

ICTIOFAUNA ASSOCIADA A RECIFES ARTIFICIAIS AO LONGO DE
DUAS DÉCADAS (1996-2017) NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO
DE JANEIRO: UMA ABORDAGEM ECOLÓGICA E SOCIOECONÔMICA

JULIANO SILVA LIMA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2020

ICTIOFAUNA ASSOCIADA A RECIFES ARTIFICIAIS AO LONGO DE
DUAS DÉCADAS (1996-2017) NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO
DE JANEIRO: UMA ABORDAGEM ECOLÓGICA E SOCIOECONÔMICA

JULIANO SILVA LIMA

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

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO – 2020

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

L732

Lima, Juliano Silva.

ICTIOFAUNA ASSOCIADA A RECIFES ARTIFICIAIS AO LONGO DE DUAS DÉCADAS (1996-2017) NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO : UMA ABORDAGEM ECOLÓGICA E SOCIOECONÔMICA / Juliano Silva Lima . - Campos dos Goytacazes, RJ, 2020.

183 f. : il.

Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2020.

Orientadora: Ilana Rosental Zalmon.

1. Ictiofauna associada a recifes artificiais. 2. Recife artificial na costa norte do Rio de Janeiro . 3. Pesca artesanal em recifes artificiais. 4. Recursos pesqueiros em recifes artificiais. 5. Índices multimétricos para gestão de recifes artificiais. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

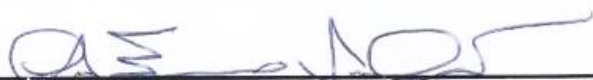
ICTIOFAUNA ASSOCIADA A RECIFES ARTIFICIAIS AO LONGO DE DUAS
DÉCADAS (1996-2017) NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO: UMA ABORDAGEM ECOLÓGICA E SOCIOECONÔMICA

JULIANO SILVA LIMA

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 12 / 02 / 2020

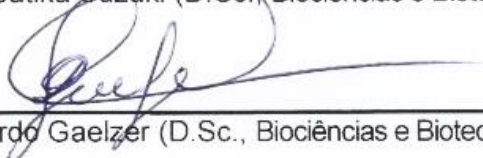
Comissão Examinadora



Prof. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (D.Sc., Geociências) – UENF (Membro interno)



Prof. Marina Satika Suzuki (D.Sc., Biociências e Biotecnologia) – UENF (Membro interno)



Prof. Luiz Ricardo Gaelzer (D.Sc., Biociências e Biotecnologia)– IEAPM (Membro externo)



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

AGRADECIMENTOS

Nesse trabalho aprendi o verdadeiro significado da palavra cooperação e quanto à expressão “menos é mais” é importante na formação acadêmica. Por mais que a realização desse trabalho tenha sido às vezes árdua ou prazerosa por diversas circunstâncias, devo reconhecer que esse estudo não poderia ser realizado da forma como ele foi feito, sem o apoio e a colaboração de instituições e pessoas, o qual expresso os meus mais sinceros agradecimentos.

Primeiramente, agradeço aos meus pais Marleide S. Lima e João G. Lima Neto pelo amor incondicional, apoio em todos os momentos e por mais essa conquista fruto da educação que me foi concedida por vocês. A minha mãe agradeço também por ter me ensinado a ter objetividade e foco, habilidades importantes no mundo acadêmico.

Agradeço a minha irmã Mariana S. Lima pelo carinho incondicional, pela amizade, pela torcida verdadeira e espontânea, por todo suporte na minha vida e pelos anos de aprendizado da convivência.

A minha esposa Sylvania A. Ladeira por todo seu amor, pela cumplicidade, pela compreensão da ausência, por suas palavras nos momentos difíceis, e por sempre acreditar na possibilidade do acerto ao passo seguinte.

Ao erário brasileiro, em nome do Instituto Federal de Sergipe (IFS), por ter me permitido afastar das minhas atividades laborais sem o qual o doutorado e esse estudo não poderiam ser realizados.

A 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.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), pela concessão da bolsa nacional, a coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior (CAPES) pela concessão da bolsa do doutorado-sanduíche e a Universidad de Alicante (UA) pelo uso da sua infraestrutura.

À professora Ilana R. Zalmon (UENF), minha orientadora, a quem nutro profunda admiração e gratidão. Agradeço pela enorme contribuição na minha formação e por ter aceitado esse desafio ao meu lado. Agradeço também pela confiança e profissionalismo, pela amizade e pelos momentos alegres.

Ao professor Pablo Sánchez-Jerez (UA), pela supervisão no período de estágio no exterior, pela disponibilidade, pelo carinho e pela convivência que me permitiu ter na Espanha uma das melhores experiências em minha vida.

Aos vários colaboradores nacionais e internacionais desse estudo, Ana Paula M. Di Benedetto (UENF), Camilah A. Zappes (UFF), Javier Atalah (CI), Luciano N. dos Santos (UNIRIO), Marina S. Suzuki (UENF) e Milton S. Love (UC), muito obrigado por todas as contribuições para realização desse estudo.

Aos membros titulares da banca examinadora, Carlos Eduardo V. de Carvalho, Marina S. Suzuki e Luiz Ricardo Gaelzer e aos membros suplentes Marcos S. M. B. Salomão e Daniel S. Brotto por terem aceitado contribuir com este trabalho.

Aos pescadores da comunidade Guaxindiba que me permitiram suas ideias e parte do seu conhecimento. A Presidente da Colônia Z-1 Diviane S. C. Barreto pela disposição na execução dessa pesquisa, e aos pescadores Eraldo, Iago e Antônio (*in memoriam*) pela ajuda na coleta do material íctico.

