

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL REPRODUTIVO DE PEIXES EM RECIFE
ARTIFICIAL NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO,
BRASIL

JORGE LUÍS DA SILVA SANTOS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO-UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2023

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL REPRODUTIVO DE PEIXES EM RECIFE
ARTIFICIAL NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO,
BRASIL

JORGE LUÍS DA SILVA SANTOS

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Ilana Rosental Zalmon

Coorientador: Prof. Igor David da Costa

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2023

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

S237

Santos, Jorge Luis da Silva.

Avaliação do potencial reprodutivo de peixes em recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil / Jorge Luis da Silva Santos. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2023.

75 f.

Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2023.

Orientadora: Ilana Rosental Zalmon.

Coorientador: Igor David da Costa.

1. Ictiofauna. 2. Juvenis. 3. Desenvolvimento gonadal. 4. Manejo . 5. Habitat heterogêneo .
I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL REPRODUTIVO DE PEIXES EM RECIFE
ARTIFICIAL NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO,
BRASIL

JORGE LUÍS DA SILVA SANTOS

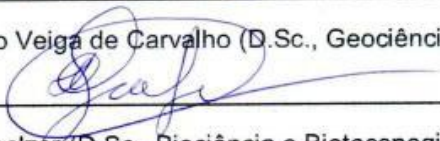
Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 16 de fevereiro de 2023.

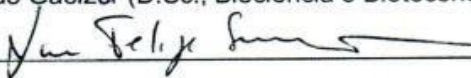
Comissão Examinadora:



Prof. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (D.Sc., Geociência) – UENF



Prof. Luiz Ricardo Gaelzer (D.Sc., Biociência e Biotecnologia) – IEPAM



Prof. Luís Felipe Skinner (D.Sc., Biociências Nucleares) – UERJ



Prof. Igor David da Costa (D.Sc., Ecologia e Evolução) – UFF/INFES



Ilana Rosental Zalmon (D.Sc., Zoologia Biociências) – UENF – Orientadora



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Tese intitulada “**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL REPRODUTIVO DE PEIXES EM RECIFE ARTIFICIAL NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL**” de autoria de Jorge Luis da Silva Santos, defendida no dia 16 de fevereiro de 2023.

Campos dos Goytacazes, 24 de novembro de 2023

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 24/11/2023, às 09:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 28º e 29º do [Decreto nº 48.209, de 19 de setembro de 2022](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **63902832** e o código CRC **FAD61CED**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 63902832

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

“No meio da dificuldade encontra-se a oportunidade.”

Albert Einstein

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese à minha avó Aildes Teixeira dos Santos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) pela oportunidade do doutorado e ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) pela infraestrutura e suporte logístico.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela concessão da bolsa.

À professora Ilana Rosental Zalmon (UENF) pela orientação.

Ao professor Igor David da Costa (UFF- INFES) pela coorientação.

Aos vários colaboradores desse estudo, Juliano Lima (IF – Sergipe), Phillipe Mota Machado (UFES – Alegre), Leonado Costa (UENF – Campos dos Goytacazes), muito obrigado por todas as contribuições para realização desse estudo.

Aos membros titulares da banca examinadora pela colaboração.

Aos colegas do LCA, Inácio Abreu, Ariane Silva, Marina Vermelho e Lorrana Diniz pelo companheirismo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT	xiii
ESTRUTURA DA TESE	xiv
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. CAPÍTULO I - Assessment of the effects of artificial reefs on the attraction versus production of fisheries resources	3
RESUMO.....	3
ABSTRACT	3
2.1. INTRODUÇÃO.....	4
2.2. METODOLOGIA	9
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	10
2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	21
2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
3. CAPÍTULO II - Avaliação do potencial reprodutivo de peixes em recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	34
RESUMO.....	34
ABSTRACT	35
3.1. INTRODUÇÃO.....	36
3.2. HIPÓTESES	39
3.3. MATERIAL E MÉTODOS	40
3.3.1. Área de estudo	40
3.3.2. Amostragem	41
3.3.3. Análise dos dados	42
3.4. RESULTADOS	42
3.5. DISCUSSÃO	46
3.6. CONCLUSÃO.....	51
3.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	59
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1. Distribuição mundial de artigos com enfoque em atração *versus* produção no período de 1968 a 2021..... 12
- Figura 2. Regressão linear da evolução temporal (de 1968 a 2021) dos artigos publicados com a temática atração *versus* produção em recifes artificiais. Os pontos pretos representam a tendência temporal total dos estudos sobre RAs e o paradoxo “atração *versus* produção” (A); os pontos azuis representam a tendência temporal dos estudos sobre atração (B), os pontos laranjas representam a tendência temporal dos estudos sobre produção (C) e os pontos cinzas representam a tendência temporal dos estudos considerados “imprecisos” (D)..... 13
- Figura 3. Regressões lineares da evolução temporal (de 1968 a 2020) dos artigos publicados com a temática atração *versus* produção em recifes artificiais. Os pontos pretos representam a tendência temporal total dos estudos sobre RAs e o paradoxo “atração *versus* produção”; os pontos azuis representam a tendência temporal dos estudos sobre atração, os pontos laranjas representam a tendência temporal dos estudos sobre produção e os pontos vermelhos representam a tendência temporal dos estudos considerados “imprecisos”..... 14
- Figura 4. Porcentagem (%) de artigos publicados tendo como conclusão principal o papel de atração, produção e “imprecisos” de 1968 a 2021..... 19

Capítulo 2

- Figura 1. Mapa esquemático da área amostral com a localização do complexo recifal na costa norte do estado do Rio de Janeiro (RAs: Recife Artificial)..... 40
- Figura 2. Abundância relativa (%) por classes de comprimento das espécies *Stellifer rastrifer* (primeira maturação= 11,7 cm), *Rhizoprionodon porosus* (primeira maturação= 65 cm), *Opisthonema oglinnum* (primeira maturação= 19,2 cm), *Macrodon ancylodon* (primeira maturação= 23,7 cm), *Larimus breviceps* (primeira maturação= 14 cm), *Chloroscombrus chrysurus* (primeira maturação= 12,4 cm), *Bagre bagre* (primeira maturação= 21,2 cm), *Aspistor luniscutis* (primeira maturação= 18 cm), *Isopisthus parvipinnis* (primeira maturação= 15,9 cm) e *Paralonchurus brasiliensis* (primeira maturação= 17,5 cm) coletadas na AC (barra branca) e RA (barra preta) na costa norte do Rio de Janeiro. A seta tracejada indica o tamanho da primeira maturação da espécie, baseado na literatura especializada, Plataforma Fishbase (Froese & Pauly, 2019) e SeaLifeBase (2018)..... 43

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

Tabela 1. Número de indivíduos jovens e adultos das 10 espécies mais abundantes encontradas no complexo recifal artificial (RA) e na área controle (AC) de 1996 a 2020 (n= 13 campanhas).....	42
Tabela 2. Abundância percentual das espécies amostradas na área controle (AC) e nos recifes artificiais (RA) na costa Norte do estado do Rio de Janeiro, Sudeste - Brasil. Abundância percentual testada por χ^2	44
Tabela 3. Resultados da análise SIMPER relativa aos estágios de maturação gonadal das espécies de peixes nos recifes artificiais (RAs).....	45

RESUMO

Recifes artificiais (RAs) são úteis na conservação de habitats susceptíveis à sobrepesca e podem atuar como uma importante ferramenta para o incremento da produção pesqueira regional. O objetivo deste estudo foi analisar o papel reprodutivo dos RAs instalados na costa norte do Rio de Janeiro e também o presente estudo se debruçou sobre tal tema, realizando uma revisão sistemática da literatura, de modo a reunir artigos que avaliaram o paradoxo “atração *versus* produção” de peixes em RAs em escala global. Para a listagem final, foram incluídos 98 artigos publicados entre o período de 1968 e 2021, sendo que dentre esses, 52% tiveram como área de estudo o continente americano, seguido pela Europa (20%), Ásia (15%), Oceania (11%) e África (2%). Importa pontuar que o debate ainda é objeto de discussão, visto que o maior número de artigos (66%) se enquadra na categoria “imprecisos”, quando o potencial atrator (22%) ou produtor (11%) não foi definido por delineamentos amostrais robustos. Além disso, as pesquisas que analisaram o tamanho, localização e complexidade dos RAs investigaram mais a função atratora do RAs do que produtora. A abundância das espécies de peixes em diferentes classes de comprimento e os estágios de maturação foram comparados entre a área com RAs e uma área controle (AC), a 1000 m de distância das estruturas. As coletas foram realizadas na AC e nos RAs nos anos de 1996, 1997, 2010, 2011, 2016, 2017 e 2020, considerando os períodos secos e chuvosos. As análises foram realizadas com as 10 espécies mais abundantes durante a série temporal de amostragem, sendo estas: *Stellifer rastrifer*, *Rhizoprionodon porosus*, *Opisthonema oglinnum*, *Macrodon ancylodon*, *Larimus breviceps*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre bagre*, *Aspistor luniscutis*, *Isopisthus parvipinnis* e *Paralonchurus brasiliensis*. Em acréscimo, RAs mais jovens demonstraram exibir propriedades principalmente atrativas, enquanto recifes mais antigos apresentam um equilíbrio de atração e produção de peixes. No entanto, a maioria dos estudos que avaliaram a produtividade em RAs são restritos aos curtos períodos de tempo após sua implantação, especialmente devido à limitação de financiamento a longo prazo de programas de monitoramento a nível global.

Palavras-chave: produção pesqueira, ambiente artificial, comunidade ictica.

ABSTRACT

Artificial reefs (ARs) are useful in conserving habitats susceptible to overfishing and can act as an important tool for increasing regional fishing production. The objective of this study were to analyze the reproductive role of ARs installed on the north coast of Rio de Janeiro and the present study also focused on this topic, carrying out a systematic review of the literature, in order to gather articles that evaluated the paradox “attraction vs. production” of fish in ARs on a global scale. For the final list, 98 articles published between 1968 and 2021 were included, of which 52% had the American continent as their study area, followed by Europe (20%), Asia (15%), Oceania (11%) and Africa (2%). It is important to point out that the debate is still the subject of discussion, as the largest number of articles (66%) fall into the “inaccurate” category, when the potential attractor (22%) or producer (11%) was not defined by sampling designs robust. Furthermore, research that analyzed the size, location and complexity of RAs investigated the attractor function of RAs rather than the producer. The abundance of fish species in different length classes and maturation stages were compared between the area with RAs and a control area (AC), 1000 m away from the structures. Collections were carried out in AC and RAs in the years 1996, 1997, 2010, 2011, 2016, 2017 and 2020, considering the dry and rainy periods. The analyzes were carried out with the 10 most abundant species during the sampling time series, these being: *Stellifer rastrifer*, *Rhizoprionodon porosus*, *Opisthonema oglinnum*, *Macrodon ancylodon*, *Larimus breviceps*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Catfish catfish*, *Aspistor luniscutis*, *Isopisthus parvipinnis* and *Paralonchurus brasiliensis*. In addition, younger RAs have been shown to exhibit primarily attractive properties, while older reefs exhibit a balance of attraction and fish production. However, most studies that have evaluated productivity in RAs are restricted to short periods of time after their implementation, especially due to limited long-term funding of monitoring programs at a global level.

Keywords: fishing production, artificial environment, fish community.

ESTRUTURA DA TESE

Esta tese foi escrita no formato de capítulos, e é composta de:

1. Uma introdução geral, onde foi abordada de maneira sintética a problemática da utilização de recifes artificiais e os impactos ecológicos envolvidos. Também foi abordado o paradoxo da “atração *versus* produção” em RAs e a aplicação destas estruturas.

2. O primeiro capítulo intitulado: “**Assessment of the effects of artificial reefs on the attraction versus production of fisheries resources**”. Neste capítulo foi feito um levantamento em artigos científicos publicados, nas duas últimas décadas, englobando o paradoxo “atração *versus* produção” em recifes artificiais ao redor do mundo, evidenciando seus principais resultados sobre a temática.

3. O segundo capítulo intitulado: “**Avaliação do potencial reprodutivo de peixes em recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil**”. Neste capítulo foi avaliado o potencial de produção de peixes das 10 espécies mais abundantes dos recifes artificiais da costa norte do estado do Rio de Janeiro ao longo de duas décadas de estudo, tendo como metodologia o tamanho de primeira maturação das espécies encontradas e o número de indivíduos adultos e juvenis.

4. Nas considerações finais foi ressaltada a importância da utilização dos RAs como ferramenta para auxiliar as avaliações de padrões ecológicos em comunidades marinhas associadas a substratos consolidados.

5. Referências Bibliográficas.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os módulos artificiais oferecem fundamentos e condições não encontradas em áreas de substrato não consolidado, aumentando a sobrevivência de peixes juvenis a partir da disponibilidade de áreas de alimentação e de refúgios anti-predação (Rogers & Mumby, 2019). O aumento na riqueza, abundância e diversidade de espécies pode ser observado a partir do crescimento da produção local de novos indivíduos (reprodução), sugerindo características favoráveis ao assentamento de peixes juvenis ou apenas por incremento de biomassa (atração) (Harrison & Rousseau, 2020).

Estes atuam no controle da erosão costeira, mitigação de impactos (perda da diversidade marinha por pesca, declínio na reprodução e alimentação das espécies locais), conservação da biodiversidade e no teste de hipóteses ecológicas em substratos aquáticos consolidados (Katsanevakis *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2019). Essas funções dependem de três fatores principais: (i) disponibilidade de superfície livre para a colonização; (ii) disponibilidade larval e (iii) fatores ecológicos que potencializam o recrutamento e regulam trajetórias de sucessão ecológica (Dagorn *et al.*, 2013; Semprucci *et al.*, 2017; Chapman *et al.*, 2018; Onat *et al.*, 2018).

Sob outro viés, Seaman-Jr. (2000) atesta que os RAs variam em tamanho, desde pequenas esferas de concreto a grandes plataformas de petróleo em alto mar. Nessa perspectiva, cumpre mencionar que características como tamanho do recife, relevo/rugosidade, área de superfície, complexidade e localização na paisagem marinha são cruciais para o sucesso dos RAs no aumento da produção pesqueira (Bohnsack *et al.*, 1991; Kim *et al.*, 1994; Gatts *et al.*, 2015; Fukunaga *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2022).

Somado a isso, importa frisar que, em águas tropicais, RAs são utilizados principalmente para determinar a estrutura, composição e padrões de sucessão das comunidades, recrutamento de peixes, além de estratégias de gestão pesqueira (Oricchio *et al.*, 2016; Paxton *et al.*, 2020).

Cabe ressaltar que os RAs aumentam a produção e a possibilidade de mobilidade dos peixes entre ambientes com limitação de habitat (Folpp *et al.*, 2020). Os módulos recifais implantados em sistemas estuarinos podem transportar comunidades de peixes semelhantes para ambientes naturais (Folpp *et al.*, 2013), e a introdução de RAs tem potencial para aumentar a população estuarina em geral (Lima *et al.*, 2020).

Módulos artificiais, mais do que um atrator de peixes de habitats circundantes, promovem um crescimento na abundância geral da ictiofauna por intermédio de eventos de reprodução, possibilitando o incremento de juvenis. O aumento na abundância deve ser imediato nos indivíduos de menor tamanho (juvenis) à medida que aproveitam a ampliação da disponibilidade de recursos. Tal fato, com o passar do tempo, seria observado em indivíduos com maiores classes de tamanho (adultos) devido ao aumento da sobrevivência dos juvenis (Folpp *et al.*, 2020).

Por outro lado, segundo Leitão (2013), LeClair *et al.* (2016) e Streich *et al.* (2017), as assembleias de peixes em RAs aumentam através do crescimento somático e do desenvolvimento gonadal, o que, posteriormente, favorece o assentamento de juvenis (Granneman & Steele, 2014). Algumas espécies de peixes que promovem o assentamento e completam seu crescimento em RAs se tornam sexualmente maduras e produzem gametas, contribuindo, assim, para o *pool* reprodutivo local (Stephens-Jr. & Pondella, 2002).

Partindo das considerações realizadas, o presente estudo fornece uma revisão da literatura científica, buscando avaliar o potencial atrator e/ou produtor de peixes em RAs. Isso porque, apesar de amplamente debatido, o papel dos RAs ainda possui divergências quanto à funcionalidade e, conseqüentemente, quanto às suas estratégias adequadas de manejo e gestão.

2. CAPÍTULO I - Assessment of the effects of artificial reefs on the attraction versus production of fisheries resources

RESUMO

Atração *versus* produção é uma discussão sobre a funcionalidade dos recifes artificiais (RAs), que, por sua vez, é muito debatida, deixando inúmeras implicações para o manejo, implicações essas que vão desde a concepção até o período pós-implantação das estruturas artificiais. Nesse sentido, o presente estudo se debruçou sobre tal tema, realizando uma revisão sistemática da literatura, de modo a reunir artigos que avaliaram o paradoxo “atração vs. produção” de peixes em RAs em escala global. Para a listagem final, foram incluídos 98 artigos publicados entre o período de 1968 e 2021, sendo que dentre esses, 52% tiveram como área de estudo o continente americano, seguido pela Europa (20%), Ásia (15%), Oceania (11%) e África (2%). Importa pontuar que o debate ainda é objeto de discussão, visto que o maior número de artigos (66%) se enquadra na categoria “imprecisos”, quando o potencial atrator (22%) ou produtor (11%) não foi definido por delineamentos amostrais robustos. Além disso, as pesquisas que analisaram o tamanho, localização e complexidade dos RAs investigaram mais a função atratora do RAs do que produtora. Em acréscimo, RAs mais jovens demonstraram exibir propriedades principalmente atrativas, enquanto recifes mais antigos apresentam um equilíbrio de atração e produção de peixes. No entanto, a maioria dos estudos que avaliaram a produtividade em RAs são restritos aos curtos períodos de tempo após sua implantação, especialmente devido à limitação de financiamento a longo prazo de programas de monitoramento a nível global.

Palavras-chave: Ecologia pesqueira, manejo, gestão, habitat marinho.

ABSTRACT

Attraction versus production is a discussion about the functionality of artificial reefs (ARs), which, in turn, is much debated, leaving numerous implications for management, implications that range from conception to the post-implementation period of structures artificial. In this sense, the present study focused on this topic, carrying out a systematic review of the literature, in order to gather articles that evaluated the paradox “attraction vs. production” of fish in ARs on a global scale. For the final list, 98 articles published between 1968 and 2021 were included, and among these, 52% had the American continent as their study area, followed by Europe (20%), Asia (15%), Oceania (11%) and Africa (2%). It is important to point out that the debate is still the subject of discussion, since the largest number of articles (66%) fall into the “inaccurate” category, when the potential attractor (22%) or producer (11%) was not defined by sample designs robust. In addition, research that analyzed the size, location, and complexity of RAs investigated the attracting rather than producing function of RAs. In addition, younger RAs have been shown to exhibit primarily attractive properties, while older reefs show a balance of attraction and fish production. However, most studies that evaluated productivity in RAs are restricted to short periods of time after their implementation, especially due to the limitation of long-term funding of monitoring programs at a global level.

Keywords: Fisheries ecology, management, marine habitat.

2.1. INTRODUÇÃO

De acordo com Alegretti *et al.* (2021), recifes artificiais (RAs) são definidos como estruturas submersas implantadas no substrato marinho para mimetizar as condições e recursos dos recifes naturais. Sua finalidade é, principalmente, auxiliar no incremento da biomassa e abundância de peixes (Leitão, 2013; LeClair *et al.*, 2016; Streich *et al.*, 2017). Estes atuam no controle da erosão costeira, mitigação de impactos (perda da diversidade marinha por pesca, declínio na reprodução e alimentação das espécies locais), conservação da biodiversidade e no teste de hipóteses ecológicas em substratos aquáticos consolidados (Katsanevakis *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2019). Essas funções dependem de três fatores principais: (i) disponibilidade de superfície livre para a colonização; (ii) disponibilidade larval e (iii) fatores ecológicos que potencializam o recrutamento e regulam trajetórias de sucessão ecológica (Dagorn *et al.*, 2013; Semprucci *et al.*, 2017; Chapman *et al.*, 2018; Onat *et al.*, 2018).

