

Biologia pesqueira

Ana Cecilia Giacometti Mai
Organizadora

Biologia pesqueira

Ana Cecilia Giacometti Mai
Organizadora



Porto Alegre
2021

Direitos desta edição reservados à organizadora, cedidos somente para a presente edição à EDITORA MUNDO ACADÊMICO.



LICENCIADA POR UMA LICENÇA CREATIVE COMMONS

**Atribuição - Não Comercial - Sem Derivadas 4.0
Internacional (CC BY-NC-ND 4.0)**

Você é livre para:

Compartilhar - copie e redistribua o material em qualquer meio ou formato. O licenciante não pode revogar essas liberdades desde que você siga os termos da licença.

Atribuição - Você deve dar o crédito apropriado, fornecer um link para a licença e indicar se foram feitas alterações. Você pode fazê-lo de qualquer maneira razoável, mas não de maneira que sugira que o licenciante endossa você ou seu uso.

Não Comercial - Você não pode usar o material para fins comerciais.

Não-derivadas - Se você remixar, transformar ou desenvolver o material, não poderá distribuir o material modificado.

Sem restrições adicionais - Você não pode aplicar termos legais ou medidas tecnológicas que restrinjam legalmente outras pessoas a fazer o que a licença permitir.

Este é um resumo da licença atribuída. Os termos da licença jurídica integral está disponível em:

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Os dados e conceitos emitidos nos trabalhos, bem como a exatidão das referências bibliográficas, são de inteira responsabilidade dos autores.

EXPEDIENTE:

Projeto gráfico, diagramação e capa:

Casalettras

Imagem da capa:

Montagem a partir do acervo livre de Pixabay.com

Revisão linguística:

Fabiane Resende e Renata Troca

Supervisão Editorial:

Ana Cecília Giacometti Mai

Editor:

Marcelo França de Oliveira

Conselho Editorial

Prof. Dr. Amurabi Oliveira - UFSC

Prof. Dr. Aristeu Elisandro Machado Lopes - UFPEL

Prof. Dr. Elio Flores - UFPB

Prof. Dr. Fábio Augusto Steyer - UEPG

Prof. Dr. Francisco das Neves Alves - FURG

Prof. Dr. Jonas Moreira Vargas - UFPEL

Prof.ª Dr.ª Maria Eunice Moreira - PUCRS

Prof. Dr. Moacyr Flores - IHGRGS

Prof. Dr. Luiz Henrique Torres - FURG

Dados internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

B5211 Biologia pesqueira / Ana Cecília Giacometti Mai (Org). [edição eletrônica] Porto Alegre: Mundo Acadêmico, 2021.

264 p.

Bibliografia

ISBN: 978-65-89475-16-3

1. Oceanografia - 2. Recursos pesqueiros - 3. Dinâmica pesqueira - 4. Estatística pesqueira - 5. Conservação - I. Mai, Ana Cecília Giacometti - II. Título.

CDU:570.577

CDD: 551.46



EDITORA MUNDO ACADÊMICO

um selo da Editora Casalettras

R. Gen. Lima e Silva, 881/304 - Cidade Baixa

Porto Alegre - RS - Brasil CEP 90050-103

+55 51 3013-1407 - contato@casalettras.com

www.casalettras.com/academic

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	
RECURSOS PESQUEIROS: CARACTERIZAÇÃO	6
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 2	
DINÂMICA POPULACIONAL: CRESCIMENTO.....	19
<i>ANDRÉ MARTINS VAZ-DOS-SANTOS</i>	
CAPÍTULO 3	
DINÂMICA POPULACIONAL: REPRODUÇÃO.....	69
<i>VALÉRIA MARQUES LEMOS & ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 4	
DINÂMICA POPULACIONAL: MORTALIDADE	115
<i>MARCELO FRANCISCO DE NÓBREGA</i>	
CAPÍTULO 5	
PROSPECÇÃO PESQUEIRA	136
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 6	
AVALIAÇÃO PESQUEIRA A PARTIR DE DADOS DEPENDENTES DA PESCA	149
<i>PAUL GERHARD KINAS & ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 7	
MODELOS DE DINÂMICA POPULACIONAL APLICADOS À AVALIAÇÃO PESQUEIRA	176
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	

CAPÍTULO 8	
PESCA E CONSERVAÇÃO	186
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 9	
MANEJO PESQUEIRO	199
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 10	
VARIÁVEIS OCEANOGRÁFICAS E SUAS RELAÇÕES COM A PESCA	210
<i>ANA CECILIA GIACOMETTI MAI</i>	
CAPÍTULO 11	
ESTATÍSTICA ESPACIAL NAS CIÊNCIAS PESQUEIRAS E PLANEJAMENTO ESPACIAL.....	226
<i>MARCELO FRANCISCO DE NÓBREGA</i>	
AUTORES	262

Capítulo 1

RECURSOS PESQUEIROS: CARACTERIZAÇÃO

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

Recurso pesqueiro é qualquer organismo de origem animal ou vegetal, que pode ser extraído do meio aquático. E, apesar da grande diversidade da vida marinha, as principais pescarias ocorrem sobre 3 grupos taxonômicos: “Peixes”, Moluscos e Crustáceos. Estatísticas pesqueiras demonstram que 86% dos recursos marinhos são teleosteos; 8% moluscos, principalmente cefalópodes, e 6% crustáceos (Fig. 1.1).

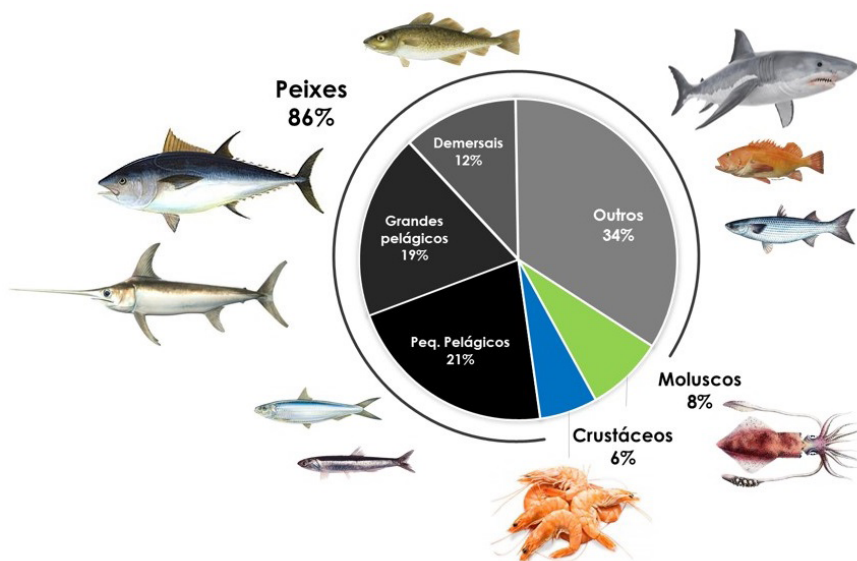


Figura 1.1 Divisão taxonômica da produtividade pesqueira mundial

Aproximadamente 53% dos recursos extraídos do mar são para o consumo direto dos seres humanos; uma ou outra parcela é destinada à fabricação de ração para criações, aquacultura, suinocultura e animais de domésticos. Infelizmente uma grande parcela, cerca de 22% que são devolvidas ao mar (geralmente mortas), por serem espécies sem interesse comercial (Fig. 1.2).

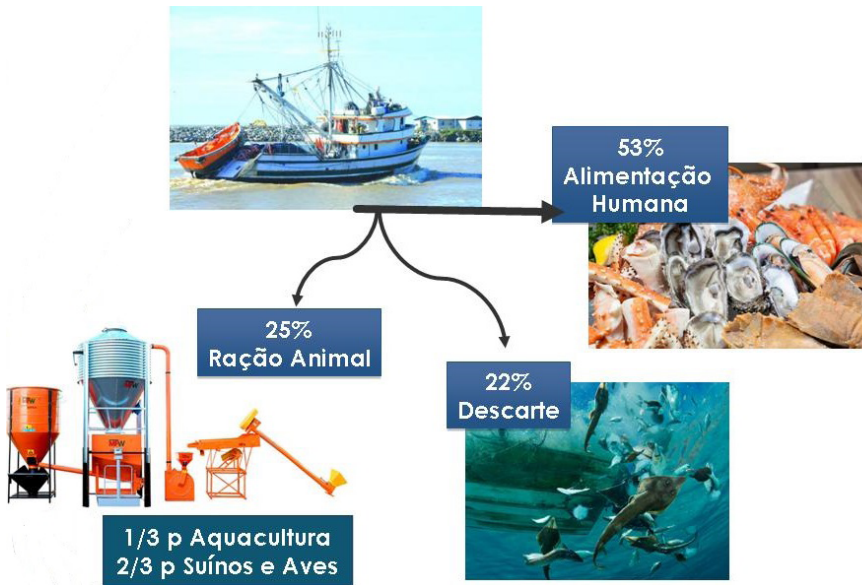


Figura 1.2 Estimativas do destino dos recursos pesqueiros explorados mundialmente

Os recursos pesqueiros podem ser classificados quanto ao ambiente que ocupam:

- **Pelágicos:** ocorrem principalmente entre 0 e 200 m de profundidade, não se alimentam sobre recursos bentônicos.
- **Batipelágicos:** ocorrem principalmente em áreas oceânicas abaixo de 200 m de profundidade, não se alimentam sobre recursos bentônicos.
- **Demersais:** vivem e/ou se alimentam sobre ou próximo ao fundo, entre 0 e 200 m.
- **Batidemersais:** vivem e/ou se alimentam sobre ou próximo ao fundo, vivem abaixo dos 200 m.
- **Recifais:** vivem e/ou se alimentam próximo a recifes.

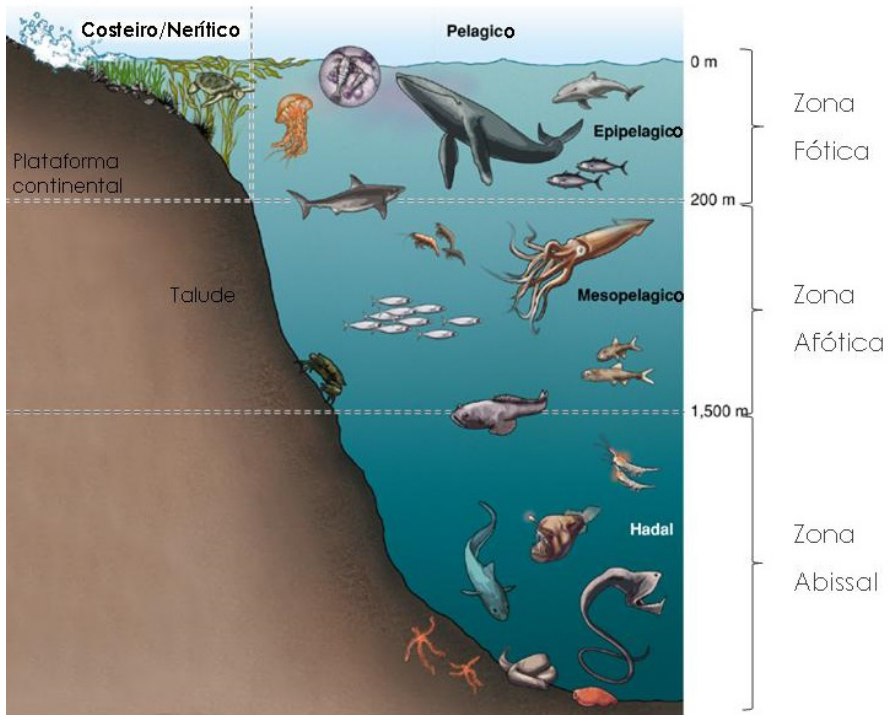


Figura 1.3 Ambientes marinhos: Costeiro ou Nerítico e Pelágico. Didaticamente o ambiente marinho também pode ser dividido em estratos de profundidade: Zona Fótica, de 0 até 200 metros; Zona Afótica, de 200 até 1500 metros; e abaixo de 1500m, Zona Abissal

A maioria dos estoques pesqueiros mundiais está totalmente explorada, e portanto, não tem potencial para aumento na produção, daí vem a necessidade de serem corretamente manejados, para que não colapsem. Para a correta avaliação dos estoques, é necessário que tanto a espécie-alvo quanto a fauna acompanhante estejam devidamente caracterizadas.

Sendo assim dados biológicos tais como: tamanho de primeira maturação, fertilidade, taxa de crescimento, taxa de mortalidade natural, ciclo de vida, distribuição, interações tróficas e número de populações, são algumas das informações imprescindíveis para garantir a sustentabilidade de sua exploração.

CARACTERÍSTICAS COMUNS AOS RECURSOS PESQUEIROS

- **Naturais:** habitam seu meio e sua densidade sofre flutuações que dependem das condições ambientais (fatores estocásticos) e competição intra e interespecíficas (fatores de densidade-dependência). Esses fatores estão fora do controle humano; logo, sua abundância não pode ser controlada/manipulada através de um manejo ativo, como ocorre na agropecuária. Seu potencial de produção de biomassa vai depender do estado de exploração (o esforço de pesca, sim, pode ser manipulado) e das condições ambientais. Por exemplo, a produtividade da anchoíta do Peru flutua frente às Oscilações Sul: *El Niño*.
- **Renováveis:** têm a potencialidade de se renovar. Logo, se adequadamente explorados, não se esgotam, em contraposição aos recursos minerais, que não são renovados.
- **Indivisíveis:** as diferentes fases de vida de muitos organismos requerem locais ou condições ambientais específicas. O esquema generalizado de Harden Jones (1968) mostra o requerimento de muitos teleósteos marinhos de desova pelágica (Fig. 1.4).

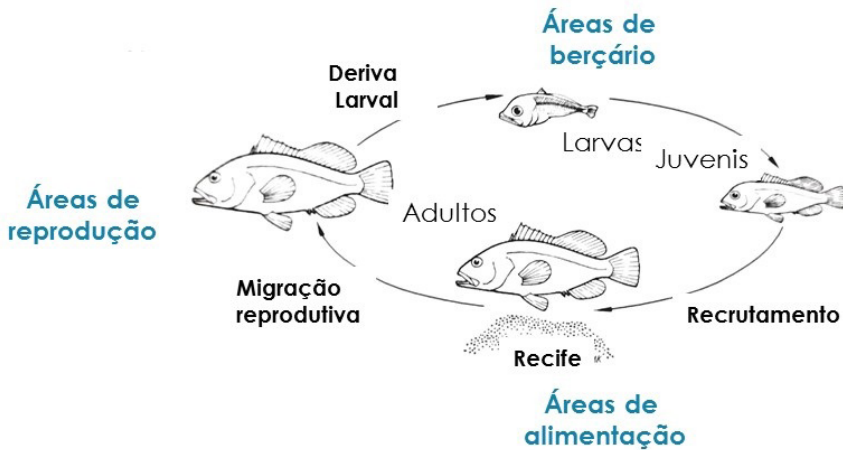


Figura 1.4 Ciclo de Harden Jones (1968). Exemplo hipotético do uso de diferentes ambientes durante as fases ontogenéticas de um organismo

Essa migração pode ocorrer por grandes extensões e, às vezes, um recurso pesqueiro pode ser compartilhado por diferentes países. São reconhecidas quatro categorias não mutuamente exclusivas de recursos compartilhados:

- **Recursos trans-fronteiros:** aqueles presentes nas Zonas Econômicas Exclusivas (ZEE) de dois ou mais países. Exemplos dessa categoria seriam a tainha *Mugil liza* e miragaia *Pogonias cromis*.
- **Recursos altamente migratórios:** os que realizam grandes migrações oceânicas. Por exemplo, os atuns.
- **Recursos trans-zonais:** presentes na ZEE e águas oceânicas adjacentes, como muitas raias, por exemplo.
- **Recursos oceânicos:** encontrados em áreas fora das ZEEs.

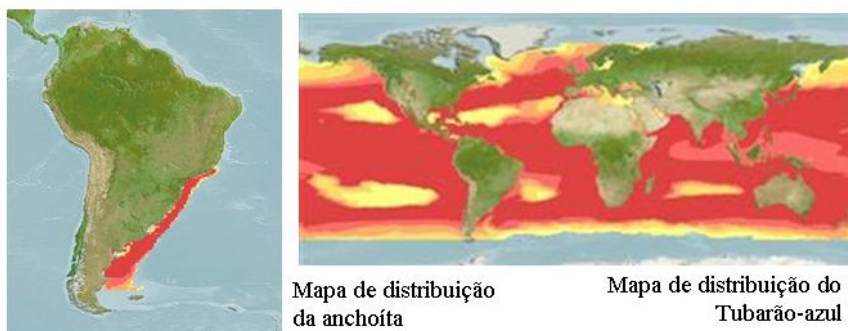


Figura 1.5 Dois exemplos de distribuição de espécies marinhas: cores vermelhas indicam maior abundância de registros. Esquerda: distribuição trans-fronteira (Argentina, Uruguai e Brasil) da anchoíta *Engraulis anchoita*. Direita: distribuição do Tubarão-azul *Prionace glauca*, recurso altamente migratório, com distribuição circum-global. Fonte: Fishbase.org

Outras vezes, as espécies podem migrar entre ambientes continentais (de água doce), estuarinos e o ambiente marinho. Apesar de poucas espécies serem capazes de realizar migrações Diádromas, menos de um 1% dos teleósteos e alguns crustáceos, exemplo o camarão-rosa *Penaeus paulensis* e alguns poucos moluscos (devido a fatores osmóticos). Muitos recursos pesqueiros o fazem: são exemplos os salmões (anádromos), as enguias (catádromos), corvinas, miragaia, tainha e o camarão-rosa (todos marinhos migrantes, estuarinos dependentes).

Com essas migrações, os recursos pesqueiros tornam-se alvos de diferentes pescarias, como, por exemplo, pesca artesanal, esportiva, industrial. Logo, compreender o comportamento migratório dos recursos pesqueiros é fundamental para o seu manejo e a proteção de seus ecossistemas fundamentais.

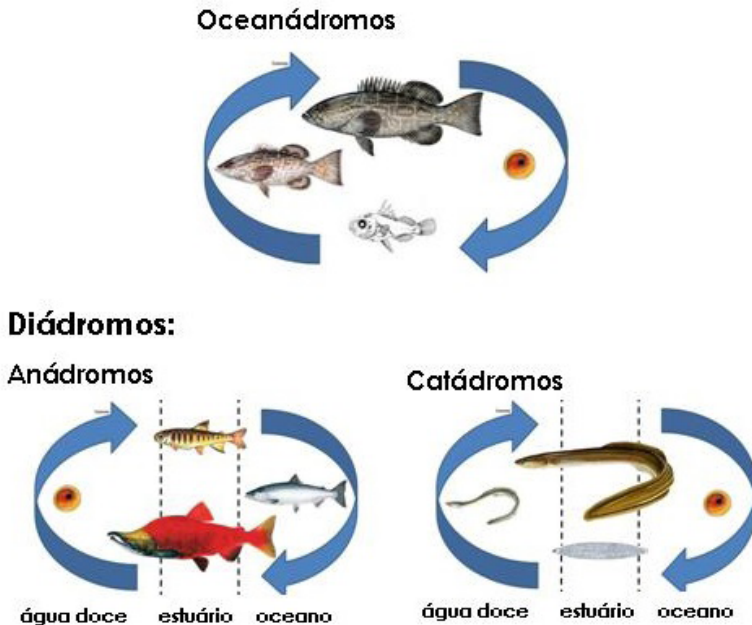


Figura 1.6 Representação de três tipos de migrações. Superior: migração no ambiente marinho. Inferior esquerda: migração reprodutiva, adultos marinhos migram para desovar em água doce. Inferior direita: migração reprodutiva, adultos de água doce migram para desovar no oceano

- **De livre acesso:** por muitas pescarias serem de livre acesso, os pescadores competem até a depleção do recurso. O que fez Hardin (1968) descrever a teoria da tragédia dos comuns. Como os peixes são de todos, cada pescador tem pouco a ganhar, deixando de pescar um peixe, porque o mesmo será capturado por outro pescador. A percepção de que todo mundo tem direito de pescar, sem custos, combinado ao livre acesso, está entre as principais razões da sobrepesca generalizada.

HISTÓRIA DE VIDA

A evolução de um padrão particular na história de vida de uma espécie inclui a taxa de crescimento, de mortalidade, as estratégias reprodutivas, a longevidade e depende de um arranjo complexo de sua hereditariedade e de forças impostas pelo ambiente. Em ambientes estáveis ou previsíveis, as espécies respondem mais aos efeitos de densidade-dependência, como competição por alimento e espaço, pressão por predação. E o tamanho do estoque pode ser relativamente constante no tempo. Em ambientes mais variáveis, efeitos estocásticos, como as temperaturas extremas, tempestades e correntes são os responsáveis por flutuações na abundância dos estoques.

Diferentes modelos e teorias foram desenvolvidos para descrever a evolução das histórias de vida dos organismos, as quais buscam explicar a evolução como respostas adaptativas a variações ambientais, mortalidade diferencial, alocação de recursos para os diferentes estágios de vida. As teorias também podem prever respostas demográficas a distúrbios em escalas espaciais e temporais variáveis, incluindo os efeitos da pesca.

MODELO r E k DE PINKA (1960) E MACARTHUR & WILSON (1967)

O exemplo mais notável é a teoria da seleção r e k , de Pinka (1960) e MacArthur e Wilson (1967). Essa teoria deriva de dois tipos básicos de crescimento populacional: o exponencial, dos r -estrategistas, e o logístico, do k -estrategistas.

- **r -estrategistas:** têm crescimento rápido e expectativa de vida curta; são pequenos e apresentam maturação precoce; têm alta fecundidade e alta mortalidade, causadas por eventos estocásticos. Vivem em climas variáveis, pouco previsíveis.
- **k -estrategista:** são de vida longa, crescimento lento, atingem grandes tamanhos, maturação tardia, baixa fecundidade e mortalidade controlada pela densidade-dependência. Com tamanhos populacionais próximos à capacidade de carga do ambiente, possuem grande capacidade competitiva.

Apesar de essa teoria se tratar de um contínuo, onde r e k são os extremos, os cientistas têm dificuldade de enquadrar algumas espécies de peixes. E outros modelos de histórias de vida têm sido propostos, sendo alguns deles apresentados a seguir.

MODELO DE WINEMILLER & ROSE (1992)

Baseados tanto em peixes de água doce quanto de marinhos, eles desenvolveram um modelo trilateral de História de Vida (Fig. 1.7). Após analisarem 16 características da história de vida dos peixes, viram que, com três características (sobrevivência dos juvenis, fecundidade e tempo de geração), as diferentes histórias de vida dos peixes podiam ser melhor explicadas.

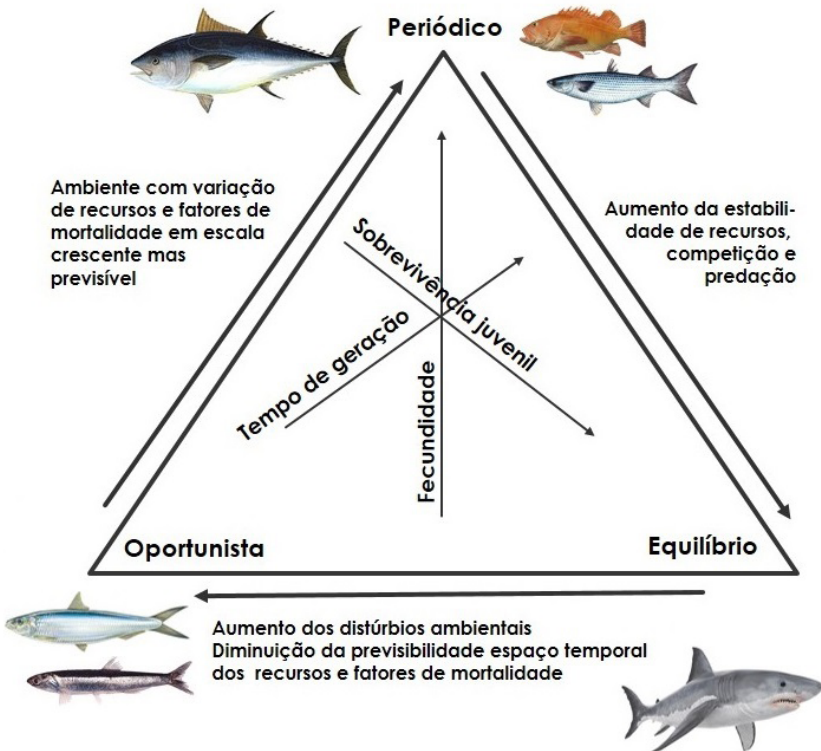


Figura 1.7 Modelo de história de vida para organismos aquáticos de Winemiller & Rose (1992)

ESTRATEGISTAS OPORTUNISTAS

O modelo W-R fornece um meio de prever *a priori* os tipos de histórias de vida com alta ou baixa resiliência demográfica, potencial de produção e conformidade com a regulação dependente da densidade. No geral, esses agrupamentos fornecem a base para o desenvolvimento de cenários para o gerenciamento pesqueiro.

Diferem basicamente dos r-estrategistas por terem fecundidade considerada intermediária. Com geração curta, porém, sua taxa intrínseca de crescimento populacional é alta. São espécies pelágicas que habitam locais não apenas com alto grau de variabilidade, mas também grandes fontes de energia, como por exemplo, zonas de ressurgências. Sabendo-se que suas abundâncias flutuam com os regimes climáticos oceânicos (por ex. ENZO), elas se tornam suscetíveis ao rápido esgotamento, com a pressão pesqueira.

Logo, essas espécies não vão responder bem aos modelos de gerenciamento denso-dependentes, como, por exemplo, o Mod. de Rendimento por Recruta. Elas precisam de modelos que incluam a estocasticidade. A baixa abundância histórica experimentada pelas populações durante os regimes de baixo recrutamento pode ser considerada a biomassa mínima crítica para a desova. Tais níveis de abundância representam, pelo menos, níveis cuja população pode aumentar quando as condições ambientais voltarem a ser favoráveis ao recrutamento. Por fim, seu gerenciamento deve prever refúgios no espaço ou no tempo das capturas (Winemiller 2005).

ESTRATEGISTAS PERIÓDICOS

Possuem relativa alta longevidade, peixes de médio e grande porte e com alta fecundidade. Esta é a estratégia predominante entre os peixes de interesse comercial em todo o mundo (ex: bacalhaus, atuns, Lutjanidae, Sciaenidae, etc).

Essa estratégia é favorecida quando a variação ambiental (que influencia a mortalidade larval) é periódica, relativamente previsível. Vemos a estratégia periódica como uma tática de espalhar o esforço reprodutivo ao longo de muitos anos (ou em uma grande área). De modo

que a alta sobrevivência larval durante um ano (ou uma zona espacial) compense os muitos anos ruins (ou zonas ruins).

Uma ferramenta gerencial eficaz seriam refúgios espaciais direcionados à população adulta, para reter peixes mais velhos no estoque reprodutor. Proibição da pesca no período reprodutivo.

ESTRATEGISTAS DE EQUILÍBRIO

São espécies cuja taxa intrínseca de crescimento é muito baixa, com baixa fecundidade, maturação tardia e com variado grau de cuidado parental. Exemplos: elasmobrânquios e bagres (Ariidae). São essencialmente os descritos como *k*-estrategistas.

Essas espécies são capazes de suportar apenas taxas modestas de capturas e, se forem capturados como espécie acessória de outra pescaria, eles correm grande risco de colapso.

O manejo de pescarias mistas deve levar em conta a vulnerabilidade das espécies menos produtivas e devem ser estabelecidas cotas de precaução e limites de capturas acessórias. Os modelos tradicionais de avaliação de estoques podem não se aplicar aos E. de equilíbrio e Modelos de Matriz Demográfica com base na idade, ou técnica Bayesianas de produtividade são provavelmente as mais apropriadas.

ESTRATEGISTA INTERMEDIÁRIO

Estes tendem a exibir a mesma dinâmica populacional que os estrategistas oportunistas, mudanças rápidas e de altas amplitudes na biomassa. Suas características de história de vida são intermediárias. Vivem de 10-20 anos; portanto, suas populações podem suportar períodos de condições ambientais desfavoráveis melhor que os E. Oportunistas, mas não exibem populações tão estáveis quanto os E. Periódicos.

ESTRATEGISTA SALMÔNICO

Pelo fato de os salmões terem vida relativamente curta, crescimento rápido, grande tamanho, de fecundidade intermediária, com ovos relativamente grandes, e serem semélparos, não se enquadravam nas

classificações anteriores. Na verdade, eles são um tipo especial de E. intermediários.

Sendo assim, McCann & Shuter (1997) criaram esta categoria exclusiva. Suas tendências populacionais são semelhantes às de outros pelágicos, como os E. oportunistas. E já existem numerosos exemplos da correlação de mudanças na produtividade dos salmões com as Oscilações Climáticas Oceânicas. Seus conselhos de gestão pesqueira podem se guiar, utilizando informações sobre a produção de ovos (água doce) ou taxa de sobrevivência na fase marinha.

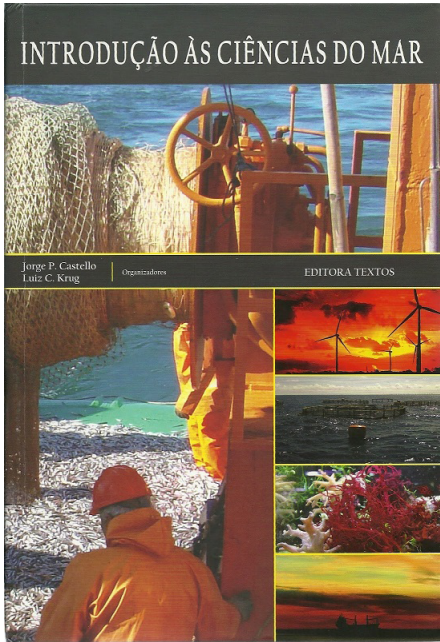
POSIÇÃO TRÓFICA DOS RECURSOS

Uma outra característica dos recursos pesqueiros de grande interesse para a dinâmica pesqueira é a posição/relações tróficas dos recursos pesqueiros. Se a pesca incidisse em consumidores primários, peixes planctônicos, ou secundários, os rendimentos seriam maiores, gerando mais alimento do que pescarias de predadores de topo (piscívoros). Porque a cada nível trófico que baixamos, é de se esperar que a captura aumente em até dez vezes. O fator 10 ocorre porque a produtividade cai numa ordem de grandeza por nível trófico, dada a eficiência média de transferência de energia trófica entre os níveis (devido a perdas por calor) (segundo a 2ª lei da termodinâmica).

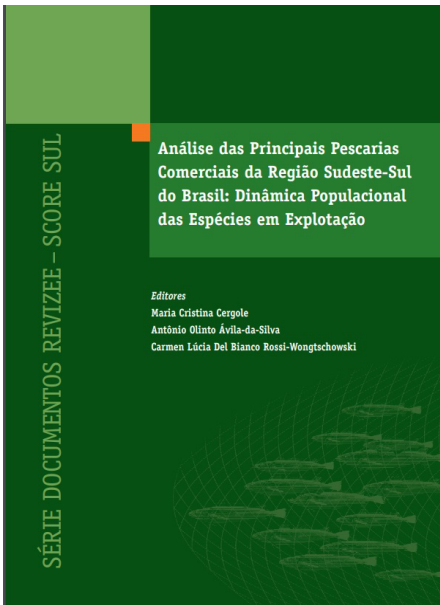
Um indicativo de que as pescarias mundiais não têm sido sustentáveis pode ser observado na tendência de mudanças de espécies-alvo dos mais altos níveis tróficos, para menores níveis. Esse efeito é conhecido como *fishing down food webs*, descrito por Pauly et al (1998). A queda de níveis tróficos também já foi registrada para a costa do Brasil (Freire & Pauly 2010). Informações sobre a posição trófica do recurso pesqueiro são fundamentais para a aplicação de modelos multiespécies, no gerenciamento pesqueiro ecossistêmico. De maneira geral, o nível trófico das espécies pode ser identificado por análises de conteúdo estomacal e, mais recentemente, por valores isotópicos no tecido dos organismos.

LEITURAS COMPLEMENTARES RECOMENDADAS:

Alguns temas, como a história da pesca e principais recursos pesqueiros não serão aqui abordados, então, a leitura destas obras são fortemente recomendadas.



Castello, J. P. & Krug, L. C. 2015. Introdução às Ciências Pesqueiras – Cap. 13: Recursos Vivos Marinhos, J.A.A. Perez, J.P. Castello e P.C.O.V. Abreu. No Livro os autores apresentam os temas: a pesca, a história da atividade pesqueira, o que motiva a pesca nos dias de hoje? o que são recursos pesqueiros? onde se pesca? a produção pesqueira no mundo e no Brasil, pesca x sustentabilidade ambiental e biotecnologia marinha. Acessível em: https://www.researchgate.net/publication/295546141_Introducao_as_Ciencias_do_Mar



Cergole, M. C., A. O. Ávila-da-Silva, C. L. D. B. Rossi-Wongtschowski. 2005. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. São Paulo: Instituto Oceanográfico, USP (Série documentos Revizee : Score Sul) Acessível em: <https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/documentos/revizee/score-sul-3.pdf>

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Carvalho, FM, JP Castello. 2013. Argentine anchovy (*Engraulis anchoita*) stock identification and incipient exploitation in southern Brazil. *Lat Am J Aquat. Res.* doi: 103856/vol41-issue5-fulltext-2
- Freire, KMF, D Pauly. 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fisher Res.* doi: 10.1016/j.fishres.2010.02.008
- Jennings, S, MJ Kaiser, JD Reynolds. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- King, JR, GA McFarlane. 2003 Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisher Manag Ecol.* doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00359.x
- Madureira, LSP, JP Castello, C Prentice-Hernández, et al. 2009. Current and potential alternative food uses of the Argentine anchoita (*Engraulis anchoita*) in Argentina, Uruguay and Brazil, 269–287. In MR Hasan, M Halwart. *Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper.
- McCann, K, B Shuter. 1997. Bioenergetics of life history strategies and the comparative allometry of reproduction. *Can J Fish Aquat Sci.* doi: 10.1139/f97-026
- Pauly, D, V Christensen, J Dalsgaard, R Froese, F Torres Jr. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Sci* 279: 860-863.
- Winemiller, KO, KA Rose. 1992. Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: implications for Population Regulation. *Can J Fish Aquat Sci.* doi: 10.1139/f92-242
- Winemiller, KO. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Can J Fish Aquat Sci.* doi: 10.1139/F05-040

Capítulo 2

DINÂMICA POPULACIONAL: CRESCIMENTO

ANDRÉ MARTINS VAZ-DOS-SANTOS

BASES CONCEITUAIS E METODOLÓGICAS

O crescimento é um dos fatores de maior relevância para a compreensão da biologia populacional de espécies sujeitas a pescarias, estando consolidado de forma intrínseca na biologia pesqueira (Saborido-Rey & Kejsbu 2005, Jackson 2007). Crescimento pode se referir a uma mudança de magnitude de uma dimensão física corporal (*i.e.*, comprimento, largura, volume, peso), aos constituintes químicos (*i.e.*, proteínas, lipídios) ou ao conteúdo calórico (energia) do corpo (Weatherley & Gill 1987). Os organismos crescem porque maiores tamanhos corpóreos conferem vantagens adaptativas, como, por exemplo, maior sucesso reprodutivo (Palumbi 2004), menor taxa de predação (Lankford et al. 2001), menor suscetibilidade a flutuações do suprimento de comida (Weatherley & Gill 1987), maior habilidade de competir por parceiros e por recursos (Arendt & Wilson 1997).

O crescimento pode ser descrito em termos de mudanças de comprimento, largura ou qualquer outra dimensão, como o peso (massa). O comprimento é a medida mais comum, por ser mais fácil de ser medido e apresentar maior independência da alimentação e da reprodução (Vaz-dos-Santos 2015a). Além disso, quando da medição de peixes em campo, como em embarcações, movimentos podem afetar os instrumentos de pesagem e aumentar o viés na obtenção do peso, tornando o comprimento mais indicado para registro. O comprimento torna ainda a comparação entre estudos e a comunicação dos resultados mais fáceis e objetivas (Jennings et al. 2012).

Durante a biometria, várias medidas de comprimento podem ser obtidas em recursos pesqueiros (Fig. 2.1). Sparre & Venema (1998) sumarizaram essas medições em diferentes organismos. Em peixes ósseos e tubarões, usualmente tomam-se os comprimentos total, padrão e, quando disponível, furcal. Em raias, o comprimento e a largura do disco são as medidas mais usuais. No caso de invertebrados, lagostas, lagostins, camarões, siris e caranguejos, devem ser medidos quanto ao comprimento e à largura da carapaça; o comprimento total pode ser aferido naqueles organismos que não apresentem uma grande curvatura corporal em posição natural, como nas lagostas. Em lulas, toma-se o comprimento do manto. Deve-se observar que, a despeito das definições gerais apresentadas, é fundamental para cada espécie observar exatamente como irá se proceder a medição e defini-la de forma objetiva no estudo, *i.e.*, posição de nadadeiras em peixes, inclusão ou não de espinhos nas medidas de crustáceos, distensão corporal, entre outros (Jennings et al. 2012).

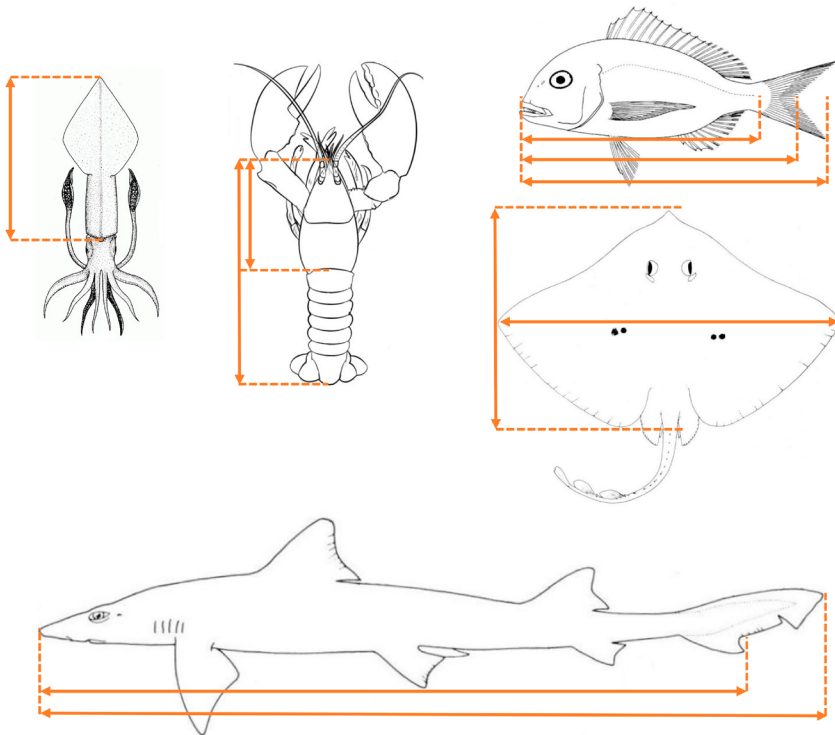


Figura 2.1 Exemplos de medidas corporais em diferentes recursos pesqueiros

O peso (massa corporal) é outra medida importante para se tomar, servindo para calcular a relação comprimento-peso ($W=aL^b$), para estimativas de rendimentos ou para avaliar o bem-estar animal (fatores de condição) (Weatherley & Gill 1987, Sparre & Venema 1998, Neumann et al. 2012). Portanto, sempre que possível, deve ser aferido também.

A biometria dos exemplares deve ser realizada sempre com o material fresco, idealmente sem prévio congelamento; material fixado (em formol e/ou álcool) não deve ser utilizado para estudos de idade e crescimento, tanto pelo efeito do encolhimento (*shrinkage*) no comprimento como pela descalcificação/clareamento de estruturas calcificadas, utilizadas para a identificação de marcas relacionadas à idade.

A obtenção de medidas acuradas de comprimento e peso depende do uso de equipamentos adequados, que permitam medições aleatórias e independentes, com dígitos significativos. No caso dos comprimentos corporais, recomenda-se sempre que possível medições centesimais. O uso do ictiômetro está amplamente difundido, e mesas eletrônicas de medição (*electronic fish measuring board*), que apresentam diversas funções além da tomada de comprimentos, já são uma realidade em alguns países do hemisfério norte. Pelo elevado custo dessas mesas, Craig (2019) apresentou uma proposta para sua construção em instituições de pesquisa e ensino. Espécies de menor porte podem ser medidas a contento com um paquímetro digital. Pesos devem ser tomados em balanças analíticas e semi-analíticas e, em campo, através de dinamômetros/balanças de mão.

Comprimentos e estruturas calcificadas são as bases das metodologias utilizadas para estudar o crescimento e a idade (Weatherley & Gill 1987, Morales-Nin 1992), sendo elas (i) a análise de distribuições de frequência (método indireto), (ii) a leitura de anéis em estruturas calcificadas (método semi-direto), (iii) a marcação e recaptura (método indireto) e (iv) o cultivo de espécimes com idade conhecida (método direto). Todas estas metodologias demandam biometria acurada não apenas pelo método *per se*, mas pela plasticidade do crescimento e variabilidade individual.

Diversas estruturas calcificadas têm sido utilizadas em estudos de crescimento. Nos peixes utilizam-se escamas, otólitos, vértebras e ossos, em moluscos gládios, bicos e conchas. A formação de anéis nessas estruturas ocorre devido a fatores endógenos, como fenótipo e metabolismo (modelos bioenergéticos), e exógenos, essencialmente estímulos ambientais que

afetam o crescimento, como disponibilidade de alimento, temperatura, oxigênio, fotoperíodo, entre outros (Wootton 1998, Saborido-Rey & Kejsbu 2005). O crescimento dos organismos tende a ser mais lento em alguns períodos, devido à redução das temperaturas, da disponibilidade de alimento, das migrações e dos deslocamentos, contrapondo-se a períodos com maior taxa. Tais variações ficam registradas em anéis de padrões alternados, com diferentes constituições estruturais, ópticas e químicas que, se corretamente associadas à época de formação, podem indicar a idade com acurácia.

A coleta de estruturas calcificadas, armazenamento e processamento para análise estão disponíveis em várias referências para peixes ósseos, tubarões e raias (Secor et al. 1991, Morales-Nin 1992, Stevenson & Campana 1992, Vanderkooy 2009, Panfili et al. 2002, Goldman et al. 2012, Vaz-dos-Santos 2015a) e para moluscos cefalópodes (Arkhipkin et al. 2018). Em crustáceos, o uso de estruturas calcificadas não é tão comum (Kilada & Driscoll 2017). Os procedimentos de laboratório devem observar a retirada e a limpeza da estrutura, o correto armazenamento e identificação para as análises posteriores. Muitos estudos de crescimento e idade são comprometidos pelo armazenamento incorreto de dados e estruturas.

Dessa forma, considerando a importância (e demandas) de estudar o crescimento e a idade e conhecendo os dados e materiais necessários para suas estimativas, emergem três pontos-chave: (i) representação do crescimento; (ii) técnicas de estudo; (iii) métodos de estudo, incluindo as amostragens. A sequência parte do princípio de que, conhecendo o objetivo e os procedimentos para sua consecução (i e ii), é possível dimensionar as técnicas de análise e amostragem adequadas (iii), à luz dos preceitos estatísticos (Gotelli & Ellison 2013).

REPRESENTAÇÃO DO CRESCIMENTO: MODELOS

Quist et al. (2012) chamam a atenção para duas definições distintas: crescimento é a representação de uma mudança de tamanho e idade é a descrição do tempo de vida de um organismo. O uso consolidado do termo “idade e crescimento” pode dar a ideia de uma unidade, o que não é correto. A representação de uma mudança de tamanho (usualmente o

comprimento corporal) pode ser feita em função da variável tempo (dias, meses, anos) ou em função de uma outra variável de tamanho (outro comprimento corporal, peso, tamanho de uma estrutura calcificada, entre outros). Quando o tempo (idade) está disponível, trata-se do crescimento absoluto e, quando não, do crescimento relativo. Ambas são abordagens distintas, porém valiosas para a compreensão da história de vida das populações de recursos pesqueiros.

CRESCIMENTO RELATIVO

Os princípios do crescimento relativo aplicados ao estudo de organismos (aquáticos e terrestres) remontam ao final do século XIX e início do século XX, desenvolvidos no trabalho de vários naturalistas e sintetizados por Huxley (1993, reimpressão do livro de 1932). Nesse estudo, estabeleceu-se o modelo potencial para a descrição de proporções corporais:

$$y = ax^b$$

Equação 2.1

A despeito do uso dos modelos linear ($y = a + bx$) e potencial ($y = a e^{bx}$) para investigações em peixes (Marr 1955), o modelo potencial seguramente é o mais versátil e possui algumas vantagens frente aos outros, a saber: (i) origem no zero, *i.e.* assumindo a condição biológica na qual o início da proporcionalidade entre duas partes corporais não existe antes do desenvolvimento inicial; (ii) a curva potencial se ajusta a situações lineares e não lineares; (iv) o coeficiente b pode ser comparado aos valores referenciais um, dois ou três, relativos aos crescimentos linear, em área e em volume, respectivamente; (iv) a análise de resíduos permite identificar se o crescimento é monofásico ou polifásico. Subsidiem tais afirmações, entre outros, Bagenal & Tesch (1978), Huxley (1993), Beverton & Holt (1993, reimpressão do livro de 1957), Quinn & Deriso (1999) e Froese (2006).

A relação comprimento-peso é um dos modelos de crescimento relativo mais amplamente difundido, dada sua ampla aplicação nas

ciências pesqueiras (Froese 2006, Neumann et al. 2012). A partir dela, os fatores de condição, que são índices de bem-estar dos peixes, podem ser calculados (Heincke 1908 *apud* Froese 2006, Le Cren 1951). Especialmente nessa relação, quando a proporcionalidade do incremento em peso é mantida ao longo do desenvolvimento, há crescimento isométrico ($b = 3$) e, quando não, pode ser alométrico negativo ($b < 3$) ou positivo ($b > 3$). Variações nos valores observados de b devem ser testadas através de um teste t , sendo importante expressar sua variabilidade em função de erro padrão ou intervalo de confiança, o que se aplica a qualquer estimativa.

Vale ressaltar que os parâmetros da relação comprimento-peso e, essencialmente, de todas as relações biométricas em modelos de crescimento relativo, expressam atributos intrínsecos às populações/ estoques. Dessa forma, podem representar dimorfismo sexual e variar no tempo e no espaço, o que demanda atenção nas suas estimativas, usos e comparações (Chaves et al. 2021). Por esse motivo, é fundamental apresentar e informar sobre a consistência dos dados e análises, incluindo indicadores de qualidade e acurácia.

Consideremos um exemplo com dados reais: um ajuste da relação comprimento-peso para *Paralanchurus brasiliensis* capturada ao longo da plataforma continental de Santa Catarina e adjacências com arrasto-de-fundo. O resultado foi $W = 4,14048 \times 10^{-7} L^{3,5891}$ ($n = 153$), intervalo de comprimento total de 3-204,0 mm, pseudocoefficiente de determinação $r^2 = 0,9925$, teste t indicando alometria positiva significativa ($p < 0,050$). Quando se observa o gráfico (Figura 2.2), verifica-se que há um grande intervalo de comprimentos sem dados; que a distribuição de comprimentos é bimodal e que a primeira moda provavelmente corresponda a juvenis. O ajuste está errado? Não, mas não há amplo espectro populacional representado. O coeficiente angular b , similar a outras estimativas para a espécie na mesma área, reflete essencialmente a forma corporal da espécie (Froese 2006), fenótipo extremamente conservativo.

Investigações de crescimento relativo também têm sido utilizadas como indicadores de crescimento polifásico, ou seja, quando há mudanças pronunciadas ao longo do desenvolvimento que permitam identificar pontos de mudança de fase, *i.e.*, comprimentos corporais nos quais haja alterações no padrão de crescimento em peso ou na dimensão de estruturas calcificadas

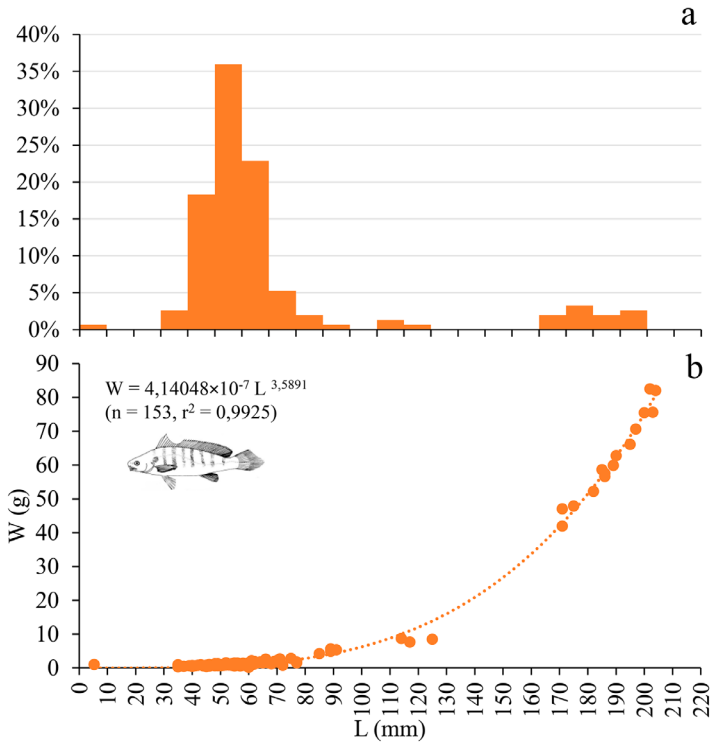


Figura 2.2 *Paralonchurus brasiliensis*: distribuição de frequência por classes de comprimento total (a) e relação comprimento-peso (b)

(Bervian et al. 2006, Barradas et al. 2016, Maciel et al. 2019). A análise de tendências em resíduos do ajuste do modelo potencial permite identificar se o modelo monofásico é adequado para descrever o conjunto de dados ou não (Bervian et al. 2006).

CRESCIMENTO ABSOLUTO

Vários modelos (equações matemáticas simples) vêm sendo usados para expressar o crescimento absoluto, *i.e.* representar a variação do comprimento corporal (variável resposta y) em função da idade (variável preditora x). O crescimento dos organismos marinhos, especialmente dos peixes, tem sido amplamente descrito, com base no modelo de von Bertalanffy, de 1938. Dentro da dinâmica pesqueira, o uso desse modelo facilita cálculos como o do Rendimento Máximo Sustentável (RMS), o do

modelo analítico de Beverton & Holt (1993), o da Análise de Coortes (Pope 1972), além das estimativas de mortalidade que utilizam seus parâmetros (Sparre & Venema 1998). O modelo de von Bertalanffy possui significado biológico relacionando aos seus dois principais parâmetros (constantes), o comprimento máximo teórico (L_{∞}) e a taxa de crescimento (k). Há ainda o terceiro parâmetro, a idade teórica de comprimento zero (t_0). A idade (t) e o comprimento na idade (L_t) são relacionados através da equação (Fig. 2.3):

$$L_t = L_{\infty} \{1 - e^{-k(t - t_0)}\}$$

Equação 2.2

O modelo de von Bertalanffy se baseia na lei de ação de massas de Guldberg-Waage, que estabelece a velocidade de uma reação química em um sistema em equilíbrio dinâmico. O balanço de massa de um organismo depende do conjunto de reações anabólicas e catabólicas (Beverton & Holt 1993). Com base nesses princípios, o modelo de

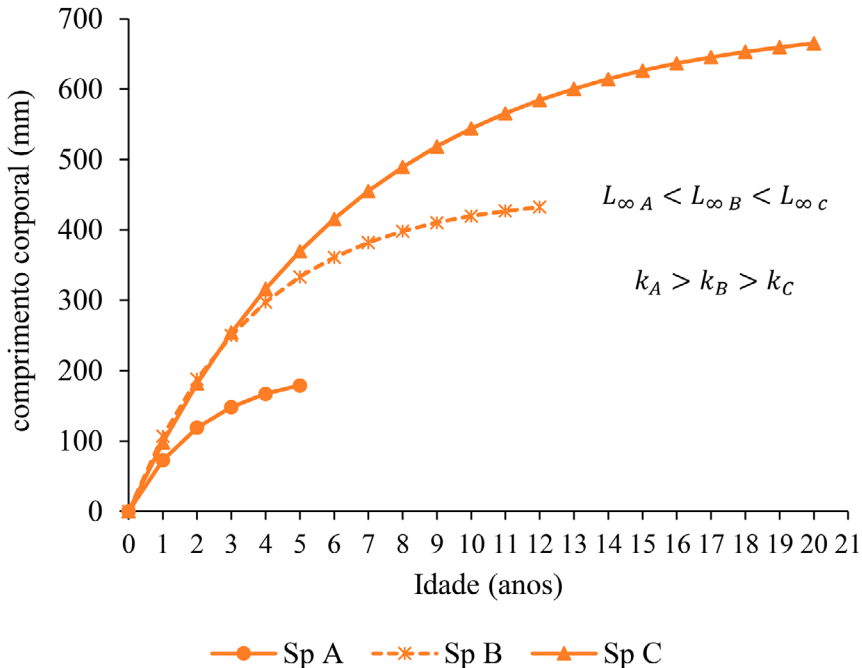


Figura 2.3 Curvas de crescimento de von Bertalanffy mostrando a relação entre os valores de comprimento máximo teórico (L_{∞}) e da taxa de crescimento (k)

von Bertalanffy pondera essas mudanças em massa, convertendo-as em mudanças em comprimento L , relacionadas à superfície fisiológica do organismo (L^2) e à proporção do comprimento em relação à massa ($-L^3$). Dessa forma, o comprimento máximo teórico representa o tamanho na idade (tempo) na qual o crescimento cessa e a taxa k é um coeficiente intrínseco ao crescimento, ambos relacionados a diversos fatores, mencionando a superfície das brânquias (L^2), oxigênio e temperatura da água, disponibilidade de alimento e alimentação e processos fisiológicos (Pauly 1981, Moreau 1987). O valor de t_0 é o que usualmente apresenta menor significado biológico e, muitas vezes, é um valor arbitrário e de conveniência (Moreau 1987), uma vez que o crescimento de adultos frequentemente é diferente do de larvas e juvenis (Beverton & Holt 1993).

Os parâmetros do modelo de von Bertalanffy são amplamente utilizados para descrever a história de vida dos peixes. Em geral, altos valores de k estão associados a tamanhos/idades de primeira maturação menores, grande fecundidade, ciclo de vida curto e L_∞ reduzido, típico de espécies que tendem a ser r -estrategistas. Por sua vez, baixos valores de k estão relacionados à maturidade em tamanhos/idades maiores, menor fecundidade e maior longevidade, com valores de L_∞ maiores, compreendendo espécies que tendem a ser k -estrategistas. Recursos pesqueiros compreendem espécies com diferentes estratégias (*cf.* Vaz-dos-Santos & Rossi-Wongtschowski 2019a), que não são mutuamente exclusivas, mas sim os “extremos de uma escala”.

Ainda sobre o modelo de von Bertalanffy, existem variações sobre a equação 2.2, para adequações a diferentes situações, quer sejam metodológicas (p.ex., a não estimação do valor de t_0 , aparente linearidade dos dados) e/ou biológicas e ambientais (oscilações pronunciadas nas taxas de crescimento, crescimento polifásico etc.). A Tabela 2.1 sumariza alguns desses modelos e as situações nas quais devem ser utilizados, assim como suas referências.

Outros modelos têm sido utilizados para descrever o crescimento em peixes, destacando os modelos de Gompertz e a equação logística de Verhulst (Ricker 1975, Campana & Jones 1992, Gamito 1998, Katsanevakis 2006, Katsanevakis & Maravelias 2008). Em crustáceos, há também variada gama de modelos, incorporando o processo de muda (Chang et al. 2012). A despeito do amplo uso do modelo de

Tabela 2.1 Variações do modelo de crescimento de von Bertalanffy

Fórmula	Características
<p>Modelo original de von Bertalanffy (Cailliet et al. 2006):</p> $L_t = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_0)e^{-kt}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.3</i></p>	<p>Fórmula original dos estudos de von Bertalanffy, que utiliza o comprimento ao nascer (L_0).</p>
<p>Modelo com oscilação sazonal (sinusóide) (Pitcher & McDonald 1973):</p> $L_{t_r} = L_{\infty}(1 - e^{-k_1 t_r})$ $k_1 = C \operatorname{seno} \left[\frac{2\pi(t_r - s_1)}{52} \right] + k(t_r - t_0)$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.4</i></p> <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.5</i></p>	<p>Introduz o tempo real (t_r), que compreende períodos com e sem crescimento, regulados pela intensidade da oscilação sazonal (C) e do ponto de início do seno (s_1). A função cosseno ajusta a oscilação no tempo, no caso um intervalo de 52 semanas.</p>
<p>Modelo com oscilação sazonal (sinusóide) (Pauly & Gaschütz 1979):</p> $L_t = L_{\infty} \left\{ 1 - e^{-k \left(t - t_0 + \left(\frac{C \cdot k}{2\pi} \right) [\operatorname{seno} 2\pi (t - ts)] \right)} \right\}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.6</i></p>	<p>Análogo ao modelo de Pitcher & McDonald (1973). C = constante de oscilação sazonal, ts = “winter point” – 0,5, indica o início da oscilação, com base no período com menor intensidade do crescimento o “winter point”.</p>
<p>Modelo com oscilação sazonal (Somers 1988):</p> $L_t = L_{\infty} \left\{ 1 - e^{-k \left(t - t_0 - \left(\frac{C \cdot k}{2\pi} \right) [\operatorname{seno} 2\pi (t - ts) - \operatorname{seno} 2\pi (t_0 - ts)] \right)} \right\}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.7</i></p>	<p>Incremento do modelo de Pauly & Gaschütz (1979), corrigindo o problema da estimação de t_0.</p>
<p>Modelo bifásico (Soriano et al. 1992):</p> $L_t = L_{\infty} \left\{ 1 - e^{[-k A_t (t - t_0)]} \right\} \text{ OU}$ $L_t = L_{\infty} A_t \left\{ 1 - e^{[-k (t - t_0)]} \right\}$ $A_t = 1 - \frac{h}{(t - t_h)^2 + 1}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.8</i></p> <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.9</i></p> <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.10</i></p>	<p>Pode ser aplicado para modificar os valores de L_{∞} ou k, sendo t_h = idade de transição entre as duas fases de crescimento e h = magnitude da diferença entre os modelos de von Bertalanffy tradicional (equação 2.2) e o modificado (equação 2.8 ou 2.9).</p>
<p>Modelo de Schnute & Fournier (1980):</p> $\mu_t = l + (L - l) \frac{1 - K^{t-1}}{1 - K^{M-1}}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.11</i></p>	<p>Introduz três novos parâmetros l = comprimento médio dos indivíduos menores, L = comprimento médio dos indivíduos maiores e $K = e^{-k}$, com a vantagem de se conhecer os comprimentos da amostra e pode converter os parâmetros nos da equação 2.2. Apresenta uma generalização por Ratkovsky (1986) para qualquer intervalo entre classes de idade.</p>
<p>Modelo com variação de temperatura ambiental (Fontoura & Agostinho 1996):</p> $L_t = L_{\infty} \left\{ 1 - e^{[-k_t (t - t_0)]} \right\}$ $k_t = C_1 e^{C_2 T}$ $T = \frac{1}{(t - t_0)(T_1 - T_2)}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.12</i></p> <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.13</i></p> <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.14</i></p>	<p>O modelo incorpora variações mensais de temperatura da água, incluindo o parâmetro k_t = taxa de crescimento média, calculado com base em constantes empíricas (C_1, C_2) e na temperatura T, estimada em função da idade e de suas variações.</p>

von Bertalanffy, a descrição do crescimento de uma população/estoque deve considerar uma abordagem multi-modelo (Cailliet et al. 2006, Katsanevakis & Maravelias 2008, Vaz-dos-Santos & Silveira 2021), utilizando elementos estatísticos e biológicos para a tomada de decisão sobre o melhor ajuste, destacando sua correta interpretação biológica (Moreau 1987).

TÉCNICAS DE ESTUDO

As técnicas de estudo, mencionadas no início deste capítulo, consistem em obter informações que permitam identificar a idade dos indivíduos e, conseqüentemente, da população/estoque e do crescimento. Fundamentalmente, à luz dos modelos de crescimento, busca-se obter uma relação entre a idade (x) e o comprimento (y). Nos focaremos aqui nas três principais técnicas de estudo de recursos pesqueiros em ambientes naturais: (i) a análise de distribuições de frequência (método indireto), (ii) a leitura de anéis em estruturas calcificadas (método semi-direto) e (iii) a marcação e recaptura (método indireto).

ANÁLISE DE DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA

Este método envolve diferentes procedimentos que, utilizando o comprimento corporal como um referencial não linear de tempo, decompõe uma distribuição de frequência de comprimentos complexa em coortes, relacionando-as a idades. A referência original para este método é o estudo de Petersen, de 1892 (Pauly 1983). Para sua aplicação, a população/estoque deve apresentar amostras representativas da ontogenia; o recrutamento deve ser regular, gerando um fluxo contínuo de novos indivíduos em um curto período; e a taxa de crescimento deve ser a mesma para todos os indivíduos (Pauly & David 1980). Em espécies de ciclo de vida curto, a existência de uma coorte é evidente, mas, em espécies mais longevas, a complexidade aumenta, em função da variação intrínseca da idade e do comprimento, ao longo do tempo. Vários autores desenvolveram procedimentos para estimar idades a partir de distribuições de frequências, os quais serão comentados na sequência. Deve-se ressaltar, no entanto, que, na maioria dos casos, trata-se de idades relativas, uma vez que a atribuição de tempo pode ser pouco acurada.

Cassie (1954) apresentou o uso do papel de probabilidade para separar distribuições de frequência polimodais, com base na inspeção visual e na identificação dos pontos de mudanças de modas. No exemplo de *Atherinella brasiliensis* (Tab. 2.2, Fig. 2.4), foram identificadas três modas distintas. A identificação dos pontos de inflexão foi subjetiva, assim como a exclusão da última classe de comprimento (Tab. 2.2). Com as regressões lineares (Fig. 2.4.b), foram estimados os comprimentos correspondentes à frequência acumulada de 50%, obtendo-se os valores $L_1 = 26$ mm, $L_2 = 84$ mm e $L_3 = 126$ mm, correspondentes às idades relativas um, dois e três, respectivamente.

Bhattacharya (1967) aprimorou os métodos pré-existentes para a decomposição de modas (incluindo o de Cassie 1954), considerando que uma distribuição de frequência é constituída por uma série de distribuições normais que representam as coortes. A partir da Tabela 2.2, calcula-se a logaritmo neperiano da frequência absoluta ($\ln FA$) e, na sequência, a diferença entre logaritmos entre a classe subsequente ($\ln FA_{L_{t+1}} - \ln FA_t$). A abordagem é, então, repetida na próxima moda e continuamente, até não serem mais identificadas distribuições normais. Nesse estágio, cada moda corresponde a uma coorte a partir da qual se obtém os comprimentos médios (Fig. 2.5), cada um deles associado a uma idade relativa.

Os métodos de Cassie (1954) e Bhattacharya (1967) são derivações do método de Petersen e servem para avaliar intervalos de tempo (idade) entre os picos de uma única distribuição de frequência (Pauly 1983). Em uma abordagem mais complexa, pode-se analisar quais picos se conectam entre sucessivas amostras de distribuições de frequência no tempo, constituindo, assim, a análise de progressão modal (Pauly 1983, Sparre & Venema 1998). Os autores citados ressaltam algumas premissas para a aplicação da análise progressão modal, a saber: (i) os indivíduos devem pertencer à mesma população/estoque; (ii) o crescimento inicial é rápido, atenuando-se nos peixes mais velhos e sendo representado por uma única longa curva assintótica; (iii) uma única curva de crescimento conectando os picos modais sequenciais deve representar o crescimento; (iv) o padrão de crescimento se repete ano a ano; (v) o intervalo de tempo entre as amostras deve ser representado no eixo x ; (vi) amostras que representem apenas um ciclo podem ser repetidas ao menos duas vezes para refinar o ajuste da curva de crescimento.

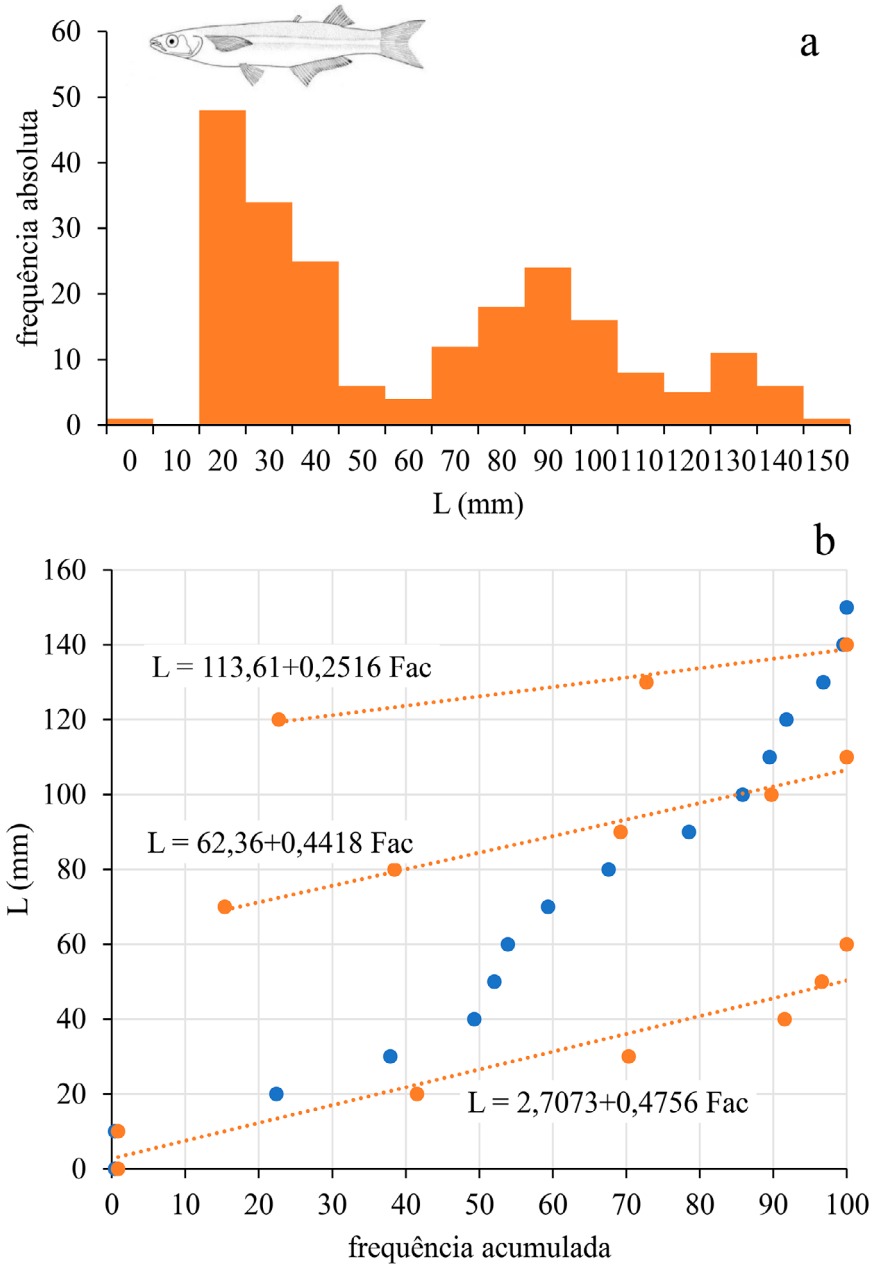


Figura 2.4 *Atherinella brasiliensis*: (a) distribuição de freqüência por classes de comprimento total, evidenciando a presença de três modas e (b) plotagem da freqüência acumulada em relação ao comprimento total, ajuste de regressões lineares segundo o método de Cassie (1954) (cf. texto e Tab. 2.2)

Tabela 2.2 *Atherinella brasiliensis*: aplicação do método de Cassie (1954) para a decomposição de modas: limite inferior da classe de comprimento total (L), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), frequência acumulada (Fac). Em vermelho, os pontos de inflexão detectados juntamente com a observação da Figura 2.4.b. As frequências relativa e acumulada de cada moda (FR Mo e Fac Mo, respectivamente) foram calculadas e, a partir delas, foram ajustadas as regressões lineares da Figura 2.4.d ($L = a + b \text{ Fac}$)

L (mm)	FA	FR	Fac	FR Mo ₁	Fac Mo ₁	FR Mo ₂	Fac Mo ₂	FR Mo ₃	Fac Mo ₃
0,0	1	0,46	0,46	0,85	0,85				
10,0	0	0,00	0,46	0,00	0,85				
20,0	48	21,92	22,37	40,68	41,53				
30,0	34	15,53	37,90	28,81	70,34				
40,0	25	11,42	49,32	21,19	91,53				
50,0	6	2,74	52,05	5,08	96,61				
60,0	4	1,83	53,88	3,39	100,00				
70,0	12	5,48	59,36			15,38	15,38		
80,0	18	8,22	67,58			23,08	38,46		
90,0	24	10,96	78,54			30,77	69,23		
100,0	16	7,31	85,84			20,51	89,74		
110,0	8	3,65	89,50			10,26	100,00		
120,0	5	2,28	91,78					22,73	22,73
130,0	11	5,02	96,80					50,00	72,73
140,0	6	2,74	99,54					27,27	100,00
150,0	1	0,46	100,00						

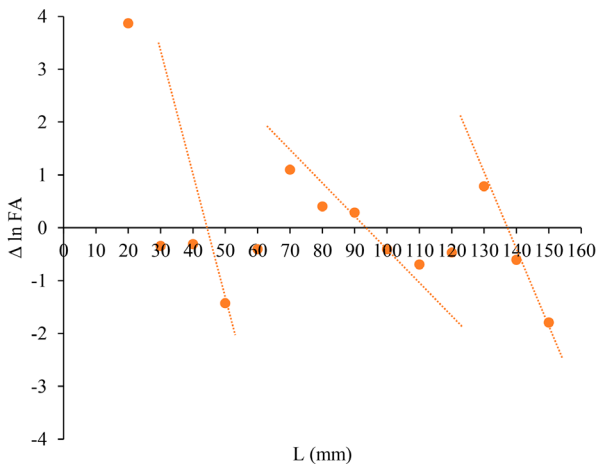


Figura 2.5 *Atherinella brasiliensis*: decomposição de modas de uma distribuição de frequência pelo método de Bhattacharya. Ao menos três pontos descendentes devem ser utilizados para ajustar uma regressão linear, correspondente a uma distribuição normal. O ponto onde a reta cruza o eixo x ($y = 0$) corresponde ao comprimento médio da moda

A mais difundida e usada sistematização da análise progressão modal foi o desenvolvimento da rotina ELEFAN I (*Electronic Length Frequency Analysis*), por Pauly & David (1980), incluída no programa FiSAT (*FAO-ICLARM Stock Assessment Tools*) (Gayanilo et al. 2005) e no pacote TropFishR (Mildenberger et al. 2017). Tanto o FiSAT quanto o TropFishR incorporaram uma série de incrementos metodológicos na análise de distribuição de frequências, desenvolvidos por diversos autores a partir dos anos 1980 (com uma grande contribuição de Daniel Pauly), melhorando a acurácia das análises. Uma das vantagens da aplicação da análise de distribuições de frequência é a possibilidade de um diagnóstico rápido sobre o crescimento, ainda que menos acurado, se comparado a outros métodos (Sparre & Venema 1998).