Aos colegas do LCA pela convivência e pelas várias experiências compartilhadas. Agradeço a Larissa C. S. Barcellos, Brenda S. R. Fernandes, Júlia G. Landman e Ana Clara S. Santos pela ajuda na coleta e processamento dos dados, ao Pedro V. Gatts e Matheus M. S. Perreira que me ajudaram com a identificação taxonômica dos peixes e ao Leonardo L. Costa pela perspicácia e disposição em ajudar durante o desenvolvimento desse trabalho. Agradeço a secretária do PPGERN, Bete, pela gentileza, carinho e por sempre está disposta a ajudar aos pós-graduandos.

Aos colegas do Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada na UA Ivan Sola, Killian Toledo-Guedes e Vicky Fernandez-Gonzalez pela ótima convivência, pela disponibilidade e por todas discussões enriquecedoras para esse estudo.

Aos amigos de sempre e os novos que fiz durante o período de doutorado, obrigado pelos momentos de diversão e de aprendizagem. Aos amigos e companheiros Grasiela S. Santana, Érica Cruz (Brasil) e Félix Huerta (Espanha) por terem sido tão gentis, pelas palavras de afetos e por todas as experiências compartilhadas. Vocês deram leveza a essa jornada intensa e transformadora.

E, finalmente, agradeço a todos que me ouviram, me estimularam, me criticaram e me ensinaram durante toda essa caminhada. Saiu feliz e fortalecido para novos desafios em minha vida e com a certeza que se enxerguei longe é porque estive sobre ombros de gigantes.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE ANEXOS.....	xiii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT	xv
ESTRUTURA DA TESE	xvi
INTRODUÇÃO GERAL	18
CAPÍTULO 1 - Visão geral e tendências das pesquisas ecológicas e socioeconômicas sobre recifes artificiais	22
Resumo	22
1. Introdução.....	22
2. Material e métodos	24
2.1. <i>Revisão sistemática de literatura</i>	24
2.2. <i>Análise do banco de dados</i>	25
3. Resultados.....	26
3.1. <i>Perspectiva histórica dos estudos sobre recifes artificiais</i>	26
3.2. <i>Características dos estudos sobre recifes artificiais</i>	29
3.3. <i>Material e estruturas usadas nos estudos com recifes artificiais</i>	34
3.4. <i>Metodologias das pesquisas ecológicas e socioeconômicas em RAs</i>	37
4. Considerações e perspectivas futuras.....	41
Referências	45
CAPÍTULO 2 - Etnoecologia e socioeconomia em torno de um recife artificial: o caso da pesca artesanal do sudeste do Brasil.....	56
Resumo	56
1. Introdução.....	56
2. Material e métodos	59
2.1. <i>Área de estudo</i>	59
2.2. <i>Coleta de dados</i>	60
2.3. <i>Análise de dados</i>	62
3. Resultados.....	63
3.1. <i>Descrição da pesca artesanal e interferências ambientais</i>	63
3.2. <i>Caracterização e comercialização dos recursos pesqueiros</i>	66
4. Discussão	72
Referências	77
CAPÍTULO 3 - Pesca artesanal e conhecimento ecológico local sobre recife artificial implantado na costa norte do Rio de Janeiro, Brasil	83
Resumo	83
1. Introdução.....	83
2. Material e métodos	86
2.1. <i>Área de estudo</i>	86

2.2. Coleta de dados	87
2.4. Análise de dados.....	88
3. Resultados.....	89
3.1. <i>Dados demográficos dos entrevistados e descrição da pesca artesanal</i>	89
3.2. <i>Percepção sobre recife artificial do costa norte do Rio de Janeiro</i>	89
4. Discussão	95
Referências	99
CAPÍTULO 4 - Atração de longo prazo de recursos pesqueiros em um recife artificial na costa sudeste brasileira	106
Resumo	106
1. Introdução.....	106
2. Material e métodos	108
2.1. <i>Área de estudo</i>	108
2.2. <i>Coleta de dados</i>	110
2.3. <i>Análise de dados</i>	110
3. Resultados.....	112
3.1. <i>Descrição das assembleias de peixes</i>	112
3.2. <i>Análise temporal e sazonal</i>	115
3.3. <i>Distribuição das espécies comerciais</i>	119
4. Discussão	122
Referências	126
CAPÍTULO 5 – Avaliação de desempenho e gestão de recifes artificiais usando ferramenta multi-métrica.....	134
Resumo	134
1. Introdução.....	134
2. Material e métodos	137
2.1. <i>Desenvolvimento dos índices multimétricos</i>	137
2.2. <i>Amostragem de peixes</i>	143
2.3. <i>Análise de dados</i>	143
3. Resultados.....	144
3.1. <i>Descrição das assembleias de peixes</i>	144
3.2. <i>Análise dos índices multimétricos de recifes artificiais</i>	147
3.3. <i>Análise dos atributos que compõem $ARMI_r$ e $ARMI_e$</i>	150
4. Discussão	153
Referências	156
DISCUSSÃO GERAL	162
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	169
REFERÊNCIAS	171
ANEXOS.....	179

LISTA DE ABREVIATURAS

RA – Recife artificial
AC – Área controle
RN – Recife Natural
FAD – Dispositivo de agregação de peixes (*Fish Aggregating Device*)
CEL – Conhecimento Ecológico Local
RPS – Rio Paraíba do Sul
RI – Rio Itabapoana
CEP – Comitê de ética em pesquisa
CAAE – Certificado de Apresentação de Apreciação Ética
BRUVs – Sistema de vídeo subaquático remoto
ROVs – Veículos operados remotamente
IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
ICMbio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MPA – Ministério de Pesca e Aquicultura
ANOVA – Análise de Variância
PERMANOVA – Análise de variância permutacionada
nMDS – Escalonamento multidimensional não-métrico
GAMs – Modelos Aditivos Generalizados
ARMI – índice multimétrico de recife artificiais
ARMI_r – Índice multimétrico de ranqueamento de recifes artificiais
ARMI_e – Índice multimétrico de efeito local de recifes artificiais
AS – Nível da estrutura de assembleia de peixes
N – Número total de indivíduos
TL – Nível trófico médio
VL – Nível de vulnerabilidade
LC – Espécies com risco menos preocupante de extinção
NT – Espécies quase ameaçada de extinção
VU – Espécies vulneráveis de extinção
EN – Espécies ameaçadas de extinção
CR – Espécies criticamente ameaçada de extinção
EL – Nível de importância econômica
VH – Espécies com muito alta importância pesqueira
H – Espécies com alta importância pesqueira
M – Espécies com média importância pesqueira
L – Espécies com baixa importância pesqueira

