2011 – Anexos 1 ao 5.

Os resultados indicam que apenas 6,7% dos “estoques-alvo” de pescarias comerciais brasileiras – ou sete estoques em número absoluto – possuem avaliações de estoque disponíveis e publicadas em período não superior a cinco anos. A condição dos 111 estoques-alvo das pescarias é completamente desconhecida. Cabe ressaltar que cinco dos sete estoques que possuem status conhecido são espécies de atuns e afins, recursos pelágicos altamente migratórios cujos estoques são compartilhados com outros países e que, portanto, são avaliados periodicamente pela Comissão Internacional para a Conservação dos Atuns do Atlântico (ICCAT, na sigla em inglês).

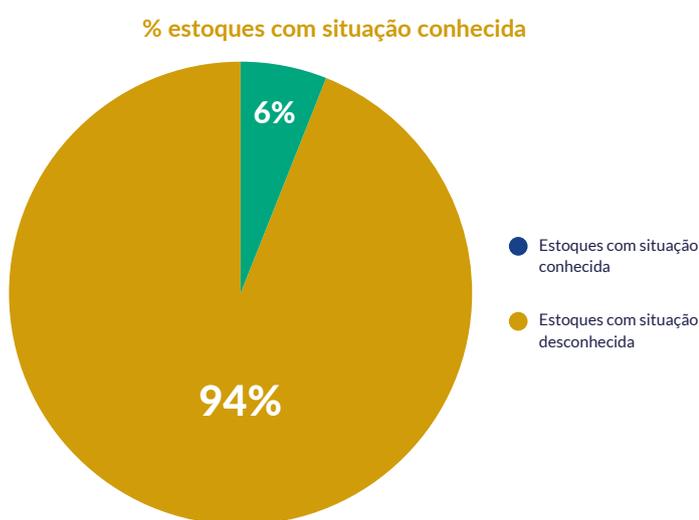


FIGURA 9: Porcentagem de estoques pesqueiros cuja situação é conhecida no Brasil.

A ausência de informações abrange todos os principais recursos pesqueiros brasileiros, desde os pelágicos (sardinha-verdadeira, sardinha-lage, cavalinha e palombeta), demersais (corvina, castanha, pescadas, linguados e bagres), peixes recifais (badejos, vermelhos e pargos) ou crustáceos (camarão-rosa, camarão-sete-barbas, camarão-santana). Em seu relatório de auditoria, o TCU, já em 2012, identificava situação similar, conforme listado em TCU nº 034.633/2011, parágrafo 243.

Como demonstrado na sessão anterior, a gestão pesqueira no Brasil tem historicamente se limitado a tentativas de congelar o tamanho das

frotas e adotar períodos de defeso para proteger a reprodução (Perez *et al.*, 2001). Essas medidas, quando adotadas de forma isolada, são sabidamente incapazes de assegurar o uso sustentável dos recursos.

De forma simples, protege-se a desova sem que se adote medidas para garantir a existência de uma quantidade suficiente de animais para gerar descendentes em número necessário à reposição do volume extraído pela pesca e, assim, manter a população no longo prazo. Nesse caso, é inócua a tentativa de proteger períodos reprodutivos, e os estoques tendem a declinar.

³ Na referida avaliação, as espécies listadas na IN nº 10/2011 foram tratadas como unidades populacionais – ou estoques. Ver Oceana (no prelo) para detalhes.

O principal exemplo da falência do modelo de ordenamento da pesca no Brasil são as listas de espécies ameaçadas de extinção, publicadas pelo MMA. Ao longo das últimas duas décadas foram publicadas listas em 2004 (IN MMA nº 05/2004) e 2014 (Portaria MMA nº 445/2014). Ambas as listas incluem dezenas de recursos pesqueiros, considerados fauna ameaçada de extinção em decorrência da pesca excessiva, seja ela dirigida (quando essas são espécies-alvo) ou não dirigida (quando é *bycatch* ou fauna acompanhante).

Uma análise comparativa entre as espécies listadas na IN nº 5, de 2004, e na Portaria nº 445, de 2014, mostra que o número de espécies de interesse comercial presentes nessas “listas vermelhas” deu um salto. Constam na IN nº 5/2004 um total de 17 espécies consideradas fauna ameaçada que são de interesse comercial para a pesca. Esse número aumentou 376% em 10 anos – a Portaria

nº 445/2014 mostrou 64 espécies de interesse comercial sob algum grau de ameaça de extinção. Nota-se ainda que nenhum esforço de recuperação das espécies foi feito nesse período. Todas as espécies de interesse comercial listadas em 2004 permaneceram na lista publicada 10 anos depois (VER ANEXO 2).

Segundo o “livro vermelho”, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), a pesca é o principal vetor de pressão sobre as espécies marinhas, seja por ocasião de capturas intencionais ou não intencionais (*bycatch*) (FIGURA 10). Dentre todos os grupos que compõem a fauna brasileira, os elasmobrânquios marinhos (grupos dos tubarões e raias) são aqueles sob maior grau de ameaça relativa, superando aves, mamíferos e répteis. Dados apontam que 36,9% dos táxons avaliados estão sob algum grau de ameaça, sendo a atividade pesqueira o principal vetor de pressão (ICMBio/MMA, 2018).



Fonte: ICMBio/MMA, 2018

FIGURA 10: Principais vetores de pressão sobre as espécies marinhas ameaçadas de extinção.

Os elasmobrânquios de hábito demersal são os que mais sofreram ao longo das últimas décadas com a falta de ordenamento da pesca. A raia-viola (*Rhinobatos horkelii*) era um importante recurso pesqueiro capturado ao largo da costa do Rio

Grande do Sul pelas frotas industriais de emalhe e de arrasto de fundo. Entre a década de 1980 e os anos 2000, a produção desembarcada no porto de Rio Grande (RS) caiu das 1,8 mil toneladas anuais para cerca de 150 toneladas. Os índices

de abundância na pesca reduziram 83%, levando pesquisadores a sugerir que a população havia sido reduzida em mais de 80% desde 1986, e a espécie passou a ser considerada criticamente ameaçada de extinção (Lessa e Vooren, 2007). Cenário similar ocorre com os cações-anjo (*Squatina guggenheim* e *S. occulta*), ambas espécies de interesse comercial, mas cujas reduções populacionais expressivas as fizeram serem classificadas como ameaçadas de extinção (Vooren *et al.*, 2005).

Na gestão pesqueira, as moratórias de pesca são as medidas mais extremas a serem tomadas em decorrência das diversas implicações de natureza socioeconômica. No Brasil, essas medidas são aplicadas para as espécies ameaçadas de extinção, às quais o desembarque e a comercialização são proibidos⁴ como forma de reduzir o vetor de pressão. Todavia, nem mesmo essas medidas têm eficácia garantida no país. Isso porque a falta de um regramento adequado que defina onde, quando e como as embarcações podem pescar não permite reduzir a captura sobre espécies

ameaçadas. Pelo contrário, as embarcações seguem atuando com padrão similar ao anterior, porém, descartando as espécies cuja captura é proibida, o que mantém ou agrava o quadro de sobrepesca (FIGURA 11).

É inegável, portanto, a existência de espécies severamente impactadas pela pesca no litoral do Rio Grande do Sul, algumas delas claramente classificadas como passíveis de extinção. Nesse contexto, reforça-se a tese defendida por Hilborn *et al.* (2009) que sugere a proteção de áreas como instrumento para promover a regeneração de estoques por meio do efeito *spillover*, conforme transcrito novamente.

*“we found no catch benefits from MPA establishment unless overexploitation is so intense that stocks are headed towards extinction in the absence of protection though MPA” (Hilborn *et al.*, 2008).*



Fonte: não disponível

FIGURA 11: Imagem retratando o descarte de raias-viola – espécie considerada ameaçada de extinção – em uma operação comercial de um barco de arrasto.

⁴ De acordo com novo entendimento do MMA definido na Portaria MMA nº 73/2018, espécies ameaçadas de extinção podem ser capturadas desde que seja adotado plano de recuperação da espécie.

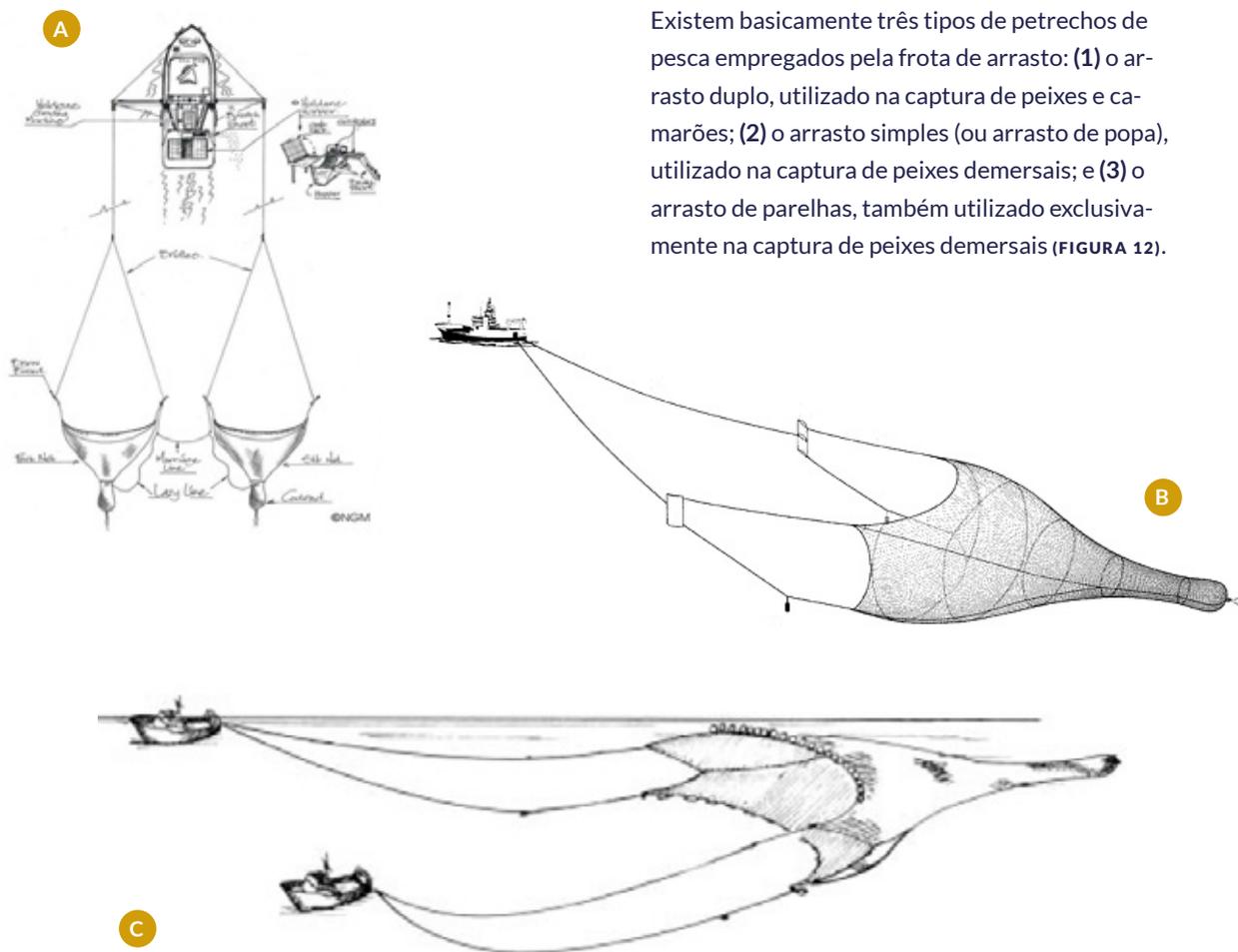
A FROTA DE ARRASTO DO SUDESTE E SUL DO BRASIL

A frota de arrasto do Brasil é composta por aproximadamente 3.700 embarcações, das quais cerca de 550 apresentam porte industrial e operam nas regiões Sudeste e Sul. Embarcações de grande porte, com comprimento superior a 20 metros, são consideradas de porte industrial para os padrões de produtividade pesqueira brasileira.