Modificado de dados reais, apresentamos um exemplo para *Porichthys porosissimus*, a partir de coletas mensais durante 1997, com arrasto-de-fundo sobre uma área da plataforma continental do estado de São Paulo. Usualmente *P. porosissimus* não é uma espécie abundante, como os cienídeos. Dessa forma, foram obtidos 121 exemplares (60-285 mm) que, para estimar o crescimento, foram agrupados em estações do ano. Aplicando a rotina ELEFAN I com um valor de $L_{\infty} = 307,13$ mm, foi obtido com o método *k*-scan (*cf.* Gayanilo & Pauly 1997) o valor de $k = 0,23 \text{ ano}^{-1}$ (Fig. 2.6). Na distribuição de frequência (Fig. 2.6a), observa-se que as modas ficaram praticamente no mesmo intervalo de comprimento nas diferentes estações (representadas pelo mês inicial), com pouca variação. Indivíduos maiores e menores foram raros e o surgimento de uma nova coorte em abril (outono) remeteu a uma possível desova em setembro (primavera), cuja confirmação depende de estudo da biologia reprodutiva. A constante de ajuste (Rn , sendo valores mais altos indicativos de melhor ajuste) foi de 0,363, com um pico destacado, apesar de haver um segundo pico, em valores inferiores a 0,5 (Fig. 2.6b). A curva de crescimento de von Bertalanffy (Fig. 2.6c) mostra o padrão de desenvolvimento até doze anos. Logo, mesmo com o ajuste sendo razoavelmente bom, deve ser utilizado com cautela, não podendo ser considerado uma estimativa extremamente acurada e robusta.

Logo, ao aplicar a análise de distribuições de frequência, é fundamental observar as premissas do método, calibrar as rotinas com informações acuradas, apresentar indicadores de qualidade e interpretar os resultados sem omitir suas limitações (Vaz-dos-Santos & Silveira 2021).

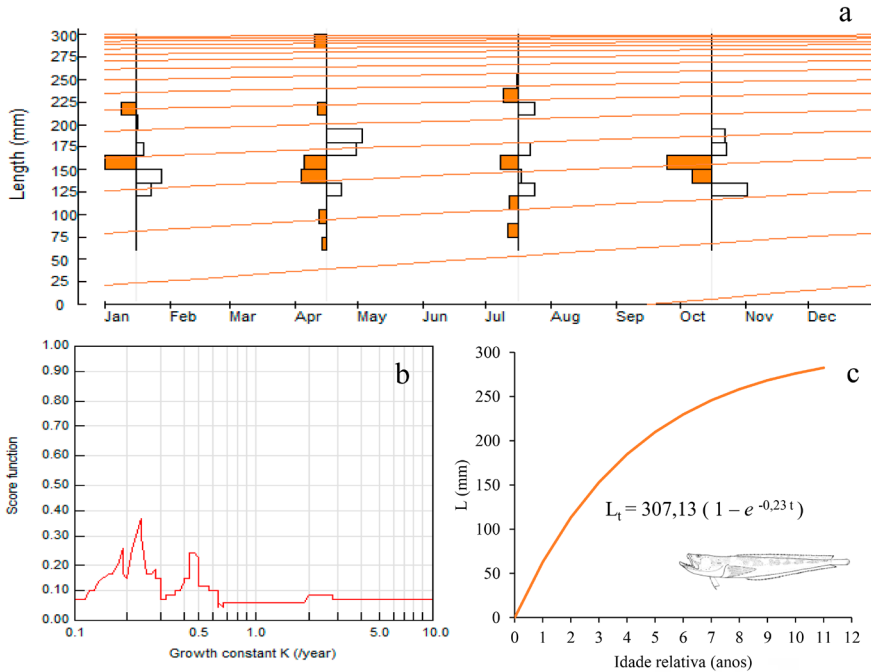


Figura 2.6 *Porichthys porosissimus*: (a) distribuição de frequência sazonal de indivíduos por classes de comprimento; (b) valores da constante de ajuste (Rn) em função de valores da taxa de crescimento, e ; (c) curva de crescimento de von Bertalanffy.

LEITURA DE ANÉIS EM ESTRUTURAS CALCIFICADAS

Estimativas de idade e crescimento a partir da leitura de anéis em estruturas calcificadas tendem a ser mais acuradas (Morales-Nin 1992, Panfili et al. 2002). Historicamente, o uso de estruturas calcificadas para atribuir a idade em peixes remonta aos estudos de Aristóteles na Grécia Antiga (340 a.C.) (*cf.* a revisão de Jackson 2007). Escamas, otólitos, vértebras, espinhos e ossos de peixes, assim como gládios, bicos e conchas de moluscos são as estruturas mais utilizadas, cuja escolha, retirada, armazenamento e processamento podem ser feitos através de árvores de decisão (Troadec & Pontual 2002, *Aid to decision trees*). Segundo esses autores, entre os elementos que envolvem tais escolhas, destacam-se:

- (i) Necessidade de sacrificar ou não o exemplar;
- (ii) Estrutura a ser utilizada e presença de anéis visualizáveis, mesmo que técnicas de preparo e realce sejam necessárias para a observação dos anéis;

- (iii) Resolução temporal do estudo: será executado em uma perspectiva macroestrutural (observação de anéis anuais, sazonais, marcas de eventos biológicos), microestrutural (análise de microincrementos, anéis diários e subdiários), ou ultraestrutural (microscopia eletrônica);
- (iv) Custo-benefício e viabilidade em termos de tempo, mão-de-obra, insumos e equipamentos.

Escamas foram as primeiras estruturas dos peixes a serem utilizadas para idade, sendo seu uso comum em peixes de água doce (Dei Tos et al. 2010, Santana et al. 2020, Vaz-dos-Santos & Silveira 2021). Com escamas só é possível realizar análises macroestruturais, contando-se os anéis depositados em *circuli*, que se evidenciam a partir do núcleo; descontinuidades entre esses *circuli* são chamadas de *annuli* (Panfili et al. 2002) (Fig. 2.7a). Podem ser extraídas com o peixe vivo, assim como os espinhos caudais de raias, além de serem de rápida retirada e limpeza (Panfili et al. 2002, Goldman et al. 2012). Entretanto, em peixes velhos, muitas escamas são perdidas e regeneradas, além de poder haver reabsorção durante períodos de pouco crescimento ou estresse. Com isso, as escamas podem não representar a idade do indivíduo.

Em peixes ósseos, os pares de otólitos *sagitta*, *asteriscus* e *lapillus* presentes nas cápsulas auditivas, *sacculus*, *lagena* e *utriculus*, respectivamente, são utilizados para estudos de idade, crescimento e outros padrões biológicos (Volpedo & Vaz-dos-Santos 2015). Usualmente o *sagitta* é o maior (Fig. 2.7b) e, por isso mesmo, o mais utilizado – com exceção dos Ostariophysi, entre os quais, nos Siluriformes, o *lapillus* é o maior. Os otólitos se formam a partir do primórdio, a primeira deposição calcificada do embrião (Morales-Nin 2000), a partir do qual crescem pela adição de camadas concêntricas ao longo do tempo. Essas camadas podem ser analisadas na perspectiva microestrutural (zonas D e L, de *dark* e *light*, respectivamente) ou macroestrutural (zonas translúcidas e opacas) (Figs 2.7c e 2.7d). Possuem a vantagem de apresentar um registro dos eventos desde o desenvolvimento inicial do indivíduo e, por serem inertes, não sofrem alterações após formados. Todavia, a acurácia na interpretação da idade usualmente envolve técnicas de preparação específicas (corte, coloração, polimento), principalmente para análises microestruturais.

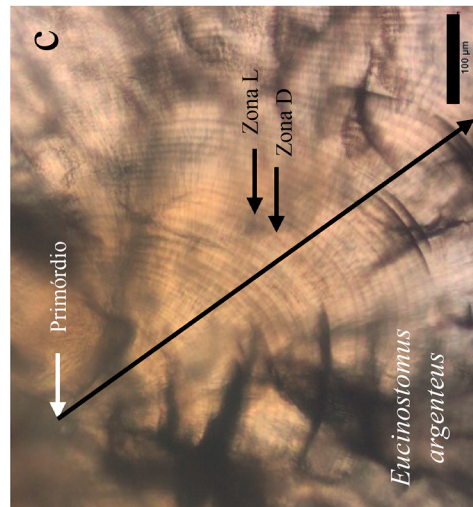
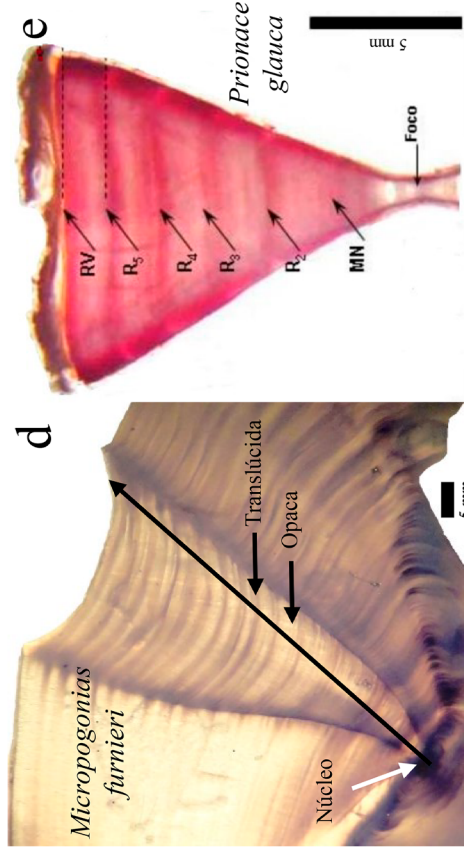
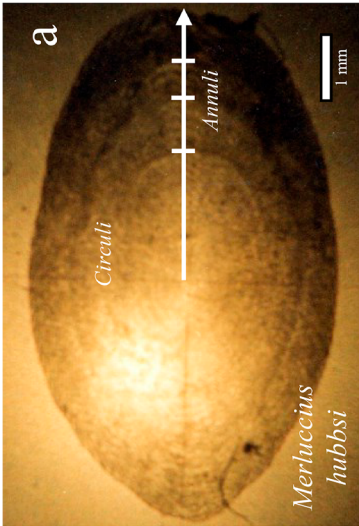
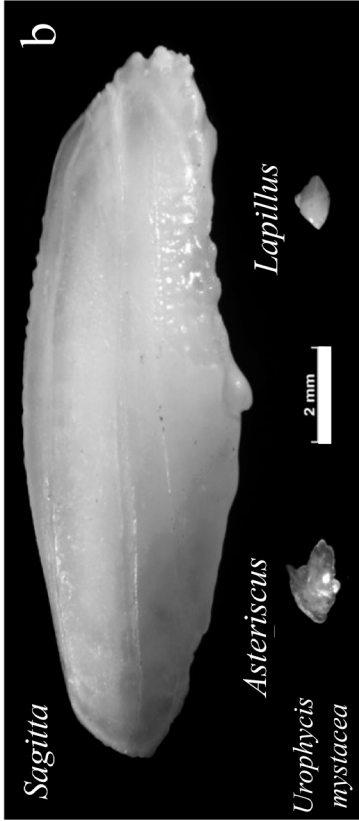


Figura 2.7 (a) Escama ciclóide de *Merluccius hubbsi* mostrando o eixo de leitura de anéis a partir do núcleo. (b) Otólitos de *Urophycis mystacea* (modificado de Rossi-Wongtschowski 2015). (c) Otólito *sagitta* de *Eucinostomus argenteus* mostrando o primórdio e zonas de crescimento D e L. (d) corte de otólito *sagitta* de *Micropogonias furnieri* mostrando o núcleo e os anéis opacos e translúcidos. (e) corte de vértebra de *Prionace glauca* mostrando o foco, a marca e nascimento (MN) e os anéis de crescimento (R) (modificado de Montealegre-Quijano 2007)

A) MEDIÇÃO E REPRESENTATIVIDADE DA ESTRUTURA CALCIFICADA

A obtenção de medidas da estrutura antes de qualquer processamento é um pré-requisito para as etapas subsequentes. No exemplo da Figura 2.8, para *Bembrops heterurus*, medidas de comprimento (L_o), altura (H_o), peso (W_o), perímetro (P_o) e área (A_o) do otólito foram tomadas, permitindo o ajuste de regressões entre o comprimento corporal (x) e as medidas da estrutura (y). Essas regressões (modelo alométrico, Huxley 1993) permitem avaliar como a estrutura selecionada representa o crescimento, inclusive para a tomada de decisão sobre processamento das amostras e eixo de leitura de anéis. Um eixo que apresente incremento na mesma proporção ao longo do desenvolvimento é preferível a um que tenha redução de incremento, no qual os anéis de crescimento tendem a ficar muito próximos. Nesta etapa também é possível avaliar dimorfismo sexual, principalmente nas espécies em que há acentuada diferença no crescimento de machos e fêmeas, como nos Gadiformes *Urophycis brasiliensis* (Cavole et al. 2018), *Urophycis mystacea* (Balbi et al. 2019) e *Merluccius hubbsi* (Vaz-dos-Santos & Schwingel 2015).

Vértebras, espinhos dorsais e caudais, arcos neurais têm sido utilizados para determinar a idade e o crescimento principalmente de tubarões e raias (Goldman 2005, Cailliet et al. 2006, Goldman et al. 2012). Cailliet et al. (2006) apresentaram uma revisão sobre estudos de idade e crescimento em elasmobrânquios (atualizando revisões prévias de Gregor M. Cailliet), propondo padronização de termos e evidenciando a dificuldade em comprovar a periodicidade e a época de formação dos anéis nas estruturas calcificadas (*i.e.*, validação). Quando possível, devem-se utilizar múltiplas estruturas para estimar o crescimento de elasmobrânquios, pois o número de anéis em vértebras (Fig. 2.7e) é

fortemente influenciado pela posição na coluna vertebral, circunferência corporal e fisiologia (Officer et al. 1996, Natanson et al. 2018).

Em moluscos, o uso de estruturas calcificadas está consolidado em cefalópodes (Arkhipkin et al. 2018). Em bivalves, juntamente com crustáceos de interesse pesqueiro, a atribuição da idade é mais difícil, sendo o uso de comprimentos mais difundido (Punt et al. 2013). Em lulas, a análise microestrutural (anéis diários) em estatólitos constitui uma ferramenta acurada de atribuição de idade e de fácil preparação (Arkhipkin et al. 2018). Segundo esses autores, o gládio e o bico também podem ser utilizados, ainda que demandem processamento mais laborioso. No caso dos polvos, o resquício da concha (*stylet*) tem sido utilizado para a atribuição de idade (Doubleday et al. 2006, Leporati et al. 2008, Hermosilla et al. 2010).

Com os devidos ajustes para cada organismo e estrutura, a leitura de anéis em estruturas calcificadas segue as etapas representadas na Figura 2.8, explicadas a seguir.

B) PREPARAÇÃO DA ESTRUTURA CALCIFICADA

A preparação de estruturas calcificadas pode envolver desde a simples submersão em meio fluido e observação ao estereomicroscópio até técnicas elaboradas (*cf.* Secor et al. 1991, Morales-Nin 1992, Stevenson & Campana 1992, Vanderkooy 2009, Panfili et al. 2002, Goldman et al. 2012, Vaz-dos-Santos 2015a, Arkhipkin et al. 2018). Otólitos, vértebras e ossos, usualmente, demandam realce dos anéis (coloração, queima), emblocamento e corte, polimento e montagem de lâminas, com variável esforço em termos de recursos (tempo, dinheiro, materiais e equipamentos). Por exemplo, a análise microestrutural (anéis diários) requer uma preparação que chega a ser artesanal, pelo polimento manual (tempo); já para a confecção de lâminas para análise sob estereomicroscópio eletrônico de varredura, a questão financeira pode ser um gargalo. Considerando os quatro itens de escolha de estrutura, apresentados no início desta seção, é fundamental seguir um protocolo rigoroso na preparação de materiais. Deve-se cuidar para que os materiais mais raros da amostra sejam processados quando já se tem mais experiência, minimizando as inevitáveis perdas inerentes ao processo.

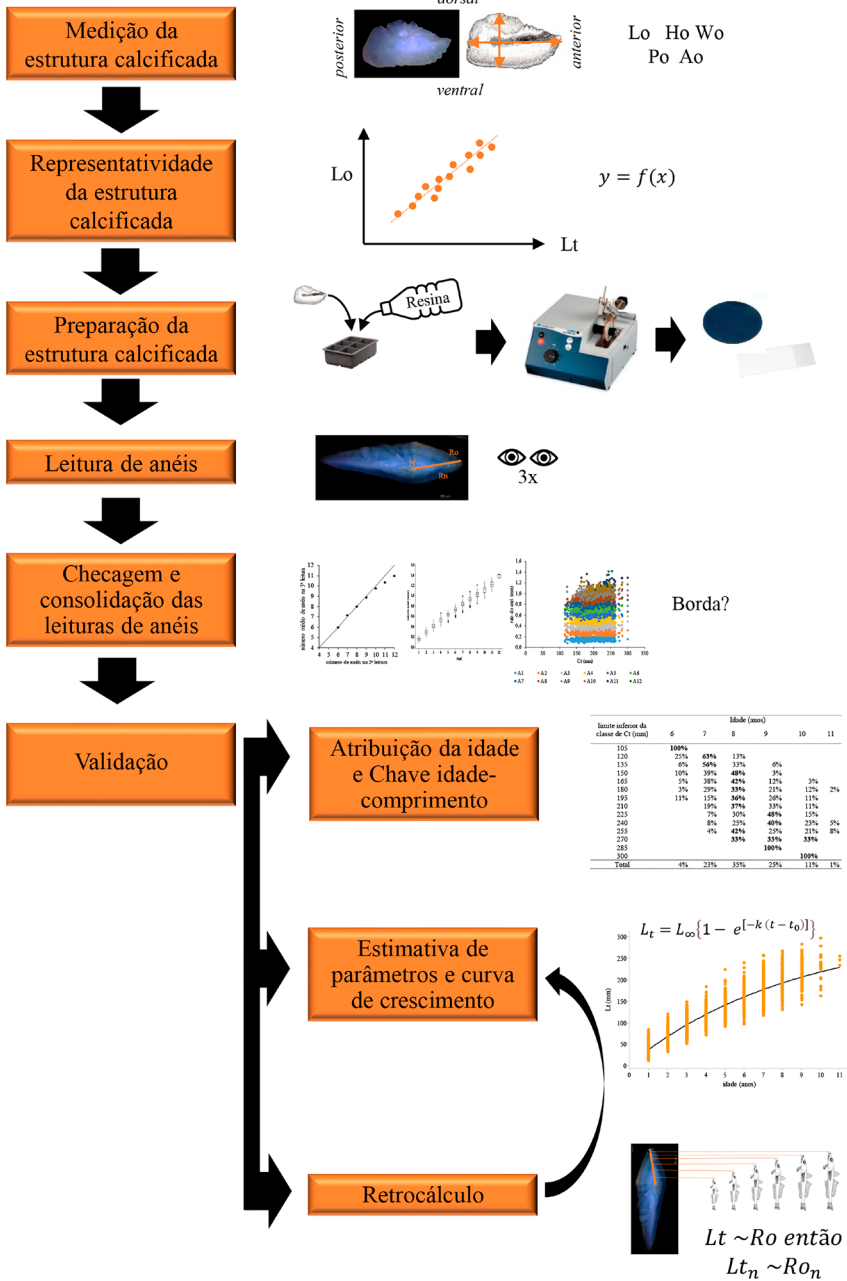


Figura 2.8 Esquema resumindo as etapas de análise de estruturas calcificadas para a leitura de anéis, atribuição da idade e estimativa dos parâmetros de crescimento (cf. detalhes no texto, baseado em dados de *Bembrops heterurus*)

C) LEITURA DE ANÉIS

A leitura de anéis nas estruturas calcificadas utiliza estereomicroscópios e microscópios, acoplados ou não a analisador de imagens, com luz transmitida ou refletida, com ou sem filtros, dependendo da preparação e do tipo de análise (macroestrutural, microestrutural, ultraestrutural) (Panfili et al. 2002). Devem ser reconhecidas as zonas de maior (opacas) e menor (translúcidas) crescimento (*sensu* Secor et al 1991), termos utilizados dada a constituição física dos anéis, e não seu aspecto visual (Vaz-dos-Santos 2015a). O conjunto de uma zona opaca e uma translúcida é definido como anel (Morales-Nin 1992). A priori deve ser realizada uma análise piloto, para identificação e familiarização com o núcleo, anéis e definição do eixo de leitura; essa leitura, contudo, não deve ser considerada.

Quando da leitura (Fig. 2.9), devem ser registrados a quantidade de anéis (NA), os raios dos anéis (R_n), o raio total da estrutura no eixo de leitura (R_{ec}) e o tipo de borda (se opaca ou translúcida), preferencialmente por dois leitores e, se pelo mesmo leitor, com um intervalo de tempo suficiente para haver independência entre as leituras. Três leituras cegas são recomendadas (Campana 2001). Nelas, os anéis são medidos no início da formação das zonas translúcidas, incluindo a zona translúcida que eventualmente esteja na borda (Vaz-dos-Santos 2015a).



Figura 2.9 *Bembrops heterurus*: corte transversal de otólito sagitta mostrando o eixo de leitura e medição do raio da estrutura calcificada (R_{ec}) a partir do núcleo (N), os raios dos anéis de 1 a 7 (R_n) e o tipo de borda (OP = opaca)

D) CHECAGEM E CONSOLIDAÇÃO DA LEITURA DE ANÉIS

Os procedimentos mais difundidos para verificar a precisão entre as leituras de estruturas calcificadas estão focados na quantidade de anéis, averiguada através do cálculo individual e, posteriormente, por meio da média do erro percentual médio (*EPM*, Beamish & Fournier 1981) e do coeficiente de variação (*CV*, Chang 1982). Outra ferramenta é o gráfico de desvio de idades, plotando-se a idade de uma leitura *vs.* a média da idade de outra leitura, para inspeção visual (Campana et al. 1995). As três técnicas estão amplamente difundidas (Campana 2001, Panfili et al. 2002, Goldman 2005), aplicadas à análise de consistência do número de anéis (Vaz-dos-Santos 2015a).

Goldman (2005) propôs alternativamente ao *EPM* a porcentagem de concordância (*PC*):

$$PC = \frac{N_{\text{concordância}}}{N_{\text{leituras}}} \times 100$$

Equação 2.15

Ela pode ser aplicada para leituras idênticas, para a diferença de ± 1 anel e especialmente por classes de comprimento, evitando o viés da análise por grupo-de-anel/idade, da qual é dependente. Considerando os dados de *B. heterurus*, com três leituras realizadas pelo mesmo leitor, a comparação entre as mesmas foi realizada considerando o desvio absoluto das leituras em relação ao número mínimo de anéis (Evans & Hoenig 1998). Dessa forma, calcularam-se $NA_1 - NA_{\text{mínimo}}$, $NA_2 - NA_{\text{mínimo}}$ e $NA_3 - NA_{\text{mínimo}}$. Essas diferenças foram utilizadas para comparar as leituras (projeção de diferença) e calcular as porcentagens de concordância (Tab. 2.3), que podem ser testadas estatisticamente (Evans & Hoenig 1998, Zar 2010). No caso do exemplo, ficou evidente que a primeira leitura foi a mais discrepante, havendo um aumento da porcentagem de concordância na segunda e terceira leituras. Por classes de comprimento, não houve erro sistemático que revelasse tendência nas análises.

As análises em questão são aplicadas para checar a precisão da leitura em termos de quantidades de anéis. Entretanto, pouca atenção é dada à precisão da coincidência do tipo de borda e dos raios dos anéis, elementos que também precisam ser averiguados. Vaz-dos-Santos (2015a) sugere ainda algumas metodologias a serem aplicadas para tal, incluindo análise do desvio entre leituras para bordas (similar ao -1, 0 e

+1 para quantificar diferenças entre números de anéis), distribuições de frequências de raios dos anéis e cálculo dos índices de precisão (*EPM*, *CV*) para raios dos anéis.

Após tais análises, as três leituras de anéis devem resultar em um conjunto único de dados, a ser utilizado para validação, retrocálculo e estimativa dos parâmetros de crescimento (Vaz-do-Santos 2015a). Os raios dos anéis devem ser analisados através do gráfico de constância (L vs. R_n) e através de *box-plots*, por grupo-de-anel, verificando a manutenção de sua distância em relação ao núcleo, ao longo do desenvolvimento e do progressivo aumento, respectivamente.

Tabela 2.3 *Bembrops heterurus*: número de anéis (*NA*) em otólitos em cada uma das três leituras realizadas e cálculo das diferenças segundo Evans & Hoenig (1998). A projeção da diferença (comparação em leituras) foi utilizada para cálculo da porcentagem de concordância

Leitura de anéis												
Indivíduo	L (mm)	Classe L (mm)	NA ₁	NA ₂	NA ₃	NA mínimo	NA ₁ -NA mínimo	NA ₂ -NA mínimo	NA ₃ -NA mínimo	Projeção Dif 2-1	Projeção Dif 2-3	Projeção Dif 1-3
1	117	100	5	8	8	5	0	3	3	3	0	3
2	116	100	5	6	6	5	0	1	1	1	0	1
3	222	200	6	8	8	6	0	2	2	2	0	2
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
n	123	100	6	9	8	6	0	3	2	3	1	2
Comparações a partir das frequências de projeção das diferenças												
Coincidência entre leituras (n, %)				-1	0		+1					
Entre as três leituras por leitura	Dif 2-1		37	10.42%	179	50.42%	139	39.15%				
	Dif 2-3		29	7.27%	291	72.93%	79	19.80%				
	Dif 1-3		53	14.60%	190	52.34%	120	33.06%				
Entre as três leituras por classe de comprimento (limite inferior da classe de Ct, mm)	100		3	23.08%	4	30.77%	6	46.15%				
	125		3	4.76%	39	61.90%	21	33.33%				
	150		20	9.95%	120	59.70%	61	30.35%				
	175		26	9.35%	168	60.43%	84	30.22%				
	200		24	9.76%	140	56.91%	82	33.33%				
	225		25	12.50%	123	61.50%	52	26.00%				
	250		16	15.38%	60	57.69%	28	26.92%				
	275		2	22.22%	3	33.33%	4	44.44%				
300		---	---	3	100.0%	---	---					

E) VALIDAÇÃO

“Todas as idades devem ser validadas. Extrapolar além da idade máxima validada, entre espécies e às vezes entre outras populações da mesma espécie é perigoso” (Beamish & McFarlane 1983). “A validação da idade deveria ser uma rotina em todo estudo. Um método que se

mostrou válido sob certas circunstâncias e para certas espécies não necessariamente pode ser assumido como válido em todas as condições. Diferentes circunstâncias, como mudanças na taxa de crescimento, demandariam uma reanálise do método” (Casselman 1983).

As frases citadas traduzem a essência de como comprovar a periodicidade e a época de formação de cada anel e, assim, validar a idade absoluta, é um ponto-chave em estudos de idade e crescimento (Bagenal & Tesch 1978). O que ocorre em muitos casos é a validação da formação de alguns anéis das estruturas calcificadas (Campana 2001). Beamish & McFarlane (1983) chamaram a atenção para a importância da validação e suas graves consequências quando não realizada e/ou discutida, principalmente em espécies com maior longevidade. Quatro anos depois, uma seção especial do simpósio de crescimento e da publicação derivada foram dedicadas à validação, comentando sobre as diferentes técnicas: análise microestrutural, cultivo, marcação-recaptura e radiometria (Summerfelt & Hall 1987).

Nos anos 1990 diversos estudos foram dedicados à validação, com diferentes espécies e diferentes técnicas, ampliando bastante esse campo e subsidiando a pormenorizada revisão crítica de Campana (2001). Esse autor ressalta que, quando não é possível validar a idade absoluta, deve-se determinar a idade da formação do primeiro anel e verificar a periodicidade dos anéis nas idades de interesse, pois o crescimento de peixes jovens (imaturos) raramente se assemelha ao dos adultos. A validação deve buscar acurácia na estimação da idade, com mecanismos de controle de qualidade (Buckmeier et al. 2017).

Os métodos de validação podem ser diretos, semidiretos e indiretos (Morales-Nin 1992, Panfili et al. 2002), usados em diferentes escalas (macroestrutural ou microestrutural), com vantagens e desvantagens (*cf.* Campana 2001). Muitas dessas técnicas são focadas apenas nos otólitos, outras podem ser aplicadas nas diversas estruturas calcificadas, ainda que haja limitações em elasmobrânquios, devido à dificuldade de obtenção de amostras com representatividade, seu grande porte e sua alta mobilidade (Cailliet et al. 2006).

Marcação e recaptura de peixes, marcação de estruturas calcificadas e bomba de radiocarbono estão entre os métodos diretos. O cálculo do

incremento marginal e da porcentagem do tipo de borda são métodos semidiretos. O comprimento médio por grupo de anel e a análise de distribuição de frequências por grupo-de-anel são métodos indiretos. Entre eles e a despeito de suas limitações, os métodos semidiretos são os mais utilizados, baseando-se no fato de que a formação de anel seja representada por um ou mais períodos ao longo de um ciclo, em que a maioria dos indivíduos da população está formando um anel translúcido, de crescimento lento. Dessa forma, o período de formação de anel ocorre quando predominam bordas translúcidas e menor incremento marginal (a estrutura calcificada cresce pouco na borda, o que se afere com as medidas dos raios). Estão disponíveis discussões os referidos métodos (Morales-Nin 1992, Campana 2001, Panfili et al. 2002) e roteiro de uso (Vaz-dos-Santos 2015a).

Por sua ampla aplicação, vale destacar o uso do incremento marginal, que possui diferentes fórmulas cujo resultado não é coincidente (Tab. 2.5). No exemplo da tabela foram utilizados dados de leitura de anéis em otólitos de *Merluccius hubbsi* do grupo-de-anel três ($n = 181$) ao longo de um ano, agrupados em cinco períodos iguais (73 dias) começando em janeiro, para obter a representatividade numérica de indivíduos ao longo de um ciclo. As equações 2.16 e 2.19 matematicamente tenderam a proporcionalizar o raio do anel, embutindo nos resultados grande variabilidade individual e, sendo assim, sem representar (neste caso) a formação de anel de maneira adequada. Por outro lado, as equações 2.17 e 2.18 relativizaram o incremento, representado de forma adequada o período de formação de anel (P2), o de menor incremento.

Apesar do uso difundido, é notável que na literatura científica ainda persista o erro da análise de incremento marginal (e de porcentagem do tipo de borda), com dados de diferentes grupos-de-anel/idade agrupados. Isso não deve ser feito (Beamish & McFarlane 1983, Campana 2001), pois cada coorte está sujeita a aspectos biológicos e ambientais intrínsecos, que podem fazer com que haja variação no período de formação de anel entre elas. Logo, análises de incremento marginal e tipo de borda sempre devem ser conduzidas por grupo-de-anel. Ainda com os dados reais de *M. hubbsi*, o cálculo do incremento marginal (equação 2.17) agrupado mostrou a formação de anel dos grupos-de-anel 2 e 3 (P2), mascarando o

período de formação dos grupos-de-anel 4 e 5 (P4-P5), que foi diferente (Fig. 2.10).

Tabela 2.5 Fórmulas para cálculo do incremento marginal com base no raio da estrutura calcificada (R_{ec}), no raio do último (R_n) e do penúltimo anel (R_{n-2}). Os gráficos mostram o resultado da leitura de anéis em otólitos do grupo de anel 3 de *Merluccius hubbsi*, ao longo de um ano (P = períodos de 73 dias)

<p>Mio (1961):</p> $IM = \frac{R_{ec} - R_n}{R_{ec}}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.16</i></p>	
<p>Mio (1961):</p> $IM = \frac{R_{ec} - R_n}{R_n - R_{n-1}}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.17</i></p>	
<p>Cadwallader (1978):</p> $IM = \frac{R_{ec} - R_n}{R_{ec} - R_{n-1}}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.18</i></p>	
<p>Newberger & Houde (1995):</p> $IM = \frac{R_n}{R_{ec}}$ <p style="text-align: right;"><i>Equação 2.19</i></p>	

F) ATRIBUIÇÃO DA IDADE E CHAVE IDADE-COMPRIMENTO

A atribuição da idade depende da validação, da data de captura e do tipo de borda (Panfili et al. 2002, Quist et al. 2012). É altamente recomendável a construção de uma tabela de referência com essas informações e a idade que deve ser atribuída. No caso de *Genidens genidens*, por exemplo, no qual dois anéis são formados anualmente (Maciel et al. 2018), um exemplar capturado entre abril e agosto com 7 anéis terá 4 anos de idade, assim como um com 8 anéis, capturado entre setembro e março do mesmo ano. Com as idades assinaladas, é possível construir uma chave idade-comprimento (CIC).

A CIC é uma ferramenta importante de avaliação da estrutura etária (Ricker 1975) que, dependendo da estratégia amostral, representa as capturas e/ou a população/estoque no espaço e no tempo. É um elemento importante para os modelos pesqueiros e ecológicos baseados em idade (Quinn & Deriso 1999, Haddon 2011). A função da CIC é permitir a atribuição da idade da população, uma vez que não é possível analisar todos os peixes (Paukert & Spurgeon 2017). Dessa forma, a

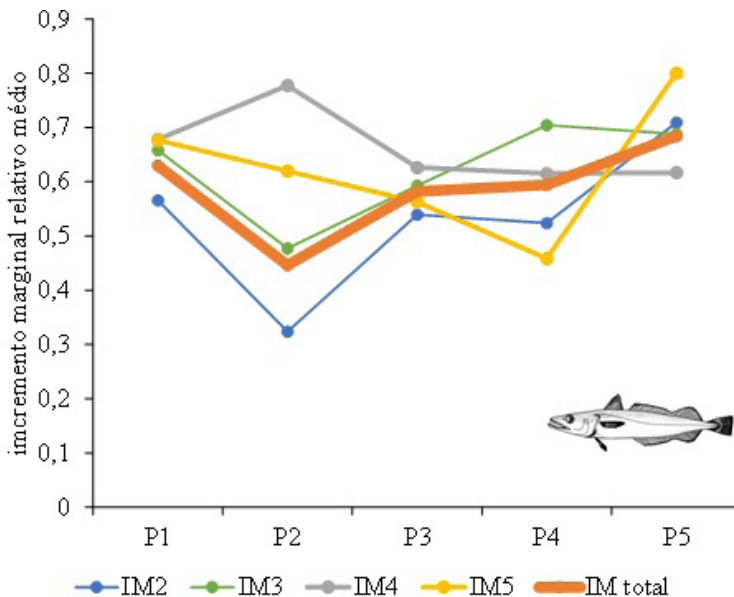


Figura 2.10 *Merluccius hubbsi*: cálculo do incremento marginal (IM) relativo (equação 2.17) para leitura de anéis em otólitos de para cada grupo-de-anel (2, 3, 4 e 5) e para os dados agrupados (total)

chave idade-comprimento serve para extrapolações, efetuadas a partir da análise de uma subamostra de estruturas calcificadas para estimação da idade (Miranda & Colvin 2017). Uma CIC só deve ser utilizada se o protocolo de amostragem da população for rigoroso e representativo, mesmo sob efeito de eventual seletividade (Paukert & Spurgeon 2017).

A subamostra para a análise de estruturas calcificadas deve considerar um número mínimo por classes de comprimento na escala de tempo do estudo (semana, mês, estação etc.) (Vaz-dos-Santos 2015b). No exemplo para *Sardinella brasiliensis*, a partir de uma amostra obtida ao longo de um ano, foram selecionados 5 otólitos por classe de comprimento total e por mês, para a leitura da idade (Tab. 2.6). Note que, mesmo sendo viável analisar dois mil otólitos, não há necessidade de tal, sendo a subamostra suficiente para uma espécie com padrões previamente estabelecidos de leitura de anéis. Além disso, a subamostra tendeu a ser balanceada, mesmo com algumas lacunas devido a classes de comprimento mal representadas.

Após a atribuição das idades, a CIC nada mais é do que uma tabela de distribuição de frequência de indivíduos por classes de comprimento por idade (Tab. 2.7). Uma etapa posterior é a atribuição da idade para todos os indivíduos da amostra (Paukert & Spurgeon 2017). Na classe de 230 mm foram amostrados 389 indivíduos, dos quais 51 tiveram seus otólitos analisados. Logo, 338 indivíduos dessa classe demandam ter sua idade extrapolada com a CIC, sendo que 149 tinham 2 anos (44%), 128 tinham 2,5 anos (38%) e 61 tinham 3 anos (18%).

G) ESTIMATIVA DE PARÂMETROS E CURVA DE CRESCIMENTO

O ajuste da curva de crescimento, seja o modelo de von Bertalanffy (equação 2.2), suas variações ou qualquer outro modelo, depende de uma tabela idade (x) e comprimento (y), com diferentes métodos de estimação (ver seção específica neste capítulo). Se as amostragens foram suficientes para que a maioria das idades tenham sido representadas, então o ajuste pode ser feito com base na leitura de anéis em estruturas calcificadas.

Entretanto, principalmente em amostragens de desembarques pesqueiros, a seletividade das artes de pesca faz com que apenas uma parcela da população seja capturada, normalmente indivíduos maiores e mais velhos. Com isso, os indivíduos mais jovens e em menores idades

Tabela 2.6 *Sardinella brasiliensis*: distribuição de frequência de indivíduos por classes de comprimento por mês (amostra) e seleção de otólitos para a leitura de idade (subamostra)

Amostra													
Classe L (mm)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
140						3				3			6
150		3				6		3					12
160													
170						3		9				3	15
180	3	1				18	15	51		3		19	110
190	12	3				29	27	60		3	4	24	162
200	41	19	24		3	40	18	96	3		6	17	267
210	33	30	45	12	18	18	24	81	9	15	3	9	297
220	6	21	21	47	21	39	51	81	15	42	18	31	393
230	3	3		30	33	30	48	63	27	36	66	50	389
240		6		12	6	17	36	39	29	39	37	12	233
250				6	6	12	30	24	24	18	33		153
260				3	3	7	15	24	24	15	6		97
270						3	3	18	6		3		33
280										3			3
Total	98	86	90	110	90	225	267	549	137	177	176	165	2170
Subamostra para análise de estruturas calcificadas													
Classe L (mm)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
140						3				3			6
150		3				5		3					11
160													
170						3		5				3	11
180	3	1				5	5	5		3		5	27
190	5	3				5	5	5		3	4	5	35
200	5	5	5		3	5	5	5	3		5	5	46
210	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	5	58
220	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	60
230	3	3		5	5	5	5	5	5	5	5	5	51
240		5		5	5	5	5	5	5	5	5	5	50
250				5	5	5	5	5	5	5	5		40
260				3	3	5	5	5	5	5	5		36
270						3	3	5	5		3		19
280										3			3
Total	26	30	15	28	31	59	48	58	38	42	40	38	453

Tabela 2.7 *Sardinella brasiliensis*: chave idade-comprimento (número em itálico indica porcentagens)

Classe Lt (mm)	1 ano	1,5 ano	2 anos	2,5 anos	3 anos	3,5 anos	4 anos	Total
140	<i>13</i>	<i>63</i>	<i>24</i>					6
150		<i>83</i>	<i>17</i>					11
160								
170		<i>49</i>	<i>46</i>	<i>5</i>				11
180		<i>44</i>	<i>54</i>	<i>2</i>				27
190		<i>20</i>	<i>73</i>	<i>5</i>	<i>2</i>			35
200		<i>5</i>	<i>90</i>	<i>4</i>	<i>1</i>			46
210		<i>2</i>	<i>84</i>	<i>13</i>	<i>1</i>			58
220		<i>2</i>	<i>65</i>	<i>25</i>	<i>8</i>			60
230			<i>44</i>	<i>38</i>	<i>18</i>			51
240			<i>35</i>	<i>29</i>	<i>34</i>	<i>2</i>		50
250			<i>10</i>	<i>28</i>	<i>51</i>	<i>11</i>		40
260			<i>7</i>	<i>20</i>	<i>60</i>	<i>13</i>		36
270			<i>5</i>	<i>8</i>	<i>60</i>	<i>27</i>		19
280				<i>12</i>	<i>13</i>	<i>50</i>	<i>25</i>	3
Total	2	40	235	81	79	15	1	453

não são capturados, limitando/comprometendo a representação do início da curva de crescimento. Para solucionar esse problema, comprimentos corporais à época de formação dos anéis nas estruturas calcificadas podem ser estimados através de um conjunto de técnicas, denominado retrocálculo.

H) RETROCÁLCULO

A maioria dos estudos com recursos pesqueiros depende de retrocálculo e, por esse motivo, as informações que subsidiam sua aplicação são o raio da estrutura calcificada (R_{ec}) e os raios dos anéis (R_n) (Figs 2.8 e 2.9).

A primeira etapa do retrocálculo consiste na estimativa da relação R_{ec} vs. L , destacando o comprimento corporal como variável dependente (Bagenal & Tesch 1978). Segundo os dois autores, a partir do diagrama de dispersão (acrescido de outros indicadores estatísticos), deve-se avaliar se essa relação é linear, passando pela origem; linear, não passando pela

origem; ou não linear. Ajustado o melhor modelo de regressão, parte-se, então, para o retrocálculo dos comprimentos à época de formação dos anéis, à época com os difundidos métodos de Dahl-Lea e Fraser-Lee (Bagenal & Tesch 1978).

Francis (1990) apresentou detalhada revisão sobre os métodos de retrocálculo, incluindo suas múltiplas aplicações: (i) magnificar os comprimentos por idade, (ii) estimar idades ausentes na amostra, (iii) comparar curvas de crescimento entre sexos, coortes e populações, (iv) checar a atribuição de idade dos anéis, (v) avaliar efeitos exógenos na idade e taxas de crescimento. Definiu equação de retrocálculo como qualquer função que permita estimar, a partir dos raios dos anéis (R_n), o comprimento à época de sua formação (L_n), com base no comprimento (L) e raio da estrutura calcificada (R_{ec}), no momento da captura. Chamou a atenção ainda para o retrocálculo, com base na hipótese da estrutura proporcional (L vs. R_{ec}), contrapondo-se à consolidada hipótese do corpo proporcional (R_{ec} vs. L), recuperando observações de variações em proporções de Whitney & Carlander (1956). Suas recomendações incluem o uso de métodos que se baseiem nessas hipóteses, calculando comprimentos com ambas e verificando individualmente sua acurácia.

Nova revisão sobre metodologias de retrocálculo foi apresentada por Vigliola & Meekan (2009), incluindo modelos apresentados posteriormente a Francis (1990), em especial Campana (1990). Esse último autor introduziu importante conceito do uso do intercepto biológico, *i.e.* o início da relação entre o comprimento total e o raio da estrutura, em retrocálculos, considerando a hipótese do corpo proporcional. O desafio é obter (em laboratório ou em larvas) esses valores iniciais (L_0 e R_{ec0}) para calibrar a fórmula. Quando da disponibilidade de dados de juvenis, o método se mostrou eficiente (Vaz-dos-Santos & Rossi-Wongtschowski 2007). Entre outros métodos, há aqueles que incorporam em modelos não lineares o intercepto biológico (Vigliola & Meekan 2009).

Dada a especificidade de cada método, a escolha e a aplicação de qualquer um deles devem estar baseadas em suas referências originais, utilizando as revisões sistemáticas (Francis 1990, Vigliola & Meekan 2009) como roteiros de acesso.

MARCAÇÃO E RECAPTURA

O método de marcação e recaptura é usado para estimar a idade relativa dos organismos, aplicado a recursos pesqueiros de médio e grande porte e/ou migrantes (Sparre & Venema 1998), como atuns e afins (*cf.* Murua et al. 2015), elasmobrânquios (Kohler & Turner 2001, Hammerschlag et al. 2011) e lagostas (Chang et al. 2012). Como o próprio nome aponta, consiste em capturar o organismo, medi-lo (L_1), marcá-lo e devolvê-lo ao meio ambiente, com a expectativa de, após um intervalo de tempo (Δt), recapturá-lo e obter uma segunda medida (L_2), verificando, assim, o incremento de comprimento no tempo.

É uma metodologia cara e que apresenta potenciais problemas, a saber: há a expectativa da marcação de muitos organismos, mas o retorno é pequeno; geralmente, são necessárias adesão e cooperação voluntária para se reobter os organismos ou, ainda, oferecer prêmios e recompensas; há ainda a expectativa de que o marcador não afete o crescimento, o comportamento e a mortalidade dos indivíduos, não podendo ser facilmente perdidos (King 2007).

ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO

As três metodologias apresentadas (análise de distribuições de frequências, leitura de anéis em estruturas calcificadas, marcação e recaptura) produzem dados de idade/tempo como variável independente e comprimento corporal como variável dependente, base do ajuste dos modelos de crescimento. Por ora nos ateremos ao ajuste do modelo de von Bertalanffy, ainda que algumas das metodologias aqui apresentadas possam ser aplicadas a qualquer modelo de regressão.

MÉTODO DE FORD-WALFORD

Desenvolvido por Ford, em 1933, e por Walford, em 1946, é um método gráfico no qual se usa o ajuste de uma regressão linear simples, baseado no princípio de que o incremento por unidade de tempo (taxa de crescimento) diminui quanto mais velho o peixe se torna (Sparre &

Venema 1998). Para calcular essa proporção, o comprimento na idade (L_t) é plotado com o comprimento na idade seguinte (L_{t+1}), sendo ajustada uma regressão linear:

$$L_{t+1} = a + bL_t$$

Equação 2.20

A partir das constantes da reta, é possível estimar os parâmetros de crescimento, pois o comprimento máximo teórico é o ponto no qual a reta estimada cruza a bissetriz do gráfico e o valor exponencial da taxa de crescimento é a tangente do ângulo da reta (inclinação) (Pauly 1984). Dessa forma, considerando $\Delta t = 1$, pode-se obter $k = -\ln b$ e $L_\infty = a / (1-b)$.

O criticismo ao método de Ford-Walford se deve ao fato de y não ser um dado com efeito aleatório, pressuposto para ajuste de uma regressão (Zar 2010), e pela impossibilidade de estimar o valor de t_0 . Apesar de haver aplicações desse método em artigos mais recentes, outras opções mais robustas estatisticamente são preferíveis.

MÉTODO DE CHAPMAN

Foi desenvolvido com base em diversos estudos, incluindo aplicações prévias (Walford 1946, Beverton & Holt 1993). Possui embasamento teórico e biológico no modelo de von Bertalanffy (Chapman 1961), arranjado da seguinte forma:

$$L_{t+1} - L_t = c(L_\infty - L_t) \quad \text{OU} \quad L_{t+1} - L_t = cL_\infty - cL_t$$

Equação 2.21

Considerando que Δt é constante, a equação 2.21 com a constante c distribuída é um modelo linear no qual $a = cL_\infty$ e $b = -c$ que, baseado no diagrama L_t vs. $L_{t+1} - L_t$ permite a estimativa dos parâmetros de crescimento $k = -(1/\Delta t) \ln (1+b)$ e $L_\infty = -a / b$.

MÉTODO DE GULLAND & HOLT

O método de Gulland & Holt (1959 *apud* Pauly 1984) tem sido satisfatoriamente aplicado para estimar os parâmetros de crescimento de recursos pesqueiros em estudos de marcação e recaptura. Baseia-se no ajuste de uma regressão linear entre o comprimento médio dos indivíduos ($L_{\text{médio}} = (L_2 - L_1)/2$) e a variação no comprimento, dividida pelo variação de tempo $[(L_2 - L_1)/(t_2 - t_1)]$, a partir dos quais se obtém $k = -b$ e $L_{\infty} = -a / b$.

MÉTODO DE VON BERTALANFFY

Também é um método gráfico, aplicado para estimar a taxa de crescimento (k) e a idade teórica de comprimento zero (t_0). Depende de um valor de L_{∞} previamente calculado por outro método ou que seja aleatoriamente estimado e posteriormente iterado pelo método dos mínimos quadrados, obtendo-se o melhor ajuste (Sparre & Venema 1998, Vaz-dos-Santos 2015b). Também se baseia no ajuste de uma regressão linear:

$$-\ln\left(1 - \frac{L_t}{L_{\infty}}\right) = a + bt$$

Equação 2.22

Da equação 2.22 calculam-se $k = b$ e $t_0 = -a/b$. Trata-se de uma técnica relativamente acurada, com um exemplo de aplicação (Tab. 2.8) em comprimentos médios por idade de *Trachurus lathami* (base de dados de Ruas & Vaz-dos-Santos 2017). Os valores de y observados pré-iteração foram calculados com um valor inicial de 200 mm de comprimento máximo teórico, um chute aleatório com base no valor médio de L_t na idade 8. Foi ajustada a regressão linear (equação 2.22) e, com base nos valores de a e b , calculados os valores esperados de y e o quadrado da diferença entre valores observados e esperados. A soma de quadrados residual (*cf.* equação 2.23) foi calculada ($RSS = 1,129$) e minimizada através de procedimento iterativo, variando o valor de L_{∞} . Assim, foi estimado $L_{\infty} = 201,41$ mm e uma equação $y = 0,0077 + 0,4466 x$ (valores pós-iteração na Tab. 2.8), sendo $k = 0,4466 \text{ ano}^{-1}$ e $t_0 = -0,017$ ano.

Tabela 2.8 Aplicação do método de von Bertalanffy para estimar os parâmetros de crescimento de *Trachurus lathami*

Idade (anos)	L_t (mm)	- $\ln(1 - L_t / L_\infty)$				
		pré-iteração			pós-iteração	
		Observado	Esperado	(O-E) ²	Observado	(O-E) ²
0	38,5	0,214	-0,080	0,087	-0,008	0,048
1	85,5	0,558	0,413	0,021	0,439	0,013
2	121,2	0,931	0,906	0,001	0,886	0,001
3	145,4	1,298	1,400	0,010	1,332	0,003
4	159,8	1,604	1,893	0,084	1,779	0,041
5	174,6	2,064	2,387	0,104	2,225	0,043
6	184,5	2,556	2,880	0,105	2,672	0,038
7	191,3	3,134	3,373	0,057	3,119	0,016
8	198,1	4,679	3,867	0,660	3,565	0,309
<i>RSS</i>				1,129	0,513	

MÉTODO ITERATIVO NÃO LINEAR DE MÍNIMOS QUADRADOS

O método iterativo não linear de mínimos quadrados é superior em relação aos previamente apresentados, por não depender da linearização de modelo de von Bertalanffy, que é exponencial (Sparre & Venema 1998). Com a atribuição de valores iniciais arbitrários (também chamados de valores semente), faz-se a minimização da soma de quadrados residual (*RSS*, ou soma dos quadrados dos desvios):

$$RSS = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$$

Equação 2.23

Onde:

y_i = comprimentos por idade observado e esperado (com circunflexo).

O passo a passo da aplicação do método está apresentado em Vazdos-Santos (2015b). Deve-se observar cuidadosamente as premissas e os procedimentos para o ajuste de modelos não lineares, quanto ao algoritmo a ser utilizado, número de iterações, convergência, indicadores de qualidade, entre outros (Motulsky & Christopoulos 2003). Esse método não é restrito ao modelo de von Bertalanffy, sendo possível aplicá-lo para ajustar outras regressões.

O método dos mínimos quadrados foi aplicado aos mesmos dados de *T. lathami* (Tab. 2.9), sendo minimizada a soma de quadrados residual (*RSS*). Houve pouca variação nos valores dos parâmetros de crescimento, destacando que, nesse exemplo, o valor obtido de t_0 = zero foi apenas um ajuste matemático (Pauly 1983).

Tabela 2.9 Aplicação do método não linear de mínimos quadrados para estimar os parâmetros de crescimento de *Trachurus lathami*

Idade (anos)	L_t (mm)	L_t (mm) esperado	(O-E) ²	Ajustes
0	38,5	0,0	1485,9	Valores iniciais $L_\infty = 200,00$ $k = 0,40$ $t_0 = -0,001$
1	85,5	74,5	121,9	
2	121,2	120,7	0,3	
3	145,4	149,3	15,6	Valores ajustados $L_\infty = 196,06$ $k = 0,478$ $t_0 = 0,000$
4	159,8	167,1	53,3	
5	174,6	178,1	12,1	
6	184,5	184,9	0,2	
7	191,3	189,2	4,6	
8	198,1	191,8	40,5	
RSS			1734,3	

MÉTODOS DE MÁXIMA VEROSSIMILHANÇA

No método em questão, com base nos dados de idade e comprimento e com o modelo de crescimento a ser ajustado, arbitra-se (suposição) como os dados se distribuem em relação ao modelo (diagrama de dispersão) (Haddon 2011). Com esses elementos, é possível calcular a probabilidade de determinados conjuntos de parâmetros gerarem os dados e, aqueles cuja curva se aproxima dos dados, são os mais prováveis (Motulsky & Christopoulos 2003).

Kimura (1980) apresentou a aplicação da máxima verossimilhança à curva de von Bertalanffy, estendendo posteriormente sua aplicação (Kimura 1990) ao modelo reparametrizado de Ratkowsky (1986), uma generalização da equação 2.11 de Schnute & Fournier (1981). Cerratto (1990) ponderou ainda os métodos para comparar curvas de crescimento (do mesmo modelo), testes estatísticos e testes de máxima verossimilhança, recomendando o segundo, apesar de ambos serem aproximações. Com isso, o método de máxima verossimilhança tem sido

utilizado para ajustar curvas de crescimento (Aubone & Wöhler 2000) e para comparar curvas entre machos e fêmeas (Araújo & Haimovici 2000, Fernandez-Carvalho et al. 2012).

Para sua aplicação, considera-se que os resíduos do modelo apresentam distribuição normal (Haddon 2011). A máxima verossimilhança é dada pela variância dos dados ($\hat{\sigma}^2$) e, entre variações da mesma fórmula para a função de verossimilhança (LL , de *log-likelihood*), a mais recomendada e fácil de utilizar é:

$$LL = -\frac{N}{2} [\ln(2\pi) + 2\ln\hat{\sigma} + 1]$$

Equação 2.24

Onde:

N = número de pares de dados;

$\hat{\sigma}$ = raiz quadrada da variância dos dados, dada pela soma de quadrados residual (RSS), dividida por N .

Novamente aplicando aos dados de *T. lathami* (Tab. 2.10), a equação 2.24 foi minimizada (poderia ser a soma negativa de $\ln(LL)$, a densidade normal de cada idade), variando os parâmetros de crescimento e o desvio padrão arbitrário. Note que o valor de $\hat{\sigma}$ não altera a distribuição dos dados, mas apenas a sua probabilidade normal. Nesse caso, os valores parâmetros foram bem próximos aos dos outros métodos previamente aplicados.

Tabela 2.10 Aplicação do método de máxima verossimilhança para estimar os parâmetros de crescimento de *Trachurus lathami*

Idade (anos)	L_t (mm)	L_t (mm) esperado	(O-E) ²	$\ln(LL)$	Ajustes
0	38,5	14,0	601,3	-6,23	Valores iniciais $L_\infty = 200,00$ $k = 0,40$ $t_0 = -0,001$
1	85,5	76,4	83,7	-3,64	
2	121,2	122,7	2,3	-3,23	
3	145,4	150,8	29,9	-3,37	Valores ajustados $L_\infty = 194,21$ $k = 0,500$ $t_0 = 0,000$ $\sigma = 1,0$
4	159,8	167,9	65,9	-3,55	
5	174,6	178,2	13,2	-3,29	
6	184,5	184,5	0,0	-3,22	
7	191,3	188,3	8,8	-3,27	
8	198,1	190,6	56,3	-3,50	$\hat{\sigma} = 9,8$
RSS			861,3	33,3	$LL = 33,30$

MÉTODO BAYESIANO

O método bayesiano é uma outra linha de análise de dados, que se contrapõe aos métodos frequentistas, *i.e.*, a estatística tradicional, na qual os parâmetros do modelo são considerados constantes desconhecidas (Hernandez 2007). No método bayesiano são avaliadas as probabilidades de um conjunto de parâmetros, a partir de probabilidades condicionais (Zar 2010). A filosofia bayesiana associa probabilidade à credibilidade (Paulino et al. 2018).

O teorema de Bayes para variáveis contínuas é dado pela equação (Hernandez 2007, Haddon 2011):

$$P(\theta/dados) = \frac{P(dados/\theta) P(\theta)}{\int P(dados/\theta) P(\theta) d\theta}$$

Equação 2.25

Onde:

$P(\theta/dados)$ = probabilidade posterior da hipótese, considerando os dados e as hipóteses a priori

θ = vetor de parâmetros do modelo

$P(dados/\theta)$ = verossimilhança dos dados (θ), sendo a informação amostral

$P(\theta)$ = probabilidade a priori dos dados (*priors*), independente dos dados

$d\theta$ = correção para continuidade

O método bayesiano permite a incorporação de informações de um especialista e/ou da literatura através das hipóteses a priori (conjunto de possíveis combinações) e da função de verossimilhança para cada hipótese, cuja probabilidade deve ser 1 (Haddon 2011). Como toda técnica, possui vantagens e desvantagens, que devem ser avaliadas em relação ao conjunto de dados, *priors* e resultados (Paulino et al. 2018). Entre alguns exemplos de aplicação do método bayesiano para estimar parâmetros de crescimento, pode-se mencionar *Mugil liza* (Garbin et al. 2014), *Katsuwonus pelamis* (Garbin & Castello 2014) e *Urophycis mystacea* (Cavole et al. 2018).

OUTROS MÉTODOS DE ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DE CRESCIMENTO

A estimativa dos parâmetros do modelo de von Bertalanffy (equação 2.2) pode ser realizada com alguns outros métodos, como o de Powell Whetheral (estimativas de mortalidade) para o comprimento máximo teórico (Sparre & Venema 1998). Entretanto, destacam-se alguns estudos nos quais foram desenvolvidas fórmulas empíricas, com base em grandes e heterogêneos conjuntos de dados.

O comprimento máximo teórico pode ser computado como a média dos maiores indivíduos capturados (usualmente $n = 10$) ou com equações, como a de Taylor (1958 *apud* Pauly 1983):

$$L_{\infty} = \frac{L_{máximo}}{0,95}$$

Equação 2.26

e Froese & Binohlan (2000):

$$\log L_{\infty} = 0,044 + 0,9841 \log L_{máximo}$$

Equação 2.27

A taxa de crescimento pode ser estimada com base no comprimento máximo teórico (Vaz-dos-Santos & Rossi-Wongtschowski 2019b):

$$k = 10,8779L_{\infty}^{-0,6022}$$

Equação 2.28

Para a idade teórica de comprimento zero (Pauly 1979):

$$\log(-t_0) = -0,3922 - 0,2752 \log L_{\infty} - 1,038 \log k$$

Equação 2.29

As fórmulas apresentadas devem ser utilizadas com cautela, pois podem conduzir a boas aproximações ou a estimativas muito distantes da realidade biológica das espécies analisadas. Experiência e bom-senso são fundamentais na avaliação dessas (e de todas) as estimativas de parâmetros de crescimento.

PROCEDIMENTOS ESTATÍSTICOS APLICADOS A ESTUDOS DE IDADE E CRESCIMENTO

Os métodos gerais de estudo de idade e crescimento de recursos pesqueiros aqui apresentados têm suporte em uma série de procedimentos estatísticos, sejam em uma abordagem clássica (Zar 2010) ou bayesiana (Paulino et al. 2018) ou ainda em obras que agreguem diferentes linhas de análise (Motulsky & Christopoulos 2003, Haddon 2011, Gotelli & Ellison 2013).

É mister observar que cada etapa de estudo possui métodos inerentes à sua consecução. A amostragem para estudos de idade e crescimento envolve um cuidado especial, em função da seletividade dos aparelhos de pesca (*cf.* Miranda & Colvin 2017). A priori, não se pode juntar peixes obtidos por diferentes aparelhos de pesca para estudo do crescimento, criando-se um viés na análise. Vaz-dos-Santos & Silveira (2021) discutiram amplamente essa questão, argumentando que uma eventual junção de dados de indivíduos de diferentes artes de pesca deve ser testada, submetendo os comprimentos corporais a uma análise de variância (ANOVA) de dois fatores (classes de comprimento e arte de pesca). Não havendo diferença, os dados podem ser agrupados.

No quesito seleção de modelos, há várias técnicas envolvidas na escolha do melhor (*best fit*). Considerando que a maioria dos modelos em estudos de crescimento não linear, o valor do coeficiente de determinação (r^2) é o menos indicado para qualquer análise. O erro padrão da regressão, a análise de resíduos padronizados e o coeficiente de Akaike estão entre os bons indicadores da seleção de modelos (Motulsky & Christopoulos 2003, Vaz-dos-Santos 2015b). Quanto à comparação do mesmo modelo em relação a variáveis qualitativas (*i.e.*, machos *vs.* fêmeas, estações do ano, populações/estoques), a análise de covariância (ANCOVA), os testes de máxima verossimilhança e a análise da soma residual de quadrados estão entre as principais técnicas aplicadas (Kimura 1980, Cerratto 1990, Zar 2010, Haddon 2011).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos de idade e crescimento possuem metodologias clássicas e consolidadas, às quais têm sido acrescentados novos conhecimentos

biológicos, metodológicos e tecnológicos. Dada à grande profusão de informações sobre idade e crescimento, em especial sobre métodos, considera-se fundamental o estabelecimento de objetivos de estudo claros, detalhado planejamento amostral, testes metodológicos e profunda revisão da literatura sobre o tema. O presente texto deve ser utilizado como instrumento de acesso a esse vasto universo, não como um guia único de estudos de idade e crescimento.

Quando da realização de análises e apresentação de resultados, é importante caracterizar a amostra de forma pormenorizada. Por exemplo, há estudos em que a estrutura em tamanho no tempo e no espaço não é apresentada. Testes estatísticos devem dar suporte às análises, não devendo ser um fim. Complexidade biológica, metodológica e computacional são elementos distintos, sendo que o segundo e o terceiro não são garantias de qualidade de resultados. Mais do que tudo, significado e representatividade biológica devem nortear a apresentação e a discussão de estudos de idade e crescimento de recursos pesqueiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, JN de, M Haimovici. 2000. Determinação de idades e crescimento do linguado branco *Paralichthys patagonicus* (Jordan, 1889) no sul do Brasil. Rev Brasil Ocean 48(1): 61–70.
- Arendt, JD, DS Wilson. 1997. Optimistic growth: competition and an ontogenetic niche-shift select for rapid growth in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). Evol 51(6): 1946–1954.
- Arkhipkin, AI, VA Bizikov, ZA Doubleday, et al. 2018. Techniques for estimating the age and growth of molluscs: Cephalopoda. J Shellfish Res 37(4): 783–792.
- Aubone, A, OC Wohler. 2000. Aplicación del método de máxima verosimilitud a la estimación de parámetros y comparación de curvas de crecimiento de von Bertalanffy. Inst Nacional Invest Des Pesq 37: 1–21.
- Bagenal, TB, FW Tesch. 1978. Age and growth. Pp. 101–136. In: T Bagenal. Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell.
- Balbi, TJ, CLDB Rossi-Wongtschowski, C Santificetur. 2019. Growth of the Brazilian codling, *Urophycis mystacea* (Phycidae-Gadiformes) of Southeastern Brazil. Bol Inst Pesca. doi: 10.20950/1678-2305.2019.45.2.426

- Barradas, JR, IS Lermen, GG Larré, TP Martins, NF Fontoura. 2016. Polyphasic growth in fish: a case study with *Corydoras paleatus* (Siluriformes, Callichthyidae). Iheringia. doi: 10.1590/1678-4766e2016017
- Beamish, RJ, GA McFarlane. 1983. The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. *Trans Amer Fisher Soc* 112(6): 735–743.
- Beamish, RJ, DA Fournier. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. *Can J Fisher Aquat Sci* 38: 982–983.
- Bervian, G, NF Fontoura, M Haimovici. 2006. Statistical model of variable allometric growth: otolith growth in *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae). *J Fish Biol* 68(1): 196–208.
- Beverton, RJH, SJ Holt. 1993. *On the dynamics of exploited fish populations*. Springer.
- Bhattacharya, CG. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23(1): 115–135.
- Buckmeier, DL, PC Sakaris, DJ Schill. 2017. Validation of annual and daily increments in calcified structures and verification of age estimages, 33–79. In: MC Quist, DA Isermann. *Age and growth of fishes: principles and techniques*. American Fisheries Society.
- Cadwallader, PL. 1978. Age, growth, and condition of the common river galaxias, *Galaxia vulgaris* Stokell, in the Glentui River, Canterbury. *Fish Res Bull* 17: 15–20.
- Cailliet, GM, WD Smith, HF Mollet, KJ Goldman. 2006. Age and growth studies of chondrichthyan fishes: the need for consistency in terminology, verification, validation, and growth function fitting. *Envir Biol Fish*. doi: 10.1007/s10641-006-9105-5
- Campana, SE. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *J Fish Biol* 59: 197–242.
- Campana, SE. 1990. How Reliable are Growth Back-Calculation Based on Otoliths? *Can J Fisher Aquat Sci* 47: 2219–2227.
- Campana, SE, CM Jones. 1992. Analysis of otolith microstructure data, 73-100. In: DK Stevenson, SE Campana. *Otolith microstructure examination and analysis*. Department of Fisheries and Oceans.
- Campana, SE, MC Annand, I McMillan, JI McMillan. 1995. Graphical and statistical methods for determining the consistency of age determinations. *Trans Amer Fisher Soc* 124(1): 131–138.
- Casselman, JM. 1983. *Age and Growth Assessment of Fish from Their Calcified Structures-Techniques and Tools*. NOAA Techn Report.

- Cassie, R. 1954. Some Uses of Probability Paper in the Analysis of Size Frequency Distributions. *Mar Freshw Res.* doi: 10.1071/MF9540513
- Cavole, LM, LG Cardoso, MS Almeida, M Haimovici. 2018. Unravelling growth trajectories from complicated otoliths - the case of Brazilian codling *Urophycis brasiliensis*. *J Fish Biol.* doi: 10.1111/jfb.13586
- Cerrato, RM. 1990. Interpretable statistical test of growth comparisons using parameters in the von Bertalanffy equation. *Can J Fish Aquat Sci* 47: 1416–1426.
- Chang, WYB. 1982. A statistical method for evaluating the reproducibility of age determination. *Can J Fisher Aquat Sci* 39: 1208–1210.
- Chang, YJ, CL Sun, Y Chen, SZ Yeh. 2012. Modelling the growth of crustacean species. *Rev Fish Biol Fisher* 22(1): 157–187.
- Chapman, DG. 1961. Statistical problems in dynamics of exploited fisheries populations, 153–168. In: *Proc. 4th Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability*. University of California Press Berkeley.
- Chaves, PTC, PO Birnfeld, AM Vaz-dos-Santos. 2021. Population dynamics of *Scomberomorus brasiliensis* from a small-scale fishery off Southern Brazil. *Ocean Coast Res* 69: 1–17.
- Craig, JR. 2019. A low cost 1-cm accuracy electronic fish measurement board. *Fisher Res* 210: 198–203.
- Dei Tos, C, LC Gomes, AM Ambrósio, E Goulart. 2010. An overview of freshwater fish aging in South America: the science, biases and future directions. *Acta Scientiarum.* doi: 10.4025/actascibiolsci.v32i4.8664
- Doubleday, Z, JM Semmens, G Pecl, G Jackson. 2006. Assessing the validity of stylets as ageing tools in *Octopus pallidus*. *J Exper Mar Biol Ecol* 338(1): 35–42.
- Evans, GT, JM Hoenig. 1998. Testing and viewing symmetry in contingency tables, with application to readers of fish ages. *Biometrics* 54(2): 620–629.
- Fernandez-Carvalho, J, R Coelho, K Erzini, MN Santos. 2012. Modeling age and growth of the bigeye thresher (*Alopias superciliosus*) in the Atlantic Ocean. *Fisher Bull* 113(4): 468–481.
- Fontoura, NF, AA Agostinho. 1996. Growth with seasonally varying temperatures: an expansion of the von Bertalanffy growth model. *J Fish Biol* 48(4): 569–584.
- Francis, RICC. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *J Fish Biol* 36: 883–902.

Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Applied Ichthyol* 22(4): 241–253.

Froese, R, C Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J Fish Biol* 56(4): 758–773.

Gamito, S. 1998. Growth models and their use in ecological modelling: An application to a fish population. *Ecol Modelling* 113(1–3): 83–94.

Garbin, T, JP Castello. 2014. Changes in population structure and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* during 30 years of exploitation in the southwestern Atlantic. *Lat Am J Aquat Res*. doi: 103856/vol42-issue3-fulltext-13

Garbin, T, JP Castello, PG Kinas. 2014. Age, growth, and mortality of the mullet *Mugil liza* in Brazil's southern and southeastern coastal regions. *Fisher Res*. doi: 10.1016/j.fishres.2013.09.008

Gayanilo, FC, D Pauly. 1997. FAO-ICLARM stock assessment tools: reference manual. FAO.

Gayanilo, FC, P Sparre, D Pauly. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II. User's guide. FAO.

Goldman, KJ. 2005. Age and growth of elasmobranch fishes. FAO Fisheries Technical Paper.

Goldmann, KJ, GM Cailliet, AH Andrews, LJ Natanson. 2012. Assessing the Age and growth of chondrichthyan fishes, 423–451. In: JC Carrier, JA Musick, MR Heithaus. *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press.

Gotelli, NJ, AN Ellison. 2013. *A primer for ecological statistics*. Sinaur Associated.

Haddon, M. 2011. *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*. Chapman and Hall/CRC.

Hammerschlag, N, AJ Gallagher, DM Lazarre. 2011. A review of shark satellite tagging studies. *J Exper Mar Biol Ecol* 398: 1–8.

Hermosilla, CA, F Rocha, G Fiorito, AF González, A Guerra. 2010. Age validation in common octopus *Octopus vulgaris* using stylet increment analysis. *ICES J Mar Sci* 67(7): 1458–1463.

Hernández, DR. 2007. *Introducción al análisis bayesiano*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP.

Huxley, JS. 1993. *Problems of relative growth*. The John Hopkins University Press.

- Jackson, JR. 2007. Earliest References to Age Determination of Fishes and Their Early Application to the Study of Fisheries. *Fisher* 32(7): 321–328.
- Jennings, CA, BL Sloss, BA Lasee, GJ Burtle, GR Moyer. 2012. Care, handling and examination of sampled organisms, 163–222. In: AV Zale, DL Parrish, TM Sutton. *Fisheries techniques*. American Fisheries Society.
- Katsanevakis, S. 2006 Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. *Fish Res.* doi:10.1016/j.fishres.2006.07.002
- Katsanevakis, S, CD Maravelias. 2008. Modelling fish growth: multi-model inference as a better alternative to a priori using von Bertalanffy equation. *Fish Fisher* 9(2): 178–187.
- Kilada, R, JG Driscoll. 2017. Age determination in crustaceans: a review. *Hydrobiologia* 799(1): 21–36.
- Kimura, DK. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. *Fish Bull* 77(4): 765–776.
- Kimura, DK. 1990. Testing nonlinear regression parameters under heteroscedastic, normally distributed errors. *Biometrics* 46(3): 697–708.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- Kohler NE, PA Turner. 2001 Shark tagging: a review of conventional methods and studies. In: TC Tricas, SH Gruber. *The behavior and sensory biology of elasmobranch fishes: an anthology in memory of Donald Richard Nelson*. *Developments in environmental biology of fishes*. Springer.
- Lankford, TE, JM Billerbeck, DO Conover. 2001. Evolution of intrinsic growth and energy acquisition rates. II. Trade-offs with vulnerability to predation in *Menidia menidia*. *Evol* 55(9): 1873–1881.
- Le Cren, ED. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J Animal Ecol* 20(2): 201–219.
- Leporati, SC, JM Semmens, GT Pecl. 2008. Determining the age and growth of wild octopus using stylet increment analysis. *MEPS* 367: 213–222.
- Maciel, TR, AM Vaz-dos-Santos, M Vianna. 2018. Can otoliths of *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) (Siluriformes: Ariidae) reveal differences in life strategies of males and females. *Envir Biol Fish.* doi: 10.1007/s10641-018-0804-5
- Maciel, TR, AM Vaz-dos-Santos, JRS Barradas, M Vianna. 2019. Sexual dimorphism in the catfish *Genidens genidens* (Siluriformes: Ariidae) based on otolith morphometry and relative growth. *Neotrop Ichthyol.* doi: 10.1590/1982-0224-20180101

Marr, JC. 1955. The Use of Morphometric Data in Systematic, Racial and Relative Growth Studies in Fishes. *Copeia* 1955: 23–31.