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de estudos com recifes artificiais categorizados por área, temática e década.....	27
Tabela 2. Caracterização do perfil estrutural dos estudos sobre recifes artificiais por continente.....	30
Tabela 3. Tópicos abordados no questionário semiestruturado dirigido a pescadores da comunidade de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	62
Tabela 4. Descrição dos artefatos de pesca utilizados pelos pescadores de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.....	64
Tabela 5. Espécies registradas como pescado-de-primeira pelos pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	67
Tabela 6. Espécies registradas como pescado-de-segunda pelos pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	68
Tabela 7. Espécies registradas como mistura, descarte e isca por pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	69
Tabela 8. Calendário anual das espécies-alvo comercializadas na comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.....	71
Tabela 9. Tópicos abordados no questionário semiestruturado dirigido aos pescadores da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	87
Tabela 10. Espécies relatadas pelos pescadores artesanais associadas ao recife artificial em Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.....	92
Tabela 11. Percepção dos pescadores artesanais sobre o efeito do recife artificial na pesca em Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	93
Tabela 12. Espécies capturadas no recife artificial e na área controle segundo pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.....	94
Tabela 13. Lista de famílias e espécies registradas nas amostragens no recife artificial e área controle, Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil. ...	113
Tabela 14. PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis do conjunto de dados multivariados (74 taxa). Análises de comparação de variância da associação de abundância e biomassa de peixes entre localidades (recife artificial e área controle), estação (chuvosa e seca) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).	117

Tabela 15. SIMPER usando dados de abundância e biomassa de peixes mostrando as espécies que mais contribuíram para a diferença entre recife artificial e área controle, para cada estação e período de tempo.	121
Tabela 16. Estrutura utilizada para calcular os índices de gestão de recifes artificiais (ARMI _r : índice de raqueamento dos recifes artificiais e ARMI _e : índice de efeito local dos recifes artificiais). Cada atributo possui escala diferente e é derivado de uma equação que combinam diferentes métricas.	138
Tabela 17. Lista de espécies de peixes registradas ao longo do tempo no recife artificial e na área controle, Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.	145
Tabela 18. Valores médios dos índices (ARMI _r : Índice de classificação dos recifes artificiais e ARMI _e : Índice de efeito local dos recifes artificiais) e dos atributos (AS: Nível da estrutura das assembleias, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade e EL: Nível de importância econômica) por ano e coleta para recife artificial e área controle.	147
Tabela 19. Resultado das ANOVAs para índices (ARMI _r : índice de classificação dos recifes artificiais e ARMI _e : índice de efeito local dos recifes artificiais) analisando efeito da localidade (recife artificial x área controle) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).	150
Tabela 20. Resultado da ANOVA <i>two-way</i> analisando diferenças dos atributos (AS: Nível da estrutura das assembleias, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade e EL: Nível de importância econômica) entre localidades (recife artificial x área controle) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).	152

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Fluxograma descrevendo o protocolo de busca para os documentos considerados na revisão sistemática.....25
- Figura 2. Número de estudos sobre recifes artificiais por país. Período de desenvolvimento do estudo: curta duração (≤ 2 anos) e longa duração (> 2 anos).31
- Figura 3. Relação entre o número e o fator de impacto das publicações sobre recifes artificiais nos principais centros de pesquisa. O tamanho dos pontos refere-se à relevância científica de cada país (número de publicações x fator de impacto).32
- Figura 4. Número de artigos publicados por área temática dos principais centros de pesquisa sobre recifes artificiais.....33
- Figura 5. Distribuição global de estudos por diferentes tipos de materiais usados para construção de recifes artificiais.....34
- Figura 6. Localização da comunidade pesqueira Guaxindiba e do recife artificial instalado na costa norte fluminense. MG - Minas Gerais, ES - Espírito Santo, SP – São Paulo e RJ - Rio de Janeiro.....59
- Figura 7. Esquema da zona de pesca, tipos de embarcações e classificação dos ventos com as respectivas características pesqueiras.65
- Figura 8. Funções atribuídas ao recife artificial pelos pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.90
- Figura 9. Ambiente marinho de acordo com os pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil. Espécies relacionadas com a instalação (a) antes e (b) depois do recife artificial. Distribuição da coluna de água segundo os pescadores: planctônico, pelágico, demersal e bentônico. Legenda: R - Espécies que se reproduzem no recife, H - Espécies que usam o recife como habitat. Setas em direções opostas representam migração vertical das espécies para alimentação.91
- Figura 10. Localização geográfica do litoral norte do Rio de Janeiro (sudeste do Brasil), onde foi instalado o complexo recifal. RA: recife artificial e AC: área controle.109
- Figura 11. Valores médios de CPUE da Abundância (a), CPUE de Biomassa (b), Riqueza (c) e Diversidade de Shannon (d) amostrados no recife artificial e área controle em diferentes estações do ano (C - Chuvosa e S - Seca) e intervalo de tempo (1996-2017). Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h. CPUE da Biomassa (kg) = biomassa de peixe em quilo por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h.115
- Figura 12. Resposta da CPUE da Abundância de peixes (a), CPUE da Biomassa (b), Riqueza (c), e Diversidade de Shannon (d) no recife artificial e área controle. As linhas são resultados dos modelos aditivos generalizados e a área sombreada a cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) =