Praticamente não existem restrições espaciais na legislação limitando a operação da frota de arrasto, que pode atuar em praticamente todo o mar territorial e parte significativa da Zona Econômica Exclusiva (ZEE), somando mais de 1,7 milhão de km² de área passível de exploração. **O mar territorial do Rio Grande do Sul representa 0,78% desse total.**

A frota arrasteira é uma frota antiga, com embarcações com mais de 30 anos de operação em média – algumas com 50 a 60 anos. O desenvolvimento das pescarias de arrasto se deu em caráter de livre acesso, com pouco controle, e segue baseada, em grande parte, em práticas antiquadas, como as parelhas.

O alinhamento perverso de conjunturas técnicas e econômicas e a prevalência de uma cultura voltada a inibir ou burlar o controle do arrasto têm impactos preocupantes, sobretudo por ocorrerem em um contexto de falência do sistema de gestão pesqueira nacional. Como até hoje praticamente nada foi feito, não existem motivos para crer que uma “revolução” tecnológica possa acontecer para tornar a pescaria menos impactante a médio e longo prazos; faz-se, assim, necessária sua restrição territorial.



Fontes: (A) Carrick (2003); (B) e (C) FAO

FIGURA 12: Exemplos dos tipos de arrasto empregados pela frota pesqueira brasileira, detalhando-se (A) arrasto duplo; (B) arrasto simples ou arrasto de popa e (C) arrasto de parelha

Com base em dados do Registro Geral da Pesca (RGP) relativos ao ano 2017 e assumindo-se que a frota não passou por grandes modificações desde então, observa-se que a frota de arrasto nas regiões Sudeste e Sul é realizado por um universo de 3.695 embarcações pesqueiras. Elas encontram-se inscritas dentro de seis modalidades de pesca definidas pela IN nº 10, de 2011. Tais modalidades de permissionamento se diferem quanto (1) ao petrecho de pesca (arrasto duplo, arrasto simples e arrasto de parelha); (2) à área de operação; (3) aos recursos-alvo; e (4) ao tipo de permissionamento alternativo durante os períodos de defeso dos recursos-alvo (autorização complementar) (TABELA 1).

Existem basicamente três tipos de petrechos de pesca empregados pela frota de arrasto: (1) o arrasto duplo, utilizado na captura de peixes e camarões; (2) o arrasto simples (ou arrasto de popa), utilizado na captura de peixes demersais; e (3) o arrasto de parelhas, também utilizado exclusivamente na captura de peixes demersais (FIGURA 12).

Em termos quantitativos, a maior parte da frota de arrasto do Sudeste e Sul está inserida na modalidade 3.9, dirigida à captura dos camarões-sete-barbas, barba-ruça e vermelho. A vasta maioria das embarcações registradas nessa modalidade têm porte artesanal, com comprimentos inferiores a 10 metros, potência de motor reduzida e, portanto, uma baixa autonomia. São principalmente embarcações engajadas na pesca artesanal do camarão-sete-barbas (Tabelas 1 e 2). As embarcações de maior porte – aquelas maiores que 15 metros de comprimento – atuam sazonalmente na costa do Rio Grande do Sul, na captura dos camarões barba-ruça e vermelho.

A segunda frota de arrasto mais numerosa é composta por 375 embarcações, a maioria de porte industrial, dirigida à captura do camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*). Parte expressiva dessa frota é composta por embarcações maiores que 20 metros, de grande porte e autonomia. A principal modificação observada na frota ao longo dos quase 50 anos de pescaria foi o aproveitamento da fauna acompanhante. Anteriormente descartada, aos poucos a fauna acompanhante embarcada passou a representar parcela significativa do rendimento das viagens de pesca – sobretudo em função da escassez do camarão-rosa (Velentini *et al.*, 2012). Tal frota, no entanto, não atua consistentemente na costa do Rio Grande do Sul, uma vez que em mar aberto o limite de distribuição do camarão-rosa adulto é o estado de Santa Catarina.

A frota de arrasto dirigida aos peixes demersais é de porte exclusivamente industrial (arqueação bruta maior que 20). Essa frota é composta por um universo de 176 embarcações, sendo 102 arrastos de parelhas e 58 arrasteiros simples (ou de popa) (TABELA 1). Sua maior parte (170 barcos) está autorizada a capturar “peixes diversos”, um conjunto de espécies demersais da plataforma interna e externa das regiões Sudeste e Sul, sendo a região Sul uma das mais intensamente utilizadas. Praticamente não existem regras de controle para essa frota, tais como defesos ou cotas de captura. Esse modelo de permissionamento consiste em uma das principais razões das críticas elaboradas por especialistas no final dos anos 2000 (Perez *et al.*, 2001). Medidas para redução de fauna acompanhante também são inexistentes para essa frota.

TABELA 1: Relação de modalidades de permissionamento para o método de arrasto previstas no sistema de permissionamento de embarcações pesqueiras e a quantidade de autorizações de pesca concedidas em cada modalidade de permissionamento, com base em dados relativos ao ano 2017

Modalidade de pesca	Espécies-alvo	Área de operação	Autorização complementar	Aut.
3.6. Arrasto duplo; de fundo	Camarão-rosa, Camarão-santana, Camarão-barba-ruça	Mar Territorial e ZEE; regiões Sudeste e Sul	Arrasto de fundo para a captura de camarões diversos e fauna acompanhante ⁵ em profundidades acima (maiores) que 100 m.	375
3.7. Arrasto duplo; de fundo	Camarão-santana, Camarão-barba-ruça	Mar Territorial e ZEE do estado do Rio Grande do Sul	-	1
3.8. Arrasto duplo ou simples; de fundo	Camarão-sete-barbas, Camarão-santana, Camarão-barba-ruça	Mar Territorial e ZEE; regiões Sudeste e Sul	Garateia com atração luminosa para a captura de lulas.	8
3.9. Arrasto duplo ou simples; de fundo	Camarão-sete-barbas, Camarão-santana, Camarão-barba-ruça	Mar Territorial e ZEE; regiões Sudeste e Sul	Rede de espera de superfície para a captura de peixes diversos.	3.127
3.10. Arrasto duplo; costeiro de fundo	Peixes diversos	Mar Territorial e ZEE; regiões Sudeste e Sul; profundidades inferiores a 250 m	-	58
3.11. Arrasto simples ou de parelha; costeiro de fundo	Peixes diversos	Mar Territorial e ZEE; regiões Sudeste e Sul; profundidades inferiores a 250 m	-	102
3.12. Arrasto simples e duplo; oceânico de fundo	Galo-de-fundo, Abrótea de profundidade, Merluza	ZEE das regiões Sudeste e Sul; profundidades entre 250 e 500 metros	-	6

⁵ Conforme retificação publicada em 28 de março de 2013 no Diário Oficial da União (Edição no 60, Seção I, p. 85).

Outro dado relevante sobre a frota de arrasto de peixes atuando no Sudeste e Sul do Brasil é a idade das embarcações. A pesca com parelhas foi desenvolvida no Brasil ainda nas décadas de 1950 e 1960. As embarcações registradas na frota têm até 53 anos, sendo a idade média de 30 anos, o que foi possível pela incorporação de novas embarcações sob o último impulso de fomento nos anos 1980 (TABELA 2). Tanto as embarcações quanto a arte de pesca e os padrões operacionais pouco se alteraram ao longo dessas décadas (Valentini e Pezzuto, 2006), tratando-se de frotas e estratégias de pesca claramente ultrapassadas e de alto impacto.

O porte da frota de arrasto operando sobre recursos demersais é outro dado a ser considerado.

Trata-se de embarcações cujo comprimento total excede os 20 metros, situando-se em sua maioria entre os 20 e 25 metros de comprimento total (TABELA 2). Se comparado com embarcações de outras regiões do globo, tais como Alaska, Atlântico Norte ou sul da Argentina, as embarcações brasileiras são menores. Todavia, tal fato não decorre de uma característica mais “artesanal” da nossa pesca. O ponto central está na produtividade das águas do Atlântico Oeste, substancialmente mais pobres em nutrientes e menos produtivas, incapazes de sustentar um número elevado de embarcações de grande porte. A diferença de magnitude da frota, por si só, já tornaria inócua qualquer comparação direta entre a atividade pesqueira do Brasil (e, conseqüentemente, nossa frota) com outras partes do mundo.