Sob outro viés, Seaman-Jr. (2000) atesta que os RAs variam em tamanho, desde pequenas esferas de concreto a grandes plataformas de petróleo em alto mar. Nessa perspectiva, cumpre mencionar que características como tamanho do recife, relevo/rugosidade, área de superfície, complexidade e localização na paisagem marinha são cruciais para o sucesso dos RAs no aumento da produção pesqueira (Bohnsack *et al.*, 1991; Kim *et al.*, 1994; Gatts *et al.*, 2015; Fukunaga *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2022).

Somado a isso, importa frisar que, em águas tropicais, RAs são utilizados principalmente para determinar a estrutura, composição e padrões de sucessão das comunidades, recrutamento de peixes, além de estratégias de gestão pesqueira (Oricchio *et al.*, 2016; Paxton *et al.*, 2020). Sendo assim, a eficácia das estratégias de manejo com o uso de RAs, em particular para mitigar os impactos da pesca, depende da capacidade atratora e/ou produtora de biomassa íctica nos módulos artificiais (Osenberg *et al.*, 2002; Brickhill *et al.*, 2005).

Quanto à repercussão sobre a temática atração *versus* produção, essa ganhou impulso após a Conferência Internacional de Recifes Artificiais em 1983, quando se questionou o tamanho do RA como único fator limitante para a abundância das populações associadas (Bohnsack *et al.*, 1997; Lindberg, 1997). As argumentações foram relacionadas ao fato de que a quantidade de módulos artificiais disponíveis não

restringia a ocorrência e a abundância das espécies associadas, pois nem sempre o habitat é o fator limitante para as comunidades, mas sim as características ambientais e ecológicas, como nicho ecológico das espécies, competição e predação Inter- e intraespecífica (Rouse *et al.*, 2020). Consequentemente, a adição de novos módulos foi considerada uma estratégia pouco eficiente para aumentar a produção pesqueira. Porém, como o aumento da densidade de peixes em torno de RAs maiores era aparentemente mais comum do que as reduções, uma explicação ainda era necessária para responder tal padrão distribucional (Brickhill *et al.*, 2005).

Diante disso, dois modelos foram propostos para explicar o aumento da abundância de peixes em habitats artificiais. A hipótese de atração sugere que os RAs atraem a ictiofauna do habitat circundante, como consequência do comportamento individual dos peixes (Bohnsack, 1989). Nesse caso, os RAs agem somente como dispositivos de agregação, aumentando a abundância de peixes em curto prazo (Grossman *et al.*, 1997) e, segundo Callier *et al.* (2018), os mecanismos que justificam a atração da ictiofauna podem incluir maiores oportunidades de alimentação e abrigo contra predadores.

Alternativamente, a hipótese de produção propõe que, em vez de concentrar as assembleias de peixes existentes em uma área menor, os RAs podem fornecer habitat adicional, aumentando a capacidade suporte e a diversidade de nichos de uma área, conforme defendem Brickhill *et al.* (2005). Isso posto, verifica-se que maiores oportunidades de alimentação e abrigo contribuem para o estabelecimento dos peixes nas estruturas artificiais, onde um maior número de juvenis é capaz de sobreviver, atingir a fase adulta e se reproduzir (Costa *et al.*, 2022). Assim, o RA promove um aumento líquido na abundância local de peixes, porque novos indivíduos são produzidos nessa área (Brickhill *et al.*, 2005).

O efeito imediato da atração de peixes para os RAs promove a redução na densidade de peixes jovens e adultos nos recifes naturais adjacentes. Em seguida à migração, onde os indivíduos podem colonizar e se reproduzir nos RAs, que caracteriza o papel produtor dessas estruturas (Costa *et al.*, 2022). Outro aspecto importante está relacionado à permanência e ao aumento de predadores nos RAs, que promove a elevação nas taxas de mortalidade da ictiofauna associada, podendo a longo prazo, acarretar o declínio dos estoques pesqueiros (Samples & Sproul, 1985; Bohnsack, 1989). Esta dinâmica sugere que a atração de peixes para o RA é afetada por flutuações espécie-específicas, mas também por eventos de competição e

predação (Herrera *et al.*, 2002; Leitão *et al.*, 2008; Barber *et al.*, 2009; Rocha *et al.*, 2014).

Dessa maneira, observa-se, com base em Wilson *et al.* (2001), que o processo de atração e produção de peixes pode ser interpretado como um fator dependente da densidade, que altera a dinâmica das assembleias de peixes tanto nos RAs quanto nos recifes naturais. Recorrendo, novamente, a Wilson *et al.* (2001), constata-se que a densidade reduzida nos recifes artificiais poderia levar a maiores taxas per capita de produção, pois haveria menores taxas de competição por recursos, maior sobrevivência e elevada reprodução.

Os variados níveis de agregação de indivíduos podem ser observados na população em alguns momentos específicos. Este agrupamento é influenciado por diferentes fatores (ex. diferenças locais de habitat ou paisagem, alterações de características ambientais diárias e sazonais), em função de processos reprodutivos e também como um resultado das relações intra e interespecíficas dos indivíduos, como o aumento da competição por recursos (Emlen & Oring, 1977).

Dito isso, interessa salientar que o aumento do número de indivíduos por agregação promove o aumento da vigilância e defesa entre as espécies, reduzindo as chances de não detecção de predadores. Assim, as chances de cada indivíduo ser predado reduzem consideravelmente conforme o grupo aumenta, ocorrendo o que chamamos de efeito de diluição. Odum e Barret (2007) corroboram tal premissa, sinalizando que a agregação dos indivíduos aumenta o desempenho das populações, influenciando positivamente nas taxas de crescimento e sobrevivência das espécies.

Logo após a implantação dos RAs, as espécies ágeis são atraídas para a estrutura. Entretanto, existe a expectativa de que, em longo prazo, o RA atue como os recifes naturais, por apresentar fatores ecológicos que aumentam a heterogeneidade espacial e fomentem o estabelecimento de populações, metapopulações e produção de novos organismos associados (Seaman-Jr. & Jensen, 2000).

Em 1997, Lindberg destacou o questionamento dos cientistas referente à hipótese de produção dos RAs. O autor contestou se estes ambientes produziam mais peixes ou somente agregavam indivíduos do entorno, tornando-os mais susceptíveis à pesca e, por consequência, promovendo a diminuição de suas populações. A pergunta original do estudo parece ser uma provocação: "Pode a ciência responder à questão da produção *versus* atração?". Segundo ainda Lindberg (1997), os RAs têm

potencial para se tornarem ferramentas úteis no manejo pesqueiro quando usados adequadamente em conjunto com outras práticas de manejo, mas até então a pergunta continuava sem resposta.

Os RAs oferecem recursos (e.g. disponibilidade de áreas de alimentação, refúgios anti-predação e ambiente seguro para ser utilizado como sítio reprodutivo de espécies marinhas) não encontrados em áreas de substrato não-consolidado. Além disso, a maioria das pesquisas com RAs tem registrado aumento na abundância de organismos bênticos, que são recursos alimentares para a ictiofauna associada (Pickering & Whitmarsh, 1997; Glasby, 1999; Sánchez-Jerez & Ramos-Esplá, 2000; Fagundes-Neto *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2013; Zalmon *et al.*, 2014; Gatts *et al.*, 2015). Esse incremento favorece a alocação de energia para a reprodução de indivíduos adultos que são atraídos para os RAs, que, por consequência, também atua na sobrevivência da prole (Rogers & Mumby, 2019). Portanto, o aumento na riqueza, abundância e diversidade de espécies em áreas com RAs é observado tanto pelo processo de atração, quanto pela produção de novos indivíduos, sugerindo que o paradoxo entre hipótese pode ser uma complementação entre processos (Harrison & Rousseau, 2020).

Segundo Bishop (2019), o balanço entre atração e produção após a implantação do RA depende das características do habitat circundante, particularmente relacionados à disponibilidade de nutrientes e heterogeneidade. Percebe-se, pois, que eventos de atração são preponderantes quando um único recife é introduzido em um ambiente oligotrófico. Assumindo um fluxo de energia ascendente na teia trófica, a menor disponibilidade de nutrientes influencia na produção primária do ambiente, que resulta na capacidade de suporte insuficiente para produção de novos indivíduos (Holt & Polis, 1997). Todavia, a implantação de recifes artificiais em paisagens homogêneas favorece a produção, pelo aumento da diversidade de nichos ecológicos e menor disponibilidade de fontes (e.g. recifes naturais) para atração de peixes (Folpp *et al.*, 2020). De fato, acredita-se que a produção em RAs será mais provável com a adição de mais recifes ou recifes mais complexos, devido à relação da produção pesqueira com a capacidade de suporte e com a diversidade de nichos ecológicos (Taylor *et al.*, 2018).

Em adição ao exposto, a implantação de RAs também modifica as condições hidrodinâmicas e a topografia de substratos não consolidados (Lorenzi, 2004), influenciando as populações ícticas de acordo com a tolerância ecológica das

espécies e disponibilidade de recursos alimentares da infauna (Reineck & Singh, 1973; Fritz & Moore, 1988). Nesse contexto, a presença dos RAs promove um decréscimo na velocidade das correntes no entorno, permitindo um maior assentamento de material fino, incluindo partículas orgânicas. Tal enriquecimento pode interferir primeiro na estrutura da macrofauna bêntica e, conseqüentemente, em toda a teia trófica (Machado *et al.*, 2013).

Diante dessa conjuntura, Fine *et al.* (2019) ratificam que a contribuição dos processos de atração e produção de peixes também é influenciada pelo manejo dos RAs, como a implantação de estruturas artificiais em áreas marinhas protegidas (AMPs) ou zonas onde a pesca não é regulamentada. Quando analisadas as hipóteses de RAs em AMPs, foram encontrados resultados que condizem com a hipótese da atração e de produção. Nicolae *et al.* (2018) descrevem, em estudo realizado na zona marinha do Delta do rio Danúbio, que a ictiofauna é diversificada em comparação com as outras AMPs localizadas ao longo da costa romena, sendo identificadas 70 espécies de peixes. Este local é importante tanto para as espécies migradoras, como os esturjões (atração), que utilizam os RAs durante o trânsito para o rio Danúbio, assim como para as demais espécies de peixes marinhas, que utilizam a área com RAs para desova (produção) e forrageamento (Nicolae *et al.*, 2018). Os RAs não compreendidos em AMPs funcionariam preponderantemente como atratores, uma vez que estas áreas não sofrem exploração pesqueira, retirando indivíduos em idade de reprodução. Contudo, Costa *et al.* (2022), em pesquisa na costa Norte do estado do Rio de Janeiro, indicam a existência de eventos de reprodução na área de RAs, sendo este um indicativo de produção em RAs não implantados em AMPs.

A fim de analisar o potencial atrator e produtor dos RAs, diferentes metodologias têm sido empregadas para atribuir mudanças na estrutura e composição de comunidades ícticas associadas a essas estruturas. A capacidade atratora dos RAs tem sido demonstrada por maiores taxas de captura obtidas em áreas com módulos artificiais quando comparadas às áreas naturais próximas. Contudo, os aumentos iniciais em abundância e biomassa íctica tendem a ser temporários, como assinalam Smith *et al.* (2015) e Lima *et al.* (2019). Em contraste, estudos que indicam o potencial produtor dos RAs descrevem que áreas que oferecem recursos (alimentação e abrigos anti-predação) são positivas para a reprodução e desova das espécies.

Por outro lado, a escassez de estudos ainda dificulta distinguir o papel produtor e atrator de peixes em RAs, apesar das implicações claras que esse paradoxo tem para o manejo dos recursos pesqueiros (Smith *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2016; Puckeridge *et al.*, 2021). A divergência teórica da “atração *versus* produção” de peixes em RAs é um desafio, uma vez que as mudanças geradas no ecossistema por conta da inserção dessas estruturas ainda não foram totalmente compreendidas (Pickering & Whitmarsh, 1997; Seaman-Jr., 2000; Powers *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2018; Komyakova *et al.*, 2019). Por isso, o estabelecimento de um quadro conceitual e protocolos que permitam quantificar a produção de sistemas artificiais, particionar essa produção para os respectivos habitats (naturais e artificiais) e avaliar a sua sustentabilidade, inicialmente atraindo indivíduos e posteriormente produzindo novos indivíduos (Wilson *et al.*, 2001; Grasselli & Airoidi, 2021), se faz necessário.

Partindo das considerações realizadas, o presente estudo fornece uma revisão da literatura científica, buscando avaliar o potencial atrator e/ou produtor de peixes em RAs. Isso porque, apesar de amplamente debatido, o papel dos RAs ainda possui divergências quanto à funcionalidade e, conseqüentemente, quanto às suas estratégias adequadas de manejo e gestão. Tendo em vista esse panorama, esta revisão bibliográfica busca elucidar o impacto da implantação de RAs, se esses exercem efeitos tanto de atração quanto de produção sobre as populações de peixes locais, e se as estruturas artificiais estão beneficiando os estoques populacionais dependendo da maneira como são manejados, tendo como métrica comumente utilizada para estudos de atração, o número de indivíduos das assembleias ícticas associados aos RAs. Enquanto para a hipótese de produção, a presença de ovos e larvas com similaridade com as espécies assentadas localmente é a técnica mais utilizada para sua comprovação, sendo necessários estudos de longo prazo para se verificar a veracidade da produção nos ambientes estudados.

2.2. METODOLOGIA

Os artigos científicos que avaliaram a temática “atração *versus* produção” em RAs a nível global foram compilados por meio de revisão sistemática realizada em cinco bases científicas online: *Scopus*, *Web of Science (WoS)*, *Science Direct*, *Google Acadêmico* e *Springer Link*. O banco de dados foi gerado a partir da seleção de artigos científicos e a busca ativa foi realizada utilizando as seguintes palavras-chave no título

e resumo dos artigos: “*attraction + artificial reef*”, “*production + artificial reef*”, “*productivity + artificial reef*”. Além disso, foram realizadas buscas na lista de referências dos artigos obtidos.

Para a listagem final foram incluídos todos os artigos publicados entre o período de 1968 (data do primeiro artigo publicado na área) e 2021, totalizando 151 artigos científicos. Desse total, 98 foram incluídos na revisão, ou seja, aqueles que analisaram as características dos RAs em relação ao seu potencial atrator e/ou produtor. Os demais artigos, apesar de apresentarem as palavras-chave buscadas, não contemplavam o objetivo desta pesquisa e foram excluídos da análise.

A tabulação dos dados incluiu as seguintes informações: 1) quantitativo de estudos existentes sobre “*atração versus produção*”; 2) ano de publicação; 3) país de implantação dos RAs; 4) objetivo do estudo — identificação e comparação de estudos sobre *atração versus produção* em RAs; 5) ambiente de estudo — foram consideradas duas categorias, a distância (km) entre ambiente próximo ao substrato consolidado (recifes naturais) e; 6) resultados/conclusão relativos ao potencial “atrator”, “produtor” e “impreciso”, quando não foi identificada no artigo a funcionalidade dos RAs. Por fim, cabe ressaltar que o número de artigos foi expresso em valores percentuais e a variação temporal no número de pesquisas com a temática “*atração versus produção*” foi avaliada por uma análise de regressão linear no programa R (R Development Core Team, 2009).

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seleção dos artigos sobre RAs com a temática “*atração versus produção*”, indexados, por sua vez, nas cinco bases de dados, totalizou 98 documentos recuperados e indicou um aumento linear significativo ($p= 0,0002$, $R^2= 0,36$) no número de publicações nas últimas décadas. Logo, os dados sugerem que o tema RAs é bem consolidado (iniciado em 1962) e carece de mais pesquisas relacionadas ao aspecto produtor das estruturas artificiais.

Em média, foram publicados três artigos por ano sobre a temática “*atração versus produção*”, o que demonstra o aumento do interesse mundial em estudos direcionados à busca constante de solução na divergência entre hipóteses. Os primeiros estudos sobre *atração* ou *produção* dos RAs foram realizados no Japão ($n= 2$), onde Oka (1962) descreve a capacidade de estoque da ictiofauna associada a

estruturas artificiais, destacando o seu potencial atrator, seguido de Ogawa (1968), que investigou o potencial de atração de espécies-chave da ictiofauna. Apenas em 1985, Bohnsack e Sutherland publicaram o primeiro trabalho referente ao paradoxo “atração *versus* produção” em RAs.

Neste estudo da década de 80, é possível observar o aumento significativo ($p=0,002$) no número de publicações sobre RAs, com crescimento de 82% ($n=80$) no número de publicações ao longo do tempo. A partir do século XXI, os artigos mantiveram um padrão: os que tratam somente de atração avaliaram o potencial de uso dos RAs como refúgio de peixes, visando a diminuir a mortalidade por pesca; aqueles que tratam de produção avaliaram o recrutamento de peixes juvenis em diferentes densidades de orifícios dos RAs; os considerados “imprecisos” utilizam a temática “atração *versus* produção” para verificar quais são os padrões de seleção de habitat entre indivíduos de RAs e áreas naturais.

Dentre o total de estudos publicados, 49% foram realizados no continente americano (52%, $n=50$), seguido pela Europa (20%, $n=20$), Ásia (15%, $n=16$), Oceania (11%, $n=11$) e África (2%, $n=2$). Quando analisado somente o continente americano, os EUA apresentaram 73% ($n=30$) do número de publicações, seguido da América do Sul com 22% ($n=11$). Destes, 12% foram realizados no litoral brasileiro, já a América Central conta com 6% ($n=3$).

Os EUA ($n=38$), Brasil ($n=11$), Austrália ($n=10$), China ($n=5$), Japão ($n=4$) e Coreia do Sul ($n=4$) são países-chaves para o desenvolvimento de estudos sobre atração *versus* produção em estruturas artificiais (Figura 1). Os EUA despontam neste ranking devido à maior disponibilidade de tecnologias para as pesquisas com RAs, ao avaliar as comunidades biológicas associadas principalmente a plataformas de petróleo e gás (Kasprzark, 1998; Lima *et al.*, 2020).

Em âmbito nacional, os estudos têm avaliado as assembleias de peixes e comunidades bentônicas em áreas com RAs sob influência da pluma estuarina, colonização de curto e longo prazo, sucessão ecológica e potencial reprodutor em RAs (Rocha *et al.*, 2014; Zalmon *et al.*, 2014; Santos & Zalmon, 2015; Lima *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2022). Na Austrália, terceiro país com mais estudos com RAs, as pesquisas têm avaliado o potencial de atração dos RAs e o uso de estruturas artificiais como áreas de pesca e mergulho (Champion *et al.*, 2015; Keller *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020).

Para além dos países citados, cumpre reforçar que os estudos na China, Japão e Coréia do Sul (n= 5) estão direcionados principalmente às mudanças por atração na composição das comunidades ícticas associadas a RAs. Nesta região, os estudos foram categorizados, em sua grande maioria, como “imprecisos”, pois utilizam o paradoxo da “atração *versus* produção” na discussão dos resultados sem definir exatamente qual dos processos é preponderante para as modificações das comunidades ícticas (Suzuki *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2016; Kim *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2020).

Por outro lado, países como a Itália, Portugal, França e Espanha concentraram suas pesquisas (n= 10) na análise de comunidades marinhas do Mar Mediterrâneo e no potencial dos RAs como área de pesca e mergulho (Fabi *et al.*, 2011; Bonaldo *et al.*, 2014; Carral *et al.*, 2018; Lima *et al.*, 2020). Sob outro prisma, Reino Unido, Alemanha e Bélgica realizam estudos (n= 4) sobre o uso de usinas eólicas como RAs no mar do Norte, a fim de promover a atração de comunidades biológicas, sendo também observado apenas um estudo relacionado à implantação proposital e manejo de RAs (Hooper *et al.*, 2015; Krone *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020).

Nesse sentido, vale dizer que os RAs têm sido utilizados na Europa há décadas no Mar Mediterrâneo, mas hoje os programas se estenderam por países do norte e leste europeu, visando à conservação marinha, gestão costeira, manejo pesqueiro e defesa contra a erosão e perda de habitats. Inclusive, em maio de 1995, foi criada a *European Artificial Reef Research Network* (EARRN), com o objetivo de integrar iniciativas isoladas de pesquisa e desenvolvimento de recifes artificiais em diversos países. A rede reuniu inicialmente 51 cientistas de 36 laboratórios, buscando padronizar vários aspectos da pesquisa sobre recifes artificiais, tipologias mais apropriadas, monitoramento ambiental e econômico (Claudett & Pelletier, 2004).