Mildenberger, TK, MH Taylor, M Wolff. 2017. TropFishR: an R package for fisheries analysis with length-frequency data. *Methods Ecol Evol*. doi: 10.1111/2041-210X.12791

Mio, S. 1961. Age and growth of red sea bream, *Evynnis japonica tanaka*. Records of Oceanographic Works in Japan.

Miranda, LE, ME Colvin. 2017. Sampling for Age and Growth Estimation, 107-126. In: MC Quist, DA Isermann. Age and Growth of Fishes. Principles and Techniques. Amer Fisher Soc.

Morales-Nin, B. 1992. Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. FAO.

Morales-Nin, B. 2000. Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. *Fisher Res* 46(1–3): 53–67.

Moreau, J. 1987. Mathematical and biological expressions of growth in fishes: recent trends and further developments, 81–114. In: RC Summerfelt, GE Hall. Age and growth of fish. Iowa State University Press.

Montealegre-Quijano, S. 2007. Biologia populacional do tubarão-azul, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Carcharhinidae), na região sudoeste do Oceano Atlântico. Tese. FURG.

Motulsky, H, A Christopoulos. 2003. Fitting Models to Biological Data using Linear and Nonlinear Regression. GraphPad.

Murua, H, E Marsac, P Eveson. 2015. IO Tuna tagging. *Fisher Res* 163: 1–160.

Natanson, LJ, GB Skomal, SL Hoffmann, et al. 2018. Age and growth of sharks: Do vertebral band pairs record age? *Mar Freshw Res*. doi: 10.1071/MF17279

Neumann, RN, CS Guy, DW Willis. 2012 Length, Weight, and Associated Indices, 637–676. In: AV Zale, DL Parrish, TM Sutton. Fisheries techniques. American Fisheries Society.

Newberger, TA, ED Houde. 1995. Population biology of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in the mid Chesapeake Bay. *MEPS* 116: 25–37.

Officer, RA, AS Gason, TI Walker, JG Clement 1996. Sources of variation in counts of growth increments in vertebrae from gummy shark, *Mustelus antarcticus*, and school shark, *Galeorhinus galeus*: implications for age determination. *Can J Fisher Aquat Sci*. doi: 10.1139/F96-103

- Palumbi, SR. 2004. Why mothers matter. *Nature* 430: 621–622.
- Panfili, J, H de Pontual, H Troadec, PJ Wright. 2002. *Manual of Fish Sclerochronology*. Éditions Ifremer.
- Paukert, CP, JJ Spurgeon. 2017. Age Structure, 221–232. In: MC Quist, DA Isermann. *Age and Growth of Fishes. Principles and Techniques*. American Fisheries Society.
- Paulino. CD, MAA Turkamn, B Murtiera, GI Silva. 2018. *Estatística bayesiana*. Fundação Calouste Gulbenkian.
- Pauly, D, N David. 1980. An objective method for determining fish growth from length-frequency data. *ICLARM Newsletter* 3(3): 13–15.
- Pauly, D. 1979. Theory and management of tropical multispecies stocks: A review, with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries. *ICLARM*.
- Pauly, D. 1981. The relationship between gill surface area and growth performance in fish: a generalization of von Bertalanffy's theory of growth. *Meeresforschung* 28: 251–82.
- Pauly, D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks (Issue 234). *FAO Fisheries Technical Paper*.
- Pauly, D. 1984. *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators*. *ICLARM*.
- Pauly, D, G Gaschütz. 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculators. *International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1979/G:24*.
- Pitcher, TJ, PDM MacDonald. 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *J Applied Ecol* 10(2): 599–606.
- Pope, JG. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res Bull ICNAF* (9): 65–74.
- Punt, AE, T Huang, MN Maunder. 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J Mar Sci* 70(1): 16–33.
- Quinn II, TJ, RB Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford.
- Quist, MC, MA Pegg, DR DeVries. 2012. Age and growth, 677–731. In: AV Zale, DL Parrish, TM Sutton. *Fisheries techniques*. American Fisheries Society.
- Ratkowsky, DA. 1986. Statistical properties of alternative parameterizations of the von Bertalanffy Growth Curve. *Can J Fisher Aquat Sci* 43(2): 742–747.

- Ricker, WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. The Blackburn Press.
- Rossi-Wongtschowski, CLDB. 2015. Morfologia de otólitos, 237–267. In: AA Volpedo, AM Vaz-dos-Santos. Métodos de estudos com otólitos. CAFB-BA-Piesci.
- Ruas, LC, AM Vaz-dos-Santos. 2017. Age structure and growth of the rough scad, *Trachurus lathami* (Teleostei: Carangidae), in the Southeastern Brazilian Bight. Zool. doi: 10.3897/zoologia.34.e20475
- Saborido-Rey, F, OS Kjesbu. 2005. Growth and maturation dynamics. <http://hdl.handle.net/10261/47150>
- Santana, HS de, CD Tos, CV Minte-Vera. 2020. A review on the age and growth studies of freshwater fish in South America. Fisher Res. doi: 10.1016/j.fishres.2019.105410
- Schnute, J, D Fournier. 1980. A new approach to length-frequency analysis: growth structure. Can J Fisher Aquat Sci 37: 1337–1351.
- Secor, DH, JM Dean, EH Laban. 1991. Manual of otolith removal and preparation for microstructural analysis. Electric Power Research Institute and The Belle Baruch Institute for Marine Biology and Coastal Research.
- Somers, IF. 1988. On a seasonally oscillating growth function. Fishbyte 6(1): 8–11.
- Soriano, M, J Moreau, JM Hoenig, D Pauly 1992. New Functions for the Analysis of Two-Phase Growth of Juvenile and Adult Fishes, with Application to Nile Perch. Trans Amer Fisher Soc 121(4): 486–493.
- Sparre, P, SC Venema. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment Part 1: Manual. FAO.
- Stevenson, DK, SE Campana. 1992. Otolith Microstructure Examination and Analysis. KIA.
- Summerfelt, RC, GE Hall. 1987. Age and Growth of fish. Iowa State University Press.
- Troadec, H, H de Pontual. 2002. Aid to decision trees, 308–316. In: J Panfili, H de Pontual, H Troadec, PJ Wright. Manual of Fish Sclerochronology. Éditions Ifremer.
- VanderKooy, S. 2009. A Practical handbook for determining the age of Gulf of Mexico Fishes. GSFM-NOAA.
- Vaz-dos-Santos, AM. 2015a. Otólitos em estudos de idade e crescimento, 303–331. In: AA Volpedo, AM Vaz-dos-Santos. Métodos de estudos com otólitos. CAFB-BA-Piesci.

- Vaz-dos-Santos, AM. 2015b. Métodos quantitativos aplicados ao estudo de otólitos, 377–395. In: AA Volpedo, AM Vaz-dos-Santos. Métodos de estudos com otólitos. Buenos Aires: CAFP-BA-Piesci.
- Vaz-dos-Santos, AM, CLDB Rossi-Wongtschowski. 2007. Age and growth of the Argentine hake *Merluccius hubbsi* Marini, 1933 in the Brazilian South-Southeast Region during 1996–2001. Neotrop Ichthyol. doi: 10.1590/S1679-62252007000300017
- Vaz-dos-Santos, AM, PR Schwingel. 2015. Biology and fisheries of hake (*Merluccius hubbsi*) in Brazilian waters, Southwest Atlantic Ocean, 211–233. In: H Arancibia. Hakes: Biology and Exploitation. Wiley Blackwell.
- Vaz-dos-Santos, AM, CLDB Rossi-Wongtschowski. 2019a. Growth in marine fishes from the Southwestern Atlantic. São Paulo: IOUSP.
- Vaz-dos-Santos, AM, CLDB Rossi-Wongtschowski. 2019b. Growth in marine fishes from the Southwestern Atlantic: length analysis vs. calcified structures. In: II Workshop Latinoamericano de otólitos y otras estructuras calcificadas. CONICET.
- Vaz-dos-Santos, AM, EL Silveira. 2021. Idade e crescimento de peixes de riachos: métodos e desafios para a obtenção de estimativas robustas. Oecol Aust: in print.
- Vigliola, L, MG Meekan. 2009. The back-calculation of fish growth from otoliths, 174–211. In: BS Green, BD Mapstone, G Carlos, GA Begg. Tropical fish otoliths: information for assessment, management and ecology. Springer.
- Volpedo, AV, AM Vaz-dos-Santos. 2015. Panorama sobre os otólitos, 229–235. In: AA Volpedo, AM Vaz-dos-Santos. Métodos de estudos com otólitos. CAFP-BA-Piesci.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. Ii). Human Biol 10(2): 181–213.
- Walford, LA. 1946. A new graphic method of describing the growth of animals. Biol Bull 90: 141–147.
- Weatherley, AH, HS Gill. 1987. The biology of fish growth. London: Academic Press.
- Whitney, RR, K Carlander. 1956. Interpretation of body-scale regression for computing body length of fish. J Wildl Mgmt 20(1): 21–27.
- Wootton, RJ. 1998. Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers.
- Zar, JH. 2010. Biostatistical Analysis. Pearson.

Capítulo 3

DINÂMICA POPULACIONAL: REPRODUÇÃO

VALÉRIA MARQUES LEMOS & ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

Reprodução é o mecanismo pelo qual as espécies se perpetuam ao longo do tempo. A reprodução dos seres vivos ocorre **assexuadamente**, quando não envolve a produção e combinação de gametas e, portanto, não ocorrendo a recombinação genética, e de forma **sexuada**, quando envolve a produção de gametas e a recombinação genética. A reprodução sexuada é predominante nos animais, e as recombinações genéticas promovem a fixação ou remoção de mutações, tornando-se o principal mecanismo para a geração de diversidade genética, sobre a qual trabalha a seleção natural (Alcock 2001).

A distribuição de uma espécie é estabelecida pelo conjunto de adaptações às condições ecológicas (oferta de alimento, temperatura, salinidade, predação, oxigênio disponível, etc.) experimentadas por ela nos mais diversos ambientes. A manutenção de uma espécie reside na capacidade constante de se adaptar às condições ambientais, às relações com outras espécies de mesmo nível trófico (competição) e de níveis tróficos diferentes (predação), e também, na sua capacidade de gerar uma prole fértil, e com isso manter a população viável ao longo do tempo. Para obter sucesso na reprodução, a espécie deve apresentar um conjunto de características que é definida como estratégia reprodutiva (Vazzoler 1996). Deste modo, além de estar adaptada às condições ambientais, toda espécie apresenta uma estratégia reprodutiva que inclui adaptações energéticas, anatômicas, fisiológicas e comportamentais específicas para garantir o sucesso reprodutivo (Jennings et al. 2001). Para garantir e viabilizar a reprodução em ambientes que sofrem variabilidade, algumas características da estratégia reprodutiva apresentam algum grau

de plasticidade, ou seja, podem variar, adaptando-se em respostas às flutuações ambientais, como a disponibilidade de alimento, variação e qualidade das condições ambientais, pressão de pesca, entre outras.

RECURSOS ENERGÉTICOS

Durante o ciclo de vida de um organismo, desde seu nascimento até sua morte, eventos básicos como o crescimento, manutenção fisiológica e reprodução dependem da energia adquirida via alimentação. A **energia total** adquirida via alimentação pelos indivíduos é alocada para cada uma das diferentes necessidades do organismo: **produção total** e **metabolismo**. A produção total por sua vez, pode ser dividida em **produção somática** (produção de órgãos e estruturas que não estão envolvidas na reprodução) e **investimento reprodutivo** (gasto energético utilizado para produzir e manter estruturas, órgãos e até comportamentos envolvidos no processo reprodutivo) (Vazzoler 1996) (Fig. 3.1).

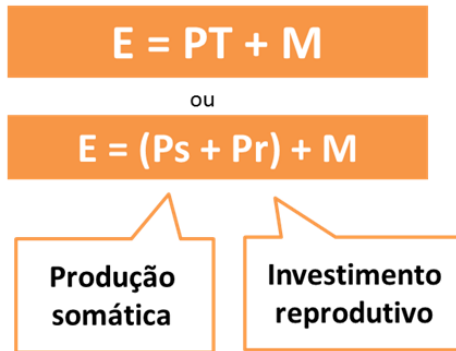


Figura 3.1 Relação entre a energia alocada pelos indivíduos para o investimento reprodutivo e produção somática. E= energia obtida via alimentação, PT= energia utilizada na síntese de tecidos, Ps= Produção somática, Pr= investimento reprodutivo e M= energia gasta nos processos metabólicos

Ao longo das diferentes fases do desenvolvimento dos peixes: fase embrionária, fase larval (quando presente), fase juvenil, fase adulta (reprodutivamente ativa) e fase senil, a energia dispendida e direcionada para estes diferentes processos ocorre de forma distinta (Vazzoler 1996). Durante a fase de ovo, os recursos energéticos já estão pré-determinados através da quantidade de vitelo (material nutritivo) presente no ovo. O

início do processo de obtenção de alimento do meio (nutrição exógena) só acontece na fase larval e perdura durante toda a vida do indivíduo. Durante a fase larval e juvenil, a maior parte da energia adquirida é direcionada para a produção total sendo utilizada pelos organismos na **produção somática**. Já na fase adulta, a reprodução é caracterizada como um dos eventos mais importantes para os indivíduos, assim, parte da energia adquirida via alimentação é direcionada para a produção somática e parte da energia é direcionada para o **investimento reprodutivo**.

A estratégia da espécie em alocar maior parte dos recursos energéticos para um dos dois processos é determinante para a definição de outras características que irão compor a estratégia reprodutiva da espécie. Quando a estratégia da espécie consiste em alocar a maior parte da energia para os processos reprodutivos, a espécie é considerada **r-estrategista**. Em outro extremo, quando uma espécie dispõe a maior parte da energia para a produção somática, ela é considerada uma **k-estrategista**. A determinação de uma espécie no **contínuo r-k** será em função dos fatores de seleção que atuam sobre a espécie ao longo da sua evolução (mais detalhes no Cap. 1).

Independente da estratégia adotada no **contínuo r-k**, a população de uma espécie aumenta numericamente através da atividade reprodutiva. Mas é através da produção somática que os organismos incorporam energia via alimentação para aumentar sua biomassa. O entendimento desta relação é de extrema importância para espécies que regulam este processo sob uma condição de recurso pesqueiro, pelo qual a população passa a sofrer exploração pela pesca (Fonteles-Filho 2011).

O investimento reprodutivo consiste em uma **estratégia reprodutiva** que nada mais é do que uma combinação de diversas características relacionadas com o processo de reprodução adaptadas ao ambiente em que a espécie vive. Estas características são relacionadas com o modo como é realizada a desova, tipo de fecundação, dinâmica da gametogênese (processo pelo qual ocorre a formação dos gametas), dinâmica do desenvolvimento embrionário, presença ou não de comportamentos de coorte, cuidado parental entre outras características. Além da forma como as espécies distribuem e direcionam a energia para cada um dos processos de produção somática e investimento reprodutivo, o conhecimento dos aspectos relacionados com as estratégias reprodutivas das espécies, principalmente daquelas exploradas pela pesca, constituem

informações de extrema importância para o estudo da biologia e dinâmica populacional. No caso de espécies exploradas como recursos pesqueiros, essas informações subsidiam ações e mecanismos para a manutenção da sustentabilidade da atividade pesqueira, como por exemplo, o **defeso**, uma paralização temporária da atividade de pesca para a preservação da espécie nos períodos considerados principais épocas de atividade reprodutiva e/ou recrutamento e **determinação de tamanho mínimo de captura**, medida pelo qual é assegurada a participação do indivíduo em pelo menos um evento reprodutivo.

ITEROPARIDADE X SEMELPARIDADE

As espécies podem ser classificadas quanto ao número de eventos reprodutivos e/ou de desovas que realizam ao longo da vida. Espécies que se reproduzem uma única vez são classificadas como **Semélparas**. Nestas espécies, após os indivíduos atingirem o tamanho/idade de primeira maturação gonadal, participam de apenas um evento reprodutivo e depois morrem (Nelson 2006). Alguns exemplos entre os peixes teleósteos são os salmões *Oncorhynchus* e dentre os moluscos, os cefalópodes como lulas e polvos. Já espécies que se reproduzem em múltiplos eventos de desova ao longo da sua vida são denominadas como **Iteróparas**. O número de desovas na qual um indivíduo de uma espécie iterópara vai participar varia bastante entre as espécies, assim como a frequência, que pode ser sazonal, anual, ou sem periodicidade pré-estabelecida. A grande maioria dos teleósteos explorados pela pesca são iteróparas, como as espécies da família Sciaenidae (pescadas, corvinas, miragaias, etc).

DETERMINAÇÃO DO SEXO

A determinação do sexo nos vertebrados é definida como a informação que conduz uma gônada bipotencial a se desenvolver como testículos ou como ovários (Hayes 1998). Há uma grande variedade de mecanismos de determinação do sexo em peixes, nos quais fatores genéticos e ambientais são fundamentais (Devlin & Nagahama 2002).

O sistema de determinação sexual genética constitui o processo de determinação do sexo do indivíduo através da informação contida

em genes específicos, e ocorre no momento da fertilização através da determinação **cromossômica** (quando os genes responsáveis pela determinação do sexo estão concentrados nos cromossomos sexuais) ou da **determinação poligênica** (quando os genes estão espalhados pelo genoma em cromossomos autossômicos - cromossomos não sexuais) (Piferrer 2001, Devlin & Nagahama 2002). Poucas espécies de teleósteos, cerca de 10% (Arkhipchuk 1995), apresentam cromossomos sexuais morfologicamente diferenciados, como por exemplo, os Salmonídeos (Devlin et al. 2001). Nestas espécies que apresentam cromossomos sexuais, a determinação sexual genética inclui os sistemas XY, ZW e algumas variantes destes sistemas (Sandra & Norma 2010). Na grande maioria das espécies de teleósteos, não há sistemas de determinação do sexo por cromossomos, ocorrendo a determinação poligênica, onde o sexo de um indivíduo é determinado pelo genótipo presente em um ou mais *loci* dos cromossomos autossômicos (Devlin & Nagahama 2002).

Embora a base genética seja considerada o fator mais importante nos processos de determinação e diferenciação sexual em peixes (Devlin & Nagahama 2002), o processo de determinação sexual pode estar sujeitos à influência de fatores ambientais externos, como fotoperíodo e temperatura e de fatores sociais relacionados ao comportamento, os quais influenciam significativamente a diferenciação do sexo em diferentes espécies (Sandra & Norma 2010).

MECANISMOS REPRODUTIVOS

Ainda que a reprodução em peixes teleósteos, e no restante dos vertebrados, seja um processo que inclui uma diversidade de estratégias reprodutivas, ela tem se mantido conservada ao longo da evolução (Zohar et al. 2010). Em peixes há basicamente dois tipos de mecanismo reprodutivo: **Bissexuado ou Gonocorístico** e **Hermafroditismo**. O mecanismo mais comum, ocorrendo em cerca de 98% das espécies de peixes existentes, é o mecanismo bissexuado, pelo qual uma espécie apresenta indivíduos do sexo masculino e indivíduos do sexo feminino (Nelson 2006). O Hermafroditismo é o mecanismo pelo qual cada indivíduo da espécie possui gônadas que funcionam como testículos e/ou ovários.

O hermafroditismo pode ocorrer de duas formas: **hermafroditismo simultâneo**, quando os indivíduos apresentam gônadas que funcionam como ovários e testículos simultaneamente; e **hermafroditismo sequencial**, quando a função masculina e feminina se alterna ao longo da vida do indivíduo. Este último caso, ainda pode ser subdividido em hermafroditismo sequencial **protândrico**, quando primeiramente as gônadas funcionam como testículos e depois como ovários (Ex. peixe-palhaço *Amphiprion sp*) e **protogínico**, quando as gônadas primeiramente funcionam como ovários, passando a realizar a função de testículos posteriormente (Ex. garoupa *Epinephelus sp.* e outros Serranidae, Scaridae e Labridae) (Fig. 3.2).

A diversidade dos processos de mudança de sexo e hermafroditismo pode ser considerada como resultado de um processo evolutivo para potencializar o sucesso reprodutivo (aumento do número ou qualidade dos gametas produzidos, aumento da taxa de fertilização, aumento da sobrevivência da prole, etc.) (Jennings et al. 2001), e é acompanhado pela diversidade de histórias de vida e do número de habitats ocupado pelas espécies de peixes (Devlin & Nagahama 2002).



Figura 3.2 Garoupa *Epinephelus marginatus*, exemplo de espécie com hermafroditismo sequencial protogínico. Foto cedida por AM Garcia

CARACTERES SEXUAIS E DIMORFISMO SEXUAL

Os caracteres sexuais são estruturas e/ou características corporais envolvidas no processo reprodutivo de uma espécie. Os **caracteres sexuais primários** são as gônadas. Elas estão presentes em todas as espécies e são responsáveis pela produção de células sexuais ou gametas. Gônadas femininas (ovários) produzem gametas femininos - oócitos e gônadas

masculinas (testículos) produzem gametas masculinos - espermatozoides (Fig. 3.3).

As gônadas geralmente são órgãos pares revestidos pela túnica albugínea (fina camada de tecido conjuntivo) que se estendem no sentido anteroposterior dentro da cavidade do corpo (podem ser observadas algumas variações dependendo da morfologia corporal de algumas espécies). Apresentam suas extremidades anteriores (porção cefálica) livres e se fundem na região posterior, formando um ducto oocitário (nos ovários) ou ducto espermático (nos testículos) pelo qual ocorre a liberação dos gametas para o exterior do corpo através da abertura urogenital.

Na grande maioria dos teleósteos, não há dimorfismo sexual aparente, e a identificação do sexo do indivíduo é possível apenas através da observação das gônadas a partir de uma incisão abdominal, ou então, através de testes cromossômicos ou hormonais. A identificação do sexo de um indivíduo através da observação das gônadas é mais fácil de ser realizada nos estágios de maturação gonadal mais avançados, pois em muitas espécies, indivíduos imaturos ou em estágios de maturação gonadal inicial, ovários e testículos apresentam aspecto macroscópico muito semelhante.

Os **ovários** geralmente apresentam formato tubular cilíndrico. Apresentam mudanças marcantes em sua coloração ao longo do desenvolvimento ovariano, desde a coloração esbranquiçada com irrigação reduzida na fase imatura, para uma coloração que varia de amarelo ao alaranjado com vascularização mais evidente nas fases finais de maturação (Fig. 3.3a). O ovário é formado basicamente por dois tipos específicos de células, as células que formam estruturas ovarianas (células somáticas) e células da linha germinativa que originarão os oócitos (Kagawa 2013). Em uma análise microscópica de um corte ovariano é possível observarmos a presença das oogônias (células germinativas jovens) e dos oócitos em diferentes fases de desenvolvimento. Estas células encontram-se nos septos que delimitam a cavidade ovariana, as chamadas lamelas ovíferas formadas pela túnica albugínea que também reveste o órgão internamente (Kagawa 2013).

Os **testículos** de peixes teleósteos se caracterizam predominantemente como órgãos pares alongados de coloração esbranquiçada (Fig. 3.3b). Sua forma, volume e coloração variam de acordo com o estágio de desenvolvimento gonadal (Grier & Uribe-

Aranzábal 2009). Com base na distribuição das espermatogônias (células progenitoras dos gametas masculinos) no compartimento germinativo, os testículos podem ser classificados em tubulares **espermatogoniais restritos** e **espermatogoniais irrestritos**. Sendo este último, onde as espermatogônias são disseminadas ao longo do compartimento germinativo de todo testículo, mais comum na maioria das espécies de teleósteos (Grier, 1981). Entretanto, existem registros de padrões intermediários a esta classificação (Schulz et al. 2010).

A análise microscópica dos testículos demonstra a existência de dois compartimentos principais: o compartimento intertubular (ou intersticial) e o compartimento tubular. O compartimento intertubular contém células de Leydig que produzem esteroides que estimulam a gametogênese (processo pelo qual as gônadas produzem os gametas) e o desenvolvimento dos caracteres sexuais secundários, vasos sanguíneos e linfáticos, macrófagos e mastócitos, células do tecido nervoso e conjuntivo, o qual se apresenta contínuo com a túnica albugínea, a parede do órgão testicular (Koulish et al. 2002). O compartimento tubular é delimitado por uma membrana basal e abriga o epitélio germinativo formado por células somáticas de Sertoli e as células germinativas que passam por diferentes estágios de desenvolvimento culminando com a produção final dos espermatozoides. As células de Sertoli determinam a capacidade espermatogênica do testículo (Matta et al. 2002, Schulz et al. 2010). Além de formarem os cistos que envolvem grupos de células germinativas em um determinado estágio de desenvolvimento sincrônico, elas também são responsáveis pela nutrição das células da linhagem germinativa e pela realização da fagocitose de espermatozoides residuais (Grier & Taylor 1998).

Caracteres sexuais secundários são estruturas envolvidas diretamente no processo de reprodução e presentes em algumas espécies, como estruturas que auxiliam a desova e cópula como as papilas genitais, gonopódios (nadadeiras anais modificadas), cláspers (nadadeiras pélvicas modificadas) (Fig. 3.4), hectocótilo (tentáculos modificados), ovopositores (túbulos que auxiliam a desova), entre outras. Também são considerados caracteres sexuais secundários algumas estruturas que apresentam participação indireta na reprodução, como tubérculos nupciais (excrescências córneas em alguns machos), ou outras estruturas que auxiliam na identificação e escolha do parceiro. Alguns caracteres

sexuais secundários podem estar presentes em toda vida do indivíduo ou podem surgir e se manifestar somente na época reprodutiva como resultado da ação hormonal.



Figura 3.3 Gônadas femininas (a) e masculinas (b) de tainha *Mugil liza* em estágio avançado de desenvolvimento gonadal



Figura 3.4 Clássper - nadadeiras pélvicas modificadas em estruturas que auxiliam cópula em elasmobrânquios. Foto de um exemplar macho de *Carcharhinus plumbeus*

CONTROLE NEUROENDÓCRINO DA REPRODUÇÃO

A ocorrência de algum nível de periodicidade reprodutiva tem sido registrada em praticamente todos os grupos de seres vivos (Yamamoto & Volpato 2007). A grande maioria das espécies de peixes apresenta uma periodicidade no processo reprodutivo que é regulado por fatores nervosos e endócrinos (Zohar et al. 2010). A interação dos fatores nervosos e endócrinos ocorre a partir de gatilhos fornecidos por sinais ambientais externos (fatores exógenos) permitindo a sincronização dos indivíduos maduros sexualmente com as condições ambientais apropriadas para o evento reprodutivo, e consequentemente, assegurando maiores chances de sobrevivência da prole (Trudeau 2006).

Cada espécie apresenta exigências particulares relacionadas às condições ambientais adequadas e necessárias para o processo reprodutivo. Em ambientes tropicais ou que apresentam pequenas flutuações ambientais, geralmente os ciclos reprodutivos são pouco marcados sazonalmente e os peixes tropicais podem apresentar uma ampla variedade de períodos de desova (Sadovy 1996). Já em zonas temperadas, onde há uma sazonalidade bem demarcada, as espécies geralmente sincronizam suas temporadas de desova quando as condições ambientais são mais favoráveis à sobrevivência da prole, sendo a variação de temperatura e fotoperíodo, por exemplo, fatores importantes para o início do desenvolvimento gonadal. Para estas espécies, é comum observarmos uma maior variabilidade de recrutamento, o qual está sujeito às influências das condições ambientais anuais (Wright & Trippel 2009, Lowerre-Barbieri et al. 2011).

Os fatores exógenos regulam múltiplas e complexas interações hormonais entre os órgãos sensoriais e os reprodutivos envolvendo o sistema neuroendócrino, através do trabalho do eixo **Hipotálamo – Hipófise – Gônadas** (Trudeau 2006, Pankhurst & Munday 2011, Honji & Moreira 2017). Quando atingem a idade ou tamanho de primeira maturação, estímulos sociais como a densidade da população e proporção de sexo, e sinais ambientais como a temperatura, o fotoperíodo, a pluviosidade, entre outros, são captados e interpretados pelo sistema sensorial (olhos, receptores cutâneos, etc) e convertidos em sinais eletroquímicos que serão transmitidos via neurônios sensoriais até o hipotálamo. O hipotálamo, por meio de distintos circuitos neuronais,

sintetiza e libera neuro-hormônios específicos que atuam regulando a atividade da hipófise. A partir destes sinais, a hipófise passa a sintetizar e liberar via corrente sanguínea, hormônios estimulantes que atuarão nas células gonadais.

O processo é complexo e envolve várias vias fisiológicas, hormonais e moleculares especializadas, como o hormônio liberador de gonadotropinas (GnRH), gonadotropinas (GtHs), o hormônio folículo - estimulante (FSH), o hormônio luteinizante (LH), esteroides gonadais (andrógenos, progestágenos e estrógenos) e neuro-moduladores que podem estimular e/ou inibir a atividade reprodutiva (Nagahama et al. 1994, Levavi-Sivan et al. 2010, Mylonas et al. 2010, Zohar et al. 2010).

GAMETOGÊNESE

A gametogênese é o processo pelo qual as gônadas produzem os gametas - células sexuais haplóides (n), que após a fecundação ou junção dos gametas masculino e feminino, originam uma célula diploide ($2n$) que irá se desenvolver em um embrião. Apesar do desenvolvimento de gametas femininos e masculinos apresentarem princípios comuns, muitos aspectos da gametogênese diferem entre os sexos (Schulz et al. 2010).

Oogênese

Na **oogênese**, ou gametogênese feminina, os ovários produzem um número relativamente pequeno de grandes gametas, que são ricos em material de reserva (Hoar et al. 1983, Kagawa 2013). Ao longo da oogênese, as células do ovário sofrem diferentes transformações que consistem em diferentes processos e alterações estruturais de células germinativas primordiais até a formação de oócitos primários. Estes processos são seguidos pelo crescimento ou maturação do oócito durante vitelogênese, processo pelo qual o oócito acumula reservas nutricionais necessárias ao desenvolvimento do embrião (Lubzens et al. 2010) (Fig. 3.5).

As **oogônias** constituem as células germinativas jovens originadas de células germinativas primordiais e geralmente estão agrupadas em ninhos inseridos nas lamelas ovígeras, estruturas formadas pela túnica albugínea, que delimitam a cavidade ovariana em septos. As oogônias possuem pouco citoplasma, núcleo arredondado basófilo com um

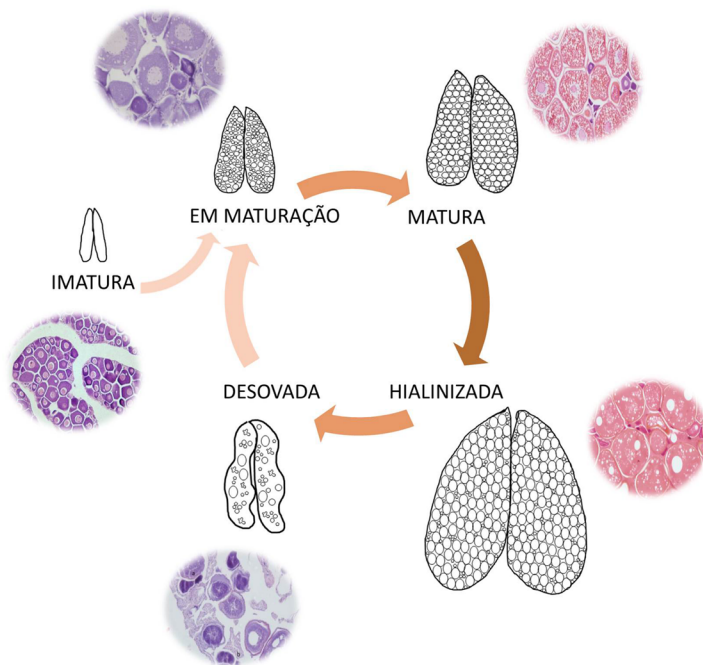


Figura 3.5 Resumo esquemático da oogênese em teleósteos iteróparos com desova total

nucléolo central. São as menores células presentes nos ovários das fêmeas, abundantes em fêmeas imaturas (Fig. 3.6a).

A fase de crescimento primário é caracterizada pelo aparecimento dos **oócitos de estoque de reserva**, ou oócitos em estágio perinuclear, que se encontram na fase pré-vitelogênica do processo de maturação (Kagawa 2013). Estas células apresentam maior quantidade de citoplasma do que as oogônias, seu núcleo apresenta nucléolos intensamente basófilos que vão se tornando mais numerosos e vão migrando para a periferia do núcleo. Apresentam maior volume e forma globular, mas vão se tornando prismáticos conforme aumentam seu número no ovário, e não se caracterizam mais sob a formação de ninhos (Fig. 3.6b). Estes oócitos podem ser visualizados em todos os estágios do desenvolvimento ovariano.

A fase de crescimento secundário é caracterizada pelo crescimento de oócitos associado à síntese e ao acúmulo de lipídios e proteínas no citoplasma (Brown-Peterson et al. 2011) que vão compor o vitelo, o

qual nutrirá o embrião na fase de ovo. Na fase inicial da vitelogênese, os oócitos são comumente identificados como **oócitos em vitelogênese lipídica** e apresentam acelerado crescimento citoplasmático com intenso aparecimento de vacúolos onde começam a ser depositados grânulos de vitelo de origem lipídica (Fig. 3.6c). O aparecimento inicial dos vacúolos pode ser junto à membrana citoplasmática (citoplasma cortical) como ocorre, por exemplo, em *Sardinella brasiliensis*, ou então, podem aparecer inicialmente em uma posição próxima do núcleo (citoplasma perinuclear) como ocorre em *Micropogonias furnieri*, mas ao longo do processo, estes vacúolos acabam se espalhando por todo citoplasma do oócito (Vazzoler, 1996). Nesta fase, o núcleo da célula aumenta em volume e possui inúmeros nucléolos na sua periferia. Em algumas espécies, é possível visualizarmos nesta fase da vitelogênese a presença de uma membrana acelular acoplada à membrana do oócito: a membrana vitelínica, a qual é rodeada por uma camada de pequenas células foliculares. O conjunto formado pelo oócito vitelogênico, pela membrana acelular vitelínica (ou zona radiata) e pela cobertura externa de células foliculares (ou células da granulosa) é chamado de **folículo ovariano**. O folículo ovariano é revestido por uma camada de células tecais (separadas da camada de células foliculares pela membrana basal) que constitui o envoltório folicular externo (Takashima & Hibiya 1995). O folículo ovariano é considerado a unidade fundamental do ovário (Patiño & Sullivan 2002).

Com a evolução da vitelogênese, além da deposição de lipídio, há deposição de compostos de origem proteica no citoplasma em forma de placas acidófilas. Neste momento, é possível reconhecermos os **oócitos em vitelogênese lipídica e proteica**. Os compostos de origem proteica surgem, geralmente, a partir da periferia do citoplasma e vão avançando centripetamente empurrando os vacúolos em direção ao centro da célula. Nesta fase, o núcleo mantém as características da fase anterior, a membrana vitelínica torna-se mais espessa e as células foliculares aumentam seu tamanho, tornando-se mais evidentes (Fig. 3.6d).

Ao final da vitelogênese, os **oócitos em vitelogênese completa** apresentam um aumento considerável de volume devido ao acúmulo de vitelo no citoplasma. Em algumas espécies é possível a visualização dos oócitos a olho nu nos estágios mais avançados do desenvolvimento ovariano das fêmeas. As vesículas lipídicas não são mais visualizadas e os grânulos proteicos aumentam de tamanho. A membrana vitelínica

torna-se mais espessa e pode apresentar estrias (zona radiata), as células foliculares que cercam o folículo ovariano tomam o aspecto achatado e o núcleo do oócito, que apresenta nucléolos pequenos, perde sua forma esférica e migra para um polo da célula (o polo animal) (Fig. 3.6e). Em espécies de teleósteos de água doce este é o estágio de maturação final ovariano, e estes oócitos em vitelogênese completa estão prontos para serem liberados do folículo durante a desova.

Em peixes teleósteos marinhos, os oócitos em vitelogênese completa ou oócitos maduros, passam por um processo de hidratação antes da desova (Wallace & Selman 1981). Nesta etapa, enzimas proteolíticas específicas agem quebrando parte das proteínas do vitelo aumentando a concentração de íons e aminoácidos, gerando aumento da concentração osmótica do oócito e, conseqüentemente, ocorre a sua hidratação (Baldisserotto 2009). Este processo faz com que os oócitos hidratados, ou **oócitos hialinizados**, sejam caracterizados pelo grande aumento do seu volume (de até 8 vezes, segundo Chaves 1989). Este fenômeno de hidratação acarreta a coalescência dos grânulos de vitelo que não se apresentam mais individualizados. Os vacúolos lipídicos condensam-se e migram para o polo vegetativo da célula e o núcleo que se encontra no polo animal da célula tem sua membrana nuclear desintegrada. A camada de células foliculares tem aspecto achatado e os oócitos se deformam bastante quando submetidos às técnicas de rotina de preparo histológico (Fig. 3.6f).

Além das células germinativas envolvidas no processo de maturação oocitária, outras estruturas celulares presentes nos ovários são de importância fundamental para a identificação e determinação da fase de desenvolvimento gonadal de uma fêmea: os folículos pós-ovulatórios e os folículos atrésicos (Fig. 3.7). Os **Folículos pós-ovulatórios** são caracterizados pela camada de células foliculares agrupadas em cordões dobrados em várias direções, que passam a ocupar o espaço anteriormente ocupado pelo oócito maduro ou hialinizado o qual foi liberado. Os folículos pós-ovulatórios são observados em ovários de fêmeas que já realizaram a desova (Lowerre-Barbieri et al. 2011) e são comumente consideradas como marcas de desova. Já os **Folículos atrésicos** são oócitos que sofrem desintegração e a subsequente reabsorção. São caracterizados pela ruptura da membrana vitelínica, hipertrofia das células foliculares, desintegração do núcleo e pelos grânulos de vitelo representados por uma massa amorfa

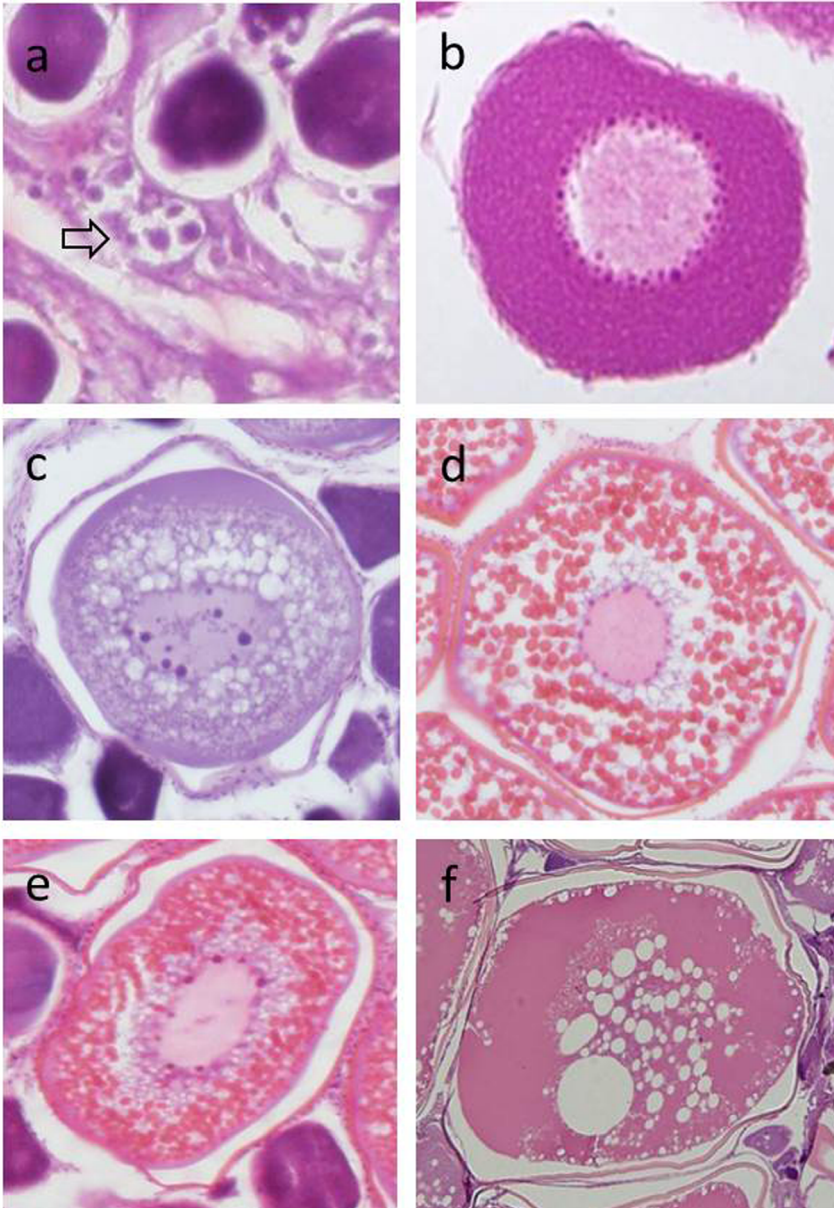


Figura 3.6 Principais células da linhagem germinativa feminina de teleósteos. Ninho de oogônias (a), Oócito pré-vitelogênico (b), Oócito em vitelogênese lipídica (c), Oócito em vitelogênese lipídica e proteica (d), Oócito maduro (e) e oócito hialinizado, presente em teleósteos marinhos (f). Células estão fotografadas em diferentes escalas de aumento

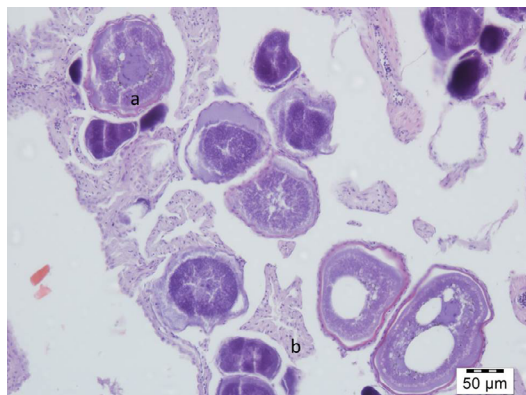


Figura 3.7 Folículos atrésicos (a) e folículos pós-ovulatórios (b) presentes nos ovários das fêmeas de teleostes que já realizaram a desova

acidófila. A atividade fagocitária é auxiliada pelas células sanguíneas que invadem o citoplasma, sendo possível em alguns casos a visualização de linfócitos e macrófagos nos cortes histológicos. O processo de atresia oocitária pode ocorrer durante todo o ciclo reprodutivo, mas é mais comumente observada em oócitos em maturação e maduros, coincidindo com a fase de pré-desova e pós-desova (Guraya 1994).

Através de um acompanhamento temporal das análises micro (determinação da frequência das diferentes fases das células nos ovários) e macroscópicas (coloração, volume, peso, vascularização, entre outros aspectos) associadas das gônadas de uma espécie, é possível diferenciar o desenvolvimento ovariano em fases ou estágios e construir escalas de maturação gonadal. Embora o processo de maturação gonadal seja contínuo, dinâmico e cíclico, as escalas de maturação gonadal, nas quais a gametogênese é descrita em fases ou estágios, auxiliam a interpretação do processo reprodutivo e facilitam o entendimento da periodicidade do processo ao longo do tempo.

Brown-Peterson et al. (2011) apontam a importância da padronização da nomenclatura dessas fases e sugerem cinco estágios de desenvolvimento gonadal: Imaturo (indivíduos que nunca desovaram); Em desenvolvimento (quando os ovários estão começando a se desenvolver, mas não estão prontos para desovar); Capaz de desovar ou Maduros (peixes fisiologicamente capazes de desovar no ciclo atual); Regressando (quando a desova termina, indicando termino do período

reprodutivo); e Regenerando (caracterizados por indivíduos sexualmente maduros, mas reprodutivamente inativo). Entretanto, o número de fases ou estágios e a nomenclatura podem variar entre as espécies como consequência do tipo de desova apresentado por elas e também entre diferentes autores.

Na tabela 3.1 e nas figuras 3.8 e 3.9, apresentamos a caracterização microscópica e macroscópica ao longo da gametogênese em cinco estágios: Estágio A: imaturo; Estágio B: em processo de maturação ou em desenvolvimento; Estágio C: maturo ou com capacidade de desova; Estágio D: hialinizado (estágio posterior ao estágio C maturo, que ocorre em espécies marinhas); e Estágio E: desovado ou em recuperação. Em espécies que apresentam desova parcelada é comum ocorrer estágios intermediários, devido à presença de mais de um lote de oócitos sendo eliminado durante a estação reprodutiva.

Espermatogênese

A espermatogênese é o processo pelo qual as espermatogônias proliferam e se diferenciam para produzir um grande número de espermatozoides altamente diferenciados (Schulz et al. 2010). Embora os estudos de biologia reprodutiva apresentem maior ênfase na análise dos ovários, devido, entre outros aspectos, ao fato do maior investimento reprodutivo ser realizado pelas fêmeas, o entendimento da espermatogênese é de importância fundamental para estudos de biologia reprodutiva de uma espécie.

A unidade funcional básica do epitélio germinativo masculino, ou epitélio espermatogênico, em peixes é o cisto espermatogênico, formado por um grupo de células germinativas em desenvolvimento sincronizado que é nutrido e circundado por células de Sertoli. Inicialmente, o processo consiste em uma fase mitótica ou espermatogonial onde gerações de **espermatogônias** prevalecem diferenciadas ou em diferenciação. Posteriormente, segue uma fase meiótica originando **espermatócitos primários** e posteriormente **espermatócitos secundários**. Estes espermatócitos passam por uma fase de meiose originando as **espermátides**, as quais originam ao fim do processo os **espermatozoides** (Schulz et al. 2010).

A espermatogênese é caracterizada por uma diminuição no tamanho das células e um aumento da visualização da coloração basofílica dos cortes

Tabela 3.1 Características gerais macro e microscópicas dos ovários de teleósteos durante o processo de gametogênese feminina

Estágio ou fase	Aspecto macroscópico	Aspecto microscópico
Estágio A Imaturo	Ovários apresentam-se pequenos, geralmente ocupando menos de 1/3 da cavidade do corpo, com aspecto filamentosos, de coloração clara, translúcidos, sem sinais de vascularização.	Apresenta aspecto bem organizado, com lamelas ovígeras dispostas paralelamente umas às outras cobertas por oócitos de estoque de reserva. Em alguns casos, podem ser visualizados ninhos de oogônias de tamanho muito reduzido próximo a pequenos vasos sanguíneos.
Estágio B Em processo de maturação	Ovários de tamanhos maiores do que no estágio imaturo, ocupando entre 1/3 e 2/3 da cavidade do corpo, intensamente vascularizados.	Presença de vários tipos celulares no ovário. No início da fase, há maior ocorrência de oócitos de estoque de reserva e oócitos em vitelogênese lipídica, conforme avança o processo de vitelogênese, é possível observar oócitos em vitelogênese lipídica e proteica. Em uma fase mais avançada, é comum observarmos oócitos maduros, ou em vitelogênese completa e também oócitos em reabsorção. Alguns autores subdividem esta fase em maturação inicial e em maturação final.
Estágio C Maturação completa	Ovários maduros apresentam-se turgidos, com coloração amarelo alaranjado, vascularizados (a vascularização aumenta nas fases mais avançadas), ocupando mais de 2/3 da cavidade do corpo da fêmea. Dependendo da espécie, é possível visualizar oócitos a olho nu, devido ao tamanho adquirido por eles.	A principal característica observada nesta fase é a presença de oócitos em fase final de vitelogênese lipídica e proteica e grande ocorrência de oócitos maduros ou em vitelogênese completa. Há a presença de alguns oócitos pré-vitelogênicos junto às lamelas ovígeras. As lamelas ovígeras encontram-se distendidas devido ao grande número de células volumosas. Oócitos em vitelogênese são escassos. Esta fase antecede a desova em peixes dulcícolas.

Estágio D Hialinizado	Gônadas com volumes grandes, maiores que na fase anterior, ocupando mais de 2/3 da cavidade do corpo. Oócitos podem ser visualizados a olho nu. A membrana do ovário é bastante fina devido à distensão que sofre pelo aumento do volume do ovário (rompendo-se com facilidade). A coloração pode variar em tons amarelo e alaranjados.	Oócitos hialinizado apresentam-se irregulares e dispersos devido ao processo de preparação histológico. Oócitos com citoplasma de aspecto róseo devido à coloração empregada na técnica histológica.
Estágio E Desovados	Ovários com aspecto flácido e com membranas distendidas. Seu tamanho pode variar bastante, mas são menores do que a fase anterior. Têm aspecto hemorrágico com coloração avermelhada.	Apresentam aspecto de desorganização e de esvaziamento. As lamelas ovígeras encontram-se distendidas com espaços vazios entre elas. Há a presença de folículos pós-ovulatórios e folículos atrésicos próximos a vasos sanguíneos, que também são numerosos e dilatados. Ninhos de oogônias e oócitos de estoque de reserva indicam uma reorganização gonadal para o próximo ciclo reprodutivo.

histológicos de testículos conforme o desenvolvimento progride (Brown-Peterson et al. 2011). Da mesma forma como é possível determinar estágios de desenvolvimento dos ovários, é possível caracterizarmos os estágios de desenvolvimento dos testículos, com base na observação da proporção ou frequência dos diferentes tipos celulares e características macroscópicas dos testículos (Fig. 3.10). A partir do reconhecimento das fases são construídas tabelas de desenvolvimento gonadal masculino (Tab. 3.2) que também possuem número de fases ou estágios variáveis de acordo com a espécie e com o autor.

DINÂMICA DA OOGÊNESE E DESOVA

A desova refere-se ao processo de liberação dos gametas na água. Neste momento, há a liberação dos oócitos maduros pela fêmea para serem fecundados pelos espermatozoides dos machos. O tipo de desova de uma espécie de teleósteo é determinado pela interação entre alguns

fatores como o número de desovas que ocorrem durante a vida do indivíduo (iterópara vs. semélpera), a dinâmica do desenvolvimento oocitário e a frequência de desovas no período reprodutivo.

O processo de desenvolvimento oocitário pode ocorrer de diferentes formas em espécies de teleósteos: (a) **desenvolvimento oocitário síncrono**, onde todos os oócitos se desenvolvem juntos e são liberados ao mesmo tempo; (b) **desenvolvimento oocitário grupo-síncrono**, onde pelo menos dois grupos de oócitos podem ser reconhecidos no ovário ao longo da estação reprodutiva (pré-vitelogênicos e vitelogênicos), e; (c) **desenvolvimento oocitário assíncrono**, onde oócitos de todos os estágios de desenvolvimento estão presentes, sem dominância de um grupo celular específico (Lubzens et al. 2010) (Fig. 3.11).



Figura 3.8 Gônadas de teleósteos em diferentes estágios do processo de gametogênese. Ovários imaturos (a), em maturação (b), maduros (c), hialinizados (d) e ovários desovados (e); Testículos imaturos (f), em maturação (g) e maduros (h).

Barra de escalas representam 10 mm

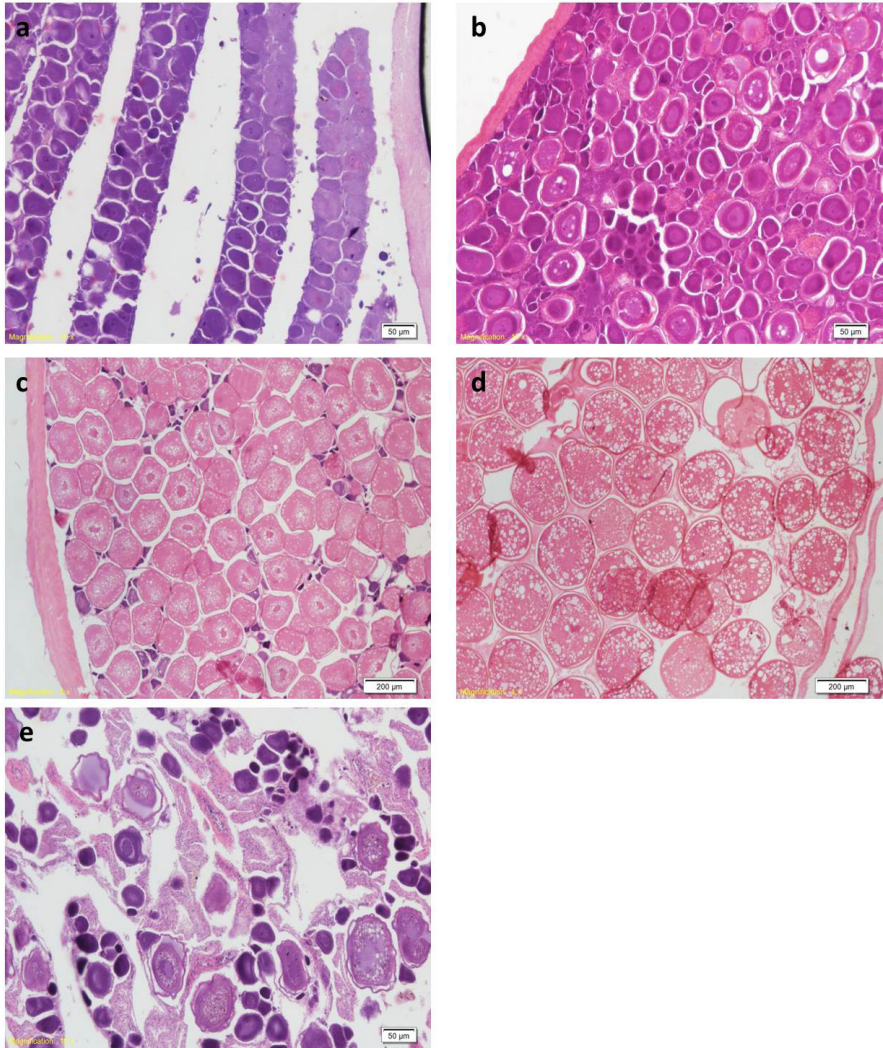


Figura 3.9 Características microscópicas dos ovários de teleósteos durante o processo de gametogênese feminina. Estágio imaturo (a), em maturação (b), maduro (c), hialinizado (d) e desovado (e)

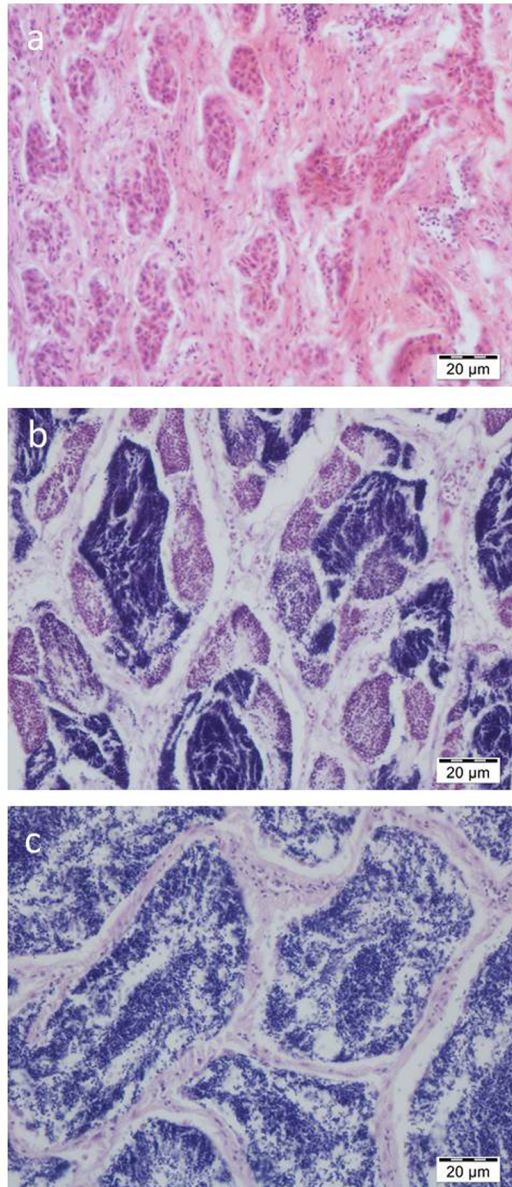


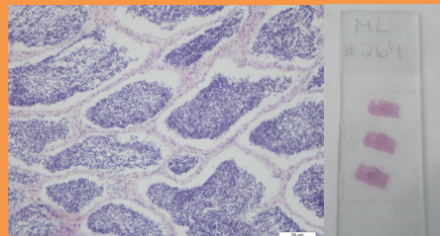
Figura 3.10 Características microscópicas dos testículos de teleósteos durante o processo de gametogênese masculina. Estágios de maturação gonadal: imaturo (a), em desenvolvimento (b) e maturo (c)

Tabela 3.2. Características gerais macro e microscópicas dos testículos de teleósteos durante o processo de gametogênese masculina

Estágio ou fase	Aspecto macroscópico	Aspecto microscópico
Estágio A Imaturo	Pouco desenvolvidos, tamanho muito pequeno, de difícil visualização dentro da cavidade celomática. Apresentam aspecto em forma de fita e são muito finos. Coloração varia de translúcidos a esbranquiçados.	Cistos espermáticos espessos com presença de espermatogônias.
Estágio B Em processo de maturação	Os testículos apresentam-se mais desenvolvidos, maiores que na fase anterior, com formato triangular ou lobular. Geralmente apresentam-se com coloração esbranquiçada.	Cistos espermáticos com várias células agrupadas em ninhos em diferentes fases da espermatogênese.
Estágio C Maturação completa	Os testículos apresentam-se túrgidos, volumosos e esbranquiçados. Ocupam grande parte da cavidade celomática. Rompem-se com fraca pressão, fluindo esperma.	Cistos de paredes finas distendidos pelo grande volume de espermatozoides em seu interior.

Box 3.1. A utilização de corantes é fundamental para visualizar os tecidos ao microscópio de luz, pois durante o processo de preparo histológico as células e o material extracelular apresentam-se transparentes. Os corantes são compostos orgânicos aromáticos formados pelo cromógeno e auxocromo e coram seletivamente os componentes teciduais. Os corantes ácidos, como a eosina, possuem afinidade por componentes básicos do tecido, as chamadas estruturas acidófilas, como o citoplasma e matriz extracelular. Já os corantes básicos, como a hematoxilina, possuem afinidade por componentes ácidos dos tecidos ou estruturas basófilas, como o núcleo. A Coloração Hematoxilina de Mayer e eosina-floxina geralmente é aplicada para corar tecidos que foram previamente fixados.

Nessa coloração, os núcleos são corados pela hematoxilina, sendo evidenciados em roxo, enquanto o citoplasma e os espaços intercelulares são corados pela eosina, sendo visualizados em rosa (Caputo et al. 2010).



Uma espécie considerada **desovante total** é aquela cujas fêmeas liberam um lote de oócitos maduros, que representam todo o investimento energético dispensado à reprodução em um período ou evento reprodutivo. Espécies semélparas realizam desova total única e neste caso, o tipo de desenvolvimento oocitário é síncrono: todas as células dos ovários maturam ao mesmo tempo (Fig. 3.11a). Entretanto, espécies iteróparas, como espécies que realizam migrações reprodutivas, por exemplo, podem apresentar desova total, liberando todos os oócitos que concluíram o processo de maturação em um período reprodutivo. Nas espécies iteróparas que apresentam desova total, as fêmeas apresentam desenvolvimento oocitário grupo-síncrono em dois grupos, um lote de oócitos conclui o processo de maturação e é liberado naquele evento reprodutivo e um lote permanece no ovário e vai sofrer o processo de maturação no próximo período reprodutivo, havendo uma evidente diferenciação na distribuição dos diâmetros dos oócitos pré-vitelogênicos e dos oócitos vitelogênicos nos últimos estágios de maturação gonadal (Fig. 3.11b) (ex. do bacalhau *Pleuronectes platessa* e da tainha *Mugil liza*).

Espécies que realizam **desova parcelada** ou **múltipla** liberam os oócitos maduros em mais de uma desova durante um período produtivo. Neste caso, os ovários podem apresentar desenvolvimento oocitário grupo-síncrono em mais de dois grupos ou desenvolvimento oocitário assíncrono. Em espécies com desenvolvimento oocitário grupo-síncrono em mais de dois grupos, há a presença de lotes de oócitos em diferentes estágios de maturação. A cada período de desova, vários lotes podem ser desovados sucessivamente, na medida em que atingem a maturação (Fig. 3.11c). É comumente observada a presença de no mínimo três lotes no ovário, mas esse número pode variar dependendo da espécie (Vazzoler 1991). No desenvolvimento oocitário assíncrono há a ocorrência de oócitos em todas as fases de desenvolvimento, os quais são eliminados conforme vão completando a maturação (Fig. 3.11d). Muitas espécies de climas tropicais, como as sardinhas (Clupeidae), possuem período de desova prolongado e apresentam desenvolvimento oocitário grupo-síncrono em mais de dois grupos ou desenvolvimento oocitário assíncrono.

Devido à diversidade de espécies e de estratégias reprodutivas de teleósteos, variações nestes padrões vão sendo descobertas na medida em que avançamos os estudos de biologia reprodutiva de peixes. Há casos de

espécies como a merluza *Merluccius* sp. que realiza desova total, mas que apresenta o desenvolvimento dos oócitos de forma sincrônica em mais de dois grupos, ocorrendo a desova de apenas um lote, e a reabsorção de todos os outros lotes em desenvolvimento. Ou ainda, pode ocorrer do lote mais desenvolvido entrar em uma fase de espera até que outros lotes atinjam a maturidade completa para serem todos liberados uma única vez (Foucher & Beamish 1980, Andrianov & Lisovento 1983). Maiores detalhes em Lubzens et al. (2010).

FECUNDIDADE

A **fecundidade** é uma medida da quantidade de gametas produzidos. O termo é empregado quando se faz uma referência quantitativa e difere de **fertilidade** que, por sua vez, é alusiva a uma análise qualitativa dos gametas (capacidade de produzir gametas e embriões viáveis ou sucesso reprodutivo de um indivíduo) (Ganias 2018). A determinação da fecundidade é um aspecto fundamental para o estudo da biologia reprodutiva e da dinâmica populacional de uma espécie, pois permite quantificarmos a capacidade reprodutiva individual, e consequentemente, a estimação da biomassa do estoque reprodutor, relações estoque/recrutamento e crescimento populacional (Stearns 1992, Murua et al. 2003, Witthames et al. 2009). A fecundidade pode sofrer variações como resultado de diferentes estratégias reprodutivas e também pela ocorrência de alterações nas condições ambientais experimentadas pela espécie (Murua et al. 2003).

É importante atentarmos para o tipo de desova realizada pela espécie quando pretendemos determinar uma estimativa de fecundidade. Espécies com desova total apresentam um número determinado de oócitos recrutados do estoque de crescimento primário para o estoque de crescimento secundário (vitelogênese) no início da estação reprodutiva, sendo comum evidenciarmos dois lotes de oócitos nos ovários. Estas espécies eliminam todos os oócitos maduros de uma só vez durante um período reprodutivo. Neste caso, a espécie apresenta **fecundidade determinada**. Em contraste, espécies que realizam desova múltipla ou parcelada, o recrutamento de oócitos do estoque de crescimento primário para o processo de crescimento secundário e vitelogênese ocorre

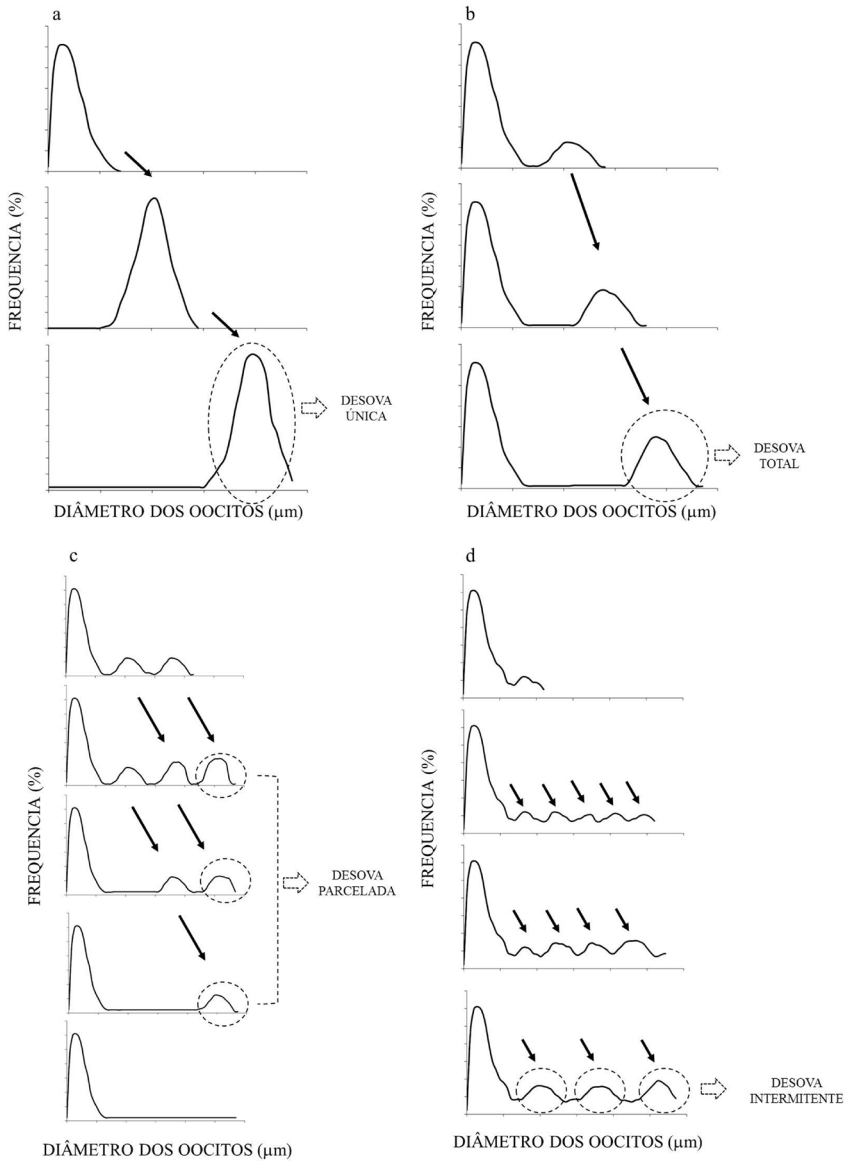


Figura 3.11 Representação esquemática das distribuições de frequência dos diâmetros dos oócitos durante a oogênese em espécies com desenvolvimento oocitário sincrônico em um grupo (a), desenvolvimento sincrônico em dois grupos (b), desenvolvimento sincrônico em mais de dois grupos (c) e desenvolvimento oocitário assincrônico (d). Esquema adaptado de Vazzoler (1996)

continuamente ao longo do período reprodutivo, ocorrendo a liberação de oócitos maduros ao longo de todo o período reprodutivo. Para estas espécies, a fecundidade não pode ser determinada em um único momento do ciclo de maturação, e assim, consideramos a fecundidade como **indeterminada**. Embora, em alguns casos, seja possível chegarmos a uma estimativa da fecundidade de espécies que realizam desova múltipla ou parcelada, quando conhecemos a fecundidade por lote, a frequência de desova dentro do período reprodutivo e o número de lotes de oócitos que são eliminados durante o período reprodutivo (Hunter & Goldberg 1980).

A fecundidade de uma espécie pode ser estimada com relação a vários aspectos, considerando a estratégia reprodutiva da espécie em possuir fecundidade determinada ou indeterminada (Murua et al. 2003). O número total de oócitos vitelogênicos recrutados para a desova por ano, desconsiderando os oócitos atrésicos (que serão reabsorvidos) é considerada como a fecundidade potencial. Já a fecundidade realizada ou anual é definida como o número de oócitos que serão liberados, e no caso de espécies com desova parcelada; a fecundidade parcial é definida como o número de oócitos liberados em cada parcela ou lote (sendo a fecundidade anual dessas espécies representada pelo somatório das parcelas ou lotes no período reprodutivo).

Considerando esses aspectos, a fecundidade pode ser estimada em termos relativos ou absolutos. A fecundidade absoluta é estimada pelo número de oócitos que completa seu desenvolvimento estando aptos a serem eliminados pela fêmea durante um ciclo reprodutivo e fecundidade relativa pode ser definida como o número de oócitos por unidade de peso/comprimento individual da fêmea (Murua et al. 2003, Lambert et al. 2003). Considerando que na maioria dos peixes teleósteos, a fecundidade é um parâmetro reprodutivo que apresenta uma relação positiva com o tamanho e idade da fêmea (Blaxter 1969), é importante analisar e estimar a fecundidade relativa (Fonteles-Filho 2011).

Acredita-se que a fecundidade seja limitada pela informação genética e modulada pelo crescimento somático e status nutricional da fêmea, os quais são fortemente influenciados pelas condições ambientais (Lambert et al. 2003). No geral, a fecundidade tende a apresentar uma relação direta e positiva com o tamanho corporal das fêmeas, ou seja, fêmeas maiores e mais velhas possivelmente apresentam fecundidades

mais elevadas. A relação entre a fecundidade e o comprimento é dada por: $F = aCt^b$, onde F é a fecundidade, Ct o comprimento total e a e b são os coeficientes linear e angular da regressão entre peso e comprimento (Jennings et al. 2001).

Considerando essa relação entre fecundidade e o tamanho corporal das fêmeas, o potencial reprodutivo (**fecundidade populacional anual**), ou seja, o somatório de oócitos liberados pelo estoque reprodutor de uma população em um período reprodutivo (mais detalhes em Pandian 2011) tende a ser maior em faixas intermediárias de comprimento porque apresentam maior representatividade numérica na estrutura da população (Fonteles-Filho 2011).

Assim, a fecundidade está sujeita aos efeitos das variações genéticas e ambientais, além de sofrer influências das variações populacionais intraespecíficas latitudinais e entre períodos reprodutivos.

Para estimarmos a fecundidade, é necessário realizar a contagem do número de oócitos presentes nos ovários de fêmeas maduras (que requer uma preparação prévia específica, por exemplo, com a utilização de Solução de Gilson) (Fig. 3.12). Para isso, podem ser utilizados vários métodos, como métodos volumétricos, gravimétricos e estereométricos (Weibel & Gomes 1962, Vazzoler 1981, Isaac-Nahum et al. 1988), os quais devem ser aplicados levando em consideração a estratégia reprodutiva apresentada pela espécie (maiores detalhes em Murua et al. 2003). O **método gravimétrico** é o método mais comumente utilizado para estimar fecundidade. É baseado na relação entre o peso do ovário e da densidade dos oócitos no ovário (número de oócitos por grama de tecido ovariano). Depois de pesados os ovários, são extraídos de diferentes partes dos lobos ovarianos cerca de 3 a 5 subamostras do ovário. O peso de cada subamostra é mensurado e posteriormente é realizada a contagem do número de oócitos em cada uma delas. Este método pode ser usado para estimar a fecundidade potencial anual e a fecundidade por lote/parcela (Murua et al. 2003). O **método volumétrico** é similar, diferindo apenas em considerarmos neste último, o volume do ovário e das subamostras.