TABELA 2: Caracterização física da frota de arrasto discriminada por modalidade de permissionamento. Modalidades de permissionamento sem embarcações registradas ou pescarias inativas foram suprimidas

Modalidade				Características comuns à frota		
Modalidade	Método de pesca	Espécie alvo	Área	Mat. do casco	Compr. médio (m)	Motorização
Arrasto de Fundo	Duplo/Simples	Camarão-rosa, ferrinho e vermelho	Sudeste e Sul	Madeira (70%) e Aço (30%)	Modas em 8.5 e + 20 metros	Modas em 1-100 HP e 100-400 HP
Arrasto de Fundo	Duplo/Simples	Camarão-rosa, ferrinho e vermelho	Sudeste e Sul	Madeira (70%) e Aço (30%)	Modas em 8.5 e + 20 metros	Modas em 1-100 HP e 100-400 HP
Arrasto de Fundo	Duplo	Camarão-sete-barbas, ferrinho	Sudeste e Sul	Madeira (100%)	~8,5 metros	~ 20 HP
Arrasto de Fundo	Duplo	Camarão-sete-barbas, ferrinho	Sudeste e Sul	Madeira (94%)	~8,5 metros	~ 20 HP
Arrasto de Fundo Costeiro	Duplo	Peixes demersais	Sudeste e Sul	Madeira (67%) e Aço (33%)	20-25 metros	250-400 HP
Arrasto de Fundo Costeiro	Simples/Parelha	Peixes demersais	Sudeste e Sul	Madeira (65%) e Aço (35%)	20-24 metros	200-350 HP
Arrasto de Fundo Oceânico	Simples/Duplo	Abrótea, Galo e Merluza	Sudeste e Sul (até 500 m)	Madeira (66%) e Aço (33%)	23-26 metros	330-360 HP

Talvez o dado mais importante a considerar sobre a frota de arrasto brasileira diz respeito à área de atuação. Praticamente não existem restrições quanto à operação, conforme a IN nº 10/2011. Todo o Mar Territorial brasileiro (ou 245 mil km²) está passível de ser arrastado – um dano a ser dimensionado. A Zona Econômica Exclusiva (ZEE)

nas regiões Norte, Sudeste e Sul, que representa uma área de 1,5 milhão de km², também está sujeita ao arrasto, salvaguardando-se o que é regido pelas Portarias da Sudepe publicadas na década de 1980 que excluíam esse tipo de pesca em áreas mais próximas que três milhas da costa **FIGURA 13).**

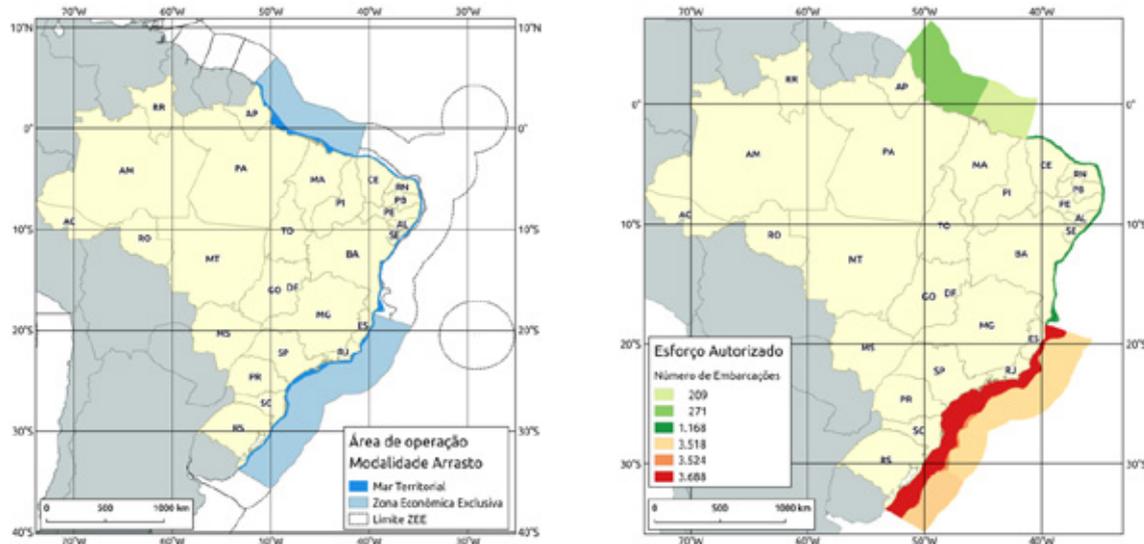


FIGURA 13: (Esquerda) Mapa das áreas de autorização para a pesca de arrasto com base na IN nº 10/2011, no qual as áreas em azul claro e escuro demarcam locais onde essa frota está autorizada a operar. (Direita) Esforço de pesca autorizado (número de embarcações).

Em conjunto, as áreas de operação previstas nas modalidades de permissionamento do método de arrasto somam mais de 1,7 milhão de km². Incluem toda a extensão do Mar Territorial brasileiro e duas regiões da ZEE, uma se estendendo desde a projeção dos limites do Amapá ao Piauí e outra desde o Espírito Santo ao Rio Grande do Sul (**FIGURA 13).**

Considerando a distribuição regional das embarcações a partir da área de pesca prevista na respectiva autorização, constata-se que 71% da frota de arrasto (3.688 embarcações) estava alocada no Mar Territorial e ZEE das regiões Sudeste e Sul, em profundidades de até 250 metros. Ou seja,

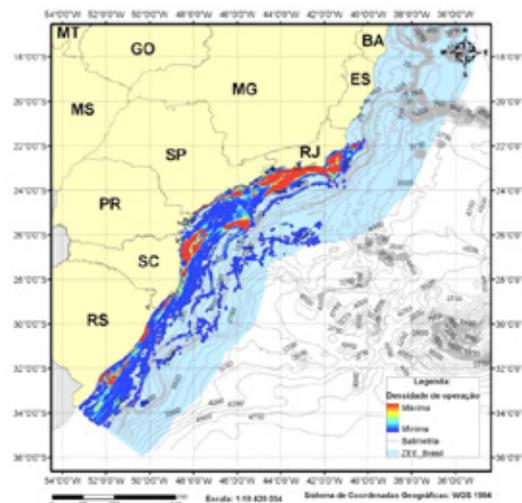
os fundos de pesca entre o Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul recebem a maior concentração do esforço de pesca.

É fato que não compete à IN nº 10/2011 tratar de medidas de ordenamento pesqueiro, por se tratar de uma norma de cunho administrativo voltada para fins de registro da frota dentro de unidades específicas. Todavia, a já comentada falência do sistema de gestão pesqueiro no Brasil torna a IN nº 10/2011 uma das poucas regras existentes que limitam a área de atuação da frota de arrasto e, como se vê, elas são bastante permissivas ao permitir essa atividade em uma área superior a 1 milhão e meio de quilômetros quadrados de costa.

Dados obtidos por meio do Preps (Programa de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras) revelam que praticamente toda a plataforma continental e parte expressiva do talude da costa Sudeste e Sul são objetos de pesca da frota arrasteira, que atua sem praticamente nenhum controle além dos defesos (MPA, 2011) (FIGURA 14).

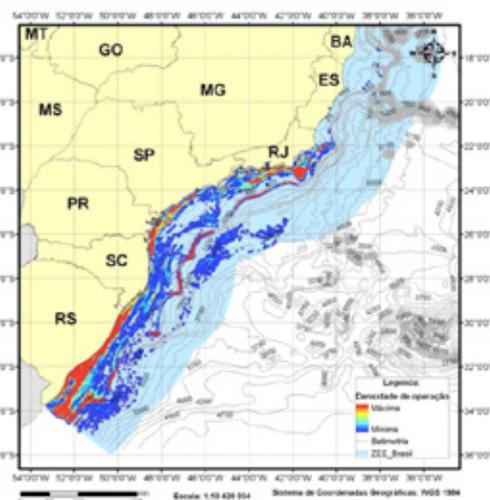
A falta de regramento da pesca industrial por arrasto (Perez *et al.*, 2001), associada à permissividade da IN nº 10/2011 no estabelecimento de áreas de operação, resulta em uma numerosa frota industrial operando sem praticamente nenhum limite. A recém-criada área de exclusão ao arrasto no Sul do Brasil, com seus 13.400 km², representa 0,78% da área total autorizada para o arrasto no Brasil, mas cuja proteção tem potencial de gerar impactos positivos sobre a recuperação de estoques pesqueiros até nas áreas adjacentes.

Todos os pontos levantados até aqui se associam em uma conjuntura de desafios técnicos, financeiros e culturais difíceis de serem contornados, especialmente no contexto atual de desestruturação do sistema de gestão pesqueira no Brasil. Nosso país é hoje carente de dados técnico-científicos, estabilidade institucional, transparência e participação social nos processos de tomada de decisão e de equilíbrio de oportunidades entre os que usufruem desse serviço ambiental que o oceano nos proporciona. É improvável nesse contexto que soluções técnicas de larga escala para a frota de arrasto do Brasil sejam desenvolvidas e implantadas em médio e longo prazos.



Fontes: MPA (2011)

FIGURA 14: Gráficos da intensidade de pesca da frota industrial de arrasto autorizada para a captura do camarão-rosa (acima) e peixes demersais de plataforma e talude (abaixo). Cores quentes indicam maior intensidade de atuação da frota



ESTIMATIVAS DE DESCARTES NA FROTA DE ARRASTO DO SUDESTE E SUL

Com base em coeficientes de rejeição disponíveis na literatura e nos volumes desembarcados pela frota industrial de arrasto cadastrada no estado de Santa Catarina, foram estimados seus descartes entre 2000 e 2018. Ao longo deste período, essa estimativa dá conta de que a frota gerou 218 mil toneladas de rejeitos, com uma média superior a 10 mil toneladas/ano – isso considerando-se apenas os desembarques nos portos catarinenses. A pesca de arrasto de parelhas, que atuava sistematicamente na costa do Rio Grande do Sul, gerou ao menos 94 mil toneladas de rejeitos, enquanto os barcos dirigidos aos camarões-santana e barba-ruça, que também atuava intensamente ao largo da costa sul-rio-grandense gerou descartes de 27 mil toneladas. Tais volumes podem ser até duas vezes maiores, caso a produção desembarcada nos demais estados sejam incluídas em uma futura análise. É inegável, portanto, que a pressão pesqueira exercida pelo arrasto é muito superior àquilo que se enxerga no porto. Isso porque, para gerar as 333 mil toneladas de pescados registradas nos programas estatísticos oficiais, estima-se que foram capturadas 551 mil toneladas.

Os principais portos de desembarque da frota industrial de arrasto que atua de forma contínua ao longo de praticamente toda a costa das regiões Sudeste e Sul desembarcam sua produção em portos do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro e Niterói), São Paulo (Santos), Santa Catarina (Itajaí e Navegantes) e Rio Grande do Sul (Rio Grande). Vários estudos sobre descartes foram realizados por instituições de pesquisa pesqueira sediadas em regiões próximas a esses portos e, portanto, consideraram nas análises apenas as parcelas das frotas sediadas em cada um deles.

A única tentativa de agrupar as estimativas de descartes da frota de arrasto em toda a região SE/S foi elaborada durante a já referida reunião técnica para o ordenamento da pesca de arrasto demersal, ocorrida em 2001 (Perez *et al.*, 2001). Na ocasião, os pesquisadores projetaram os volumes totais descartados pela frota arrasteira (parelhas, arrasto simples de peixes e arrasto duplo de peixes e camarões) entre 1998 e 1999.

Os resultados obtidos na ocasião mostraram que essa frota industrial atuando no SE/S descartou no período 59.127 toneladas, conforme detalhado na TABELA 3. Os barcos dedicados ao arrasto duplo, que se direcionam à captura de peixes e camarões, foram responsáveis por 24 mil toneladas desse total.

As parelhas, por sua vez, geraram descartes totais de 33 mil toneladas, das quais ao menos 8.581 t decorreram de operações de pesca só ao largo da costa sul-rio-grandense. Este volume de pesca na costa do Rio Grande do Sul deve ser substancialmente maior, uma vez que a frota de parelhas sediada em Santa Catarina também opera naquele estado e, no levantamento feito, é a responsável pelo maior volume de rejeitos (17.353 toneladas) (TABELA 3).