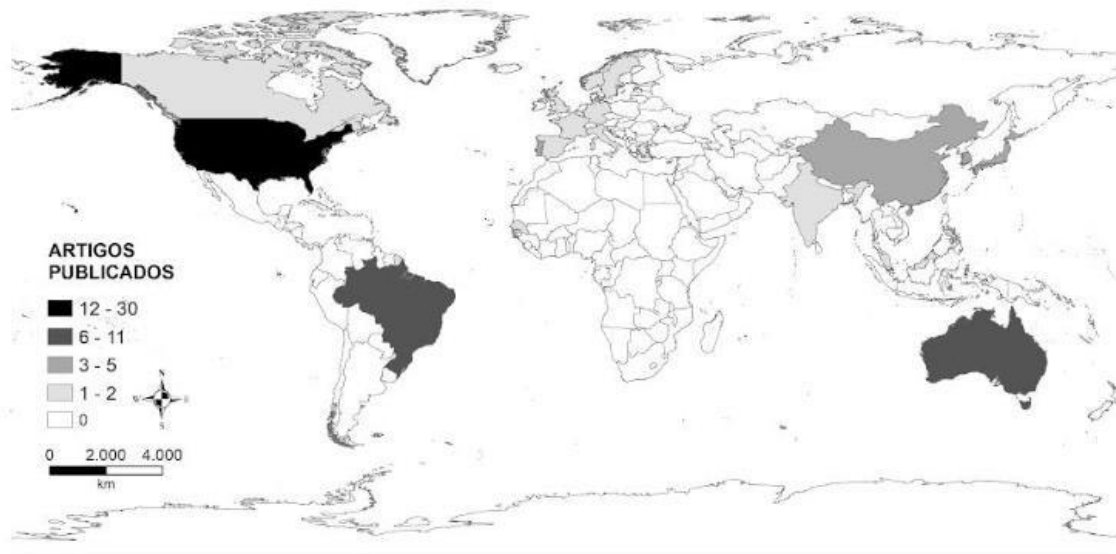


Figura 1. Distribuição mundial de artigos com enfoque em atração *versus* produção no período de 1968 a 2021.

Conforme ilustra a figura 1, ao longo da costa da África, poucos países têm estudado o paradoxo “atração vs. produção” em RAs ($n= 2$). Brochier *et al.* (2015, 2021) apontam que os processos de atração e produção em duas áreas distintas — área de pesca (AP) e área marinha protegida (AMP) — ocorrem em escalas de tempo distintas. Quanto a isso, os autores verificaram que a reprodução de peixes ocorreu em uma escala de tempo “lenta” na AMP, enquanto a atração íctica ocorreu em escala de tempo “rápida” nas duas áreas.

É oportuno destacar que avanços nos estudos sobre os mecanismos que promovem a atração e/ou produção em RAs têm sido observados e indicam que os RAs têm como função principal o potencial atrator ($n= 22$). Entretanto, metade dos estudos foi delineada para compreender o potencial produtor dos RAs ($n= 11$), a maioria nos últimos 10 anos. O incremento temporal no número de artigos que aborda a hipótese de atração e produção separadamente não foi significativo ($p>0,05$), apesar de apresentar aumento no número de publicações (Figura 2).

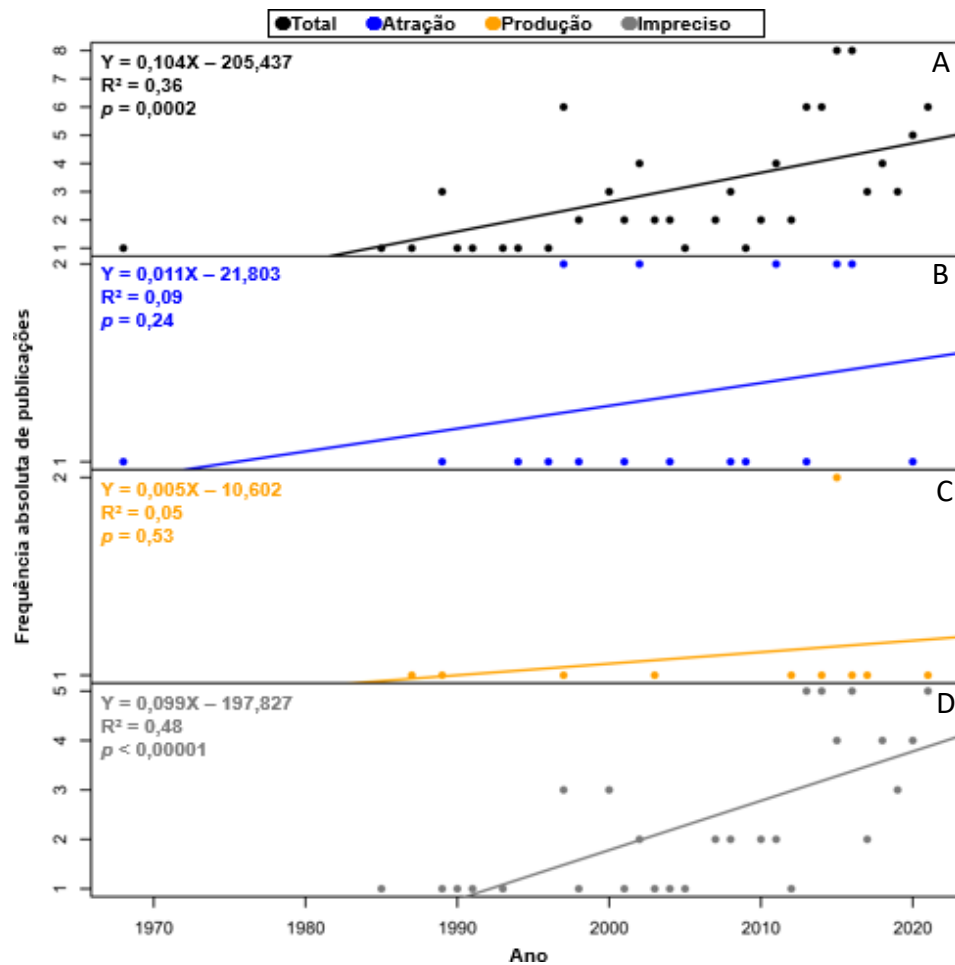


Figura 2. Regressão linear da evolução temporal (de 1968 a 2021) dos artigos publicados com a temática atração *versus* produção em recifes artificiais. Os pontos pretos representam a tendência temporal total dos estudos sobre RAs e o paradoxo “atração *versus* produção” (A); os pontos azuis representam a tendência temporal dos estudos sobre atração (B), os pontos laranjas representam a tendência temporal dos estudos sobre produção (C) e os pontos cinzas representam a tendência temporal dos estudos considerados “imprecisos” (D).

Quando analisadas em conjunto, as regressões lineares (Figura 3) indicam que existe um aumento no número de artigos publicados ao longo do tempo ($p=0,002$), porém a maioria destes estudos foram caracterizados como imprecisos ($p<0,0001$). Isto demonstra que estudos que testam a hipótese consorciada de atração e produção ainda não são o foco das pesquisas em RAs. Na maioria dos trabalhos, a atração está relacionada aos seguintes eventos: após a implantação das estruturas, estas já atraem espécies de áreas adjacentes, as espécies utilizam as estruturas para se abrigar de predadores e também para alimentação, onde posteriormente ocorrem os processos de colonização e sucessão ecológica que alteram a estrutura da comunidade no local estudado. A hipótese de produção é somente descrita em estudos a longo prazo, uma vez que para considerar estes ambientes produtivos é

necessária a comprovação de que as espécies atraídas estejam utilizando estes ambientes para a reprodução, com a ocorrência de ovos e larvas das espécies residentes nos RAs (Ewers-Saucedo & Pappalardo, 2019).

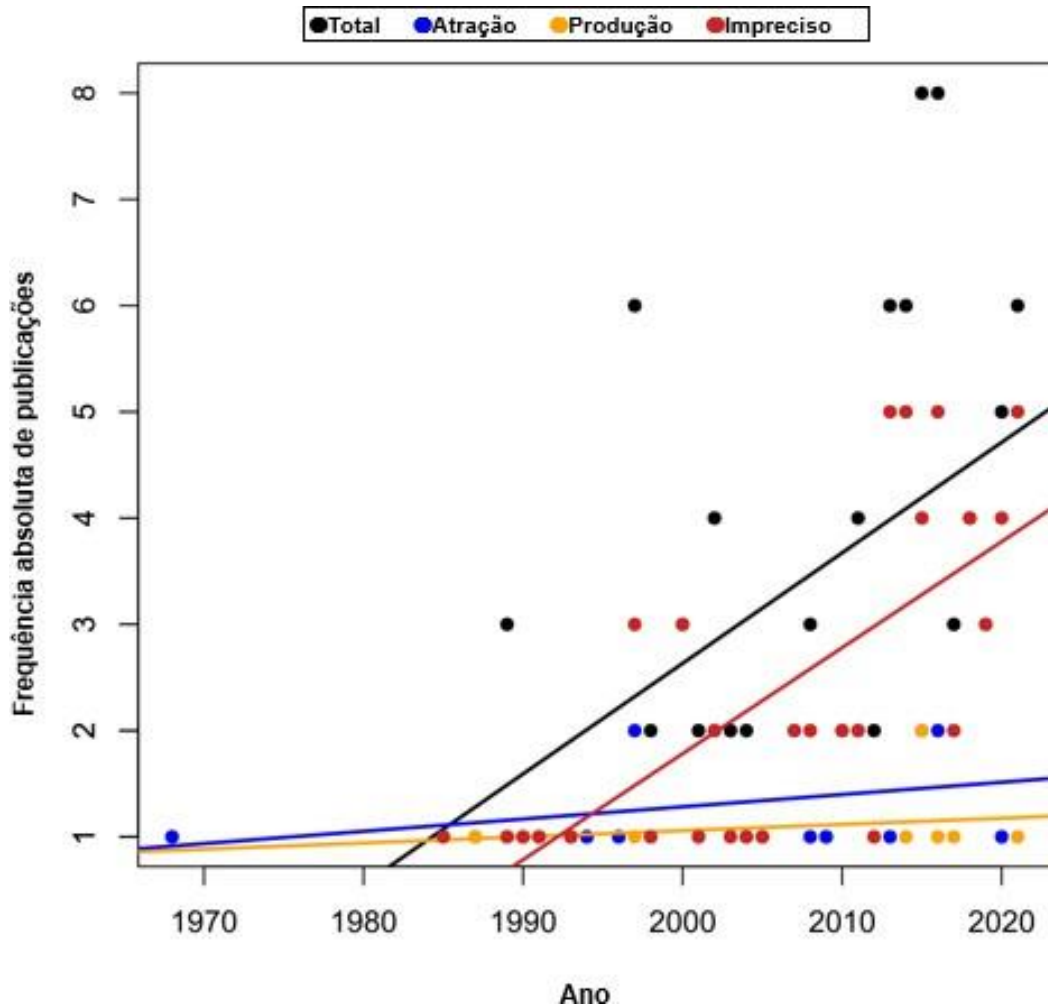


Figura 3. Regressões lineares da evolução temporal (de 1968 a 2020) dos artigos publicados com a temática atração *versus* produção em recifes artificiais. Os pontos pretos representam a tendência temporal total dos estudos sobre RAs e o paradoxo “atração *versus* produção”; os pontos azuis representam a tendência temporal dos estudos sobre atração, os pontos laranjas representam a tendência temporal dos estudos sobre produção e os pontos vermelhos representam a tendência temporal dos estudos considerados “imprecisos”.

A hipótese de atração presume que a adição de módulos artificiais no ambiente pode fornecer habitats de maior qualidade (maior quantidade de alimento, abrigo anti-predação e área de reprodução) para as espécies de peixes, favorecendo o deslocamento de indivíduos de populações densas em sistemas adjacentes, como previsto pela Teoria da Distribuição Ideal Livre (DLI) proposta por Fretwell e Lucas (1970). No qual, esta teoria é definida como uma explicação da forma com que animais

de diversas espécies se comportam na competição pela exploração de regiões em busca de recursos, distribuindo-se por estes espaços a fim de alcançar o máximo de recursos disponíveis ainda não testada em RAs (Harrison & Rousseau, 2020). Desse modo, Smith *et al.* (2015) comentam que o aumento na qualidade de habitats resultaria em quantidades de recurso per capita similares entre RAs e áreas recifais naturais próximas, sem aumentar a produção local de novos indivíduos.

Sabe-se que os RAs agregam peixes das áreas circundantes e, em curto prazo, a produção da pesca pode ser aumentada. No entanto, a médio e longo prazo, o efeito da pesca sobre a sustentabilidade das populações exploradas pode ser prejudicado (Grossman *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 2020). Conseqüentemente, a atuação combinada entre RAs e esforço de pesca, que é aumentada com o acesso dos pescadores em áreas de RAs, podem afetar os recursos pesqueiros de forma deletéria, especialmente nos recifes artificiais, reduzindo a biomassa regional.

Dando prosseguimento, observa-se que o processo de atração em RAs está ligado às estratégias adaptativas de muitos organismos terrestres e marinhos (espécies coloniais, solitárias e territoriais), incluindo vários peixes de recife de coral (Sweatman, 1985; McCormick & Hoey, 2006; Coppock *et al.*, 2013). O comportamento gregário de assentamento é resultante de vários processos, (1) onde os indivíduos podem se estabelecer em um habitat via sinais coespecíficos (ex. quimiorreceptores olfativos), haja vista que os custos de busca são reduzidos quando os indivíduos dispersores utilizam sinais coespecíficos, como uma indicação indireta da qualidade do habitat, (2) os custos de assentamento são reduzidos na presença de espécies coespecíficas e/ou (3) os custos de aptidão são reduzidos na presença de espécies coespecíficas após a colonização (Stamps, 2001).

Forbert e Swearer (2017), em estudo ao longo de Victoria, Tasmânia e estendendo-se para o oeste até a Grande Baía Australiana no Sul da Austrália, sugerem que a ocorrência de indivíduos de Southern Hulfish (*Trachinops caudimaculatus*) está ligada à detectabilidade do habitat do recife artificial nos processos de assentamento, reduzindo os custos de dispersão, e também afetando positivamente a sobrevivência pós-assentamento. Nessa seara, Cardumes de *T. caudimaculatus*, que são recrutados em recifes artificiais com espécies coespecíficas residentes, podem aumentar a aptidão individual através da maior detecção e evasão de predadores (FitzGerald & Van Havre, 1985; Roberts, 1996), maior sucesso no forrageamento e eficiência alimentar (Pitcher *et al.*, 1982; Partridge *et al.*, 1983;

FitzGerald & Van Havre, 1985) e, assim, melhorar a sobrevivência pós-assentamento (White & Warner, 2007). Embora a competição intraespecífica possa ser elevada, os custos do aumento da densidade coespecífica podem ser superados pelos benefícios obtidos com as estratégias gregárias (Donahue, 2006).

Um das alternativas para analisar o efeito da atração e/ou reprodução em RAs é avaliar as taxas de crescimento e o ciclo de vida das espécies associadas. Fowler e Booth (2012) investigaram os estágios do ciclo de vida do serranídeo *Pseudanthias rubrizonatus*, capturado em estruturas artificiais no noroeste da Austrália, e registraram a ocorrência de juvenis recém-assentados até indivíduos adultos, sendo que indivíduos juvenis e adultos foram significativamente mais abundantes nos RAs em questão, denotando um equilíbrio entre atração e reprodução/produção de peixes em relação às áreas naturais.

Além disso, a presença de peixes juvenis em outros tipos de substratos artificiais, como quebra-mares (Ruitton *et al.*, 2000; Clynick, 2006, 2008; Pastor *et al.*, 2013) e marinas (Bouchoucha *et al.*, 2016), também já foi registrada. O assentamento de peixes transientes nos RAs demonstra a plasticidade ambiental das estruturas artificiais na disponibilidade de habitats para juvenis. Comumente, as larvas pelágicas se estabelecem no primeiro habitat encontrado (Shapiro, 1987) e a presença de juvenis nos RAs pode ser resultante da ausência de habitats adequados nas áreas adjacentes. Portanto, a utilização de estruturas artificiais no assentamento larval não deve ser excluída. A elevada produtividade trófica e modificação na dinâmica de correntes podem representar condições adequadas ao assentamento pós-larval (Clynick, 2006), que, conseqüentemente, promove o aumento na abundância de peixes juvenis nas áreas de RAs (Cenci *et al.*, 2011).

Estudos que analisaram o potencial produtor dos RAs (*e.g.*, Smith *et al.*, 2016; Arney *et al.*, 2017; Brochier *et al.*, 2021) sugerem que o habitat adicional fornecido pelos RAs pode aumentar a capacidade de carga regional, permitindo que um maior número de juvenis se estabeleça, sobreviva até a idade adulta e contribua reprodutivamente no incremento de novos indivíduos aos estoques locais de peixes (Bohnsack, 1989; Powers *et al.*, 2003; Brickhill *et al.*, 2005). Tal produtividade também foi atribuída à maior conectividade entre os RAs e áreas naturais, quando comparada a áreas isoladas (Cenci *et al.*, 2011), ao incremento da matéria orgânica devido à influência de plumas estuarinas, onde as fontes de recrutamento podem ser limitadas ou variar de acordo com a estação do ano (Folpp *et al.*, 2011; Lowry *et al.*, 2014).

Há, também, estudos sobre como a proximidade entre áreas naturais e RAs pode influenciar a atração e/ou produção em RAs (n= 13). Estes indicam que a conectividade e a dispersão entre diferentes tipos de recifes são aspectos importantes da dinâmica da assembleia íctica. Em uma paisagem composta por sistemas de substrato consolidado, incluindo tanto naturais quanto artificiais, espera-se que os recifes próximos funcionem como áreas fonte, apoiando a conectividade e facilitando a dispersão de espécies que permitirá a atração inicial esperada para RAs (Herrera *et al.*, 2002; Airoidi *et al.*, 2005; Bulleri & Airoidi, 2005). Se o tamanho e a complexidade dos RAs forem suficientes para fornecer uma mancha de habitat de alta qualidade e os sistemas apresentarem elevada conectividade, ocorrerá a produção de peixes em médio e longo prazo (Sousa, 1984).

Para complementar a discussão, estudos indicam que a partir de 3 km de distância dos RAs, os recifes naturais não sofrem mais influências significativas de emigração de peixes (Rocha *et al.*, 2014; Gatts *et al.*, 2015). A dispersão das espécies entre recifes naturais e artificiais representa um importante elo na definição do argumento de produção para a estrutura artificial, especialmente se existir uma forte dinâmica de sumidouros entre recifes naturais altamente produtivos e estruturas artificiais novas e menos complexas. Além da proximidade dos RAs às áreas naturais, variáveis como composição de espécies residentes nestes locais, incluindo a contribuição de peixes transientes de alta mobilidade, a trofia das áreas estudadas e o tempo de implantação dos RAs na colonização do RAs. Segundo Lima *et al.* (2019), a produção de peixes em RAs está ligada a estruturas implantadas em maior escala temporal.

As larvas que chegam à área onde estão localizadas as estruturas artificiais podem encontrar substratos vazios adequados para assentamento. De fato, dependendo da posição dos RAs em relação a outros locais com substrato consolidado e do suprimento larval, as estruturas artificiais podem interceptar larvas destinadas a uma corrente natural do recife (atração de peixes) ou receber recrutas que de outra forma não encontraram uma área de assentamento apropriada (produção de peixes) (Carr & Hixon, 1997). Além disso, o estabelecimento de uma comunidade de peixes em um RA pode aumentar a produção larval de uma área, o que pode ser entendido como uma função essencialmente produtora (Stephens & Pondella, 2002).

Quando instalados em áreas com ausência de substrato consolidado ($n=5$), os RAs certamente terão papel produtor, atuando como uma ferramenta para aumentar a abundância das comunidades biológicas (Lindberg, 1997). Os RAs implantados próximos a foz de grandes rios são submetidos a variações sazonais da vazão fluvial, que alteram a quantidade de matéria orgânica e a proporção de água doce no oceano (Folpp *et al.*, 2011, 2013; Cresson *et al.*, 2016; Iwamoto & Shoji, 2017). O aumento da biomassa e fecundidade de peixes em estruturas artificiais está ligado à maior variedade de habitats e existências de refúgios, favorecendo a reprodução local (Granneman & Steele, 2014; Arney *et al.*, 2017; Streich *et al.*, 2017).