O **método estequiométrico** consiste em determinar os diferentes estágios de desenvolvimento dos oócitos a partir de análise das secções histológicas dos ovários. Para isso, também é necessário conhecer o volume total do ovário e o volume dos oócitos nos diferentes estágios de desenvolvimento. Este método requer a disponibilidade de instrumentos

tecnológicos como computadores e equipamentos de vídeo. Além de não ser indicado para realizar estimativas de fecundidade em ovários com mais de 200g, não é indicado para análise de fecundidade em lotes.

O **método autodiâmetro** estima fecundidade potencial através de uma curva de calibração que relaciona o diâmetro médio e densidade dos oócitos através da automatização da análise por imagens com iluminação transmitida (Thorsen & Kjesbu 2001). O método deve ser aplicado para cada espécie, gerando uma equação de regressão entre o diâmetro dos oócitos pré-vitelogênicos e o número de oócitos por grama de ovário em peixes antes da desova. Uma vez que a calibragem estiver estabelecida, medidas de fecundidade com este método são rápidas. Atualmente, é possível reconhecer avanços nos métodos de estimar fecundidade, sobretudo ao que diz respeito à automação do processo de medição e contagem de oócitos por meio de sistemas de análise de imagem, o que tornou o processo mais econômico e rápido.

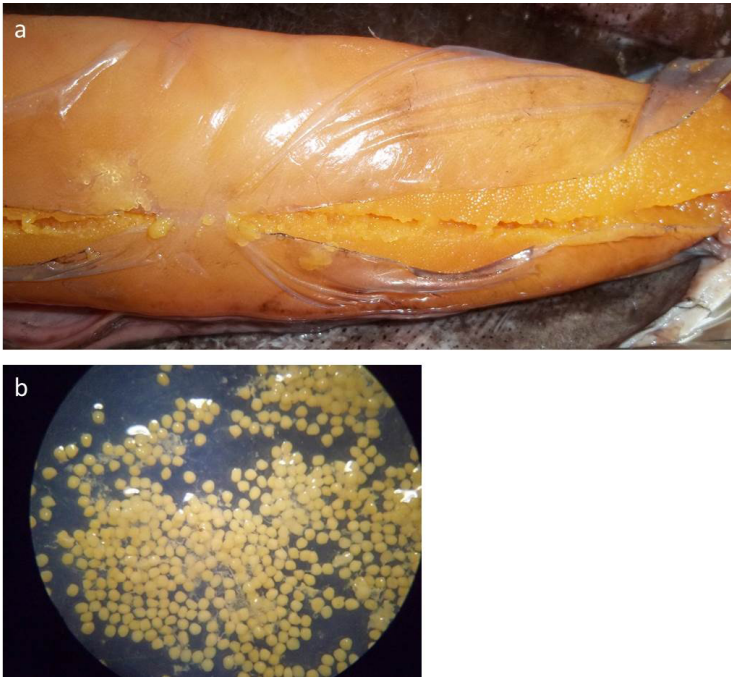


Figura 3.12 Ovário maturo com oócitos hialinizado visíveis a olho nu (a) e detalhe dos oócitos sob microscópio estereoscópio durante preparação para a análise da estimação da fecundidade em *Mugil liza*

FECUNDAÇÃO E DESENVOLVIMENTO

A fecundação ou fertilização é a junção das células sexuais de machos e fêmeas, ou seja, é a fusão do espermatozoide com o oócito, originando uma célula diploide que irá se desenvolver em um embrião. A fecundação pode ser **externa**, quando os gametas femininos e masculinos são lançados na água pelos machos e pelas fêmeas, ou a fecundação pode ser **interna**, quando o encontro dos gametas ocorre no interior do corpo da fêmea.

A fecundação externa é modo mais frequente na maioria das espécies de peixes teleósteos, ocorrendo em cerca de 96% de todas as espécies de peixes e ovos originados da fecundação geralmente medem cerca de 1-5 mm de diâmetro independentemente do tamanho dos adultos (King, 2007). Após a fecundação externa, o desenvolvimento embrionário dos indivíduos ocorre no ambiente, caracterizando as espécies como **ovulíparas**. Entretanto, algumas espécies de teleósteos apresentam fecundação interna, como cavalos-marinhos, peixes-cachimbo e dragões-do-mar (Signathidae). A fecundação interna também ocorre em elasmobrânquios e pode ocorrer com ou sem cópula. Quando há cópula, os machos apresentam estruturas especializadas com função de órgão copulador, como o cláster dos elasmobrânquios (nadadeiras pélvicas modificadas), petasmas dos camarões penéideos, hectocótilo dos cefalópodos (tentáculo modificado) e papilas penianas dos caranguejos (King 2007, Fonteles-Filho 2011). Nas espécies que apresentam fecundação interna, o desenvolvimento embrionário pode ser externo, mas junto ao corpo da fêmea (retido no abdômen), como ocorre nas lagostas *Panulirus* sp. Já dentre os elasmobrânquios, após a fecundação interna, o desenvolvimento embrionário pode ocorrer no interior do corpo da fêmea (com ou sem relação placentária), caracterizando as espécies como **vivíparas**, ou então, após a fecundação, a fêmea realiza a liberação dos ovos fecundados no meio, o que caracteriza as espécies como **ovíparas**. Este último padrão é comumente registrado em espécies de raias (Fonteles-Filho 2011).

Após a fecundação e o sucessivo desenvolvimento embrionário (ou formação do embrião dentro do ovo), os indivíduos podem eclodir do ovo já sob a forma semelhante ao indivíduo adulto, sofrendo a partir daí somente o processo de crescimento para atingir a fase adulta

(**desenvolvimento direto**), ou então pode ocorrer uma ou mais fases larvais após a eclosão (**desenvolvimento indireto**). Nestas espécies, além do processo de crescimento, a larva (Fig. 3.13) também sofre metamorfose, que é um processo caracterizado por mudanças morfológicas e estruturais do corpo para então atingir a morfologia do indivíduo adulto.



Figura 3.13 Fotografia de observação de uma larva de uma espécie de teleósteo marinhos sob o microscópio estereoscópio

ÁREA(S) DE DESOVA(S)

Embora exista uma grande variação na estratégia reprodutiva de espécies marinhas, ocorrendo desova em ambiente pelágico, demersal e bentônico, a desova pelágica é a mais comum em espécies marinhas alvo da pesca, inclusive sendo reportadas para muitas espécies de recifes e em espécies de habito demersal (Jennings et al. 2001). A desova pelágica além de proporcionar a dispersão do ictioplâncton para zonas favoráveis e fornecer maior probabilidade de sobrevivência após a eclosão (incidência da larva em ambientes com oferta de alimento planctônicos), requer que o tamanho do ovo seja ajustado ao volume necessário para flutuação. Isso ocorre por meio do aumento do conteúdo aquoso do ovo através de eventos que ocorrem após a desova, na fase de ovo e também no estágio de oócito antes da desova (Jung et al. 2014). Como já foi mencionado, este incremento de conteúdo aquoso nos oócitos ocorre na última fase de desenvolvimento oocitário – a fase de hidratação ou hialinização, que ocorre somente nos ovários de teleósteos marinhos (Thorsen & Fyhn 1996). Independente da estratégia reprodutiva e local em que ocorre a desova, os ovos apresentam características adaptadas ao ambiente, como gotas de óleo que garantem a flutuabilidade no caso do ambiente pelágico ou substâncias adesivas no caso de ovos demersais fixados em algum substrato, entre outras.

Na fecundação externa, a probabilidade do encontro dos gametas femininos e masculinos ou taxa de fertilização, pode ser maximizada por meio de adaptações eco-etológicas, como comportamentos migratórios complexos espacialmente e temporalmente longos e formação de agregações reprodutivas. As agregações reprodutivas são agrupamentos de machos e fêmeas da mesma espécie com maiores densidades que aquelas encontradas durante períodos não reprodutivos, que ocorrem através de interações químicas com o objetivo de desovarem sincronizados temporal e espacialmente (King 2007). Geralmente, as agregações reprodutivas são transitórias e espacialmente previsíveis, estando em associação com características ambientais específicas. Temporalmente, as agregações reprodutivas acontecem em decorrência do período reprodutivo da espécie, o qual pode ser sincronizado com ritmos circadianos, sazonais, de maré, entre outros. A maioria das informações sobre agregações reprodutivas que conhecemos são aquelas formadas por teleósteos, como espécies de recifes de coral e espécies das famílias Serranidae e Lutjanidae, mas há registros de agregações de espécies de invertebrados como cefalópodes e também de elasmobrânquios (Ganias 2018).

A área utilizada como desova para as espécies de peixes teleósteos pode ser definida primeiramente usando a classificação de grupos funcionais que consideram a ocupação de diferentes ambientes propostas por Elliott et al. (2007) e Potter et al. (2015). Estes autores propõem uma classificação de quatro grupos funcionais para peixes conforme características associadas com os locais de desova, alimentação e/ou refúgio utilizados pelas espécies em marinhas, estuarinas, diádromas e de água doce. Entretanto, cada uma dessas categorias apresenta duas ou mais guildas que representam espécies que realizam movimentos migratórios.

Espécies marinhas são aquelas que realizam a desova no ambiente marinho. Algumas espécies marinhas podem utilizar ambientes estuarinos facultativamente, de forma oportunista, e outras são dependentes do ambiente estuarino os quais são utilizados como zonas de berçários para os juvenis.

Espécies estuarinas são aquelas cujos indivíduos das populações completam seus ciclos de vida dentro do ambiente estuarino, realizando a desova dentro do estuário. Dentro desta classificação, podemos encontrar quatro subcategorias: espécies exclusivamente estuarinas, ou seja, espécies que só ocorrem nestes ambientes, espécies estuarinas que podem ocorrer

também no ambiente marinho, espécies que podem ocorrer também no ambiente de água doce, e espécies estuarinas migrantes, que desovam em estuários, mas seus juvenis podem se desenvolver no ambiente marinho e depois retornam ao estuário.

Espécies de água doce são aquelas que desovam em ambientes de água doce. Algumas dessas espécies podem ocorrer com baixa abundância em ambientes estuarinos ou somente em zonas estuarinas limitadas à baixa salinidade, e outras podem utilizar o estuário de forma oportunista (Potter et al. 2015) (Fig. 3.14).

Espécies **diádromas** são aquelas que migram entre os ambientes marinhos e de água doce. Nesta classificação encontramos cinco categorias: espécies anádromas, as quais desovam em rios, mas migram para o ambiente marinho onde ocorre seu crescimento; espécies semi-anádromas, as quais migram do ambiente marinho para desovar nas zonas estuarinas, não chegando a desovar na água doce; espécies catádromas, que são espécies que passam a maior parte da vida em água doce, mas migram para o ambiente marinho para desovar; espécies semi-catádromas, são aquelas que realizam uma migração a partir do ambiente de água doce para desovar no ambiente estuarino; e por fim, as espécies consideradas anfídromas, que desovam na água doce, mas suas larvas se desenvolvem inicialmente no ambiente marinho havendo um retorno dos juvenis ao ambiente de água doce para então completar seu crescimento e desovar (Potter et al. 2015) (Fig. 3.14).

SISTEMAS DE ACASALAMENTO E CUIDADO PARENTAL

As estratégias adotadas por uma espécie para realizar o processo que resulta na fecundação são caracterizadas como sistemas de acasalamento. A grande diversidade de espécies e dos diferentes ambientes ocupados pelos peixes teleósteos tornam os sistemas de acasalamento muito diversos. A distribuição e disponibilidade de recursos, o tipo de fecundação, a distribuição espacial dos indivíduos e a presença ou não do cuidado parental estão entre alguns fatores que definem o sistema de acasalamento de uma espécie (Yamamoto & Volpato 2007). Entre os peixes teleósteos, podem ocorrer a **monogamia**, a **poligiandria ou promiscuidade** e a **poligamia** (subdividida em poliginia e poliandria).

	Ambiente marinho	Ambiente estuarino	Ambiente dulcícola
Marinhas	Desova		
Marinhas estuarino oportunistas	Desova	Zona de berçário facultativa	
Marinhas estuarino dependentes	Desova	Zona de berçário obrigatório	
Estuarinas e marinhas	Desova	Desova	
Estuarinas		Desova	
Estuarinas migrantes	Zona de berçário	Desova	
Estuarinas e de água doce		Desova	Desova
Água doce estuarino oportunistas		Desova	Desova
Água doce			Desova
Anfidromas	Zona de berçário	Zona de berçário	Desova
Anádromas	Zona ocupada pela população adulta		Desova
Semi-anádromas	Zona ocupada pela população adulta	Desova	
Catádromas	Desova		Zona ocupada pela população adulta
Semi- catádromas		Desova	Zona ocupada pela população adulta

Figura 3.14 Quadro resumo das categorias de peixes teleósteos segundo a classificação quanto ao local de desova de acordo com Elliott et al. (2007) e Potter (2013)

Na monogamia, ocorre a formação de um casal que pode viver junto ou acasalar repetidas vezes nos períodos de reprodução. No sistema de acasalamento promíscuo, mais comum na maioria dos peixes teleósteos, não há distinção de parceiros nem cuidado parental. Geralmente, os gametas são liberados no meio durante as agregações reprodutivas, onde há uma maior probabilidade de fecundação.

Na poligamia, um dos sexos acasala com vários indivíduos do sexo oposto (**poliginia**, quando um macho fertiliza mais de uma fêmea e a **poliandria**, quando uma fêmea é fertilizada por mais de um macho). Geralmente, neste sistema de acasalamento a espécie apresenta dimorfismo sexual.

O investimento ou **cuidado parental** é definido como o esforço que os genitores dispõem à prole com o objetivo de aumentar suas chances de sobrevivência (Trivers 1972). Ele pode variar em diferentes graus, desde a escolha do ambiente para a deposição dos gametas, a construção de ninhos, a alimentação, proteção e transporte da prole, tempo de permanência protegendo os indivíduos recém-eclodidos entre outros aspectos. Comumente, o grau de cuidado parental está relacionado na determinação do estilo reprodutivo apresentado por uma espécie e pode ser caracterizado como espécies não guardadoras, guardadoras e carregadoras (Vazzoler 1996).

Espécies que realizam a liberação dos gametas no ambiente ou ocultam os ovos fertilizados são denominadas de **não guardadoras**. Os ambientes escolhidos podem ser diversos, desde o ambiente pelágico, fundos de rochas, em fundos vegetados, em fundos de areia, em praias, cavidades em recifes ou rochas, em invertebrados vivos, conchas vazias, etc. Neste caso, há a escolha do ambiente de deposição dos gametas ou ocultação dos ovos fertilizados, mas não há cuidado da prole.

Já nas espécies **guardadoras**, além da escolha do substrato há o cuidado com os ovos e com as larvas. É comum apresentarem comportamento de coorte, territorialidade e realizarem a construção de ninhos que podem ser construído com espuma, areia, materiais de origem vegetal, perfuração de um substrato, em anêmonas (como exemplo o *Amphiprion*), entre outros. Espécies que carregam a prole por um determinado e variado tempo junto ao corpo são chamadas de **carregadoras**. Neste caso, os indivíduos carregam a prole dentro da cavidade bucal (espécies de bagres, Ariidae) (Fig. 3.15), na cavidade branquial, em bolsas especializadas (família Syngnathidae) e também em outras estruturas especializadas para esta função (família Loricariidae). Espécies com este estilo reprodutivo geralmente permanecem com a prole durante algum tempo, realizando a limpeza, manutenção dos níveis de oxigênio e proteção contra predação. O cuidado parental exercido pelas espécies guardadoras e carregadoras pode ser realizado por ambos os sexos, mas geralmente esta função fica ao encargo do macho nos teleósteos e das fêmeas no caso das espécies de cefalópodes.

Os peixes são encontrados nos mais variados habitats (Nelson 2006) e a diversidade e plasticidade reprodutiva são incomparáveis a quaisquer outros seres vivos (Taborsky 1994, Pandian 2012). Muitas descobertas

vêm sendo realizadas conforme o avanço dos estudos de reprodução deste grupo. Além das descobertas biológicas e fisiológicas sobre o processo reprodutivo, muitas informações de cunho comportamental ligadas aos sistemas de acasalamento e ao cuidado parental, desconhecidas anteriormente, têm sido reveladas. Como por exemplo, o fato das fêmeas de *Stegastes fuscus* (Pomacentridae) investirem um maior número de ovos para serem fecundados por machos que habitam e compartilham a mesma toca com uma garoupa *Epinephelus marginatus* (Serranidae). A presença da garoupa é interpretada pela fêmea de *S. fuscus* como um benefício com relação à proteção da sua prole, aumentando a aptidão e diminuindo os custos do cuidado parental (Bessa 2011).



Figura 3.15 Bagre marinho *Genidens genidens* coletado no sul do Brasil realizando incubação oral dos ovos. Foto cedida por Alexandre M Garcia. Maiores detalhes em Garcia et al. (2006)

INDICADORES DE PERÍODO REPRODUTIVO

O período reprodutivo, ou momento em que a espécie está apta a se reproduzir, pode ser evidenciado analisando temporalmente a dinâmica do desenvolvimento da gametogênese e a proporção ou frequência mensal dos diferentes estágios do desenvolvimento gonadal e também através da análise dos índices reprodutivos. Os índices reprodutivos são calculados de acordo e com base na relação entre o avanço do processo de maturação gonadal e o aumento do volume e peso dos ovários. O cálculo de índices constitui um modo quantitativo de verificar o desenvolvimento gonadal, sanando, na maioria das vezes, a subjetividade que pode estar associada à análise macroscópica das gônadas durante a gametogênese.

O índice mais comumente utilizado e considerado o melhor preditor de período reprodutivo é o índice gonadossomático (IGS), que expressa o percentual que as gônadas representam do peso total ou do peso do corpo dos indivíduos (West 1990, Wootton 1992, Vazzoler 1996, Tsikliras et al. 2013). Em indivíduos imaturos sexualmente, o peso das gônadas é pequeno, e à medida que o indivíduo inicia o processo de primeira maturação, a partir do início do primeiro ciclo reprodutivo, a cada evento reprodutivo ocorre um marcado aumento seguido temporalmente de uma redução do peso das gônadas, os quais indicam o início e o final do evento reprodutivo. Uma análise temporal do IGS permite a observação deste incremento e posterior declínio, o qual pode ser interpretado como o período reprodutivo mais acentuado da espécie.

O índice gonadossomático é calculado em duas etapas, considerando a relação entre o peso dos ovários com relação ao peso total da fêmea ($IGS1 = Pg/Pt \times 100$) e considerando a relação entre o peso do ovário com o peso do corpo da fêmea ($IGS2 = Pg/Pc \times 100$). O valor do IGS, ou ΔIGS é considerado como: $IGS = IGS1 - IGS2$. Sendo $Pc = Pt - Pg$, onde Pg = peso das gônadas; Pt = peso total e Pc = peso do corpo.

A figura 3.16 demonstra a análise do IGS da tainha *Mugil liza* (Teleostei Mugilidae), uma espécie comum na costa brasileira, que usa estuários como áreas de berçário para os juvenis e que realiza uma migração reprodutiva anual para o ambiente marinho, para a desova nos meses de maio a julho. A Figura demonstra os valores de IGS calculados para as fêmeas capturadas ao longo de todo ano em ambientes estuarinos e fêmeas capturadas no ambiente marinho durante três meses

do ano durante a migração reprodutiva. É possível visualizar um pico no valor de IGS calculado para as fêmeas capturadas em estuários no mês de abril, período mais frequentemente observado como o início da migração reprodutiva. Entretanto, o maior pico no valor do IGS, indica que o momento de desova ocorre no mês de junho, pois ao longo da migração reprodutiva marinha, após a maturação dos ovários, há a fase de hidratação dos oócitos maduros que ocorre no ambiente marinho, acarretando um incremento do volume dos ovários e um aumento no IGS observado nas fêmeas coletadas no mar (Lemos et al. 2014).

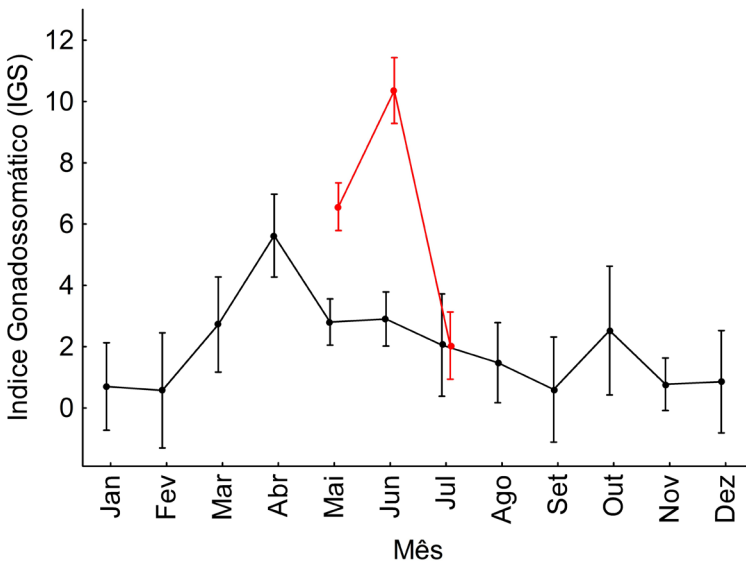


Figura 3.16 Índice gonadossomático (IGS) da tainha *Mugil liza*. Em preto, os valores médios mensais de IGS de exemplares coletados no ambiente estuarino, e em vermelho estão representados os valores médios mensais de IGS de exemplares coletados no ambiente marinho durante a migração reprodutiva costeira. Maiores detalhes em Lemos et al. (2014)

O **fator de condição** (Le Cren, 1951) é um indicador quantitativo do grau de higidez ou de bem-estar do peixe, refletindo condições alimentares recentes. O fator de condição alométrico exige a estimativa preliminar dos parâmetros da relação entre o peso e o comprimento do indivíduo Pt/Ct , expressa por $Pt = a Ct^b$. Dois modelos podem ser

considerados nas estimativas do fator de condição alométrico: $K = Pt/Ct^b$ (fator de condição total) e $K' = Pc/Ct^b$ (fator de condição somático), onde $Pc = Pt - Pg$; Pg = peso das gônadas; Ct = comprimento total; b = coeficiente angular da regressão peso e comprimento (Pt/Ct). A diferença entre K e K' , ou ΔK , expressa, de modo relativo, a parcela das reservas transferidas para as gônadas, sendo um indicador do período reprodutivo correspondendo ao índice gonadal (Vazzoler 1996): $\Delta K = K - K' = Pt/Ct^b - Pc/Ct^b = Pt - Pc/Ct^b = Pg/Ct^b$. Além do desvio destas reservas, as espécies que apresentam migrações reprodutivas consomem uma parcela das reservas energéticas somáticas nesse processo, que podem ser refletidas nas variações do fator de condição.

COMPRIMENTO/IDADE DA PRIMEIRA MATURAÇÃO

O comprimento médio de primeira maturação gonadal L_m (ou L_{50}) é entendido como a idade ou comprimento médio em que 50% da população está apta a participar da reprodução (Vazzoler 1996). O L_m é determinado pelo método da extrapolação gráfica a partir da plotagem das proporções de indivíduos que já apresentam gônadas em maturação (no eixo Y) ao longo da distribuição de classes de tamanho (no eixo X) e aplicação do ajuste pela Ogiva de Galton. Desta forma, é possível indicar uma estimativa do L_m , ou valor do comprimento em que 50% ou metade dos indivíduos da população atingem a primeira maturidade gonadal, através da mediana da curva de frequência acumulada. O método da extrapolação gráfica também fornece uma estimativa do comprimento com que todos os indivíduos da população estão aptos a reproduzir (L_{100}) (Fonteles-Filho 2011) (Fig. 3.17).

Ajustar uma curva logística aos dados de maturidade distribuídos por tamanho ou idade é o método tradicional de estimar a maturidade sexual. Entretanto, a estimativa do tamanho ou idade média da primeira maturação requer uma determinação precisa dos estágios de maturação gonadal (Núñez & Duponchelle 2009). Além disso, a precisão da estimativa resultante será afetada pela distribuição espacial da amostragem com relação à distribuição da população, da amplitude de tamanhos dos indivíduos amostrados e o período de duração das amostragens (Hunter & Macewicz 2003). Por isso é importante realizar uma amostragem ampla de todas as classes de comprimento da população (buscando

minimizar influência da seletividade de amostradores) e, de preferência, calcular a estimativa de L_m para sexos separados.

O momento da maturação sexual em peixes é um componente crítico da dinâmica populacional, pois indica o ponto onde podemos distinguir o estoque adulto do estoque jovem. Este parâmetro também indica o tempo médio entre gerações, influenciando a taxa intrínseca de crescimento populacional e, portanto, é frequentemente utilizado como **ponto de referência biológico** (Beverton & Holt 1957, Lowerre-Barbieri et al. 2011). Este parâmetro também é base para medidas de ordenamento que determinam um tamanho mínimo legal de captura para espécies exploradas comercialmente, uma vez que capturas de indivíduos que ainda não atingiram a maturidade sexual podem comprometer o processo reprodutivo e trazer consequências negativas na biomassa do estoque, caracterizando uma exploração de indivíduos que ainda não tiveram a oportunidade de produzir descendentes (mais detalhes no Cap. 9).

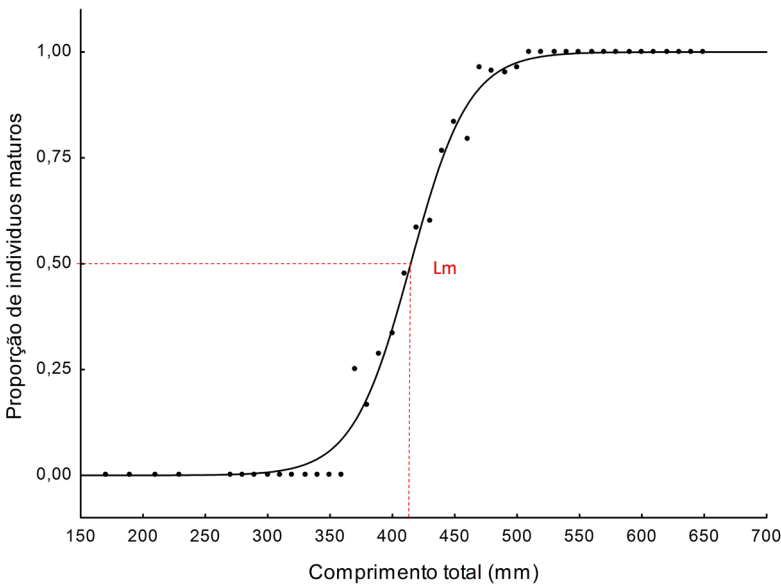


Figura 3.17 Proporção de indivíduos maduros sexualmente por classes de comprimento de uma espécie de teleosteo. Pontos representam valores reais da amostragem ajustados pelo método logístico (curva em preto). O comprimento médio de primeira maturação (L_m) está representado em vermelho

PROPORÇÃO ENTRE OS SEXOS

A proporção entre os sexos varia ao longo do ciclo de vida dos indivíduos de uma população em função de eventos que atuam distintamente entre os sexos. Diferentes comportamentos de machos e fêmeas podem determinar maiores taxas de mortalidade em um determinado período para um dos sexos, e conseqüentemente alterar a proporção sexual da população. Além da mortalidade e da competição, o crescimento também é outro fator importante que atua diferentemente nas fases de vida de uma espécie e também entre os sexos, acarretando diferenças na proporção entre machos e fêmeas na população.

Geralmente, observamos populações com uma proporção de 1 fêmea: 1 macho (Conover & Van Voorhees 1990), mas quando consideramos a análise sob o ponto de vista de classes de comprimento, pode ocorrer o aumento do número de fêmeas nas classes de comprimentos maiores. Isso ocorre porque, comumente, fêmeas apresentam taxas de crescimento maiores, atingindo tamanhos superiores aos machos em uma mesma idade. Comportamentos de um dos sexos associados à atividade reprodutiva, como formação de cardumes, territorialismo, disputa por um parceiro, cuidado parental, entre outros, também podem tornar um dos sexos mais vulnerável à predação e à pesca, também alterando a proporção de 1:1.

No caso de espécies hermafroditas, múltiplos fatores influenciam a proporção sexual, a qual geralmente é tendenciosa para o sexo que os indivíduos primeiro alcançam a maturidade reprodutiva, havendo também, um maior desvio de uma proporção de igualdade entre os sexos em espécies hermafroditas protogínicas do que em espécies hermafroditas protândricas (Allsop & West 2004).

Analisar a proporção sexual é importante em estudos de biologia reprodutiva porque auxilia na caracterização da estrutura da população. Para tanto, a partir das particularidades de cada espécie em questão, é recomendado que a proporção sexual seja analisada sob diferentes aspectos, como da variação temporal (mensal, sazonal, etc.), por classes de comprimento, e durante o período do estudo como um todo (Vazzoler 1996).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento das características básicas da biologia reprodutiva dos peixes, como época de reprodução, tamanho médio de primeira maturação, dinâmica da gametogênese, tipo de desova e fecundidade, entre outras características da estratégia reprodutiva apresentadas neste capítulo constituem informações imprescindíveis para orientação da gestão e manejo pesqueiro. Além disso, são informações fundamentais para o entendimento e previsão das possíveis respostas ecológicas adaptativas das espécies e das populações frente a alterações ambientais, sejam elas naturais ou de origem antrópica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcock, J. 2001. *Animal behavior: An evolutionary approach*. Sinauer Associates.
- Allsop, DJ, SA West. 2004. Sex-ratio evolution in sex changing animals. *Evol.* doi: 10.1111/j.0014-3820.2004.tb00435.x
- Andrianov, DP, LA Lisovenko. 1983. New data on the reproduction of the peruvian hake, *Merluccius gayi peruanus* (Merlucciidae). *J Ichthyol* 23(4): 62–72.
- Arkhipchuk, VV. 1995. Role of chromosomal and genome mutations in the evolution of bony fishes. *Hydrobiol* 31: 55–65.
- Baldisserotto, B. 2009. *Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura*. UFSM.
- Bessa, E. 2011. The fitness of the Brazilian damsel *Stegastes fuscus* is increased by sharing the territory with the dusky grouper *Epinephelus marginatus*. *Acta Ethol* 14(2): 97–102.
- Beverton, RJ, SJ Holt. 1957. *On the dynamics of exploited fish populations*. Springer Science & Business Media.
- Blaxter, JHS. 1969. Development: Eggs and larvae, 177–252. In: WS Hoar, DJ Randall, *Fish physiology: Reproduction and growth*. Academic Press.
- Brown-Peterson, NJ, DM Wyanski, F Saborido-Rey, et al. 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Mar Coast Fisher* 3(1): 52–70.
- Caputo, LFG, Gitirana, LB, PPA Manso. 2010. Técnicas histológicas, 89–188. In: Molinaro EM, Caputo LFG, Amendoeira MRR. *Conceitos e métodos para formação de profissionais em laboratórios de saúde*. Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio.
- Chaves, PTC. 1989. Hidratação pré-ovulatória em peixes: um caráter de origem marinha? *Rev Bras Zool.* doi: 10.1590/S0101-81751989000300007

- Conover, DO, DA Van Voorhees. 1990. Evolution of a balanced sex ratio by frequency-dependent selection in a fish. *Science* 250(4987): 1556–1558.
- Devlin, RH, Y Nagahama. 2002. Sex determination and sex differentiation in fish: an overview of genetic, physiological, and environmental influences. *Aquacul.* doi: 10.1016/S0044-8486(02)00057-1
- Devlin, RH, CA Biagi, DE Smailus. 2001. Genetic mapping of Y-chromosomal DNA markers in Pacific salmon. *Genet.* doi: 10.1023/a:1013759802604
- Elliott, M, AK Whitfield, IC Potter, et al. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fisher.* doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- Fonteles-Filho, AA. 2011. Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros. Expressão Gráfica e Editora.
- Foucher, RP, RJ Beamish. 1980. Production of nonviable oocytes by Pacific hake (*Merluccius productus*). *Canad J Fisher Aquat Sci* 37(1): 41–48.
- Ganias K. 2018. Spawning. In: J Vonk, T Shackelford. *Encyclopedia of Animal Cognition and Behavior*. Springer. doi: 10.1007/978-3-319-47829-6_617-1
- Garcia, AM, JP Vieira, MD Burns. 2006. *Genidens genidens* (Cuvier) (Pisces, Ariidae), oral incubation of eggs. *Panam J Aquat Sci* 1(2): I.
- Grier, HJ, RG Taylor. 1998. Testicular maturation and regression in the common snook. *J Fish Biol* 53(3): 521–542.
- Grier, HJ, MC Uribe-Aranzábal. 2009. The testis and spermatogenesis in teleosts, 119–142. In: BGM Jamieson. *Reproductive biology and phylogeny of fishes (Agnathans and bony fishes)*. CRC Press.
- Guraya, SS. 1994. Gonadal development and production of gametes in fish. *Proceedings-Indian National Science Academy Part B* 60: 15–15.
- Hayes, TB. 1998. Sex determination and primary sex differentiation in amphibians: genetic and developmental mechanisms. *J Exper Zool* 281(5): 373–399.
- Hoar, WS, DJ Randall, EM Donaldson. 1983. *Fish Physiology*, Vol. IX: Reproduction, Part B. Academic Press.
- Honji, RM, RG Moreira. 2017. Controle neuroendócrino da ovogênese em peixes teleosteos. *Rev Bras Reprod Anim* 41(1): 86–93.
- Hunter, JR, SR Goldberg. 1980. Spawning incidence and batch fecundity in northern anchovy, *Engraulis mordax*. *Fish Bull* 77(3): 641–652.

- Isaac-Nahum, VJ, RDD Cardoso, G Servo, CLDB Rossi-Wongtschowski. 1988. Aspects of the spawning biology of the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) (Clupeidae). *J Fish Biol* 32(3): 383–396.
- Jennings, S, MJ Kaiser, JD Reynolds. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell.
- Jung, KM, A Folkvord, OS Kjesbu, S Sundby. 2014. Experimental parameterisation of principal physics in buoyancy variations of marine teleost eggs. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0104089
- Kagawa, H. 2013. *Oogenesis in teleost fish*. Terrapub.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- Koulish, S, CR Kramer, HJ Grier. 2002. Organization of the male gonad in a protogynous fish, *Thalassoma bifasciatum* (Teleostei: Labridae). *J Morphol*. doi: 10.1002/jmor.10037
- Lambert, Y, N Yaragina, G Kraus, et al. 2003. Using environmental and biological indices as proxies for egg and larval production of marine fish. *J Northw Atl Fish Sci*. 33: 115–159.
- Le Cren, ED. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The J Anim Ecol* 201–219.
- Lemos, VM, AS Varela Jr, PR Schwingel, et al. 2014. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *J Fish Biol*. doi: 10.1111/jfb.12452
- Levavi-Sivan, B, J Bogerd, EL Mañanós, et al. 2010. Perspectives on fish gonadotropins and their receptors. *Gen Comp Endocrinol* 165(3): 412–437.
- Lowerre-Barbieri, SK, K Ganas, F Saborido-Rey, et al. 2011. Reproductive timing in marine fishes: variability, temporal scales, and methods. *Mar Coast Fisher*. doi: 10.1080/19425120.2011.556932
- Lubzens, E, G Young, J Bobe, J Cerdà. 2010. Oogenesis in teleosts: how fish eggs are formed. *Gen Comp Endocrinol* 165(3): 367–389.
- Matta, SL, DA Vilela, HP Godinho, LR França. 2002. The goitrogen 6-n-propyl-2-thiouracil (PTU) given during testis development increases Sertoli and germ cell numbers per cyst in fish: the tilapia (*Oreochromis niloticus*) model. *Endocrinol* 143(3): 970–978.
- Murua, H, G Kraus, F Saborido-Rey, et al. 2003. Procedures to estimate Fecundity of Marine Fish Species in relation to their reproductive strategy. *J Northw Atlan Fish Sci* 33: 33–54.

- Mylonas, CC, A Fostier, S Zanuy. 2010. Broodstock management and hormonal manipulations of fish reproduction. *Gen Comp Endocrinol* 165(3): 516–534.
- Nagahama, Y, M Yoshikuni, M Yamashita, et al. 1994. Regulation of oocyte growth and maturation in fish. *Cur Top Dev Biol* 30: 103–145.
- Nelson, JS. 2006. *Fishes of the world*. John Wiley and Sons.
- Núñez, J, F Duponchelle. 2009. Towards a universal scale to assess sexual maturation and related life history traits in oviparous teleost fishes. *Fish Physiol Biochem*. doi: 10.1007/s10695-008-9241-2
- Pandian, TJ. 2011. *Sexuality in Fishes*. CRC Press.
- Pandian, TJ. 2012. *Genetic sex differentiation in fish*. CRC Press.
- Pankhurst, NW, PL Munday. 2011. Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Mar Freshw Res* 62(9): 1015–1026.
- Patiño, R, CV Sullivan. 2002. Ovarian follicle growth, maturation, and ovulation in teleost fish. *Fish Physiol Biochem*. doi: 10.1023/A:1023311613987
- Piferrer, F. 2001. Endocrine sex control strategies for the feminization of teleost fish, 229–281. In: C-S Lee, EM Donaldson. *Reproductive Biotechnology in Finfish Aquaculture*. Elsevier Science.
- Potter, IC, JR Tweedley, M Elliott, AK Whitfield. 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fisher*. doi: 10.1111/faf.12050
- Sadovy, YJ. 1996. Reproduction of reef fishery species, 15-59. In: NVC Polunin, CM Roberts. *Reef fisheries*. Springer. doi: 10.1007/978-94-015-8779-2_2
- Sandra, GE, MM Norma. 2010. Sexual determination and differentiation in teleost fish. *Rev Fish Biol Fisher*. doi: 10.1007/s11160-009-9123-4.
- Schulz, RW, LR de França, JJ Lareyre, et al. 2010. Spermatogenesis in fish. *Gen Comp Endocrinol*. doi: 10.1016/j.ygcen.2009.02.013
- Stearns, SC. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford.
- Taborsky, M. 1994. Sneakers, satellites, and helpers: parasitic and cooperative behavior in fish reproduction. *Advances in the Study of Behavior* 23: 1–100.
- Takashima F, T Hibiya. 1995. IX Gonads, 128–153. In: F Takashima, T Hibiya. *An atlas of fish histology: Normal and Pathological Features*. Kodansha Ltd.
- Tsikliras, AC, KI Stergiou, R Froese. 2013. Editorial note on reproductive biology of fishes. *Acta Ichthyol Piscat*. doi: 10.3750/AIP2013.43.1.01

- Thorsen, A, HJ Fyhn. 1996. Final oocyte maturation in vivo and in vitro in marine fishes with pelagic eggs; yolk protein hydrolysis and free amino acid content. *J Fish Biol* 48(6): 1195–1209.
- Thorsen, A, OS Kjesbu. 2001. A rapid method for estimation of oocyte size and potential fecundity in Atlantic cod using a computer-aided particle analysis system. *J Sea Res* 46(3-4): 295–308.
- Trivers, R. 1972. Parental investment and sexual selection. Cambridge.
- Trudeau, VL. 2006. Comparative neuroendocrinology: Integration of hormonal and environmental signals in vertebrates and invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular & Integrative Physiology* 144(3): 243–246.
- Vazzoler, AEAM. 1981. Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes. CNPq.
- Vazzoler, AEADM. 1991. Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina. *Atlantica* 13(1): 55–74.
- Vazzoler, AEAM. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Eduem.
- Wallace, RA, K Selman. 1981. Cellular and dynamic aspects of oocyte growth in teleosts. *American Zoologist* 21(2): 325–343.
- Weibel, ER, DM Gomes. 1962. A principle for counting tissue structures on random sections. *J Appl Physiol* 17: 343–348.
- West, G. 1990. Methods of assessing ovarian development in fishes: a review. *Mar Freshw Res* 41(2): 199–222.
- Withames, PR, LN Greenwood, A Thorsen, et al. 2009. Advances in methods for determining fecundity: application of the new methods to some marine fishes. *Fish Bull.* 107(2): 148-164.
- Wootton, RJ. 1992. Fish ecology. Springer Science & Business Media.
- Wright, PJ, EA Trippel. 2009. Fishery-induced demographic changes in the timing of spawning: consequences for reproductive success. *Fish Fisher.* doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00322.x
- Yamamoto, ME, GL Volpato. 2007. Comportamento animal. UFRN.
- Zohar, Y, JA Muñoz-Cueto, A Elizur, O Kah. 2010. Neuroendocrinology of reproduction in teleost fish. *Gen Comp Endocrinol.* doi: 10.1016/j.ygcen.2009.04.017

Capítulo 4

DINÂMICA POPULACIONAL: MORTALIDADE

MARCELO FRANCISCO DE NÓBREGA

A FORMULAÇÃO DA DINÂMICA DE POPULAÇÕES DE PEIXES

Populações de peixes estão sujeitas a muitas mudanças em resposta à pesca, que incluem o número total, biomassa total, distribuição de frequência de tamanho, estrutura de idade e distribuição espacial. Ciências pesqueiras têm naturalmente desenvolvido modelos estatísticos e matemáticos para descrever esse processo e compreender a dinâmica das populações exploradas. Considerando-se a possibilidade de entender como as populações respondem para diferentes perturbações, é possível, então, direcionar o manejo dessas pescarias de acordo com alguns objetivos traçados.

A surpreendente abundância local de muitas espécies de peixes no mundo pode ter levado pescadores a acreditar que a pesca não causaria impacto aos estoques. Essa errônea intuição é bem ilustrada por um dos mais famosos cientistas do século 19. Thomas Huxley (Fig. 4.1) ficou impressionado pela abundância de muitas populações de peixes. Em um artigo publicado em 1881, ele calculou o número de peixes em um simples cardume de sardinha do Mar do Norte:

Nestes cardumes os peixes estão agrupados, como um rebanho de carneiros ao longo de um pasto, sendo seguro assumir que existe no mínimo um peixe para cada 1,8 metros cúbicos de água ocupado pelo cardume. Assim sendo, cada milha quadrada de tal cardume, supondo que ele tem no mínimo 5,4 metros de profundidade, devem conter mais que 500 milhões de sardinhas (Huxley 1881).



Figura 4.1 Thomas Henry Huxley, biólogo Inglês, 1881. Huxley foi Inspetor da Pesca na Inglaterra, de 1881 a 1885. Ele era um proeminente defensor de Darwin na controvérsia que se alastrou sobre sua teoria da evolução no século 19. Dos desenhos animados da série Retrato Fantasia de Edward Linley Sambourne para Punch. (Londres, 19 de março de 1881) (Fonte: <https://www.agefotostock.com/age/en/Stock-Images/Rights-Managed/HEZ-1158217>).

Huxley foi explícito sobre sua crença que pescarias humanas não deveriam ter um impacto negativo sobre estoques de peixes marinhos. Em discurso feito em 1883, ele clamou que a maioria das populações de peixes eram tão numerosas e fecundas que não deveriam ser afetadas pela atividade da pesca humana:

Eu acredito que as pescarias de bacalhau, sardinhas, escombrídeos e provavelmente todas as grandes pescarias marinhas são inexauríveis: isto quer dizer que em nada nós seriamente afetamos o número de peixes. Alguma atenção para regular essas pescarias parece ser, devido à natureza desse caso indispensável (Huxley 1884).

Para muitas pessoas, ainda não é perceptivo que explorações sem limite dos recursos pesqueiros podem impactar as populações, mas as evidências nesse sentido são claras. O lamentável pseudoexperimento de interrupção de todas as pescarias comerciais no Mar do Norte, durante os anos da 1ª Guerra Mundial, demonstrou conclusivamente que os níveis de captura eram muito altos na Europa. Essa interrupção permitiu que os estoques se recuperassem, resultando em capturas muito superiores em peso e em tamanhos dos exemplares após a guerra. Lamentavelmente, esse horrível experimento foi repetido durante a Segunda Guerra Mundial (Fig. 4.2) com os mesmos resultados (Smith 1988).



Figura 4.2 Embarcações da frota de bacalhau de Portugal, durante a Segunda Guerra Mundial pintadas de branco, simbolizando a neutralidade portuguesa e paradas nos portos da região. (Fonte: https://www.uc.pt/feuc/ultimo_mes/docs/2017/junho/2017_-_06_-_10_-_Expresso_-_Cobaias.pdf)

Apesar de todas essas evidências, o debate sobre a necessidade de avaliar e manejar estoques de peixes continuou por muitas décadas (Hardy 1959, Smith 1994). O desenvolvimento das ciências pesqueiras promoveu a mudança de percepção, mas isto demorou no mínimo três décadas dentro do século 20, quando outras análises matemáticas e não apenas simples sumários de captura por unidade de esforço foram considerados. Russel (1931) definiu o problema de sobre-exploração como uma simples qualitativa expressão algébrica:

O meu objetivo aqui é formular um simplificado e geral caminho dentro de um tratamento matemático, o amplo fato do caso, para estabelecer uma simples linguagem dos princípios elementares que estão à volta de todos que lidam com o problema da exploração racional de recursos pesqueiros (Russel 1931).

Russel reconheceu que um estoque deve ser dividido em animais de tamanhos sujeitos às capturas (geralmente recrutado para pescaria) e aqueles menores que esse limite. Ele também considerou apenas estoques completos, de tal modo que a emigração e imigração eram irrelevantes. Russel focalizou no que induziria o aumento da população e o que levaria ao declínio. Ele sumarizou a dinâmica da biomassa do estoque como:

$$S_{i+1} = S_i + (A + G) - (C + M)$$

onde S_i é a biomassa do estoque no ano i , A é a soma do peso inicial de todos os indivíduos recrutados para o estoque cada ano, G é a soma do

crescimento em biomassa de indivíduos geralmente recrutados para o estoque, C é a soma do peso de todos os peixes capturados e M é a soma do peso de todos os peixes que morreram de causas naturais durante o ano. Atualmente são utilizadas letras diferentes ($B_{i+1} = B_i + (R + G) - (F + M)$) para a equação proposta por Russel. O essencial aspecto da dinâmica dos estoques de peixes, formulado por Russel, foi que a biomassa do estoque tem ganhos (recrutamento e crescimento individual) e perdas (mortalidade por pesca e natural).

Os trabalhos de Russel tiveram uma grande influência sobre os trabalhos de Beverton & Holt (1957), Hardy (1959) e Krebs (1985). Beverton & Holt (1957) apontaram outros autores que identificaram princípios básicos da dinâmica de populações de peixes explorados antes de Russel (Petersen 1903, Baranov 1918). Trabalhos de Baranov foram muito avançados para seu tempo e publicados em Russo, mas apenas realmente reconhecidos bem mais tarde (Ricker 1975). Russel categorizou e estimou modelos estruturados por idade ou tamanho e espacialmente, sendo o principal foco dos cientistas de pescarias a partir daí. Os detalhes dos métodos de modelagem desses processos têm variado grandemente, mas a ideia central sempre converge na equação descrita acima, formulada por Russel.

Fatores óbvios ausentes das formulações de Russel são os efeitos de outras espécies (competição, predação etc.) e do ambiente físico onde as espécies vivem, podendo incluir os efeitos como *El Niño* ou estresse por poluição (Pitcher & Hart 1982). Durante muito tempo, os efeitos de outras espécies e características físicas do ambiente foram ignorados nas avaliações de estoques. Entretanto, existe um movimento em direção a considerar a avaliação do ecossistema e o manejo de multi-espécies (Pitcher 2001, Pauly et al. 2001). O manejo do ecossistema tornou-se uma política real à medida que técnicas estão sendo desenvolvidas para entender a sua dinâmica em um caminho integrado de manejo.

A intuição das ciências quantitativas de pescarias do início do século 20 é semelhante aos tempos atuais. No entanto, o interesse agora está no manejo do ecossistema e de multiespécies, com atenção a princípios da precaução e criação de áreas protegidas, podendo ser vistos como medidas adotadas que refletem um novo conjunto de intuições sobre estoques explorados e as interações com o ambiente e com o próprio homem.

Uma razoável quantidade de métodos foi desenvolvida nas últimas décadas para avaliação de recursos pesqueiros, métodos baseados em modelos de produção (Schaefer 1954, 1969, Ricker 1975, Gulland 1983, Hilborn & Walters 1992) e métodos estruturados por tamanhos e idades (Thompson & Bell 1934, Beverton & Holt 1957, 1966, Gulland 1965, Pope 1972, Jones 1984, Punt et al. 2001, Ferrandis 2007, Ferrandis & Hernández 2007).

Nos últimos anos, observa-se ainda uma tendência de inclusão das incertezas nos pressupostos e taxas estimadas por modelos de produção e estruturadas por idade e tamanhos, em abordagens de Análise Bayesiana para avaliação de estoques (Collie & Walters 1991, Walters & Ludwig 1994, Kinas 1996, Maclister & Ianelli 1997). Uma outra direção, bem mais abrangente que os modelos para avaliação de simples espécies, utilizam modelos de simulação, tais como ECOPATH ou ECOSIM (Walters et al. 1997), que avaliam numericamente o impacto no ecossistema de pescarias e realizam simulações entre elementos do ecossistema (interações tróficas na cadeia alimentar), para prever uma revisão dos mecanismos de mudança do ambiente marinho, dependendo do esforço de pescarias.

Análises de pescarias têm sido desenvolvidas com modelos determinísticos com simples teoria matemática, que pode ser entendida por biólogos pesqueiros. Existem métodos que utilizam ferramentas computacionais apropriadas para diagnóstico do estado de exploração dos recursos, principalmente por comparar a situação atual com o máximo rendimento sustentável. Os trabalhos realizados por Beverton & Holt (1957) Ricker (1975) e Gulland (1983) são passos cruciais para teoria da abordagem determinística. Nesses estudos básicos, os autores propõem taxas de mortalidades constantes que são independentes da idade, ou funções sobre unidades de intervalos de idades que são coerentes com a evolução exponencial do tamanho de uma coorte.

MORTALIDADE

Um dos métodos comumente aplicados para estimar a mortalidade total em águas temperadas é o “método da curva de captura linearizada com intervalos de tempo constantes” (Beverton & Holt 1957, Ricker 1975). Os primeiros usos dessa equação remontam a Edser (1908),

Heincke (1913) e Baranov (1918). O método consiste em estimar uma regressão linear entre o logaritmo das capturas nas respectivas idades selecionadas t_1 (a partir da idade de recrutamento a arte de pesca) e t_2 (até idades que sejam representativas das capturas para o recurso) (Fig. 4.3). O coeficiente angular dessa regressão linear é considerado a taxa de mortalidade total constante (Z) para a fase explorada do recurso.

A avaliação de um estoque é um processo de inferência baseado em modelos de mortalidade e relata duas estruturas demográficas: as capturas observadas da coorte (ou pseudocoorte) e aquela desconhecida da população. A análise dos dois componentes da taxa de mortalidade total, mortalidade natural e por pesca leva a uma abordagem essencial na elaboração dessa ideia. A dificuldade de explorar o mar em um estado virgem implica que, na maioria dos casos, a mortalidade natural não é experimentalmente acessada, mas indiretamente avaliada e assumida constante nas abordagens determinísticas clássicas. Caddy (1991), Sparholt (1990) e Chen & Watanabe (1989) propuseram alternativas para a mortalidade natural constante e, em geral, como em Abella et al. (1997), tais modelos têm sido usados como um vetor da mortalidade natural, no contexto de avaliações baseadas em métodos determinísticos.

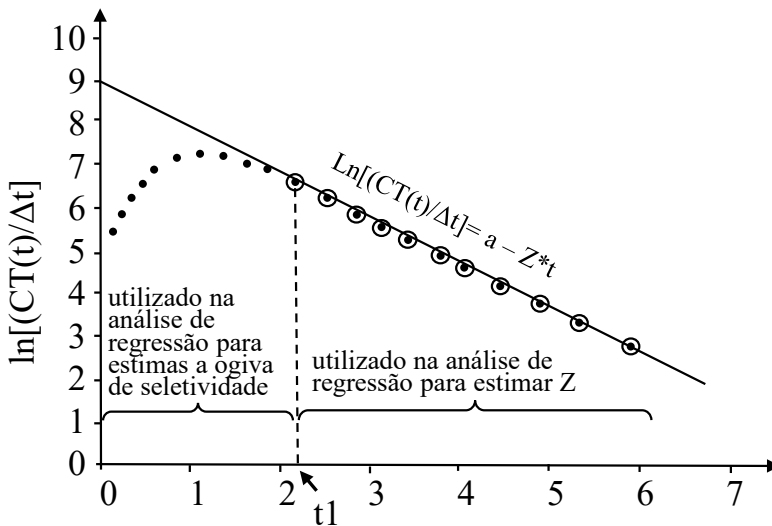


Figura 4.3 Estimativa da curva resultante a partir da análise da curva de capturas, com as idades no eixo do X e o logaritmo das capturas no eixo Y (Fonte: Sparre & Venema 1997)

Os modelos de avaliação de estoques, chamados de modelos analíticos, analisam o efeito das pescarias sobre as classes de tamanhos e idades dos recursos, considerando as características de crescimento, reprodução, recrutamento, mortalidade e sobrevivência de cada coorte do estoque (exemplares provenientes de uma mesma desova, que apresentam a mesma classe etária). Diferentemente dos modelos de produção, que assumem um estoque como uma biomassa total, os modelos analíticos estimam o efeito da exploração pesqueira sobre uma determinada classe etária do estoque.

Os modelos analíticos de avaliação de estoques incluem a Análise de População Virtual (VPA). Basicamente, esse modelo analisa as capturas da pesca comercial, combinadas com informações detalhadas sobre qual a contribuição de cada coorte para o rendimento e a biomassa total do estoque. A palavra virtual, introduzida por Fry (1949), é baseada em uma analogia com a imagem virtual, derivado da física. Uma população virtual não é a população real, mas é a única que é mensurável. A ideia que fundamenta o método é analisar aquilo que é mensurável, ou seja, a captura, de forma a calcular a população que deve ter existido para produzi-la (Sparre & Venema 1997).

ANÁLISE DE SOBREVIVÊNCIA DIRETA

A seguir, serão apresentadas as etapas para o cálculo de taxas de mortalidades total (Z), por pesca (F) e natural (M), para a fase de exploração dos recursos, utilizando uma metodologia mais recente, denominada Método de Análise de Sobrevivência Direta (DSA), através do modelo de sobrevivência de Weibull, proposto por Ferrandis (2007) e Ferrandis & Hernández (2007). Esse modelo de distribuição de Weibull aplicado é uma extensão natural dos clássicos modelos exponenciais de Análise de População Virtual (Gulland 1965) e suas posteriores modificações (Pope & Shepherd 1982, Shepherd 1991). O ponto de partida é a relação entre os conceitos de mortalidade, sobrevivência e distribuição do tempo de vida (Ferrandis 2007). Dados de dois recursos pesqueiros capturados na Plataforma Continental de Pernambuco serão apresentados como estudo de casos para exemplificar a metodologia.

A análise da mortalidade e sobrevivência da fase de exploração dos recursos foi realizada com base em pseudocoortes de idades. A utilização de pseudocoortes se deve ao curto espaço de tempo amostrado de dois anos. Um intervalo de idades $[t_1, t_2]$ representativo da fase de exploração dos recursos foi identificado, utilizando idades (t_1) superiores àquela estimada como de primeira captura (C_{50}) para a curva logística estimada para os recursos (teoricamente recrutadas a arte de pesca), até idades (t_2) que possuem uma amostra suficientemente representativa dessa idade da população. Assumir que a equivalência da estrutura demográfica selecionada nesse intervalo de idades é representativa da população seria equivalente a assumir que a taxa de mortalidade causada pela frota pesqueira é proporcional à taxa de mortalidade geral no intervalo (Cox 1959).

A estimação da sobrevivência restrita para o intervalo de idades estabelecido deve ser considerada como uma probabilidade condicional (1). Essa sobrevivência condicional $S(t | t_1 \leq T \leq t_2)$ é estimada por uma função de sobrevivência empírica, que é o quociente entre o número de idades observadas maiores que t e menores que t_2 e o número de idades observadas no intervalo selecionado (2).

$$\text{Para } t \in [t_1, t_2] \Rightarrow S(t | t_1 \leq T \leq t_2) = R [T \geq t | t_1 \leq T \leq t_2] \quad (1)$$

$$\hat{S}(t | t_1 \leq T \leq t_2) = \frac{1}{n} \sum_i I_{[t_1, t_2]}(t_i) \quad (2)$$

onde: n é o número de idades observadas no intervalo $[t_1, t_2]$ e $I_{[t_1, t_2]}$ é a função indicadora do intervalo.

A sobrevivência condicional para a fase de exploração dos recursos foi estimada por uma regressão não linear (3), cujos parâmetros do modelo de Weibull utilizados são Z (taxa de mortalidade total) e α (descreve a forma da mortalidade). Nessa regressão não linear, a variável resposta é a frequência acumulada decrescente para o intervalo de idade selecionado e a idade, a variável explanatória.

$$S(t | t_1 \leq T \leq t_2) = \frac{e^{(t^{\alpha-1})} e^{-Z(t^\alpha - t_1^\alpha)}}{1 - e^{-Z(t_2^\alpha - t_1^\alpha)}} \quad (3)$$

Esse método de estimação descreve a sobrevivência na fase de exploração dos recursos e, conseqüentemente, a taxa de mortalidade total (Z). A estimação dessa “linha base de sobrevivência” possibilita especificar a mortalidade natural para a fase de exploração, conforme descrita por Ferrandis (2007) (representando o grande diferencial dessa metodologia, em relação **àquelas** historicamente aplicadas pelos métodos ortodoxos, que consideram a mortalidade natural constante para todas as coortes de um estoque). Para uma assumida mortalidade natural constante (M_0) – estimada no presente estudo pela equação empírica de Pauly (1984) (4) – e o coeficiente α estimado para “linha base de sobrevivência”, foi possível calcular a mortalidade natural (M) para a fase de exploração dos recursos (5).

$$M = -0,0152 - 0,279h L_{\infty} + 0,6543h K + 0,463h T \quad (4)$$

onde: K é a taxa de crescimento constante; L_{∞} é **tamanho máximo assintótico do recurso**; T é a temperatura média da água onde o recurso habita.

$$M = \left(\frac{M_0 \Gamma(1/\alpha)}{\alpha} \right)^{\alpha} \quad (5)$$

A taxa de mortalidade por pesca (F) foi calculada pela subtração da taxa de mortalidade total (Z) pela taxa de mortalidade natural (M) para a fase de exploração. A taxa de exploração (E) foi o quociente da taxa de mortalidade por pesca (F) pela taxa de mortalidade total (Z).

Scomberomorus brasiliensis



A *Scomberomorus brasiliensis* (serra) ocorreu em 32 lances realizados com a rede de emalhar de fundo (61,5%), na plataforma continental de Pernambuco (Fig. 4.4), entre agosto de 2010 e outubro de 2011. As

profundidades de captura variaram de 14 a 34 m (média = 23,3 m; DP = 5 m), em áreas de pesca que apresentaram distâncias da costa de 2,2 a 15,8 km (média = 7,3 Km; DP = 3,2 Km). O peso total capturado por pescaria variou entre 140 e 67.715 g (média=9.335 g; DP=15.961 g).

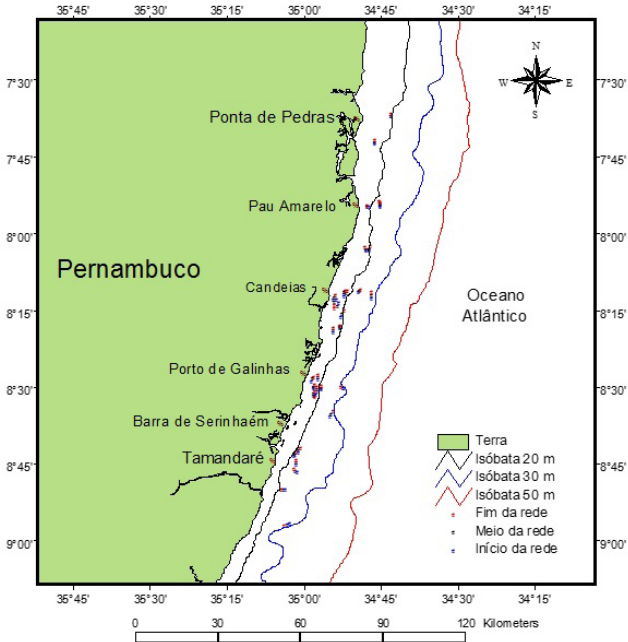


Figura 4.4 Área de estudo mostrando os lances de rede onde a serra foi capturada, com os pontos iniciais, médios e finais das redes de emalhar utilizadas nas pescarias experimentais

Estrutura de tamanho e idade

No período de estudo, foram capturados 441 exemplares de serra, totalizando 299,5 kg, com comprimentos que variaram de 24,5 a 74 cm de comprimento zoológico (média=44,7; DP=4,96) (Fig. 4.5) e pesos individuais de captura de 140 a 2320 g (média=679; DP=249). A idade dos exemplares capturados variou entre 1,75 e 9,68 anos (média = 4 anos; DP = 0,7 anos) (Fig. 4.6). Considerando a idade de 4 anos como sendo de primeira maturação para serra; 50% dos exemplares capturados são jovens, representando a parcela do estoque que ainda não atingiu a maturidade sexual.

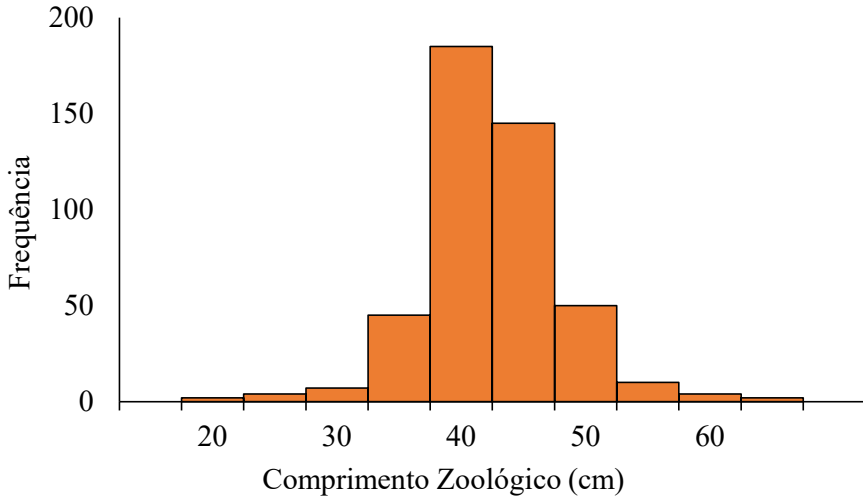


Figura 4.5 Distribuição de frequência de comprimentos da serra, capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco.

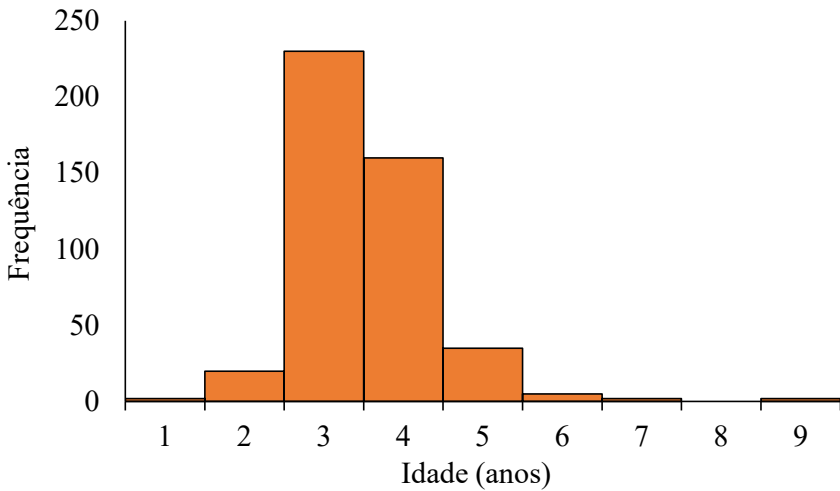


Figura 4.6 Distribuição de frequência de idades da serra capturada pela frota de rede de emalhar na plataforma continental de Pernambuco.

Idade de primeira captura e recrutamento

A idade de primeira captura ($Idade_{50}$) foi estimada, utilizando um modelo logístico: a regressão linear entre o LN (1/Probabilidade)-1 e a idade de captura (Fig. 4.7) apresentou bom ajuste aos dados ($R^2 = 0,96 - P < 0,001$). A idade de primeira captura estimada pelo modelo logístico foi de 3,7 anos (Fig. 4.8). A intensidade de indivíduos recrutados à área de pesca foi maior no verão e no outono.

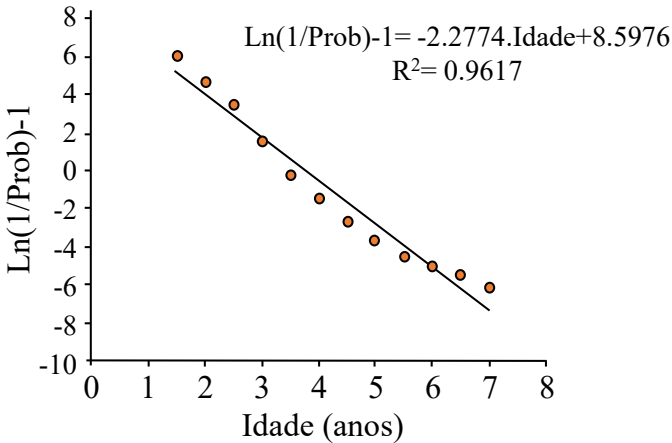


Figura 4.7 Regressão linear entre o LN(1/Probabilidade)-1 e a idade da serra capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

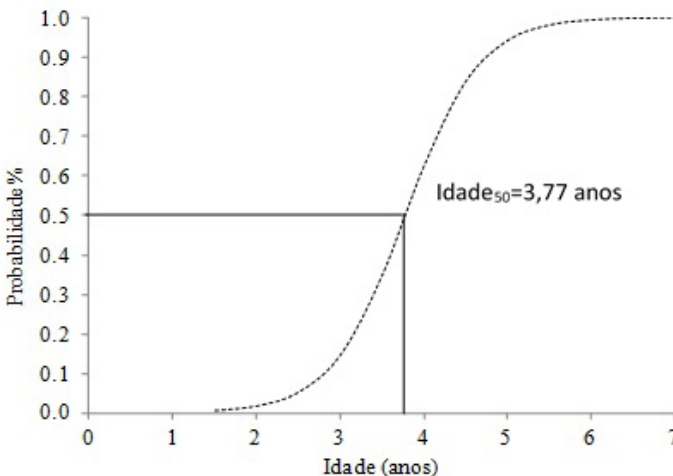


Figura 4.8 Modelo logístico estimado para as probabilidades de captura da serra capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

Mortalidades e Sobrevivência

A distribuição de idade da serra foi examinada e idades que correspondem à fase de exploração foram selecionadas (Fig. 4.9) para estimar os parâmetros do modelo de sobrevivência de Weibull, estabelecendo uma função de sobrevivência da fase de exploração do recurso. O modelo ajustou-se razoavelmente aos dados e resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,994$ (parâmetros na Tab. 4.1). A curva de sobrevivência indica que aproximadamente 80% das capturas na fase de exploração são compostas por exemplares entre 3,5 e 4,5 anos (Fig. 4.10), fornecendo uma taxa de mortalidade total $Z = 4,195 \text{ ano}^{-1}$.

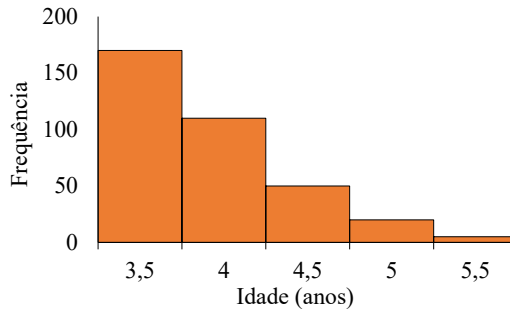


Figura 4.9 Distribuição de idades representativas da fase de exploração da serra, capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

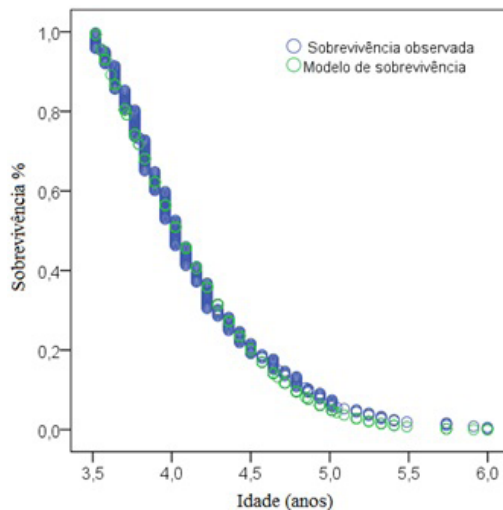


Figura 4.10 Modelo de sobrevivência de Weibull, estimado para a fase de exploração da serra capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

Tabela 4.1. Sumário dos parâmetros e estatísticas resultantes do modelo de sobrevivência de Weibull estimado para a Serra

	Parâmetro	Estimado	Erro padrão	Intervalo de confiança 95%	
				Inferior	Superior
Assintótico	z	4,195	0,104	3,991	4,399
	alfa	0,567	0,124	0,332	0,656

A mortalidade natural constante para a serra capturada na plataforma continental de Pernambuco foi $M_0=0,43 \text{ ano}^{-1}$. A mortalidade natural para a fase de exploração foi estimada em $M=0,137 \text{ ano}^{-1}$. A taxa de mortalidade por pesca (Z-M) resultante é de $F=4,05 \text{ ano}^{-1}$. A taxa de exploração (F/Z) média anual para o período foi de $E=0,96 \text{ ano}^{-1}$.

Carangoides bartholomaei



A guarajuba ocorreu em 23 lances (44,2%) realizados na plataforma continental de PE (Fig. 4.11), entre as profundidades de 3,3 e 53 m (média = 32,8 m; DP = 10,3 m), em áreas de pesca que apresentaram distâncias da costa de 3,1 a 35,9 km (média = 16,9 km; DP = 8,42 km). O peso total capturado por pescaria variou entre 264 e 181.990 g (média=20.016 g; DP=47.099 g).

Estrutura de tamanho e idade

No período de estudo, foram capturados 628 exemplares de guarajuba, totalizando 460,4 kg, com comprimento zoológico que variou de 21,5 a 40,1 cm (média=29,4; DP=2,98) (Fig. 4.12) e pesos individuais de captura de 170 a 1160 g (média=477; DP=147). Considerando o comprimento de primeira maturação para guarajuba de 30 cm (aproximadamente 3 anos), 58,4% dos exemplares capturados são jovens, representando a parcela do estoque que ainda não atingiu a maturidade sexual. As idades dos exemplares capturados variaram entre 2,2 e 9,7 anos (média = 3,9 anos; DP = 0,88 anos) (Fig. 4.13).