número de peixes por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h. CPUE da Biomassa (kg) = biomassa de peixe em quilo por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h.....	116
Figura 13. nMDS da abundância das assembleias de peixes no recife artificial (a) e na área controle (b) para o período 1996-2017 e polígonos traçados a partir de cluster de similaridade das amostras (> 50%). Os polígonos traçados em cinza-escuro referem-se à integração das amostras da estação chuvosa e os polígonos em cinza-claro referem-se à estação seca.....	118
Figura 14. Resposta da CPUE da Abundância (a) e do Valor médio de captura (b) de peixes comerciais no recife artificial e área controle. As linhas são resultados dos modelos aditivos generalizados e a área sombreada a cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h. Valor médio por captura (US\$) = valor médio das espécies comerciais em dólar por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h.	119
Figura 15. Boxplots da CPUE da Abundância (a) e do Valor médio de captura (b) de peixes comerciais no recife artificial e área controle. A linha e as caixas dos boxplots representam os valores medianos e o intervalo interquartilico, respectivamente; as barras de linha são desvio padrão. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h. Valor médio por captura (US\$) = valor médio das espécies comerciais em dólar por 1000 m ² de redes de emalhar por 24 h.	120
Figura 16. Padrão de flutuação de precipitação (a) e vazão do Rio Paraíba do Sul nas áreas de estudo durante o período (1996-2017). As linhas são geradas a partir de modelos aditivos generalizados e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%.	123
Figura 17. Escores de índice ARMI _r (número central) e atributos (gráficos de barra) para recife artificial (a) e área controle (b). AS: Nível da estrutura de assembleia, EL: Nível de importância econômica, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade.....	148
Figura 18. Escores de índice ARMI _e (número central) e atributos (gráficos de barra). AS: Nível da estrutura de assembleia, EL: Nível de importância econômica, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade.	148
Figura 19. Padrão espaço-temporal para escores ARMI _r (a) e ARMI _e (b) no recife artificial e área controle. As linhas são geradas a partir de modelos aditivos generalizados e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo y: ARMI _r - índice de classificação dos recifes artificiais e ARMI _e - índice de efeito local dos recifes artificiais.....	149
Figura 20. Padrão espaço-temporal para Nível da estrutura da assembleia de peixes (a), Nível médio trófico (b), Nível de vulnerabilidade (c) e Nível de importância econômica (d) no recife artificial e área controle. As linhas são os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informações de Akaike e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%.	151

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Folha de rosto do artigo - Lima, J.S., A.P.M, Zalmon, I.R., Love, M. (2019). Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. <i>Marine Environmental Research</i> . 145, 81-96. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.01.010	179
Anexo 2. Folha de rosto do artigo - 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. <i>Biota Neotropica</i> , 19(2): 1-13. http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0620	180
Anexo 3. Folha de rosto do artigo - 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. <i>Ocean and Coastal Management</i> . 163, 372-382. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.018	181
Anexo 4. Declaração de aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) do Instituto Federal de Sergipe e número do Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE).	182
Anexo 5. Termo de Consentimento Livre e Esclarecido assinado pelo representante dos pescadores da colônia Z-1, Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.....	183

RESUMO

Poucos estudos em recifes artificiais (RAs) têm sido conduzidos em larga escala temporal, apesar do seu potencial para o entendimento da dinâmica ecológica e do incremento de recursos pesqueiros. Embora o entendimento dos RAs dependa principalmente dos aspectos ecológicos, estudos recentes têm apontado à importância dos estudos socioeconômicos para a compreensão desses recifes. Os objetivos desse estudo são: realizar uma revisão identificando avanços e lacunas dos aspectos ecológicos e socioeconômicos dos RAs (capítulo 1), descrever a pesca artesanal da comunidade pesqueira afetada pelo RA mais estudado do Brasil (capítulo 2), avaliar a percepção de pescadores artesanais em relação à contribuição desse RA na pesca local (capítulo 3), identificar mudanças de longo prazo (1996 - 2017) nas assembleias de peixes encontradas no RA e na área controle (AC) (capítulo 4), e por fim, formular e testar índices multimétricos capazes de avaliar os efeitos de estruturas artificiais em assembleias de peixes (capítulo 5). Os resultados obtidos, ao longo de duas décadas, mostram o importante papel do RA no incremento de espécies comerciais importantes no Brasil. Do ponto de vista ecológico, os resultados fornecem contribuições aplicadas sobre mudanças de longo prazo em assembleias de peixes associados ao RA mediado por efeitos temporais e sazonais. Do ponto de vista socioeconômico, os dados apontam para uma percepção positiva dos pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba quanto aos benefícios do recife para a pesca na costa norte do Rio de Janeiro, Brasil. Além disso, esse estudo representa uma primeira tentativa de avaliar a eficiência de RAs numa escala global ($ARMI_r$) e local ($ARMI_e$), utilizando índices multimétricos com base em dados ecológicos e socioeconômicos de assembleias de peixes. Finalmente, concluímos que esse estudo avança em questões relacionadas sobre a pesca artesanal em RAs implantados próximo a grandes rios e fornecem informações ecológicas que corroboram com dados pretéritos do RA implantado na costa norte fluminense. As principais limitações metodológicas e logísticas desse estudo parecem ter sido minimizadas e a formulação de um novo método de avaliação multi-métrica parece ser eficaz e promissor para o manejo dos RAs.

Palavras-chaves: habitats artificiais, estudo de longo prazo, variações temporais e sazonais, recursos pesqueiros e manejo costeiro.