TABELA 3: Estimativas de captura total, desembarque e rejeição a bordo pelas frotas de arrasto nos estados do Sudeste e Sul do Brasil entre os anos 1998 e 1999

Modalidade	Parelha			Pequeno porte					Simples	Arrasteiros duplos			
	SP	SC	RS	ES	RJ	SP	PR	SC		RS	RJ	SP	SC
Captura	21350	52060	25742	5666	781	1650	4977	2053	3724	11802	9302	32430	
Desembarque	14233	34707	17161	4648	507	864	2771	1031	2531	6806	2671	19174	
Rejeição Total	7117	17353	8581	1018	274	786	2206	1023	1193	4996	6631	13256	
% Rejeição	33%	33%	33%	18%	35%	48%	44%	50%	32%	42%	71%	41%	

Naquele estudo também chama atenção a baixa eficiência reportada pelos pesquisadores através do percentual de rejeição em cada modalidade. Para a frota de parelhas, por exemplo, cerca de um terço daquilo que é capturado em um cruzeiro de pesca é rejeitado a bordo (33%). Para a frota de arrasto duplo os números são ainda piores – rejeições a bordo representam 71% das capturas totais. A partir desses dados pode-se ver que a produção desembarcada por essa frota representa apenas 29% de tudo aquilo que foi capturado e morto (TABELA 3).

Assim, utilizamos agora esses mesmos coeficientes de rejeição apontados por Perez *et al.* (2001) para estimar o descarte no período 2000-2018. A ausência de dados contínuos de monitoramento de desembarque em SP, RJ e RS impediu que tais projeções fossem feitas para esses estados – limitando-nos, portanto, a estimativas para a frota que desembarca em Santa Catarina.

ESTIMATIVAS DE DESCARTE NA PESCA DE ARRASTO DE PARELHAS

Para as parelhas, as análises foram feitas com base em um coeficiente de descarte de 0,5 (ou 50%),

calculado por Haimovici e Palacios-Pereira (1981), e também empregado por Perez *et al.* (2001). Os dados de desembarque da frota de parelhas foram obtidos no banco público de dados da Universidade do Vale do Itajaí (Univali/EMTC/Lema, 2020) selecionando-se a produção total (em kg) dessa frota discriminada por ano. Aplicando-se o coeficiente de 0,5 pôde-se, assim, estimar as capturas e os descartes totais, como o havia feito Perez *et al.* (2001).

Segundo dados da Univali, os desembarques da frota de parelha em Santa Catarina entre 2000 e 2018 somaram 189 mil toneladas de pescados. Para gerar tais volumes estima-se que as capturas totais exercidas por esta frota tenham sido da ordem de 283 mil toneladas de pescado, significando que aproximadamente 94 mil toneladas foram desperdiçadas por esta frota ao longo desses anos. Em média, a frota de parelhas desembarcando em Santa Catarina descarta, por ano, cerca de 5 mil toneladas, grande parte composta por espécies de interesse comercial, porém, capturadas em tamanhos inferiores ao exigido pelo mercado ou permitidos pela regulação (TABELA 4).

Um aspecto importante de ser levado em consideração diz respeito à cobertura da estatística pesqueira em Santa Catarina. De acordo com a instituição responsável pelo monitoramento, “os dados da pesca industrial de Santa Catarina dos anos 2013,

2014 e 2015 são parciais, além de não terem passado pela verificação crítica adotada no processo padrão de geração dos Boletins e demais produtos. Assim, os valores apresentados nas consultas não representam a totalidade da produção do estado para nenhuma modalidade de pesca ou espécie, e também podem conter erros. Ainda para pesca industrial, os dados referentes a 2016 também são parciais, uma vez que o monitoramento foi paralisado em 2015 e retomado em agosto de 2016” (Univali/EMTC/Lema, 2020).

Como se pode notar, há, entre 2013 e 2016, interrupções na contabilização dos desembarques, de forma que a produção total e, conseqüentemente, os descartes estão subestimados.

É necessário ponderar ainda que as projeções feitas neste estudo se baseiam unicamente em dados de desembarque no estado de Santa Catarina, ou seja, os desembarques das parelhas em outros estados também geram volumes consideráveis de descarte que não estão aqui considerados em decorrência da ausência de dados públicos. Na época do levantamento feito por Perez *et al.* (2001), tais desembarques em SP e RS somados se equiparavam ao volume de desembarque registrado em SC. Isso significa que, caso este padrão tenha se mantido constante, os descartes totais estimados hoje poderiam ser duas vezes maiores, chegando a 190 mil toneladas entre 2000-2018.

TABELA 4: Desembarques, estimativa de descartes e de capturas totais, em kg, na frota de arrasto de parelha – com base em dados estatísticos de Santa Catarina obtidos em Univali/EMTC/Lema (2020)

Ano	Desembarque total (kg)	Estimativa de descarte (kg)	Estimativa de captura total (kg)
2000	12.709.052,00	6.354.526,00	19.063.578,00
2001	17.075.537,50	8.537.768,75	25.613.306,25
2002	20.806.446,00	10.403.223,00	31.209.669,00
2003	17.465.806,00	8.732.903,00	26.198.709,00
2004	10.700.318,00	5.350.159,00	16.050.477,00
2005	10.661.009,00	5.330.504,50	15.991.513,50
2006	12.462.132,00	6.231.066,00	18.693.198,00
2007	19.024.865,00	9.512.432,50	28.537.297,50
2008	12.611.527,00	6.305.763,50	18.917.290,50
2009	10.511.980,00	5.255.990,00	15.767.970,00
2010	9.897.272,00	4.948.636,00	14.845.908,00
2011	9.395.407,00	4.697.703,50	14.093.110,50
2012	11.855.535,00	5.927.767,50	17.783.302,50
2013	9.480.514,00	4.740.257,00	14.220.771,00
2014	4.216.099,00	2.108.049,50	6.324.148,50
2015	126.000,00	63.000,00	189.000,00
2016	28.993,00	14.496,50	43.489,50
2017	103.760,00	51.880,00	155.640,00
2018	0,00	0,00	0,00
Total	189.132.252,50	94.566.126,25	283.689.378,75

ESTIMATIVAS DE DESCARTE NA PESCA DE ARRASTO SIMPLES

As estimativas para essa frota seguiram a mesma abordagem feita para a frota de parelhas, e utilizou os mesmos coeficientes de Perez *et al.* (2001). Considerou-se, portanto, um coeficiente de descarte de 0,5 (Haimovici e Palacios-Maceira, 1981) aplicado sobre os desembarques totais da frota nos portos de SC entre janeiro de 2000 e dezembro de 2018.

Os resultados mostram 81 mil toneladas desembarcadas, porém, se considerarmos as taxas de descarte existentes nesta frota, estima-se que as capturas reais tenham alcançado 122 mil toneladas. Isso significa que 40.900 toneladas de peixes foram rejeitadas ao mar pela frota de arrasto simples entre 2000 e 2018 (TABELA 5).

No que toca a pesca de arrasto simples, sobretudo nos anos mais recentes (2008 em diante), é possível que as estimativas de descarte aqui calculadas estejam sobrestimadas. Isso porque, no final dos anos 2000, desenvolveu-se uma nova modalidade de pesca de arrasto simples de meia água dirigido a castanha (*Umbrina canosai*), cujas capturas são elevadas e compostas basicamente pela espécie-alvo. Os desembarques desta nova frota são registrados também como “arrasto simples” nas bases estatísticas, o que mistura dados da pesca de arrasto de fundo com arrasto de meia água. Cabe destacar que a pesca de meia água incide sobre agregações reprodutivas da espécie, o que explica a alta seletividade. Todavia, a pressão pesqueira elevada sobre um estoque em momento reprodutivo tende a levar a pescaria ao colapso, conforme reportado em Haimovici e Cardoso (2016).

TABELA 5: Desembarques, estimativa de descartes de capturas totais, em kg, na frota de arrasto simples – com base em dados estatísticos de Santa Catarina obtidos em Univali/EMTC/Lema (2020)

Ano	Desembarque total (kg)	Estimativa de descarte (kg)	Estimativa de captura total (kg)
2000	0,00	0,00	0,00
2001	3.640.777,00	1.820.388,50	5.461.165,50
2002	7.756.927,00	3.878.463,50	11.635.390,50
2003	5.831.207,00	2.915.603,50	8.746.810,50
2004	3.121.617,00	1.560.808,50	4.682.425,50
2005	2.882.809,00	1.441.404,50	4.324.213,50
2006	4.357.380,00	2.178.690,00	6.536.070,00
2007	4.461.887,00	2.230.943,50	6.692.830,50
2008	4.523.174,00	2.261.587,00	6.784.761,00
2009	7.048.391,00	3.524.195,50	10.572.586,50
2010	10.057.578,00	5.028.789,00	15.086.367,00
2011	8.918.817,00	4.459.408,50	13.378.225,50
2012	7.194.420,00	3.597.210,00	10.791.630,00
2013	3.492.868,00	1.746.434,00	5.239.302,00
2014	729.623,00	364.811,50	1.094.434,50
2015	0,00	0,00	0,00
2016	1.576.588,00	788.294,00	2.364.882,00
2017	3.158.655,30	1.579.327,65	4.737.982,95
2018	3.132.664,00	1.566.332,00	4.698.996,00
Total	81.885.382,30	40.942.691,15	122.828.073,45

ESTIMATIVAS DE DESCARTE NA PESCA DE ARRASTO DE CAMARÃO NO SUL DO BRASIL

As estimativas de descarte na pesca direcionada aos camarões-santana (*Pleoticus mulleri*) e barba-ruça (*Artemesia longinaris*) (também chamado localmente de camarão-ferrinho) foram feitas de forma ligeiramente diferente. Foram utilizados os mesmos coeficientes de Perez *et al.* (2001), que indicam um coeficiente de descarte também de 0,5. Contudo, a base de dados utilizados para a projeção é outra.

Além dos peixes demersais, a frota de arrasto duplo está atualmente envolvida em outras pescarias, incluindo a do camarão-rosa, dos camarões-santana e barba-ruça, além da pesca do camarão-sete-barbas. Tais pescarias atuam em áreas diferentes, com padrões operacionais também diferenciados, e possuem suas próprias taxas de descarte. Se considerássemos apenas o petrecho de pesca no momento do registro de desembarque da produção, tais particularidades não estariam sendo consideradas, uma vez que os desembarques de arrasteiros duplos, na realidade, são uma mistura de diferentes pescarias.

Para contornar este problema, optou-se por selecionar a espécie-alvo. Assumindo-se que apenas os arrasteiros duplos capturam o camarão-santana e o camarão-barba-ruça, levantamos a produção total das duas espécies registradas na base de dados Univali/EMTC/Lema (2020), aplicando-se a ela os coeficientes de rejeição.

Os dados da Univali indicam que essa frota capturou um volume total de 81 mil toneladas entre 2000 e 2018; desses, cerca de 54 mil toneladas de camarões-barba-ruça e santana foram desembarcados em Santa Catarina, e as 27 mil toneladas restantes foram simplesmente descartadas (TABELA 6). Da mesma forma, é possível que esses dados estejam subestimados, uma vez que não foram considerados nesta análise a produção dos camarões desembarcadas nos portos do Rio Grande do Sul capturados pela frota de Santa Catarina.