Nesse cenário, Roa-Ureta *et al.* (2019) previram um aumento de 35% na capacidade de carga de *Diplodus vulgaris*, quatro anos após a implantação de RAs, indicando a existência de produção de indivíduos. Vários estudos sugeriram que RAs atuam como berçários e, portanto, facilitam a produção de novos peixes em escala local (Wilhelmsson *et al.*, 2006; Reubens *et al.*, 2013, 2014).

Na mesma linha de raciocínio, alguns estudos analisaram o papel da atração e/ou produção no incremento dos recursos pesqueiros no aumento de exploração de recursos pesqueiros ($n=13$). Isso porque, os estoques de peixes e a produtividade da pesca são regulados por fatores como o recrutamento, qualidade e quantidade de habitat, gargalos tróficos e genéticos, conforme corroboram Becker *et al.* (2018). Os impactos da forte pressão antrópica nas áreas costeiras provavelmente seriam minimizados se os RAs promovessem maior produção (Brickhill *et al.*, 2005). Diferente da principal predição associada à relação entre potencial atrator e produção pesqueira, estudos recentes indicam que a atração de peixes para RAs pode dispersar a biomassa de peixes para vários recifes em vez de concentrá-la, dificultando a exploração dos estoques de peixes (Becker *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020). À luz dessa constatação, Lindberg (1997) ressalta que os RAs têm potencial para se tornarem ferramentas muito úteis no manejo de recursos pesqueiros costeiros, quando utilizados em conjunto com outras práticas de manejo.

Outras funções dos RAs incluem a possibilidade de sua utilização como reservas marinhas (ausência de atividade pesqueira) ou ainda para amenizar os impactos sociais causados pelo fechamento de tais áreas para a pesca ou ainda na recuperação de ecossistemas (Pratt, 1994; Bohnsack *et al.*, 1997; Pitcher & Seaman-Jr., 2000; Claudet & Pelletier, 2004; Fagundes-Netto & Zalmon, 2011). Nesses casos, o equilíbrio entre atração e produção pode ser considerado negligenciável, salvo

casos em que as metapopulações ícticas são apenas deslocadas a partir de áreas de interesse para a conservação e ecoturismo. Nesse caso, os Ras, mais uma vez, precisam ser delineados para ter produção como processo predominante (Martín *et al.*, 2018).

Uma questão fundamental e ainda sem resposta se refere ao fato de que o aumento da produção pesqueira nos RAs pode estar ligado ao aumento do esforço de pesca na área das estruturas (Bohnsack, 1989; Bortone, 1998; Cowan-Jr. *et al.*, 2011). Dessa forma, o uso de dados de desembarque pesqueiro, como proxy da efetividade dos RAs para o aumento da abundância de peixes de importância comercial, pode ser tendencioso.

Uma das principais limitações dos estudos que avaliam a produtividade dos RAs é a escala temporal; a maioria (n= 87, 88,7%) é restrita ao monitoramento de um ou dois anos após implantação das estruturas artificiais. Isso certamente desafia o estabelecimento de um planejamento amostral capaz de discernir o papel produtor dos RAs.

Diante de todas as limitações supracitadas, o debate “produção vs. atração” ainda é objeto de discussão. Por isso, um maior número de artigos (66%) se enquadra na categoria “imprecisos” (Figura 4).

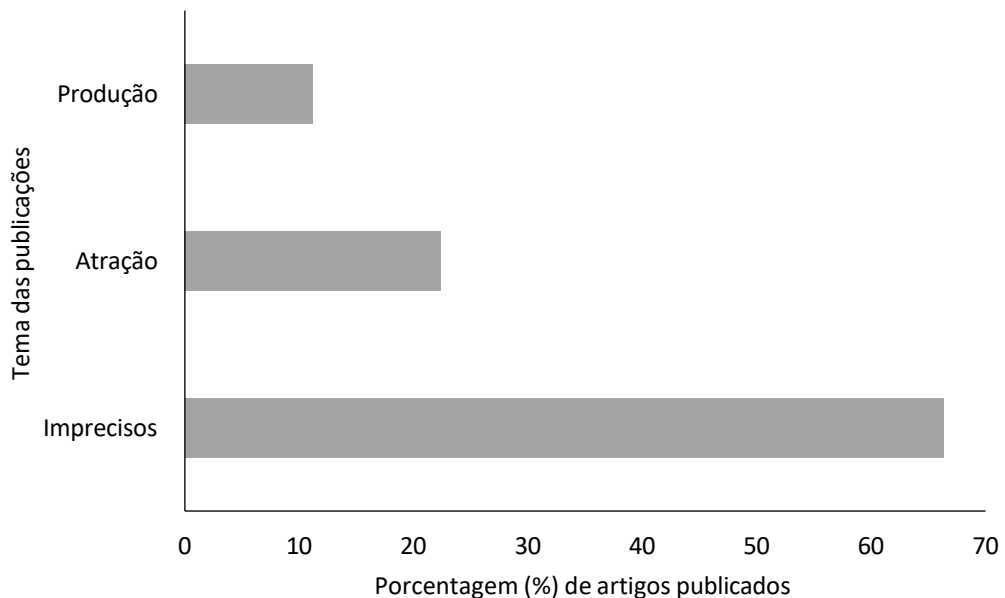


Figura 4. Porcentagem (%) de artigos publicados tendo como conclusão principal o papel de atração, produção e “imprecisos” de 1968 a 2021.

Estes resultados podem evidenciar que o impacto das estruturas artificiais é contexto-dependente e espécie-específica. No que se refere a esse fato, Costa *et al.* (2022) indicaram que Ras, implantados em áreas sem substrato consolidado na paisagem, atuam como sítio reprodutivo e berçário para nove das 10 espécies mais abundantes em RAs implantados há 21 anos. Assim, a atração e produção parecem ser complementares para a estruturação de longo-prazo das comunidades ícticas associadas aos RAs, e não processos divergentes. Portanto, a resposta da comunidade íctica pode ocorrer de maneiras diferentes, dependendo das características ambientais, da estrutura que compõem os RAs, da composição das assembleias de peixes e do tempo de implantação das estruturas.

Diante disso, existe um entendimento geral de que a atração e a produção de peixes por RAs não são processos mutuamente exclusivos, mas um processo contínuo (Bohnsack, 1989; Smith *et al.*, 2015). O dilema atração-produção tem sido amplamente debatido por um longo tempo (Bohnsack, 1989; Grossman *et al.*, 1997; Pickering & Whitmarsh, 1997; Wilson *et al.*, 2001; Osenberg *et al.*, 2002; Powers *et al.*, 2003; Brickhill *et al.*, 2005), mas talvez esse não deva ser o foco dos estudos daqui para frente. Muitos dos trabalhos aqui revisados consideram essa questão como um problema dicotômico, embora a produção e a atração provavelmente sejam apenas os extremos de um gradiente (Bohnsack, 1989). Portanto, deve-se priorizar o estabelecimento de protocolos com perguntas norteadoras e estratégias de amostragem que busquem, ao invés de definir um papel exclusivo dos RAs e solucionar um paradoxo, encontrar pontos de equilíbrio entre os processos de atração e produção, que garantam a sua eficiência e sustentabilidade de acordo com os objetivos traçados localmente.

2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados fornecem contribuições sobre a questão “atração *versus* produção” em RAs e indicam maior quantidade de estudos relacionados à atração de peixes ao longo do tempo. O debate atração *versus* produção permanece sem solução na maioria dos casos e o resultado do debate depende de uma série de fatores, principalmente a falta de estudos de longo prazo, que demonstrem que os RAs não atuam somente como habitats atratores, mas também com áreas de produtividade íctica.

Evidencia-se, dessa forma, que o monitoramento pós-implantação de RAs é necessário para distinguir entre os processos que promovem a atração *versus* produção íctica. Quando recém-implantados, os RAs são rapidamente colonizados por peixes adultos, com relações lineares entre a idade do recife e a riqueza, diversidade e abundância de espécies que podem se estender por até uma década ou mais após a implantação de um recife. Já RAs mais antigos apresentam maior equilíbrio entre os eventos de atração e produção, a partir do aumento do número de ovos, larvas e indivíduos jovens. Em resposta a essa lacuna, recomenda-se o esforço global no monitoramento a longo prazo de áreas com RAs, a fim de melhor elucidar o papel produtor desses habitats artificiais.

No mais, a conectividade e a dispersão entre diferentes tipos de recifes é um aspecto importante da dinâmica da assembleia íctica, porém estes ainda não são bem compreendidos. Apesar da maioria dos estudos serem imprecisos e não apontarem de forma clara quanto ao papel dos RAs na atração e/ou produção dos recursos pesqueiros, os dados já publicados sinalizam que esses recifes cumprem os dois papéis, a depender do processo de sucessão ecológica.

A partir dessa revisão sistemática, fica evidente que os RAs recém-implantados funcionam apenas como habitats que atraem a biomassa de peixes das áreas circundantes, e na medida que vão se desenvolvendo, passam a ser utilizados pelas assembleias de peixes como áreas para reprodução. Entretanto, cabe aos futuros estudos, mensurar o tempo médio necessário para que um RA deixe de funcionar exclusivamente como área atratora e passe incorporar também a função de área produtora.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Airoldi, L.; Abbiati, M.; Beck, M.W.; Hawkins, S.J.; Jonsson, P.R.; Martin, D.; Moschella, P.S.; Sundelöf, A.; Thompson, R.C. & Åberg, P. 2005. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other coastal defence structures. **Coastal Engineering**, 52: 1073-1087.
- Alegretti, C.B.; Grande, H.; Namiki, C.A.P.; Loose, R.H. & Brandini, F.P. 2021. A preliminary assessment of larval fish assemblages on artificial reefs in the nearshore Southern Brazil. **Ocean and Coastal Research**, 69: e21017.

- Arney, R.N.; Froehlich, C.Y.M. & Kline, R.J. 2017. Recruitment patterns of juvenile fish at an artificial reef area in the Gulf of Mexico. **Marine and Coastal Fisheries**, 9: 79-92.
- Barber, J.; Chosid, D.; Glenn, R. & Whitmore, K. 2009. A systematic model for artificial reef site selection. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 43(1): 283-297.
- Becker, A.; Taylor, M.D. & Lowry, M.B. 2017. Monitoring of reef associated and pelagic fish communities on Australia's first purpose built offshore artificial reef. **ICES Journal of Marine Science**, 74(1): 277-285.
- Becker, A.; Taylor, M.D.; Folpp, H. & Lowry, M.B. 2018. Managing the development of artificial reef systems: the need for quantitative goals. **Fish and Fisheries**, 19: 740-752.
- Bishop, I. 2019. Classifying human interventions in nature as a framework for ecological wisdom development, pp. 69-86. In: Yang, B. & Young, R.G. (eds.). **Ecological Wisdom**. Singapore: Springer.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial structures the result of habitat limitation or behavioral preference? **Bulletin of Marine Science**, 44: 631-645.
- Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. **Bulletin of Marine Science**, 37: 11-39.
- Bohnsack, J.A.; Johnson, D.L. & Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes, pp. 61-107. In: Seaman-Jr., W.J. & Sprague, L.M. (eds.). **Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries**. New York: Academic Press Inc, 29 p.
- Bohnsack, J.A.; Ecklund, A.M. & Szmant, A.M. 1997. Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? **Fisheries**, 22: 14-23.
- Bonaldo, D.; Benetazzo, A.; Bergamasco, A.; Falcieri, F.M.; Carniel, S.; Aurighi, M. & Sclavo, M. 2014. Sediment transport modifications induced by submerged artificial reef systems: a case study for the Gulf of Venice. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, 43: 7-20.
- Bortone, S.A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research: some yeas and nays. **Fisheries**, 23: 6-10.
- Bouchouca, M.; Darnaude, A.M.; Gudefin, A.; Neveu, R.; Verdoit-Jarraya, M.; Boissery, P. & Lenfant, P. 2016. Potential use of marinas as nursery grounds

- by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, 547: 193-209.
- Brickhill, M.; Lee, S. & Connolly, R. 2005. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. **Journal of Fish Biology**, 67: 53-71.
- Brochier, T.; Auger, P.; Thiam, N.; Sow, M.; Diouf, S.; Sloterdijk, H. & Brehmer, P. 2015. Implementation of artificial habitats: inside or outside the marine protected areas? Insights from a mathematical approach. **Ecological Modelling**, 297: 98-106.
- Brochier, T.; Brehmer, P.; Mbaye, A.; Diop, M.; Watanuki, N.; Terashima, H.; Kaplan, D. & Auger, P. 2021. Successful artificial reefs depend on getting the context right due to complex socio-bio-economic interactions. **Scientific Reports**, 11(1): 1-11.
- Bulleri, F. & Airoidi, L. 2005. Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. **Journal of Applied Ecology**, 42: 1063-1072.
- Callier, M.D.; Byron, C.J.; Bengtson, D.A.; Cranford, P.J.; Cross, S.F.; Focken, U.; Jansen, H.M.; Kamermans, P.; Kiessling, A.; Landry, T.; O'Beirn, F.; Petersson, E.; Rheault, R.B.; Strand, O.; Sundell, K.; Svasand, T.; Wikfors, G.H. & McKindsey, C.W. 2018. Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. **Reviews in Aquaculture**, 10(4): 924-949.
- Carr, M.H. & Hixon, M.A. 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. **Fisheries**, 22: 28-33.
- Carral, L.; Alvarez-Feal, J.C.; Tarrío-Saavedra, J.; Rodríguez Guerreiro, M.J. & Fraguera, J.Á. 2018. Social interest in developing a green modular artificial reef structure in concrete for the ecosystems of the Galician rías. **Journal of Cleaner Production**, 172: 1881-1898.
- Cenci, E.; Pizzolon, M.; Chimento, N. & Mazzoldi, C. 2011. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 91(1): 133-149.
- Champion, C.; Suthers, I.M. & Smith, J.A. 2015. Zooplanktivory is a key process for fish production on a coastal artificial reef. **Marine Ecology Progress Series**, 541: 1-14.

- Chapman, M.G.; Underwood, A.J. & Browne, M.A. 2018. An assessment of the current usage of ecological engineering and reconciliation ecology in managing alterations to habitats in urban estuaries. **Ecological Engineering**, 120: 560-573.
- Claudet, J. & Pelletier, D. 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. **Aquatic Living Resources**, 17: 129-138.
- Clynick, B.G. 2006. Assemblages of fish associated with coastal marinas in north-western Italy. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 86(4): 847-852.
- Clynick, B.G. 2008. Characteristics of an urban fish assemblage: distribution of fish associated with coastal marinas. **Marine Environmental Research**, 65(1): 18-33.
- Coppock, A.G.; Gardiner, N.M. & Jones, G.P. 2013. Olfactory discrimination in juvenile coral reef fishes: response to conspecifics and corals. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 443: 21-26.
- Costa, I.D.; da Silva Santos, J.L.; Costa, L.L.; Lima, J.S. & Zalmon, I.R. 2022. Reproductive potential and production role of artificial reefs-Southeastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 265: 107710.
- Cowan-Jr., J.H.; Grimes, C.B.; Patterson, W.F.III; Walters, C.J.; Jones, A.C.; Lindberg, W.J.; Sheehy, D.J.; Pine, W.E.III; Powers, J.E.; Campbell, M.D.; Lindeman, K.C.; Diamond, S.L.; Hilborn, R. & Gibson, H.T. 2011. Red snapper management in the Gulf of Mexico: science or faith-based? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 21: 187-204.
- Cresson, P.; Ruitton, S. & Harmelin-Vivien, M. 2016. Estratégias de alimentação de alimentadores de suspensão coocorrentes em um ambiente oligotrófico. **Teias Alimentares**, 6: 19-28.
- Dagorn, L.; Bez, N.; Fauvel, T. & Walker, E. 2013. How much do fish aggregating devices (FADs) modify the floating object environment in the ocean? **Fisheries Oceanography**, 22: 147-153.
- Donahue, M.J. 2006. Allee effects and conspecific cueing jointly lead to conspecific attraction. **Oecologia**, 149(1): 33-43.
- Emlen, S.T. & Oring, L.W. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. **Science**, 197(4300): 215-223.

- Ewers-Saucedo, C. & Pappalardo, P. 2019. Testing adaptive hypotheses on the evolution of larval life history in acorn and stalked barnacles. **Ecology and Evolution**, 9(19): 11434-11447.
- Fabi, G.; Spagnolo, A.; Bellan-Santini, D.; Charbonnel, E.; Çiçek, B.A.; García, J.J.G.; Jensen, A.C.; Kallianiotis, A. & Santos, M.N.D. 2011. Overview on artificial reefs in Europe. **Brazilian Journal of Oceanography**, 59: 155-166.
- Fagundes-Netto, E.; Gaelzer, L.; Coutinho, R. & Zalmon, I. 2011. Influence of a shipwreck on a nearshore-reef fish assemblages off the coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 39: 103-116.
- Fine, M.; Cinar, M.; Voolstra, C.R.; Safa, A.; Rinkevich, B.; Laffoley, D.; Hilmi, N. & Allemand, D. 2019. Coral reefs of the Red Sea – Challenges and potential solutions. **Regional Studies in Marine Science**, 25: 100498.
- FitzGerald, G. & Van Havre, N. 1985. Flight, fright and shoaling in sticklebacks (Gasterosteidae). **Biology of Behaviour**, 10: 321-331.
- Fritz, W.J. & Moore, J.N. 1988 **Basics of physical stratigraphy and sedimentology**. New York: John Wiley & Sons.
- Folpp, H.; Lowry, M.; Gregson, M. & Suthers, I.M. 2011 Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. **Brazilian Journal of Oceanography**, 59: 55-67.
- Folpp, H.; Lowry, M.; Gregson, M. & Suthers, I. 2013. Fish assemblages on estuarine artificial reefs: Natural rocky-reef mimics or discrete assemblages? **PLoS One**, 8(6): e63505.
- Folpp, H.R.; Schilling, H.T.; Clark, G.F.; Lowry, M.B.; Maslen, B.; Gregson, M. & Suthers, I.M. 2020. Artificial reefs increase fish abundance in habitat-limited estuaries. **Journal of Applied Ecology**, 57(9): 1752-1761.
- Fobert, E.K. & Swearer, S.E. 2017. The nose knows: linking sensory cue use, settlement decisions, and post-settlement survival in a temperate reef fish. **Oecologia**, 183(4): 1041-1051.
- Fowler, A.M. & Booth, D.J. 2012. Evidence of sustained populations of a small reef fish on artificial structures. Does depth affect production on artificial reefs? **Journal of Fish Biology**, 80(3): 613-629.
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. **Acta Biotheoretica**, 19: 16-36.

- Fukunaga, A.; Burns, J.H.; Pascoe, K.H. & Kosaki, R.K. 2020. Associations between benthic cover and habitat complexity metrics obtained from 3D reconstruction of coral reefs at different resolutions. **Remote Sensing**, 12(6): 1011.
- Gatts, P.; Franco, M.; dos Santos, L.; Rocha, D.; de Sá, F.; Netto, E.; Machado, P.; Masi, B. & Zalmon, I. 2015. Impact of artificial patchy reef design on the ichthyofauna community of seasonally influenced shores at Southeastern Brazil. **Aquatic Ecology**, 49: 343-355.
- Glasby, T.M. 1999. Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 48: 281-290.
- Granneman, J. & Steele, M. 2014. Fish growth, reproduction, and tissue production on artificial reefs relative to natural reefs. **ICES Journal of Marine Science**, 71(9): 2494-2504.
- Grasselli, F. & Airoidi, L. 2021. How and to What Degree Does Physical Structure Differ Between Natural and Artificial Habitats? A Multi-Scale Assessment in Marine Intertidal Systems. **Frontiers in Marine Science**, 8: 766903.
- Grossman, G.D.; Jones, G.P. & Seaman-Jr., W.J. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. **Fisheries**, 22: 17-23.
- Harrison, S. & Rousseau, M. 2020. Comparison of artificial and natural reef productivity in Nantucket Sound, MA, USA. **Estuaries and Coasts**, 43(8): 2092-2105.
- Herrera, R.; Espino, F.; Garrido, M. & Haroun, R.J. 2002. Observations on fish colonization and predation on two artificial reefs in the Canary Islands. **ICES Journal of Marine Science**, 59: S69-S73.
- Holt, R.D. & Polis, G.A. 1997. A theoretical framework for intraguild predation. **The American Naturalist**, 149(4): 745-764.
- Huang, X.; Wang, Z.; Liu, Y.; Hu, W. & Ni, W. 2016. On the use of blast furnace slag and steel slag in the preparation of green artificial reef concrete. **Construction and Building Materials**, 112: 241-246.
- Hooper, T.; Ashley, M. & Austen, M. 2015. Perceptions of Fishers and developers on the colocation of offshore wind farms and decapod fisheries in the UK. **Marine Policy**, 61: 16-22.
- Iwamoto, Y. & Shoji, J. 2017. Natural habitat contributes more to estuarine fish production than artificial habitat: an example from inter-river comparison in the Ohta River estuaries. **Fisheries Science**, 83: 795-801.