ABSTRACT

Few studies on artificial reefs (ARs) have been conducted on a large temporal scale, despite their potential for understanding the ecological dynamics and the increase of fishery resources. Although the understanding of ARs depends mainly on ecological aspects, recent research has pointed to the importance of socioeconomic studies for understanding these reefs. The objectives of this study are: to conduct a review identifying advances and gaps in the ecological and socioeconomic aspects of ARs (chapter 1), to describe artisanal fishing in the fishing community affected by the most studied AR in Brazil (chapter 2), to evaluate the perception of artisanal fishers in relation to the contribution of this AR to local fisheries (chapter 3), identify long-term changes (1996 - 2017) in the fish assemblages found in the AR and in the control area (CA) (chapter 4), and finally, formulate and test multimetric indices able of evaluating the effects of artificial structures in fish assemblages (chapter 5). The results obtained, over two decades, show the important role of AR in the increment of important commercial species in Brazil. From an ecological standpoint, the results provide applied contributions on long-term changes in fish assemblages associated with AR mediated by temporal and seasonal effects. From a socioeconomic standpoint, the data point to a positive perception of artisanal fishers in the Guaxindiba community regarding the benefits of reefs for fishing off the north coast of Rio de Janeiro, Brazil. In addition, this study represents a first attempt to evaluate the efficiency of ARs on a global ($ARMI_r$) and local ($ARMI_e$) scale using multimetric indices based on ecological and socioeconomic data from fish assemblages. Finally, we conclude that this study advances on artisanal fisheries related issues in ARs located near large rivers and provides ecological information that corroborates past data from ARs deployed on the north coast of Rio de Janeiro. The main methodological and logistical limitations of this study seem to have been minimized and the formulation of a new multi-metric evaluation method seems to be effective and promising for the management of ARs.

Keywords: artificial habitats, long-term study, temporal and seasonal variations, fishery resources and coastal management.

ESTRUTURA DA TESE

Esta tese está redigida em forma de capítulos e é composta de:

1. Uma introdução geral, em que é abordada sinteticamente os principais usos de recifes artificiais, características dos estudos científicos e avanços e lacunas das investigações, especialmente no complexo recifal instalado na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

2. Cinco artigos científicos¹, em que são apresentados dados sobre o funcionamento ecológico e socioeconômico do recife artificial implantado na costa norte do Rio de Janeiro. Cada capítulo contém seu próprio resumo, introdução, métodos, resultados, discussão e referências no formato de cada revista publicada ou submetida:

Capítulo 1 - Visão geral e tendências das pesquisas ecológicas e socioeconômicas sobre recifes artificiais. Situação: artigo publicado na revista *Marine Environmental Research* em 2019 (Anexo 1).

Nesse capítulo é realizada uma revisão global sobre a ciência dos recifes artificiais, elucidando os principais avanços e lacunas sobre essa temática. Esse capítulo enfoca principalmente nas investigações ecológicas e socioeconômicas por considerar importantes áreas para subsidiar planos de gestão desses habitats artificiais.

Capítulo 2 - Etnoecologia e socioeconomia em torno de um recife artificial: o caso da pesca artesanal do sudeste do Brasil. Situação: artigo publicado na revista *Biota Neotropica* em 2019 (Anexo 2).

Nesse capítulo é descrito as características gerais da comunidade pesqueira Guaxindiba, comunidade localizada próxima ao recife artificial mais estudado do Brasil. Além disso, nesse capítulo são detalhadas as características da pesca artesanal, identificado os recursos pesqueiros e descrito a socioeconomia local.

¹ JSL foi autor principal em todos os artigos e responsável pelo planejamento do estudo, coleta e análise dos dados e redação de todos os artigos. Todos os coautores dos artigos submetidos ou publicados também contribuíram intelectualmente no trabalho e estão cientes da publicação e submissão dos artigos bem como na inserção de parte do texto nessa tese.

Capítulo 3 - Pesca artesanal e conhecimento ecológico local sobre recife artificial implantado na costa norte do Rio de Janeiro, Brasil. Situação: artigo publicado na revista *Ocean and Coastal Management* em 2018 (Anexo 3).

Nesse capítulo é realizado um estudo sobre a percepção dos pescadores artesanais de Guaxindiba quanto ao papel do recife artificial para a pesca local. Ademais é realizado um estudo sobre o conhecimento ecológico local dos pescadores artesanais e sobre as espécies encontradas na área recifal e adjacentes.

Capítulo 4 - Atração de longo prazo de recursos pesqueiros em um recife artificial na costa sudeste brasileira. Situação: artigo submetido na revista *Estuarine, Coastal and Shelf Science* em 2019.

Nesse capítulo é realizado um estudo comparativo entre recife artificial e área controle na costa norte fluminense a fim de caracterizar diferenças nos processos ecológicos de longo prazo entre essas áreas. Além disso, esse capítulo integra dados biológicos e ambientais avaliando o potencial do recife no incremento de espécies comerciais.

Capítulo 5 - Avaliação de desempenho e gestão de recifes artificiais usando ferramenta multi-métrica. Situação: artigo submetido na revista *Ocean and Coastal Management* em 2019.

Nesse capítulo é formulado e testado índices de gestão de recifes artificiais integrando dados ecológicos e socioeconômicos. Esses índices foram utilizados experimentalmente no complexo recifal da costa norte do Rio de Janeiro, a fim de comparar a eficiência de áreas com e sem estruturas artificiais.

3. Uma discussão geral, em que os resultados dos cinco artigos são sintetizados em uma perspectiva mais ampla sobre o funcionamento ecológico e socioeconômico do recife artificial da costa norte fluminense, fornecendo dados para gestão de áreas com estruturas artificiais.

4. Considerações finais, em que são ressaltadas as contribuições desse estudo e as lacunas a serem preenchidas por estudos futuros sobre recifes artificiais.