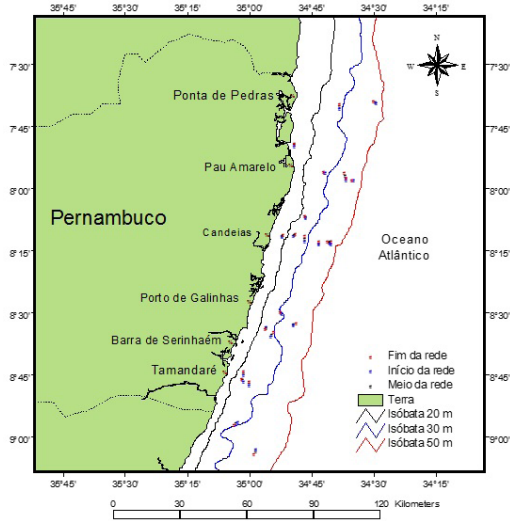


Figura 4.11 Áreas de pesca onde a guarajuba foi capturada na plataforma continental de Pernambuco, com o início, meio e fim das redes de emalhar

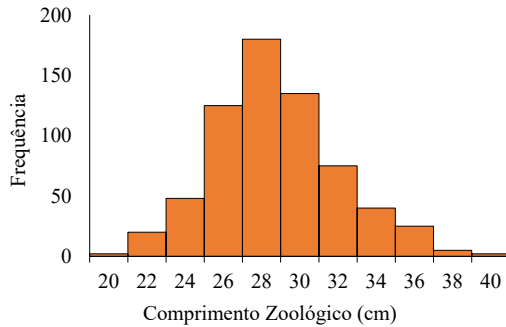


Figura 4.12 Distribuição de freqüência de comprimentos da guarajuba capturada pela frota de rede de malhar de fundo de Pernambuco

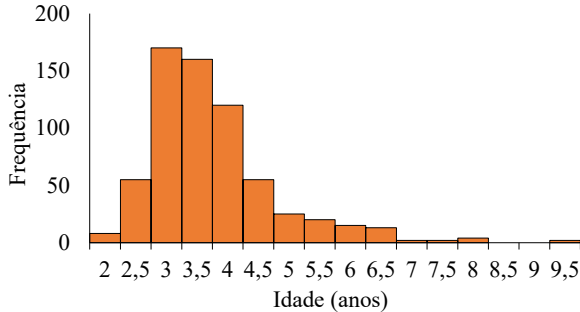


Figura 4.13 Distribuição de freqüência de idades da guarajuba capturada pela frota de rede de emalhar de fundo de Pernambuco

Idade de primeira captura e recrutamento

A idade de primeira captura ($Idade_{50}$) foi estimada, utilizando um modelo logístico; a regressão linear entre o $LN(1/Probabilidade)-1$ e a idade de captura (Fig. 4.14) apresentou bom ajuste aos dados ($R^2 = 0,97$ - $P < 0,001$). A idade de primeira captura estimada pelo modelo logístico foi 2,9 anos (Fig. 4.15). A intensidade de indivíduos recrutados à área de pesca foi maior no verão.

Mortalidades e sobrevivência

A distribuição de idade da guarajuba foi examinada e idades que correspondem à fase de exploração foram selecionadas (Fig. 4.16) para

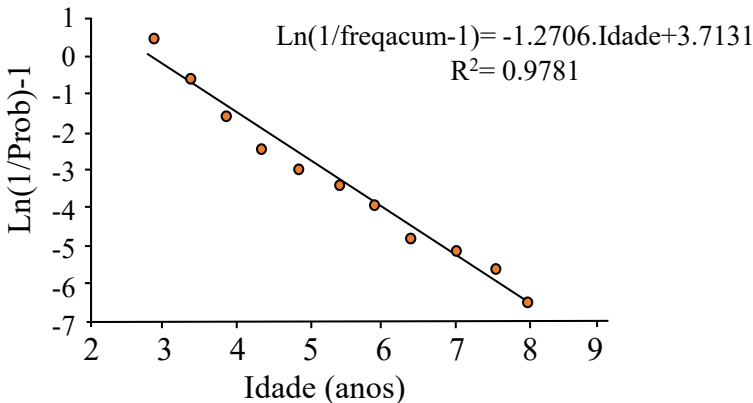


Figura 4.14 Regressão linear entre o $LN(1/Probabilidade)-1$ e a idade da guarajuba capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

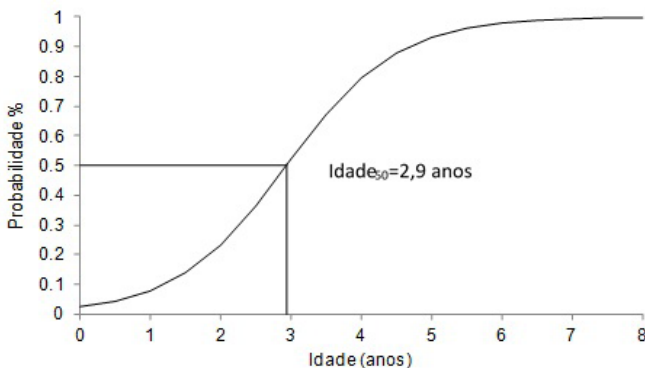


Figura 4.15 Modelo logístico estimado para as probabilidades de captura da guarajuba capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

estimar os parâmetros do modelo de sobrevivência de Weibull, estabelecendo uma função de sobrevivência da fase de exploração do recurso. O modelo apresentou bom ajuste aos dados e resultou em um coeficiente de determinação $R^2 = 0,993$ ($P < 0,001$) (Tab. 4.2). A curva de sobrevivência estabelecida indica que aprox. 90% das capturas desse recurso na fase de exploração são exemplares entre 3 e 5 anos (Fig. 4.17), fornecendo uma taxa de mortalidade total $Z = 3,297 \text{ ano}^{-1}$.

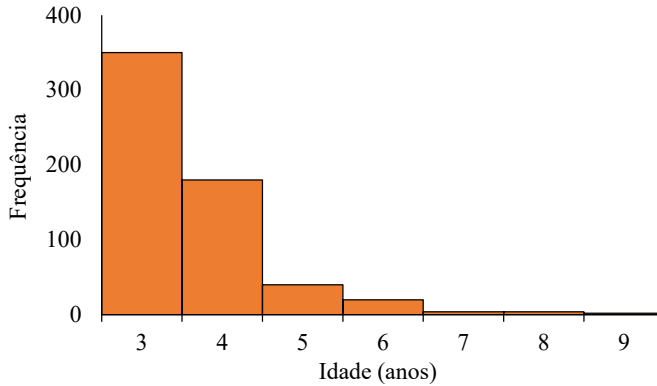


Figura 4.16 Distribuição de idades representativas da fase de exploração da guarajuba, capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

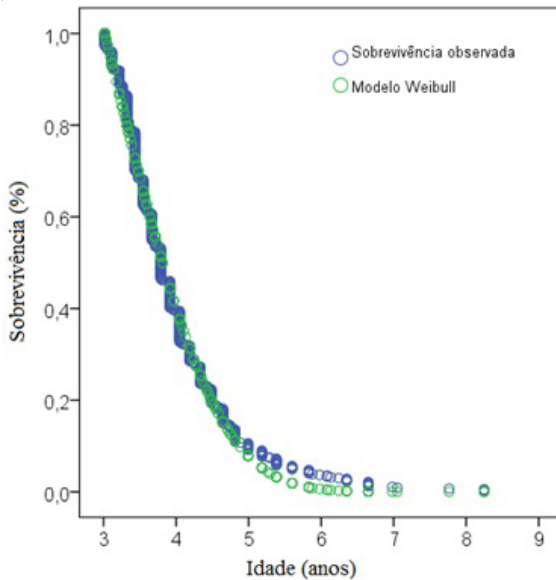


Figura 4.17 Modelo de sobrevivência de Weibull, estimado para a fase de exploração da guarajuba capturada pela frota de rede de emalhar de Pernambuco

Tabela 4.2. Sumário dos parâmetros e estatísticas resultantes do modelo de sobrevivência de Weibull estimado para a Guarajuba

	Parâmetro	Estimado	Erro padrão	Intervalo de confiança 95%	
				Inferior	Superior
Assintótico	z	3,297	0,055	3,189	3,405
	alfa	0,636	0,139	0,458	0,753

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente capítulo buscou apresentar o histórico do desenvolvimento dos modelos de avaliações de estoques, assim como a percepção da limitação de renovação dos recursos pesqueiros e a necessidade de quantificar taxas de captura para a exploração sustentável dos estoques de peixes marinhos. Apresentou ainda a importância da mortalidade na formulação dos modelos de avaliações de estoques. Por fim, descreveu as etapas envolvidas na coleta de dados para aplicação de metodologias relacionadas à dinâmica de populações, avaliações de estoques e estimativas de taxas de mortalidade, utilizando uma metodologia do decréscimo exponencial das coortes de dois recursos pesqueiros estudados na costa de Pernambuco.

Esses estudos de casos demonstram as etapas e métodos envolvidos em estimativas de taxas de mortalidade, através do uso denominado Análise de Sobrevivência Direta, cuja teoria contempla o Modelo de Weibull, da Família Exponencial de Distribuições. Essas análises caracterizam-se por uma considerável atualização da curva de captura linearizada, e a teoria do seu desenvolvimento se iniciou com Baranov, em 1918.

Espera-se que o presente capítulo contribua com a base teórica para a compreensão da teoria e da prática, na utilização de métodos que contemplem os cálculos e estimativas de taxas de mortalidade de recursos pesqueiros explorados comercialmente e oriundos de cruzeiros de pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abella, R, JF Caddy, F Serena. 1997. Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, ilustraded by hake, *Merluccius merluccius* fishery in the Mediterranean. *Aquat Living Resou* 10: 257–269.
- Baranov, F.I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Izvestiya* 1: 81–128.
- Beverton, RJH, SJ Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations Series II, Vol. XIX, Ministry of Agriculture. Fisher Food* 1: 957.
- Caddy, JF 1991. Death rates and time intervals: Is there an alternative to the constant natural mortality axion? *Rev Fish Biol Fish* 1: 109–138.
- Chen, S, S Watanabe. 1989. Age dependence of natures mortality coefficient in fish population dynamics. *Nippon Suisan Gakkaishi* 55 (2): 205–208.
- Collie, JS, CJ Walters. 1991. Adaptative management of spatially replicated groundfish populations. *Can J Fish Aquat Sci* 48: 1273–1284.
- Edser, T. 1908. Note on the number of plaice at each length in certain samples from the southern part of the North Sea, 1906. *J R Stat Soc* 71: 686–690
- Ferrandis, E, P Hernández. 2007. Direct survival analysis: a new stock assessment method. *Sci Mar*. doi: 10.3989/scimar.2007.71n1175
- Ferrandis, E. 2007. On the stochastic approach to marine population dynamics. *Sci Mar*. doi: 10.3989/scimar.2007.71n1153
- Gulland, JA. 1983. *Fish Stock Assessment: A manual of Basic Methods*. New York: John Wiley & Sons
- Gulland, JA. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to artic Fisheries Working Group Report (meeting in Hamburg). Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- Hardy, A. 1959. *The open Sea: Its Natural History Part II*. Fish and Fisheries. London: Collins.
- Hilborn, B, CJ Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assesment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. New York: Chapman and Hall.
- Huxley, TH. 1881. The herring. *Nature* 23: 607–613.
- Kinas, PG. 1996. Bayesian fishery stock assessment and decision making using adaptative importance sampling. *Can J Fish Aquat Sci* 53: 414–423.

- Krebs, CJ. 1985. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. New York: Harper & Row.
- Pauly, D, ML Palomares, R Froese, et al. 2001. Fish down Canadian aquatic food webs. *Can J Fisher Aquat Sci*. doi: 10.1139/f00-193
- Pauly, D. 1984. *Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators*. Manila: ICLARM.
- Pitcher, T, PJB Hart. 1982. *Fisheries ecology*. London: Chapman & Hall.
- Pitcher, TJ. 2001. Fisheries managed to rebuild ecosystems: reconstructing the past to salvage the future. *Ecol Appl* 11: 601–617.
- Petersen, CGJ. 1903. What is overfishing? *J Mar Biol Assoc UK* 6: 587–594.
- Punt, AE, DC Smith, RB Thomson, et al. 2001. Stock assessment of the blue grenadier *Macruronus novaezelandiae* resource off south-eastern Australia. *Mar Fresh Res*. doi: 10.1071/MF99136
- Pope, JG, JG Shepherd. 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch-at-age data. *J Cons Int Explor Mer* 40: 176–184.
- Pope, JG. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res Bull* 9: 65–74.
- Smith, TD. 1988. Stock assessment methods: the first fifty years. In: Gulland, JA (org) *Fish Population Dynamics: The implications for Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Ricker, WE. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. Fisheries Research Board of Canada: Bulletin.
- Russel, ES. 1931. Some theoretical considerations on the “overfishing” problem. *J Cons Int Explor Mer* 45: 31–135.
- Shepherd, JG. 1991. Simple methods for short term forecasting of catch and biomass. *ICES J Mar Sci* 48: 67–68.
- Schaefer, MB. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer Trop Tuna Comm Bull* 2(6): 243–285.
- Smith, TD. 1994. *Scaling Fisheries: The Science of Measuring the effects of Fishing*. New York: Cambridge University Press.
- Sparholt, H. 1990. Improved estimates of the natural mortality rates of nine commercially important fish species included in the North Sea multispecies VPA model. *J Cons Int Explor Mer* 46(2): 211–223.

Sparre, P, SC Venema. 1997. Introduction to tropical fish stock assessment. Rome: FAO.

Thompson, WF, FH Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep Int Fish Comm 8: 49.

Walters, CJ, V Christensen, D Pauly. 1997. Structuring dynamic model of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessment. Rev Fish Biol Fisher 7: 139–172.

Walters, CJ, D Ludwig. 1994. Calculation of Bayes posterior probability distribution for key population parameters. Can J Fish Aquat Sci 51: 713–722.

Capítulo 5

PROSPECÇÃO PESQUEIRA

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

Prospecção pesqueira: método aplicado às ciências pesqueiras, fundamentado na determinação da existência e da abundância de recursos pesqueiros, por meio de técnicas exploratórias. O estudo dos padrões de distribuição e abundância dos recursos pesqueiros é de fundamental importância para o diagnóstico de nível de exploração dos estoques, o que eventualmente permite a implementação de medidas de manejo para o aproveitamento sustentável do recurso.

A seguir serão descritos os instrumentos e os métodos mais comumente utilizados para prospecção pesqueira: dados históricos, etnobiologia, cruzeiro científicos, censo visual, levantamento por amostras e hidroacústica, imagens de satélite, métodos de depleção, marcação e recaptura, levantamento de ovos e genética. A avaliação de estoques pode ser realizada a partir de dados das próprias pescarias, o que pode ser visto no Cap. 6.

DADOS HISTÓRICOS

O primeiro trabalho que se deve realizar em qualquer prospecção pesqueira é consultar as informações históricas das pescarias e cruzeiro científicos. O resgate das informações de relatórios, mapas de bordo e publicações referentes a dados de cruzeiros e campanhas científicas, realizados ao longo da área de interesse, vai ser o pontapé inicial antes de novos cruzeiros (Haimovici 2007).

As primeiras prospecções realizadas no Brasil datam de 1955, pelo navio de pesquisa Presidente Vargas, da Missão Portuguesa de Pesca;

depois veio o navio de pesquisa Toku Maru, da agência japonesa de pescarias e pelo navio de pesquisa Oregon, a serviço dos Estados Unidos.

De carácter mais nacionalista, em 1967, foi criado o Programa de Pesquisa e Desenvolvimento Pesqueiro do Brasil (SUDEPE). Extinto em 1989, teve suas atribuições transferidas ao Ibama. Nessa época, muita prospecção pesqueira e pescas experimentais foram executadas ao longo do litoral brasileiro, as quais ficaram documentadas em relatórios.

O governo brasileiro, em 1994, após ratificar a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, assumiu uma série de direitos e também deveres quanto à exploração, conservação e gestão dos recursos vivos da sua zona econômica exclusiva (ZEE, 200 milhas náuticas a partir da costa). Com isto, em 1994, o Brasil estabeleceu o Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos na ZEE (REVIZEE), cujo objetivo era estimar a distribuição zonal, a abundância e o potencial sustentável dos recursos pesqueiros.

ETNOBIOLOGIA

O conhecimento tradicional dos pescadores pode fornecer informações valiosas sobre as espécies, suas distribuições, ciclos de vida e flutuações sazonais na abundância, que podem nortear as prospecções pesqueiras. O conhecimento dos pescadores sobre feições do fundo e a circulação local também são valiosos aos cientistas (Joanes et al. 2000).

Em países em desenvolvimento, onde há grandes limitações financeiras para pesquisas e a necessidade de conservação é urgente, dados fornecidos pelos próprios pescadores podem ser úteis em modelos (Lopes et al. 2019).

CRUZEIRO CIENTÍFICOS

Nos cruzeiros científicos, o ambiente marinho que será prospectado é que determina o método de coleta. Em zonas rasas, com grande transparência da água, censos visuais podem ser realizados. Para espécies demersais de grande profundidade, serão necessários arrastos. Para espécies pelágicas, o ideal são métodos hidrostáticos ou ainda outros métodos indiretos de prospecção que serão abordados a seguir.

CENSOS VISUAIS

Em águas rasas, relativamente claras, os mergulhadores podem fazer registros diretos da diversidade e da abundância dos recursos pesqueiros, utilizando o censo visual. Essa metodologia é aplicada para espécies sedentárias, como abalones, ouriços e pepinos-do-mar. Também é frequentemente utilizada em ecossistemas recifais.

Durante o censo, as espécies de interesse são contadas em área ou por períodos determinados, para que, depois, extrapolações para a área total do sistema possam ser realizadas. As extrapolações podem ser realizadas utilizando imagens aéreas ou imagens de satélite que permitam a medição daquele habitat, seja ele recifal ou estuarino.

Os principais métodos de censo visual são os transectes de 50 m por 5 m, ou a contagem de indivíduos em áreas circulares de raio de 5m, ou ainda de ponto fixo por tempo (em locais com correnteza ou quando a estimativa é de organismos muito móveis, como no caso de mamíferos e tartarugas) (Fig. 5.1).

As estimativas por censo visual podem ser tendenciosas por vários fatores. Muitas espécies são crípticas (vivem em tocas ou se camuflam), espécies que fogem rapidamente do mergulhador e espécies de hábitos noturnos. A qualidade da amostragem vai depender também da habilidade do mergulhador e da transparência das águas. Em águas profundas, os censos podem ser realizados por submersíveis tripulados ou não tripulados, munidos de câmeras.

LEVANTAMENTOS POR AMOSTRAGEM

Embora possam ser realizados levantamentos com espinhel, redes de emalhar e armadilhas, os levantamentos com rede de arrasto de fundo são os mais frequentes. Os levantamentos por arrasto fornecem uma estimativa de abundância absoluta e informações sobre as espécies não alvo. Muitas vezes são utilizadas redes de malha menor do que a comercial, o que permite reter textos menores para se estimar o recrutamento.

Dentro do programa REVIZEE, na região central, foi realizada prospecção de grandes pelágicos, com o uso de espinheis. O espadarte *Xiphias gladius* foi a espécie dominante no verão; já no inverno, a captura

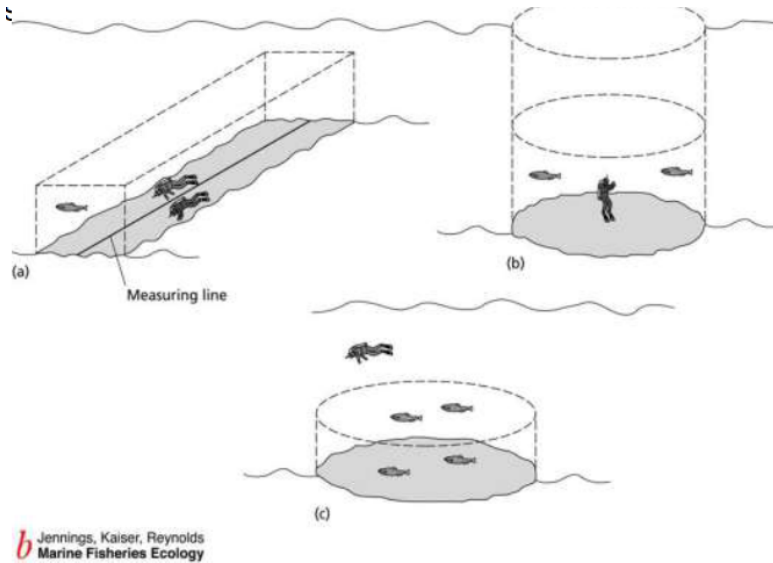


Figura 5.1 Principais métodos de censo visual. (a) transectes de 50 m x 5 m, (b) de ponto fixo por tempo (em locais com correnteza ou quando a estimativa é de organismos muito móveis, como no caso de mamíferos e tartarugas) e (c) contagem de indivíduos em áreas circulares de raio de 5 m. Fonte: Jennings et al. 2001

de tubarões pelágicos foi superior. Destaca-se a importância do tubarão-azul *Prionace glauca* como espécie dominante (Olavo et al. 2005).

HIDROACÚSTICA

Este método de prospecção se baseia na amostragem da coluna de água por meio de ondas sonoras. Pulsos de som são produzidos e recebidos por transdutores instalados embaixo da embarcação ou por ela rebocados. Métodos acústicos permitem detectar os organismos através da coluna de água, exceto por poucos centímetros próxima à superfície e ao fundo (Fig. 5.2).

Isto ocorre porque as estruturas biológicas são capazes de refletir o som em função da diferença de densidade em sua constituição e do meio. Para peixes com bexiga natatória, este é o principal órgão refletor.

Então, o método hidroacústico de estimativa de biomassa permite prospectar grandes áreas, em períodos de tempo relativamente pequenos, obtendo informações contínuas e detalhadas. Para estimar

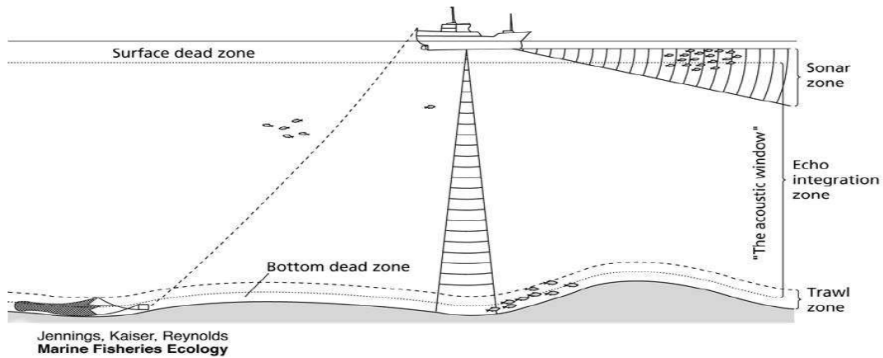


Figura 5.2 Esquema ilustrativo de embarcação munida de ecossonda para registros hidroacústicos. Fonte: Jennings et al. 2001

adequadamente a abundância, a prospecção pesqueira deve incluir toda a área de distribuição de estoque alvo, e ser realizada no tempo mais curto possível, evitando, assim, períodos em que os peixes migram.

Os registros hidroacústicos (ecogramas ou ecorregistros) devem ser acompanhados por lances de pesca, para se confirmar a composição dos cardumes. Para isso, são utilizadas, geralmente, redes de arrasto de meia-água. O vigor do alvo é difícil de ser medido e pode ser característico da espécie e do seu comportamento. Com o aumento da experiência do pesquisador, é possível classificar os ecogramas a cada ecotipo: densidade, forma, extensão vertical e horizontal e grau de agrupamento, que podem ser característicos de um recurso pesqueiro.

Na costa brasileira, estudos por mapeamento de estoques marinhos com hidrostática tiveram início da década de 70. Posteriormente, com o estabelecimento do programa REVIZEE, prospecções hidroacústicas para avaliação dos recursos pelágicos foram realizadas do Ceará ao Rio Grande do Sul (Madureira & Rossi-Wongtschowski 2005, Weigert 2010).

IMAGENS DE SATÉLITES

Estudos mais recentes têm demonstrado a aplicabilidade conjunta dos dados entre hidroacústicos e satelitais. Tais dados ajudam a melhor

entender as relações entre os padrões de distribuição de espécies pelágicas e a variabilidade ambiental típica desse ambiente.

O padrão de correlação típico entre a temperatura da superfície do mar e a concentração de clorofila a indica que águas mais quentes, com baixo teor de nutrientes, apresentam baixo teor de clorofila, ao passo que águas mais frias, ricas em nutrientes, possuem altos teores de clorofila, indicando uma alta produtividade primária.

A relação dos parâmetros ambientais da superfície do mar e a distribuição espacial das espécies depende, entre outras coisas, do nível trófico da espécie. Uma correlação mais alta é esperada para espécies de peixes de baixo nível trófico (fito e zooplânctívoros). Para espécies de níveis tróficos mais elevados (consumidores secundário e terciários) tal correlação, quando observada, tem de ser a indireta, resultado do estabelecimento da teia trófica e de relações presa-predador.

A utilização de sensoriamento remoto para pesca no Brasil teve início no final dos anos 70, com trabalhos de Maluf (1978), que combinavam dados de satélite e dados oceanográficos históricos. Era uma tentativa de identificar áreas propícias à pesca da sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis*, na costa sudoeste do Brasil (Weigert 2010).

Dados de temperatura da superfície, profundidade da camada de mistura, anomalias da altura do mar, concentração de clorofila, juntamente com dados de desembarque pesqueiro nos dão informações para modelar regiões de possíveis pesqueiros. Isto foi feito para o Espadarte *Xiphias gladius* para o atlântico. Então, em latitude equatoriais, suas maiores capturas ocorrem em águas de 27 a 28°C, de 0,05 a -0,05 metros, clorofila de 0,1 a 0,2 mg/m³ (Chang et al. 2013). Também se observou que as melhores capturas da Albacora *Thunnus albacares* ocorrem entre 24 e 25°C, no 1º semestre do ano, em águas equatoriais atlânticas (Lan et al. 2011).

MÉTODO DE DEPLEÇÃO

O método de depleção envolve a remoção de indivíduos de um estoque e a mensuração da diminuição resultante da abundância relativa. Isto nos dá a estimativa de biomassa total do estoque. Usualmente é utilizada a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) como índice de

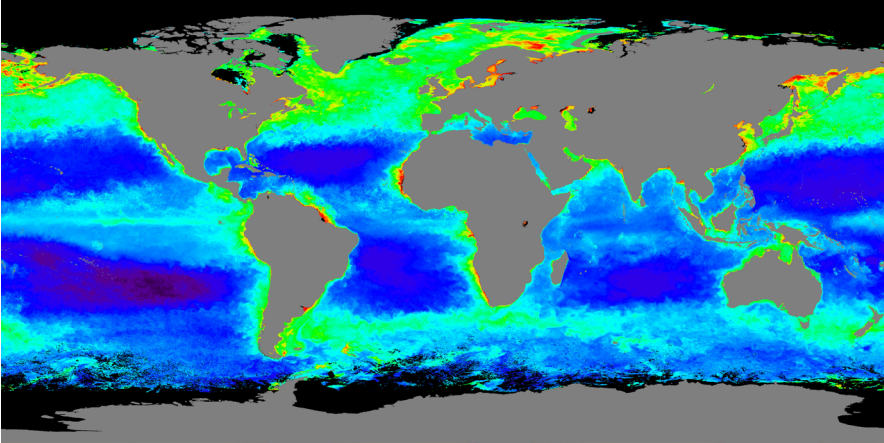


Fig. 5.3 Concentrações de clorofila medidas pelo satélite Wide Sea-of-view Sensor (SeaWiFS) e a Resolução Moderada Espectrorradiômetro de imagem (MODIS) no satélite Aqua da NASA (março-junho de 2006)

abundância. O conceito pode ser ilustrado em um exemplo simples, no qual a CPUE inicial era de 50 peixes/hora. Depois de 3 mil peixes capturados, a CPUE caiu para 30 peixes/hora, isto é 40%. Como a remoção de 3000 peixes causou a queda de 40% da CPUE, é possível estimar que o tamanho do estoque na área era de 7500 peixes.

Apesar do experimento de depleção envolver deliberadamente a sobrepesca, as implicações não são tão drásticas quanto parecem. Frequentemente esses experimentos são conduzidos em subpopulações, ou partes isoladas do estoque, em recifes ou baías. Logo, o estoque como um todo não é ameaçado. Depois, extrapolações são realizadas para o total da área de distribuição do recurso.

Nos estágios iniciais de desenvolvimento de uma pescaria, o intenso, mas curto período de uma pescaria, pode prover uma estimativa da biomassa de estoque virgem, e ser usada para o manejo, podendo evitar a sobrepesca comercial futura. Depois do início de uma pescaria, os números N_t serão o resultado obtido do tamanho do estoque original N_0 menos as capturas acumuladas ΣC_t no tempo t .

$$N_t = N_0 - \Sigma C_t$$

Novos avanços no modelo têm permitido seu uso em populações abertas e taxas de migrações e recrutamentos têm sido incorporadas no modelo (King 1995).

MARCAÇÃO E RECAPTURA

O experimento de marcação e recaptura para estimar o tamanho do estoque é conhecido como método de Petersen. Com a utilização dele, um número conhecido de peixes que foram marcados são devolvidos ao estoque, e a proporção de recaptura de peixes marcados nas capturas subsequentes são usadas para estimar o tamanho do estoque.

Se os animais marcados forem uma amostra representativa da população e forem completamente misturados, a proporção esperada de marcados em uma mostra aleatória da população será: $N_0 = C_i T / R_i$. Onde, N_0 é tamanho da população no momento da marcação; C_i o número total de capturas no momento i ; T é o número de marcados (do inglês *tag*) liberados, e; R_i o número de marcados recuperados no momento i .

O uso desse método é limitado para peixes adultos no ambiente marinho, pois eles geralmente migram ou se espalham por grandes áreas. Contudo, um pequeno intervalo entre a marcação e recaptura reduzirá a possibilidade de adições ou perdas (Polacheck et al. 2010).

A dinâmica do movimento de grandes espécies pelágicas é problemática e marcações eletrônicas oferecem novas oportunidades para resolver alguns desses problemas. As marcações eletrônicas foram desenvolvidas para monitorar o comportamento, principalmente as migrações; porém, técnicas matemáticas permitem estimação de tamanho populacional (Sippel et al. 2015).

MÉTODO DE PRODUÇÃO DE OVOS

A abundância de ovos pode ser usada para estimar a biomassa desovante (Saville 1964). A produção de ovos se calcula a partir de amostras obtidas com uma rede de plâncton, provida de fluxômetro. Essa rede geralmente tem boca estreita e malha suficientemente pequena para evitar a saída de ovos das espécies de interesse e suficientemente grande para que não se acolmate rapidamente pelo plâncton. A velocidade e o tempo de arrasto deverão ser otimizados dependendo das condições oceanográficas.

A produção de ovos e total (P) por um estoque é igual ao produto da biomassa pela fecundidade por unidade de peso das fêmeas (F) e pela

proporção de peso apresentado pelas fêmeas maduras no estoque ($P=BFR$).

Existem três métodos para estimar a biomassa do estoque: método de produção anual de ovos (AEPM), o de produção diária de ovos (DEPM) e o de redução diária de fecundidade (DFRM). A escolha do método irá depender se a espécie-alvo possui desova determinada ou indeterminada.

Desova determinada: quando o número de oócitos totais são recrutados do crescimento primário uma única vez no início da estação reprodutiva. Em desovantes determinados, a fecundidade anual potencial é determinada antes da temporada de desova. Em desovantes indeterminados (onde oócitos são recrutados do estoque de crescimento primário ao longo da estação reprodutiva), a fecundidade anual potencial é determinada depois da desova. E oócitos não vitelogênicos continuam sendo maturados e expelidos durante toda a estação reprodutiva (para maiores detalhes, ler o Capítulo 3).

O **método de produção anual de ovos (AEPM)** se aplica a espécies de fecundidade determinada, com o período de desova curto, como a cavala, o chicharro, a tainha, entre outros. A fecundidade potencial das fêmeas é calculada a partir de uma amostra coletada num cruzeiro no início da temporada de maturação sexual, antes do início da desova.

Dessas amostras são calculados o peso médio e a fecundidade média das fêmeas. A produção dos ovos se estima, realizando cruzeiros desde o início até o final do período de desova. A fecundidade total se obtém, integrando a curva de desova.

O **Método de produção diária de ovos (DEPM)** se aplica a desovantes indeterminados, como as anchoitas e as sardinhas, que desovam várias vezes ao longo de um ciclo reprodutivo anual.

Tanto os dados de fecundidade quanto os de produção de ovos podem ser obtidos no mesmo cruzeiro, quando devem ser calculados a produção média de ovos por metro cúbico, média do peso das fêmeas maduras, fecundidade por desova e fração diária de desova. As estimativas da biomassa de estoque desovante no método diário são efetivamente instantâneas, no momento da amostragem.

O **Método de redução diária de fecundidade (DFRM)** se aplica a desovantes determinados. Com uma ou mais amostras do plâncton e

coleta obrigatória de fêmeas desovantes, para calcular seu peso W_f e a taxa de declínio da fecundidade residual (número de oócitos vitelogênicos).

Lembrando que a estimativa primária de biomassa de uma pesquisa de produção de ovos é a biomassa média das fêmeas maduras que estão presentes no momento da pesquisa. A extensão do método para incluir machos, indivíduos imaturos e indivíduos adultos não reprodutivos naquela estação requer um delineamento apropriado de amostragem desses componentes em relação à biomassa de fêmeas desovantes (Jennings et al. 2001, Armstrong & Witthames 2012).

Por fim, entre a fecundidade intraovariana e o número de ovos no plâncton existem dois processos: a atresia de oócitos (que não completaram desenvolvimento) e a morte de ovos no plâncton. Coeficientes associados a esses processos devem ser calculados. Adicionalmente, a distribuição e a intensidade das amostragens podem ser fontes de erros sistemáticos ou ao acaso.

ANÁLISES DE GENÉTICAS

Nos últimos anos, desde o estudo pioneiro em 2008, a aplicação da análise de DNA ambiental (eDNA, do inglês *environmental ADN*) introduziu um novo paradigma em relação à forma de como pode ser realizados os levantamentos da diversidade aquática, sem observação dos organismos.

O material genético dos organismos é obtido através de uma amostra de água. Como todos os organismos perdem DNA continuamente através dos seus resíduos metabólicos e gametas, o método tem o potencial de identificar comunidades biológicas inteiras, utilizando plataformas de sequenciamento de próxima geração (Next Generation) (Hansen et al. 2018).

Além disso, as concentrações (usando o método de reação em cadeia polimerase quantitativa em tempo real qPCR-real time) mostram correlações positivas com a biomassa e a abundância, podendo tal método ser aplicado para variações de estoques pesqueiros.

Houve uma rápida aceitação da análise do eDNA em muitos campos do monitoramento aquático (diversidade, ocorrência de espécies exóticas, determinação de abundância, monitoramento). Vários estudos

já compararam as análises do eDNA a técnicas de monitoramento tradicionais, incluindo pesca de vara, censos visuais, espinheis e hidroacústica. Os resultados demonstram que o eDNA superou ou se saiu tão bem quanto os métodos tradicionais em relação ao número de espécies. Já para a estimativa de abundância local, devem ser conhecidos processos temporais e espaciais de produção e persistência e transporte do eDNA.

O eDNA não fornece informações quanto à idade, peso, tamanho, maturação sexual, e essas informações são cruciais para avaliações de estoques tradicionais (Hansen et al. 2018).

Outras análises de DNA fornecem o tamanho efetivo do estoque (N_e), que pode ser monitorado ao longo do tempo. No método de rarefação, a partir do número de genótipos únicos observados, a técnica utilizada pode ser análise de microssatélites, que nada mais são do que regiões hipervariáveis do DNA nuclear. Quanto ao método de marcação e recaptura, ao utilizá-lo, tem-se por princípio que toda a população já está marcada, devido à transmissão de genes de pais para filhos.

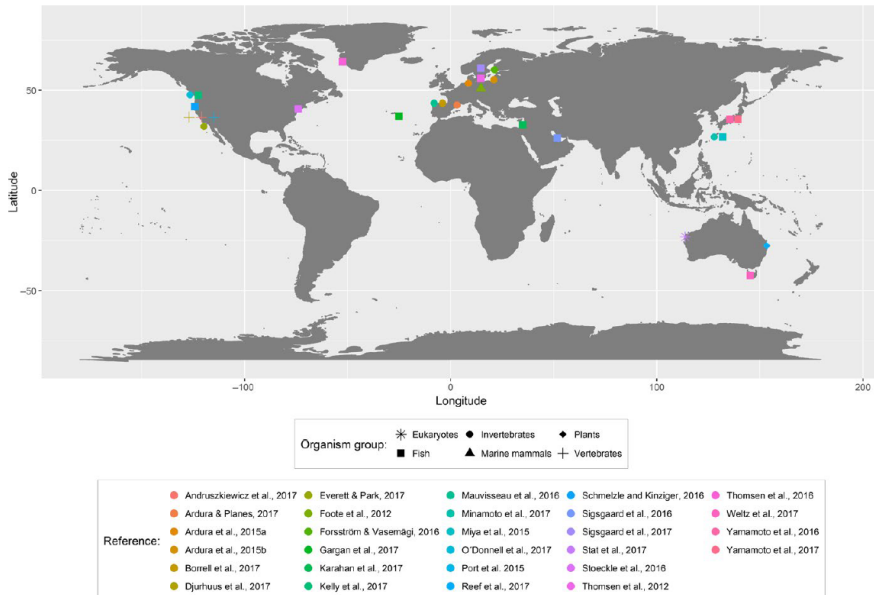


Figura 5.4 Mapa global mostrando os locais onde já foram realizados estudos de eDNA (Hansen et al. 2018).

Grandes avanços vêm sendo realizados para melhorar a compreensão da relação entre as estimativas de tamanho populacional realizadas pelos métodos tradicionais e a estimativa genética de tamanho populacional. Análises computacionais de Coalescência vêm corrigindo as distorções das estimativas que eram causadas pela característica das espécies marinhas de terem alta fecundidade (Grant et al. 2016).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Armstrong, MJ, PR Witthames. 2012. Developments in understanding of fecundity of fish stocks in relation to egg production methods for estimating spawning stock biomass. *Fisher Res.* doi: 10.1016/j.fishres.2010.12.028

Chang, Y-J, C-L Sun, Y Chen, et al. 2013. Modelling the impacts of environmental variation on the habitat suitability of swordfish, *Xiphias gladius*, in the equatorial Atlantic Ocean. – *ICES J Mar Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fss190

Grant, WS, E Árnason, B Eldon. 2016. New DNA coalescent models and old population genetics software. *ICES J Mar Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fsw076

Haimovici, M, CLDB Rossi-Wongtschowski, RA Bernardes, et al. 2008. Prospecção pesqueira de espécies demersais com rede de arrasto de fundo na Região Sudeste-Sul do Brasil. Série documentos Revizee: Score Sul. USP.

Hansen, BK, D Bekkevold, LW Clausen, EE Nielsen. 2018. The sceptical optimist: challenges and perspectives for the application of environmental DNA in marine fisheries. *Fish Fisher.* doi: 10.1111/faf.12286

Jennings, S, MJ Kaiser, JD Reynolds. 2001. *Marine Fisheries Ecology.* Blackwell.

King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management.* Blackwell.

Lan, K-W, M-A Lee, H-J Lu, et al. 2011. Ocean variations associated with fishing conditions for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic Ocean. – *ICES J Mar Sci.* doi: 10.1093/icesjms/fsr045

Olavo, G, PAS Costa, AS Martins. 2005. Prospecção de grandes peixes pelágicos na região central da ZEE brasileira entre o Rio Real-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. 167–202. In: PAS Costa, AS Martins, G Olavo. Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Museu Nacional.

Polacheck, T, JP Eveson, GM Laslett. 2010. Classifying tagging experiments for commercial fisheries into three fundamental types based on design, data requirements and estimable population parameters. *Fish Fisher.* doi: 10.1111/j.1467-2979.2010.00360.x

Sippel, T, JP Eveson, B Galuardi, et al. 2014. Using movement data from electronic tags in fisheries stock assessment: A review of models, technology and experimental design. *Fisher Res.* doi: 10.1016/j.fishres.2014.04.006

Weigert, SC. 2010. Relação entre feições oceanográficas e distribuição de organismos pelágicos acusticamente detectados na costa do Brasil. Tese. FURG.

Capítulo 6

AVALIAÇÃO PESQUEIRA A PARTIR DE DADOS DEPENDENTES DA PESCA

PAUL GERHARD KINAS & ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

INTRODUÇÃO

Para avaliar o status de uma população submetida à pesca, é necessário quantificar o tamanho do estoque para entender a relação ao seu estado virgem anterior à pesca. As formas de estimar o tamanho dos estoques incluem pesquisas por amostragem, marcação e recaptura, métodos de depleção e hidroacústica e análise genética (veja Cap. 5). A pesquisa por amostragem pode ser realizada com cruzeiros oceanográficos de pesquisa ou ser baseada em dados das próprias pescarias e, neste caso, denominadas ‘estatísticas pesqueiras’. Os dados provenientes de cruzeiros são coletados no tempo e no espaço, seguindo protocolos alheios à atividade da pesca e, por isso, são considerados dados independentes da pesca. Em contraste, estatísticas pesqueiras são subproduto da atividade pesqueira em si, fazendo com que dependam fortemente tanto da sazonalidade da pescaria quanto da sua dinâmica espacial e das estratégias de pesca utilizadas pelas frotas pesqueiras.

Vamos abordar neste capítulo: i) Vantagens e desvantagens no uso de estatísticas pesqueiras; ii) Formas de aquisição das estatísticas pesqueiras; iii) Lidando com a CPUE; iv) Método de Beverton & Holt; v) Modelos Lineares Generalizados (GLM); vi) Como escolher variáveis explicativas?; vii) Modelos Lineares Generalizados Mistos e Aditivos (GLMM e GAM); viii) Quando, como e por que CPUEs podem falhar?; ix) Abordagem frequentista ou bayesiana?; x) Software estatístico.

VANTAGENS E DESVANTAGENS NO USO DE ESTATÍSTICAS PESQUEIRAS

Os méritos de utilizar-se estatísticas pesqueiras para aquisição de informações sobre os estoques pesqueiros em contraste com os dados de cruzeiros científicos podem ser discutidos quanto à qualidade, à quantidade e ao custo. Em termos de qualidade, há preocupações tanto com a fidedignidade dos dados coletados quanto com a acurácia das estatísticas pesqueiras. Fidedignidade denota a representatividade interna, refere-se ao grau de concordância entre a informação real e o seu registro. Esta tende a diminuir quando o registro dos dados a bordo da embarcação é delegado a pessoas sem o devido treinamento, tempo ou disposição para isso. Já a acurácia, ou representatividade externa, refere-se ao potencial de generalização dos dados coletados para inferir sobre o estado do estoque pesqueiro de interesse. Em contraste, em dados provenientes de cruzeiros de pesquisa, tanto a fidedignidade quanto a acurácia das informações coletadas tendem a ser maiores. A acurácia é maior, uma vez que a coleta dos dados segue um plano amostral predeterminado que permite expansões estatísticas menos sujeitas a viéses.

Em termos de quantidade de dados, as embarcações de pesquisa são capazes de coletar somente um pequeno número de amostras quando comparadas às estatísticas pesqueiras oriundas de operações comerciais. A variabilidade entre as CPUEs é frequentemente grande, pelo fato de esse índice ser computado a partir de amostras pequenas e especialmente aleatórias (com respeito à distribuição do estoque), cobrindo inclusive áreas de baixíssimas densidades, com o intuito de obter informações mais completas sobre toda a área de distribuição. Os cruzeiros também costumam ter espaçamento temporal longo entre si e ausência de periodicidade fixa, uma vez que dependem de financiamento externo. A conseqüente imprevisibilidade e inconstância na coleta de informações podem dificultar a análise de tendências temporais que são essenciais na avaliação e na gestão de estoques com base em evidências.

Finalmente há os custos de aquisição dos dados. As embarcações de pesquisa geram muitos gastos, necessitando de financiamentos, em geral, muito vultuosos. Em muitos países em desenvolvimento, os custos da manutenção de cruzeiros científicos com embarcações de pesquisa podem se tornar inviáveis por representarem custos superiores ao valor das pescarias a serem monitoradas.

Uma solução possível envolve a combinação das duas formas de dados, sabendo as limitações de cada uma e procurando aproveitar ao máximo toda a informação coletada (King 2007). Por fim, somente as estatísticas dependentes de pesca irão fornecer informações em quantidade e regularidade suficientes para estimar a mortalidade por pesca e o impacto sobre os estoques pesqueiros.

FORMAS DE AQUISIÇÃO DOS DADOS

Em pescarias comerciais, os dados de captura, esforço e área onde a pesca foi realizada podem ser obtidos a partir de mapas de bordo (*logbooks*), amostragens com entrevistas no ponto de desembarque ou pela presença de observadores de bordo.

Mapas de bordo

Em muitas pescarias licenciadas, o preenchimento dos mapas de bordo são obrigação legal para a participação da pesca. Os mapas de bordo, quando bem implementados, são instrumentos baratos e coletam as informações de maneira compreensível, trazendo um grande volume de amostras.

A quantidade de informações solicitadas nos mapas de bordo deve ter um equilíbrio entre o desejo do cientista de obter a maior quantidade de informação possível e o desejo do pescador (em geral, o mestre da embarcação) de não gastar demasiado tempo, preenchendo formulários. Lembrando que, para a pesquisa, ter pouca informação, mas com grande fidedignidade é melhor que muita informação de qualidade suspeita. Geralmente, as informações requeridas são: data, nome do pescador e da embarcação, localização, profundidade da pesca, artes de pesca, composição da captura e esforço de pesca.

Contudo, a qualidade das informações fornecidas pelos pescadores depende da sua compreensão da importância dos dados a serem coletados e do grau de confiança e respeito entre todos os envolvidos com o compromisso da gestão pesqueira sustentável. Pescadores que são envolvidos efetivamente no manejo e que recebem informações sobre o andamento da pesquisa tendem a preencher de maneira mais consciente e, portanto, mais fidedigna, seus mapas de bordo.

Amostragem nos pontos de desembarque

Monitorar os desembarques trazem numerosas vantagens e são complementos importantes aos mapas de bordo. No momento do desembarque, é possível entrevistar armadores e pescadores para se informar sobre eventuais mudanças de estratégia pesqueira, melhorias no petrecho de pesca ou nos equipamentos de localização, potência da embarcação, entre outras. Isto é, avaliar aspectos que podem sinalizar mudanças no poder de pesca. Como veremos mais adiante, isso poderá afetar criticamente a métrica do índice de abundância, CPUE.

No ponto de desembarque, os pesquisadores podem, via autorização, subamostrar as descargas para obter medidas de comprimento e peso e confirmar a identificação dos exemplares. Podem ainda obter amostras de escamas, otólitos, trato digestivo e reprodutor e tecido, podendo subsidiar diferentes estudos de biologia pesqueira (Tab. 6.1).

Dependendo da forma com que o pescado é acondicionado a bordo, diferentes estratégias de amostragem terão que ser realizadas no momento do desembarque. Por exemplo, caso os peixes tenham sido separados por estratos de tamanho, em caixas distintas, o pesquisador deve amostrar peixes de todos os estratos de tamanhos, pesar a caixa amostrada e contar o número de peixes, além de anotar a quantidade das

Tabela 6.1. Exemplos de dados que podem ser adquiridos nos pontos de desembarque

Amostra	Tipos de estudos
Medições	Comprimento total e outros; peso
Escamas, Otólitos	Estudos de crescimento, determinação de idade
Otolitos, espinhos	Estudos de crescimento, determinação de idade, uso do habitat (por química de otólito)
Trato digestivo	Habito alimentar, relações tróficas
Trato reprodutor	Períodos reprodutivos, fecundidade, idade de primeira maturação
Tecido	Material genético para análises populacionais; Análise isotópica para relações tróficas; Análises químicas para contaminantes

caixas em cada estrato. Desse modo, poderá determinar as proporções de peixes por classe de tamanho, capturadas pela pesca. A FAO tem ótimos manuais técnicos, que detalham diferentes aspectos dos procedimentos de amostragem e tratamento dos dados estatísticos coletados por essa abordagem (Stamatopoulus 2002, Cadima et al. 2005)

Não podemos esquecer que, nos desembarques, na grande maioria das vezes, só estão presentes as espécies de interesse comercial uma vez que exemplares das espécies alvos que estejam abaixo do tamanho permitido e outras espécies capturadas acidentalmente são descartados diretamente do convés; são as “capturas silenciosas”. Por isso o mais correto seria falar em “captura [descarregada] por unidade de esforço” ou simplesmente “descarga por unidade de esforço” quando nos referimos à CPUE.

É conhecido que, em algumas pescarias, as capturas silenciosas (ou acessórias) são maiores que as da espécie-alvo, como, por exemplo, no arrasto de camarão. Cerca de 30% de tudo que é capturado mundialmente é descartado e não entra nas estatísticas pesqueiras. Existe um movimento mundial que propõe a obrigatoriedade do desembarque total das capturas, sem que nada seja descartado no mar (*Discard Ban*). Essa medida foi implantada na Europa em 2015 e pretende, dessa forma, estimular as pescarias a utilizarem técnicas e tecnologias mais seletivas, diminuindo o seu impacto sobre espécies da fauna acompanhante e capturas acidentais de todo tipo.

Observadores de bordo

Com a abordagem do manejo ecossistêmico da pesca, a ideia da gestão de estoques unitários enfrenta dificuldades e já não é mais bem aceita. Idealmente é necessário ter informações sobre todas as espécies que estão sendo afetadas pelas capturas, além das suas relações tróficas e com o meio. Nesse ponto, somente amostragens por mapas de bordo e por controle de desembarques já não são mais suficientes e a presença de observadores de bordo ou de novas técnicas para o monitoramento remoto são necessários (Graham et al. 2011).

Programas de observação da pesca com pesquisadores embarcados são atualmente usados em todo o mundo, sendo este o modo mais completo para obter dados precisos e aprofundados da pesca. Mas infelizmente é o método mais caro. No Brasil, atividades de observadores de bordo estão regulamentadas pela Instrução Normativa (IN) 01/2016,

Programa Nacional de Observadores de Bordo (PROBORDO). Essa IN elenca as frotas nas quais a presença do observador de bordo é obrigatória e descreve as suas atribuições e responsabilidades. Entre elas, destacam-se: registrar informações sobre a tecnologia empregada, descrever as rotinas de trabalho, registrar informações sobre áreas captura, esforço de pesca, incluindo as espécies-alvo, incidentais descarte e fauna acompanhante, realizar amostragens biológicas, acompanhar e orientar o preenchimento dos mapas de bordo.

Novas tecnologias

Novas tecnologias vêm sendo implantadas para a redução dos custos de coleta e melhoria da qualidade da informação pesqueira. Desde 2006, as embarcações brasileiras de pesca industrial são rastreadas por satélite “Programa PREPS”. Esse programa fornece dados georreferenciados de deslocamento, o que permite, entre outros, deduzir quando uma embarcação está realizando apenas deslocamento ou quando a embarcação está efetivamente pescando, pela diferença na velocidade da trajetória. Permite ainda identificar situações em que a atividade de pesca ocorre em áreas nas quais essa atividade seja ilegal. Outros avanços são mapas de bordo eletrônicos, que podem ser armazenados ou transmitidos por satélite, e o uso de monitoramento eletrônico, com a instalação de câmera no convés.

Tudo o que foi descrito até aqui se refere à pesca industrial de grande escala. No entanto, um componente importante da pescaria comercial é a pesca artesanal. Embora esta seja considerada de pequena escala, envolvendo embarcações pequenas e operando com poucos tripulantes, sua importância não pode ser ignorada, devido à magnitude de pessoas dependentes dela, principalmente em países menos desenvolvidos. Além da sua importância em termos de segurança alimentar para essas populações, essa pesca atua sobre muitas populações em fases anteriores ao recrutamento para a pesca industrial. Por seu menor valor economicamente, se comparada à pesca industrial, atrelada à informalidade e à maior complexidade para a coleta dos dados, a pesca artesanal, muitas vezes, fica à margem das estatísticas oficiais. Para mitigar isso, há tentativas para desenvolver métodos amostrais específicos que sejam práticos e viáveis economicamente para monitorar tais pescarias (Volstad et al. 2014, Kinas & Wieczynski 2020).

LIDANDO COM CPUE

A atividade pesqueira nos fornece duas informações fundamentais para a avaliação de estoques: a quantidade capturada e o esforço de pesca empregado para realizar a captura. A divisão da captura pelo correspondente esforço define o índice de captura por unidade de esforço (CPUE), que é um indicador de abundância relativa. Ou seja, sob condições adequadas, que examinaremos mais abaixo, pressupõe-se que variações na CPUE reflitam variações equivalentes na biomassa do estoque que está sendo pescado. Afirma-se, então, que CPUE é um *proxy* para a biomassa. Logo, variações observadas na CPUE são interpretadas como indicativos de mudanças na biomassa subjacente.

Porém, como já vimos, os dados da pesca comercial não seguem as premissas de amostragens aleatórias, pois as embarcações atuam em áreas pesqueiras presumidamente de altas densidades, movendo-se para outras áreas menos produtivas, à medida que CPUEs locais se reduzam o suficiente para tornar outras áreas mais atrativas. Com isso, a menos que se disponha também de dados detalhados sobre a dinâmica espacial das operações pesqueiras, os dados de CPUE podem se tornar menos sensíveis a mudanças na abundância do estoque, permanecendo estáveis mesmo com a queda da biomassa. O fenômeno, conhecido por hiperestabilidade, é mais marcante para espécies pelágicas que se agregam em cardumes, como a sardinha e a tainha, por exemplo.

Outra dificuldade com dados de CPUE é que, muitas vezes, mudanças na eficiência do esforço não são reportadas. Por exemplo, supondo que o esforço seja medido em tempo de duração da operação de pesca, então mudanças no petrecho de pesca, em equipamento de localização dos recursos, nas estratégias de captura, na potência das embarcações, isoladamente ou em conjunto, podem fazer com que, num mesmo período de tempo, seja possível um “poder de pesca” maior. Tudo isso tem reflexo na capturabilidade dos recursos e, se mudanças no poder de pesca forem ignoradas, haverá aumento nas CPUEs reportadas, sem que isso signifique aumento na abundância do estoque.

A CPUE pode ser medida de muitas formas: número (ou peso) de peixes capturados por anzol-hora; número de lagostas capturadas por armadilha-dia e captura por tempo de arrasto, para citar algumas. Enquanto o registro das capturas é relativamente fácil (número ou peso

de indivíduos capturados), a quantificação dos esforços é mais complexa e dependente da forma como a pescaria é conduzida e o petrecho de pesca, utilizado. Em muitos casos, o esforço pesqueiro é medido de maneira grosseira. Em geral, é mais fácil saber quantos barcos estão pescando ou quantas viagens foram realizadas num período do que determinar o número de horas gasto em uma pescaria e outras características mais específicas do petrecho de pesca durante a operação. Em linhas gerais, o que se deseja, ao determinar o esforço, é dispor de alguma quantidade que guarde relação inversa com a biomassa. Isto é, quanto maior a biomassa, menor o esforço necessário para capturar a mesma quantidade de pescado.

Conceitualmente, para um instante fixo no tempo, a relação entre captura, esforço e abundância é dada pela equação

$$C[i] = q[i].E[i].B ,$$

onde o subscrito “i” representa a unidade amostral sob a qual efetuamos a medição (pode ser uma operação ou viagem), $C[i]$ denota a captura; $E[i]$, o esforço necessário para efetuar essa captura; B , a biomassa (ou abundância) do estoque sobre a qual o esforço de pesca está sendo exercido, e $q[i]$, o coeficiente de capturabilidade, que indica a eficiência (= poder de pesca) de cada unidade de esforço. O aumento de cada uma das quantidades à direita do sinal de igualdade (mantendo-se as demais quantidades fixas) resultará em aumento nas capturas. Dividindo os dois lados da equação pelo esforço $E[i]$ resulta

$$U[i] = q[i].B ,$$

sendo que a razão entre captura e esforço $U = C/E$ é o índice de abundância denotado por CPUE.

Verifica-se, nessa equação, que o coeficiente de capturabilidade $q[i]$ é a constante de proporcionalidade que conecta o índice de abundância $U[i]$ à biomassa do estoque B . Repare que o valor $q[i]$ é variável entre unidades amostrais. Essa variação pode, por um lado, ter sua causa nos padrões de disponibilidade, vulnerabilidade, recrutamento, migrações e comportamento gregário do estoque. Por outro lado, as variações em $q[i]$

podem estar associadas a mudanças tecnológicas e de estratégias de pesca ou à dinâmica da frota, devido a mudanças de espécie-alvo.

Existem duas escolas de pensamento sobre como lidar com as estatísticas temporais de CPUE frente à variação nos coeficientes de capturabilidade. Uma evita a contabilidade detalhada do coeficiente de capturabilidade, por considerar que as maiores fontes de variação do “q” são essencialmente aleatórias (Gulland 1983), podendo-se presumir que tais variações se nivelam ao longo de uma série temporal longa. Essa abordagem é consistente com o Princípio da Parsimônia, cujo objetivo é modelar os dados em busca de generalizações, por meio da omissão de detalhes desnecessários. No passado, a solução, considerando “q” fixo foi amplamente utilizada pela falta de poder computacional para lidar com modelos mais complexos, somada à dificuldade de adquirir dados suficientemente detalhados, os quais seriam necessários.

Estatísticas pesqueiras em geral permitem determinar a captura total e o esforço total no ano, sem que haja o registro detalhado dos valores de $U[i]$ para cada unidade “i”. Ou seja, se foram efetuadas n operações de pesca ao longo do ano, tem-se:

$$C[\text{total}] = C[1] + \dots + C[n] \quad \text{e} \quad E[\text{total}] = E[1] + \dots + E[n]$$

Supõe-se conhecidos n e os valores globais $C[\text{total}]$ e $E[\text{total}]$. Para efeito dessa exposição, consideremos uma medida simples de esforço, como “dias de mar”. Portanto, pode-se calcular um índice global de CPUE (U_g) daquele ano, dividindo-se um total pelo outro.

$$U_g = C[\text{total}]/E[\text{total}]$$

A partir das equações dadas acima, pode-se mostrar que essa medida global de CPUE é uma média ponderada dos índices $U[i]$ discriminados pelas unidades amostrais “i”.

$$U_g = w[1] U[1] + \dots + w[i] U[i] + \dots + w[n] U[n],$$

sendo $w[i] = E[i]/E[\text{total}]$ a ponderação atribuída a cada $U[i]$. Ou seja, unidades amostrais associadas a maiores esforços terão maiores pesos no cálculo da média geral. Isso significa, por exemplo, que a CPUE

associada a uma viagem de 8 dias terá o dobro do peso no cálculo do U_g do que a CPUE de uma viagem de 4 dias apenas.

Para entender de outra forma o argumento de Gulland, vamos substituir $U[i]$ pelo correspondente valor $q[i].B$, resultando em

$$U_g = (w[1] q[1] + \dots + w[n] q[n]) B = Q . B ,$$

com Q denotando uma média ponderada dos coeficientes de capturabilidade na amostra. Em sendo uma média, espera-se que, em anos subsequentes, seu valor se mantenha aproximadamente estável, mesmo havendo variações do poder de pesca entre diferentes unidades amostrais. Enquanto essa suposição for válida, o uso de U_g , ao longo dos anos, como *proxy* de B é apropriada. Porém, em caso contrário, pode levar a decisões errôneas de gerenciamento e ameaçar a sustentabilidade das espécies e da pesca (Bishop 2006).

Outra escola de pensamento propõe que os modelos devem tentar explicar detalhadamente as variações no coeficiente de capturabilidade “ q ”. Caso contrário, as alterações observadas nas CPUEs que são devidas a mudanças na capturabilidade podem ser incorretamente atribuídas a alterações na biomassa (Bishop 2006).

Vários métodos foram desenvolvidos para a padronização do esforço de captura (Gulland 1956, Beverton & Holt 1957, Robson 1966, Honma 1973). Os métodos citados definem a eficiência de um navio de pesca como sendo o seu “poder de pesca” em relação a um navio de pesca escolhido como padrão hipotético. O método muito utilizado foi desenvolvido por Beverton & Holt (1957). Embora seja um método muito pouco utilizado atualmente, vamos apresentá-lo resumidamente, devido a sua importância histórica. Hoje existem modelos estatísticos sofisticados para modelar as variações na capturabilidade sem a necessidade de padronização de esforço, os quais serão apresentados mais abaixo.

MÉTODO DE BEVERTON & HOLT

Uma definição absoluta do poder de pesca de um navio pode ser obtida apenas em termos da mortalidade por pesca por ele gerada. Este último não pode ser diretamente medido, mas, para fins de padronização

das estatísticas do tempo de pesca, é suficiente ajustá-las de acordo com o nível de pesca relativo dos navios em questão. Isso é definido e pode ser medido na prática como a razão entre as capturas por unidade de tempo de pesca do navio em relação a outro navio considerado como padrão (Maunder & Punt 2004).

$$PPR[i] = (C[i]/E[i]) / (C[s]/E[s]) = U[i]/U[s] ,$$

onde $PPR[i]$ é o Potencial de Pesca Relativo do navio “i”; $C[i]$ a sua captura total durante uma operação de pesca no período (e local) em que o navio padrão “s” (do inglês standard) e o navio “i” estavam na pesca; $C[s]$ a captura total do correspondente do navio padrão durante o período em que ambos os navios estavam na pesca; $E[i]$ o total de dias pescados (ou qualquer medida de esforço de pesca escolhida) pelo navio “i” durante o período em que ambos os navios estavam na pesca e $E[s]$ os dias totais pescados pelo navio padrão durante o período em que ambos navios estavam na pesca.

A taxa de captura padronizada do navio “i” para um conjunto de r operações é transformada em termos do navio padrão como sendo

$$I[i] = (C[1] + \dots + C[r]) / (PPR[i].(E[1] + \dots + E[r]))$$

Embora a abordagem de Beverton & Holt 1957 seja simples de aplicar, ela não lida facilmente com fatores como mês e área. Finalmente, não é fácil determinar a precisão das estimativas padronizadas das taxas de captura, sendo tal informação necessária quando aplicamos métodos de avaliação de estoque (Maunder & Punt 2004).

MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM)

Atualmente este é o método mais comum para padronização dos dados de CPUE. Gavaris (1980) parece ter sido o primeiro a usar uma abordagem de GLM para padronizar dados de C e E, quando estendeu o uso de modelos multiplicativos, assumindo explicitamente erros lognormais. Gavaris aplicou o método de análise de variância (Anova) apenas com variáveis explicativas categóricas. Kimura (1981) estendeu essa abordagem, incluindo tanto variáveis explicativas categóricas quanto

contínuas. A abordagem proposta aqui segue Hilborn & Walters (1992) e foi utilizada nesse formato pela primeira vez em Allen & Punsly (1984).

Modelos lineares LMs (linear models), que incluem regressão linear, análise de variância e de covariância como casos especiais, exigem que a variável resposta tenha distribuição Gaussiana. Em contraste, os modelos lineares generalizados ou simplesmente GLMs (generalized linear models) são extensões de modelos lineares, em que a variável resposta não precisa seguir uma distribuição de Gauss; mas pertence a uma família mais ampla, que inclui a distribuição de Gauss como caso especial, mas incorpora outras distribuições de probabilidade importantes, inclusive distribuições discretas como a Binomial e a Poisson (McCullagh & Nelder 1989). Em GLMs, exige-se apenas uma função de ligação que estabeleça uma relação linear entre o valor esperado da variável resposta com um conjunto de (co-)variáveis explicativas.

Os GLMs são uma ferramenta estatística muito poderosa e versátil que, além dos LMs como casos especiais, inclui modelos log-lineares, regressão logística, regressão probit, regressão de Poisson, entre outros.

Para aplicar um GLM, são necessários: a) escolha da variável resposta; b) seleção de uma distribuição de probabilidade da família exponencial (por exemplo, Gauss, Poisson, Binomial, Gama) que seja adequada para descrevê-la; c) escolha de uma função de ligação apropriada para esta distribuição; d) seleção de um conjunto de variáveis explicativas.

Vamos iniciar com um exemplo simples, em que desejamos determinar os índices de abundância ao longo dos anos, mas precisamos padronizar o poder de pesca de distintas frotas. Ou seja, nosso índice de abundância pode ser escrito conforme segue, para as unidades $i = 1, 2, \dots, n$, com “i” identificando viagens de pesca, por exemplo, e “n” representando o total de viagens realizado no período.

$$U[i] = q[j(i)] \cdot B[t(i)],$$

onde o índice $t(i)$ pertence a $\{t = 1, 2, \dots, T\}$ e se refere aos anos; e $j(i)$ pertencente a $\{j = 1, 2, \dots, G\}$ para identificar a frota. T é o total de anos e G , o total de frotas. Para exemplificar a notação, seja $i=15$ a linha 15 no banco de dados; supondo que esta linha se refere a uma viagem no quarto ano da série e a uma embarcação da segunda frota, então teríamos: $t(15)$

= 4 e $j(15) = 2$; ou seja, $U[15] = q[2].B[4]$. Embora essa notação pareça confusa, ela é necessária para identificar adequadamente os níveis das variáveis categóricas (fatores) que estão associados a cada linha “i” do banco de dados.

Primeiramente transformamos essa estrutura determinística em um modelo estatístico, criando uma parametrização que nos convém para os cálculos e acrescentando um componente aleatório para dar conta de aspectos não controlados e incorporá-los como ruído nos dados, por meio de uma variável aleatória $v[i]$, com distribuição Gaussiana com média zero e desvio padrão ‘Sigma’.

$$U[i] = (q[1] \cdot B[1]) \cdot A[t(i)] \cdot F[j(i)] \cdot \exp(v[i])$$

Fixamos $m[1] = q[1]$. $B[1]$ como valor esperado do índice de abundância para o ano $t = 1$ e para a frota $j = 1$. Para t maior que 1, o termo $A[t]$ denota o multiplicador que define o índice de abundância esperado para o ano “t” enquanto $F[j]$ denota o multiplicador referente à frota “j”. Os valores $A[1]$ e $F[1]$ são definidos iguais a 1.

Para determinar o valor do índice de abundância para a frota 1 no segundo ano ($t = 2$), ou seja $q[1].B[2]$, basta calcularmos $m[1].A[2]$. A eficiência da frota 3 ($j=3$), em comparação à frota 1, é dada pelo multiplicador $F[3]$. Finalmente, a sequência de valores $m[t] = m[1].A[t]$ para $t = 1, 2, \dots, T$ representa os índices de abundância padronizados ao longo dos anos. São esses os valores que interessam à avaliação do estoque, pois representam os proxies para a variação da biomassa ao longo desse período. Repare que os referidos valores são obtidos sem que tenha sido necessário calcular explicitamente os esforços padronizados entre as frotas.

No entanto, os parâmetros envolvidos precisam ser estimados a partir dos dados. Para fazê-lo, precisamos linearizar o modelo acima, aplicando a função logaritmo aos dois lados da equação (utilizamos o logaritmo natural ‘ln’).

$$\ln(U[i]) = \ln(m[1]) + \ln(A[t(i)]) + \ln(F[j(i)]) + v[i]$$

Podemos agora estimar os valores de $m[1]$, $A[t]$ (para $t= 2, \dots, T$) e $F[j]$ (para $j = 1, \dots, G$), utilizando algum software que ajuste modelos GLMs.

Essa estratégia de modelar as CPUEs pode ser estendida para incluir outras variáveis categóricas, como a área de pesca, além de atributos da embarcação que podem afetar o seu poder de pesca e influenciar a capturabilidade. Por exemplo, sua arqueação bruta, a potência do motor e a presença ou ausência de sonar para a prospecção de cardumes. A ampliação para incluir essas variáveis explicativas se dá de modo muito simples.

$$\ln(U[i]) = \ln(m[1]) + \ln(A[t(i)]) + \ln(F[j(i)]) + b_1 \cdot \ln(H[i]) + b_2 \cdot \ln(T[i]) + \ln(S[g(i)]) + v[i],$$

onde $H[i]$ denota a potência do motor (*horsepower*); $T[i]$, a arqueação bruta e $S[g(i)]$ para $[g = 1, 2]$, a variável indicadora da presença de sonar; similarmente a outras variáveis categóricas fixamos $S[1]=1$. Observe que, no caso das variáveis quantitativas (H e T), são estimados os coeficientes b_1 e b_2 , que indicam o efeito que cada unidade da respectiva variável exerce sobre o logaritmo do índice de abundância $\ln(U)$. Ainda, com referência a variáveis quantitativas, repare que o *intercept* $\ln(m[1])$ representa o logaritmo do índice de abundância para uma embarcação com potência de motor e arqueação bruta, ambos (teoricamente) iguais a zero; o que é um tanto estranho para interpretar. Por isso, é recomendável fixar algum valor de referência (pode ser a média ou mediana da frota, por exemplo) e utilizar os valores centralizados $H'[i] = (H[i] - H_s)$ e $T'[i] = (T[i] - T_s)$ no modelo. Com essa pequena modificação, embora os valores de b_1 e b_2 continuem os mesmos, a interpretação de $\ln(m[1])$ fará mais sentido, passando a representar o logaritmo do índice de abundância esperado para uma embarcação referência, cuja potência é igual a H_s e arqueação bruta dada por T_s .

O modelo GLM apresentado acima pressupõe distribuição Gaussiana para a variável resposta $y = \ln(U)$. Na prática, isso significa que estamos efetivamente utilizando um Modelo Linear (LM). No entanto, a vantagem de ver isso apenas como um caso particular de GLM está no potencial de dispor de mais alternativas na escolha da distribuição estatística para a variável resposta (também chamada de modelo de erro). Essa escolha deve levar em consideração a natureza do processo gerador dos dados que estão sendo modelados. Por exemplo, uma distribuição discreta como a de Poisson ou Binomial-negativa pode ser a mais

apropriada se a captura estiver registrada em ‘número de indivíduos’. Nesses casos, no momento da estruturação do GLM, o logaritmo do esforço é incorporado do lado direito da equação na forma de *offset* (isto é, como variável quantitativa cujo coeficiente angular é, a priori, fixado em 1, deixando de ser estimado pelo modelo). Porém, se um grande número de indivíduos for capturado por cada unidade de esforço, uma distribuição contínua pode ser uma boa aproximação e o índice de abundância (U), modelado de modo usual (Mauder & Punt 2004).

Exemplo

Para ilustrar a modelagem de índices de abundância via GLM, simulamos um conjunto de dados dos quais sabíamos a priori qual é a biomassa verdadeira ao longo do tempo. Isso nos permite avaliar empiricamente o desempenho da modelagem e, dessa forma, visualizar informalmente algumas feições complementares das análises.

Fixamos um período total de $T = 6$ anos e trabalhamos com $G = 3$ frotas atuando nessa pescaria. Também dividimos a pescaria espacialmente em $R = 12$ regiões. O banco de dados resultou em $n = 216$ linhas de informação. As frotas se distinguem quanto ao seu poder de pesca e exercem pressão de pesca diferente e variável por região e ao longo dos anos.

Na Figura 6.1a, observa-se a evolução temporal das capturas totais (linha preta contínua) e dos esforços totais necessários para produzi-las (linha preta descontínua). Verifica-se redução de capturas ao longo dos anos, mesmo com o aumento do esforço no período, o que se traduz no índice de abundância global U_g em forte queda (linha verde).

Um sumário desse ajuste efetuado pelas funções *glm* no R (R Core Team 2017) encontra-se na Tabela 6.2. A estimativa do índice de abundância para o ano $t=1$ e para a frota $i=1$ é dada por $m[1] = 6495$ t. Como esse valor é o produto entre o coeficiente de capturabilidade e a biomassa, há “confundimento” entre esses parâmetros, no sentido de ser difícil discerni-los no processo de estimação (*confounding*). Portanto, esse valor funciona apenas como referência para demais anos e frotas. O que importa para entender a dinâmica de biomassa é saber como ele varia de acordo com as variáveis explicativas; particularmente ao longo dos anos.