- Kasprzak, R. 1998. Use of oil and gas platforms as habitat in Louisiana's artificial reef program. **Gulf of Mexico Science**, 16: 37e45.
- Katsanevakis, S.; Wallentinus, I.; Zenetos, A.; Leppäkoski, E.; Çinar, M.E.; Oztürk, B.; Grabowski, M.; Golani, M. & Cardoso, A.C. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. **Aquatic Invasions**, 9(4): 391-423.
- Keller, K.; Steffe, A.S.; Lowry, M.B.; Murphy, J.J.; Smith, J.A. & Suthers, I.M. 2017. Estimating the recreational harvest of fish from a nearshore designed artificial reef using a pragmatic approach. **Fisheries Research**, 187: 158-167.
- Kim, C.G.; Lee, J.W. & Park, J.S. 1994. Artificial reef designs for Korean coastal waters. **Bulletin of Marine Science**, 55(2-3): 858-866.
- Kim, D.; Woo, J.; Yoon, H.S. & Na, W.B. 2016. Efficiency, tranquillity and stability indices to evaluate performance in the artificial reef wake region. **Ocean Engineering**, 122: 253-261.
- Komyakova, V.; Chamberlain, D.; Jones, G.P. & Swearer, S.E. 2019. Assessing the performance of artificial reefs as substitute habitat for temperate reef fishes: Implications for reef design and placement. **Science of the Total Environment**, 668: 139-152.
- Krone, R.; Dederer, G.; Kanstinger, P.; Krämer, P.; Schneider, C. & Schmalenbach, I. 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment - increased production rate of *Cancer pagurus*. **Marine Environmental Research**, 123: 53-61.
- Lecchini, D.; Shima, J.; Banaigs, B. & Galzin, R. 2005. Larval sensory abilities and mechanisms of habitat selection of a coral reef fish during settlement. **Oecologia**, 143: 326-334.
- LeClair, L.L.; Eveningsong, O. & Schultz, J.M. 2016. Seasonal changes in abundance and compelling evidence of migration for 2 rockfish species (*Sebastes auriculatus* and *S. caurinus*) inhabiting a nearshore, temperate-water artificial reef. **Fishery Buletin**, 114: 302-316.
- Lee, M.O.; Otake, S. & Kim, J.K. 2018. Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects. **Ocean & Coastal Management**, 154: 55-65.
- Leitão, F. 2013. Artificial reefs: from ecological processes to fishing enhancement tools. **Brazilian Journal of Oceanography**, 61: 77-81.

- Leitão, F.; Santos, M.N.; Erzini, K. & Monteiro, C.C. 2008. Fish assemblages and rapid colonisation after enlargement of an artificial reef off the Algarve coast (Southern Portugal). **Marine Ecology**, 29: 435-448.
- Lima, J.S.; Zalmon, I.R. & Love, M. 2019. Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. **Marine Environmental Research**, 145: 81-96.
- Lima, J.S.; Sanchez-Jerez, P.; dos Santos, L.N. & Zalmon, I.R. 2020. Could artificial reefs increase access to estuarine fishery resources? Insights from a long-term assessment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 242: 106858.
- Lindberg, W.J. 1997. Can science resolve the attraction-production issue? **Fisheries**, 22: 10-13.
- Lorenzi, L. 2004. **Estrutura das associações infaunais sublitorais de Substrato inconsolidado adjacente a recifes artificiais e naturais** (Paraná, Brasil). Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, Brazil, 189p.
- Lowry, M.B.; Glasby, T.M.; Boys, C.A.; Folpp, H.; Suthers, I. & Gregson, M. 2014. Response of fish communities to the deployment of estuarine artificial reefs for fisheries enhancement. **Fisheries Management and Ecology**, 21: 42-56.
- Machado, P.M.; Sá, F.S.; Rezende, C.E. & Zalmon, I.R. 2013. Artificial reef impact on macrobenthic community on south-eastern Brazil coast. **Marine Biodiversity Records**, 6: 1-9.
- Martín, J. M.S.; Gallego, J.I.R. & Delgado, L.M.M. 2018. Tourist mobility at the destination toward protected areas: The case-study of extremadura. **Sustainability**, 10(12): 4853.
- McCormick, M.I. & Hoey, A.S. 2006. Biological and physical correlates of settlement and survival for a coral reef fish, *Pomacentrus amboinensis* (Pomacentridae), pp. 425-430. In: **Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium**. Okinawa: ICRS.
- Nicolae, C.G.; Nenciu, M.I.; Maximov, V.; Popa, D.; Marin, M. & Ivancia, M. 2018. Conservation Status of the Fish Fauna in the Danube Delta Marine Zone, pp. 443-472. In: Finkl, C.W. & Makowski, C. (eds.). **Diversity in Coastal Marine Sciences**. Cham.: Springer.
- Odum, E.P. & Barret, G.W. 2007. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 612 p.

- Ogawa, Y. 1968. Artificial Reef and Fish. **Propagation of Fisheries**, 7: 1-21.
- Oka, M. 1962. Studies on the estimation of the stock capacity of "gyoshō. **Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish**, 28: 477-483.
- Onat, Y.; Francis, O.P. & Kim, K. 2018. Vulnerability assessment and adaptation to sea level rise in high-wave environments: a case study on O'ahu, Hawai'i. **Ocean & Coastal Management**, 157: 147-159.
- Oricchio, F.T.; Pastro, G.; Vieira, E.A.; Flores, A.A.V.; Gibran, F.Z. & Dias, G.M. 2016. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marine. **Marine Environmental Research**, 122: 85-92.
- Osenberg, C.W.; St Mary, C.M.; Wilson, J.A. & Lindberg, W.J. 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. **ICES Journal of Marine Science**, 59: S214-S221.
- Partridge, B.L.; Johansson, J. & Kalish, J. 1983 The structure of schools of giant bluefin tuna in Cape Cod Bay. **Environmental Biology of Fishes**, 9: 253-262.
- Pastor, J.; Koeck, B.; Astruch, P. & Lenfant, P. 2013. Coastal man-made habitats: potential nurseries for an exploited fish species, *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). **Fisheries Research**, 148: 74-80.
- Pickering, H. & Whitmarsh, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. **Fisheries Research**, 31: 39-59.
- Pitcher, T.J. & Seaman-Jr., W.J. 2000. Petrarch's Principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. **Fish and Fisheries**, 1(1): 73-81.
- Pitcher, T.J.; Magurran, A.E. & Winfield, I.J. 1982. Fish in larger shoals find food faster. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 10(2): 149-151.
- Powers, S.P.; Grabowski, J.H.; Peterson, C.H. & Lindberg, W.J. 2003. Estimating enhancement of fish production by offshore artificial reefs: uncertainty exhibited by divergent scenarios. **Marine Ecology Progress Series**, 264: 265-277.
- Pratt, J. 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. **Bulletin of Marine Science**, 55 (2-3): 268-275.
- Puckeridge, A.C.; Becker, A.; Taylor, M.D.; Lowry, M.B.; McLeod, J.; Schilling, H.T. & Suthers, I.M. 2021. Foraging behaviour and movements of an ambush predator reveal benthopelagic coupling on artificial reefs. **Marine Ecology Progress Series**, 666: 171-182.

- R Development Core Team. 2009. **A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Reineck, H.E. & Singh, I.B. 1973. **Depositional sedimentary environments**. New York: Springer-Verlag.
- Roa-Ureta, R.H.; Santos, M.N. & Leitão, F. 2019. Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. **Ecological Modelling**, 407: 108727.
- Roberts, G. 1996. Why individual vigilance declines as group size increases. **Animal Behaviour**, 51(5): 1077-1086.
- Rocha, D.F.; Franco, M.A.L.; Gatts, P.V. & Zalmon, I.R. 2014. The effect of an artificial reef system on the transient fish assemblages – south-eastern coast of Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 95: 635-646.
- Rogers, A. & Mumby, P.J. 2019. Mangroves reduce the vulnerability of coral reef fisheries to habitat degradation. **PLoS Biology**, 17(11): e3000510.
- Rouse, S.; Porter, J.S. & Wilding, T.A. 2020. Artificial reef design affects benthic secondary productivity and provision of functional habitat. **Ecology and Evolution**, 10(4): 2122-2130.
- Reubens, J.T.; Braeckman, U.; Vanaverbeke, J.; Van Colen, C.; Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. **Fisheries Research**, 139: 28-34.
- Reubens, J.T.; De Rijcke, M.; Degraer, S. & Vincx, M. 2014. Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. **Journal of Sea Research**, 85: 214-221.
- Ruitton, S.; Francour, P. & Boudouresque, C.F. 2000. Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 50: 217-230.
- Sánchez-Jerez, P. & Ramos-Esplá, A. 2000. Changes in fish assemblages associated with the deployment of an antitrawling reef in seagrass meadows. **Transactions of the American Fisheries Society**, 129(5): 1150-1159.

- Samples, K.C. & Sproul, J.T. 1985. Fish aggregating devices and open-access commercial fisheries: 1985 A theoretical inquiry. **Bulletin of Marine Science**, 37: 305-317.
- Santos, L.N. & Zalmon, I.R. 2015. Long-term changes of fish assemblages associated with artificial reefs off the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 31: 15-23.
- Seaman-Jr., W.J. 2000. **Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats**. Boca Raton: CRC Press, 264p.
- Seaman-Jr., W.J. & Jensen, A.C. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation, pp.1-19. In: Seaman-Jr., W.J. (ed.). **Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats**. Boca Raton: CRC Press.
- Semprucci, F.; Sbrocca, C.; Baldelli, G.; Tramontana, M. & Balsamo, M. 2017. Is meiofauna a good bioindicator of artificial reef impact? **Marine Biodiversity**, 47(2): 511-520.
- Shapiro, D.Y. 1987. Inferring larval recruitment strategies from the distributional ecology of settled Individuals of a coral reef fish. **Bulletin of Marine Science**, 41(2): 289-295.
- Smith, J.A.; Lowry, M.B. & Suthers, I.M. 2015. Fish attraction to artificial structures not always harmful: a simulation study. **Ecology Evolution**, 5(20): 4590-4602.
- Smith, J.A.; Lowry, M.B.; Champion, C. & Suthers, I.M. 2016. A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: New metrics to address 'production versus attraction'. **Marine Biology**, 163(9): 1-8.
- Smith, J.A.; Cornwell, W.K.; Lowry, M.B. & Suthers, I.M. 2017. Modelling the distribution of fish around an artificial reef. **Marine and Freshwater Research**, 68: 1955-1964.
- Sousa, W.P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 15: 353-391.
- Stamps, J. 2001. Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches, pp. 230-242. In: Clobert, J.; Danchin, E.; Dhondt, A.J.D. N. (eds). **Dispersal: individual, population, and community**. Oxford: Oxford University Press.
- Stephens-Jr., J. & Pondella, D.I.I. 2002. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. **ICES Journal of Marine Science**, 59: S51-S58.

- Streich, M.; Ajemian, M.J.; Wetz, J.J.; Williams, J.A.; Shipley, J.B. & Stunz, G.W. 2017. A comparison of size structure, age, and growth of red snapper from artificial and natural habitats in the Western Gulf of Mexico. **Transactions of the American Fisheries Society**, 146: 762-777.
- Suzuki, G.; Kai, S.; Yamashita, H.; Suzuki, K.; Iehisa, Y. & Hayashibara, T. 2011. Narrower grid structure of artificial reef enhances initial survival of in situ settled coral. **Marine Pollution Bulletin**, 62(12): 2803-2812.
- Sweatman, H.P. 1985. The influence of adults of some coral reef fishes on larval recruitment. **Ecological Monographs**, 55(4): 469-485.
- Taylor, M.D.; Becker, A. & Lowry, M.B. 2018. Investigating the functional role of an artificial reef within an estuarine seascape: a case study of yellowfin bream (*Acanthopagrus australis*). **Estuaries and Coasts**, 41(6): 1782-1792.
- White, J.W. & Warner, R.R. 2007. Behavioral and energetic costs of group membership in a coral reef fish. **Oecologia**, 154(2): 423-433.
- Wilhelmsson, D.; Malm, T. & Öhman, M.C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. **ICES Journal of Marine Science**, 63: 775-784.
- Wilson, J.; Osenberg, C.W.; St. Mary, C.M.; Watson, C.A. & Lindberg, W.J. 2001. Artificial structures, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fish. **Aquarium Sciences and Conservation**, 3: 95-105.
- Zalmon, I.R.; Sá, F.S.; Neto, E.J.D.; Rezende, C.E.; Mota, P.M. & Almeida, T.Ć.M. 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on in faunal community structure Southern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 454: 9-17.

3. CAPÍTULO II - Avaliação do potencial reprodutivo de peixes em recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil

RESUMO

Recifes artificiais (RAs) são úteis na conservação de habitats susceptíveis à sobrepesca e podem atuar como uma importante ferramenta para o incremento da produção pesqueira regional. O objetivo desse estudo foi analisar o papel reprodutivo dos RAs instalados na costa norte do Rio de Janeiro. A abundância das espécies de peixes em diferentes classes de comprimento e os estágios de maturação foram comparados entre a área com RAs e uma área controle (AC), a 1000 m de distância das estruturas. As coletas foram realizadas na AC e nos RAs nos anos de 1996, 1997, 2010, 2011, 2016, 2017 e 2020, considerando os períodos secos e chuvosos. As análises foram realizadas com as 10 espécies mais abundantes durante a série temporal de amostragem, sendo estas: *Stellifer rastrifer*, *Rhizoprionodon porosus*, *Opisthonema oglinnum*, *Macrodon ancylodon*, *Larimus breviceps*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre bagre*, *Aspistor luniscutis*, *Isopisthus parvipinnis* e *Paralonchurus brasiliensis*. A fim de comparar o percentual de abundância de peixes juvenis nos RAs e AC, foi utilizado um teste de Qui-quadrado, e para avaliar a contribuição dos estágios gonadais foi utilizado um teste SIMPER. Nove espécies apresentaram maior abundância percentual de juvenis nos RAs (66,5%) do que na AC (19,1%). Apenas *M. ancylodon* não diferiu significativamente quanto ao percentual de juvenis entre as áreas ($\chi^2 = 0,17$; $df = 1$; $p = 0,67$). Como esta espécie utiliza áreas estuarinas como principal habitat, e o complexo recifal sofre influência do Rio Paraíba do Sul, é sugerido que os indivíduos desta espécie apresentem uma distribuição mais uniforme na região. O estágio gonadal com maior contribuição percentual média foi “em maturação” (44,5%), seguido de “imaturo” (33,8%) e “maduro” (18,4%). A maior abundância de peixes “imatuross” e “em maturação” pode indicar que os RAs estão atuando como área berçário e de assentamento de juvenis, enquanto os peixes adultos podem ser indivíduos que estão completando seu ciclo de vida (nascimento, crescimento e reprodução) nos RAs. O cação *R. porosus*, uma espécie de grande importância comercial, apresentou as maiores abundâncias de indivíduos “imatuross” (76,2%), o que sugere que a espécie utiliza os RAs como área de assentamento e/ou reprodução. Nossos resultados indicam que os RAs estão atuando como sítio reprodutivo e área de recrutamento de peixes juvenis da assembleia íctica local, provendo novo hábitat para desova e assentamento de juvenis.

Palavras-chave: Recife artificial, ictiofauna, reprodução, potencial produtor.

ABSTRACT

Artificial reefs (ARs) are useful in the conservation of habitats susceptible to overfishing and can act as an important tool for increasing regional fish production. The aim of this study was to analyze the reproductive role of ARs installed on the north coast of Rio de Janeiro. The abundance of fish species in different length classes and the maturation stages were compared between the area with RAs and a control area (CA), 900 m away from the structures. The collections were carried out in the AC and RAs in the years 1996, 1997, 2010, 2011, 2016, 2017 and 2020, considering the dry and rainy periods. The analyzes were carried out with the 10 most abundant species during the sampling time series, namely: *Stellifer rastrifer*, *Rhizoprionodon porosus*, *Opisthonema oglinnum*, *Macrodon ancylodon*, *Larimus breviceps*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre bagre*, *Aspistor luniscutis*, *Isopisthus parvipinnis* and *Paralonchurus brasiliensis*. In order to compare the percentage of juvenile fish abundance in RAs and ACs, a Chi-square test was used, and to assess the contribution of the gonadal stages, a SIMPER test was used. Nine species had higher percentage abundance of juveniles in the RAs (66.5%) than in the CA (19.1%). Only *M. ancylodon* did not differ significantly in the percentage of juveniles between areas ($\chi^2 = 0.17$; $df = 1$; $p = 0.67$). As this species uses estuarine areas as its main habitat, and the reef complex is influenced by the Paraíba do Sul River, it is suggested that individuals of this species have a more uniform distribution in the region. The gonadal stage with the highest average percentage contribution was "in maturation" (44.5%), followed by "immature" (33.8%) and "mature" (18.4%). The greater abundance of "immature" and "maturing" fish may indicate that the RAs are acting as a nursery and nesting area for juveniles, while adult fish may be individuals that are completing their life cycle (birth, growth and reproduction) in the RAs. The *R. porosus*, a species of great commercial importance, presented the highest abundances of "immature" individuals (76.2%), which suggests that the species uses ARs as a nesting and/or reproduction area. Our results indicate that the RAs are acting as a breeding site and recruitment area for juvenile fish of the local fish assemblage, providing new habitat for juvenile spawning and settlement.

Keywords: Artificial reef, ichthyofauna, reproduction, production potential.

3.1. INTRODUÇÃO

Recifes artificiais (RAs) podem fornecer uma ferramenta útil para incremento da produção pesqueira e diminuir impactos da pesca em habitats sensíveis (Sreekanth *et al.*, 2019). A eficácia desta estratégia como ferramenta de mitigação dos impactos da pesca depende da contribuição dos módulos artificiais para atração ou reprodução da ictiofauna. Além disso, a percepção de pescadores artesanais acerca dos benefícios dos RAs e sua coparticipação na tomada de decisão são imprescindíveis como instrumentos de manejo e gestão (Leitão, 2013; Lima *et al.*, 2018).

Os módulos artificiais oferecem fundamentos e condições não encontradas em áreas de substrato não consolidado, aumentando a sobrevivência de peixes juvenis a partir da disponibilidade de áreas de alimentação e de refúgios anti-predação (Rogers & Mumby, 2019). O aumento na riqueza, abundância e diversidade de espécies pode ser observado a partir do crescimento da produção local de novos indivíduos (reprodução), sugerindo características favoráveis ao assentamento de peixes juvenis ou apenas por incremento de biomassa (atração) (Harrison & Rousseau, 2020).

A capacidade atratora do RAs pode ser demonstrada por maiores taxas de captura, obtidas em áreas com módulos artificiais quando comparadas às áreas naturais. Todavia, aumentos iniciais em abundância e biomassa íctica podem ser temporários (Smith *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2019). Em contraste, a hipótese de produção sugere que a adição de módulos artificiais pode aumentar a capacidade de suporte (maior quantidade de alimento, abrigo anti-predação e par reprodutivo), permitindo o maior estabelecimento de peixes juvenis, os quais sobrevivem até a idade adulta e contribuem para a adição de novos indivíduos aos estoques pesqueiros locais (Harrison & Rousseau, 2020).