INTRODUÇÃO GERAL

Um dos objetivos da implantação de recifes artificiais (RAs) é o incremento da biomassa e abundância das assembleias de peixes (LeClair et al., 2016; Leitão, 2013; Streich et al., 2017). O uso histórico de RAs tem incluído o incremento de recursos pesqueiros, controle de erosão costeira, mitigação de impactos, conservação da biodiversidade e análise de teorias ecológicas (Dagorn et al., 2013; Semprucci et al., 2017; Chapman et al., 2018; Onat et al., 2018). Grandes avanços foram feitos na compreensão da ecologia de habitats artificiais, embora muitas questões relativas ao desempenho, gestão, socioeconomia e impactos dessas estruturas permaneçam sem resposta (Becker et al., 2018; Lee et al., 2018).

Os RAs são importantes elementos no plano de manejo costeiro em vários países (Guan et al., 2016; Bucaram et al., 2018; Reguero et al., 2018), embora a maioria dos estudos sobre essa temática tenha se centrado em ambientes marinhos nas regiões subtropicais (Lee et al., 2018; Lima et al., 2019a). Informações sobre mudanças intra-anuais e análise de tendências da colonização das espécies com a idade do recife são importantes para avaliar os efeitos das estruturas artificiais (De Mesel et al., 2015; LeClair et al., 2016). Contudo, poucos estudos em RAs têm sido adequadamente conduzidos de modo a incluir as mudanças temporais e sazonais e têm se limitado a avaliação de menos de dois anos (Lima et al., 2019a).

Em contraste, estudos em largas escalas temporais (Wetzel et al., 2014; Pondella et al., 2015; Scarcella et al., 2015; Imzilen et al., 2018) possibilitam a detecção de efeitos dos processos de ação lenta, revelando tendências biológicas sutis, entretanto consistentes. Apesar da potencial aplicação dos estudos de longo prazo para o entendimento das dinâmicas ecológicas e gestão de recursos pesqueiros, esse tipo de estudo ainda é escasso, especialmente em ambientes neotropicais (Firth et al., 2016; Lee et al., 2018; Lima et al., 2019a).

Além de períodos mais longos de monitoramentos dos RAs, têm sido importante os estudos que abordam o efeito da sazonalidade no assentamento das assembleias de peixes. Isso é particularmente relevante em RAs influenciados por 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). RAs implantados próximos a 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; Iwamoto & Shoji, 2017). Tais variáveis ambientais

podem limitar o processo de deslocamento e alimentação de algumas espécies, e consequentemente influenciar na sucessão ecológica das comunidades associadas a RAs implantados nesse ambiente (Cho et al., 2010; Wang et al., 2015).

Os impactos das estruturas artificiais sobre os recursos pesqueiros na costa brasileira têm sido investigados através da análise dos aspectos ecológicos relativos 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). Apesar desses estudos demonstrem a potencial aplicação de RAs para recuperação de habitats aquáticos e o aumento do incremento da assembleia de peixes e invertebrados, é escasso os estudos que avaliem a variação de recursos pesqueiros e impactos na produção de pesca artesanal em RAs implantados em águas brasileiras (Hackrad et al., 2011; Seixas et al., 2013). Neste sentido os RAs despontam como uma alternativa para manutenção da biodiversidade, ao propiciar refúgio para peixes e invertebrados e inibir a prática de atividades de pesca industrial (Ramos & Santos, 2015; Keller et al., 2017; Sun et al., 2017).

Embora o entendimento do aumento dos recursos pesqueiros em RAs dependa da análise das mudanças das assembleias de peixes mediante diferentes condições ambientais (Baine & Side, 2003; Santos & Zalmon, 2015), trabalhos recentes têm apontado a importância dos estudos socioambientais para a compreensão da dinâmica de pesca nesses habitats (Macusi et al., 2017; Lima et al., 2018, 2019b). Historicamente, o conhecimento ecológico local (CEL) de pescadores sobre RAs têm sido negligenciados pelos pesquisadores e gestores, apesar da importância desse conhecimento para a gestão pesqueira (Moreno et al., 2007a, 2007b; Evans et al., 2017; Macusi et al., 2017). Estudos de percepção ambiental e etnobiologia incorporados à ecologia têm possibilitado a diminuição de conflitos decorrente da implantação de RAs e a descobertas de novas estratégias que possibilitam aliar as demandas de exploração dos recursos pesqueiros com a conservação dos ecossistemas (Fletcher et al., 2011; Hooper et al., 2015; Islam et al., 2014a, 2014b; Lima et al., 2019b).

Desde 1996, a atração de peixes e invertebrados em estruturas de concreto instaladas na costa norte do estado do Rio de Janeiro tem sido investigada (Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006; Krohling et al., 2006; Santos et al., 2010). Mais de 70 espécies de peixes (Santos & Zalmon, 2015) e 89 táxons de invertebrados (Zalmon et al., 2014) foram registrados associados a esse recife. Vários estudos nessa região

têm demonstrado que a atração nesse RA depende da composição de espécies circundantes e das condições ambientais (Santos et al., 2010; Santos et al., 2011). Além disso, outros estudos demonstraram que diferentes materiais e complexidades do RA afetam a abundância, biomassa e riqueza das assembleias de peixes (Brotto et al., 2006; Brotto and Zalmon, 2008; Gatts et al., 2014).

Na costa norte do Rio de Janeiro, o Rio Paraíba do Sul (RPS) e o Rio Itabapoana (RI) desempenham um papel importante na integridade ecológica das assembleias de peixes (dimensões espaciais e temporais de nicho) e são apontados como fontes principais de aporte de matéria orgânica nessa zona costeira (Ovalle et al., 2013; Albieri et al., 2014). Embora o avanço sobre diversos tópicos ecológicos tenha sido importante para entender a dinâmica ecológica do RA dessa região, existem várias lacunas sobre RAs influenciados por plumas estuarinas que ainda precisam ser elucidadas. Vários estudos (Rocha et al., 2014; Gatts et al., 2015; Santos & Zalmon, 2015) tentaram elucidar a influência das condições ambientais no processo de atração de estruturas artificiais, entretanto pouco se sabe sobre a influência sazonal do RPS e do RI na colonização de assembleia de peixes. Além disso, não há informações nessa região sobre possíveis usos desse RA pela comunidade pesqueira local e sobre o CEL dos pescadores relacionados as espécies associadas a esse RA.