É importante salientar que a pesca desses camarões ocorre principalmente ao largo da costa do Rio Grande do Sul (Baptista-Metri, 2007), de forma que é factível assumir que a quase totalidade desses descartes foi oriunda de operações realizadas ao largo da costa gaúcha.

TABELA 6: Desembarques totais, estimativas totais de descartes e capturas totais, em kg, de camarões-barba-ruça (*Artemesia longinaris*) e santana (*Pleoticus mulleri*), pela frota de arrasto duplo. Análises a partir da base em dados estatísticos de Santa Catarina obtidos em Univali/EMTC/Lema (2020)

Ano	Desembarque total (kg)	Estimativa de descarte (kg)	Estimativa de captura total (kg)
2000	3.621.514,00	1.810.757,00	5.432.271,00
2001	2.317.057,00	1.158.528,50	3.475.585,50
2002	2.208.486,00	1.104.243,00	3.312.729,00
2003	4.009.746,00	2.004.873,00	6.014.619,00
2004	3.392.010,00	1.696.005,00	5.088.015,00
2005	2.288.297,00	1.144.148,50	3.432.445,50
2006	2.924.942,00	1.462.471,00	4.387.413,00
2007	3.452.517,00	1.726.258,50	5.178.775,50
2008	6.137.056,00	3.068.528,00	9.205.584,00
2009	6.299.440,20	3.149.720,10	9.449.160,30
2010	3.100.151,00	1.550.075,50	4.650.226,50
2011	2.081.098,00	1.040.549,00	3.121.647,00
2012	4.209.506,00	2.104.753,00	6.314.259,00
2013	2.216.842,00	1.108.421,00	3.325.263,00
2014	985.890,00	492.945,00	1.478.835,00
2015	0,00	0,00	0,00
2016	3.145.275,00	1.572.637,50	4.717.912,50
2017	1.486.332,00	743.166,00	2.229.498,00
2018	314.843,00	157.421,50	472.264,50
Total	54.191.002,20	27.095.501,10	81.286.503,30

ESTIMATIVAS DE DESCARTE NA PESCA DE ARRASTO DE CAMARÃO-ROSA

Seguindo a mesma abordagem, realizou-se aqui uma projeção do descarte na pesca de camarão-rosa nas regiões SE/S entre 2000 e 2018. Foram aplicados os mesmos coeficientes de rejeição (7,0) disponibilizados em Perez *et al.* (2001) e dados relativos a volumes de camarão-rosa (*Farfantepenaeus sp.*) desembarcados nos portos de Santa Catarina.

Antes de se abordar os resultados obtidos, cabe discorrer sobre os coeficientes de rejeição utilizados para esta pescaria em particular. Um coeficiente

de rejeição de 7,0 é 14 vezes superior ao utilizado em outras modalidades de arrasto, como as parelhas ou arrasto duplo, por exemplo. Isso indica que os descartes na pesca de camarão-rosa atingem os maiores níveis entre todas as modalidades de arrasto atuantes no Brasil. Em última análise, significa que para cada quilograma de camarão-rosa desembarcado, descartam-se 7 quilogramas de pescados ao mar (normalmente mortos). O coeficiente de 7 utilizado para SC segue o padrão adotado em Perez *et al.* (2001). Todavia, segundo o mesmo trabalho, este coeficiente pode chegar até a 9,0 – indicando descartes de 90% da captura total.

A presente análise parte, assim, de um total de 8 mil toneladas de camarão-rosa desembarcados em

SC entre os anos 2000 e 2018, às quais se aplicam os referidos coeficientes de rejeição, resultando um total de 56 mil toneladas de descartes projetados no período. Nota-se que, para desembarcar

8 mil toneladas, esta frota deve ter capturado ao menos 64 mil toneladas de pescados no período, a grande maioria lançada ao mar devido à baixa seletividade das redes.

TABELA 7: Desembarques totais, estimativa de descartes e capturas totais, em kg, de camarão-rosa (*Farfantepenaeus sp.*) pela frota de arrasto duplo. Análises a partir de dados estatísticos de desembarque em Santa Catarina obtidos em Univali/EMTC/Lema (2020)

Ano	Desembarque total (kg)	Estimativa de descarte (kg)	Estimativa de captura total (kg)
2000	161.222,00	1.128.554,00	1.289.776,00
2001	373.910,00	2.617.370,00	2.991.280,00
2002	440.691,00	3.084.837,00	3.525.528,00
2003	110.596,00	774.172,00	884.768,00
2004	177.867,00	1.245.069,00	1.422.936,00
2005	293.441,00	2.054.087,00	2.347.528,00
2006	444.930,00	3.114.510,00	3.559.440,00
2007	372.937,00	2.610.559,00	2.983.496,00
2008	388.876,00	2.722.132,00	3.111.008,00
2009	615.800,70	4.310.604,90	4.926.405,60
2010	290.492,00	2.033.444,00	2.323.936,00
2011	405.454,00	2.838.178,00	3.243.632,00
2012	1.030.782,00	7.215.474,00	8.246.256,00
2013	751.754,00	5.262.278,00	6.014.032,00
2014	103.483,00	724.381,00	827.864,00
2015	0,00	0,00	0,00
2016	360.486,00	2.523.402,00	2.883.888,00
2017	857.927,00	6.005.489,00	6.863.416,00
2018	839.282,00	5.874.974,00	6.714.256,00
Total	8.019.930,70	56.139.514,90	64.159.445,60

CONCLUSÕES

As estimativas aqui realizadas mostraram que, entre 2000 e 2018, a frota de arrasto que desembarcou no estado de Santa Catarina gerou 218 mil toneladas de descartes, com uma média superior a 10 mil toneladas por ano. Devem ser levados em consideração ainda os seguintes fatores:

1. Os dados se referem aos desembarques em Santa Catarina em virtude da precariedade e, na maioria das vezes, indisponibilidade de informações de outros estados. Caso a produção de RJ, SP e RS pudessem ser consideradas nessa análise, o volume de descartes estimado seguramente seria muito maior. Assumindo-se que a produção agrupada dos três demais estados (RJ, SP e RS) corresponde à produção de

SC, é possível que o volume de descartes dobre, chegando a 400 mil toneladas no período.

2. Mesmo os dados de Santa Catarina estão aparentemente subestimados. Isso porque entre 2013 e 2016 aconteceram interrupções nos programas de monitoramento pesqueiro, o que levaria a dados de produção de descartes consequentemente superiores.
3. Há de se considerar ainda que a pesca de arrasto duplo dirigida aos peixes demersais (linguados e pescadas) não foi aqui considerada uma vez que é impossível selecionar os desembarques específicos desta pescaria e aplicar seus respectivos coeficientes de rejeição. Desta maneira, para evitar incertezas, optou-se por excluir esta frota, o que leva os descartes a estarem ainda mais subestimados.
4. Ainda que os coeficientes de descarte possam ter se alterado ao longo dos últimos 20 anos, é pouco razoável crer que sejam menores por conta de melhorias tecnológicas voltadas a aumentar a seletividade das redes de pesca. Ao contrário, um eventual cenário de redução nos coeficientes de descarte, muito provavelmente, estaria mais associado ao crescente aproveitamento da fauna acompanhante. Este tem sido o padrão de “desenvolvimento da pesca de arrasto” – que consiste em ampliar o espectro de espécies aproveitadas à me-

da que seus tradicionais alvos diminuem em abundância em função da sobrepesca, sendo este um dos principais desafios para o ordenamento de diversas pescarias de arrasto (Pezzuto e Mastella-Benincá, 2015).

5. Por fim, é necessário que se leve em conta que os descartes são muitas vezes compostos por indivíduos juvenis de espécies de interesse comercial, mas com reduzido peso individual. Se transformássemos os gigantescos volumes de descarte em número de peixes mortos, os valores seriam seguramente assustadores. Este certamente é um aspecto que contribui para a sobrepesca, uma vez que impede que os organismos atinjam grandes tamanhos, em um quadro chamado de “sobrepesca de crescimento” (Cochrane e Garcia, 2009).

Conclui-se com esse estudo que os descartes na pesca de arrasto industrial que atua no Sudeste e Sul do Brasil – com todas as subestimações impostas – são absurdos e devem ser combatidos com as medidas mais restritivas. Os dados aqui apresentados confirmam toda a narrativa da ciência que classifica o arrasto como uma arte de pesca a ser, ela sim, rejeitada, dada sua baixa eficiência ecológica, elevada intensidade de pesca e reduzida seletividade – aspectos que conduzem a um quadro de esgotamento dos recursos pesqueiros demersais amplamente registrado na literatura científica nacional.

EXEMPLOS DE CASOS DE FECHAMENTO DE ÁREAS AO ARRASTO

Para reduzir os efeitos adversos da pesca de arrasto nos ecossistemas marinhos, diversos países estabeleceram restrições ou proibições a essa modalidade de pesca em toda a Zona Exclusiva Econômica, em determinadas profundidades ou em certas distâncias da costa. Juntas, essas restrições são responsáveis pela proteção de pelo menos 34 milhões de km² de leito marinho (TABELA 8).

Dentre os países que proibiram a pesca em toda a ZEE, destacam-se o arquipélago de Palau⁶, na Micronésia, Japão⁷, Ilhas Maurício², Arábia Saudita², Belize⁸, Indonésia², Sri Lanka⁹ e Serra Leoa¹⁰. No Chile, um decreto presidencial, em 2017, proibiu a pesca de arrasto em 98% da ZEE¹¹. Em 2007, o governo da Nova Zelândia, com apoio do setor pesqueiro, proibiu a pesca de arrasto e dragagem de fundo em uma área de 1,1 milhão de quilômetros quadrados – o equivalente a 32% da ZEE. Essas áreas foram denominadas áreas de proteção bentônica (ABP) e incluem habitats vulneráveis

como montes submarinos, corais de profundidade e gêiseres subaquáticos¹².

Políticas de proibição de arrasto também foram adotadas por outros países em áreas mais próximas à costa, ou no Mar Territorial. Para recuperar o ecossistema bentônico e reduzir a sobrepesca, o governo de Hong Kong impôs, em 2011, uma proibição permanente em todo o Mar Territorial para qualquer tipo de pesca de arrasto¹³. Nas Filipinas, o Código da Pesca foi alterado para prever a proibição dessa pescaria em águas municipais (até 15 km da costa). De acordo com a legislação filipina, as águas municipais são reservadas para pescadores municipais ou de pequena escala. A pesca de arrasto industrial criou conflitos e gerou impactos socioeconômicos para os pequenos pescadores e, portanto, foi banida nessa faixa do território¹⁴. Similarmente, no Peru, a faixa de 5 milhas náuticas da costa é exclusiva para a pesca artesanal, e qualquer modalidade de pesca de arrasto está proibida desde 2001¹⁵.

6 Senate Bill n. 7- 112, SD1 - To ban bottom trawling in Palau's EEZ (2006). Palau.

7 United Nations, 2006. Report of the Secretary-General - The Impacts of Fishing on Vulnerable Marine Ecosystems: Actions taken by States and regional fisheries management organizations and arrangements to give effect to paragraphs 66 to 69 of General Assembly resolution 59/25 on sustainable fisheries, regarding the impacts of fishing on vulnerable marine ecosystems.