Os multiplicadores $A[2]$ até $A[6]$ dão conta da variação anual. Por exemplo: estima-se que o índice de abundância no segundo ano seja

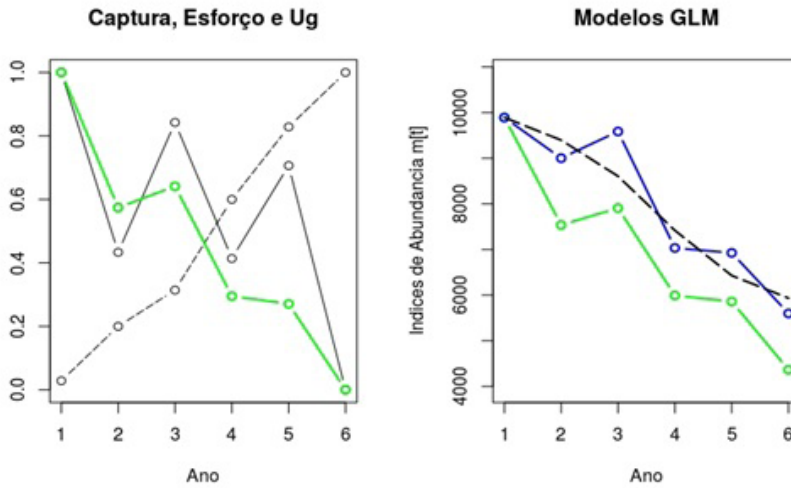


Figura 6.1 (a) Séries de captura total (linha preta contínua) esforço total (linha preta descontinua) e índice global de CPUE, Ug (linha verde) [nota: valores reescalados para o intervalo a escala (0,1)]; (b) Índice global Ug (linha verde), índices de abundância estimados por GLM (linha azul) e biomassa real (linha preta descontinua) [nota: valores reescalados para que iniciem no mesmo valor, no primeiro ano da série]

de 91% do valor referência ($A[2] = 0.91$). Assim, sucessivamente, até o sexto ano, quando o índice é apenas 57% do que foi no início. A queda está representada pela linha azul na Figura 6.1b. O efeito de frota pode ser de interesse para entender a eficiência (poder de pesca) de cada uma delas. Os multiplicadores $F[2]$ e $F[3]$ dão conta disso. Portanto, estima-se que a captura produzida por unidade de esforço da frota $j=2$ é 41% da captura que a frota $j=1$ espera obter com o mesmo esforço. Em contraste, a frota $j=3$ é a mais eficiente de todas, produzindo 33% mais captura que a frota $j=1$ para igual quantidade de esforço. As demais informações da tabela são úteis para avaliar se há vantagens (e quais) em incluir 'local' com variável explicativa adicional e serão analisados mais adiante.

Na Figura 6.1b as séries de abundância relativa Ug (verde) e $A[t]$ (azul) bem como a Biomassa "real" (preto) foram todos reescalados para iniciarem no mesmo valor de referência $m[1]$. Dessa forma, é possível fazer uma comparação visual nas tendências temporais de todas elas. Verifica-se que a série produzida pelo ajuste GLM faz um ajuste mais

próximo do real, quando comparado ao índice global U_g . Esse último, ao considerar a capturabilidade constante, atribui toda a queda na CPUE unicamente à queda de biomassa. Nesse caso, a série U_g mostra uma característica de “hiperdepleção”, ao sugerir queda de biomassa maior que a real. A dinâmica diferencial das frotas entre os locais possivelmente tenha causado uma redução parcial na capturabilidade; algo que U_g não consegue medir mas o GLM conseguiu captar com algum sucesso.

COMO ESCOLHER AS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS?

Essa pergunta integra um tema mais amplo, que trata da construção e da seleção de modelos e necessitaria um capítulo exclusivo para ser apropriadamente desenvolvido. Aqui apenas procuramos dar uma introdução, destacando os aspectos essenciais a serem considerados. Para um excelente tratamento desse importante tema, sugerimos Burnham & Anderson (2002).

Tabela 6.2 Sumário do GLM aplicado ao modelo log-Gaussiano como fatores ‘ano’ e ‘frota’. Significância indica multiplicadores que são significativamente diferentes de 1 (N = não; S = sim). Todos os valores entre parênteses se referem ao GLM, que inclui também o ‘local’ como variável explicativa (modelo completo); as estimativas dos multiplicadores são as mesmas nos dois modelos

Parâmetro	Estimativa	Significância ($p < 0.05$)
m[1]	6495 (9204)	—
A[2]	0.91	N (N)
A[3]	0.97	N (N)
A[4]	0.71	N (S)
A[5]	0.70	N (S)
A[6]	0.57	S (S)
F[2]	0.43	S (S)
F[3]	1.33	N (S)
Sigma	0.8823 (0.5975)	—
R^2 (ajustado)	0.244 (0.654)	—

O primeiro passo neste processo é determinar quais dentre as variáveis explicativas disponíveis no banco de dados poderiam, a priori, afetar o coeficiente de capturabilidade no sentido de contaminarem a série temporal do índice de abundância. No entanto, Burnham & Anderson (2002) advertem que se deve abolir o uso de métodos automatizados de escolha de variáveis para evitar o perigo de uma seleção espúria, incluindo variáveis que se mostrem importantes somente no específico conjunto de dados, fruto das particularidades e eventuais idiosincrasias, que resultaram na seleção ao acaso desses dados. O Princípio da Parcimônia, ao qual já nos reportamos anteriormente, volta à ação aqui.

Variáveis com potencial para funcionarem como explicativas incluem o tipo de arte pesqueira, a hora do dia em que a pescaria ocorre, características de cada embarcação (não só o comprimento, mas informações sobre tecnologias de localização, potência das engrenagens), e fatores ambientais (temperatura superficial do mar, profundidade, salinidade, transparência da água). Outras variáveis rotineiramente consideradas ao padronizar dados de captura e esforço incluem área, mês, captura ou taxa de captura de espécies acessórias e de rejeitos. A inclusão de variáveis explicativas correlacionadas entre si, o chamado problema da colinearidade, também deve ser evitado.

Existem duas categorias gerais de métodos para determinar quais variáveis explicativas devem ser incluídas em uma análise: a) método baseado na teoria de informação, que mede a qualidade do ajuste aos dados e inclui uma penalidade com base no número de parâmetros estimados. Usa todos os dados disponíveis. O critério de informação de Akaike (AIC) é o representante mais conhecido dessa abordagem e; b) métodos que comparam previsões de modelos para as observações. Este usa apenas parte do conjunto de dados para estimar os parâmetros, e a parte restante, para testar as previsões. Técnicas de validação cruzada (*cross-validation*) são a base dessa abordagem (Burnham & Anderson 2002, Mauder & Punt 2004).

Exemplo (continuação)

Voltamos ao nosso exemplo para examinar o efeito da incorporação do ‘local’ (L) com mais uma variável explicativa do GLM. Chamaremos esse GLM de “modelo completo”, para distingui-lo do anterior. Sua formulação é dada por

$$\ln(U[i]) = \ln(m[1]) + \ln(A[t(i)]) + \ln(F[j(i)]) + \ln(L[k(i)]) + v[i] ,$$

onde $k(i)$ identifica o local correspondente à linha “i” com $\{k = 1, 2, \dots, R\}$.

Na Tabela 6.2 estão apresentadas entre parênteses as estimativas que são distintas do modelo completo. O valor de $m[1]$ passa a ser 9204 t. Mas, como este é apenas um valor de referência, a alteração promovida em nada afeta as estimativas de $A[t]$ e de $F[j]$, cujos valores continuam exatamente os mesmos daqueles produzidos no “modelo básico”. Por isso, a linha azul da Figura 6.1b é idêntica para os dois modelos. Portanto, é pertinente questionar a validade da inclusão dessa variável adicional no momento da modelagem.

No modelo básico, toda a variação não explicada por ‘ano’ e ‘frota’ foi incorporada como ruído quantificado pelo seu desvio padrão (Sigma) de 0.8823. A incorporação do ‘local’ possibilitou explicar parte desse ruído, fazendo com que seu desvio padrão se reduzisse substancialmente para 0.5975. Outra possibilidade de comparar os dois modelos é por meio do coeficiente de determinação ajustado (R^2), interpretado como a porcentagem da variação em $\ln(U)$ que o modelo explica. Enquanto o modelo básico explica 24,4% dessa variação, o modelo completo amplia essa explicação para 65,4%. Um aumento considerável. O maior poder de explicação e a redução na variação residual têm como consequência fazer as estimativas do modelo completo serem mais precisas. A significância dos diferentes coeficientes refletem isso claramente; pois, enquanto no modelo básico apenas dois multiplicadores conseguem ser identificados como significativamente distintos de 1, esse número se expande para 5 multiplicadores, no caso do modelo completo. (*Comentário:* os modelos em análise, quando em escala logarítmica, são modelos Gaussiano linear podem ser ajustados também utilizando a função \ln no R. A preferência por uma ou outra função, neste caso, depende apenas da forma como desejamos dispor dos sumários do ajuste. Utilizamos \ln para obter os valores reportados de Sigma e de R^2).

Finalmente, no modelo completo, também existe informação sobre os multiplicadores dos locais, identificando regiões com densidades maiores ou menores do que a região de referência $k=1$. A título de ilustração, incluímos os multiplicadores que foram significativamente diferentes de 1. São eles: $L[4] = 1.63$, $L[5] = 0.62$, $L[10] = 0.38$. $L[11]$

= 0.20 e $L[12] = 0.22$. Deixamos aos leitores a interpretação desses multiplicadores para identificar regiões de maiores e menores densidades.

MODELOS LINEARES GENERALIZADOS MISTOS (GLMM) E ADITIVOS (GAM)

Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs, *generalized linear mixed models*) fazem parte da família de Modelos Hierárquicos. Consistem na extensão dos GLMs, permitindo que as variáveis explicativas, em vez de serem fixas, sejam variáveis aleatórias com distribuição Gaussiana. Isso é útil quando o banco de dados está estruturado de modo que existam diversos níveis (hierárquicos) de variação. Por exemplo: pode ser necessário distinguir variações das operações dentro de uma embarcação das variações entre embarcações da mesma frota e, por sua vez, da variação entre frotas ou entre áreas de pesca. Efeitos aleatórios são introduzidos para lidar com isso, tornando o conjunto das variáveis explicativas um misto entre valores fixos e aleatórios.

O uso de GLMMs é conceitualmente mais complexo e, a melhor forma de ajustar tais modelos é utilizando uma abordagem Bayesiana (Kinas & Andrade 2020). Uma boa introdução a esses modelos na sua versão LMM (*linear mixed model*) encontra-se em Korner-Nievergelt et al. (2015).

Os Modelos Aditivos Generalizados (GAMs, *generalized additive models*) (Wood 2017) também são extensões do GLMs, porém em outra direção. Toda variável explicativa e quantitativa 'x' é modelada em um GLM, por meio de uma relação linear simples ($a + b \cdot x$) ou por um polinômio de ordem p ($a + b \cdot x + c \cdot x^2 + \dots + h \cdot x^p$). Se houver interesse ou necessidade para modelar o efeito de 'x' de forma ainda mais flexível, pode-se usar curvas suavizadas (p. ex. *smoothing splines*). Isso fornece aos GAMs um aspecto parcialmente não-paramétrico.

A abordagem GAM foi utilizada para modelar a taxa de captura do espadarte *Xiphias gladius* e do tubarão-azul *Prionace glauca* no Pacífico norte, e foram encontradas relações não lineares entre, por exemplo, a taxa de captura e a profundidade (Bigelow et al. 1999).

A escolha entre todos esses métodos deve basear-se numa avaliação da quantidade e qualidade dos dados disponíveis, das premissas

subjacentes dos modelos e no uso de testes de diagnósticos estatísticos apropriados. A compreensão da pesca que está sendo modelada também pode fornecer informações importantes sobre qual método deve ser usado e quais modelos que merecem ser avaliados. Por exemplo, muitos sistemas de pesca são inerentemente não lineares, e métodos que podem lidar com relacionamentos não lineares entre as taxas de captura e as variáveis potenciais, que capturam mudanças ao longo do tempo e no espaço da capturabilidade, podem ser mais apropriados. Muitas vezes polinômios de segunda ou terceira ordem em GLMs são suficientes para isso. O uso de GAMs, por outro lado, demanda uma grande quantidade de dados, o que pode ser um fator limitante em muitas pescarias.

QUANDO, COMO E POR QUE A CPUE PODE FALHAR?

Como as CPUEs estimam apenas o produto $q \cdot B$, existe o problema estatístico da incapacidade de discernimento, do “confundimento”, das estimativas. Por exemplo, valores crescentes de q compensados por redução equivalente em B resultam em estimativa constante do produto e que se reflete em CPUE estável. Além disso, muitas vezes as CPUEs variam muito, enfraquecendo o sinal indicativo de alteração de abundância. Isso ocorre particularmente em pescarias de espécies que se agregam. Por outro lado, em pescarias já bem estabelecidas, novas artes de pesca, mudanças na potência da embarcação, na forma de localizar os peixes ou mesmo na legislação estão em constante evolução e podem afetar substancialmente o poder de pesca das embarcações. Nesses casos, por conta do “confundimento” referido acima, as CPUEs podem dar uma falsa impressão sobre o que de fato está ocorrendo com a biomassa do estoque.

O ajuste de um GLM que seja bem-sucedido em extrair índices de abundância cujas tendências temporais sejam compatíveis com a variação da biomassa da população pressupõe que as variáveis explicativas utilizadas sejam suficientes para remover (ou explicar) a maior parte da variação nos dados que não é atribuível a alterações na abundância. No entanto, mesmo que isso seja o caso, não há garantia de que o índice de abundância resultante seja linearmente proporcional à abundância. A linearidade que torna a CPUE um proxy representativo de abundância pressupõe

espécies de grande mobilidade, bem misturadas e homoganeamente distribuídas. Quanto mais as características de um estoque se afastam dessas premissas, menos confiável será o uso da CPUE com tal propósito.

Cooke & Beddington (1984) e Cooke (1985) descreveram vários cenários em que é improvável que a taxa de captura esteja linearmente relacionada à abundância. Cooke & Beddington (1984) destacaram a possibilidade de que as taxas de captura podem diminuir mais lentamente do que a abundância (“hiperestabilidade”). Com base em uma metanálise de 297 séries de dados da CPUE e na extensão do trabalho de Dunn et al. (2000), Harley et al. (2001) encontraram fortes evidências de que o CPUE era hiperestável (ou seja, o CPUE permanece alto enquanto a abundância diminui). No entanto, o problema oposto (“hiperdepleção”) também pode ocorrer, conforme foi visto no exemplo desse capítulo (ver também Prince & Hilborn 1998).

Finalmente, o objetivo da padronização usando LM, LMM, GLM, GLMM ou GAM é remover a maior parte da variação nos dados que não é atribuída a alterações na abundância. No entanto, a fração da variação de CPUE explicada por um desses modelos pode, ainda assim, ser decepcionantemente baixa em alguns casos (Maunder & Punt 2004). Porém, na grande maioria das vezes, a CPUE é a única estatística pesqueira disponível em quantidade suficiente para viabilizar a análise temporal da população de peixe. Por isso, apesar das limitações aqui relatadas, é uma das ferramentas analíticas mais poderosas disponíveis aos cientistas pesqueiros.

ABORDAGEM FREQUENTISTA OU BAYESIANA?

Vimos que os parâmetros associados aos modelos estatísticos apresentados neste capítulo precisam ser estimados a partir de dados coletados na pesca. O processo, denominado genericamente de inferência estatística, pode ser feito por meio de duas abordagens distintas: a tradicional, conhecida por “frequentista”, utilizamos no exemplo ilustrativo apresentado até aqui. A outra abordagem, denominada “bayesiana”, é historicamente mais recente, porém vem experimentando um rápido crescimento nas aplicações em ecologia e, particularmente, na pesca, devido a várias feições que a diferenciam, com vantagens sobre

a abordagem “frequentista” (McCarthy 2007). Um curso introdutório à teoria estatística envolvida encontra-se em Kinas & Andrade (2020).

Em sua essência, a abordagem bayesiana destaca-se por quatro feições muito úteis na prática: (1) calcula probabilidades de múltiplas hipóteses científicas e efetua as comparações diretamente; (2) facilita integração de informações para efetuar meta-análises; (3) equaciona explicitamente o princípio precautório em seu processo de análise decisória; e (4) produz soluções exatas para modelos GLMM.

Especificamente em termos de inferência, a distinção fundamental em relação à abordagem “frequentista” é a estimativa dos parâmetros na forma de distribuições de probabilidade, denominadas de **distribuições posteriores**. Em análise bayesiana, essas distribuições quantificam as incertezas associadas aos possíveis valores dos parâmetros. Pode-se identificar, a partir delas, a faixa de valores mais plausíveis, a probabilidade de que o parâmetro exceda determinado valor-referência, entre outros. Para ilustrar algumas das feições que a abordagem bayesiana traz ao processo de inferência estatística, o GLM exemplificado acima foi também analisado pelo enfoque bayesiano, e alguns dos resultados apresentados na Figura 6.2.

No painel esquerdo da Figura 6.2 encontram-se as estimativas dos multiplicadores para efeitos de Ano (vermelho), Frota (azul) e Local (verde). Os pontos denotam as médias das distribuições posteriores e são as estimativas, muito semelhantes àquelas obtidas na abordagem “frequentista”, e mostrados para Ano e Frota na Tabela 6.1. Mas aqui estão incluídos também os multiplicadores estimados por região. As linhas verticais que acompanham cada estimativa indicam intervalos com as 95% estimativas mais prováveis. Esses intervalos são denotados por “intervalos de máximas densidades” (HDI da sigla em inglês para *highest densities interval*) de 95%. Embora guardem alguma semelhança aparente com intervalos de confiança frequentistas, conceitualmente, eles são completamente distintos destes que quantificam a margem de erro do estimador.

Basta avaliar esses intervalos HDI para identificar multiplicadores que se distinguem de forma estatisticamente relevante de 1 (que indica

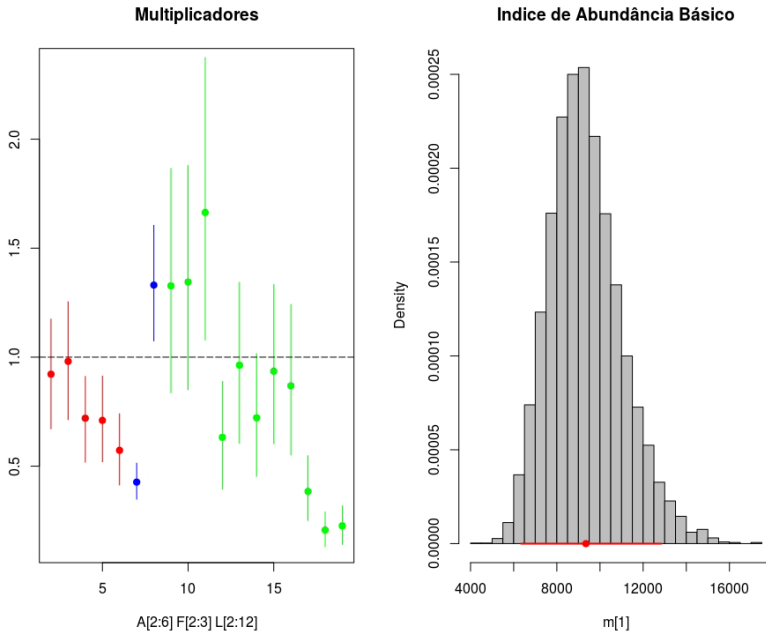


Figura 6.2 (a) estimativas e intervalos das 95% maiores densidade posteriores (HDI-95) para os multiplicadores para Anos (vermelho), Frotas (Azul) e Locais (verde); (b) distribuição posterior para $m[1]$ com médio posterior (ponto vermelho) e intervalo HDI-95 (linha vermelha horizontal)

ausência de efeito). A tendência da série de efeitos para Anos é idêntica àquela apresentada na Figura 6.1, com a diferença que vem acompanhada dos seus intervalos HDI, os quais permitem avaliar que, para os anos $t = 4, 5$ e 6 , os valores estão significativamente abaixo do ano de referência, ou seja, $t = 1$. Os multiplicadores para as Frotas (em azul) permitem identificar a Frota 2 como menos eficiente do que a frota de referência, e a Frota 3, mais eficiente. Por fim, com referência aos Locais (em verde), identificam-se Local 4 acima e Locais 5, 10, 11 e 12 com CPUE abaixo do Local 1 de referência.

No painel direito da Figura 6.2, está a estimativa do valor de referência $m[1]$. Assim como os multiplicadores, também aqui a estimativa se apresenta na forma de uma distribuição de probabilidade; neste caso, expressa com mais detalhamento em forma de um histograma. Sobre a linha horizontal, apresenta-se, em vermelho, o correspondente intervalo HDI de 95% para $m[1]$.

SOFTWARE ESTATÍSTICO

Inicialmente é preciso alertar que neste texto o foco foi dirigido à apresentação de técnicas e métodos para tratar dados provenientes das estatísticas pesqueiras; particularmente, as informações de CPUE. O uso de GLMs ou suas variantes necessita de um estudo específico, que não foi apresentado aqui. É imprescindível um estudo mais aprofundado dos conceitos e métodos estatísticos envolvidos, antes de utilizar essas ferramentas com todas as potencialidades.

Para ajustar os modelos GLM e suas variantes, o software mais apropriado é o R (R Core Team 2017). Nele, existem pacotes e funções específicas para fazer as inferências bem como as análises diagnósticas e predições. Na abordagem Bayesiana, as linguagens BUGS (associadas ao software JAGS, que se acopla ao R) e STAN auxiliam a efetuar as análises. Para o exemplo apresentado aqui, utilizou-se o JAGS e o pacote jagsUI do R.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, R, R Punsly. 1984. Catch rates as indices of abundance in yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Am Trop Tuna Comm Bull 18(4): 301–379.
- Beverton, RJH, SJ Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish Invest Minist Agric Fish Food.
- Bigelow, KA, CH Boggs, X He. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. Fish Oceanogr 8: 178–198.
- Bishop, J. 2006. Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. Rev Fish Biol Fisher. doi: 10.1007/s11160-006-0004-9
- Burnham, KP, DR Anderson. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical informatio-theoretic approach. Springer.
- Cadima, EL, AM Caramelo, M Afonso-Dias, PC Barros, M Tandstad, JI Leiva-Moreno. 2005. Sampling methods applied to fisheries science: a manual. FAO Fisher Tech Paper.
- Cooke, JG. 1985. On the relationships between catch per unit effort and whale abundance. Rep Int Whal Comm 35: 511–519.

- Cooke, JG, JR Beddington. 1984. The relationship between catch rates and abundance in fisheries. *IMA J Math Appl Med Biol* 1: 291–405.
- Dunn, A, SJ Harley, IJ Doonan, B Bull. 2000. Calculation and interpretation of catch-per-unit-effort (CPUE) indices. *NZ Fisheries Association Report*.
- Gavaris, S. 1980. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 2272–2275.
- Graham, N, R Grainger, WA Karp, DN MacLennan, et al. 2011. An introduction to the proceedings and a synthesis of the 2010 ICES Symposium on Fishery-Dependent Information. *ICES J Mar Sci*. doi:10.1093/icesjms/fsr136
- Gulland, JA. 1956. On the fishing effort in English demersal trawl fisheries. *Invest Minst Agric Fish Food UK* 20: 1–41.
- Gulland, JA. 1983. *Fish stock assessment: a manual of basic methods*. FAO.
- Harley, SJ, RA Myers, A Dunn. 2001. Is catch-per-unit effort proportional to abundance? *Can J Fish Aquat Sci* 58: 1760–1772.
- Hilborn, R, CW Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: choice, dynamics & uncertainty*. Chapman & Hall.
- Honma, M. 1973. Estimation of overall effective fishing intensity of tuna longline fishery. *Bull Far Seas Fish Res Lab* 10: 63–85.
- Kimura, DK. 1981 Standardized measures of relative abundance based on modelling $\log(c.p.u.e.)^2$ and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*). *J Cons Int Explor Mer* 39: 211-218.
- Kinas, PG, HA Andrade. 2020. Introdução à análise Bayesiana (com R). Consultor Editorial.
- Kinas, PG, JC Wiczyński. 2020. Posterior de Polya no monitoramento amostral de pescarias. *Rev Bras Biom* 38(2): 207–225.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- Korner-Nievergelt, F, T Roth, S von Felten, J Guélat, B Almasi, P Korner-Nievergelt. 2015. *Bayesian data analysis in ecology using Linear Models with R, BUGS and Stan*. Elsevier.
- Maunder, MN, AE Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisher Res*. doi: 10.1016/j.fishres.2004.08.002
- McCarthy, MA. 2007. *Bayesian methods for ecology*. Cambridge University Press.
- McCullagh, P, JA Nelder. 1989. *Generalized linear models*. Chapman & Hall.

Prince, JD, R Hilborn, 1998. Concentration profiles and invertebrate fisheries management, 187–196. In: GS Jamieson, A Campbell. Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. Can Spec Publ Fish Aquat Sci.

R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Robson, DS. 1966. Estimation of the relative fishing power of individual ships. ICNAF Res Bull 3: 5–14.

Stamatopoulos, C. 2005. Sample-based fishery surveys: a technical handbook. FAO Fisheries technical Paper.

Volstad, JH, PS Afonso, AP Baloi, N Premegi, J Meisjord, M Cardinale. 2014. Probability-bases survey to monitor catch and effort in coastal small-scale fisheries. Fisher Res 151: 39–46.

Wood, SN. 2017. Generalized Linear Models: an introduction with R. Chapman & Hall.

Capítulo 7

MODELOS DE DINÂMICA POPULACIONAL APLICADOS À AVALIAÇÃO PESQUEIRA

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

O intuito final dos pesquisadores pesqueiros é prover conselhos aos tomadores de decisões sobre estratégias de manejo, os quais devem incluir previsões sobre a reação do estoque a variados níveis de esforço pesqueiro.

HISTÓRICO

Os primeiros esforços reais de modelagem da dinâmica populacional de espécies sujeitas à pesca ocorreram no período de 1900 a 1920, com os trabalhos de Baranov e a formação do Conselho Internacional de Exploração do Mar.

O estabelecimento da ciência pesqueira, por sua vez, se deu nas décadas de 1920 a 1960, com o surgimento dos Modelos de Produção, Modelos Multi-espécie, Dinâmica de Estrutura de Tamanhos e Idades. Durante esse período, a maior parte dos trabalhos foi determinística e matemática.

Entre 1960 e 1980 houve grandes avanços nos Modelos Estruturados por Idade, Modelos de Excedente de Produção, Modelos Bio-Econômicos e Modelos de Controle Gerencial.

O período de 1980 a 2000 pode ser considerado como “os anos de ouro da dinâmica pesqueira”. A interação entre a matemática e a estatística ocorreu quando técnicas de probabilidade e mínimos quadrados foram formalmente combinadas com modelos. Um grande avanço ocorreu na

década de 90, com o desenvolvimento do Método Bayesiano e Análises de Séries Temporais que permitiram a explicitação de incertezas (Quinn II 2003).

Abordarei aqui os principais modelos de avaliação de estoque e seus requerimentos de dados. Eles estão divididos em: Modelos de Excedente de Produção, Modelos Estruturados por Idade, Modelos baseados em Marcação e Recaptura, Modelo de Simulação, Análises Integradas e um tópico final, confrontando riscos e incertezas.

MODELOS DE EXCEDENTE DE PRODUÇÃO

São baseados na premissa de que os estoques pesqueiros produzem um excesso, ou excedente de abundância, que pode ser pescado. Os Modelos de Excedente de Produção são usados para encontrar a mais alta taxa de mortalidade por pesca, que pode ser compensada por um aumento do crescimento populacional, normalmente medidos como mudanças na biomassa por unidade de tempo. Eles são um bom ponto de partida porque trabalham com fatores de denso-dependência.

$$F(B) = r[(1 - B/B_{\infty})]$$

$$B_{t+1} = B_t + \text{Produção de excedente} - C_t$$

MÉTODO DE EQUILÍBRIO

Estima o Máximo Rendimento Sustentável (*Maximum Sustainable Yield* - MSY) e o nível de esforço necessário para alcançá-lo. A ideia básica é que a captura (C) e o esforço (E) de cada ano representam uma situação de equilíbrio, na qual a captura é igual a produção de excedentes. Logo, ele requer uma série temporal de dados de esforço e captura.

Esse método supõe que as taxas de captura históricas estejam em equilíbrio com a população. Tal suposição é perigosa, porque mudanças temporais nas **Capturas Por Unidade Esforço** (CPUEs) raramente são reflexo único das respostas denso-dependentes de uma população. Em vez disso, as CPUEs refletem as reduções em curso do estoque, já que o esforço aumenta ano a ano (para mais detalhes sobre CPUE, ver Cap. 6).

O Modelo de Schaefer (1954) assume que o crescimento da população, ou estoque, aumenta com o tempo, de uma maneira logística,

baseado na denso-dependência. Nessa curva, simétrica no ponto de inflexão, a biomassa aumenta rapidamente onde o estoque está na metade da biomassa máxima, sugerindo que, se o estoque foi explorado, a produção de excedentes e o rendimento serão maximizados quando o estoque for reduzido a 50% do valor da biomassa do estoque virgem (B_{∞}).

O Modelo de Fox (1970) usa uma curva de crescimento assimétrica, onde a CPUE diminui na curva com aumento do esforço de pesca, ao invés da linha reta assumida no Modelo de Schaefer. O Modelo de Pella & Tomlinson (1969) adiciona outro parâmetro, o que permite que a curva de crescimento de biomassa possa ser desviada para direita ou para esquerda.

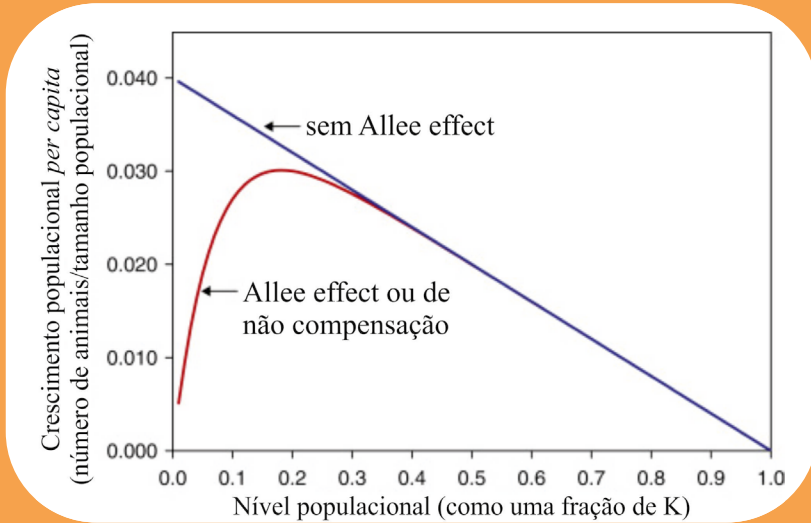
Todos esses Modelos de Excedente de Produção em situação de equilíbrio têm sido amplamente usados no manejo das pescarias. Principalmente porque são baseados somente em dados de capturas e esforço, os quais são relativamente fáceis de serem obtidos. A principal desvantagem em assumir o “estado de equilíbrio” é acreditar que o estoque está em balanço estável com a pressão de pesca e que os indivíduos removidos do estoque estão sendo repostos. O modelo ignora os processos biológicos (crescimento, recrutamento e mortalidade) que afetam a biomassa do estoque.

Nos Modelos de Produção, a taxa de crescimento é sempre positiva. A reação do estoque, de estar sempre crescendo quando a biomassa declina, se refere ao estado de compensação, o que não é verdade para todas as populações que estão sofrendo altos níveis de esforço pesqueiro. Muitas espécies marinhas necessitam de uma densidade mínima para realizarem a reprodução com sucesso, o chamado *Allee Effect* (Box 7.1).

Mesmo com esses fatores desfavoráveis, os Modelos de Produção de Excedente se mantêm como melhor forma de demonstrar – e enfatizar – que os recursos naturais não são infinitos e que toda pescaria tem algum nível de esforço que não pode ser ultrapassado. Tais modelos também são úteis para calcular os custos e retornos associados às pescarias, introduzindo outro objetivo do manejo: o Máximo Rendimento Econômico, o qual é geralmente atingido em níveis mais baixos que o Máximo Rendimento Sustentável (King 1995).

BOX 7.1

O efeito Allee (*Allee Effect*) descreve uma situação na qual a taxa de crescimento *per capita* diminui abaixo de níveis populacionais. Na figura, a linha azul mostra uma população na qual a taxa de crescimento *per capita* aumenta conforme a biomassa diminui. Em outras palavras, o modelo mostra o aumento compensatório na taxa de crescimento *per capita*, que permite que a população se recupere.



A linha curva vermelha ilustra o *Allee Effect* ou de não compensação, na qual há diminuição do crescimento *per capita* em níveis de baixa biomassa. O *Allee Effect* é uma situação em que a reprodução ou a sobrevivência são reduzidas em densidades populacionais baixa. Isso pode ocorrer se indivíduos em baixas densidades sofrerem com redução na capacidade de encontrar parceiros reprodutivos, resistir à predação ou sofrerem com flutuações ambientais.

Como a fertilização é externa na maioria das espécies aquáticas, com poucos indivíduos se reduz o encontro dos espermatozoides com os ovos. Isso é particularmente crítico em espécies de baixa mobilidade, como em abalones e ouriços-do-mar. Em espécies que se acardumam, a defesa contra predadores pode ser menos efetiva, quando o tamanho do cardume estiver reduzido. Todas as populações de animais ou plantas levadas a pequenas densidades são mais suscetíveis a eventos catastróficos. Em um forte *Allee Effect* existe um tamanho de biomassa crítico, abaixo do qual a população não pode declinar, se não a extinção será inevitável (King 1995).

O fato de assumir o equilíbrio e aplicar o esforço do máximo rendimento sustentável já causou o colapso de algumas pescarias. A mais famosa foi o colapso da anchoita do Peru *Engraulis rigens*, ocorrido porque a espécie não responde bem a modelos denso-dependentes, e fatores de estocásticos atuam nas flutuações da biomassa do estoque.

MÉTODOS DE NÃO EQUILÍBRIO

Estes podem ser divididos em: métodos que levam em conta os erros e métodos de observação dos erros. O primeiro supõe que os dados de captura esforço tenham sido medidos sem erros, e todos os erros são atribuídos às interações funcionais entre a taxa de crescimento populacional (r) e o tamanho da população (B). O método de observação dos erros assume que a relação da produção de excedente é correta e que todos os erros ocorrem na relação entre o verdadeiro tamanho de estoque e o índice utilizado para medi-lo (Pella & Tomlinson 1969).

MODELOS ESTRUTURADOS POR IDADE

Estes consideram os efeitos do crescimento, do recrutamento e da mortalidade num estoque composto por várias diferentes coortes ou classes de idades.

ANÁLISE DE POPULAÇÕES VIRTUAIS (VPA) (GULLAND 1965)

Usa dados da captura comercial para calcular o tamanho do estoque e as taxas de mortalidade, baseado em coortes de idade. Se soubermos quantos peixes de uma coorte são capturados por ano, teremos uma estimativa de quantos estavam vivos no ano anterior. Pode-se, então, trabalhar de forma regressiva, ano por ano, derivando estimativas anuais do número de sobreviventes.

A VPA não indica por si só quantos indivíduos podem ser capturados para atender a um determinado objetivo: de fato, ela explica o passado. É possível prever as consequências de mudanças com base em outros métodos, como, por exemplo, o cálculo de rendimento por recruta e o modelo de Thompson Bell.

MODELO DE RENDIMENTO POR RECRUTA

O modelo clássico de Beverton & Holt (1957), Modelo de Rendimento por Recruta tem sido comumente usado para estimar o nível de pesca e a idade média requerida para maximizar o rendimento por recruta.

O modelo avalia as vantagens de capturar um grande número de peixes pequenos ou de capturar um número menor de peixes maiores, mais tardiamente na história de vida deles.

A sobrepesca de crescimento ocorre quando pequenos indivíduos são capturados antes de atingirem o tamanho no qual a biomassa do estoque é maximizada. Nesse modelo, os rendimentos estimados são relativos, isto é, eles estão relacionados ao número de recrutas, e isso geralmente não é conhecido. O rendimento é comumente expresso como gramas por recruta. O modelo considera a idade de primeira captura (t_c), a mortalidade e o rendimento por crescimento; o peso (W_t) é descrito pela curva de von Bertalanffy (1938).

O modelo assume um estado estável no qual a estrutura de idade é a mesma, ano após ano, e a mortalidade natural e por pesca são constantes desde a idade etc. Em um ponto de vista prático, o modelo funciona melhor quando aplicado em espécies com baixas taxas de mortalidade natural ($M < 0,6$), em que o tamanho populacional responda mais a fatores de denso-dependência do que a fatores estocásticos.

MODELO DE THOMPSON E BELL

Permite avaliar os efeitos que diferentes medidas de regulação, como mudanças no tamanho da malha, diminuição ou aumento do esforço e períodos de defeso, terão sobre a captura, a biomassa e o valor da captura.

Os modelos do tipo Thompson e Bell tiveram pouco êxito até o avanço dos computadores, devido à quantidade de dados necessários e de cálculos envolvidos. Os dados requeridos são: pesos por idade, mortalidade natural por idade e mortalidade por pesca das diferentes artes ou frotas. Quando os dados necessários estão disponíveis, esse modelo é uma ferramenta importante na formulação de previsões e para servir de base às decisões na gestão das pescarias.

MARCAÇÃO E RECAPTURA

O experimento de Marcação e Recaptura para estimar o tamanho do estoque são conhecidos como Método de Petersen. Com esse método, um número conhecido de peixes que foram marcados são devolvidos ao estoque, e a proporção em que são recapturados é usada para estimar o tamanho do estoque.

Se os animais marcados forem uma amostra representativa da população e forem completamente misturados, a proporção esperada de marcados em uma amostra aleatória da população será:

$$N_0 = C_i T / R_i,$$

onde N_0 é tamanho da população no momento da marcação, C_i o número total de capturas no momento i , T o número de marcados (do inglês *tag*) e liberados e R_i o número de marcados recuperados no momento i .

O uso desse método é limitado para peixes adultos no ambiente marinho, pois eles geralmente migram ou se espalham por grandes áreas. Contudo, um pequeno intervalo entre a marcação e recaptura reduzirá a possibilidade de adições ou perdas (Polachek et al. 2010).

A dinâmica do movimento de grandes espécies pelágicas é problemática, e marcações eletrônicas oferecem novas oportunidades para resolver algum dos problemas citados. As marcações eletrônicas foram desenvolvidas para monitorar o comportamento, principalmente as migrações; porém, técnicas matemáticas permitem estimação do tamanho populacional (Sippel et al. 2015).

MODELOS DE SIMULAÇÃO: ABORDAGEM ECOSISTEMA

Um modelo de simulação de pescarias consiste em uma simples representação de como um sistema complexo se comporta em várias circunstâncias. O modelo pode ser elaborado para incluir estrutura de idade, considerações econômicas e ecossistêmicas.

Os modelos podem ser tanto determinísticos quanto estocásticos. Em um modelo determinístico, os parâmetros e as relações entre eles são constantes. Nesse caso, o modelo irá sempre dar o mesmo resultado para um certo pacote de dados.

Em modelos estocásticos, um ou mais parâmetros de entrada podem variar de maneira aleatória enquanto o modelo roda. Parâmetros estocásticos podem variar dentro de um limite médio previsível, ou poderá ser tomado aleatoriamente dentro de uma distribuição normal dos valores previstos.

O modelo mais satisfatório será um que explique os dados observados e que tenha o significado biológico. A necessidade de uma abordagem ecossistêmica para o manejo das pescarias tem encorajado o desenvolvimento de Modelos Ecossistêmicos que incluam interações entre as espécies e o ecossistema, incluindo o homem.

O Ecopath (programa de acesso livre) cria um balanço de massa dos recursos no ecossistema e suas interações, representado por relações tróficas. Já o EcoSim prevê simulações do futuro, baseadas na estrutura do ecossistema, modeladas no Ecopath. Por fazer múltiplas simulações, ele permite prever a biomassa do estoque em uma série de dados temporais e avaliar os efeitos das pescarias. Por fim, o EcoSpace veio suprir a deficiência do EcoSim em relação à distribuição não homogênea dos recursos pesqueiros (King 2007, Pauly et al. 2000).

ANÁLISES INTEGRADAS

Dados limitados e a exigência de fornecer aconselhamento científico para os tomadores de decisão sobre populações de peixes explorados levaram ao desenvolvimento de métodos estatísticos que combinam várias fontes de informação em uma única análise.

A Análise Integrada (AI) é essencialmente a construção de probabilidades para os dados observados e pode ser usada na avaliação de estoque pesqueiro. Essa abordagem foi usada pela primeira vez por Fournier & Archibald, em 1982 (Maunder & Punt 2013).

O uso contemporâneo da AI envolve o uso de todos os dados disponíveis no seu formato bruto, conforme apropriado, em uma única análise. As análises tradicionalmente realizadas, de forma independente, agora o são simultaneamente, por meio de funções de probabilidade, que incluem várias fontes de dados. Por exemplo, a conversão tradicional de dados de frequência de comprimento para frequência de idade pode ser evitada, incluindo os dados básicos utilizados nessa conversão, na função

de probabilidade, o que permite consistência nas suposições e também que as incertezas associadas às fontes de dados sejam propagadas para as saídas finais do modelo, como limites de captura sobre regras de controle de pesca.

As AIs formam a base de vários programas gerais de avaliação de estoque, como, por exemplo, Stock Synthesis, Multfan-CL, A-SCALA, CASAL, Coleraine, que vêm sendo aplicadas globalmente (Mauder & Punt 2013).

CONFRONTANDO RISCOS E INCERTEZAS

Existem inúmeras incertezas na maioria dos dados pesqueiros. Os valores de tamanho populacional (N), mortalidade natural (M) e por pesca (F) serão sempre estimativas, nunca valores reais. Mesmo que conseguíssemos estimar com precisão tais parâmetros, nossas projeções para o futuro ainda seriam incertas.

É possível estimar desvios-padrões, intervalos de confiança por métodos “frequentista” e intervalos de credibilidade por métodos Bayesianos. É importante saber que a abordagem Bayesiana independe do modelo de dinâmica populacional usado para descrever as observações; é melhor entendido como um método para descrever as incertezas e usar experiência histórica dos pesquisadores.

O método Bayesiano considera informações de pelo menos duas fontes para atribuir probabilidades às hipóteses alternativas. A primeira fonte são os dados das observações das unidades populacionais em questão (capturas, esforço, composição de idade, entre outros) e a segunda é a informação baseada em inferências para outras unidades populacionais da mesma espécie ou a opinião de especialistas (Punt & Hilborn 1997).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

King, M. 2007. Fisheries biology, assessment and management. Blackwell.

Mauder, MN, AE Punt. 2013 A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. Fisher Res. doi:10.1016/j.fishres.2012.07.025

Pauly, D, V Christensen, C Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. – ICES J Mar Sci. 57: 697–706.

Polacheck, T, JP Eveson, GM Laslett. 2010. Classifying tagging experiments for commercial fisheries into three fundamental types based on design, data requirements and estimable population parameters. *Fish Fisher*. doi: 10.1111/j.1467-2979.2010.00360.x

Punt, AE, R Hilborn. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Rev Fish Biol Fisher* 7: 35–63.

Quinn II, TJ. 2003. Ruminations on the development and future of population dynamics models in fisheries. *Nat Resour Mod*. doi: 10.1111/j.1939-7445.2003.tb00119.x

Sippel, T, JP Eveson, B Galuardi, et al. 2014. Using movement data from electronic tags in fisheries stock assessment: A review of models, technology and experimental design. *Fisher Res*. doi: 10.1016/j.fishres.2014.04.006

Capítulo 8

PESCA E CONSERVAÇÃO

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

A pesca é a captura da fauna aquática, o equivalente à caça em terra. Portanto, não é de se surpreender que a pesca, em escala industrial, geralmente não é sustentável

O exame da história pesqueira deixa claro que os seres humanos, tiveram por milhares de anos, um grande impacto sobre as espécies pesqueiras e seus ecossistemas. De fato, a literatura arqueológica contém muitos exemplos de pescas associadas a mudanças graduais, ao longo do tempo, para tamanhos menores e esgotamento em série de espécies, que agora sabemos que são sintomas da sobrepesca.

O processo pesqueiro se industrializou no início do século XIX, quando pescadores ingleses começaram a operar arrastões a vapor, que logo se tornaram mais eficazes com guinchos. Após a 1ª Guerra Mundial se começou utilizar navios frigoríficos, radares e localizadores acústicos de peixes (Pauly et al. 2002).

A ciência pesqueira também começou neste período, as duas grandes guerras mundiais mostraram que, populações de peixes fortemente exploradas, como as do mar do norte, se recuperam quando liberadas da pesca. Isto permitiu a construção de modelos de populações pesqueira de espécies únicas, cujo tamanho é afetado apenas pela pressão de pesca. Estes modelos, ainda em uso, embora de forma bastante modificada, estimam o esforço de pesca para gerar o rendimento máximo sustentável (*Maximum Sustainable Yield - MSY*).

Muitos manejos baseados no MSY fracassaram, pelo fato de alguns pressupostos do modelo não serem atendidos (Cap. 7). Além de outros

fatores inerentes à pesca não serem levados em consideração, como o impacto na fauna acompanhante e no ecossistema, eventos ambientais que controlam o sucesso reprodutivo e as relações tróficas. Estas variáveis agora são levadas em consideração em Modelos Adaptativos baseados no ecossistema (veja no Cap. 9).

IMPACTOS NA ESPÉCIE ALVO

O fato das pescarias serem seletivas por tamanho, seja pelo tamanho da malha, ou das armadilhas, permite que os menores indivíduos escapem. Como resultado, a pesca muda estrutura de tamanho das populações e estas mudanças podem afetar outros aspectos da história de vida. Como por exemplo, a produção de ovos pode diminuir, porque pequenos indivíduos são menos fecundos. A seletividade de tamanho também pode mudar a razão sexual e restringir a vida reprodutiva.

Uma pescaria muito danosa é aquela que captura indivíduos antes da primeira maturação, conhecida por sobrepesca de recrutamento. Podemos citar aqui alguns exemplos de pescarias que colapsaram por este motivo. Como a do arenque *Pleuronectes platessa* do Atlântico Norte nos anos 60, do Pacífico Norte nos anos 70, e a do bacalhau mais recentemente 1990 (Jennings et al. 2001). Este tipo de pescaria vem ocorrendo com a tainha *Mugil liza* estoque sul (de São Paulo a Argentina). Onde tanto a pesca artesanal quanto a industrial incidem sobre fêmeas ovadas, pelo alto valor de suas ovas, chamada botarga (Lemos et al. 2014).

Os parâmetros da história de vida dos peixes são plásticos e podem mudar em resposta ao ambiente e ao suprimento de comida. A diminuição da densidade populacional ocasionada pela pesca pode levar a um aumento da taxa de crescimento e da fecundidade. Dados provindos da pesca do bonito-listrado *Katsuwonus pelamis* mostraram, após 30 anos de pesca, um pequeno aumento na taxa de crescimento e antecipação no comprimento de primeira maturação (Garbin & Castello 2014, Soares et al. 2019).

A pesca pode também diminuir o comprimento das teias alimentares, ocasionando uma simplificação das redes tróficas. É sabido que redes diversificadas permitem que os predadores alternem entre as presas a medida em que essas flutuam em abundância (Pauly et al. 2002).

Todos os estoques pesqueiros podem sofrer sobrepesca e depleção, mas algumas espécies são mais suscetíveis que outras. Reynolds et al. (2001) selecionou 5 características de peixe e pescarias mais prováveis de sofrerem sobre exploração:

- i) peixes de alto valor. Esta pesca se mantém rentável mesmo com a diminuição da abundância;
- ii) quando a capturabilidade se mantém alta, mesmo com estoque diminuindo. Peixes que vivem em cardume ou que fazem agregações reprodutivas;
- iii) peixes não alvos que são capturados;
- iv) peixes com história de vida estrategista de equilíbrio, como por exemplo grandes bagres e elasmobrânquios;
- v) peixes em que o recrutamento está em queda.

Todas as pescarias retiram grandes quantidades de indivíduos de uma população. É sabido que pescarias se extinguem bem antes de causar a extinção da espécie alvo. Mas as consequências, em longo prazo, de uma redução drástica no tamanho populacional pode levar a extirpação (extinção local) ou extinção da espécie (Jennings et al. 2001). A exploração pesqueira marinha causou a maioria das extinções recentes 55%, seguida pela perda de habitats 37%, enquanto que o restante das extinções estava ligada à introdução de espécies exóticas, mudanças climáticas, poluição e doenças (Dulvy et al. 2003).

IMPACTOS NA FAUNA ACOMPANHANTE

Aproximadamente 25% de tudo que é pescado mundialmente é descartado, por serem espécies de baixo valor comercial, ou serem espécies ameaçadas de extinção. Algumas pescaria são conhecidas por capturarem mais fauna acompanhante do que espécies alvo, são exemplos, as pesca de arrasto de camarão 5:1 e de caranguejo 2.4:1 (Jennings et al. 2001). Em um estudo realizado no estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, RS) a pesca do camarão *Penaeus paulensis* com arrasto de portas atingiu de 6:1 na relação fauna acompanhante para a espécie alvo (Rezende et al. 2019).

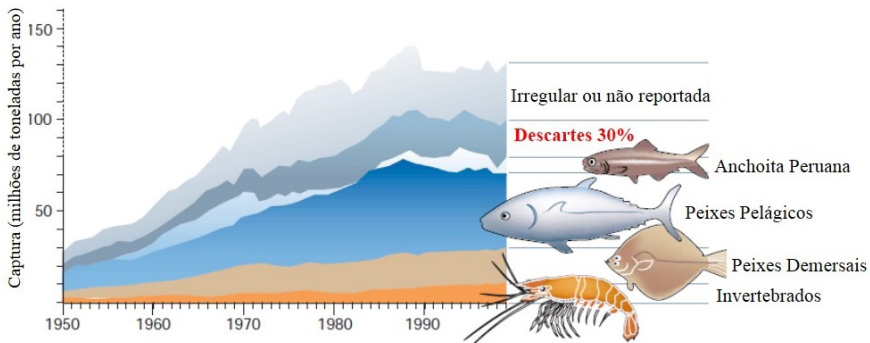


Figura 8.1 Desembarques globais estimados de peixes 1950–1999. Os números são baseados nas estatísticas de captura da FAO, com ajuste para informações da China. Os descartes não são incluídos nos relatórios da FAO; os dados são provenientes das estatísticas do início da década de 1990 e foram extrapolados para os desembarques da FAO nos demais períodos. As estimativas resultantes de pescas irregulares ou não reportadas são muito especulativas (observe o eixo pontilhado). Modificado de Pauly et al. 2002

Como já mencionado, a pesca não leva a espécie alvo à extinção, já que a extinção econômica da pescaria vem primeiro. Contudo, este fato, não protege as espécies da fauna acompanhante da extirpação ou extinção. Existem relatos de elasmobrânquios, que por tolerarem apenas baixos níveis de pesca, terem sido extirpados ou mesmo extintos. Às vezes, o esforço empregado para atingir o máximo rendimento sustentável (MSY) da espécie alvo é muito superior ao esforço para espécie que é capturada em conjunto (Fig. 8.2). Se for empregado esforço para o MSY da espécie alvo, as espécies não alvo poderão sofrer extinção.

A busca por artes de pesca mais seletiva, que tenham o objetivo de reduzir as capturas da fauna acompanhante é um dos alvos dos planos de manejo (King 1995) Estabelecer limites de captura da fauna acompanhante pode ser outra medida de gerenciamento desta pesca. Mudanças na diversidade e equitatividade afetam a estabilidade do ecossistema. Uma comunidade de peixes passa por uma série de mudanças estruturais quando intensamente explorada. Primeiramente grandes indivíduos da espécie alvo diminuem em abundância, posteriormente a comunidade será dominada por exemplares e espécies menores, essa mudança de estrutura será refletida nas relações tróficas de toda a comunidade.

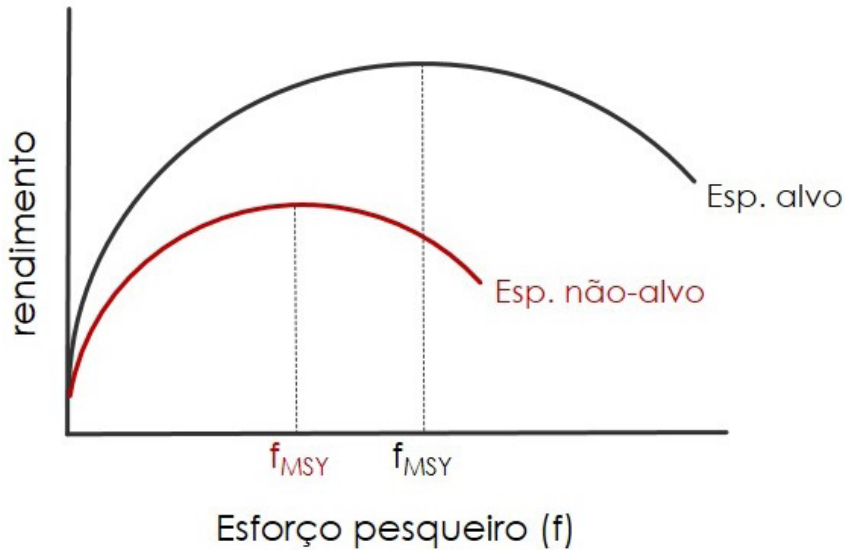


Figura 8.2 Gráfico demonstrando que, às vezes, o valor do esforço para atingir o MSY da espécie alvo é muito superior ao esforço para uma espécie que é capturada em conjunto

Predação é um processo chave na estruturação dos ecossistemas, mas evidências empíricas sugerem que a maioria das relações presa predador não são completamente acopladas. Logo a remoção de predadores pode não provocar a proliferação da espécie que era predada. Os processos ecológicos podem ser imprevisíveis.

Uma das mais dramáticas mudanças na estrutura da comunidade de peixes ocorreu na ressurgência da Corrente do Peru. A depleção de uma espécie de anchoíta *Engraulis rigens* abriu uma janela de oportunidade para sardinha *Sardinops sagax* começar a crescer. Na verdade, são necessários modelos de manejo pesqueiro que considerem explicitamente as interações tróficas em um contexto ecossistêmico. O manejo das pescarias não pode mais levar em conta apenas a espécie alvo.

CAPTURAS INCIDENTAIS

Captura incidental é a captura de espécies constantes da lista de animais ameaçadas de extinção protegidos por lei.

Aves

Existem numerosos relatos de aves capturadas pelas atividades pesqueiras. Em geral, por redes de espera e espinhéis. Pelo fato das redes serem confeccionadas de material transparente, e as aves mergulharem para capturar os peixes avistados, elas acabam por se enredarem. Já nos espinhéis, as aves são atraídas no momento da sua soltura, pelas iscas, ou mesmo no momento de sua recolha.

Por realizarem respiração aérea, as aves acabam morrendo afogadas. Pelo fato dos albatrozes apresentarem alta longevidade, maturidade tardia e baixa fecundidade, suas populações são particularmente afetadas pelo aumento nas taxas de mortalidade resultante da captura incidental, contribuindo para que 15 das 22 espécies de albatrozes encontrem-se atualmente em risco de extinção. Além das espécies de albatrozes, petréis e pinguins também são impactados.

A Instrução Normativa Interministerial (INI) 07 de 2014 regulamenta pesca de espinhel. Sua soltura deve ser realizada a noite, se possível sob a água, juntamente com a soltura de uma linha espanta aves (*toriline*).

No Brasil, o Projeto Albatroz (<https://projetoalbatroz.org.br/>) trabalha constantemente na criação e experimentação de técnica e tecnologias que venham mitigar as capturas das aves pela pesca. São exemplos o uso de anzóis circulares sem fisga, *HookPod* equipamento inovador que protege a ponta e a fisga do anzol iscado, que após lançado pelo pescador, abre-se a profundidades fora do alcance das aves, liberando o anzol para a pesca, entre outras.

Tartarugas-marinhas

Estas são capturadas incidentalmente em redes de espera, espinhéis e redes de arrasto. As tartarugas possuem respiração aérea, e quando se emalham ou são fisgadas, elas não conseguem vir à superfície para realizar as trocas gasosas, e morrem afogadas.

As 5 espécies que ocorrem no Brasil estão na lista de animais ameaçadas de extinção. Com a pressão da opinião pública e a criação de conselhos científicos, foram desenvolvidos dispositivos para o escape de tartarugas (TEDs) em redes de arrasto.

Eles foram usados pela primeira vez na pesca do camarão, nos Estados Unidos, em 1981. A Instrução Normativa IN 31/2004



Figura 8.3 Dispositivos para o escape A) da fauna acompanhante em pesca de camarão, e B) de tartarugas-marinhas

regulamenta a utilização de TEDs em embarcações camaroneiras acima de 11 metros de comprimento. A IN 74/2017 obriga o uso de anzóis circulares e que as embarcações tenham a bordo desenganchador, cortador de anzol, puçá e cortador de linha.

Além da ameaça por pesca, as tartarugas-marinhas também sofrem com a coleta de seus ovos, iluminação artificial e trânsito de veículos nas praias, porque suas desovas ocorrem nas praias. Elas também sofrem grandes taxas de mortalidade por ingestão de plástico.

O Projeto TAMAR executa desde 2001 o Programa Interação Tartarugas Marinhas e Pesca, para enfrentar a maior ameaça às populações de tartarugas-marinhas da atualidade: a mortalidade causada pelas diferentes pescarias (para maiores informações <https://www.tamar.org.br/>). Outros projetos de destaque são o Projeto Tartarugas Urbanas, na Paraíba, e o Projeto Caminho Marinho, no Rio Grande do Sul.

Mamíferos-marinhos

Com forte apelo emocional, a captura de mamíferos marinhos na pesca é a mais indesejada. Em pescaria de pequeno porte o pescador sai perdendo quando captura um mamífero, porque quando captura um mamífero seu petrecho de pesca geralmente fica avariado. Mas em pescarias de grande porte a captura de cetáceos (golfinhos) e pinípedes (focas, lobos, leões-marinhos, etc.) acaba ocorrendo com danos aos mamíferos.

Desde 1978 é proibida a pesca de cetáceos no Brasil. Com a pressão da opinião pública foi necessária a adoção de boas práticas de pesca que envolvem a soltura de golfinhos das redes e a presença de observadores

de bordo em navios atuneiros. A proibição de algumas artes de pesca que capturam grandes quantidades de captura incidental é uma maneira de reduzir os impactos em espécies ameaçadas.

Limitações do tamanho e da posição de atuação das redes de emalhar vêm sendo impostas por instruções normativas no Brasil. As principais ameaças sofridas pelos cetáceos mundialmente são: capturas incidentais 27%, capturas intencionais 25%, poluição 21% e degradação do habitat 9%.

IMPACTOS NO HABITAT

Parece inacreditável em retrospecto, mas houve um tempo em que se acreditava que a pesca de arrasto de fundo tinha pouco impacto prejudicial, ou mesmo um impacto benéfico, por arar o fundo do mar. Pesquisas recentes mostram que a analogia da lavoura é inadequada, e que se fôssemos fazer uma analogia, seria melhor comparar a pesca de arrasto com derrubada de uma floresta para caça de veados (Pauly et al. 2002).

As artes que arrastam o fundo interferem na sobrevivência dos organismos bentônicos, fundamentais na teia trófica de muitos ecossistemas. A tendência mundial é a troca de artes pesqueiras para artes menos destrutivas do ambiente. Dada a extensão da cobertura de ambientes costeiros que já sofreram arrasto, não é de se surpreender que os peixes demersais, em geral de vida mais longa, estejam em declínio populacional (Pauly et al. 2002).

PESCA FANTASMA

Pescarias estáticas, como redes de espera, são utilizadas e deixadas usualmente trabalhando de horas a dias. Durante esse período a arte fica vulnerável a tempestades e ao trânsito de embarcações e podem acabar sendo perdidas. O problema é que elas continuam pescando continuamente, o que é chamado de pesca fantasma.

Experimentos demonstram que as redes capturam continuamente até o seu peso fazê-las colapsarem e afundar. Com o passar das semanas, os cadáveres na rede atraem grande número de crustáceos, que também

podem ficar enredados. Depois deste período inicial, segue um ciclo contínuo de capturas, enquanto a rede mantiver sua estrutura.

MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO

Métodos para reduzir a captura da Fauna Acompanhante

Melhoramentos tecnológicos das artes de pesca podem reduzir as capturas das espécies não alvo (*bycatch*). A utilização de artes mais seletivas, aumentar a malha da rede, utilizar anzóis redondos, instalar aparelhos de redução de captura da fauna acompanhante. O uso de telas ou painéis rígidos que defletem grandes organismos para fora da rede de arrasto do camarão, utilização de detectores acústicos em redes que informam quando mamífero se enredar.

Mudanças nas práticas pesqueiras também podem ajudar a reduzir o *bycatch*. Posição e tempo que uma rede de espera fica atuando, monitorar e soltar golfinhos que se enredem, soltura noturna do espinhel acompanhado de *toriline*.

É possível determinar um limite (cota) de captura incidental para que atividade pesqueira seja suspensa. Esta medida é boa porque os próprios pescadores vão buscar alternativas mais políticas de pesca. Desde 2015, na Europa, os barcos estão sendo obrigados a desembarcar o total capturado (*Discard ban*). Isto tem levado à melhoria da seletividade das artes e técnicas, para que os porões dos navios não sejam subutilizados, levando para terra grandes quantidades de pescado sem interesse comercial.

Redução da capacidade de pesca

Existe uma ampla conscientização de que o aumento da capacidade da Frota Pesqueira representa uma das principais ameaças à sobrevivência, em longo prazo, das espécies marinhas e da própria pesca. As razões de sobre-capitalização das pescarias mundiais incluem o livre acesso, diferentes pressões pesqueiras que não são manejadas cooperativamente, pescaria de propriedade única, crescente substituição de embarcações por embarcações mais potentes, e pagamento do subsídio dos governos para pescadores (o que faz com que a pesca gere “lucro”, mesmo com recursos sobre-explorado) (Pauly et al. 2002).

Talvez o fator mais forte por trás dos subsídios governamentais às pescarias não sustentáveis seja a noção de que de alguma forma os oceanos nos fornecerão o que precisamos. Embora grande parte do oceano profundo seja de fato inexplorado, sabemos o suficiente sobre os processos oceânicos para saber que a capacidade produtiva não pode acompanhar as demandas crescentes por peixe. Se a redução da frota for feita corretamente ela resultará em um aumento dos benefícios líquidos dos recursos. Isso pode ser realizado através do pagamento de taxas dos que continuarão a pescar para os que tiveram que parar (Pauly et al. 2002).

Áreas marinhas protegidas (AMPs)

AMPs são um mecanismo de gestão que visa proporcionar um determinado grau de proteção a diversidade marinha e costeira. Através do controle e restrição do uso dos recursos contidos em uma determinada área geográfica demarcada, conservação *in situ*. A implementação de AMPs tem sido reconhecida como uma estratégia eficiente para o manejo da pesca e a recuperação dos estoques. As primeiras experiências evidenciam um aumento da densidade, abundância, tamanho médio e fecundidade de peixes.

As AMPs servem como refúgio dos adultos de espécies ameaçadas, como por exemplo, o Mero na Ilha do Arvoredo, Santa Catarina. Tem se observado ainda que as AMPs exportam indivíduos adultos para áreas pesqueiras adjacentes.

Na perspectiva da genética populacional estudar os reais efeitos das AMPs na pesca nas estruturas genéticas da população são demandas atuais. Como por exemplo: avaliação e monitoramento da diversidade genética e do tamanho populacional efetivo, estudo de fluxo gênico entre áreas protegidas e áreas adjacentes.

O estabelecimento de AMPs em ilhas pode não atender ao princípio de conectividade. A conectividade vai depender de características das correntes, distância e da capacidade de dispersão dos desovar (Pérez-Rufaza 2006).

Em 2018, o percentual de AMPs brasileira saltou de 1,5% para 25% atingindo a meta 11 de Aike, COP10. Existem hoje no Brasil 286 Unidades de Conservação (UCs) costeiras e marinhas, das quais 55 são federais. A APA da Costa dos Corais é a maior de entre as UCs federais

74% são de uso sustentável, enquanto somente 26% possuem proteção integral. Os manguezais são o ambiente que mais possuem UCs. Na Figura 8.4 são mostradas as principais áreas marinhas protegidas.

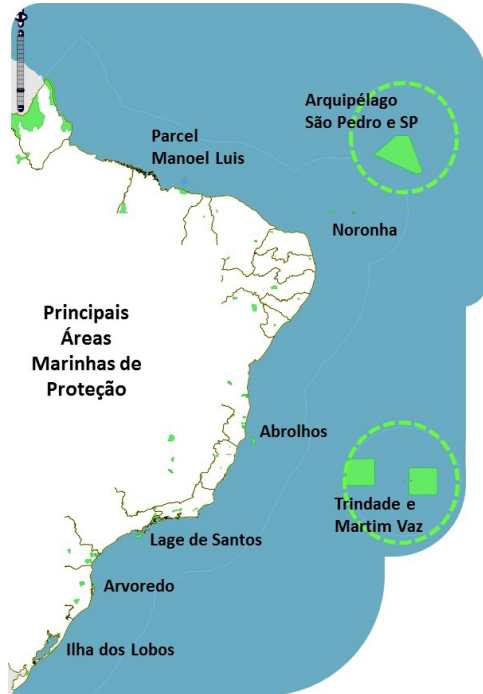


Figura 8.4 Principais Áreas Marinhas Protegidas do litoral Brasileiro:
Parque Nacional (Parna) Marinho de Fernando de Noronha, PE
Parna de Abrolhos, BA
Reserva Biológica Marinha do Atol das Rocas, RN
Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, SC

Refúgio da Vida Silvestre da Ilha dos Lobos, RS
Parque Estadual Marinho Parcel Manoel Luis, MA
Parque Estadual Marinho da Risca do Meio, CE
Parque Estadual Marinho Laje de Santos, SP
Parque Municipal Marinho de Recife de Fora, BA
Parque Municipal Marinho de Paripueira, AL

Aquacultura

A taxa de crescimento da aquacultura entre 1970 e 2006 foi de 7% ao ano. Em 2007 ela contribuiu com 43% do alimento aquático animal para consumo humano. Mas será que produzir peixes e frutos do mar em cativeiro é uma forma de reduzir o impacto pesqueiro?

A uma primeira vista, SIM. No entanto, a ração que é utilizada é a base de pescado. A demanda por rações com grandes percentuais de proteína de peixe são feitas por espécies carnívoras, como por exemplo: salmão, truta, linguado, robalos, dourados, bejupirás, entre outros.

Optar pela criação de espécies com menor demanda de proteínas seria uma boa opção: carpas, moluscos, etc. Mas esses não têm tanto mercado quando comparados as espécies carnívoras acima listadas. Outros fatores de risco que devem ser levantados com a aquicultura são: destruição de habitats, poluição por eliminação de resíduos, introdução de espécies exóticas e patógenos (Naylor et al. 2009).

MANEJO ADAPTATIVO ABORDAGEM ECOSSISTEMA E PRECAUTÓRIA

O conceito de gestão pesqueira baseado no ecossistema englobando elementos humanos está sendo amplamente aceito como o caminho mais adequado a ser seguido. As implicações da pesca para o ecossistema subiu diversidade subsistência dos pescadores, redução da mortalidade da fauna acompanhante, e relações tróficas não pode mais ser ignorado. No centro de uma abordagem ecossistêmica deve haver um entendimento das interações entre as espécies e como essas interações são influenciados direto ou indiretamente pelas condições ambientais, pela abundancia e pela distribuição de cada espécie.

As decisões de conservação e de gestão devem basear-se nas melhores evidências científicas disponíveis. A ausência de informações científicas adequadas não deve ser usada como motivo para adiar ou deixar de tomar medidas de conservação (FAO, 1995. Código de Conduta da Pesca Responsável). Para mais informações sobre estratégias de manejo leia o Capítulo 10.

CONCLUSÕES

Para que esta tendência de sobrepesca seja revertida, será necessário implantar uma enorme redução dos esforços de pesca. Que envolva o descomissionamento efetivo de uma grande fração da frota pesqueira mundial, juntamente com regras que incorporem o princípio da precaução. Os elementos conceituais de existem, por exemplo Código de Conduta da Pesca Responsável (FAO, 1995), mas falta vontade política (Pauly et al. 2002).

Áreas Marinhas Protegidas, combinada ao esforço fortemente limitado nas demais áreas sensíveis, demonstrou efeitos positivos em restaurar estoques esgotados. O público em geral também pode se envolver, exigindo e consumindo produtos com rotulagem ecológica e outros esquemas orientados para conservação (Pauly et al. 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Dulvy, NK, Y Sadovy, JD Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish Fisher.* doi: 10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x
- FAO. 1995. Código de Conduta da Pesca Responsável. FAO.
- Garbin, T, JP Castello. 2014. Changes in population structure and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* during 30 years of exploitation in the southwestern Atlantic. *Latin Amer J Aquat Res.* doi: 103856/vol42-issue3-fulltext-13
- Jennings, S, MJ Kaiser, JD Reynolds. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- Lemos, VM, AS Varela Jr., PR Schwingel, et al. 2014. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *J Fish Biol.* doi: 10.1111/jfb.12452
- Naylor, RL, RJ Goldburg, JH Primavera, et al. 2009. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature.* doi: 10.1038/35016500
- Pauly, D, V Christensen, S Guénette, et al. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature.* doi: 10.1038/nature01017
- Peres-Rufaza, A, M González-Wangüemert, P Lenfant, et al. 2006. Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biol Conserv.* doi: 10.1016/j.biocon.2005.10.040
- Reynolds, JD, GM Mace, KH Kent, JG Robinson. 2001. *Conservation of Exploited Species*. Cambridge University Press.
- Rezende, GA, I Ortega, LFC Dumont. 2019. Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Regional Stud Mar Sci.* doi: 10.1016/j.rsma.2019.100878
- Soares, JB, C Monteiro-Neto, MR da Costa, et al. 2019. Size structure, reproduction, and growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) caught by the pole-and-line fleet in the southwest Atlantic. *Fisher Res.* doi: 10.1016/j.fishres.2018.12.011.

Capítulo 9

MANEJO PESQUEIRO

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

A ideia de que os recursos pesqueiros são de livre acesso leva inevitavelmente à sobre-exploração, como descrito na Tragédia dos Comuns (Hardin 1968). Existe um consenso na comunidade científica, que o livre acesso e a propriedade comum dos recursos vivos deveriam ser revistos. Não é possível permitir o acesso irrestrito quando os recursos pesqueiros são limitados (Castello 2007)

O objetivo do manejo pesqueiro é garantir que as capturas de um estoque sejam ecologicamente sustentáveis em um longo período e maximizar os benefícios aos pescadores e às comunidades. Apesar da sustentabilidade dos estoques ser um requisito universal, os benefícios que a gestão deve oferecer variaram, de caso para caso, dependendo do tipo de pesca gerenciada (King 1995).

Para que se faça a gestão pesqueira são necessárias informações que só podem ser fornecidas pelas avaliações dos estoques. E estas devem levar em conta os processos da dinâmica populacional que afetam a biomassa das populações (Castello 2007). E, melhor ainda, que tenha uma visão ecossistêmica.

Pelo fato de não ser fácil determinar o tamanho dos estoques (como visto nos Cap. 5 e 6), e estes sofrerem flutuações estocásticas e de denso-dependência, a administração pesqueira consiste em tomar decisões sobre condições de incertezas. Essas incertezas são utilizadas por grupos de pressão (pescadores e governantes) para justificar o adiamento das medidas de controle.

OBJETIVOS

Sabemos hoje que as consequências biológicas, sociais e econômicas são desastrosas em pescarias não reguladas (Jennings et al. 2001). Um

manejo efetivo requer objetivos específicos, apoiados pelo melhor embasamento científico disponível, e ações claras. Os objetivos de um manejo podem ser subdivididos em **biológicos, econômicos, sociais e políticos** (Clark 1985).