As populações de peixes recifais são sustentadas por desova e recrutamento, e passam sua fase larval à deriva no oceano e usam uma gama de características sensoriais para detectarem, orientarem e se estabelecerem no habitat do recife (Gordon *et al.*, 2019). A produção íctica nos RAs tem sido demonstrada em diversos estudos (Campos *et al.*, 2020; Paxton *et al.*, 2020; Seraphim *et al.*, 2020), sendo relacionada ao aumento da conectividade do habitat (Cenci *et al.*, 2011), a produção de matéria orgânica (Cresson *et al.*, 2014), a complexidade do habitat e a disponibilidade de recursos (Granneman & Steele, 2014).

Atualmente existe uma crescente utilização de módulos artificiais para aumentar a abundância, biomassa e diversidade de peixes, e também para melhorar as taxas de captura de espécies comerciais e restaurar danos às populações dos recifes naturais (Gordon *et al.*, 2019). De fato, áreas naturais degradadas são menos atradoras (inclusive para peixes juvenis) e promovem um menor assentamento de peixes quando comparadas a sistemas prístinos (Graham *et al.*, 2014; Hughes *et al.*, 2017). A implantação de módulos recifais pode reverter as mudanças associadas à degradação, restaurar a atratividade do habitat, promover o assentamento, incrementar o número de espécies funcionalmente importantes e aumentar o processo de recuperação ambiental em escala local (Gordon *et al.*, 2019). Portanto, embora as assembleias iniciais em recifes restaurados possam refletir o recrutamento de recifes e comunidades de peixes originais, locais restaurados também podem atrair novas espécies e constituir novas assembleias de peixes (Seraphim *et al.*, 2020).

A comparação da biomassa, frequência de ocorrência e estrutura etária (com base no comprimento dos indivíduos) entre RAs e áreas-controle podem indicar o papel dos RAs como produtores e/ou atratores de peixes. A presença de recrutas e juvenis é um indicador de sistemas artificiais produtivos (Simon *et al.*, 2011). Se um RA oferece algum valor agregado para os peixes atraídos como refúgio, então, também pode haver um aumento na produção de peixes pela sobrevivência e abundância dos juvenis (Smith *et al.*, 2015). Os aumentos na abundância devem ser mais imediatos nas menores classes de tamanho (juvenis) à medida que aproveitam as características oferecidas pelos RAs imediatamente após o assentamento larval. Tal aumento, em uma escala maior de tempo, pode refletir em maior frequência de indivíduos em classes de tamanhos maiores (adultos) devido ao acréscimo da sobrevivência de juvenis, o que, conseqüentemente, amplia a quantidade de indivíduos em todas as classes de tamanho, podendo ser considerado um indicador de atração (Suthers *et al.*, 2021).

Segundo Simon *et al.* (2011), uma ampla faixa de tamanhos detectada desde o tamanho considerado de primeira maturação para peixes recifais pode ser um indicativo de que as espécies promovem seu recrutamento, crescimento e que, provavelmente, completam seu ciclo de vida em RAs. Espécies com limitações de disponibilidade de habitat podem ser encontradas com altas taxas de residência após o assentamento, o que é interpretado como um efeito produtivo do RA (Stephens-Jr. & Pondella, 2002; Suthers *et al.*, 2021). As diferenças na sobrevivência pós-

assentamento entre espécies podem ser explicadas devido à localização geográfica, às massas de água variáveis carregando ovos e larvas, e às características fisiológicas e morfológicas (Arney *et al.*, 2017).

Peixes recém-assentados utilizam pequenas áreas de vida e podem se estabelecer em substrato inconsolidado, como areia e argila, ou consolidado, como substrato recifal. Depois do assentamento, a mortalidade de peixes recifais é muito alta, principalmente devido à predação. Assim, há uma compensação entre a disponibilidade ideal de habitat e o risco de predação que afeta a taxa de sobrevivência e recrutamento (Arney *et al.*, 2017). Portanto, substratos variados são necessários em fases iniciais da história de vida das espécies, e tais habitats podem ser um componente essencial do recrutamento para sistemas naturais e artificiais.

Cabe ressaltar que RAs aumentam a produção e a possibilidade de mobilidade dos peixes entre ambientes com limitação de habitat (Folpp *et al.*, 2020). Os módulos recifais implantados em sistemas estuarinos podem transportar comunidades de peixes semelhantes para ambientes naturais (Folpp *et al.*, 2013), e a introdução de RAs tem potencial para aumentar a população estuarina (Lima *et al.*, 2020).

Módulos artificiais, mais do que um atrator de peixes de habitats circundantes, promovem um crescimento na abundância geral da ictiofauna por intermédio de eventos de reprodução, possibilitando o incremento de juvenis. O aumento na abundância deve ser imediato nos indivíduos de menor tamanho (juvenis) à medida que aproveitam a ampliação da disponibilidade de recursos. Tal fato, com o passar do tempo, seria observado em indivíduos com maiores classes de tamanho (adultos) devido ao aumento da sobrevivência dos juvenis (Folpp *et al.*, 2020).

Por outro lado, segundo Leitão (2013), LeClair *et al.* (2016) e Streich *et al.* (2017), as assembleias de peixes em RAs aumentam através do crescimento somático e do desenvolvimento gonadal, o que, posteriormente, favorece o assentamento de juvenis (Granneman & Steele, 2014). Algumas espécies de peixes que promovem o assentamento e completam seu crescimento em RAs se tornam sexualmente maduras e produzem gametas, contribuindo, assim, para o *pool* reprodutivo local (Stephens-Jr. & Pondella, 2002).

Para que os RAs beneficiem os organismos marinhos promovendo o aumento dos recursos de produção regional, as densidades de organismos residentes devem ser semelhantes ou maiores do que as observadas em recifes naturais. Entretanto, as taxas demográficas, como crescimento, reprodução e mortalidade, também devem

ser consideradas. Se for observado que são semelhantes ou maiores nos RAs, elas serão indicativas de produção, contudo, raramente foram comparadas entre RAs e áreas naturais (Granneman & Steele, 2014).

No Brasil, os impactos dos módulos artificiais sobre os recursos pesqueiros na extensão de sua costa têm sido pesquisados através de análises ecológicas referentes à estrutura da comunidade (Honório *et al.*, 2010; Fagundes-Netto *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2011; Yamamoto *et al.*, 2014; Oricchio *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2020). Ainda que estes estudos evidenciem a potencial aplicação de RAs para recuperação de habitats aquáticos e o aumento do incremento da assembleia de peixes e invertebrados, são escassos os estudos que avaliam a produção de recursos pesqueiros e impactos na produção de pesca artesanal em RAs implantados em águas brasileiras (Hackradt *et al.*, 2011; Seixas *et al.*, 2013; Lima *et al.*, 2020).

Desde a implantação do complexo recifal na costa norte do Rio de Janeiro, em 1996, vários estudos já foram realizados usando abordagens que envolvem aspectos ecológicos e socioeconômicos, porém ainda existem lacunas a serem preenchidas, como o potencial reprodutor/produtor e a auto sustentabilidade dos RAs (fornecimento de alimento, refúgio anti-predação, produção de novos indivíduos e assentamento sem a necessidade de atrair indivíduos de ambientes naturais), e a forma de atração ou a utilização dos módulos para a reprodução dos peixes encontrados nos RAs.

A dificuldade em distinguir o papel de produção e de atração dos RAs e alguns modelos quantitativos que descrevem esses processos reflete a escassez de estudos que estimaram a produção de peixes em áreas com módulos artificiais (Smith *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2016; Suthers *et al.*, 2021). O objetivo desse estudo foi analisar o papel produtivo através do potencial reprodutivo do complexo recifal instalado na costa norte do estado Rio de Janeiro. Para isso, comparamos a abundância de peixes em diferentes classes de tamanho e estágio de maturação em locais com módulos artificiais e sem módulos (área-controle).

3.2. HIPÓTESES

Nesta tese testamos as seguintes hipóteses: *i*) Peixes que vivem nos RAs ou em áreas naturais adjacentes utilizam a área com substratos artificiais para reprodução e/ou berçário, *ii*) Os peixes juvenis de espécies que ocorrem nos RAs ou em áreas naturais adjacentes utilizam os RAs para sobreviver até a idade adulta,

tornando a área um local de recrutamento destas espécies. É assumido que áreas com RAs apresentam maior complexidade estrutural em relação a áreas naturais adjacentes, promovendo maior disponibilidade de refúgios e, conseqüentemente, favorecendo maior taxa de sobrevivência das espécies.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Área de estudo

Em 1996, um complexo recifal artificial foi instalado a nove m de profundidade a cerca de cinco km da praia de Guaxindiba (21°29'S41°00'W), norte do estado do Rio de Janeiro (Figura 1), com fundo homogêneo e plano, constituído por areia, lama e rodolitos (Murilo *et al.*, 2009). O complexo recifal abrange uma área de 60.000 m², composto por módulos de concreto (*reefballs*) dotados de orifícios, característica que pode gerar abrigo contra predação para larvas e juvenis (Lima *et al.*, 2020).

Na região de estudo são caracterizadas duas estações baseadas no índice de pluviosidade: chuvosa, que se estende de dezembro a fevereiro, e seca, que compreende os demais meses (Ovalle *et al.*, 2013).

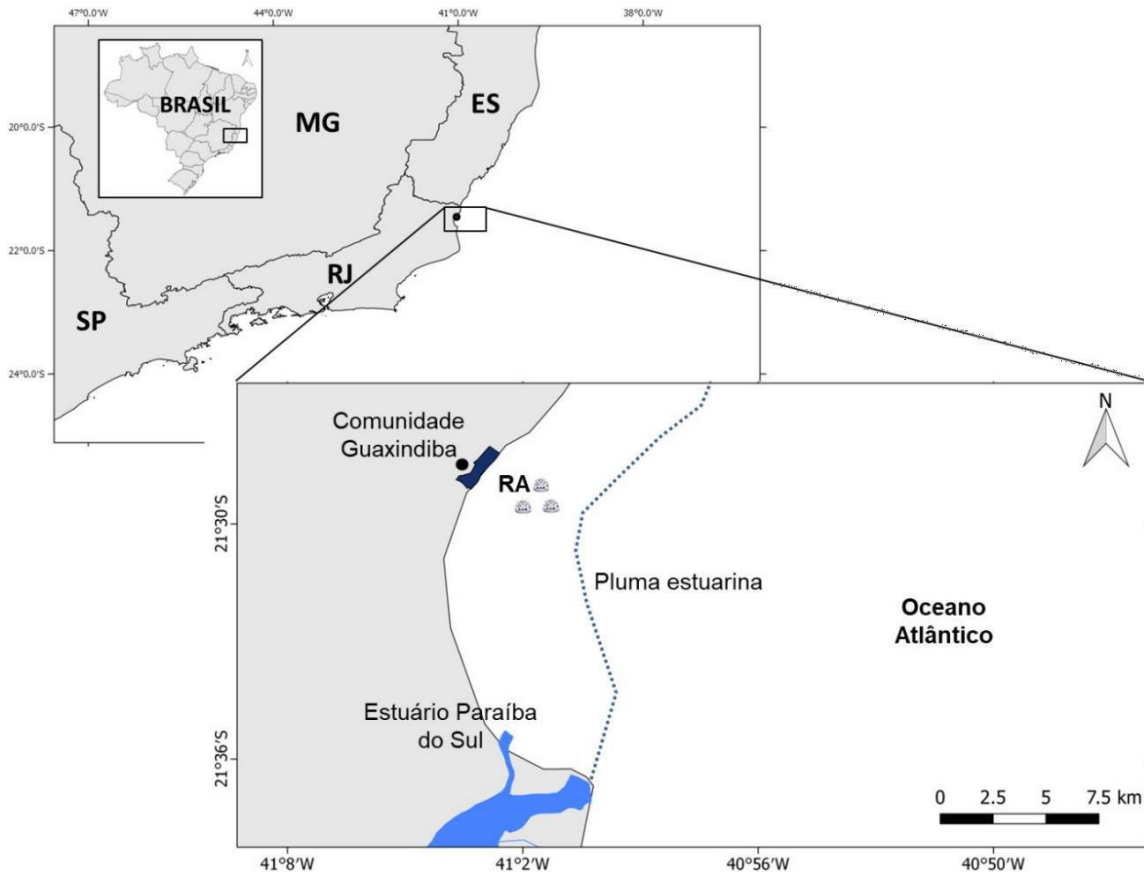


Figura 1. Mapa esquemático da área amostral com a localização do complexo recifal na costa norte do estado do Rio de Janeiro (RAs: Recife Artificial).

3.3.2. Amostragem

A amostragem íctica foi realizada através de três conjuntos de redes de emalhar de fundo (25 × 2 m; malha de 40 mm), instaladas aleatoriamente sobre os módulos e retiradas após 24 horas nos RAs e em uma área controle (AC) a 1000 m de distância do recife (Lima *et al.*, 2019). As amostragens da ictiofauna foram realizadas no final das estações chuvosa (março-abril) e estação seca (agosto-setembro), tendo em vista a grande influência das plumas estuarinas do rio Paraíba do Sul sobre a composição dos peixes associados aos RAs (Santos *et al.*, 2010; Santos & Zalmon, 2015; Lima *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2020).

Coletas foram realizadas na AC e RAs desde o período de implantação, em 1996, 1997, 2010, 2011, 2016, 2017 e 2020, considerando períodos secos e chuvosos (Lima *et al.*, 2020). Para fins de análise do potencial reprodutivo dos RAs, foram escolhidas as 10 espécies mais abundantes durante a série temporal de amostragem.

O sistema de posicionamento global (GPS) foi usado para obter uma medida precisa da distância da área-controle e da área onde estão instalados os RAs. Os

peixes coletados foram acondicionados em gelo e transportados até o Laboratório de Ciências Ambientais (LCA/UENF). Os peixes foram identificados com auxílio de literatura especializada, medidos (comprimento total e padrão em cm), pesados (peso total e peso das gônadas em gramas) e eviscerados. Os estágios de desenvolvimento gonadal foram identificados macroscopicamente de acordo com Vazzoler (1996), sendo classificados como imaturos, em maturação e maduros.

3.3.3. Análise dos dados

O tamanho dos indivíduos na primeira maturação das espécies amostradas foi baseado nas seguintes referências bibliográficas: *Stellifer rastrifer* - 11,7 cm (Camargo & Isaac, 2005), *Rhizoprionodon porosus* - 65 cm (FishBase), *Opisthonema oglinnum* - 19,2 cm (Feltrim & Schwingel, 2005), *Macrodon ancylodon* - 18,6 cm (FishBase), *Larimus breviceps* - 14 cm (Silva-Júnior *et al.*, 2013), *Chloroscombrus chrysurus* - 12,4 cm (Fishbase), *Bagre bagre* - 21,2 cm (Véras & Almeida, 2016), *Aspistor luniscutis* - 18 cm (Fishbase), *Isopisthus parvipinnis* - 15,9 cm (Romero *et al.*, 2008) e *Paralonchurus brasiliensis* - 17,5 cm (Trindade-Santos & Freire, 2015), com auxílio da FishBase plataforma Froese & Pauly (2019) e SeaLifeBase (2018). O comprimento padrão (SL) de cada indivíduo foi medido para identificar as classes de comprimento (LCs), calculados de acordo com o método de Sturges (Sturges, 1926).

O teste de Qui-quadrado (χ^2) foi aplicado a uma tabela de contingência (Zar, 1999) para verificar a associação entre a frequência relativa de indivíduos em cada área de estudo. Para comparar as áreas, testes de χ^2 foram aplicados entre o percentual de abundância de peixes juvenis machos e fêmeas e o percentual de abundância de machos e fêmeas em cada estágio de maturação. Os testes estatísticos foram realizados no software R, versão 3.5.2 (R Development Core Team, 2018). Os resultados foram considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

O teste SIMPER foi utilizado para identificar os graus de maturação gonadal (imatura, em maturação e maduros) que mais contribuíram para os agrupamentos no recife e na área controle. Essas análises foram realizadas no software PRIMER 6®.

3.4. RESULTADOS

Um total de 758 indivíduos foi coletado no RA e na CA em 1996-2020 ($n = 13$ campanhas). As 10 espécies mais abundantes pertencem à cinco famílias (Tabela 1). A espécie *Rhizoprionodon porosus* (RA, $n = 103$, 13,5%; AC, $n = 33$, 4,3% do total de

indivíduos) foi a mais abundante, seguida por *Chloroscombrus chrysurus* (RA, n= 89, 11,7%; AC, n= 41, 5,4%), *Aspistor luniscutis* (RA, n= 82, 10,8%; AC, n= 26, 3,4%), *Macrodon ancylodon* (RA, n= 62, 8,1%; AC, n= 42, 5,5%), *Bagre bagre* (RA, n= 47, 6,2%; AC, n= 27, 3,5%), *Larimus breviceps* (RA, n= 40, 6,2%; AC, n= 19, 3,5%), *Isopisthus parvipinnis* (RA, n= 37, 4,9%; AC, n= 3, 0,9%), *Opisthonema oglinnum* (RA, n= 19, 4,9%; AC, n= 5, 0,9%), *Stellifer rastrifer* (RA, n= 33, 4,3%; AC, n= 14, 1,8%) e *Paralonchurus brasiliensis* (RA, n= 29, 3,8%; AC, n= 7, 0,9%) (Tabela 1).

Tabela 1. Número de indivíduos jovens e adultos das 10 espécies mais abundantes encontradas no complexo recifal artificial (RA) e na área controle (AC) de 1996 a 2020 (n= 13 campanhas).

Família/Espécie	Juvenil		Adulto		Total	
	RA	AC	RA	AC	RA	AC
Ariidae						
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valeciennes, 1940)	25	05	57	21	82	26
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	10	04	37	23	47	27
Carangidae						
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	15	05	74	36	89	41
Carcharhinidae						
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	101	33	2	0	103	33
Clupeidae						
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	14	03	05	02	19	5
Sciaenidae						
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	23	25	39	17	62	42
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	19	08	21	11	40	19
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	16	01	21	02	37	3
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	10	0	23	14	33	14
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	10	04	19	03	29	7

Em geral, verificou-se que para as espécies *S. rastrifer* (AC= 0%, RA= 10,7% do total de indivíduos juvenis), *R. porosus* (AC= 33,2%, RA= 88,4%), *L. breviceps* (AC= 8,4%, RA = 18%), *C. chrysurus* (AC= 24,7%, RA= 47,4%), *B. bagre* (AC= 3,5%, RA= 8,1%), *A. luniscutis* (AC= 4,4%, RA= 32,3%), *I. parvipinnis* (AC= 1,3%, RA= 16,4%) e *P. brasiliensis* (AC= 4,1%, RA= 10,3%), a maioria dos indivíduos encontrados nos RAs era juvenil (Figura 2). Apenas para as espécies *O. oglinnum* (AC= 4,6%, RA= 3,1%) e *M. ancylodon* (AC= 15,16%, RA= 12,1%), verificou-se uma maior contribuição de indivíduos adultos nos RAs (Figura 2).