8 Statutory Instrument n. 10 of 2011.

9 Fisheries and Aquatic Resources Act, n. 11 of 2017.

10 Fisheries and Aquaculture Act, 2018 (n. 10 of 2018).

11 Ley General de Pesca y Acuicultura (2019).

12 Fisheries (Benthic Protection Areas) Regulations 2007 - (SR 2007/308).

13 Agriculture, Fisheries and Conservation Department. *Legislative Proposals to Take Forward the Trawl Ban and Other Fisheries Management Measures*. https://www.afcd.gov.hk/english/fisheries/fish_cap/fish_cap_con/files/LEGOEng.pdf (2011).

14 Republic Act n. 8550 (Philippine Fisheries Code) – Section 4, n. 44.

15 Decreto Supremo n. 012-2001-PE. Aprueban el Reglamento de la Ley General de Pesca, 2001.

Na Europa, no Oceano Atlântico Norte, o Parlamento Europeu proibiu toda pesca de arrasto em profundidades abaixo de 800 metros – e abaixo de 400 metros caso seja comprovada a existência de ecossistema marinho vulnerável. Essa medida resultou na proteção de uma área de 4,9 milhões de km². As ilhas de Açores, Madeira e Canárias também tiveram proibida qualquer atividade de arrasto em uma área equivalente a quase 2 milhões de quilômetros quadrados.

Outras restrições à pesca de arrasto foram estabelecidas por meio da criação de áreas marinhas protegidas, que têm como objetivo a proteção de habitats vulneráveis como corais de profundidade, banco de esponjas ou áreas de berçário ou reprodução de espécies ameaçadas de extinção. Também foram criados os chamados habitats essenciais, assim considerados por sua importância para a reprodução, crescimento e alimentação de diversas espécies de peixes.

TABELA 8: Exemplo de países e regiões que proibiram a pesca de arrasto de fundo em seus territórios

País/Região	Extensão
Palau	ZEE (629.000 km ²)
Indonésia	ZEE (6.159.032 km ²)
Sri Lanka	ZEE (532.619 km ²)
Serra Leoa	ZEE (215.611 km ²)
Belize	ZEE (35.351 km ²)
Japão	ZEE (4.479.388 km ²)
Ilhas Maurício	ZEE (1.272.765 km ²)
Arábia Saudita	ZEE (228.633 km ²)
Ilhas de Açores, Canárias e Madeira	ZEE (1.855.069 km ²)
Chile	98% da ZEE (3.575.561 km ²)
Nova Zelândia	32% da ZEE (1.306.798 km ²)
Hong Kong	Mar Territorial (1.700 km ²)
Filipinas	Águas Municipais (226.000 km ²)
Peru	5 milhas náuticas
Europa	Profundidades > 800 m (4.869.144 km ²)
Europa	Áreas Marinhas Protegidas (6.025.274 km ²)
Estados Unidos	Áreas Marinhas Protegidas (2.942.539 km ²)
Canadá	Áreas Marinhas Protegidas (3.761 km ²)

ESTUDO DE CASO

O estudo de caso a seguir detalha a proibição do arrasto no estreito da Sicília, na Itália, que foi motivado para proteger o habitat essencial para peixes e uma espécie de camarão.

A proibição da pesca de arrasto em áreas no estreito da Sicília, no Mar Mediterrâneo, é um interessante caso sobre como o fechamento de áreas ao arrasto foi integrado a uma estratégia mais ampla para a recuperação de estoques pesqueiros.

Em 2016, o Comitê Geral da Pesca do Mediterrâneo (CGPM) proibiu essa pescaria em três áreas no estreito da Sicília, com o objetivo de recuperar os estoques sobrepescados da pescada-do-atlântico (*Merluccius merluccius*) e do camarão-rosa de profundidade (*Parapeneus longirostris*). O CGPM é a organização da FAO encarregada de garantir a gestão sustentável da pesca no Mar Mediterrâneo e no Mar Negro.

Como reportado, o Mar Mediterrâneo tem o maior índice de sobrepesca do mundo. Em 2014, o Subcomitê de Avaliação de Estoque do CGPM indicou que 96% dos recursos demersais encontravam-se sobrepescados¹⁶, incluindo os estoques de pescada-do-atlântico (*Merluccius merluccius*) e do camarão-rosa de profundidade (*Parapeneus longirostris*) nas proximidades daquela ilha italiana (SAC-GFCM, 2014).

A pescada e o camarão-rosa são espécies-alvo da frota italiana de arrasto de fundo que opera no canal da Sicília, composta por cerca de 476

embarcações. Ambas espécies representam uma parte importante dos desembarques de recursos demersais no Mediterrâneo. No entanto, o volume de capturas já vinha declinando nos últimos anos devido à mortalidade por pesca cinco vezes acima dos níveis sustentáveis. Ademais, as capturas de pescada estavam sendo majoritariamente de juvenis e recrutas, com altas taxas de descarte (Unep-MAP-RAC/SPA, 2014).

As medidas de ordenamento até então implementadas para reduzir a sobrepesca e os descartes se baseavam em controle de esforço (limites no número de licenças), tamanhos mínimos de captura, tamanhos da malha e épocas de defeso (Fiorentino *et al.*, 2008), mas, a partir de 2014, zonas de exclusão de arrasto em áreas de berçário passaram a ser consideradas como uma melhor estratégia¹⁷.

Posteriormente, cientistas identificaram que a área de pesca da frota italiana de arrasto, o setor norte do canal da Sicília, coincidia justamente com áreas de berçário da pescada-do-atlântico e do camarão-rosa. São zonas de alta produtividade, com ocorrência de fenômenos de ressurgência e com alta densidade de recrutamento (Garófalo *et al.*, 2011). Os aspectos ecológicos e biológicos tornam essas áreas habitats essenciais para a fase juvenil de ambas as espécies.

Assim, na 40ª sessão da CGPM, em 2016, foi determinada a criação de três áreas restritas à pesca, com exclusão imediata do arrasto (GFCM, 2014) (FIGURA 15). Essa medida proporcionou a proteção de 2.270 km² de habitat essencial para a recuperação dos estoques de peixes e camarões.

¹⁶ Comissão Europeia. (2014). *Unidades populacionais de peixes a recuperar no Atlântico Nordeste, apesar da grave sobrepesca no Mediterrâneo: a Comissão define os seus planos para as possibilidades de pesca em 2015*. Retrieved from http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-724_pt.htm.

¹⁷ Regulamento do Conselho Europeu n. 1.967/2006.

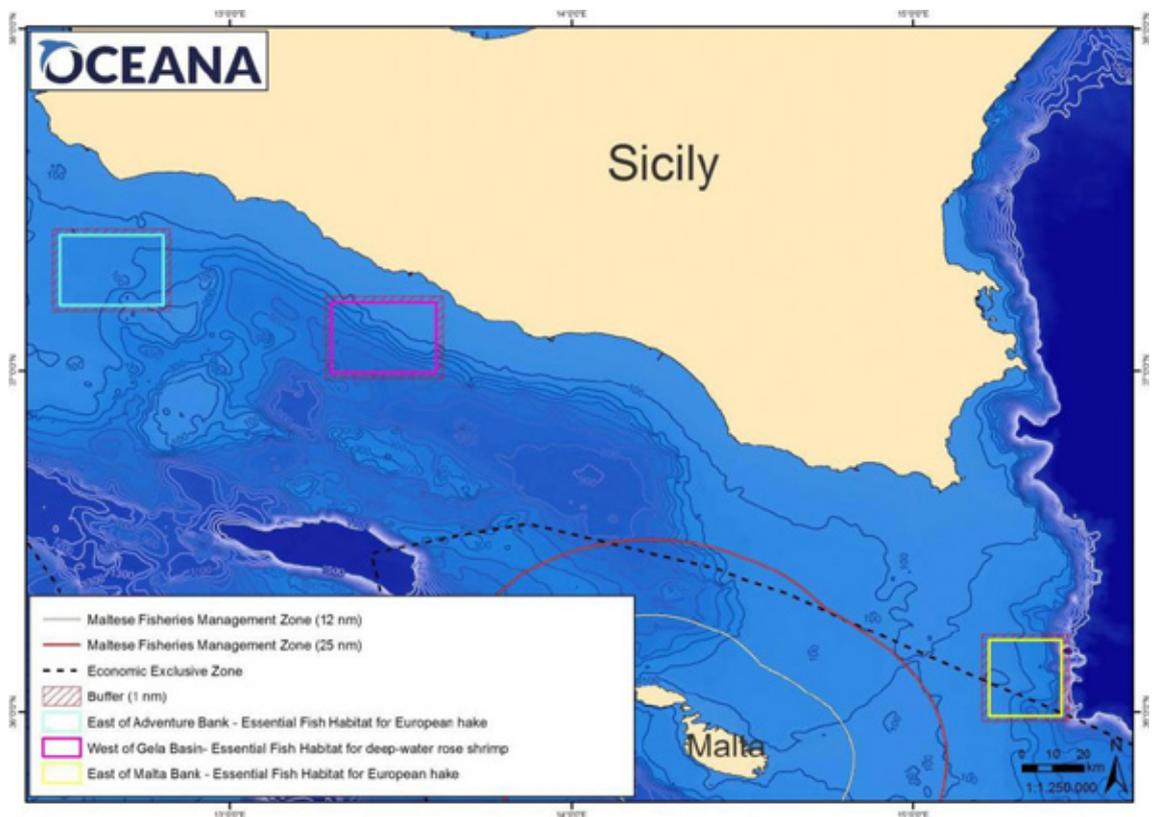


FIGURA 15: Áreas de berçário e hábitat essencial, com exclusão da pesca de arrasto, localizadas no estreito da Sicília, no Mar Mediterrâneo.

BIBLIOGRAFIA

Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G.; Murawski, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper n. 339. Roma, FAO: 233p.

Baptista-Metri, C. 2007. Biologia pesqueira de *Artemesia longinaris* (Bate, 1888) (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) e de *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda, Dendrobranchiata, Solenoceridae) no Sul do Brasil. Ph.D. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 218 pp.

Barnes, P.W.; Thomas, J.P. (Eds). 2005. Benthic habitats and the effects of fishing. Am. Fish. Soc. Symp. 41, Bethesda, MD: 890p.

Buxton, C.D.; Hartmann, K.; Kearney, R.; Gardner, C. 2014. When is spillover from marine protected areas likely to benefit fisheries? PlosOne, 9(9): e107032.

Clark, M.R.; Bowden, D.A.; Rowden, A.A.; Stewart, R. 2019. Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. Front. Mar. Sci. 6:3:6. doi: 10.3389/fmars.2019.00063.

Comissão Europeia. 2014. *Unidades populacionais de peixes a recuperar no Atlântico Nordeste, apesar da grave sobrepesca no Mediterrâneo: a Comissão define os seus planos para as possibilidades de pesca em 2015*. Retrieved from http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-724_pt.htm

FAO. 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. Roma, FAO: 41p.