1) **Biológicos**: proteção das espécies e dos seus habitats. A lei 11.959 de 2009 dispõe sobre a sustentabilidade do uso dos recursos pesqueiros e da atividade de pesca. Artigo 3. Compete ao poder público a regulamentação da política nacional de desenvolvimento sustentável da atividade pesqueira, conciliando o equilíbrio entre o princípio da sustentabilidade dos recursos pesqueiros e a obtenção dos melhores resultados econômicos e sociais. Calculando, autorizando e estabelecendo:

- i) os regimes de acesso;
- ii) as capturas permissíveis;
- iii) o esforço de pesca sustentável;
- iv) os períodos de defeso;
- v) as temporadas de pesca;
- vi) os tamanho de capturas;
- vii) as áreas interditas ou de reservas;
- viii) as artes, os aparelhos, os métodos e sistemas de pesca e cultivo;
- ix) a capacidade suporte do ambiente;
- x) as necessárias ações de monitoramento, controle e fiscalização da atividade;
- xi) a proteção de indivíduos em processo de reprodução ou recomposição do estoque.

2) **Econômicos**: Benefícios aos coletores, pescadores, processadores, distribuidores, vendedores e consumidores.

3) **Social**: emprego, estabilidade das comunidades e segurança alimentar.

4) **Políticos**: evitar conflitos.

O primeiro estágio do processo de manejo é expressar os objetivos e traçar estratégias quantitativas. Isso pode ser difícil, ou até mesmo impossível, até termos um bom entendimento do funcionamento do ecossistema. Os modelos e procedimentos de gestão sofrem várias limitações que restringem sua eficácia. Entre elas:

- Os objetivos para um administrador (seja uma pessoa ou um órgão colegiado) são limitados e, muitas vezes, ambíguos, mal definidos e conflitivos;

- Os objetivos e argumentos de caráter econômico e social tendem a prevalecer sobre os argumentos de caráter ecológico;
- As políticas de desenvolvimento pesqueiro tendem a estimular e intensificar a produção, e medidas arriscadas de controle tendem a ser implementadas em detrimento a medidas mais cautelosas (Castello 2007).

Tabela 9.1 Objetivos do manejo (Jennings et al. 2001)

	Biológicos	Econômicos	Sociais	Políticos
Proteção do habitat	X			
Aumento da seletividade	X			
Prevenir a mortalidade de espécies raras	X			
Evitar a sobre-exploração	X			
Reduzir descartes	X			
Maximizar a oferta de proteínas	X		X	
Maximizar os lucros		X		
Maximizar os rendimentos		X	X	
Manter preços baixos		X	X	
Manter empregos		X	X	X
Não confrontar pescadores			X	X
Não confrontar			X	X
Reduzir os conflitos				X

Se os cientistas usam técnicas adequadas de avaliação pesqueira quando formulam as estratégias de manejo e levam em conta as muitas incertezas e erros, esta irá funcionar.

PONTOS DE REFERÊNCIA

Parte do processo de manejo envolve traduzir um objetivo em uma meta para a exploração pesqueira. Um meta ou ponto de referência pode ser definida em termos do tamanho do estoque (geralmente número de reprodutores) ou mortalidade por pesca (F), ou qualquer outro objetivo biológico, ecológico, econômico ou social. Exemplos de pontos de referências:

B_{lim} = menor biomassa reprodutora aceitável;

B_{loss} = menor biomassa já observada;

B_{MSY} = biomassa no rendimento máximo sustentável (MSY);

F_{lim} = mais alta mortalidade por pesca aceitável, baseado em algum critério específico;

F_{MSY} = mortalidade por pesca correspondente ao rendimento máximo sustentável;

L_m = tamanho de primeira maturação.

Contudo muitos pontos de referência, particularmente os destinados a atingirem o rendimento máximo sustentável têm resultado na depleção dos estoques, o que aparenta ser uma não conformidade à precisão da avaliação do estoque e o manejo.

Apesar do considerável investimento em metodologias de avaliação de estoques, pescarias ao redor do mundo estão sobre-exploradas, mesmo segundo os pontos de referência propostos pelos pesquisadores (King 1995). Mesmo sem saber o motivo do fracasso, cientistas estão sugerindo novos pontos de referência, como por exemplo $2/3 F_{MSY}$.

PLANEJAMENTO

Passos a serem seguidos para um plano de manejo pesqueiro

1. Verificar o histórico do estado da pescaria; capturas anuais; esforço de pesca, se disponível. Mudanças ambientais ou estruturais que tenham afetado a pesca;

2. Status presente e ameaças as pescarias, evidências de sobre-exploração, degradação ambiental;
3. Objetivos políticos que englobem os interesses econômicos, sociais e ecológicos;
4. Objetivos e pontos de referência: esta seção traduz, a nível prático, os objetivos e os resultados esperados de maneira clara no plano;
5. Estratégias: o plano de ação necessário para atingir os objetivos específicos;
6. Ações: ações específicas (incluindo a imposição de regulação);
7. Análise de Riscos: um estudo de coisas que podem não transcorrer como previsto. Aqui também se deve prever ações de remediação;
8. Monitoramento: medidas de indicadores de performance. Avaliação dos resultados contra os pontos de referência;
9. Divulgação da avaliação junto à comunidade.

AÇÕES DE MANEJO

A) Controle de capturas

Tem o objetivo de controlar a mortalidade por pesca (F), limitando a quantidade que pode ser capturada por tempo. Estas medidas incluem a determinação do total a ser capturado ou cotas (Q) individuais ou por barco.

Em muitos casos, o controle de capturas é na verdade controle de desembarque, porque os pescadores podem descartar um grande número de peixes, por serem pequenos ou porque não trazem grandes rendimentos. Claramente se houver esta seleção, o total de capturas permitido não será capaz de controlar a mortalidade por pesca. Um ponto negativo deste tipo de controle, é que muitas vezes estes levam a uma corrida para que seja atingida a cota, o que pode resultar na redução da qualidade do pescado, altas taxas de rejeito e condições de trabalho perigosas, aumentando os riscos.

B) Controle de esforço

Limita o número de barcos ou de pescadores que atuam nas pescarias. Também regulam a quantidade, tamanho, tipo de arte de pesca

empregada e o tempo que a arte pode permanecer na água. O controle de esforço pode ainda limitar o tamanho e a potência dos navios.

Este tipo de controle também tem o objetivo de reduzir a mortalidade por pesca (F). E, pode ser dividido em licenças, cotas individuais esforço, restrições de embarcações ou artes. Licenças, também conhecidas por permissões ou concessões, são dadas ou vendidas a cada pescador ou embarcação participante da pesca. A distribuição inicial de licenças pode ser um problema se houver a necessidade de redução da mortalidade por pesca imediata. Isto porque esta abordagem funciona melhor a longo prazo. Enquanto pode ser mais fácil o controle esforço do que o de captura, porém o controle de esforço raramente atinge os objetivos desejados.

C) Medidas técnicas

Estas podem restringir o tamanho e o sexo de espécies capturadas ou desembarcadas, artes de pescas usadas, áreas de pesca permitidas e períodos de defeso.

O controle de tamanho e sexo funcionam para espécies que não morrem durante a captura e, assim pode ser liberadas. As restrições de sexo são geralmente utilizadas em Crustáceos (ex. lagostas, caranguejos e siris), onde se costuma restringir a captura de fêmeas maduras.

As restrições de aparelhos de pesca e tamanho de malha controlam o tamanho mínimo em que espécie passa ser capturada.

O fechamento da pesca por tempo ou área serve para proteger os recursos pesqueiros em fases específicas do ciclo de vida. Exemplos são a proteção de áreas de berçário, ou agregações reprodutivas. O fechamento de áreas pode estimular a distribuição do esforço e o aumento dos custos das pescarias sem reduzir a mortalidade por pesca (F).

CONTROLE DE CAPTURAS	CONTROLE DE ESFORÇO	MEDIDAS TÉCNICAS
Cotas individuais Limites de captura	Limite de licenças Cotas de esforço Restrições de artes ou barcos	Seleção de tamanho ou sexo Período de defeso Área de defeso

D) O que tem funcionado?

Quando usados independentemente, controles de capturas, esforços e medidas técnicas geralmente são incapazes de atingirem seus objetivos. Então, uma otimização é utilizada para encontrar a combinação de ações de manejo que darão os melhores resultados para atingir os objetivos. A otimização poderia, por exemplo, determinar a combinação do tamanho de malha e do esforço que poderia maximizar os lucros.

A avaliação dos efeitos de diferentes ações de manejo em países desenvolvidos mostram que cotas individuais transferíveis, usadas em conjunto com medidas técnicas, têm funcionado mais efetivamente para otimizar a conservação dos recursos e a performance econômica das pescarias.

No Brasil, a abordagem convencional de manejo pesqueiro é inadequada (Castello 2008). A abordagem convencional é aquela onde os pesquisadores estudam a biologia e a dinâmica populacional do recurso pesqueiro, passam as informações para a agência de manejo e essa determina as regras de manejo que, às vezes, são implementadas na prática. Esta abordagem, de cima para baixo, tende a funcionar onde existem recursos humanos e financeiros suficientes para a sua implementação (Castello 2008).

Como prova de que esta abordagem não vem funcionando no Brasil, temos mais da metade dos estoques que são manejados estão sobre-explorados (Paiva 1997, Haimovici et al. 2006). Outro índice de depleção que já foi constatado no Brasil foi a queda do nível trófico médio da captura, expressão inglesa *fishing down marine food webs* (Freire & Pauly 2010). Este índice sugere que peixes de altos níveis trófico estão sendo removidos do ecossistemas mais rápido do que eles podem se repor, levando a um aumento (relativo ou absoluto) dos níveis tróficos mais baixos (pequenos peixes e invertebrados) nos ecossistemas e, portanto, nas capturas extraídas deles (Pauly & Watson 2005).

O manejo participativo e suas variantes (co-manejo, manejo comunitário, entre outros) é um avanço na ciência pesqueira e aparenta poder promover a conservação da pesca no Brasil. Experimentos de manejo de participativo estão ocorrendo em todo país, no Rio Grande do Sul houve um consenso sobre a determinação de áreas de pesca na Lagoa dos Patos; já na floresta amazônica, a participação dos pescadores

na determinação dos estoques do pirarucu *Arapaima gigas* levou ao estabelecimento de cotas, o que ajudou a reverter o estado de sobre-exploração da espécie.

Para promover a conservação da pesca brasileira é necessário (Castello 2008):

- Estudar a pesca como um sistema integrado, formado pela integração dos sistemas sociais, econômicos e seus conflitos;
- Utilizar abordagens alternativas, que têm sido sugeridas para países tropicais e em desenvolvimento;
- Reformular currículos universitário de ensino do manejo pesqueiro. A biologia pesqueira deve necessariamente ser ensinada junto com questões sociais e políticas;
- Buscar alternativas para a agregação de valor aos produtos, visando obtenção de melhores rendimentos e evitando o aumento do esforço de pesca.

ESTRATÉGIAS DE MANEJO

Manejo de cima para baixo

Quando restrições à pesca são impostas pelo administrador (via legislação) sem a consulta prévia com as partes interessadas. Estas não são bem recebidas e, muitas vezes, não são postas em prática, a não ser que haja uma forte fiscalização dos desembarques.

A fiscalização dos desembarques no Brasil é complicada, por haver inúmeros pontos de desembarques e muita pesca de pequena escala (artesanal e de subsistência).

Manejo co-participativo

No manejo co-participativo, pescadores, cientistas e administradores atuam como parceiros e inúmeras reuniões são marcadas para que as ações de manejo sejam traçadas. Pescadores e cientistas devem ser ouvidos em comitês consultivos. E só então, o Estado/administrador define as medidas de controle. Os próprios moradores podem policiar as pescarias com o apoio legal do Estado. Embora este conceito seja lindo, é aplicável apenas em alguns tipos de pescarias.

Ações de manejo só podem atingir seus objetivos se forem implementadas. Esta implementação é mais fácil se os pescadores perceberem que são os beneficiários do manejo.

O manejo co-participativo é particularmente importante em comunidades pesqueiras pequenas. Ele vem sendo aplicado em comunidades tropicais dependentes do alimento marinho. Estas comunidades são espalhadas ao longo da costa, ou isoladas em ilhas, e fazem pesca de subsistência. Essas comunidades têm um valioso conhecimento tradicional sobre os estoques pesqueiros e, em muitas comunidades, há algum grau de controle. Coletivamente, estes fatores dão as condições ideais e a comunidade pode ser motivada a manejar seus próprios recursos.

Manejo adaptativo abordagem ecossistêmica

O manejo adaptativo é um processo sistemático de gerenciamento de recursos naturais, no qual as ações de gerenciamento são tratadas como experimentos para aumentar o aprendizado e melhorar o manejo subsequente (Allen et al. 2013).

Esse tipo de manejo é baseado na filosofia de que o conhecimento é incompleto e, que apesar das incertezas, os gerentes e formuladores de políticas devem agir. O processo é **iterativo** (ação de repetir e acumular conhecimento para uma próxima tentativa), e serve para reduzir incertezas, desenvolvimento de conhecimento e melhoria do gerenciamento ao longo do tempo, em um processo estruturado e orientado por objetivos claros.

Existem quatro tipos básicos de incertezas (Allen et al. 2013):

1. A variação ambiental é frequentemente a fonte mais comum de incertezas e é incontrolável;
2. Incertezas sobre o status do recurso;
3. Controle parcial dos efeitos de regulações (ex. definição de cotas) e de como estoque vai reagir;
4. Incertezas estruturais ou de processo, pela falta de entendimento das interações biológicas e ecológicas que regem dinâmica populacional.

Os princípios do manejo adaptativo são: i) foco na manutenção da estrutura e função natural dos ecossistemas e sua produtividade; ii)

incorporar o uso humano e os valores ecossistêmicos no gerenciamento; iii) reconhecer que os ecossistemas são dinâmicos e mudam constantemente; iv) levar em conta todas as partes interessadas.

Para isto, são necessários modelos ecossistêmicos que possam descrever os fluxos de biomassa entre os diferentes elementos dos ecossistemas explorados e fornecer respostas para perguntas “e se” em relação aos resultados prováveis das políticas alternativas de pesca.

Manejo precatório

O como o código de conduta da pesca responsável foi adotado por mais de 170 governos membros da FAO em 1995. Com o objetivo de estabelecer princípios e padrões aplicáveis à conservação, gestão e desenvolvimento de todas as pescarias. Os principais princípios gerais do Código de Conduta da Pesca Responsável (FAO, 1995) são:

1) os Estados e usuários dos recursos aquáticos vivos devem conservar os ecossistemas;

2) a gestão da pesca deve promover a manutenção da qualidade, diversidade e disponibilidade dos recursos em quantidade suficiente para as próximas gerações;

3) os Estados devem evitar a sobrepesca e implementar medidas de manejo para garantir que o esforço de pesca seja proporcional a capacidade produtiva sustentável;

4) as decisões de conservação e gestão devem se basear nas melhores evidências científicas disponíveis, levando também em conta o conhecimento tradicional. Os Estados devem atribuir prioridade à realização de pesquisas e coleta de dados;

5) os Estados e organizações de gestão da pesca devem aplicar amplamente uma abordagem preventiva à conservação. A ausência de informações científicas adequadas não devem ser usadas como motivo para adiar ou deixar de tomar medidas para conservar a espécie, espécies associadas e seu ambiente;

6) artes e práticas de pesca seletivas devem ser desenvolvidas e aplicadas;

7) a pesca, o processamento e a distribuição devem manter o valor nutricional, a qualidade e reduzir os desperdícios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, CR, JJ Fontaine, AS Garmestani. 2013. Ecosystems, Adaptive Management. 125–146. In: RA Meyers. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. doi: 10.1007/978-1-4419-0851-3
- Castello, JP. 2007. Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é realmente possível. *Pan-Amer J Aquat Sci* 2(1): 47–52.
- Castello, L. 2008. Re-pensando o estudo e o manejo da pesca no Brasil. *Pan-Amer J Aquat Sci* 3(1): 17–22.
- Clark, CW. 1985. *Bioeconomic Modeling and Fisheries Management*. Wiley.
- FAO. 1995. *Código de Conduta da Pesca Responsável*. FAO.
- Freire, KMF, D Pauly. 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil Large Marine Ecosystem. *Fisher Res*. doi: 10.1016/j.fishres.2010.02.008
- Haimovici, M, CLDB Rossi-Wongtschowski, M Cergole, et al. 2006. Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul, 207–242. In: S Jablonski. Relatório Executivo. Programa REVIZEE: Ministério do Meio Ambiente.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Sci* 162: 1243–1248.
- Jennings, S, MJ Kaiser, JD Reynolds. 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Blackwell.
- Paiva, MP. 1997. *Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil*. UFC Edições
- Pauly, D, R Watson. 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Phil Trans R Soc Lond B*. doi: 10.1098/rstb.2004.1597

Capítulo 10

VARIÁVEIS OCEANOGRÁFICAS E SUAS RELAÇÕES COM A PESCA

ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

Inicialmente, pensava-se que as flutuações nas capturas dos peixes eram devidas à migração dos adultos. Mas, desde o início da década de 1920, cientistas pesqueiros japoneses perceberam a importância de prover aos pescadores previsões de áreas favoráveis à pesca, baseados em relações entre o comportamento das espécies e as condições oceanográficas. Com o passar do tempo, outros países passaram a fornecer análises ambientais para pesca, especialmente baseados em campos de temperatura da superfície do mar.

De maneira global, o padrão de correlação típico entre a temperatura da superfície do mar indica que águas mais quentes possuem baixos teores de nutrientes e, conseqüentemente, menor produtividade primária. Águas mais frias tendem a possuir maior concentração de nutrientes, o que favorece a produção primária que sustentam as teias tróficas. Dependendo do nível trófico do recurso pesqueiro de interesse, tem-se uma alta correlação entre baixas temperaturas e a presença de consumidores primários e secundários (fito e zooplâncton). Esta correlação tende a ser menor com níveis tróficos mais altos.

VARIABILIDADE CLIMÁTICA AFETANDO A DISTRIBUIÇÃO, MIGRAÇÃO E A ABUNDÂNCIA DOS RECURSOS

Distribuição: a habilidade de uma população de peixes, bem como de outros organismos, em se estabelecer em um ambiente são respostas a fatores de denso-dependência (competição, disponibilidade de alimento e presença de predadores) e respostas fisiológicas.

Efeitos evolutivos, como por exemplo, local de origem, dispersão e seleção natural levaram a uma distribuição não uniforme das espécies. Fatores oceanográficos, como temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e luminosidade são alguns dos fatores limitantes à vida.

Migrações: algumas migrações são realizadas devido a mudanças ambientais/oceanográficas periódicas, que geralmente influenciam a oferta de alimento. Outras são realizadas devido ao requerimento de condições ambientais distintas entre as diferentes fases do ciclo de vida da espécie.

Abundância: pesquisas iniciais em ciências pesqueiras mostraram que coortes (indivíduos que nasceram no mesmo período reprodutivo), dentro de uma população, podem ter grandes diferenças na abundância relativa. Pesquisas subsequentes mostraram que o “vigor” da coorte pode diferir mesmo na ausência de alterações na biomassa desovante ou do rendimento reprodutivo. A abundância relativa da coorte é geralmente determinada quando os indivíduos são ovos de larvas. O ictioplâncton (ovos e larvas de peixes) pode ser disperso pelas correntes ou anéis que se desprendem das correntes, nas zonas em que estas meandram. O que pode levá-los para dentro para fora de área de criação (berçários - regiões de boa produção de alimento e com condições ideais de temperatura e/ou salinidade) (Ottersen et al. 2004).

Os avanços nos modelos numéricos sobre o comportamento das correntes, permitem aos pesquisadores interpretar possíveis padrões de deriva do ictioplâncton. O direcionamento para locais desfavoráveis leva a um recrutamento reduzido se o peixe morrer ou não puder voltar para o estoque reprodutivo. Esta hipótese de contenção hidrográfica é uma combinação do triângulo migratório de Hardin Jones (1968) e das hipóteses de compatibilidade de correspondência (*match-mismatch* de Cushing 1974). Ela reconhece áreas de alimentação de adultos, separadas espacialmente, de áreas de desova e berçário, entre as quais

os peixes devem migrar durante certas fases do seu ciclo de vida. Além da importância da sobreposição entre a produção de presas e o pico da desova.

Um exemplo disto ocorre na Corrente do Golfo onde, às vezes, grandes meandros da corrente se desprendem e formam anéis. Estes tendem a reter águas quentes do Mar do Sargaço no seu centro. Foi demonstrado que no período de desova estes anéis transportam o ictioplâncton para longe da plataforma, onde as condições são menos favoráveis. Muitos morrem por falta de alimento ou por serem mais suscetíveis à predação. Então, o maior número de anéis da Corrente do Golfo durante períodos de desova leva a um recrutamento reduzido de muitas espécies, incluindo o Bacalhau do Atlântico, entre outros Gadidae, Sebastidae e Pleuronectidae.

Outro bom exemplo vem da costa ibérica, onde a variabilidade interanual no recrutamento da sardinha *Sardina pilchardus* tem sido atribuída à intensidade ressurgência. Uma ressurgência moderada antes da desova parece ser mais favorável do que seus extremos. No caso de forte ressurgência, a camada superior é fortemente misturada, o que afeta negativamente a produção primária, devido a menor transparência da água e consequente limitação luminosa. E, no caso de não haver ressurgência, a produção primária é limitada pela falta de nutrientes (Ottersen et al. 2004).

Sendo assim, a variabilidade resultante do recrutamento para a população explorada é o principal contribuinte para as flutuações no crescimento populacional de muitas espécies comercialmente importantes. E, é o tipo mais comum de estocasticidade incluída em modelos de avaliação de estoque para peixes (Thorson et al. 2014).

MECANISMOS QUE CONTROLAM AS VARIAÇÕES OCEANOGRÁFICAS

Populações marinhas, em menor escala indivíduos, experimentam os efeitos do clima regional e localmente. No entanto, as características meteorológicas e oceanográficas são frequentemente governadas por fenômenos que estendem por áreas muito maiores. A interação entre a atmosfera e o oceano forma sistemas dinâmicos, exibindo padrões complexos de variações, os quais podem influenciar bastante os processos ecológicos de muitas maneiras diferentes (Ottersen et al. 2010).

Diagramas de espaço-tempo foram usados inicialmente fornecendo uma estrutura conceitual para compreensão das interações entre processos físicos oceânicos. Esta abordagem foi então estendida para incluir interações entre populações marinhas e seu ambiente (Fig. 10.1).

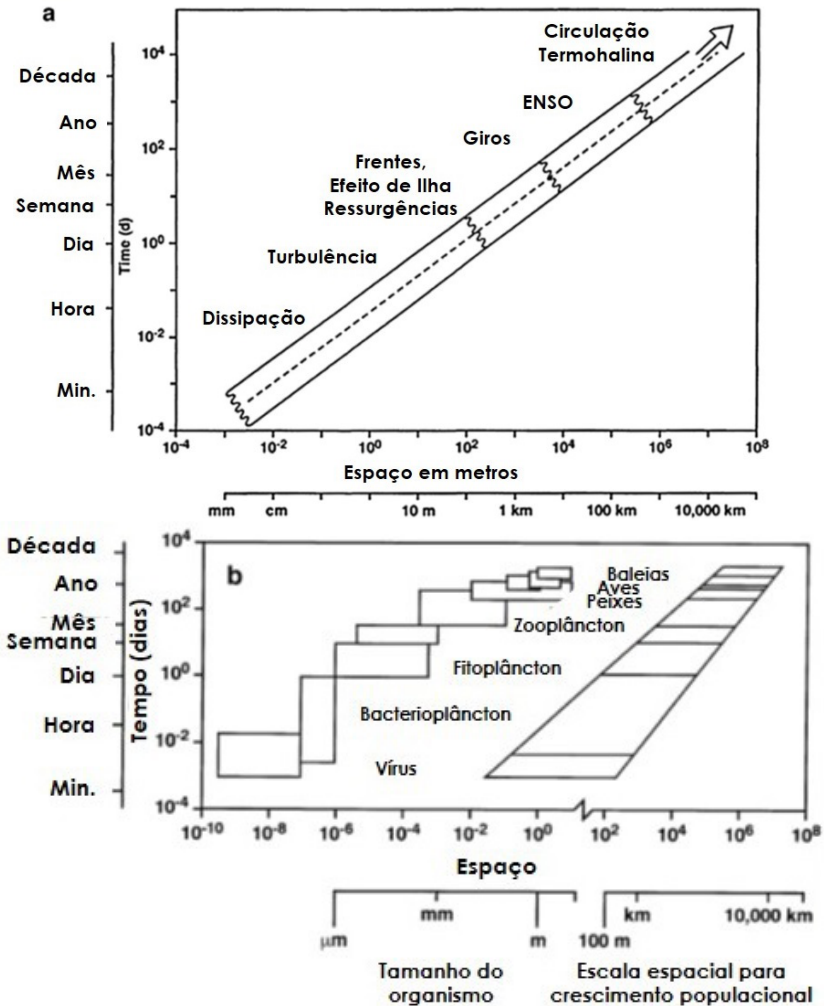


Figura 10.1 Esquema mostrando as escalas de espaço e tempo dominantes no oceano para (a) movimentos físicos e (b) populações biológicas. Em (b) as caixas sobrepostas à esquerda representam intervalos de tamanho típicos (no eixo x) e tempos típicos para a duplicação da população (no eixo y) para cada tipo de organismo. As caixas à direita representam escalas espaciais típicas para cada organismo durante sua vida. Figura adaptada de Denman et al. (1996) e Hoffman et al. (1998)

O diagrama tempo-espaço dado por Steele (1978) indica que os níveis tróficos mais alto são afetados principalmente por características físicas que persistem em escalas espaciais longas, como frentes e ressurgência e escala de tempo longa. Embora esta seja uma representação gráfica útil, agora é mais apropriado considerar as populações de peixe interagindo com seu ambiente através de uma escala hierárquica, em que respondem às perturbações em curtas e longas escalas. Ou seja, as populações dos recursos pesqueiros são afetadas de várias maneiras, seja em escalas mais curtas, que afetam o seu alimento, seja em escalas intermediárias, como por exemplo, frentes e ressurgências, ou ainda, em escalas mais longas, em que os efeitos ambientais são introduzidos através de oscilações interanual e a própria circulação oceânica (Hoffman et al. 1998).

INTERAÇÕES ATMOSFERA OCEANO

Os oceanos não são homogeneamente produtivos. A produção primária, e conseqüentemente, a produção dos recursos pesqueiros dependem da quantidade de nutrientes disponíveis na água. Sabemos hoje que regiões onde o aporte de nutrientes dos continentes e locais onde águas profundas surgem na superfície são as zonas mais produtivas.

Mas quais são as forçantes destas ressurgências? Por que alguns países são tão produtivos em recursos pesqueiros e outros não? Por que existem flutuações interanuais? Globalmente, isto pode ser explicado pelos: i) padrões de vento gerados pelo aquecimento não uniforme da superfície terrestre; ii) transferência de momento desses ventos para os oceanos; iii) rotação da terra, e; iv) diferenças de densidade das massas de água.

O movimento superficial dos oceanos é impulsionado pelos ventos. Por causa dos padrões de ventos e da posição atual dos continentes, existem atualmente seis grandes giros no oceano global. Dois no Hemisfério Norte e quatro no Hemisfério Sul. São eles: Giro do Atlântico Norte, Giro do Pacífico Norte, que são giros horários. Giro do Atlântico Sul, do Pacífico Sul e do Oceano Índico, giros anti-horários. E a Corrente Circumpolar Antártica, que vai de oeste para leste.

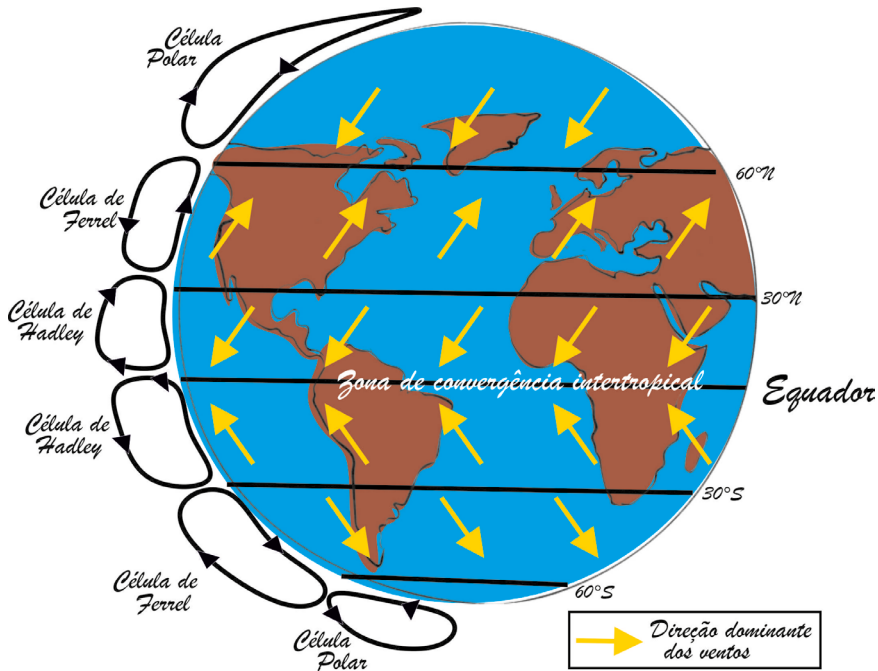


Figura 10.2 Padrão global de ventos

As correntes que constituem os giros geostróficos possuem características diversas, em razão das diferentes forçantes que as movem (direção dos ventos, aquecimento solar, atuação da força de Coriolis). As correntes podem ser classificadas por sua posição nos giros: Correntes de Contorno Oeste, Correntes de Contorno Leste e Correntes Transversais.

Correntes de Contorno Oeste: são estreitas, rápidas, transportam água quente em direção aos Polos. Tendem a se aprofundar quanto mais se afastam do equador. Elas são pobres em nutrientes, logo as costas leste dos continentes têm uma tendência de terem baixa produtividade pesqueira. Instabilidades ou flutuações nessas correntes estão na forma de meandros e formação de anéis (vórtices), isto pode afetar populações de ovos de larvas, como já mencionado. São elas: Corrente do Golfo no Atlântico Norte, Corrente do Brasil no Atlântico Sul, Corrente do Japão ou Kuroshio no Pacífico Norte, Corrente Leste Australiana no Pacífico Sul e, Corrente das Agulhas no Índico.

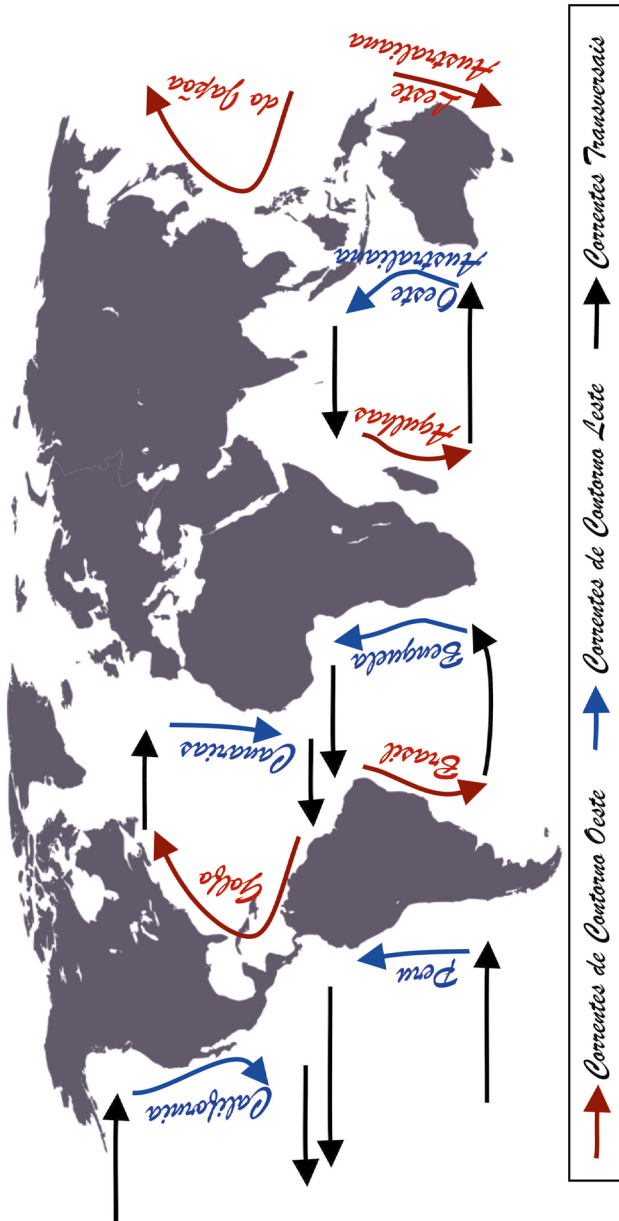


Figura 10.3 Grandes Giros Oceânicos. Horários no Hemisfério Norte, e anti-horários no Hemisfério Sul

Corrente de Contorno Leste: que atuam nas margens oeste dos continentes. Elas carregam águas frias em direção ao equador. São rasas e largas, essas correntes são ricas em nutrientes, fazendo com que as bordas oeste dos continentes sejam mais produtivas que as bordas leste. São elas: Corrente das Canárias no Atlântico Norte, C. de Benguela no Atlântico Sul, C. da Califórnia no Pacífico Norte, C. do Peru no Pacífico Sul e C. Leste Australiana no Índico.

Correntes Transversais correntes que fluem de leste para oeste no equador meteorológico. Indo de oeste para leste nos trópicos, as correntes transversais fazem a ligação entre as Correntes de Contorno Oeste e Leste. Apesar do efeito de Coriolis ser fraco no transporte Equatorial, a água tende a ser defletida para os Polos. O que ocasiona uma ressurgência central, ascensão de águas mais ricas vindas do fundo. Logo há uma elevada produtividade das águas nesta região, quando comparadas com o oceano tropical aberto, onde prevaleçam condições pobres para o crescimento (uma vez que a forte estratificação em camadas isola água profunda mais rica da superfície do oceano iluminado pelo sol).

OSCILAÇÕES DECADAIS

Oscilação Sul (ENZO)

É uma oscilação irregular que ocorre entre 3-7 anos. Envolve um estado quente *El Niño*, e um estado frio *La Niña*, que evolui sob a influência da interação dinâmica entre a atmosfera e oceano. Embora os efeitos do ENZO sejam sentidos globalmente, ele se inicia no Pacífico Equatorial (Fig. 10.4). Os ventos alísios normalmente carregam enormes quantidades de água em direção a oeste de cada lado do Equador no Pacífico, mas em anos que estes ventos se enfraquecem, essas correntes equatoriais perdem velocidade até parar. A água quente que havia sido acumulada no lado oeste do Pacífico, move-se para leste ao longo do Equador, em direção a costa das Américas. Isto cessa a ressurgência da Corrente do Peru, afetando a região de maior produtividade pesqueira mundial.

Os efeitos dos ENZOs nos Clupeiformes (sardinhas e anchoitas) ao longo da costa do Peru e do Chile são observados há muito tempo. Um evento de *El Niño* tem 3 grandes impactos no sistema da ressurgência da

costa do Peru: i) aumento a temperatura costeira em até 8°C; ii) redução da produção de plâncton devido à inibição da ressurgência; iii) mudança nas relações tróficas.

A sardinha do Peru (*Sardinops sagax*) parece se sair bem e até prosperar nestas condições. Por outro lado, as anchoitas (*Engraulis rigens*) sofrem muito, principalmente em eventos fortes. A primeira reação destas pequenas espécies pelágicas é se afastarem das correntes de águas mornas. As sardinhas do Peru se movem para o Sul, e, às vezes, se misturam com o estoque norte do Chile. As anchoitas se movem em 3 direções: algumas se movem para o sul, mas as anchoitas não conseguem realizar migrações tão longas como a sardinhas; outras se movem para o fundo, entre 80-100 metros, mas esta região tem menos alimento ou; tentam fugir se aproximando da costa, onde bolsas de água fria se mantém por algum tempo, no entanto isto aumenta a sua vulnerabilidade a pesca.

Nos últimos 40 anos, a Corrente do Peru foi afetada por três eventos muito fortes de *El Niño*. A biomassa e as capturas de anchoita foram reduzidas em 72/73, 82/83 e em 97/98, mas as anchoitas se recuperam um tempo depois. Portanto, embora os Clupeiformes sejam fortemente afetados pela variação interanual do ENZO e pela mortalidade extremamente alta da pesca, sua dinâmica em longo prazo, parece ser controlada pela variabilidade climática em escala decadal, levando a alternâncias entre anchoitas e sardinhas (Lehodey et al. 2006).

Também já foram constatadas mudanças na dinâmica populacional de espécies tropicais dos atuns pelo ENZO. Movimentos em larga escala dos atuns no Pacífico foram correlacionadas com a posição da zona de

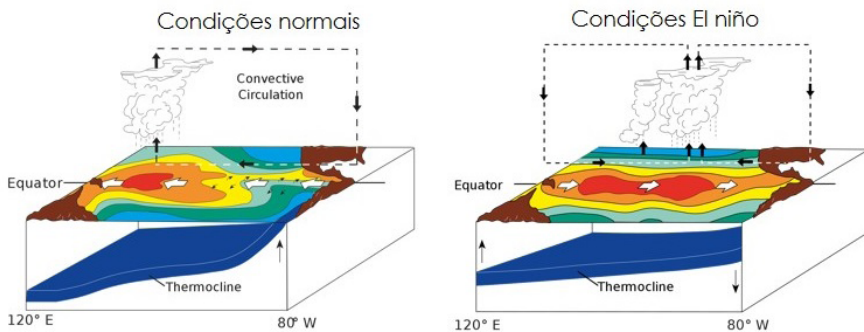


Figura 10.4 Esquema da temperatura superficial, posição da Termoclina e evaporação da água no Oceano Pacífico em anos "normais" e em anos do *El Niño*

Convergência Oceânica Equatorial. Esta muda de Oeste para Leste e vice-versa em resposta aos ciclos das oscilação, já explicado.

Além dos impactos no seu movimento, o ENZO também afeta o recrutamento e a abundância destas espécies. O recrutamento do bonito-listrado *Katsuwonus pelamis* e da albacora-laje *Thunnus albacares* aumentou após eventos *El Niño*. Porém o recrutamento de atuns subtropicais, como a albacora-branca *Thunnus alalunga* mostra um padrão oposto, com recrutamento mais alto após eventos de *La Niña* (Lehodey et al. 2006).

Outras oscilações inter-decadais são conhecidas: as Oscilações Decadais do Pacífico Norte e do Atlântico Norte. Vou aqui aborda-las brevemente.

As Oscilações Decadais do Pacífico Norte afetam as produções dos Salmões do Pacífico Norte. As grandes quantidades das 5 espécies de salmões migrando para o interior do continente são eventos importantes, que sustenta as cidades costeiras por séculos.

Oscilações do Atlântico Norte (NAO): as condições atmosféricas opostas entre os lados leste e oeste do Atlântico Norte, o chamado efeito gangorra entre a Groenlândia e o noroeste da Europa, também são conhecidas a séculos. A variabilidade nessa situação influencia fortemente as pescarias do Bacalhau *Gadus morhua* (Lehodey et al. 2006).

Também foram relacionados padrões distintos de recrutamento de atuns as NAO. Para a albacora-do-norte o recrutamento durante os anos de NAO alto foi metade do que nos anos de NAO baixo. O oposto ocorre no caso do atum-rabilho onde o recrutamento médio durante situações de NAO alto foi o dobro em relação aos anos de NAO baixo (Ottersen et al. 2004).

VARIÁVEIS OCEANOGRÁFICAS QUE AFETAM A PESCA DENTRO DO ATLÂNTICO SUL: FOCO NA COSTA BRASILEIRA

Agora de maneira mais detalhada, será apresentada a circulação no Atlântico Sul, com enfoque na costa do Brasil. O litoral brasileiro é banhado pela Corrente Sul Equatorial, uma corrente de águas quentes, pobre em nutrientes. Esta se divide em duas: a Corrente Norte do Brasil e a Corrente do Brasil. Logo, a produção de pescado brasileira é baixa, se comparada à de países que recebem Correntes de Contorno Leste.

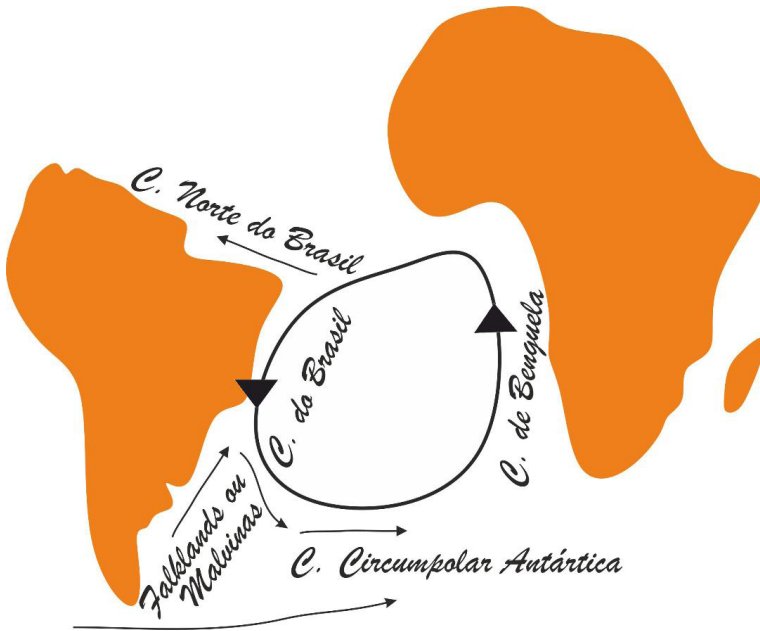


Figura 10.5 Padrão de circulação do Atlântico Sul

Temos grandes aportes de nutrientes vindos do continente, por exemplo: Rio Amazonas, AM, Delta do Rio Parnaíba, PI/MA, São Francisco, SE/AL, Rio Paranaguá, PR, laguna Lagoa dos Patos, RS, entre outros. Águas costeiras enriquecidas pelo escoamento continental são responsáveis por quase 10% dos desembarques pesqueiros mundiais (Pauly & Christensen 1995).

As maiores produções estão localizadas ao norte, devido aportes nutrientes do Rio Amazonas, e no sudeste/sul do Brasil. A ressurgência do Cabo Frio, a entrada da Água Central do Atlântico (ACAS) na plataforma sudeste e, a penetração da Corrente das Malvinas (também conhecida por Falklands) no outono/inverno na região Sul contribuem com a produção de recursos pesqueiros no Brasil.

Ressurgência: movimentos ascendentes de água com duração e extensão mínimas capazes de ocasionar anomalias na distribuição das propriedades físicas, químicas e biológicas da superfície do mar. Na ressurgência costeira do Cabo Frio a principal forçante deste fenômeno são os ventos nordeste, que geram transporte de volume de água na

camada de Ekman em direção ao largo. A água que ressurge ali é a ACAS. Fria, menos salina e com maior concentração de nutrientes do que a Água Tropical do o seu nome de nascente estimulando a produção primária e secundária da região (Rossi-Wongtschovski & Madureira 2006).

A ressurgência do Cabo Frio, e entrada na plataforma catarinense da ACAS, principalmente nos verões, faz com que a região sustente um grande estoque da sardinha-verdadeira *Sardinella brasiliensis*. Além da sardinha-laje, cavalinha e chicharro. Os desembarques da sardinha-brasileira são constantes no Rio de Janeiro mais flutuam no setores de São Paulo, Paraná e Santa Catarina sendo mais capturadas em São Paulo no inverno e no Paraná e Santa Catarina no verão (Sunyé & Servain 1998). Estes processos estão condicionados à intensidade e constância dos ventos de nordeste. Quando os ventos de sul associados à passagem de frentes meteorológicas são dominantes, o perfil é ocupado por águas mais quentes de salinidade menor de origem continental.

A circulação superficial das águas costeiras no sul do Brasil é caracterizada pela variação no fluxo da Corrente das Malvinas. Vindas do sul trazem águas frias de baixa salinidade, pelo escoamento do Rio da Prata e, é responsável pelo aumento da produtividade primária na região. Além deste enriquecimento pela penetração da C. das Malvinas, há o enriquecimento da região por águas continentais. A utilização dos estuários como berçário por diversas espécies marinhas também contribuir largamente para produtividade pesqueira na região (Chao et al. 1985, Haimovici & Cardoso 2017).

Uma espécie pelágica onde podemos perceber diversos fatores das variações oceanográficas interferindo/controlando a pesca é a tainha *Mugil liza*, uma espécie marinha migrantes estuarina dependente (Mai et al. 2019). Noventa e cinco por cento da sua produção incidem no estoque sul, que ocorre de São Paulo a Argentina (Mai et al. 2014). Ela migra dos diversos estuários para a região da plataforma quando as primeiras frentes de massa de ar polar atingem o sul do Brasil. O gatilho migratório se dá pela intrusão salina e pela queda da temperatura da água. Isso varia entre os meses de maio a junho, dependendo o ano. Ela se reproduz na frente da Corrente das Malvinas, que em alguns anos que fica próximo a Santa Catarina-Paraná e em outros mais próximos ao Rio Grande do Sul-Santa Catarina (Lemos et al. 2014)

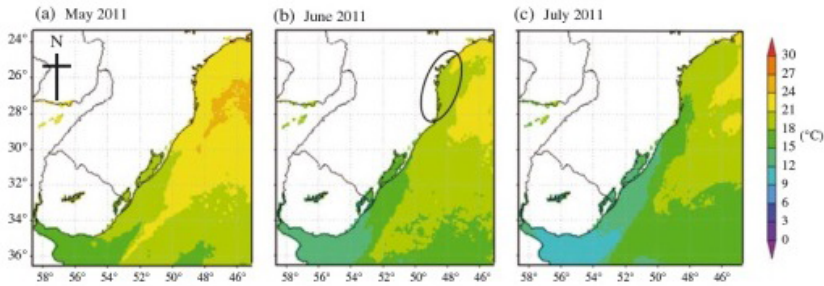


Figura 10.6 Variação média mensal na temperatura da superfície do mar na costa sudeste do Brasil para (a) maio, (b) junho e (c) julho de 2011. A elipse na figura (b) aponta a temperatura favorável para a desova da tainha *Mugil liza*.

Fonte: Lemos et al. 2014

O acompanhamento dos rendimentos da pesca artesanal da tainha demonstram uma correlação negativa com eventos de *El Niño* Oscilação Sul - ENZO (Vieira et al. 2008). Os autores correlacionaram o fato de que em anos de ENZO há maior pluviosidade na região dos estoques sul da tainha. E os estuários não salgam como em anos tidos normais, o que afeta o gatilho para migração em massa das tainhas para o mar.

Para a albacora-laje *Thunnus albacares* capturados no Atlântico Tropical (15°N 15°S) as maiores capturas por espinhel estão relacionados à posição da zona de Convergência Intertropical e sua variabilidade temporal. Os resultados indicam maiores capturas a 5°S, entre os meses de março a maio (Zagaglia et al. 2004).

A carência no acompanhamento em longo prazo de desembarques pesqueiros no Atlântico Sul permite poucos exemplos das flutuações pesqueiras e correlações com variáveis oceanográficas quando comparados com Atlântico Norte e o Pacífico Norte. E talvez, as principais pescarias sumam antes dessas relações serem descobertas, pela sobre-pesca. Os estoques de peixes de grande porte e crescimento lento como os bagres *Genidens barbatus* e *G. planifrons*, miragaia *Pogonias cromis* e a viola *Rhinobatus horkelii* entraram em colapso no início dos anos 80. Os Sciaenidae (corvinas e pescadas) da região Sul/Sudeste também se encontram sobre-explorados, apesar de terem maturação precoce alta fecundidade. Os pelágicos *M. liza* e a anchova *Pomatomus saltatrix* estão no limite da exploração (Haimovici & Cardoso 2017).

MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O aquecimento dos oceanos está associado ao aumento da estratificação dos mesmos, o que restringe o suprimento de nutrientes aos organismos fotossintetizantes nas águas superficiais. A solubilidade do oxigênio será reduzida com temperaturas mais elevadas, com efeitos potencialmente negativos para os organismos.

E, a pesca está exposta aos efeitos das mudanças climáticas de maneira direta e indireta. Indiretamente: deslocamentos e migrações das populações humanas; impactos nas comunidades costeiras, devido ao aumento do nível do mar; mudanças nas frequências de distribuição intensidade das tempestades.

De maneira direta, a pesca artesanal poderá ser afetada pela mudança na distribuição das espécies. Comunidades de Taiwan já sofreram a perda da espécie alvo, a tainha *Mugil cephalus*. Uma análise em longo prazo, de 1967-2009 das capturas por unidade de esforço foram confrontadas com os índices climáticos de oscilação decadal do Pacífico, oscilação do Atlântico Sul e da temperatura da superfície do mar. E a queda nas capturas, a partir de 1980, é mais explicada pela elevação da temperatura superficial do mar. Os pescadores se deslocaram mais para o Norte (Lan et al. 2014).

Para a pesca em larga escala, industrial, que é baseada em ressurgências e, as mudanças climáticas vão afetar a frequência intensidade das mesmas. O movimento previsto para o norte dos estoques de atum no Pacífico pode atrapalhar as indústrias de peixes, pois suas infraestruturas estão instaladas mais ao sul (Miller et al. 2010). Além disso, os deslocamentos podem ocorrer através das fronteiras nacionais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da importância da variabilidade climática na dinâmica populacional de peixes, as metas de gerenciamento são definidas, em grande parte, sem explicar explicitamente a variabilidade ambiental. As consequências são potencialmente desastrosas. Uma razão para isto é que é difícil obter um entendimento completo das relações do clima e da dinâmica populacional.

Os recentes avanços nos sistemas dinâmicos de previsões climáticas globais, em escala sazonal, aumentaram as perspectivas de seu uso no desenvolvimento de novas estratégias de gestão pesca. Resta avaliar se, dadas as suas incertezas, e as incertezas dessas relações empíricas entre o ambiente o recrutamento, estas previsões podem produzir melhores estimativas de biomassa de estoque (Tommasi et al. 2016).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Chao, LH, LE Pereira, JP Vieira. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study, 429–450. In: A Yanez-Arancibia. Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. DR(R) UNAM Press.

Denman, KL, EE Hofmann, H Marchant. 1996. Marine biotic responses to environmental change and feedbacks to climate, 483–516. In: JT Houghton, LG Meira Filho, BA Callander, et al. Climate change: the science of climate change. Cambridge University Press.

Haimovici, M, LG Cardoso. 2017. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. J Mar Biol Res. doi: 10.1080/17451000.2016.1228978

Hofmann, EE, TM Powell 1998. Environmental variability effects on Marine Fisheries: four case histories. Ecol Appl 8(1): S23–S32.

Lan, K, M Lee, CI Zhang, et al. 2014. Effects of climate variability and climate change on the fishing conditions for grey mullet (*Mugil cephalus* L.) in the Taiwan Strait. Climatic Change. doi: 10.1007/s10584-014-1208-y

Lehodey, P, J Alheit, M Barange, et al. 2006. Climate Variability, fish, and fisheries. J Clim 19: 5009–5030.

Lemos, VM, AS Varela Jr, PR Schwingel, et al. 2014. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. J Fish Biol. doi: 10.1111/jfb.12452

Mai, ACG, CI Miño, LFF Marins, et al. 2014. Microsatellite variation and genetic structuring in *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) populations from Argentina and Brazil. Estuar Coast Shelf Sci. doi: 10.1016/j.ecss.2014.07.013

Mai, ACG, CQ Albuquerque, VM Lemos et al. 2019. Coastal zone use and migratory behaviour of the southern population of *Mugil liza* in Brazil. J Fish Biol. doi: 10.1111/jfb.14120

- Miller, K, A Charles, M Barange, et al. 2010. Climate change, uncertainty, and resilient fisheries: Institutional responses through integrative science. *Prog Ocean*. doi: 10.1016/j.pocean.2010.09.014
- Ottersen, G, J Alheit, K Drinkwater, et al. 2004. The responses of fish population to ocean climate fluctuation, 73–94. In: N Stenseth, G Ottersen. *Marine ecosystems and climate variation*. Oxford University Press.
- Ottersen G, S Kim, G Huse, et al. 2010 Major pathways by which climate may force marine fish populations. *J Mar Syst*. doi: 10.1016/j.jmarsys.2008.12.013
- Pauly, D, V Christensen 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. doi: 10.1038/374255a0
- Rossi-Wongtschovski, CLDB, LS Madureira 2006. O ambiente oceanográfico da plataforma continental e talude na região sudeste/sul do Brasil. EdUSP.
- Sunyé, PS, J Servain. 1998. Effects of seasonal variations in meteorology and oceanography on the Brazilian sardine fishery. *Fisher Ocean* 7(2): 89–100.
- Thorson, JT, OP Jensen, EF Zipkin 2014. How variable is recruitment for exploited marine fishes? A hierarchical model for testing life history theory. *Can J Fish Aquat Sci*. doi: 10.1139/cjfas-2013-0645
- Tommasi, D, C Stock, K Pegion, et al. 2016. Improved management of small pelagic fisheries through seasonal climate prediction. *Ecol Appl*. doi: 10.1002/eap.1458
- Vieira, JP, AM Garcia, AM Grimm. 2008. Evidences of *El Niño* effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. *Braz Archives Biol Technol*. doi: 10.1590/S1516-89132008000200025
- Zagaglia, CR, JA Lorenzetti, JL Stech. 2004. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic. *Remote Sens Envir*. doi: 10.1016/j.rse.2004.07.015

Capítulo 11

ESTATÍSTICA ESPACIAL NAS CIÊNCIAS PESQUEIRAS E PLANEJAMENTO ESPACIAL

MARCELO FRANCISCO DE NÓBREGA

1. ESTATÍSTICA ESPACIAL

A independência probabilística entre unidades amostrais é uma suposição implícita em numerosas técnicas estatísticas, sendo muitas vezes pouco realista (Petitgas 1996). Em geral, os recursos biológicos apresentam uma distribuição com dependências espacial, já que argumentos ecológicos como a promoção da reprodução e o controle da mortalidade natural frente à atuação de predadores (Fig. 11.1), favorecem a agregação espacial dos indivíduos (Helfman et al. 1997).



Figura 11.1 Agregação do xaréu (*Caranx latus*) no Parque Nacional Cabo Pulmo, no México (Fotógrafo: Octavio Aburto)

Essa distribuição espacial contagiosa dos organismos oferece um campo de ação para os dados espaciais, ou seja, dados nos quais a dependência se apresenta entre todos os valores obtidos em distintas localizações e em todas as direções, diminuindo com a distância. Os modelos espaciais são uma recente adição à **literatura estatística** (Manly 2001). Áreas do conhecimento como Geologia, Epidemiologia, Ecologia, Astronomia ou qualquer disciplina que trabalhe com dados coletados em diferentes localizações (variáveis regionalizadas), necessitam desenvolver modelos que levem em consideração as dependências entre os valores das variáveis em diferentes localizações.

Os dados espacialmente estruturados, também denominados “georreferenciados” ou “regionalizados”, podem ser contínuos ou discretos, agregações espaciais ou observações pontuais no espaço. As localizações espaciais podem ser regulares ou irregulares e podem ser extraídas de um conjunto contínuo ou discreto, mas sempre de caráter de processo estocástico, que pode ser formalizado do seguinte modo:

Seja $s \in D$ uma localização concreta, $D \subseteq \mathfrak{R}^d$ (conjunto de localizações possíveis de dimensão $d = 1, 2$ ou 3 , segundo o experimento se desenvolva sobre uma transecção linear, uma superfície, ou considerando variações batimétricas). Os dados $\{Z(s_1), Z(s_2), \dots, Z(s_n)\}$, coletados em conhecidas localizações espaciais $\{s_1, s_2, \dots, s_n\}$, são as medidas em s do recurso considerado e, uma vez que muitas realizações são possíveis, possuem caráter de variável aleatória: variável georreferenciada ou regionalizada e permitem fazer inferências sobre a variável Z em toda a área.

Assim, no conjunto dos dados $\{Z(s) \mid s \in D\}$, valores de Z nas distintas localizações de D é um vetor aleatório, e cada conjunto de valores desse vetor constitui uma realização do processo. Por outro lado, D **não** tem porque ser considerado fixo dentro de \mathfrak{R}^d , podendo ser considerado como um subconjunto aleatório, ou seja, D pode variar em cada realização concreta, adicionando ao problema outro tipo de aleatoriedade. O caráter aleatório ou fixo de D e o tipo de variável aleatória que é $Z(s)$ determinam distintas áreas da estatística espacial.

A Geoestatística é um conjunto de técnicas cujo objetivo é realizar inferências (estimação de parâmetros e contraste de hipóteses), relativas

a variáveis espaciais, construindo modelos para interpretar essa estrutura espacial. Os modelos propostos podem ser submetidos a contrastes de verificação. Essa fase do estudo constitui a “análise estrutural” das variáveis. Na área de avaliação e modelagem de recursos pesqueiros, as variáveis de interesse para estabelecer modelos e projeções no espaço bidimensional e tridimensional são a abundância, geralmente estimada na forma da captura por unidade de esforço (CPUE); a riqueza de espécies, tamanhos e pesos individuais dos recursos capturados e estágios reprodutivos. As variáveis que podem explicar ou prever a distribuição espacial dessas variáveis citadas acima são a salinidade e a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, a clorofila *a*, o tipo de substrato onde a espécie foi capturada, a profundidade, a distância da costa e o tempo (mês, ano, estações do ano).

O VARIOGRAMA

Quando amostras são coletadas independentemente de outras, a variância pode ser estimada diretamente dos valores das amostras, sob algum pressuposto na correlação espacial (Cochran 1977). Mas quando amostras não são coletadas independentemente de outras e quando a distribuição espacial dos organismos é estruturada, torna-se necessário o cálculo da variância das estimativas, e previsões necessitam de um modelo para estabelecer a correlação espacial na população (Cochran 1977).

Para realização de inferências, é necessário fazer algumas suposições a respeito da variável espacial denotada genericamente por Z , de outro modo, os dados que representam uma amostra incompleta de uma única realização não permitiriam fazer tais inferências. Seja s uma localização concreta, h um vetor de deslocamento e $Z(s)$ a variável espacial na localização s , a formulação das duas hipóteses intrínsecas são as seguintes:

1. $E[Z(s+h) - Z(s)] = 0$

Essa hipótese garante que a média da variável seja independente de sua localização, ou seja, que o processo não apresente tendências. Essa hipótese é difícil de ocorrer na prática sem haver um pré-tratamento dos dados, onde, com frequência, existem comprovadas tendências

em função da profundidade, distância da costa, condições ambientais dependentes da localização, entre outras.

$$2. \text{Var}[Z(s+h) - Z(s)] = 2 \cdot \gamma(h)$$

A hipótese em questão estabelece que a variância dos incrementos da variável a um deslocamento espacial de amplitude h depende unicamente de h , e não da localização. A função $\gamma(h)$ recebe o nome de semivariograma ou variograma. Um processo estacionário de segunda ordem é aquele que cumpre os seguintes pressupostos:

$$1. E[Z(s)] = E[Z(s+h)] = m$$

$$2. \text{Cov}[Z(s), Z(s+h)] = E[(Z(s) - m) \cdot (Z(s+h) - m)] = C(h) < \infty$$

1. Indica que a média é constante, ou seja, independente da localização concreta.

2. Indica que existe a covariância e só depende de h . $C(h)$ é chamado covariograma ou função covariante estacionária. Em particular, quando $h=0$, o covariograma é a variância, pelo que a segunda propriedade garante a existência da variância e sua independência com respeito à localização.

Se o covariograma só depende de h através de sua magnitude e $C(h)$ é **somente uma função** de $|h|$, recebe o nome de isotrópico. Em caso contrário, é chamado anisotrópico. Todo processo estacionário de segunda ordem cumpre as hipóteses intrínsecas (o recíproco não é verdadeiro), sendo possível, nesse caso, relacionar o covariograma e o variograma:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \cdot \text{Var}[Z(s+h) - Z(s)] = \frac{1}{2} (\text{Var}(Z(s+h)) + \text{Var}(Z(s)) - 2C(h))$$

Uma vez que $\text{Var}(Z(s)) = \text{Var}(Z(s+h)) = C(0)$, a relação esperada é:

$$\gamma(h) = C(0) - C(h)$$

O variograma mede a variabilidade média entre dois pontos s e $s + h$, em função de seu deslocamento h . O variograma é a pedra angular da Geoestatística (Isaaks & Srivastava 1989), uma vez que permite o tratamento inferencial, seja estimação, previsão ou contraste de hipóteses. O variograma $2\gamma(h)$ pode ser estimado a partir de uma amostra de dados espaciais. Um possível estimador $2\gamma^*(h)$ é a média aritmética do quadrado das diferenças entre duas medidas experimentais $[Z(s_i) - z(s_i + h)]$, em dois pontos separados por um vetor h , podendo ser descrito da seguinte forma (Journel & Huijbregts 2004):

$$2\gamma^*(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(s_i) - Z(s_i + h)]^2,$$

onde $N(h)$ é o número de pares de localizações $Z(s_i)$, $Z(s_i + h)$ dos dados separados pelo vetor h .

O comportamento ideal para o variograma é o seguinte:

1. Anula-se na origem, uma vez que para $h = 0$, $Z(s + h) = Z(s)$;
2. É crescente em relação à h , até certo nível, e logo se torna mais ou menos constante.

Essa “forma ideal” de variograma (Fig. 11.2) representa para geoestatística o mesmo que a distribuição normal para a estatística convencional. Recebe o nome de **Modelo Esférico de Matheron**. Nessa forma ideal de variograma são encontrados dois parâmetros essenciais:

Escala (a) - é razoável supor que a influência entre duas localizações a uma distância h diminui quando h aumenta, ou seja, o variograma é crescente e a velocidade do incremento indicaria como a dependência diminui com a distância. Também parece claro que, a determinada distância, a influência desapareceria completamente, apresentando estabilização da curva. Essa distância crítica a partir da qual os valores não estão mais correlacionados é denominada de escala (a), supondo-se uma definição precisa da noção de “zona de influência”.

Limiar (c) - é o valor referente à variância na escala. Se a variável é estacionária de segunda ordem, o limiar alcança o valor da variância estacionária ($h \geq a$):

$$\gamma(h) = 0,5 \cdot \text{Var}[Z(s+h) - Z(s)] = 0,5 \cdot [\text{Var}Z(s+h) - 2 \cdot C(h) + \text{Var}Z(s)]$$

Supondo que a variável é estacionária de segunda ordem: $\text{Var}Z(s+h) = \text{Var}Z(s)$ e supondo que para uma distância superior à escala (a) os valores não estariam mais correlacionados ($C(h) = 0$),

$$\gamma(h) = 0,5 \cdot 2 \cdot \text{Var}Z(s) = \text{Var}Z(s)$$

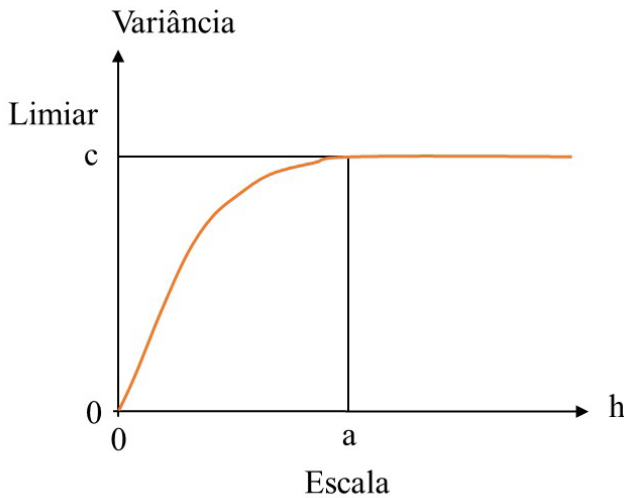


Figura 11.2 Comportamento ideal de um variograma estabelecido por Matheron, mostrando os parâmetros a (escala) e c (limiar).

Ainda que esse comportamento seja esperado, em muitos casos, o variograma não apresenta um limiar. Trata-se de uma diferença fundamental entre o variograma e a covariância: o variograma sempre existe, já que se assume que as hipóteses intrínsecas são verdadeiras; entretanto, a covariância só existirá em um variograma que não apresenta um limiar, se a função é também estacionária de segunda ordem.

As características particulares do fenômeno estudado originam, em muitos casos, um distanciamento do variograma do comportamento ideal, estabelecido por Matheron. Um desses comportamentos distintos, frequentemente observado, refere-se a uma descontinuidade na origem, ou seja, o variograma não tende a 0 quando o deslocamento entre

observações é 0 (localizações amostradas em um mesmo ponto). Isso significa que a variável estudada é altamente descontínua, em pequenas distâncias. Muitas variáveis mostram esse tipo de comportamento e recebem o nome de **efeito pepita**.

Obviamente, $\gamma(0)$ deveria ser 0, já que a distância entre duas localizações é 0, considerando tratar-se da mesma posição e, portanto, não deveria existir diferença entre os dois valores da variável. Assim, para que o variograma apresentasse uma função contínua na origem,

deveria ocorrer $\lim_{h \rightarrow 0} \gamma(h) = 0$. No entanto, em muitos casos, o variograma é descontínuo na origem, ou seja:

$$\lim_{h \rightarrow 0} \gamma(h) = c_0 > 0$$

O efeito pepita pode ser consequência de uma medida errônea, mas também pode indicar um comportamento irregular do fenômeno em pequenas distâncias. O efeito pepita seria, por exemplo, o resultado de introduzir cubos de gelo em um recipiente onde se está verificando a temperatura, ou ainda, o efeito produzido por pepitas de minérios em um depósito, cujo nome foi exatamente derivado de experimentos em depósitos de ouro no sul da África, para caracterizar esse tipo de comportamento.

Na fase de análise estrutural dos dados, é necessário modelar o variograma, ou seja, propor um modelo teórico, estimar seus parâmetros e verificar sua adequação aos dados experimentais. Em geral, não é certo que qualquer função positiva e não decrescente seja um modelo plausível para essa modelagem, tornando-se necessário eleger um modelo considerado admissível. A razão pela qual a escolha do modelo não deve ser livre é a definição do variograma como uma semivariância, a qual implica a necessidade de satisfazer certas condições. Assim, a escolha fica restrita a um conjunto de funções positivas e geralmente não decrescentes, cujos parâmetros (escala, limiar e efeito pepita) devem ser estimados. Os modelos admissíveis mais comuns são: Esférico, Exponencial, Potencial, Linear, Wisjian, Gaussiano, Cúbico, Cíclico, Sinusoidal e Efeito agulheiro.

INTERPOLAÇÃO (KRIGING)

O Kriging caracteriza-se por ser um tipo de interpolação, cujo nome foi recebido após o engenheiro de minerais D.G. Krige desenvolver e propor essa técnica (Manly 2001). Supõe-se que, em uma área de estudo, valores coletados y_1, y_2, \dots, y_n são conhecidos em n localizações e espera-se estimar o valor y_0 em outra localização, simplesmente assumindo que não há tendências nos valores de y . Então, a interpolação estima y_0 por uma combinação linear de valores conhecidos:

$$\hat{y} = \sum a_i y_i,$$

com os pesos a_1, a_2, \dots, a_n para aqueles valores conhecidos escolhidos, nos quais o estimador de y_0 não é tendencioso, com a mínima variância possível para a predição do erro. A ideia geral é de que pontos próximos de y_0 tenham pesos maiores do que os pontos mais distantes.

A equação para determinar os pesos usados na equação acima é, na maioria das vezes, complicada. Autores como Thompson (1992), Goovaerts (1997) e Journel & Huijbregts (2004) descrevem e explicam em detalhes as referidas equações. Elas são funções dos modelos assumidos para o variograma. Existem também diferentes tipos de Kriging, que resultam em modificações básicas do procedimento. Por exemplo, um Kriging simples assume que o valor esperado da variável amostrada é constante e conhecido sobre toda a área de estudo; Kriging ordinário permite que a média varie em diferentes partes da região de estudo, utilizando apenas observações próximas para estimar um valor desconhecido; um Kriging com tendências assume uma tendência de suavização na média sobre a área de estudo. O Kriging ordinário é atualmente o mais utilizado. Na prática, ele é feito em três estágios:

1. O variograma experimental é calculado para descrever a estrutura espacial nos dados;

2. Muitos modelos de variograma são ajustados para o variograma experimental, também por um procedimento chamado passo a passo ou por métodos de regressões não lineares, sendo um modelo escolhido para ser o mais apropriado;

3. As equações Kriging são usadas para estimar a variável de interesse em um número de localizações onde não foram coletadas amostras. Frequentemente o resultado é uma retícula de pontos que recobre toda a área de estudo.

2. ANÁLISE ESPACIAL NA AVALIAÇÃO DE RECURSOS PESQUEIROS

Estudos de pescarias, tradicionalmente, têm focalizado a abundância de peixes, a morfologia, o comportamento, o crescimento e a reprodução. Técnicas quantitativas de cruzeiros científicos incluem estudos de ovos e larvas, marca e recaptura e cruzeiros de arrasto para projetar o tamanho da população (Foote 1996). Em geral, problemas espacialmente explícitos não têm sido incorporados dentro desses estudos, exceto para associar o comportamento e a fisiologia com variações ambientais.

Recentemente, grande ênfase tem sido dada à importância do padrão espacial, sua escala e variação como um componente no processo ecológico (Petitgas 1993, Horne & Schneider 1995). A importância da heterogeneidade de recursos biológicos e físicos tem sido reconhecida como um fator crítico na manutenção de populações (Legendre & Fortin 1989).

Considerar a informação espacial na organização de habitats e espécies dentro da coluna da água, bem como a variação nas características do habitat deve contribuir para o entendimento dos processos do ecossistema e a sustentabilidade de populações de peixes. A ligação entre características físicas e processos biológicos (reprodução e história de vida das espécies) representa um aspecto crucial da dinâmica do ecossistema que controla a abundância, a distribuição e a produção do zooplâncton e de populações de peixes (Platt & Denman 1975, Wiebe et al. 1996).

Reconhecer e realizar predições da relação entre a dinâmica de estoques de peixes e a ocupação do habitat são duas etapas fundamentais para a efetiva avaliação e o manejo de populações de peixes marinhos (Rubec et al. 2001). Tomadores de decisões de pescarias comerciais e recreativas, atualmente, reconhecem a importância do habitat para a produtividade de estoques de peixes (Friel 2000). Mapas precisos de habitats, associados à distribuição espacial de populações de peixes estão se tornando importantes ferramentas para manejo e proteção desses habitats, promovendo pescarias sustentáveis (Rubec & McMichael 1996, Rubec et al. 1998b, Ault et al. 1999a).

Sistemas de Informação Geográfico (SIG) caracterizam-se por sistemas que organizam, analisam e representam graficamente complexos e diversos dados com atributos geográficos (Nishida &

Booth 2001). Avaliação de estoques espacialmente referenciada apenas recentemente vem sendo desenvolvida. Existe um interesse crescente no desenvolvimento de SIG na área marinha, principalmente para visualizar conjuntos de dados espaciais e prover uma plataforma de avaliação de estoques.

3. SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICO (SIG)

Etnologicamente, o termo “geoestatística” designa o estudo estatístico de fenômenos naturais. G. Matheron (1962) foi o primeiro a usar o termo extensivamente e sua definição deve ser conservada: “Geoestatística é a aplicação formal de funções aleatórias para o reconhecimento e a estimação de fenômenos naturais”. Um fenômeno natural pode ser caracterizado pela distribuição no espaço de uma ou mais variáveis, chamadas “variáveis regionalizadas”. A distribuição de gradientes no espaço tridimensional, por exemplo, e a variação de minérios em reservatórios terrestres, finalidade para a qual foi inicialmente desenvolvida a geoestatística (Journel & Huijbregts 2004).