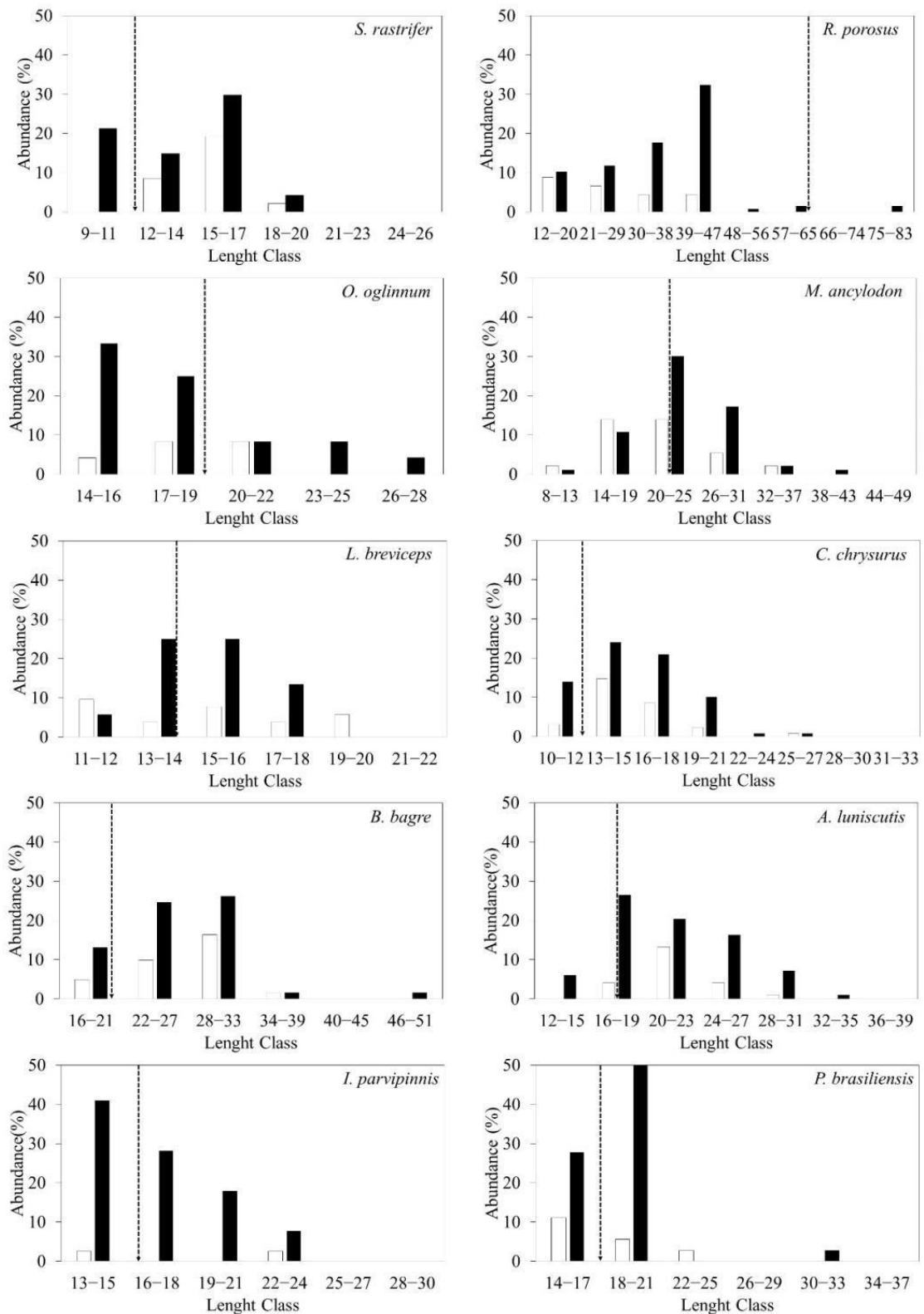


Figura 2. Abundância relativa (%) por classes de comprimento de *Stellifer rastrifer* (primeira maturação= 11,7 cm), *Rhizoprionodon porosus* (65 cm), *Opisthonema oglinnum* (19,2 cm), *Macrodon ancylodon* (23,7cm), *Larimus breviceps* (14 cm), *Chloroscombrus chrysurus* (12,4 cm), *Bagre bagre* (21,2 cm), *Aspistor luniscutis* (18 cm), *Isopisthus parvipinnis* (15,9 cm) e *Paralonchurus brasiliensis* (17,5 cm) coletadas na AC (barra branca) e RA (preta) no norte do RJ. A seta tracejada indica tamanho da primeira maturação baseado na literatura, Fishbase (Froese & Pauly, 2019) e SeaLifeBase (2018).

Após a realização do teste Qui-quadrado, foi observado que, para nove das dez espécies, adultos e juvenis apresentaram diferenças estatísticas entre a área controle

quando comparado aos RAs. Apenas a espécie *M. ancylodon* não apresentou diferença significativa entre RA e CA ($\chi^2= 0,17$; $df= 1$; $p= 0,67$) quanto ao número de juvenis (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância percentual das espécies amostradas na área controle (AC) e nos recifes artificiais (RA) na costa Norte do estado do Rio de Janeiro, Sudeste - Brasil. Abundância percentual testada por χ^2 .

Espécie	Juvenil			Adultos		P
	AC%	RA%	P	AC%	RA%	
<i>Stellifer rastrifer</i>	0	100	0,00	38	62	0,01
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	25	75	0,01	0	100	0,00
<i>Opisthonema oglinnum</i>	18	82	0,01	29	71	0,00
<i>Macrodon ancylodon</i>	52	48	0,67	30	70	0,00
<i>Larimus breviceps</i>	30	70	0,00	34	66	0,00
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	25	75	0,00	33	67	0,00
<i>Bagre bagre</i>	29	71	0,00	38	6	0,00
<i>Aspistor luniscutis</i>	17	83	0,00	27	73	0,00
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	6	94	0,00	9	91	0,00
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	29	71	0,00	14	86	0,00

Os graus de maturação gônadas (imaturo, em maturação e maduro) dos peixes coletados na AC foram diferentes das assembleias de peixes coletadas nos RAs. Todas as espécies apresentaram maiores índices de graus de maturação nos RAs (Tabela 3) quando comparadas ao controle, exceto as espécies *Larimus breviceps*, que apresentou maior porcentagem de contribuição do estágio maduro na área controle. Já *Aspistor luniscutis* demonstrou índices iguais de grau de maturação em ambos os locais de coleta e *Bagre bagre* exibiu mais indivíduos imaturos na AC.

O grau de desenvolvimento gonadal mais representativo em todas as espécies nos RAs foi o estágio em maturação, seguido por indivíduos maduros. As espécies que obtiveram maior média de contribuição na classificação em maturação nos RAs foram *Rhizoprionodon porosus* (86%), *Chloroscombrus chrysurus* (54%) e *Macrodon ancylodon* (54%). Para o grau de maturação maduro, as espécies mais representativas foram *Chloroscombrus chrysurus* (47%), *Macrodon ancylodon* (23%) e *Bagre bagre* (23%). Já para o grau de maturação imaturo, predominaram as espécies *Chloroscombrus chrysurus* (22%), *Larimus breviceps* (15%) e *Paralonchurus brasiliensis* (15%) (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da análise SIMPER relativa aos estágios de maturação gonadal das espécies de peixes nos recifes artificiais (RAs).

Espécie	Estágio Gonadal	Contribuição (%)	Contribuição Cumulativa (%)
<i>Stellifer rastrifer</i>	Em maturação	71,2	71,2
	Maduro	14,6	85,8
	Imaturo	14,2	100
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Imaturo	76,2	76,2
	Em maturação	11,6	87,8
	Maduro	9,1	96,9
<i>Opisthonema oglinnum</i>	Em maturação	43,1	43,1
	Imaturo	39,6	82,7
	Maduro	9,6	92,3
<i>Macrodon ancylodon</i>	Em maturação	57,0	57,0
	Maduro	25,0	82,0
	Imaturo	17,5	99,5
<i>Larimus breviceps</i>	Em maturação	46,9	46,9
	Imaturo	29,1	75,9
	Maduro	20,0	95,9
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Em maturação	41,2	41,1
	Maduro	28,1	69,2
	Imaturo	22,8	92,1
<i>Bagre bagre</i>	Imaturo	45,6	45,6
	Em maturação	33,3	78,9
	Maduro	20,2	99,1
<i>Aspistor luniscutis</i>	Imaturo	42,7	42,7
	Em maturação	29,2	71,9
	Maduro	21,2	93,2
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Em maturação	58,3	58,3
	Imaturo	28,1	86,5
	Maduro	11,6	98,1
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Em maturação	53,3	53,3
	Maduro	24,7	78,0
	Imaturo	21,7	100

3.5. DISCUSSÃO

Os recifes naturais fornecem habitats importantes para vários estágios de vida de muitos peixes marinhos (McLean *et al.*, 2015). No entanto, a escassez de substrato

rochoso reduz a capacidade de algumas áreas em fornecer locais adequados para reprodução e recrutamento dos peixes que dependem dessas estruturas consolidadas (Vousdoukas *et al.*, 2020).

Portanto, a construção de RAs é uma alternativa em habitats degradados (Lee *et al.*, 2018). Dado o aumento do interesse na construção de recifes para incrementar o recrutamento e a produção de peixes, as avaliações de projetos de pesquisa com tal finalidade são críticas para a determinação da capacidade com foco em reprodução (Taylor *et al.*, 2019). Pesquisas sobre produção e reprodução em ambientes de RAs ainda contam com algumas limitações e apesar dos esforços crescentes para remediar as áreas de desova de peixes através da construção de RAs, poucos projetos foram seguidos por uma completa avaliação (McLean *et al.*, 2015). Além disso, as avaliações tendem a ser de curto prazo.

O presente estudo inclui dados de mais de duas décadas em RAs, relacionados à reprodução de 10 espécies de peixes e, verificamos, quanto às classes de tamanho, que na área onde estão instalados os RAs existe uma abundância significativamente superior de indivíduos juvenis e adultos que AC. Vale ressaltar que a região é caracterizada pela escassez de substrato consolidado, sugerindo que a maior disponibilidade de alimento e abrigo anti-predação pelos RAs possivelmente favoreceu o recrutamento das espécies (Zalmon *et al.*, 2002; Brotto *et al.*, 2006; Brotto & Zalmon, 2008; Santos *et al.*, 2010; Zalmon *et al.*, 2014; Santos & Zalmon, 2015; Lima *et al.*, 2020). Em relação à contribuição dos estágios gonadais, registrou-se a maioria de indivíduos imaturos (33,8%) ou em maturação (44,5%) na área dos RAs. Estes resultados sugerem que essas espécies estão utilizando recifes artificiais como sítio reprodutivo e/ou berçário para recrutamento de indivíduos juvenis, validando a primeira hipótese deste estudo. Conseqüentemente, estes podem contribuir como ferramenta para incremento na abundância e riqueza de espécies locais, destacando-se também espécies comercialmente importantes como *Rhizoprionodon porosus*, *Isopisthus parvipinnis* e *Macrodon ancylodon*, registradas principalmente em RAs.

A abundância de peixes recifais é limitada por recursos espaciais, como a presença de habitats e área de uso (Peterson *et al.*, 2003; Folpp *et al.*, 2020). A adição de área de habitat fornecida pelos recifes artificiais aumenta potencialmente a sobrevivência de juvenis e o crescimento somático dos indivíduos, devido a maior disponibilidade de refúgios e recursos alimentares (Champion *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2019). Enquanto peixes adultos colonizam rapidamente recifes artificiais recém-

implantados, o aumento da idade do recife tem sido relacionado ao incremento no número de indivíduos jovens (Folpp *et al.*, 2020). A implantação dos RAs em 1996 acarretou na colonização de organismos bentônicos (epi e endofauna), além de permitir que peixes juvenis e adultos de pequeno porte, presas em potencial, residam no interior dos *reefballs* (Zalmon *et al.*, 2002; Brotto *et al.*, 2006; Krohling *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2010). Conseqüentemente, os RAs no norte do Rio de Janeiro vêm fornecendo abrigo em grande parte para juvenis, além de maior oferta de alimento, favorecendo o assentamento e sobrevivência destes até a fase adulta.

Sabe-se que os RAs agregam peixes de áreas circundantes, com incremento na abundância em curto espaço de tempo. No entanto, em médio e longo prazo, o efeito da pesca sobre a sustentabilidade das populações exploradas pode ser prejudicado (Grossman *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 2020). Conseqüentemente, a atuação combinada entre RAs e esforço de pesca, que é aumentado com o acesso dos pescadores nestas áreas, pode afetar os recursos pesqueiros locais de forma deletéria, reduzindo a biomassa regional.

Uma alternativa para elucidar a questão atração e/ou reprodução é avaliar as taxas de crescimento e o ciclo de vida das espécies associadas a recifes. Fowler e Booth (2012) investigaram todos os estágios do ciclo de vida do serranídeo *Pseudanthias rubrizonatus* capturado em estruturas artificiais no noroeste da Austrália, e registraram a presença de indivíduos jovens recentemente assentados até adultos. Indivíduos juvenis e adultos foram significativamente mais abundantes em nossos RAs, sugerindo um equilíbrio entre atração e reprodução/produção de peixes em relação à AC, validando a segunda hipótese deste estudo.

A presença de peixes juvenis em outros tipos de substrato artificiais também já foi registrada, como em quebra-mares (Ruitton *et al.*, 2000; Clynick, 2006, 2008; Pastor *et al.*, 2013) e marinas (Bouchoucha *et al.*, 2016). O assentamento de peixes transientes nos RAs demonstra a plasticidade ambiental de tais estruturas na disponibilidade de habitats para juvenil. Larvas pelágicas muitas vezes se estabelecem no primeiro habitat encontrado (Shapiro, 1987) e a presença de juvenis nos RAs pode ser resultante da ausência de habitats adequados nas áreas adjacentes, como em nossa área de estudo. Portanto, a utilização de estruturas antropogênicas/artificiais para assentamento larval não deve ser excluída. A elevada produtividade trófica e modificação na dinâmica de correntes podem representar condições adequadas ao assentamento pós-larval (Clynick, 2006).

Conseqüentemente, abundâncias elevadas de peixes juvenis podem ser atribuídas a maior retenção larval em áreas de RAs (Cenci *et al.*, 2011).

O papel da atração e produção no incremento de recursos pesqueiros e conseqüentemente maior exploração destes é muito discutido. Uma questão ainda sem resposta se refere ao fato do aumento da produção pesqueira em RAs estar ligado ao aumento do esforço de pesca na área das estruturas (Bohnsack, 1989; Bortone, 1998; Cowan-Jr. *et al.*, 2011). Dessa forma, uso de dados de desembarque pesqueiro, como proxy da efetividade dos RAs para o aumento na abundância de peixes de importância comercial pode ser tendencioso. Lindberg (1997) ressalta que RA têm potencial para se tornar ferramenta muito útil no manejo de recursos pesqueiros, quando utilizado em conjunto com outras práticas de manejo.

Em nosso estudo, apenas *Macrodon ancylodon* não diferiu significativamente quanto ao percentual de juvenis entre as áreas comparadas, o que indica que o complexo recifal está retendo um maior número de juvenis de todas as demais espécies. A similaridade entre áreas controle e recifal para juvenis de *M. ancylodon* provavelmente decorre de sua alta fecundidade, característica de peixes com ovos livres e ausência de cuidado parental (Lowe-McConnell, 1987). Como outros scianídeos estrategistas, produzem muitos descendentes, podendo se dispersar amplamente (Militelli & Macchi, 2004; Militelli *et al.*, 2013). Além disso, Cardoso *et al.* (2018) ao analisarem o índice do hormônio gonadossomático, o fator de condição e a frequência de estágios de maturação de *M. ancylodon* indicaram que esta espécie é capaz de se reproduzir ao longo de todo o ano. Segundo os autores, a elevada frequência de indivíduos em todos os estágios de maturação em um estuário do Golfo Maranhense, englobando as baías de São Marcos e São José, demonstra que esta espécie não depende de ambientes com substrato consolidado para a reprodução, como evidenciado também em nosso complexo recifal e área controle, ambos próximo ao estuário do Rio Paraíba do Sul. Em síntese, a biologia da espécie pode explicar a similaridade na abundância de juvenis de *M. ancylodon* entre as áreas estudadas.

Em nossos recifes, foi observado um maior número de indivíduos do cação *Rhizoprionodon porosus* com comprimentos inferiores ao tamanho de primeira maturação sexual apresentado para a espécie, assim como para os indivíduos amostrados na área controle. Machos e fêmeas da população subtropical de *R. porosus* atingem a maturidade aos 2,3 e 2,7 anos, respectivamente, em comparação com 3,3 anos em águas tropicais (Lessa *et al.*, 2009). Essas informações refletem

uma variação latitudinal, sugerindo que a maturidade é alcançada em idades mais jovens em latitudes mais altas para essa espécie comercialmente importante no norte do Rio de Janeiro. Diferentes fatores bióticos e abióticos podem estar envolvidos na redução do tamanho da maturação, como um aumento na disponibilidade de alimentos, predação como agente de mortalidade e determinação genética da espécie (Barbieri *et al.*, 2004). A maturação sexual prematura pode ser uma estratégia desenvolvida para reduzir o efeito de uma alta taxa de predação sobre a população, que pode reduzir o recrutamento através da remoção de indivíduos antes que estes tenham a oportunidade de reproduzir (Queiroz & Cramptom, 1999).

Segundo Stephens e Pondella (2002), estabelecimento de uma comunidade de peixes em um RA pode aumentar a produção larval de uma área. Quando instalados em áreas com ausência de substrato consolidado, os RAs possivelmente terão um papel produtor, atuando como ferramenta para aumentar a abundância das comunidades associadas (Lindberg, 1997). Aumento na abundância, biomassa e fecundidade de peixes nestas estruturas está relacionado à maior variedade de habitats e existências de refúgios, favorecendo a reprodução local (Granneman & Steele, 2014; Arney *et al.*, 2017; Streich *et al.*, 2017). Estudos sugerem que RAs atuam como berçários e, portanto, facilitam a produção de novos peixes em escala local (Reubens *et al.*, 2013, 2014; Wilhelmsson *et al.*, 2006). Nesse sentido, os impactos da perda de habitat e sobre exploração por pesca em áreas costeiras poderiam ser minimizados se os RAs promovessem maior produção (Brickhill *et al.*, 2005).

Em síntese, os resultados obtidos referentes ao potencial reprodutivo dos recifes artificiais implantados na costa norte do estado do Rio de Janeiro a 25 anos, evidenciam a necessidade de acompanhamento e geração de informações atualizadas, que permitam traduzir o estado de conservação dos estoques populacionais pesqueiros locais, de modo a subsidiar medidas normativas para sustentabilidade socioeconômica e ambiental.

Os estádios “em maturação” e “maduro” representaram 63% da contribuição média nos ARs em relação ao AC, evidenciando a expressiva abundância e ocorrência de indivíduos em atividade reprodutiva no complexo recifal. Granneman e Steele (2014) destacaram que a produção de tecido gonadal em machos e fêmeas maduros de espécies costeiras, de importância ecológica e econômica, foi aproximadamente o dobro em RAs que recifes naturais do sul da Califórnia. Em teleósteos, a hidratação dos oócitos ocorre poucas horas antes do evento de desova

(Hunter & Goldberg, 1980). Assim, capturar indivíduos com ovários nesta condição (maduro) é um indicativo de que eles se reproduzem na área (Vazzoler, 1996).

3.6. CONCLUSÃO

Nosso estudo evidenciou um aumento na abundância tanto de peixes juvenis e adultos nos recifes artificiais ao longo de 25 anos de implementação, sugerindo um potencial fornecimento adicional de peixes em diferentes estágios de desenvolvimento para a região norte fluminense. A maior abundância de indivíduos imaturos/juvenis e em maturação nos RAs reflete seu papel reprodutivo e, conseqüentemente, o potencial produtor. Por outro lado, maior abundância de peixes adultos pode representar tanto a capacidade retentora desses juvenis no próprio complexo, que se desenvolveram em indivíduos adultos, mas também podem refletir seu potencial atrator.

3.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arney, R.N.; Froehlich, C.Y. & Kline, R.J. 2017. Recruitment patterns of juvenile fish at an artificial reef area in the Gulf of Mexico. **Marine and Coastal Fisheries**, 9(1): 79-92.
- Barbieri, G.; Salles, F.A.; Cestarolli, M.A. & Teixeira-Filho, A.R. 2004. Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatá, *Prochilodus lineatus* no Rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos da dinâmica populacional. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 26(2): 169-174.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial structures the result of habitat limitation or behavioral preference? **Bulletin of Marine Science**, 44: 631-645.
- Bortone, S.A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research: some yeas and nays. **Fisheries**, 23: 6-10.
- Bouchoucha, M.; Darnaude, A.M.; Gudefin, A.; Neveu, R.; Verdoit-Jarraya, M.; Boissery, P. & Lenfant, P. 2016. Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, 547: 193-209.