FAO. 2017. Report of the FAO workshop on the use of best available science in developing and promoting best practices for trawl fishing operations in Southeast Asia, Bangkok, Thailand, 8-13 September 2014. FAO Fisheries and Aquaculture Report n. R1103. Rome, 30p.

FAO. 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018 – meeting the Sustainable Development Goals. Rome, 210p.

Fiorentino, F.; Ben Meriem, S.; Bahri, T.; Camilleri, M.; Dimech, M.; Ezzeddine-Naja S.; Massa, F.; Jarboui, O.; Zgozi, S. 2008. Synthesis of information on some target species in the MedSudMed Project area (central Mediterranean). MedSud-Med Technical Documents. No.15. GCP/RER/ITA/MSM-TD-15, Rome: 67 p.

Franco, A.C.N.P.; Schwarz Junior, R.; Pierri, N.; Santos, G.C. 2009. Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões Sudeste e Sul do Brasil. Bol. Inst. Pesca, 35(4): 687-699.

Garófalo, G.; Fortibuoni, T.; Cristina, M.; Sinopoli, M.; Fiorentino, F. 2011. Persistence and cooccurrence of demersal nurseries in the Strait of Sicily (Central Mediterranean): Implications for fishery management. Journal of Sea Research 66: 29-38.

- Gustaffson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U.; Otterdijk, R.V.; Meybeck, A. 2011. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. Study conducted for the international congress Save Food at Interpack 2011, Dusseldorf, Germany. Rome, 29 p.
- Haimovici, M. 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 277-289.
- Haimovici, M.; Palacios-Maceira, R. 1981. Observações sobre a seleção a bordo e rejeição na pesca de arrasto de fundo no Rio Grande do Sul. *Anais do II Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, Recife, PE, julho de 1981.
- Haimovici, M.; Mendonça, J.T. 1996. Descartes na pesca de arrasto de tangones dirigida ao linguado e ao camarão no sul do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 18:161- 177.
- Haimovici, M.; Cardoso, L.G. 2016. O colapso do estoque de castanha (*Umbrina canosai*) do sul do Brasil devido à introdução do arrasto de meia água. *Bol. Inst. Pesca*, 42(1): 258-267.
- Halpern, B.S.; Walbridge, S.; Selkoe, K.A.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; D'Agro, C. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865): 948-952.
- Halpern, B.S.; Frazier, M.; Afflerbach, J.; Lowndes, J.S.; Micheli, F.; O'Hara, C.; Scabrough, C.; Selkoe, K.A. 2019. Recent pace of change in human impact on the world's oceans. *Nature Sci. Rep.* 9, 11609.
- Hiddick, J.G.; Hutton, T.; Jennings, S.; Kaiser, M. 2006. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES Journal of Marine Sciences*, 63: 822-830.
- Hiddick, J.G.; Jennings, S.; Sciberras, M.; Szostek, C.I.; ...; Kaiser, M. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *PNAS*, 114(31): 8301-8306.
- Hilborn, R.; Micheli, F.; De Leo, G.A. 2008. Integrating marine protected areas with catch regulation. *Can. J. Aquat. Sci.* 63: 642-649.
- Hoggarth, D.D.; Abeyasekera, S.; Arthur, R.I.; Beddington, J.R.; Burn, R.W.; Halls, A.S.; Kirkwood, G.P.; McAllister, M.; Medley, P.; Mees, C.C.; Parkes, G.B.; Pilling, G.M.; Wakeford, R.C.; Welcomme, R.L. Stock assessment for fishery management – A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP). *FAO Fisheries Technical Paper n. 487*. Rome, FAO: 261p.
- ICMBio/MMA, 2018. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume 1. *ICMBio/MMA*, 1ed. Brasília: 492 p.
- Kelleher, K. 2005. Discards in world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper No 470*. Roma, FAO: 131 p.
- Lessa, R.; Vooren, C. 2007. *Rhinobatos horkei*. The IUCN red list of threatened species 2007. DOI 10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T41064A10396152.en.
- Melnychuk, M.C.; Peterson, E.; Elliott, M.; Hilborn, R. 2017. Fisheries management impacts on target species status. *PNAS*.
- MPA, 2012. Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Brasil 2010. Ministério da Pesca e Aquicultura. Brasília, 128 p.
- Paiva, M.P.; Menezes, A.A.S.; Tubino, M.F.A. 2001. Pescarias industriais de camarão-rosa e fauna acompanhante no estado do Rio de Janeiro, Brasil (1993-1997). *Arq. Cien Mar*, 34: 61-66.

- Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R.; Rodrigues, L.F.; Valentini, H.; Vooren, C.M. 2001. Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Notas Téc. Facimar, 5:1-34.
- Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R. 2006. A pesca de arrasto de talude no Sudeste e Sul do Brasil: tendências da frota nacional entre 2001 e 2003. B. Inst. Pesca, 32(2): 127-150.
- Perez, J.A.A. 2008. Potenciais de rendimento dos alvos da pesca de arrasto de talude do Sudeste e Sul do Brasil estimados a partir de parâmetros do ciclo de vida. Braz. J. Aquat. Sci. Tecnol. 10(2): 1-11.
- Perez-Roda, M.A. (Ed.); Gilman, E.; Huntington, T.; Kennelly, S.J.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P.A. 2018. A third assessment of global marine fisheries discards. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No 633. Roma, FAO: 78p.
- Pezzuto, P.R.; Mastella-Benincá, E. 2015. Challenges in licensing the industrial double-rig trawl fisheries in Brazil. Lat. Am. J. Aquat. Sci., 43(3): 495-513.
- Russ, G.R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: Coral Reef Fishes (ed. Sale P) Academic Press, San Diego, CA: 421-443.
- SAC-GFCM, 2014. Scientific Advisory Committee. Subcommittee on Stock Assessment. Report of the Fifteenth Session. Bar, Montenegro, 3-4 February 2014. 42 p.
- Simpson, A.W.; Watling, L. 2006. An investigation of the cumulative impacts of shrimp trawling on mud-bottom fishing grounds in the Gulf of Maine: Effects on habitat and macrofaunal community structure. ICES Journal of Marine Science, 63: 1616-1630.
- Unep-MAP-RAC/SPA. 2014. Status and conservation of fisheries in the Sicily Channel/ Tunisian Plateau. By H. Farrugio & Alen Soldo. Draft internal report for the purposes of the Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, Malaga, Spain, 7-11 April 2014.
- Univali/EMCT/Lema. 2020. Estatística Pesqueira de Santa Catarina. Consulta On-line. Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Estado de Santa Catarina. Laboratório de Estudos Marinhos Aplicados (Lema), da Escola do Mar, Ciência e Tecnologia (EMCT) da Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Disponível em: <http://pmap-sc.acad.univali.br/>. Acesso em: 29/05/2020.
- Valentini, H.; Pezzuto, P.R. 2006. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil com base na produção controlada do período 1986-2004. Série Documentos Revizee Score Sul. Instituto Oceanográfico, USP. São Paulo: 56 p.
- Valentini, H.; D'Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Dumont, F. 2012. Evolução da pesca da pescaria industrial de camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. subtilis*) na costa Sudeste e Sul do Brasil – 1968-1989. Atlântica, 34(2): 157-171.

ANEXO 1

As Portarias, Instruções Normativas (IN) e Decretos Estaduais incidentes na pesca industrial de arrasto de fundo nas regiões Sudeste/Sul (ES a RS) e de âmbito nacional foram promulgadas pela Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (Sudepe) (Portaria nº 26, de 28 de julho de 1983, Portaria nº 51, de 26 de outubro de 1983, Portaria nº 62, de 26 de dezembro de 1984, Portaria nº 54, Portaria nº 55, Portaria nº 56, de 20 de dezembro de 1984), Ibama (Portaria nº 784, de 28 de maio de 1990, Portaria nº 107, de 29 de setembro de 1992, Portaria nº 43, de 11 de abril de 1994, Portaria nº 95, de 22 de agosto de 1997, Portaria nº

97, de 22 de agosto de 1997, Portaria nº 189, de 23 de setembro de 2008), Ministério do Meio Ambiente (MMA) (IN nº 53, de 22 de novembro de 2005, IN nº 5, de 28 de maio de 2004 e IN nº 31, de 13 de dezembro de 2004), Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (Seap-PR) (IN nº 22, de 1º de dezembro de 2008), MMA e Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) (IN Interministerial nº 3, de 4 de setembro de 2009, IN Interministerial nº 10, de 10 de junho de 2011 e IN Interministerial nº 2, de 18 de março de 2013) e Governo do Estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 58.996, de 25 de março de 2013) (TABELA 9).

[TABELA 9] Atos normativos de regulamentação da pescaria de arrasto de fundo Observação: Não foram incluídas as normas que regulamentam ou proíbem a pesca de arrasto motorizado exclusivamente no interior de ambientes estuarinos/lagunares

Órgão Respons.	Ato Normat.	Nº	Ano	Ementa	A	B	C	D	E	F	G	H	UF
SUDEPE	Portaria	26	1983	Regulamenta tamanho mínimo da malha da rede em 90 mm na captura de peixes demersais e proíbe qualquer modalidade de arrasto motorizado a menos de 3,0 milhas da costa do RS		X		X					SE/S
SUDEPE	Portaria	51	1983	Proíbe qualquer modalidade de arrasto em baías, lagoas costeiras, canais e desembocaduras de rios (estuários) no estado de Santa Catarina					X				SC
SUDEPE	Portaria	62	1984	Proíbe arrasto (embarcação > 10 TAB) a menos de 3,0 milhas e 1,0 milhas (embarcação 10 TAB) da costa do PR					X				PR
SUDEPE	Portaria	54	1984	Proíbe arrasto (embarcação > 10 TAB) a menos de 1,5 milha da costa de SP					X				SP
SUDEPE	Portaria	55	1984	Regulamenta tamanho mínimo da malha da rede em 30 mm na pesca de arrasto de camarão-rosa		X							SE/S
SUDEPE	Portaria	56	1984	Proíbe o uso de redes com tralha superior maior do que 12 m e tamanho de malha menor do que 24 mm (entre nós opostos). Permite o uso de no máximo 2 redes por embarcação		X							SE/S
IBAMA	Portaria	784	1990	Proíbe arrasto (embarcação > 10 m) a menos de 2,5 milhas em trecho do litoral (Mar do Rio Doce) do ES					X				ES
IBAMA	Portaria	107	1992	Proíbe arrasto de portas/parelhas (embarcação > 10 TAB) a menos de 3,0 e 1,0 milhas em trechos da costa de SC					X				SC
IBAMA	Portaria	43	1994	Proíbe arrasto de porta/parelha (embarcação > 10 TAB) a menos de 2,0 milhas da costa do RJ					X				RJ