O presente estudo buscou preencher algumas das lacunas do conhecimento sobre aspectos ecológicos e socioeconômicos do RA implantado na costa do norte do Rio de Janeiro, de modo a contribuir para plano de gestão desse tipo de habitat. Desse modo, a compreensão do papel desse RA pode ser mais bem esclarecida através de uma abordagem interdisciplinar, a partir da análise dos efeitos ecológicos, sociais e econômicos que são detalhados nos capítulos subsequentes.

Primeiramente, esse estudo é composto por uma revisão sistemática sobre os principais estudos de RAs no mundo, elucidando os principais avanços e lacunas sobre essa temática. Além disso, foi investigado o direcionamento das investigações ecológicas e socioeconômicas com RAs por considerar importantes temas para subsidiar planos de gestão desses habitats artificiais.

Nesse estudo, também indagamos quais são as características gerais da comunidade pesqueira de Guaxindiba, localizada na área de implantação do RA na costa norte do Rio de Janeiro. Para tanto, foi necessário a descrição do perfil dos pescadores, a caracterização da pesca artesanal (e.g., tipo de embarcações,

artefatos de pesca, áreas de pesca), a descrição das espécies locais e a análise da socioeconomia local. Ademais, questionamos qual a percepção dos pescadores artesanais quanto o papel do RA na costa norte fluminense, através da avaliação dos efeitos do RA para pesca local utilizando o CEL desses pescadores.

Concomitantemente, analisamos como o tempo (1996-2017) e aspectos sazonais podem mediar à atração de um RA por assembleias de peixes e determinar mudanças na composição e estrutura dos recursos pesqueiros associados a esse complexo. O papel do complexo recifal como zonas de incremento pesqueiro foi avaliado considerando comparativamente o RA e área controle (AC), pressupondo que a implantação de estruturas artificiais promove um aumento significativo na abundância, biomassa, riqueza e diversidade de peixes comerciais na área recifal.

Ao fim desse estudo buscamos integrar as informações ecológicas e socioeconômicas através de um índice de gestão de RAs, visando avaliar a eficiência da implantação do RA ao longo do tempo. A formulação do índice multimétrico de recife artificiais (em inglês *Artificial reef multimetric index* - ARMI) previu a avaliação das assembleias de peixes no RA na costa norte fluminense e o cálculo da eficiência desse RA em comparação com uma AC.

CAPÍTULO 1 - Visão geral e tendências das pesquisas ecológicas e socioeconômicas sobre recifes artificiais

Resumo

Neste estudo apresentamos uma revisão sistemática da pesquisa de recifes artificiais (RAs), incluindo 620 estudos em todo o mundo de 1962 a 2018. O foco principal deste estudo foi examinar tendências de longo prazo na pesquisa, enfocando questões ecológicas e socioeconômicas, e assim elencar novas direções para pesquisa nesse campo. Desde 1962 até o início da década de 90, os Estados Unidos e o Japão foram os principais centros de pesquisas sobre RAs. Posteriormente, pesquisadores de vários países (particularmente China, Austrália, Brasil, Itália e Reino Unido) começaram a se concentrar sobre esse assunto, resultando em um aumento no número de estudos com estruturas artificiais. Em geral, as publicações sobre RAs têm se concentrado em investigar a estrutura de populações e comunidades marinhas e avaliar novos projetos técnicos e materiais para construir habitats artificiais. A ciência dos RAs está respondendo a novos desafios com o aumento de técnicas mais elaboradas, como o uso de submarinos operados remotamente, indicadores orgânicos, isótopos e biologia molecular, enquanto que são escassas pesquisas que avaliam os aspectos socioeconômicos dos RAs. Há muitos aspectos que merece mais atenção da pesquisa, como o uso de materiais inertes alternativos, avaliação e mitigação de impactos ambientais e análise de conflitos em comunidades pesqueiras afetadas pela implantação de RAs. Contudo, o maior desafio na ciência dos RAs tem sido superar a aparente divisão entre teoria versus aplicação e incluir modelos robustos de gerenciamento desses ambientes artificiais.

Palavras-chaves: habitats artificiais, ecossistemas aquáticos, manejo costeiro, recursos pesqueiros, socioambiental.

1. Introdução

Recifes artificiais (RAs) são estruturas manipuladas pelo homem e instaladas em habitats aquáticos que servem como substrato e/ou abrigo para organismos (Grossman et al., 2011; Becker et al., 2018). As estruturas instaladas podem servir primariamente como recifes (recifes artificiais primários) ou criadas para outros fins, mas que também servem como recifes (recifes artificiais secundários: plataformas de petróleo/gás, naufrágios e estruturas portuárias) (Bortone, 2006; Firth et al., 2016).

A prática de submergir estruturas para criar ambientes artificiais tem sido utilizada provavelmente desde o Neolítico por povos africanos que registravam uma maior abundância de peixes nas proximidades de objetos flutuantes ou submersos (Ito, 2011). Alguns historiadores também indicam que, desde o século XVII, nativos da América do Sul têm usado ramos, folhas e pedras para atrair peixes e desde

então essa tradição é mantida há várias gerações por pescadores artesanais do nordeste do Brasil (Conceição & Franklin Jr., 2001). Entretanto, os registros mais antigos de implantação de RAs são datados do final do século XVIII, quando pescadores japoneses afundavam propositalmente estruturas de bambu com folhas para a formação de áreas de pesca (Ito, 2011; Lee et al., 2018).