- Brotto, D.S. & Zalmon, I.R. 2008. Structural complexity of substrata effects on spatial distribution of *Conodon nobilis* Linnaeus, 1758 (Teleostei, Actinopterygii). **Brazilian Journal of Oceanography**, 56: 1-12.
- Brotto, D.S.; Krohling, W. & Zalmon, I.R. 2006. Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54: 205-212.
- Camargo, M. & Isaac, V. 2005. Reproductive biology and spatio-temporal distribution of *Stellifer rastrifer*, *Stellifer naso* and *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae) in the Caeté Estuary, northern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 53: 13-21.
- Campos, L.; Ortiz, M.; Rodríguez-Zaragoza, F.A. & Oses, R. 2020. Macrobenthic community establishment on artificial reefs with *Macrocystis pyrifera* over barren-ground and soft-bottom habitats. **Global Ecology and Conservation**, 23: e01184.
- Cardoso, A.S.; Santos, N.B.; Almeida, Z.D.S.; Neta, R.N.F.C. & Cantanhêde, L.G. 2018. Reproductive biology of king weakfish, *Macrodon ancylodon* (Perciformes, Sciaenidae) from the northeastern coast of Brazil. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, 53(1): 95-104.
- Cenci, E.; Pizzolon, M.; Chimento, N. & Mazzoldi, C. 2011. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 91: 133-149.
- Champion, C.; Suthers, I.M. & Smith, J.A. 2015. Zooplanktivory is a key process for fish production on a coastal artificial reef. **Marine Ecology Progress Series**, 541: 1-14.
- Clynick, B.G. 2006. Assemblages of fish associated with coastal marinas in north-western Italy. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 86(4): 847-852.
- Clynick, B.G. 2008. Characteristics of an urban fish assemblage: distribution of fish associated with coastal marinas. **Marine Environmental Research**, 65(1): 18-33.
- Cowan-Jr., J.H.; Grimes, C.B.; Patterson, W.F.III; Walters, C.J.; Jones, A.C.; Lindberg, W.J.; Sheehy, D.J.; Pine, W.E.III; Powers, J.E.; Campbell, M.D.; Lindeman, K.C.; Diamond, S.L.; Hilborn, R. & Gibson, H.T. 2011. Red snapper management in the Gulf of Mexico: science or faith-based? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 21: 187-204.

- Cresson, P.; Ruitton, S.; Ourgaud, M. & Harmelin-Vivien, M. 2014. Contrasting perception of fish trophic level from stomach content and stable isotope analyses: a Mediterranean artificial reef experience. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 452: 54-62.
- Fagundes-Netto, E.; Gaelzer, L.; Coutinho, R. & Zalmon, I. 2011. Influence of a shipwreck on a nearshore-reef fish assemblages off the coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 39: 103-116.
- Feltrim, M.C. & Schwingel, P.R. 2005. *Opisthonema oglinum* (Leseuer, 1818), pp.112-115. In: Cergole, M.C.; Ávila-da-Silva, A.O. & Rossi-Wongtchowski, C.L.D.B. (eds.). **Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração**. São Paulo: Instituto Oceanográfico.
- Folpp, H.; Lowry, M.; Gregson, M. & Suthers, I.M. 2013. Fish Assemblages on Estuarine Artificial Reefs: Natural Rocky-Reef Mimics or Discrete Assemblages? **PLoS ONE**, 8(6): e63505.
- Folpp, H.R.; Schilling, H.T.; Clark, G.F.; Lowry, M.B.; Maslen, B.; Gregson, M. & Suthers, I.M. 2020. Artificial reefs increase fish abundance in habitat-limited estuaries. **Journal of Applied Ecology**, 57(9): 1752-1761.
- Fowler A.M. & Booth D.J. 2012. How well do sunken vessels approximate fish assemblages on coral reefs? Conservation implications of vessel-reef deployments. **Marine Biology**, 159: 2787-2796.
- Froese, R. & Pauly, D. 2019. **FishBase. World Wide Web electronic publication**. Disponível em: <http://www.fishbase.org/search.php>. Acesso em: 20 jul. 2021.
- Gordon, T.A.; Radford, A.N.; Davidson, I.K.; Barnes, K.; McCloskey, K.; Nedelec, S.L.; Meekan, M.G.; McCormick, M.I. & Simpson, S.D. 2019. Acoustic enrichment can enhance fish community development on degraded coral reef habitat. **Nature Communications**, 10(1): 1-7.
- Graham, N.A.J.; Cinner, J.E.; Norström, A.V. & Nyström, M. 2014. Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 7: 9-14.
- Granneman, J.E. & Steele, M.A. 2014. Fish growth, reproduction, and tissue production on artificial reefs relative to natural reefs. **ICES Journal of Marine Science**, 71(9): 2494-2504.

- Grossman, G.D.; Jones, G.P. & Seaman-Jr., W.J. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. **Fisheries**, 22: 17-23.
- Hackradt, C.W.; Félix-Hackradt, F.C. & García-Charton, J.A. 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. **Marine Environmental Research**, 72(5): 235-247.
- Harrison, S. & Rousseau, M. 2020. Comparison of artificial and natural reef productivity in Nantucket Sound, MA, USA. **Estuaries and Coasts**, 43: 2092-2105.
- Honório, P.P.F.; Ramos, R.T.C. & Feitoza, B.M. 2010. Composition and structure of reef fish communities in Paraíba State, north-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, 77: 907-26.
- Hunter, J.R. & Goldberg, S.R. 1980. Spawning incidence and batch fecundity in northern anchovy, *Engraulis mordax*. **Fishery Bulletin**, 21: 77641-652.
- Hughes, T.P.; Kerry, J.T.; Alvarez-Noriega, M.; Alvarez-Romero, J.G.; Anderson, K.D. & Baird, A.H. 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. **Nature**, 543(7645): 373-377.
- Krohling, W.; Brotto, D.S. & Zalmon, I.R. 2006. Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54: 183-191.
- LeClair, L.L.; Eveningsong, O. & Schultz, J.M. 2016. Seasonal changes in abundance and compelling evidence of migration for 2 rockfish species (*Sebastes auriculatus* and *S. caurinus*) inhabiting a nearshore, temperate- water artificial reef. **Fishery Bulletin**, 114: 302-316.
- Lee, M.O.; Otake, S. & Kim, J.K. 2018. Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects. **Ocean & Coastal Management**, 154: 55-65.
- Leitão, F. 2013. Artificial reefs: from ecological processes to fishing enhancement tools. **Brazilian Journal of Oceanography**, 61: 77-81.
- Lessa, R.P.; Nóbrega, M.F.; Bezerra-Jr., J.L.; Muniz, B.; Travassos, P.; Hazin, F.H.V. & Oliveira, J.L. 2009. **Dinâmica das Frotas Pesqueiras da Região Nordeste do Brasil**. Vol. 1, 4a ed., Fortaleza: Martins & Cordeiro LTDA, 164p.
- Lima, J.S.; Zappes, C.A.; Di Benedetto, A.P.M. & Zalmon, I.R. 2018. Artisanal fisheries and artificial reefs on the southeast coast of Brazil: contributions to research and management. **Ocean & Coastal Management**, 163: 372-382.

- Lima, J.S.; Zappes, C.A.; Di Benedetto, A.P.M. & Zalmon, I.R. 2019. Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 19: 1-13.
- Lima, J.S.; Sanchez-Jerez, P.; Santos, L.N. & Zalmon, I.R. 2020. Could artificial reefs increase access to estuarine fishery resources? Insights from a long-term assessment. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 51: 1-10.
- Lindberg, W.J. 1997. Can science resolve the attraction-production issue? **Fisheries**, 22: 10-13.
- Lowe-McConnel, R.H. 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 382p.
- McLean, M.; Roseman, E.F.; Pritt, J.J.; Kennedy, G. & Manny, B.A. 2015. Artificial reefs and reef restoration in the Laurentian Great Lakes. **Journal of Great Lakes Research**, 41(1): 1-8.
- Militelli, M.I. & Macchi, G.J. 2004. Spawning and fecundity of king weakfish, *Macrodon ancylodon*, in the Río de la Plata estuary, Argentina - Uruguay. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 84(2): 443-447.
- Militelli, M.I.; Macchi, G.J. & Rodrigues, K.A. 2013. Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 93: 413-423.
- Murilo, V.; Silva, C.G. & Fernandes, G.B. 2009. Nearshore sediments and coastal evolution of Paraíba do Sul River Delta, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, 56(1): 650-654.
- Ovalle, A.R.C.; Silva, C.F.; Rezende, C.E.; Gatts, C.E.N.; Suzuki, M.S. & Figueiredo, R.O. 2013. Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil. **Journal of Hydrology**, 481: 191-203.
- Pastor, J.; Koeck, B.; Astruch, P. & Lenfant, P. 2013. Coastal man-made habitats: potential nurseries for an exploited fish species, *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). **Fisheries Research**, 148: 74-80.
- Paxton, A.B.; Shertzer, K.W.; Bacheler, N.M.; Kellison, G.T.; Riley, K.L. & Taylor, J.C. 2020. Meta-analysis reveals artificial reefs can be effective tools for fish community enhancement but are not one-size-fits-all. **Frontiers in Marine Science**, 7: 282.

- Peterson, C.H.; Grabowski, J.H. & Powers, S.P. 2003. Estimated enhancement of fish production resulting from restoring oyster reef habitat: Quantitative valuation. **Marine Ecology Progress Series**, 264: 249-264.
- Queiroz, H.L. & Crampton, W.G.R. 1999. **Estratégias para manejo dos recursos pesqueiros em Mamirauá**. Brasília: SCM, CNPq/ MCT, 208p.
- R Development Core Team. 2018. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Reubens, J.T.; Braeckman, U.; Vanaverbeke, J.; Van Colen, C.; Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. **Fisheries Research**, 139: 28-34.
- Reubens, J.T.; De Rijcke, M.; Degraer, S. & Vincx, M. 2014. Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. **Journal of Sea Research**, 85: 214-221.
- Rogers, A. & Mumby, P.J. 2019. Mangroves reduce the vulnerability of coral reef fisheries to habitat degradation. **PLoS Biology**, 17(11): e3000510.
- Romero, R.M.; Moraes, L.E.; Santos, M.N.; Rocha, G.R. & Cetra, M. 2008. Biology of *Isopisthus parvipinnis*: an abundant sciaenid species captured bycatch during sea-bob shrimp fishery in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 6: 67-74.
- Ruitton, S.; Francour, P. & Boudouresque, C.F. 2000. Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 50: 217-230.
- Santos, L.N. & Zalmon, I.R. 2015. Long-term changes of fish assemblages associated with artificial reefs off the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 31: 15-23.
- Santos, L.N.; Brotto, D.S. & Zalmon, I.R. 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 386: 54-60.
- Santos, L.N.; García-Berthou, E.; Agostinho, A.A. & Latini, J.D. 2011. Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: material type and successional changes. **Ecological Applications**, 21: 251-262.
- SeaLifeBase. 2018. **The SeaLifeBase Project**. Disponível em: <http://sealifebase.org>. Acesso em: 10 jun. 2020.

- Seixas, L.B.; Barreto, N.R. & dos Santos, L.N. 2013. Artificial reefs for marine and freshwater fish management in Brazil: researchers profile and academic production over the 1990-2010 period. **Oecologia Australis**, 17: 374-385.
- Seraphim, M.J.; Sloman, K.A.; Alexander, M.E.; Janetski, N.; Jompa, J.; Ambo-Rappe, R.; Snellgrove, D.; Mars, F. & Harborne, A.R. 2020. Interactions between coral restoration and fish assemblages: implications for reef management. **Journal of Fish Biology**, 97(3): 633-655.
- Shapiro, D.Y. 1987. Inferring larval recruitment strategies from the distributional ecology of settled Individuals of a coral reef fish. **Bulletin of Marine Science**, 41(2): 289-295.
- Silva-Júnior, C.A.B.; Araujo, M.E. & Feitosa, C.V. 2013. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 11(1): 133-142.
- Simon, T.; Pinheiro, H.T. & Joyeux, J.C. 2011. Target fishes on artificial reefs: evidences of impacts over nearby natural environments. **Science of the Total Environment**, 409(21): 4579-4584.
- Smith, J.A.; Lowry, M.B. & Suthers, I.M. 2015. Fish attraction to artificial reefs not always harmful: a simulation study. **Ecology and Evolution**, 5(20): 4590-4602.
- Smith, J.A.; Lowry, M.B.; Champion, C. & Suthers, I.M. 2016. A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: new metrics to address 'production versus attraction'. **Marine Biology**, 163: 1-8.
- Sreekanth, G.B.; Lekshmi, N.M. & Singh, N.P. 2019. Can artificial reefs really enhance the inshore fishery resources along Indian coast? a critical review. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 89(1): 13-25.
- Stephens-Jr., J. & Pondella, D. 2002. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. **ICES Journal of Marine Science**, 59(suppl): S51-S58.
- Streich, M.K.; Ajemian, M.J.; Wetz, J.J.; Shively, J.D.; Shipley, J.B. & Stunz, G.W. 2017. Effects of a new artificial reef complex on red snapper and the associated fish community: an evaluation using a before-after control-impact approach. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**, 9: 404-418.
- Sturges, H.A. 1926. The choice of a class interval. **Journal of the American Statistical Association**, 21(153): 65-66.

- Suthers, I.M.; Reid, D.D.; Moksness, E. & Schilling, H.T. 2021. Novel fisheries investigations by Harald Dannevig: some parallels with Johan Hjort on the other side of the world. **ICES Journal of Marine Science**, 78(2): 755-764.
- Taylor, J.J.; Rytwinski, T.; Bennett, J.R.; Smokorowski, K.E.; Lapointe, N.W.; Janusz, R.; Clarke, K.; Tonn, B.; Walsh, J.C. & Cooke, S.J. 2019. The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate fish: a systematic review. **Environmental Evidence**, 8(1): 1-31.
- Trindade-Santos, I. & Freire, K.M.F. 2015. Analysis of reproductive patterns of fishes from three Large Marine Ecosystems. **Frontiers in Marine Science**, 2(38): 10.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 169p.
- Véras, P.F. & Almeida, Z.S. 2016. Biologia reprodutiva do *Bagre bagre* capturado pela pescaria de zangaria. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 11(4): 367-373.
- Vousdoukas, M.I.; Mentaschi, L.; Hinkel, J.; Ward, P.J.; Mongelli, I.; Ciscar, J.C. & Feyen, L. 2020. **Economic motivation for raising coastal flood defenses in Europe**. **Nature Communications**, 11(1): 1-11.
- Wilhelmsson, D.; Malm, T. & Öhman, M.C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. **ICES Journal of Marine Science**, 63: 775-784.
- Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C.; Zuanon, J. & Hurd, L.E. 2014. Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: refugia for rare species? **Ecological Engineering**, 67: 165-170.
- Zalmon, I.R.; Novelli, R.; Gomes, M.P. & Faria, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. **ICES Journal of Marine Science**, 59: 83-87.
- Zalmon, I.R.; Saleme, F.; Dornellas-Neto, E.J.; Rezende, C.E.; Machado, P.M. & Almeida, T.C. 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on infaunal community structure - Southeastern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 454: 9-17.
- Zar, J.H. 1999. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 663p.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento desta tese contribui com dados importantes sobre a utilização de recifes artificiais (RAs) na atração e produção de peixes de água salgada e estuarinos em regiões tropicais e também com o conhecimento sobre outros fatores que possivelmente influenciam a composição das assembleias de peixes destes ambientes a longo prazo. A utilização desta ferramenta pode auxiliar em avaliações mais precisas dos padrões ecológicos, especialmente a composição da comunidade marinha, além de se associarem também com outras variáveis socioambientais como a pesca artesanal e de subsistência regional.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bohnsack, J.A.; Johnson, D.L. & Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes, pp. 61-107. In: Seaman-Jr., W.J. & Sprague, L.M. (eds.). **Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries**. New York: Academic Press Inc, 29p.
- Chapman, M.G.; Underwood, A.J. & Browne, M.A. 2018. An assessment of the current usage of ecological engineering and reconciliation ecology in managing alterations to habitats in urban estuaries. **Ecological Engineering**, 120: 560-573.
- Costa, I.D.; da Silva Santos, J.L.; Costa, L.L.; Lima, J.S. & Zalmon, I.R. 2022. Reproductive potential and production role of artificial reefs-Southeastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 265: 107710.
- Dagorn, L.; Bez, N.; Fauvel, T. & Walker, E. 2013. How much do fish aggregating devices (FADs) modify the floating object environment in the ocean? **Fisheries Oceanography**, 22: 147-153.
- Dagorn, L.; Bez, N.; Fauvel, T. & Walker, E. 2013. How much do fish aggregating devices (FADs) modify the floating object environment in the ocean? **Fisheries Oceanography**, 22: 147-153.
- Folpp, H.; Lowry, M.; Gregson, M. & Suthers, I. 2013. Fish assemblages on estuarine artificial reefs: Natural rocky-reef mimics or discrete assemblages? **PLoS One**, 8(6): e63505.

- Folpp, H.R.; Schilling, H.T.; Clark, G.F.; Lowry, M.B.; Maslen, B.; Gregson, M. & Suthers, I.M. 2020. Artificial reefs increase fish abundance in habitat-limited estuaries. **Journal of Applied Ecology**, 57(9): 1752-1761.
- Fukunaga, A.; Burns, J.H.; Pascoe, K.H. & Kosaki, R.K. 2020. Associations between benthic cover and habitat complexity metrics obtained from 3D reconstruction of coral reefs at different resolutions. **Remote Sensing**, 12(6): 1011
- Gatts, P.; Franco, M.; dos Santos, L.; Rocha, D.; de Sá, F.; Netto, E.; Machado, P.; Masi, B. & Zalmon, I. 2015. Impact of artificial patchy reef design on the ichthyofauna community of seasonally influenced shores at Southeastern Brazil. **Aquatic Ecology**, 49: 343-355.
- Granneman, J. & Steele, M. 2014. Fish growth, reproduction, and tissue production on artificial reefs relative to natural reefs. **ICES Journal of Marine Science**, 71(9): 2494-2504.
- Harrison, S. & Rousseau, M. 2020. Comparison of artificial and natural reef productivity in Nantucket Sound, MA, USA. **Estuaries and Coasts**, 43(8): 2092-2105.
- Katsanevakis, S.; Wallentinus, I.; Zenetos, A.; Leppäkoski, E.; Çınar, M.E.; Oztürk, B.; Grabowski, M.; Golani, M. & Cardoso, A.C. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. **Aquatic Invasions**, 9(4): 391-423.
- Kim, C.G.; Lee, J.W. & Park, J.S. 1994. Artificial reef designs for Korean coastal waters. **Bulletin of Marine Science**, 55(2-3): 858-866.
- LeClair, L.L.; Eveningsong, O. & Schultz, J.M. 2016. Seasonal changes in abundance and compelling evidence of migration for 2 rockfish species (*Sebastes auriculatus* and *S. caurinus*) inhabiting a nearshore, temperate-water artificial reef. **Fishery Buletin**, 114: 302-316.
- Leitão, F. 2013. Artificial reefs: from ecological processes to fishing enhancement tools. **Brazilian Journal of Oceanography**, 61: 77-81
- Lima, J.S.; Sanchez-Jerez, P.; dos Santos, L.N. & Zalmon, I.R. 2020. Could artificial reefs increase access to estuarine fishery resources? Insights from a long-term assessment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 242: 106858.
- Lima, J.S.; Zalmon, I.R. & Love, M. 2019. Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. **Marine Environmental Research**, 145: 81-96.

- Onat, Y.; Francis, O.P. & Kim, K. 2018. Vulnerability assessment and adaptation to sea level rise in high-wave environments: a case study on O'ahu, Hawai'i. **Ocean & Coastal Management**, 157: 147-159.
- Oricchio, F.T.; Pastro, G.; Vieira, E.A.; Flores, A.A.V.; Gibran, F.Z. & Dias, G.M. 2016. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marina. **Marine Environmental Research**, 122: 85-92.
- Paxton, A.B.; Shertzer, K.W.; Bacheler, N.M.; Kellison, G.T.; Riley, K.L. & Taylor, J.C. 2020. Meta-analysis reveals artificial reefs can be effective tools for fish community enhancement but are not one-size-fits-all. **Frontiers in Marine Science**, 7: 282.
- Rogers, A. & Mumby, P.J. 2019. Mangroves reduce the vulnerability of coral reef fisheries to habitat degradation. **PLoS Biology**, 17(11): e3000510.
- Seaman-Jr., W.J. & Jensen, A.C. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation, pp.1-19. In: Seaman-Jr., W.J. (ed.). **Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats**. Boca Raton: CRC Press.
- Semprucci, F.; Sbrocca, C.; Baldelli, G.; Tramontana, M. & Balsamo, M. 2017. Is meiofauna a good bioindicator of artificial reef impact? **Marine Biodiversity**, 47(2): 511-520.
- Stephens-Jr., J. & Pondella, D.I.I. 2002. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. **ICES Journal of Marine Science**, 59: S51-S58.