Órgão Respons.	Ato Normat.	Nº	Ano	Ementa	A	B	C	D	E	F	G	H	UF
IBAMA	Portaria	95	1997	Limita a frota de arrasto de peixes demersais (corvina, castanha, pescada etc.) no litoral do Sudeste/Sul	X								SE/S
IBAMA	Portaria	97	1997	Limita a frota de arrasto de camarões-rosa (<i>Penaeus paulensis</i> , <i>P. brasiliensis</i> e <i>P. subtilis</i>) ou sete-barbas (<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>) no litoral do SE/S				X					SE/S
MMA	IN	5	2004	Estabelece as espécies ameaçadas de extinção, sobre-explotadas ou ameaçadas de serem sobre-explotadas			X						BR
MMA	IN	31	2004	Torna obrigatório o uso de dispositivo para possibilitar o escape de tartarugas (TED - Turtle Excluder Device) por embarcações a partir de 11 metros autorizadas para a pesca de camarões de qualquer espécie		X	X						BR
MMA	IN	53	2005	Estabelece o tamanho mínimo (indivíduo) de captura no litoral do SE/Sul								X	SE/S
IBAMA	Portaria	189	2008	Estabelece o defeso anual camarão-rosa (<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>F. brasiliensis</i> e <i>F. subtilis</i>), camarão-sete-barbas (<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>), camarão-branco (<i>Litopenaeus schmitti</i>), santana ou vermelho (<i>Pleoticus muelleri</i>) e barba-ruça (<i>Artemesia longinaris</i>) por embarcação de arrasto com tração motorizada região SE/S (exceto Espírito Santo) no período de 1º de março a 31 de maio					X				SE/S
SEAP	IN	22	2008	Dispõe sobre procedimentos de ordenamento da pesca multiespecífica de arrasto de Talude Superior na Zona Econômica Exclusiva Brasileira, nas regiões SE/Sul, entre 250 m a 500 m de profundidade	X	X	X	X		X			SE/S
MPA/MMA	IN Conjunta	3	2009	Proíbe o desembarque acima de 5% em peso inteiro eviscerado de peixe-sapo do total desembarcado por viagem, por embarcações não permissionadas para a pesca de emalhe de fundo dirigida ao peixe-sapo			X						SE/S
MPA/MMA	IN Intermin.	10	2011	Determina modalidades de permissionamento diferenciadas para as frotas de arrasto em águas de jurisdição brasileira							X		BR
MPA/MMA	IN Intermin.	2	2013	Criar o Comitê Permanente de Gestão da Pesca e do Uso Sustentável de Recursos Demersais Sudeste e Sul - CPG Demersais SE/Sul							X		SE/S
Governo de SP	Decreto Estadual	58996	2013	No litoral de São Paulo, de Bertioga a Peruibe, é proibida a pesca de arrasto motorizado na faixa de 800 metros a partir da linha de costa; e proibida a pesca com embarcações acima de 12 metros de qualquer modalidade de pesca (Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor da Baixada Santista)				X					SP

Situação dos Comitês Permanentes de Gestão

- A. limitação do esforço de pesca (controle da frota)
- B. regulamentação dos petrechos (restrições tecnológicas)
- C. limitação da captura (esforço e composição)
- D. limitação de acesso às áreas de pesca
- E. defeso
- F. mecanismos de monitoramento/controle (mapa de bordo, observador de bordo e rastreador)
- G. ordenamento pesqueiro (permissionamento e Comitê Permanente de Gestão)
- H. limites de comprimento do indivíduo (tamanho mínimo)

ANEXO 2

TABELA 10: Espécies de interesse comercial listadas na Portaria MMA nº 445/2014 e IN nº 5/2004, incluindo seu respectivo grau de ameaça

Nomes comuns	Nome científico	Status Portaria nº 445	Status IN nº 5
Bagre-marinho, bagre-boca-larga	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	Criticamente em perigo	Não listada
Tubarão-galhudo, cação-barriga-d'água	<i>Carcharhinus plumbeus</i> (Nardo, 1827)	Criticamente em perigo	Não listada
Cação-azeiteiro, junteiro, cação-do-salgado	<i>Carcharhinus porosus</i> (Ranzani, 1839)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Cação-quati	<i>Isogomphodon oxyrinchus</i> (Müller & Henle, 1839)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Tubarão-peregrino	<i>Cetorhinus maximus</i> (Gunnerus, 1765)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Raia-prego-de-cauda-áspera	<i>Dasyatis centroura</i> (Mitchill, 1815)	Criticamente em perigo	Não listada
Mero	<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Guaíamum	<i>Cardisoma guanhumi</i>	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Raia-manteiga, raia-borboleta	<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Não listada
Raia-manteiga	<i>Myliobatis ridens</i> (Ruocco, Lucifora, Astarloa, Mabrangaña & Delpiani, 2012)	Criticamente em perigo	Não listada
Cação-mangona, cação-da-areia	<i>Carcharias taurus</i> (Rafinesque, 1810)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Cherne-poveiro	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Raia-viola, cação-viola	<i>Rhinobatos horkelii</i> (Müller & Henle, 1841)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Atum-azul	<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Não listada
Tubarão-martelo, tubarão-martelo-de-ponta-preta, apanã	<i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith, 1834)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Tubarão-martelo-de-aba-curta, apanã	<i>Sphyrna media</i> (Springer, 1940)	Criticamente em perigo	Não listada
Tubarão-martelo, cambeva-pata, apanã	<i>Sphyrna tiburo</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração
Tubarão-martelo, cambeva, apanã	<i>Sphyrna tudes</i> (Valenciennes, 1822)	Criticamente em perigo	Não listada
Tubarão-martelo-liso, apanã	<i>Sphyrna zygaena</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Sobreexplorada ou Ameaçada de sobreexploração

Nomes comuns	Nome científico	Status Portaria nº 445	Status IN nº 5
Cação-bagre, cação-espinho	<i>Squalus acanthias</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Não listada
Cação-anjo-de-asa-longa	<i>Squatina argentina</i> (Marini, 1930)	Criticamente em perigo	Não listada
Cação-anjo-espinhudo	<i>Squatina guggenheim</i> (Marini, 1936)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Cação-anjo-de-asa-curta, cação-anjo	<i>Squatina occulta</i> (Vooren & Silva, 1991)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Cação-bico-doce, cação-bico-de-cristal	<i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Cação-listrado, cação-malhado, canejo-malhado	<i>Mustelus fasciatus</i> (Garman, 1913)	Criticamente em perigo	Não listada
Tubarão-bico-doce-pintado, cação-gatuzo	<i>Mustelus schmitti</i> (Springer, 1939)	Criticamente em perigo	Ameaçada de extinção
Raia-chita, raia-pintada	<i>Atlantoraja castelnaui</i> (Miranda Ribeiro, 1907)	Em perigo	Não listada
Raia-santa, raia-emplastro	<i>Rioraja agassizii</i> (Müller & Henle, 1841)	Em perigo	Não listada
Raia-emplastro	<i>Sympterygia acuta</i> (Garman, 1877)	Em perigo	Não listada
Emplastro-amarelo	<i>Sympterygia bonapartii</i> (Müller & Henle, 1841)	Em perigo	Não listada
Bagre-branco, bagre-do-mar	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	Em perigo	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Cação-fidalgo, tubarão-lombo-preto	<i>Carcharhinus obscurus</i> (Lesueur, 1818)	Em perigo	Não listada
Cherne-negro, chernote, mero-negro	<i>Hyporhodus nigrurus</i> (Holbrook, 1855)	Em perigo	Não listada
Marlin-azul, espadarte, agulhão-preto, agulhão-rolíço	<i>Makaira nigricans</i> (Lacepède, 1802)	Em perigo	Não listada
Peixe-papagaio-azul, budião-azul	<i>Scarus trispinosus</i> (Valenciennes, 1840)	Em perigo	Não listada
Vieira	<i>Euvola zic zac</i> (Lineaus, 1758)	Em perigo	Não listada
Miragaia, corvina-preta, pirauna	<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)	Em perigo	Não listada
Tubarão-martelo-grande, apanã	<i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell, 1837)	Em perigo	Não listada
Boca-de-velha, cação-cachorro, canejo	<i>Mustelus canis</i> (Mitchill, 1815)	Em perigo	Não listada
Tubarão-raposa-de-olhos-grandes	<i>Alopias superciliosus</i> (Lowe, 1841)	Vulnerável	Não listada
Tubarão-raposa, cação-raposa	<i>Alopias vulpinus</i> (Bonnaterre, 1788)	Vulnerável	Não listada
Gurijuba, bagre-amarelo, bagre-ariaçu	<i>Sciaedes parkeri</i> (Trail, 1982)	Vulnerável	Não listada
Tubarão-galha-branca, mako	<i>Carcharhinus longimanus</i> (Poey, 1861)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Tubarão-dos-recifes	<i>Carcharhinus perezi</i> (Poey, 1876)	Vulnerável	Não listada
Cação-noturno, cação-baia, machete, cação-machote	<i>Carcharhinus signatus</i> (Poey, 1868)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação

Nomes comuns	Nome científico	Status Portaria nº 445	Status IN nº 5
Raia	<i>Dasyatis colarensis</i> (Santos, Gomes & Charvet-Almeida, 2004)	Vulnerável	Não listada
Garoupa-verdadeira,	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Garoupa-vermelha, garoupa-de-são-tomé	<i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Cherne-verdadeiro, cerigado-cherne	<i>Hyporhodus niveatus</i> (Valenciennes, 1828)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Agulhão-branco, bicuda, espadarte-meca	<i>Kajikia albida</i> (Poey, 1860)	Vulnerável	Não listada
Bodião-fogueira	<i>Halichoeres rubrovirens</i> (Rocha, Pinheiro & Gasparini, 2010)	Vulnerável	Não listada
Peixe-papagaio-banana, budião-listrado	<i>Scarus zelindae</i> (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001)	Vulnerável	Não listada
Peixe-papagaio-cinza, budião	<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	Vulnerável	Não listada
Peixe-papagaio-cinza, budião-batata	<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	Vulnerável	Não listada
Caranha	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	Vulnerável	Não listada
Pargo, pargo-olho-de-vidro, vermelho	<i>Lutjanus purpureus</i> (Poey, 1876)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Peixe-batata, batata-da-lama, namorado	<i>Lopholatilus villarii</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	Vulnerável	Não listada
Amaripim, tarpão, camuripim, camurupim	<i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes, 1847)	Vulnerável	Não listada
Raia-viola	<i>Rhinobatos lentiginosus</i> (Garman, 1880)	Vulnerável	Não listada
Raia-viola-de-cara-curta	<i>Zapteryx brevirostris</i> (Müller & Henle, 1841)	Vulnerável	Não listada
Sirigado, badejo-preto, badejo-quadrado	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Badejo-amarelo	<i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey, 1860)	Vulnerável	Não listada
Búzio-de-chapeu	<i>Eustrombus goliath</i>	Vulnerável	Sobre-explotada ou ameaçada de sobre-explotação
Desconhecido	<i>Lobatus costatus</i> (Gmelin, 1791)	Vulnerável	Não listada

OCEANA Proteger os oceanos
e alimentar o mundo

BRASIL.OCEANA.ORG