Atualmente, Sistemas Geográficos de Informação são amplamente aplicados nas mais diversas áreas, como engenharia, planejamento de cidades e manejo de resíduos (Star & Estes 1990). Em pesquisas com recursos pesqueiros e sob a perspectiva de manejo, a aplicação de SIG ainda é pequena, sendo adotada apenas na década de 1980. Aplicações pioneiras na área focalizaram o manejo de desembarques e as pescarias costeiras (Caddy & Garcia 1986, Simpson 1992, Meaden & Do Chi 1996) e aqüicultura (Kapetsky et al. 1988, Meaden & Kapetsky 1991).

Caddy & Garcia (1986), Meaden & Kapetsky (1991), Simpson (1992), Meaden & Do Chi (1996) e Booth (2000) relataram alguns problemas que têm dificultado o crescimento e a implementação de SIG para o estudo de ciências marinhas. O primeiro é financeiro, associado com os altos custos para coletar dados biológicos, físicos e químicos. Tais custos, juntamente com os extras, relacionados à síntese de grandes bancos de dados espaciais, dentro de um formato utilizável, dificultam o desenvolvimento de SIG na área aquática e, particularmente, na área marinha. Esses custos sozinhos (ignorando o custo associado ao treinamento e ao aperfeiçoamento de pesquisadores) o tornam

proibitivo para aplicação nessa área, restringindo a utilização de SIG no desenvolvimento de cidades e grandes empresas comerciais. O segundo diz respeito à complexidade da dinâmica de sistemas aquáticos, em relação a ambientes terrestres, que necessitam de diferentes tipos de informação, ambos em termos de qualidade e quantidade. O terceiro está relacionado ao desenvolvimento de softwares que, em sua maioria, são voltados para ambientes terrestres, dificultando a aplicação em dados oceanográficos e em pescarias.

4. SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICO NA OCEANOGRAFIA PESQUEIRA

Para avaliar a situação e o progresso em recentes aplicações de SIG na oceanografia pesqueira, uma revisão desses estudos, classificados em quatro categorias, foi realizada. A figura 3 ilustra a relação entre as categorias em questão.

4.1 VISUALIZAÇÃO E MAPEAMENTO

Mapeamento para estudar habitat e biodiversidade é a aplicação mais comum na área marinha de SIG. Segundo Booth (2000), esse tipo de utilização não constitui um SIG, representando apenas uma geração de dados secundários. De forma geral, mapeamento univariado é um componente básico do SIG, porque avançadas análises neste são conduzidas pela integração de variáveis dentro de análises multivariadas. Sistemas de Informação Geográficos são utilizados com o foco no mapeamento e na análise de dados exploratórios, para obter um melhor entendimento da correlação entre a distribuição e a abundância de peixes, outras espécies e covariáveis abióticas e bióticas (Booth 1998, Fisher & Toepfer 1998).

Conhecer o habitat, a distribuição e a abundância constituem grandes desafios em manejo de pescarias. A tecnologia do Sistema de Informação Geográfico é essencial para o sucesso e a implementação de medidas de manejo em pescarias, particularmente na caracterização inicial do ambiente, na correlação espacial de potenciais ameaças ao habitat, na evolução de impactos acumulativos e no monitoramento da qualidade

e quantidade do habitat. Mapeamento do ecossistema, modelagem e a determinação de ambientes essenciais de peixes são atualmente realizados com SIG (Booth 1998, Fisher et al. 2000, Nishida & Miyashida 2000, Ross & Ott 2000).

4.2 OCEANOGRAFIA PESQUEIRA E ECOSISTEMAS

As ciências do ecossistema e da oceanografia pesqueira referem-se às áreas de pesquisa e à relação espacial entre peixes, pescarias, oceanografia e ecologia. O conhecimento obtido através desses estudos permite instituir um sistema de “pesca responsável” e facilita as práticas de manejo na otimização de pescarias (FAO 1995). Desde essa adoção, as nações pesqueiras do mundo estão buscando gradualmente a promoção de pescarias sustentáveis, proteção de seus recursos essenciais e manutenção da saúde do ecossistema.

O desenvolvimento de SIG para reconhecer a relação funcional entre pescarias e ecossistemas pode ser usado em estágios-piloto ou em

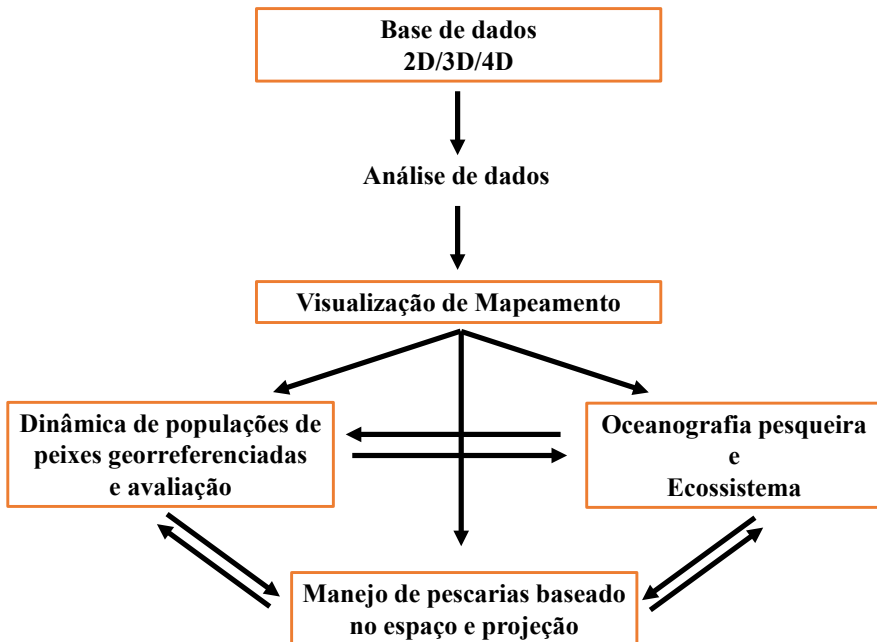


Figura 11.3 Relação e sobreposição entre quatro tipos de análise espacial de populações de peixes, utilizando SIG (Fonte: Nishida & Booth 2001)

planejamento de experimentos. Edwards et al. (2000) direcionaram um manejo de recursos pesqueiros baseado no ecossistema da plataforma nordeste dos Estados Unidos. O objetivo de sua pesquisa foi determinar se o manejo de recursos pesqueiros marinhos foi consistente, se comparado ao manejo baseado no ecossistema, para um rendimento sustentável de espécies comercialmente importantes. No estudo, um SIG foi usado para analisar e visualizar dados espaciais, a fim de investigar o manejo de recursos pesqueiros baseado no ecossistema. Distribuições das espécies, esforço de pesca e desembarques baseado em 10 m² no Banco Georges durante um período de três anos foram espacialmente analisados.

Uma área de interesse para a aplicação de SIG é a ligação de pesquisas entre pescaria e ecossistema com o uso do modelo ECOPATH (Walters et al. 1997). ECOPATH pode avaliar numericamente o impacto no ecossistema de pescarias e realizar simulações entre elementos do ecossistema (interações tróficas na cadeia alimentar), para prever uma revisão dos mecanismos de mudança do ambiente marinho, dependendo do esforço de pescarias. Os resultados das simulações podem ser visualizados pelo SIG, tornando mais compreensivas as mudanças espaço-temporais de membros do ecossistema, como variações da biomassa, taxas de consumo e produção, composição da dieta, preferências de habitat e taxas de movimento. Com o auxílio de métodos espacial-analíticos, o “ECOSIM/ECOSPACE” foi desenvolvido e está sendo usado para estudar o ecossistema marinho da costa oeste da Florida (Ault et al. 1999).

Kiyofuji et al. (2000) estudaram a distribuição espacial e temporal de barcos em pescarias de lulas, usando imagens visíveis de satélite meteorológico. A relação entre a temperatura da água, obtida de radiometria avançada de alta resolução, desenvolvida pela NOAA e a distribuição de barcos de pesca foi também investigada. Conclusões preliminares indicaram que, pela aplicação do SIG a imagens visíveis de satélite, é possível identificar a posição dos barcos de pesca e a relação entre a localização deles e a temperatura da água.

A utilização de 3D-SIG possibilitou avanços no conhecimento da distribuição e da abundância de peixes, utilizando a hidroacústica e a eco-integração (Wazenbock & Gassner 2000). Similarmente, Ali et al. (1999) utilizaram ecosonda científica para investigar a abundância de recursos

pesqueiros no sul do Mar da China. Eles usaram um SIG marinho MARINE Explorer (Itoh 1999) e um procedimento de interpolação (Kriging) para quantificar a biomassa de recursos pesqueiros.

4.3 AVALIAÇÃO DE RECURSOS PESQUEIROS GEORREFERENCIADOS

A necessidade de manejar pescarias sob uma perspectiva espacial é clara (Hinds 1992); entretanto, poucos estudos têm incorporado à variabilidade espacial da estrutura de idade dos estoques, a maturidade, o padrão de crescimento juntamente com os dados de captura e esforço, dentro de uma estrutura de avaliação dos recursos. Capturas comerciais são georreferenciadas, com peixes capturados em localizações geográficas específicas como uma função do esforço de pesca e abundância dos estoques nessas localizações. Incorporar um SIG espacialmente referenciado aos dados de pescarias e modelos de avaliação contribui significativamente para a integração com outras fontes de dados, possibilitando manejar quantitativa e qualitativamente os recursos.

Booths (2000) estudou a correlação do esforço de pesca com a mortalidade por pesca, estruturada por idade, para apresentar uma perspectiva espacial do estado de exploração do recurso. Um modelo de rendimento por recruta foi expandido por Maury & Gascuel (1999), estudando o componente espacial em uma abordagem para delinear áreas marinhas protegidas e o modo como tais áreas afetam as operações da frota pesqueira. Esses modelos englobam três aspectos fundamentais para modelar pescarias, todos sendo explicitamente espaço-temporais: o ambiente, o estoque de peixes e a frota pesqueira.

Corsi et al. (2000) aplicaram um modelo de produção de biomassa de equilíbrio, para avaliar a abundância dos recursos demersais na Itália, como uma função do esforço de pesca espacialmente distribuído. Pena et al. (2000), posteriormente, simplificaram o modelo dinâmico do estoque e utilizaram um SIG para estimar o rendimento de jack mackerel (Carangidae), usando informações de grandes pescarias e observando uma relação entre rendimento e gradientes da temperatura da superfície do mar.

Muitos estudos têm direcionado a estimação de tamanhos de populações de peixes em cruzeiros independentes de pescarias utilizando SIG. Nishida & Miashita (2000) estimaram o recrutamento de idade de um ano para o atum de nadadeiras azul (*Thunnus maccoyi*), usando informações obtidas por uma sonda. No estudo dos dois autores, uma relação linear foi estimada entre a intensidade da corrente de Leeuwin dentro da área do cruzeiro e a média de tamanho do cardume registrada pela sonda. Eles notaram que exemplares jovens foram transportados para a área de prospecção, dependendo da expansão (intensidade) da corrente, dentro da área de estudo.

4.4 MANEJO DE PESCARIAS BASEADO NO ESPAÇO

O manejo de pescarias baseado no espaço é a área menos representada na literatura de SIG. Isso se deve principalmente ao uso “caseiro” dessa abordagem, por agências de manejo e, na maioria dos casos, esse tipo de trabalho não é aceito para publicação em periódicos. O sistema tem um grande potencial como ferramenta de manejo dentro do setor público, incluindo agências de manejo e governamentais, sendo possível incorporar dados de captura referenciados em tempo real (Hinds 1992).

O controle da intensidade do esforço de pesca é um caminho direto para mitigar impactos de pescarias no ecossistema marinho, bem como para recursos pesqueiros, com o manejo de pescarias priorizando o monitoramento de embarcações em determinadas localizações. Para tal finalidade, os softwares de SIG permitem integrar simultaneamente com sistemas de posição global (GPS), e computadores estão sendo desenvolvidos para realizar essa integração (Simpson & Anderson 1999). Pescadores também utilizam GPS para localizar áreas produtivas de pesca, identificadas pela análise histórica de dados, usando SIG (Simpson & Anderson 1999).

A origem dos dados inclui sistemas de monitoramento e registros de captura (Meaden & Kemp 1996, Kemp & Meaden 1998), imagens remotas sensoriais de áreas de pesca (Kiyofuji et al. 2000, Pena et al. 2000). Foucher et al. (1998) descreveram um protótipo de SIG que usa uma ferramenta simples de sobreposição para quantificar áreas de

conflito entre pescarias competitivas de polvo (*Octobrachiata*) e estoques de grandes peixes no Senegal. Geralmente os dados utilizados em muitos desses sistemas são informações de capturas coletadas em atividades de acompanhamento de desembarques. Isso implica uma distância do evento para o tempo no qual ela deve ser usada como informação. Existe uma tendência na direção da coleta em formato digital e transmissão das embarcações em tempo real, aumentando a adaptabilidade do SIG (Meaden & Kemp 1996).

Pesquisas utilizando SIG como ferramenta para mitigar o bycatch estão em estágio de desenvolvimento. Softwares comerciais têm sido apontados como uma boa ferramenta para esse fim. Quando a ferramenta estiver pronta para o uso, o manejo do bycatch é, sem dúvida alguma, o mais urgente e sério problema nas pescarias do mundo. Resultados publicados demonstram que SIG pode especificar pontualmente as áreas de bycatch de espécies em resolução fina no espaço e tempo. Examinando a atual situação da aplicação de SIG na análise espacial de populações de peixes (Fig 11.4), verifica-se que existem poucas aplicações em análises numéricas e projeções, a qual deve ser a direção para o futuro (Nishida & Booth 2001).

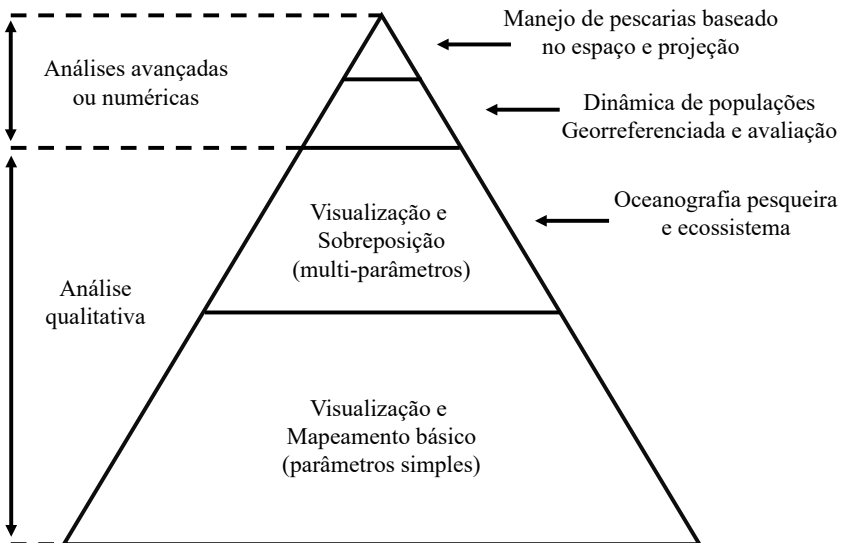


Figura 11.4 Sumário da aplicação de SIG na análise espacial de populações de peixes (Fonte: Nishida & Booth 2001)

5. ESTATÍSTICA ESPACIAL APLICADA À AVALIAÇÃO DOS RECURSOS PESQUEIROS MARINHOS NO BRASIL

Os modelos de distribuição de espécies estabelecem conexão direta com os modelos de habitats essenciais para peixes, quando se trata de espécies marinhas. A identificação dos habitats essenciais para peixes está diretamente relacionada a áreas marinhas que promovem aos peixes habitats mais favoráveis para reprodução, alimentação e crescimento, cujo objetivo é a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade das populações (Valavanis et al. 2008). O desenvolvimento dessas metodologias, aliadas aos avanços do Sistema de Informação Geográfico (SIG) tem resultado em modelos robustos, capazes de predizerem áreas preferencialmente ocupadas pelas espécies, assim como as relações da dinâmica populacional com as variáveis ambientais e espaciais.

Investigações estão sendo desenvolvidas no Brasil, direcionando esforços para incluir nas avaliações de estoques a identificação dos habitats essenciais para peixes, empregando técnicas de estatística espacial, que avaliam a relação entre a presença das espécies com as variáveis ambientais. O desenvolvimento dessas metodologias, aliadas aos avanços do Sistema de Informação Geográfico (SIG) tem resultado em potentes modelos, capazes de estimarem e predizerem áreas preferencialmente ocupadas pelas espécies, assim como as relações da dinâmica populacional com as variáveis ambientais e espaciais. A seguir, serão apresentados estudos desenvolvidos na região nordeste, que incluíram a estatística espacial na avaliação dos estoques pesqueiros.

GEOESPACIALIZAÇÃO DA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PEIXES MARINHOS, UTILIZANDO DADOS REGIONALIZADOS, GERADOS PELA FROTA PESQUEIRA DO RIO GRANDE DO NORTE

A estatística espacial é uma adição recente na literatura estatística. Seu uso permite fornecer um maior realismo ao processo estudado e vem se ampliando por vastas áreas do conhecimento, como a Geologia, a Climatologia, a Epidemiologia, a Ecologia, a Astronomia ou qualquer

disciplina que trate de dados coletados em diferentes localizações espaciais (Cressie 1993).

Em linhas gerais, a estatística espacial trata de dados georreferenciados, também conhecidos por dados espacialmente estruturados, que possuem caráter estocástico e envolvem dois principais componentes: uma área na qual os dados são coletados, e um vetor Y , representado por uma ou mais variáveis mensuradas em uma posição georreferenciada $\{Y(s_1), Y(s_2), \dots, Y(s_n)\}$.

O padrão de distribuição individual dentro de uma unidade de estoque de peixes pode ser de três tipos: uniforme, aleatório ou agregado (King 2007). Tendo em vista que o ambiente marinho é um domínio extremamente heterogêneo e que uma determinada espécie marinha apresenta limitações biológicas e ecológicas, é comum observar que os recursos biológicos, a exemplo da maioria dos peixes, apresentam uma distribuição agregada (King 2007). Isso denota claramente que os organismos marinhos têm sua distribuição dependente do espaço, podendo ser descritos conforme a primeira lei da Geografia, definida por Tobler (1970): “Tudo está relacionado entre si, porém coisas próximas estão mais relacionadas entre si do que coisas distantes” (Kneib et al. 2008).

Tradicionalmente os habitats essenciais para peixes são investigados, empregando técnicas de estatística espacial, que avaliam a relação entre a presença das espécies e as variáveis ambientais. O desenvolvimento constante de novas metodologias aliadas aos avanços do Sistema de Informação Geográfico (SIG) tem resultado em potentes modelos, capazes de estimarem e predizerem áreas preferencialmente ocupadas pelas espécies, assim como as relações entre a dinâmica populacional e as variáveis ambientais e espaciais.

OBJETIVOS

O presente estudo objetivou geoespacializar a abundância e a riqueza de espécies de peixes na plataforma continental do Rio Grande do Norte, assim como a influência das variáveis ambientais na distribuição desses recursos pesqueiros, a partir de dados georreferenciados, gerados pela frota pesqueira artesanal atuante no estado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os *Projetos Viabilidade e Sustentabilidade da utilização de redes de emalhar na pesca artesanal da costa norte do Rio Grande do Norte*, financiado pelo CNPq, e *A exploração pesqueira na costa leste do Rio Grande do Norte, Brasil: Estrutura, funcionamento e sustentabilidade*, financiado pela CAPES e executados no Laboratório de Biologia Pesqueira do DOL-UFRN, entre 2012 e 2014, realizaram pescarias experimentais junto à frota (Fig. 11.5a), que utiliza redes de malhar de fundo na plataforma continental do estado do Rio Grande do Norte. Uma Ecosonda *EchoMAP 50s GARMIN* foi instalada nas embarcações, cujas operações de pesca foram acompanhadas com os monitores instalados nas cabines das embarcações motorizadas (Fig. 11.5b) e os transdutores no casco da embarcação, utilizando um suporte de madeira móvel. Dados de latitude, longitude, profundidade e temperatura da água foram registrados pela Ecosonda, no início e fim dos lançamentos das redes.

Além dos dados registrados pela Ecosonda, foram ainda registradas informações dos comprimentos, alturas e malhas das redes; o tempo de imersão das redes na água; a distância da costa da área de pesca; o tipo de substrato das áreas onde as redes foram lançadas, assim como a transparência da água, estimada com um disco de Secchi. Informações da captura total em peso por pescaria e identificação dos exemplares capturados também foram registradas.

Índices de abundância relativos, comumente chamados de Captura por Unidade de Esforço (CPUE) foram estimados para a abundância de peixes ($\text{g}/\text{Km}^2/\text{hora}$), dividindo o peso total capturado por pescaria pelo esforço empregado (comprimento da rede vezes a altura, multiplicado



Figura 11.5 Embarcação da frota artesanal de rede de emalhar de fundo do Rio Grande do Norte (a); monitor da Ecosonda *EchoMAP 50s GARMIN* instalado na cabine de uma embarcação motorizada (b)

pelo tempo de imersão na água). Índices de abundância relativos também foram estimados para a riqueza de espécies (Espécies/Km²/hora), dividindo o número de espécies capturado por lance pelo esforço.

Modelos Lineares Generalizados ou GLMs foram utilizados nas análises dos dados, com o objetivo de modelar a CPUE por pescaria, em função da latitude, longitude, profundidade, temperatura da água, distância da costa da área de pesca, tipo de substrato das áreas aonde as redes foram lançadas, transparência da água, assim como o ano e trimestre. O modelo de distribuição utilizado foi o normal e a função de ligação, logarítmica. O nível de significância empregado foi $\alpha=0,05$.

Cartografias foram construídas utilizando técnicas de estatística espacial e interpolações no espaço bidimensional, com as informações registradas das variáveis regionalizadas (latitude e longitude) em relação à abundância e à riqueza de espécies dos recursos capturados, profundidade, temperatura da água, transparência da água e tipo de substrato. Esses mapas foram confeccionados com o auxílio dos softwares de Sistema de Informação Geográfico Oasis Montaj 6.4.2 (Copyright © 2007, Geosoft Inc.) e ESRI ® Arc Map. 10.0 (Copyright © 1999-2010 ESRI Inc.). As cartografias visam estabelecer uma plataforma integrada de avaliação e manejo das populações de peixes da região, integrando informações da distribuição espacial dos recursos pesqueiros, das variáveis ambientais e referentes às operações da frota pesqueira.

RESULTADOS

Foram realizados 126 lances de redes, entre as coordenadas 6.377°S e 34.925°W a 4.811°S e 36.967°W, em profundidades de 5.1 m a 52 m (Fig. 11.6). O peso total capturado por lance variou de 84 a 312,4 kg (média=27,937±41,071), totalizando 3,651 t e 6.987 exemplares capturados, em redes com comprimentos de 509 a 3.644 m (média=1.141±600,9) e alturas de 1 a 2,7 m (média=1,7±0,12), que permaneceram no mar por 1,2 a 12,1 horas (média=4,15±2,33); as malhas das redes variaram de 40 a 160 mm. A CPUE para abundância (peso total capturado por lance) variou entre 12 e 23,201 kg/Km²/hora (média=4,07±4,59). Segundo o modelo GLM estabelecido, as variáveis estação do ano ($P=0,0001$) (Fig. 11.7a), distância da costa ($P=0,031$)

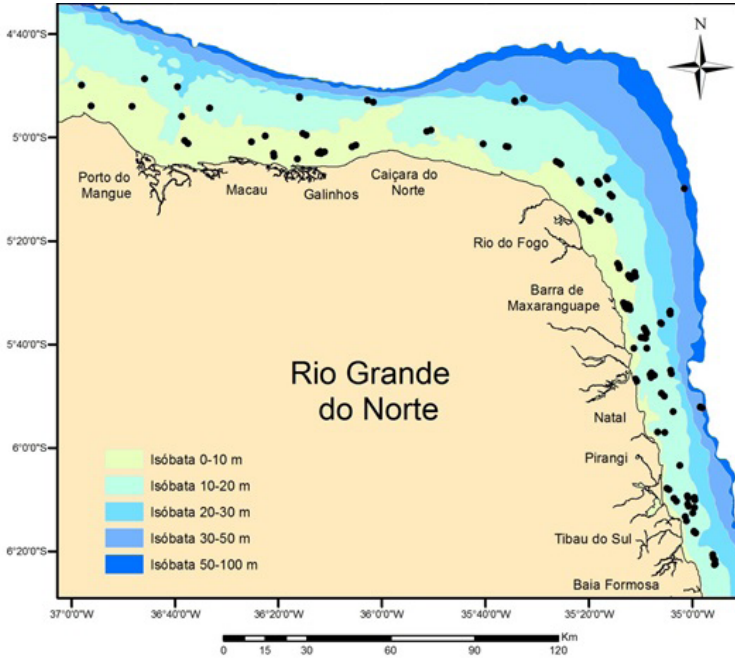
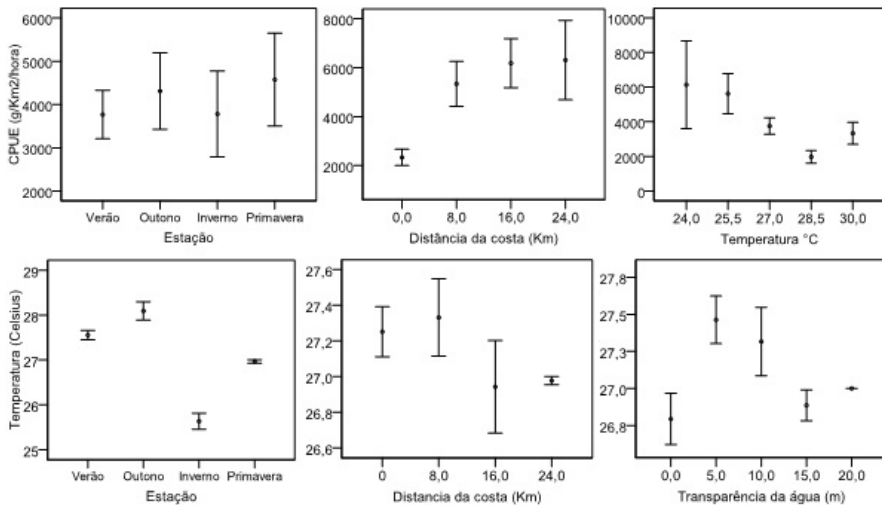


Figura 11.6 Mapa da região de estudo, mostrando as áreas de pesca (pontos pretos) onde as redes foram lançadas ao mar



(Fig. 11.7b), temperatura da água ($P=0,002$) (Fig. 11.7c) e as interações entre a estação do ano e a temperatura da água ($P=0,0001$) (Fig. 11.7d), a distância da costa e a temperatura da água ($P=0,025$) (Fig. 11.7e) e a temperatura e a transparência da água ($P=0,0001$) (Fig. 11.7f) são estatisticamente significativas, influenciando nas variações da CPUE.

Em áreas que variaram de 8 a 24 km ocorreram as maiores abundâncias (Fig. 11.8a). A temperatura da água diminui em áreas mais distantes da costa (Fig. 11.8b), contrariamente à transparência da água, que aumenta em áreas mais distantes da costa (Fig. 11.8c), explicando as interações estatisticamente significativas estimadas para abundância. Com relação à riqueza de espécies, foram identificadas 127 espécies de peixes, com número de espécies capturadas por lance variando entre 1 e 35 ($9,6\pm 5,9$).

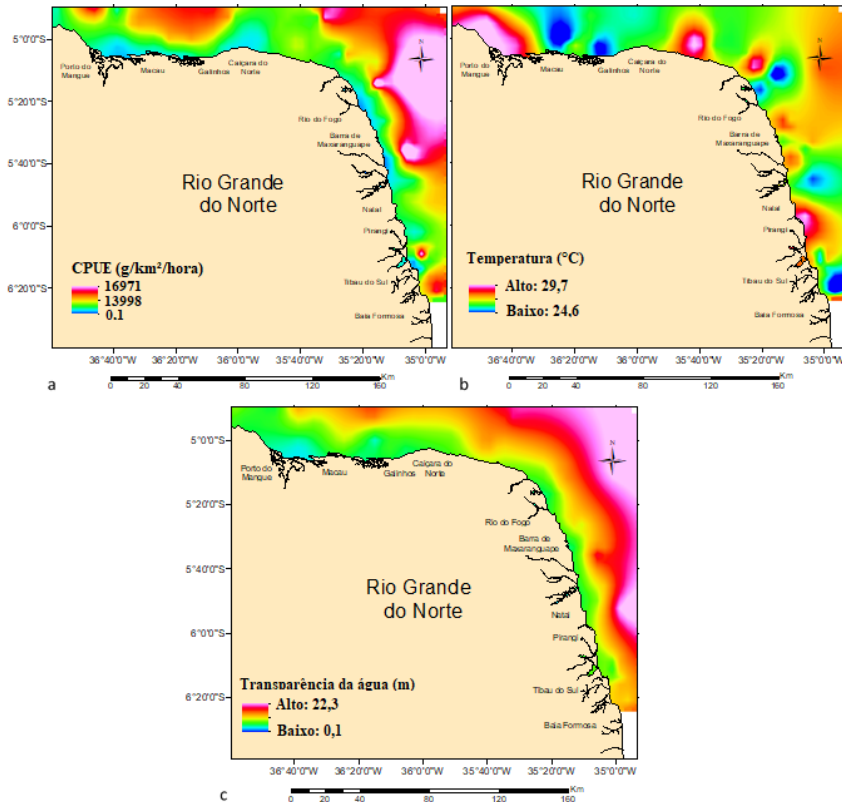


Figura 11.8 Interpolação da abundância relativa (CPUE) (a), da temperatura da água (b) e da transparência da água (c), a partir dos dados georreferenciados das áreas de pesca onde os lances de rede foram realizados pela frota pesqueira do Rio Grande do Norte

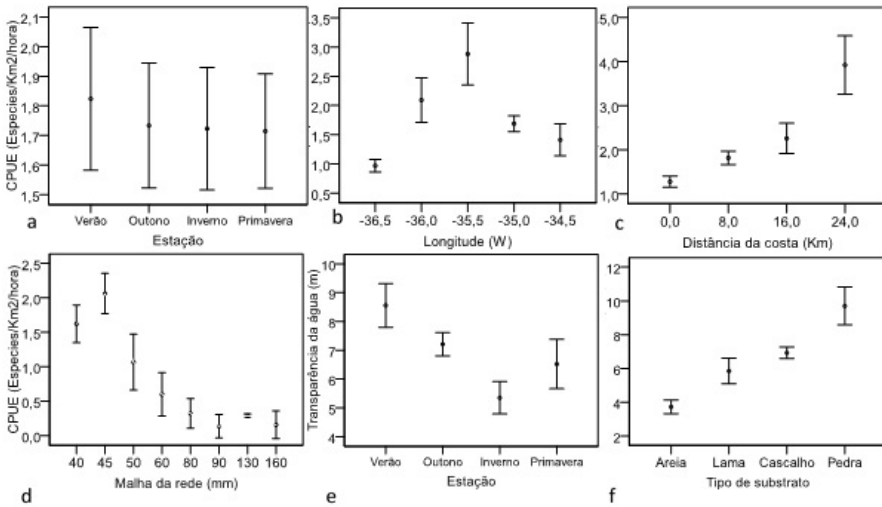


Figura 11.9 Abundâncias médias de espécies (CPUE) e erro padrão em relação à estação do ano (a), longitude (b), distância da costa (c) e tamanhos das malhas das redes (d). Transparência média da água em relação à estação do ano (e) e ao tipo de substrato (f).

A CPUE para a riqueza de espécies variou de 0,052 a 7,09 espécies/km²/hora (média=1,76±1,29). O modelo GLM estimado para CPUE da riqueza de espécies indicou que as variáveis estação do ano ($P=0,00009$) (Fig. 11.9a), longitude ($P=0,031$) (Fig. 11.9b), distância da costa ($P=1,98E-10$) (Fig. 11.9c), malha das redes ($P=0,022$) (Fig. 11.9d) e as interações entre a estação do ano e temperatura da água ($P=0,0003$), estação do ano e transparência da água ($P=0,000005$) (Fig. 11.9e) e tipo de substrato e transparência da água ($P=0,00005$) (Fig. 11.9f) são estatisticamente significativas e influenciam nas variações da riqueza de espécies.

O número de espécies aumenta em maiores distâncias da costa (Fig. 11.10a), em áreas com fundo de cascalho e pedra (Fig. 11.10b). No verão foram estimadas as maiores riquezas de espécies e registradas as maiores temperaturas, explicando a interação estação do ano e temperatura da água, semelhante à interação entre a estação do ano e a transparência da água, quando no verão foram registradas as maiores transparências da água.

Águas mais claras registradas em fundos de recifes e pedra podem explicar a interação entre o substrato e a transparência da água, uma vez que maiores riquezas médias de espécies foram estimadas em águas com transparências de 10 a 15 m (Fig. 11.11a); em fundos de cascalho e pedra, as transparências médias da água foram de 7 e 10 m, respectivamente, em detrimento de fundos de areia e lama, que apresentaram menores riquezas de espécies (Fig. 11.11b) e águas com transparências entre 4 e 6 m, respectivamente.

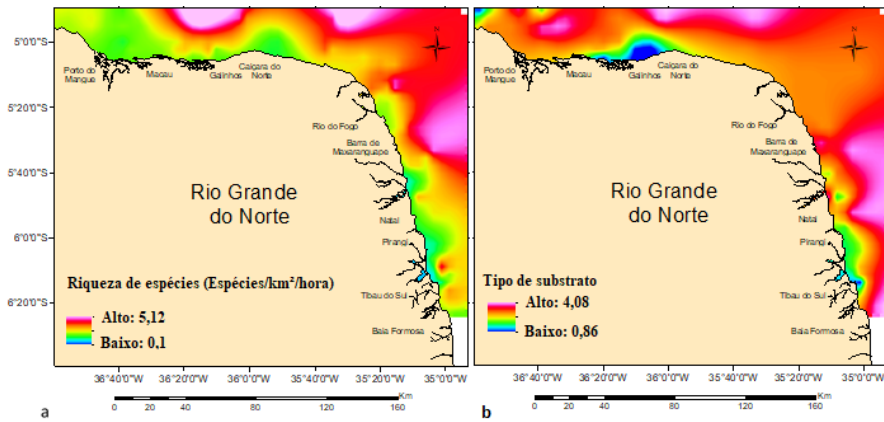


Figura 11.10 Interpolação da riqueza de espécies (CPUE) (a) e do tipo de substrato (1- Areia, 2- Lama, 3- Cascalho e 4- Pedra) (b), a partir dos dados georreferenciados das áreas de pesca onde os lances de rede foram realizados pela frota pesqueira do Rio Grande do Norte

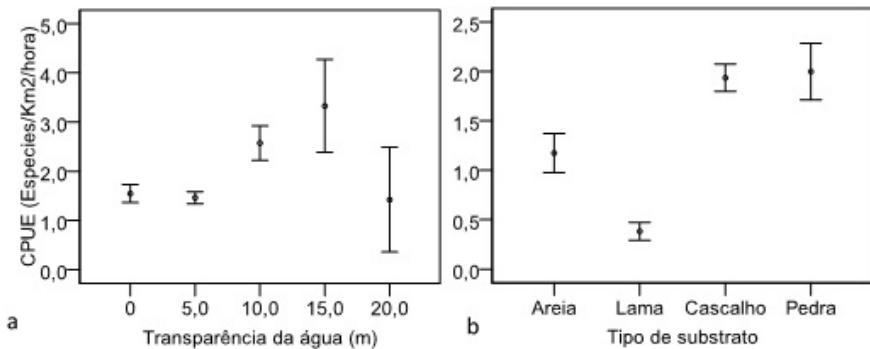


Figura 11.11 Abundâncias médias de espécies (CPUE) e erro padrão em relação à transparência da água (a) e ao tipo de substrato (b)

DISCUSSÃO

A abundância e a riqueza de espécies dos recursos pesqueiros capturados pela frota de rede de emalhar de fundo na plataforma continental do Rio Grande do Norte apresentam uma estreita relação com as variáveis ambientais, com o espaço e no tempo. A utilização da Ecosonda com GPS permitiu gerar dados regionalizados e posteriormente aplicar as técnicas de estatística espacial para geoespacializar a abundância do peso e da riqueza de espécies dos recursos capturados, assim como das variáveis ambientais, que se mostraram importantes estatisticamente e estão relacionadas às variações dos recursos estudados.

A utilização da Geoestatística permite construir modelos espacialmente estruturados, que avaliam diretamente a correlação espacial entre as variáveis (Ciannelli et al. 2008). A metodologia facilita a visualização dos dados e suas relações, representando uma importante ferramenta para o estabelecimento de medidas de conservação e manejo desses importantes recursos para a frota pesqueira artesanal do nordeste do Brasil.

6. ESTUDOS DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL E AVALIAÇÃO DOS ESTOQUES DAS POPULAÇÕES DE PEIXES MARINHOS CAPTURADOS PELA FROTA DE REDE DE EMALHAR DE PERNAMBUCO

Esse Projeto foi financiado pela FACEPE/CNPq e desenvolvido no Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas (DIMAR), do Departamento de Pesca da UFRPE. Foram realizadas entre agosto de 2010 e outubro de 2011 pescarias experimentais georreferenciadas na plataforma continental de Pernambuco, utilizando embarcações e redes de emalhar de fundo das localidades de Tamandaré, Barra de Serinhaém, Porto de Galinhas, Candeias, Pau Amarelo e Ponta de Pedras. Os principais objetivos do estudo foram determinar a composição das capturas, estimar índices de abundâncias padronizados (CPUE), estabelecer a distribuição espaço-temporal dos índices de abundâncias, projetar os modelos em cartografias de abundância, assim como estimar a sobrevivência e as taxas de mortalidades para os principais recursos capturados.

Foram realizadas 52 pescarias, entre as latitudes de 9,06°S e 7,71°S (Fig. 11.12). As profundidades variaram de 3,3 a 53 m. As áreas de pesca apresentaram distâncias da costa de 2,2 a 35,9 km. Os comprimentos das redes variaram de 750 a 2.550 m, somando 78,83 km de redes, utilizadas no período de estudo. As malhas possuíam tamanhos de 45 mm entre nós opostos. Foram identificadas 109 espécies e 77 gêneros, totalizando 41 famílias de peixes ósseos e 3 famílias de peixes cartilagosos. Do total de 2,035 t capturadas, foram medidas e pesadas individualmente 2,011 t (98,8%), totalizando 4.633 exemplares.

As projeções no espaço bidimensional da abundância relativa de peixes (CPUE), utilizando técnicas de interpolação e estatística espacial apresentam, de forma geral, as maiores agregações de pescados em áreas próximas e, a partir da isóbata de 30 m de profundidade, com valores inferiores em áreas mais próximas da costa, que apresentam menores profundidades (Fig. 11.13a). A interpolação dos substratos dentro da área de estudo demonstra maiores frequências de áreas de pedra a partir de 30 metros de profundidade (Fig. 11.13b), apresentando sobreposições com as áreas onde foram estimadas as maiores abundâncias na interpolação da CPUE. A interpolação da transparência da água (Fig. 11.14a) apresenta águas mais claras a partir de 30 metros de profundidade e, segundo o modelo estabelecido para a biomassa, também está relacionada ao aumento da abundância de peixes.

A cartografia resultante da interpolação da riqueza de espécies apresenta tendência de maiores riquezas em áreas mais profundas e distantes da costa (Fig. 11.14b), que podem estar relacionadas a substratos mais consolidados, como cascalho e pedra (Fig. 11.13b), com exceção da região entre Porto de Galinhas e Tamandaré, onde, mesmo em áreas de maiores profundidades, um baixo número de espécies foi estimado (Fig. 11.14b). Esse menor número de espécies identificado nessa área pode estar relacionado à predominância de fundos de areia (Fig. 11.14c), onde a riqueza de espécies foi menor. Águas mais quentes, observadas nessa região, também podem explicar a baixa riqueza de espécies da área entre Porto de Galinhas e Tamandaré (Fig. 11.14c), uma vez que houve uma tendência de diminuição da riqueza de espécies conforme o aumento da temperatura da água.

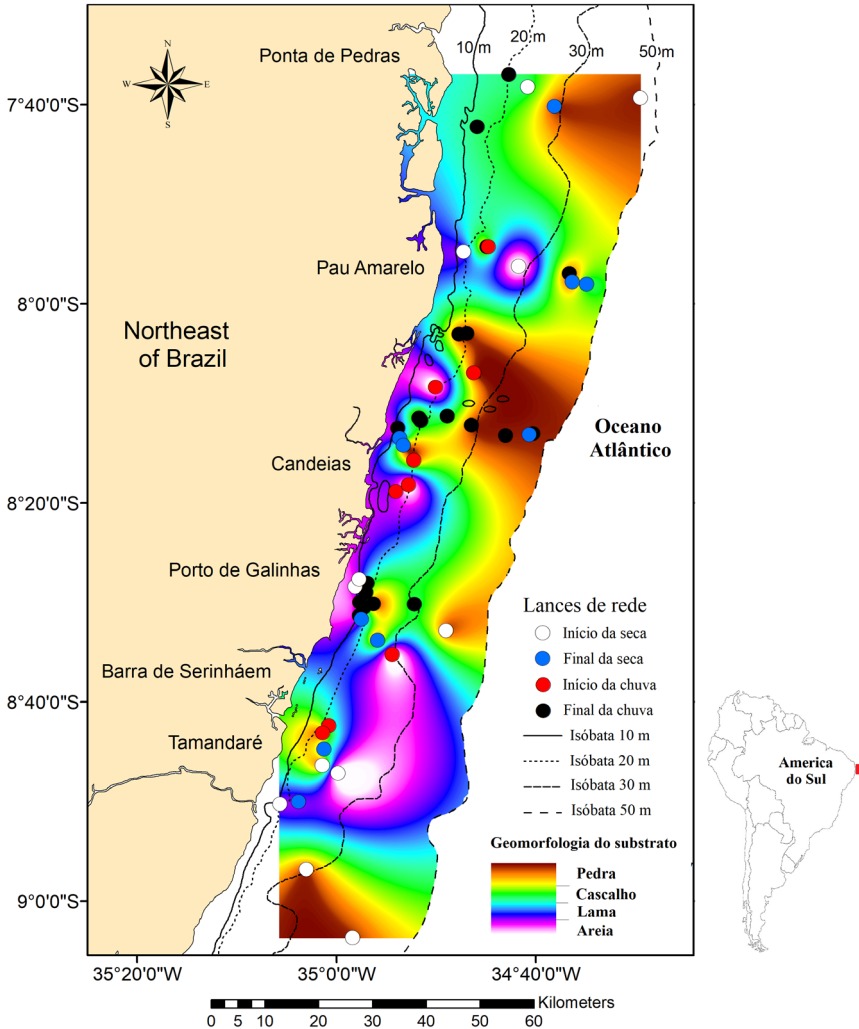


Figura 11.12 Lanças de rede (Áreas de pesca) em relação aos períodos em que foram realizadas (padrões de pluviosidade) e interpolação da geomorfologia dos substratos na Plataforma Continental de Pernambuco

De forma geral, a correlação negativa estimada entre a riqueza de espécies e a temperatura da água pode ser observada nas cartografias (Figs. 11.14b e 11.14c), principalmente a partir da isóбата de 30 m, exceto no extremo norte da área de estudo, onde houve a predominância de águas mais quentes e alta riqueza de espécies. A predominância de fundos de cascalho e pedra (Fig. 11.13b) pode estar relacionada a essas altas taxas de riqueza de espécies nessa região.

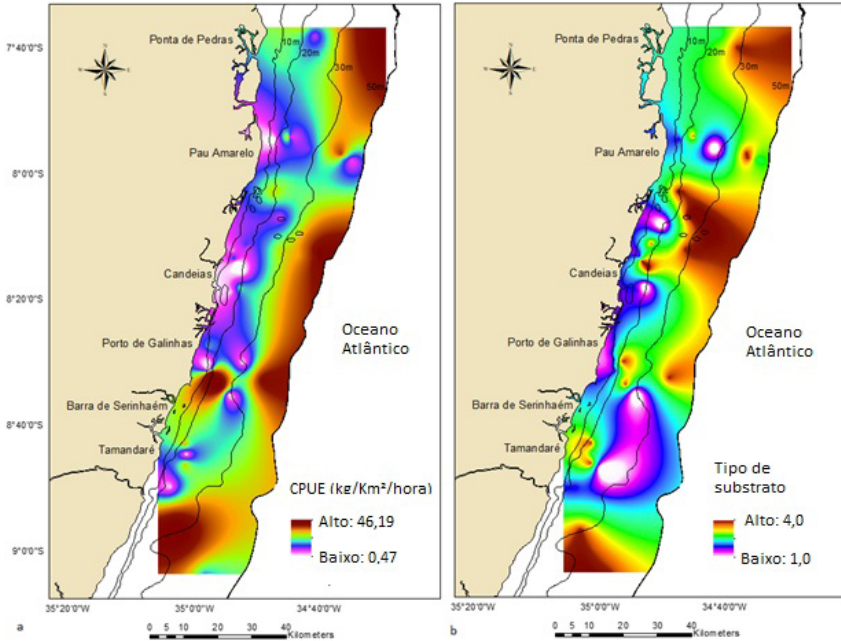


Figura 11.13 Interpolação da abundância relativa padronizada (CPUE) de peixes (a) e do substrato (1-areia; 2-lama; 3-cascalho; 4-pedra) (b), na plataforma continental de Pernambuco

7. BIODIVERSIDADE DA PLATAFORMA CONTINENTAL DA BACIA POTIGUAR

Esse projeto foi financiado pela PETROBRAS e desenvolvido entre 2002 e 2006, no Laboratório de Biologia Pesqueira do Departamento de Oceanografia e Limnologia da UFRN. Apresentou como objetivos principais gerar dados georreferenciados através de arrastos com redes de porta entre 3 e 110 m de profundidade, permitindo identificar as espécies de peixes que são encontradas na região da plataforma continental da Bacia Potiguar-RN, bem como conhecer os aspectos básicos da alimentação e reprodução de tais espécies. Os estudos realizados geraram conhecimentos sobre os padrões de distribuição e variações espaço-temporal, índices de abundância e aspectos do ciclo de vida das espécies de peixes identificadas.

Interpolações foram estabelecidas para a biomassa (g/Km^2) e para a riqueza de espécies ($espécies/Km^2$), separadamente para os períodos de chuva e seco. No período chuvoso, a biomassa de peixes se concentra

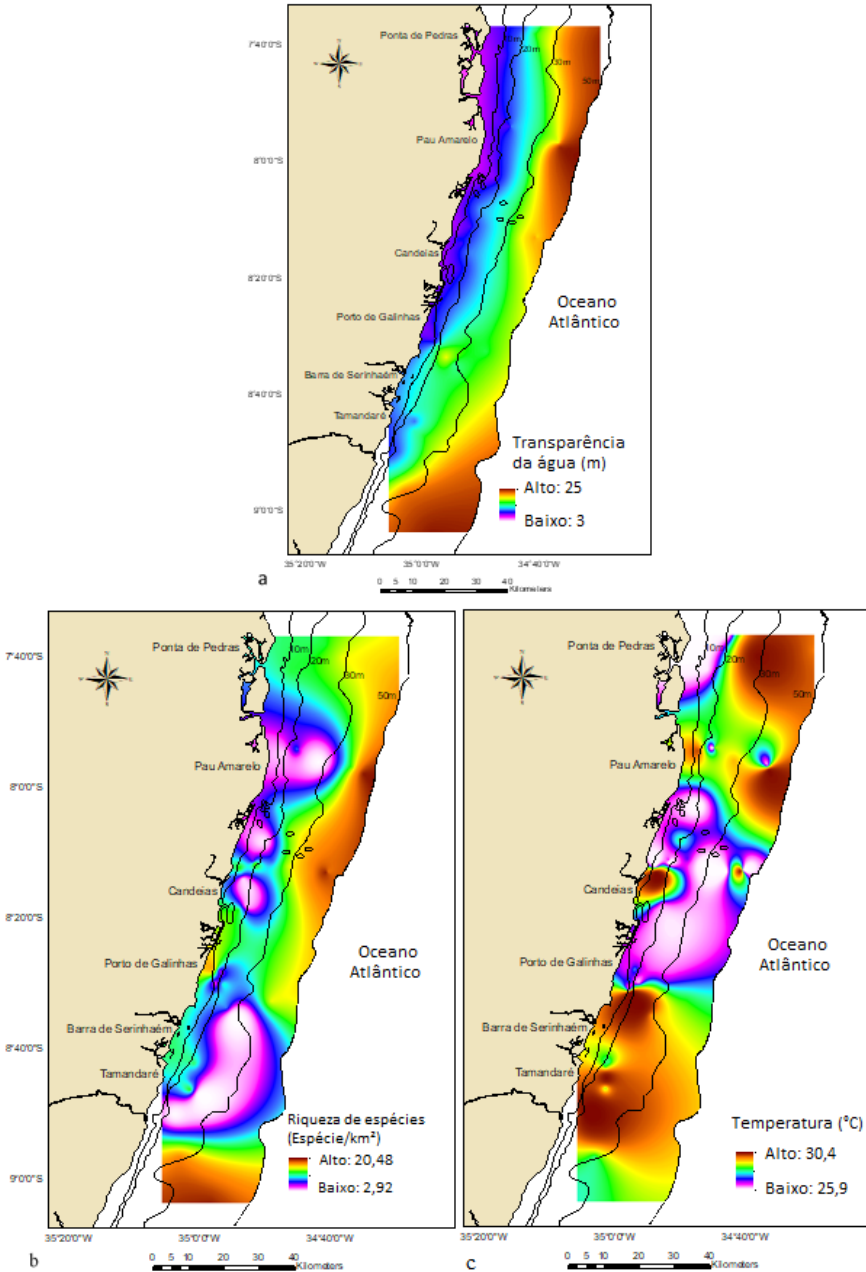


Figura 11.14 Interpolações da transparência da água (a), da riqueza de espécies de peixes estimada pelo modelo GLM (b) e da temperatura da água (c), na plataforma continental de Pernambuco

em áreas mais profundas (Fig. 11.15), em relação ao período seco, quando os recursos pesqueiros estão menos concentrados em grandes profundidades, exceto na porção leste da área de estudo (Fig. 11.16). Os modelos estabelecidos para a riqueza de espécies apresentam um maior número de espécies concentradas em áreas mais rasas e a leste, com diminuição da riqueza de espécies em direção a áreas mais profundas (Figs. 11.17 e 11.18).

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As técnicas de geoestatística resultam em mapas que facilitam a visualização e a compreensão da distribuição espacial dos organismos. Aplicar a metodologia aos dados dependentes de pescarias não é uma tarefa fácil, representando, ao contrário, um grande desafio; os resultados, entretanto, são bastante satisfatórios. Especial dificuldade é enfrentada pela falta de um desenho amostral das localizações de pesca, onde as áreas representam localidades que a frota historicamente identifica como as

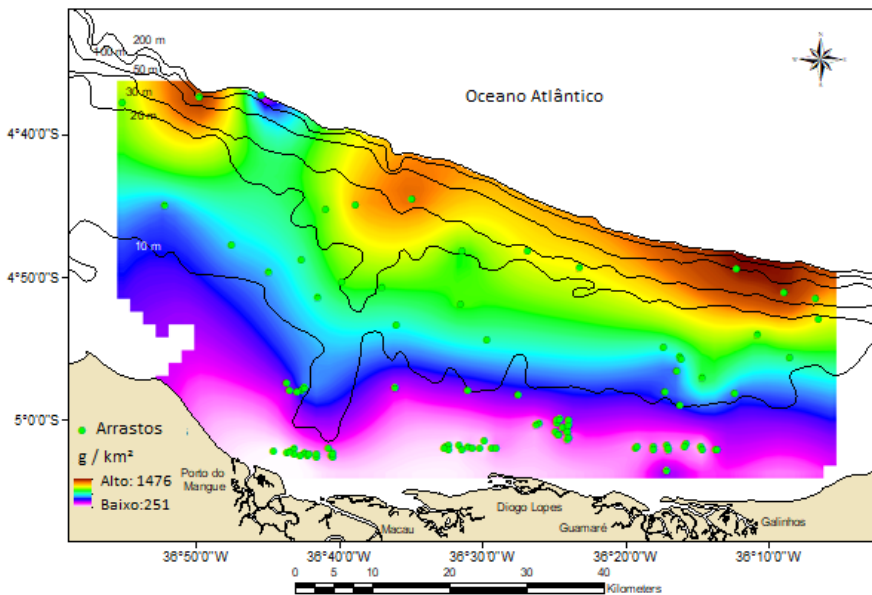


Figura 11.15 Cartografia de interpoção da biomassa de peixes, estimada no período chuvoso, na Baía Potiguar do Rio Grande do Norte (Fonte: Nóbrega et al. 2019)

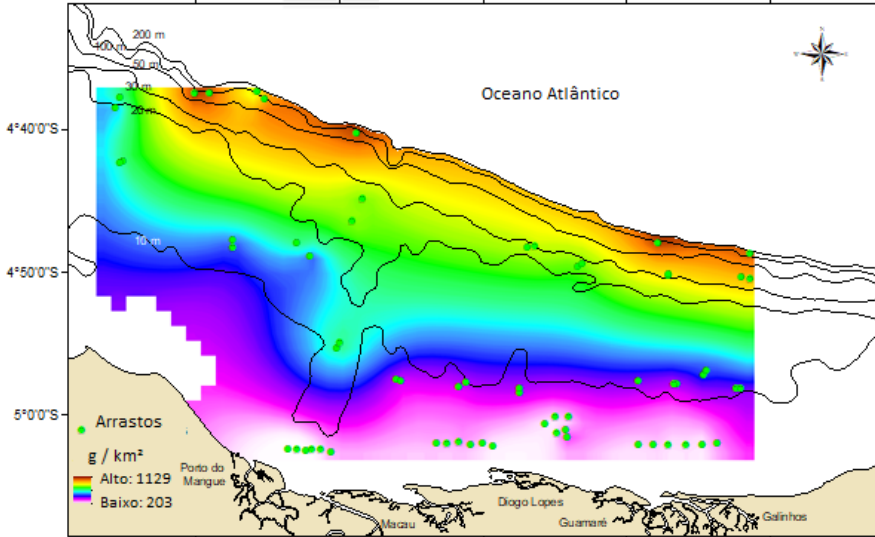


Figura 11.16 Cartografia de interpolação da biomassa de peixes, estimada no período seco, na Baía Potiguar do Rio Grande do Norte (Fonte: Nóbrega et al. 2019)

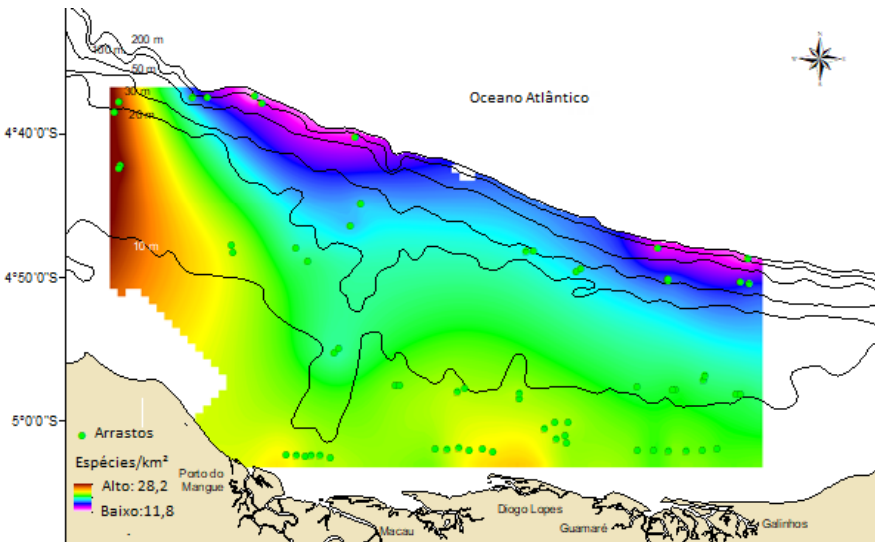


Figura 11.17 Cartografia de interpolação da riqueza de espécies de peixes, estimada no período chuvoso, na Baía Potiguar do Rio Grande do Norte (Fonte: Nóbrega et al. 2019)

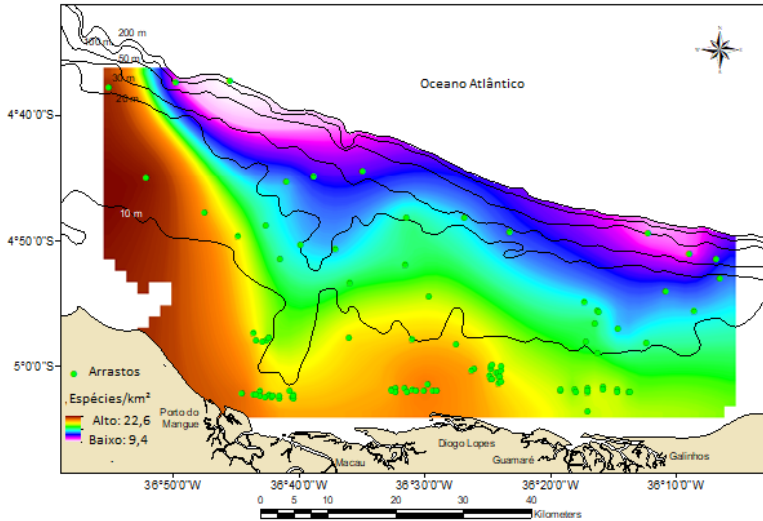


Figura 11.18 Cartografia de interpoção da riqueza de espécies de peixes, estimada no período seco, na Bacia Potiguar do Rio Grande do Norte (Fonte: Nóbrega et al. 2019)

mais produtivas. Para calcular a variância e identificar a correlação espacial de organismos, é aconselhável que as localizações de coleta apresentem distâncias regulares, aspecto mais importante para produzir estimativas precisas.

A utilização da análise espacial, com desenvolvimento das técnicas de geostatística e posterior mapeamento, utilizando um SIG para identificar tendências da abundância, estrutura de tamanho, peso e etária dos recursos pesqueiros, contribui para um melhor entendimento da distribuição espaço-temporal de recursos pesqueiros explorados, assim como para aplicação dessa metodologia na análise da distribuição espacial dos recursos em questão. As possibilidades analíticas e funcionais oferecidas pelo SIG permitem aperfeiçoar a visualização, facilitar a investigação da dinâmica espaço-temporal associada a peixes, pescarias e seus ecossistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ali, R, RB Hassan, TR Mohamed, et al. 1999. Introduction and application of the marine GIS in understand the spatial distribution of marine fish resource in the

Southeast Asia region. In: T Nishida. *Proceeding of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

Ault, JS, GA Diaz, SG Smith, et al. 1999. Design of an efficient sampling survey to estimate pink shrimp population abundance in Biscayne Bay, Florida. *N Am J Fish Manage* 19(3): 69–712.

Booth, AJ. 1998. Spatial analysis of fish distribution and abundance patterns: AGIS approach, 719–740. In: F Funk, TJ Quinn II, et al. *Fisheries stock assessment models*. University of Alaska Sea Grant.

Booth, AJ. 1999. Integrating age-structured stock assessment within a GIS framework, 31. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

Booth, AJ. 2000. Incorporating the spatial component of fisheries data into existing stock assessment models. *ICES J Mar Sci* 57: 858–865.

Caddy, JF, S Garcia. 1986. Fisheries thematic mapping: A prerequisite for intelligent mapping and development of fisheries. *Oceanog Trop* 21: 31–52.

Ciannelli, L, P Fauchald, KS Chan, et al. 2008. Spatial fisheries ecology: recent progress and future prospects. *J Mar Syst* 71: 223–236.

Cochran, W. 1977. *Sampling techniques*, John Wiley and Sons.

Corsi, F, S Agnesi, G Ardizzone. 2000. Integrating GIS and surplus production models: A new approach for spatial assessment of demersal resources?, 143–156. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

Cressie, NAC. 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley Series.

Edwards, SF, P Rountree, DD Sheehan, JW Walden. 2000. An Inquiry into ecosystem-based management of fishery resource on Geoges Bank, 202–214. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

Fisher, WL, CS Toepfer. 1998. Recent trends in geographic information systems education and fisheries research applications in U.S. universities. *Fisher* 23(5): 10–13.

Fisher, WL, PE Balkenbush, CS Toepfer. 2000. Using GIS to develop stream fish population sampling surveys and abundance estimates, 253–265. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

Foote, KG. 1996. Quantitative fisheries research surveys, with special reference to computers, 80–112. In: BA Megrey, E Mokness. *Computers in Fisheries Research*. Chapman & Hall.

- Foucher, E, M. Thiam, M Barry. 1998. A GIS for the management of fisheries in West Africa: Preliminary application to the octopus stock in Senegal. *S Afr J Mar Sci* 20: 337–346.
- Friel, C. 2000. Improving sport fish management through new technologies: The Florida Marine Resources GIS, 30–31. In: *Celebrating 50 years of the Sport Fish Restoration Program*. American Fisheries Society.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resource Evaluation*. Oxford University Press.
- Helfman, GS, BB Collete, DE Facey. 1997. *The diversity of fishes*. Blackwell Publishing.
- Hinds, L. 1992. World marine fisheries: Management and development problems. *Mar Policy* 16: 394–403.
- Horne, JK, DC Schneider. 1995. Spatial variance in ecology. *Oikos* 74: 1–9.
- Itoh, K. 1999. GIS software demonstration: “Marine Explorer” for fishery sciences, 121. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.
- Isaaks, EH, RM Srivastava. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press.
- Journel, AG, CHJ Huijbregts. 2004. *Mining Geostatistics*. The Blackburn Press.
- Kapetsky, JM, JM Hill, LD Worthy. 1988. A geographical information system for catfish farming development. *Aquacult* 68: 311–320.
- Kemp, Z, GJ Meaden. 1998. Towards a comprehensive fisheries management information system, 522–531. In: A Eide, T Vassal. *IIFET’98 Proceedings*. Norwegian College of Fisheries Science.
- Kiyofuji, H, S Saitoh, Y Sakuri, et al. 2000. Spatial and temporal analysis of fishing fleets distribution in the southern Japan Sea using DMS/OLS visible data in October 1996, 253–265. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.
- King, M. 2007. *Fisheries biology: assessment and management*. Blackwell Publishing.
- Kneib, T, J Müller, T Hothorn. 2008. Spatial smoothing techniques for the assessment of habitat suitability. *Environ Ecol Stat* 15: 343–364.
- Legendre, P, MJ Fortin. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation* 80: 107–138.

- Manly, BFJ. 2001. *Statistics for environmental science and management*. Chapman & Hall.
- Matheron, G. 1962. *Traité de Géostatistique Appliquée*. In: AG Journal, ChJ Huijbregts. *Mining Geostatistics*. The Blackburn Press.
- Maury, O, D Gascuel. 1999. SHADYS, a GIS based numerical model of fisheries. Example application of a marine protected area. *Aquat Living Resour* 12: 77–88.
- Meaden, GJ, T Do Chi. 1996. *Geographical Information systems: Applications to marine fisheries*. FAO Fish. Tech. Pap.
- Meaden, GJ, JM Kapetsky. 1991. *Geographical Information systems and remote sensing in inland fisheries and aquaculture*. FAO Fish. Tech. Pap.
- Meaden, GJ, Z Kemp. 1996. Monitoring fisheries effort and catch using a geographical information systems and a global positioning systems, 238–248. In: DA Hancock, DC Smith, et al. *Developing and sustaining World fisheries resources*. CSIRO.
- Nishida, T, AJ Boot. 2001. *Recent Approachs Using GIS in the Spatial Analysis of Fish Populations*. Spatial Processes and management of Marine Populations Alaska Sea Grant College Program.
- Nobrega, MF, J Garcia Jr., MC Rufener, JE Lins Oliveira. 2019. Demersal fishes of the northeast Brazilian continental shelf: Spatial patterns and their temporal variation. *Regional Stud Mar Sci* 27: 1–12.
- Petitgas, P. 1993. Geostatistics for the fish stock assessment: A review and an acoustic application. *ICES J Mar Sci* 50: 285–298.
- Petitgas, P. 1996. Geostatistics and their applications to fisheries survey data, 113–142. In BA Megrey, E Moksness. *Computers in Fisheries Research*. Chapman & Hall.
- Nishida, T, AJ Boot. 2001. *Recent Approachs Using GIS in the Spatial Analysis of Fish Populations*. Spatial Processes and management of Marine Populations Alaska Sea Grant College Program.
- Peña, H, C Gonzalez, F Véjar. 2000. Spatial dynamics of jack mackerel fishing grounds and environmental conditions using a GIS, 107–113. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.
- Platt, T, KL Denman. 1975. Spectral analysis in ecology. *Annual Review of Ecological Systems* 6: 189–210.
- Ross, SW, J Ott. 2000. Development of a desktop GIS for estuarine resource evaluation with an example application for fishery habitat management. In: T Nishida. *Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science*.

- Rubec, PJ, RH McMichael. 1996. Ecosystem management relating habitat to marine Fisheries in Florida, 5–14. In: PJ Rubec, J O'Hop. GIS applications for fisheries and coastal resources management. Ocean Springs.
- Rubec, PJ, JD Christensen, WS Arnold, et al. 1998. GIS and modeling: Coupling habitats to Florida fisheries. *J Shellfish Res* 17(5): 1451–1457.
- Rubec, PJ, GS Smith, MS Coyne, et al. 2001. Spatial Modeling of Fish Habitat Suitability in Florida Estuaries. Spatial Processes and management of Marine Populations Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-01-02. pp.1–18.
- Simpson, JJ. 1992. Remote sensing and geographical information systems: Their past, present and future use in global marine fisheries. *Fish Oceanogr* 1: 238–280.
- Simpson, PK, DJ Anderson. 1999. FishTrek: Putting GIS into the hands of the fishing fleet. In: T Nishida. Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science.
- Thompson, SK. 1992. Sampling. Wiley.
- Tobler, WR. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Econ Geogr* 46: 234–240.
- Valavanis, VD, GJ Pierce, AF Zuur, et al. 2008. Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. *Hydrobiol* 612: 5–20.
- Walters, CJ, V Christensen, D Pauly. 1997. Structuring dynamic model of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessment. *Rev Fish Biol Fisher* 7: 139–172.
- Wazenbock, J, H Gassner. 2000. Assessment of fish biomass distribution in Austrian lakes and visualization in a 3D GIS. In: T Nishida. Proceedings of First International Symposium on GIS in Fishery Science.
- Wiebe, PH, RC Beardsley, DG Montain, A Bucklin. 1996. Global ocean ecosystem dynamics: Initial program in Northwest Atlantic. *Sea Technol* 37(8): 67–76.

Autores



DRA. ANA CECILIA GIACOMETTI MAI

Possui doutorado em Oceanografia Biológica pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG-2013), mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB-2008) e graduação em Oceanologia (FURG-2004). Desde 2015 atua como Técnica Administrativa em Educação - Laboratório na FURG. Atua nas áreas de Ictiologia, Zoologia, Ecologia, Biogeografia, Conservação e Genética Populacional. Seu primeiro livro foi um Guia de identificação: Biodiversidade do Litoral do Piauí (2010). E-mail: anaceciliamai@gmail.com



DR. ANDRÉ MARTINS VAZ DOS SANTOS

É licenciado e bacharel em Ciências Biológicas (Universidade Federal de São Carlos - 1995 / Universidade Santa Cecília - 1998), possuindo mestrado (2002) e doutorado (2006) em Ciências, área de Oceanografia Biológica, pelo Instituto Oceanográfico da USP. Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Tem experiência nas áreas de Oceanografia, Ecologia, Biologia Aquática, Estatística aplicada, Pesca e Recursos Pesqueiros, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia de peixes, otólitos, idade, crescimento, esclerocronologia, reprodução, identificação de estoques e recursos pesqueiros compartilhados. E-mail: andrevaz@gmail.com



DR. MARCELO FRANCISCO DE NOBREGA

Possui Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas (1998) pela Universidade Presbiteriana Mackenzie (São Paulo) e mestrado em Biologia Animal pela Universidade Federal de Pernambuco-UFPE (2002). É doutor (2008) em Oceanografia Biológica pela Universidade Federal de Rio Grande (FURG). Tem experiência na área de Estatística, Ecologia e Dinâmica de Populações de Peixes Marinhos, com ênfase em estudos de crescimento, estatística espacial, avaliação e conservação de estoques de peixes marinhos. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), no Departamento de Oceanografia, onde é vice-coordenador do curso de graduação em oceanografia e membro do Programa de Pós-graduação em Oceanografia.



DR. PAUL GERHARD KINAS

Graduado em Oceanografia pela Universidade Federal do Rio Grande (1979), mestre em Estatística pela Universidade de São Paulo (1985) e doutor em Estatística pela University of British Columbia, Canadá (1993). É professor titular aposentado no Instituto de Matemática, Estatística e Física da FURG onde ainda atua na docência e orientação de pós-graduação. Tem experiência em amostragem e modelagem estatística nas ciências ambientais, biologia de conservação e pesca com ênfase em análise Bayesiana de dados. Atualmente é consultor em análise de dados e sócio da empresa Datenkraft Consultoria Ltda.



DRA. VALÉRIA MARQUES LEMOS

Graduada em Ciências Biológicas Licenciatura e Bacharelado pela Universidade Federal do Rio Grande FURG (2007). Possui mestrado (2010) e Doutorado (2015) em Oceanografia Biológica pela Universidade Federal do Rio Grande. Atualmente é bolsista Pós Doutorado (CAPES) do Projeto PELD - ELPA - Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - Sítio 8 - Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Adjacente. Tem experiência nas áreas de Ictiologia, Ecologia, Biologia Reprodutiva, Pesca Artesanal e Recursos Pesqueiros, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia de peixes teleósteos marinhos e estuarinos, banco de dados ecológicos, análise química de otólitos, morfometria, modelagem ecológica e recrutamento.

Biologia pesqueira

Este livro traz assuntos diversos no âmbito da Biologia Pesqueira, disciplina que estuda as pescarias enfatizando a biologia das espécies. O livro inicia abordando a caracterização dos recursos pesqueiros, métodos e análises para determinar crescimento, reprodução e mortalidade. Nos capítulos que seguem, desenvolve outros importantes temas, como prospecção pesqueira, variáveis oceanográficas e suas relações com a pesca, estatística e planejamento espacial, avaliação de estoques pesqueiros e modelos de análise da dinâmica populacional. A conservação ambiental e práticas de manejo pesqueiro também estão na esfera temática da obra.

Ele foi pensado para auxiliar estudantes de graduação, e possui potencial para ser utilizado em disciplinas das áreas de Biologia Pesqueira, Recursos Pesqueiros, Introdução à Oceanografia, Ictiologia, dentre outras disciplinas que tratam em algum grau da temática da biologia pesqueira. Os assuntos abordados em cada capítulo são apresentados de maneira didática, trazendo a metodologia detalhada nas diferentes áreas do conhecimento e exemplos nacionais de suas aplicações.

Uma equipe de colaboradores especialistas foi reunida para contribuir com a obra nos diferentes capítulos. Por fim, esperamos que graduandos dos cursos de Biologia, Biol. Marinha, Oceanografia e Engenharia de Pesca encontrem nesta obra mais uma ferramenta para o entendimento de conceitos, processos e metodologias para aprofundarem seus conhecimentos sobre os diversos temas da Biologia Pesqueira.



casaletras.com/academico



9 78 65 89475 16 3

ISBN: 978-65-89475-16-3