No Hemisfério Ocidental, os registros mais antigos de RAs são datados a partir de 1930 na costa dos Estados Unidos da América (EUA), embora o real impulso para implantação de RAs nos EUA veio de naufrágios de navios e aviões usados na Segunda Guerra Mundial (Polovina, 1991; Lee et al. 2018). Porém só a partir da década de sessenta que essa prática se espalhou em todo o mundo, através da criação de diferentes RAs relacionados a pesca, mergulho e recreação costeira. Materiais usados em sua criação incluíam rochas, pneus, estruturas de madeira, concreto, metal, material industrial obsoleto e até plataformas de petróleo e gás natural (Baine, 2001; Biesinger et al., 2013; Kulaw et al., 2017; Streich et al., 2018).

Ao longo da história, RAs feitos de diferentes materiais foram usados em vários países com o objetivo de atrair peixes (Polovina, 1991; Langhamer, 2012). Com o tempo, eles provaram ser excelentes instrumentos para uma variedade de finalidades, como a gestão pesqueira, manutenção de habitats costeiros, aquicultura, locais para turismo e conservação da biodiversidade (Langhamer, 2012; Love et al., 2012; Seixas et al., 2013; Davies et al., 2014; Tessier et al., 2015). Hoje, os RAs são criados com objetivos distintos (*e.g.*, atração de espécies comerciais e restauração de ecossistemas) e podem ter implicações ambientais positivas e negativas (Brickhill et al., 2005; Firth et al., 2016).

Muitas das pesquisas sobre RAs se concentraram no papel que essas estruturas podem desempenhar em atrair ou incrementar a produção pesqueira (Polovina, 1991; Pickering & Whitmarsh, 1997; Wilson et al., 2001). A hipótese da atração afirma que os RAs apenas deslocam as comunidades biológicas dos recifes naturais (RNs) próximos e não aumentam a produção (Bohnsack, 1989; Smith et al., 2016). Já a hipótese de produção argumenta que os RAs aumentam o número de indivíduos e biomassa das espécies, a partir do incremento de substrato consolidado nos ambientes aquáticos (Lindberg, 1997; Brickhill et al., 2005).

No contexto das questões ambientais e socioeconômicas (Ramos et al., 2007, 2011; Schaffer & Lawley, 2012; Tessier et al., 2015), a criação de RAs surge como uma tecnologia usada para aumentar a produtividade e rendimento dos sistemas

aquáticos (Oh et al., 2008; Chen et al., 2013), criando áreas de exclusão contra o impacto da pesca industrial (Kurien, 1995; Murillas-Maza et al., 2013) e para beneficiar comunidades costeiras tradicionais (Moreno et al., 2007; Macusi et al., 2017; Lima et al., 2018, 2019). No entanto, informações sobre as atividades humanas relacionadas com os RAs e os impactos decorrentes da implantação dessas estruturas ainda parecem ser pouco priorizados pelos centros de investigações (Ramos et al., 2011; Schaffer e Lawley, 2012; Tessier et al., 2015).

Revisões de literatura, incluindo questões ecológicas e socioeconômicas são cruciais para o manejo de habitats de RAs. Neste contexto, este estudo investiga como os temas e objetivos das investigações com RAs mudaram ao longo do tempo e como o enfoque das pesquisas diferem entre os países. Neste estudo foi 1) realizado uma revisão sistemática sobre os estudos dos RAs desde o primeiro artigo publicado (1962); 2) avaliado as localizações dos estudos com RAs em função da proposta de uso e se os temas se diversificam por região; 3) identificado os principais objetivos e materiais utilizados em projetos com RAs no mundo, 4) investigado como os estudos focados nos aspectos ecológicos e socioeconômicos dos RAs estão sendo desenvolvidos e 5) analisado as lacunas e oportunidades existente nas investigações sobre os RAs.

2. Material e métodos

2.1. Revisão sistemática de literatura

Uma revisão de literatura foi realizada em artigos científicos indexados de 1962 a 2018 em qualquer idioma e que examinam aspectos relacionados à ciência dos RAs. Devido a amplas formas de abordagens nos estudos dos RAs, consideramos as estruturas primárias (*i.e.*, metal, concreto, rocha, borracha, plástico, madeira, corda, rede, argila, fibra de vidro e geotêxtil), dispositivos de agregação de peixes (FADs), estruturas secundárias, tais como plataformas de petróleo/gás, estruturas naufragadas (*e.g.*, navios, aviões e tanque), estruturas portuárias, fundações de moinhos de vento, dispositivos de energia das ondas e recifes de surfe. Com base nessa premissa, foi realizada uma pesquisa bibliográfica em quatro bases de dados acadêmica: Scopus®, Web of Science®, Scielo® e Google Scholar®. A busca foi realizada por meio dos seguintes termos relacionados ao tema: “*artificial reef*”, “*artificial structure*”, “*artificial habitat*”, “*artificial sea-mount*”, “*surf reef*”, “*fish*

aggregating device”, *fish attracting device*”, *oil and gas platform*”, *pipeline*” e *wind platform*” que se encontrava no título, resumo ou palavras-chave dos artigos.

Através da busca no banco de dados ISI, foram encontrados 6.155 documentos e foram selecionados mediante critérios de exclusão adaptados de Moher et al., (2009) (Fig. 1). Para o primeiro critério de exclusão foi excluído toda literatura cinza (*i.e.*, artigos não indexados, livros, teses, dissertações e relatórios técnicos). Em segundo lugar, artigos duplicados dos quatro bancos de dados foram excluídos e considerados apenas um documento. Para o terceiro critério, os artigos foram excluídos se o documento completo não estivesse disponível *on-line* ou, se após a leitura do resumo o artigo não tratasse os RAs como temática central.

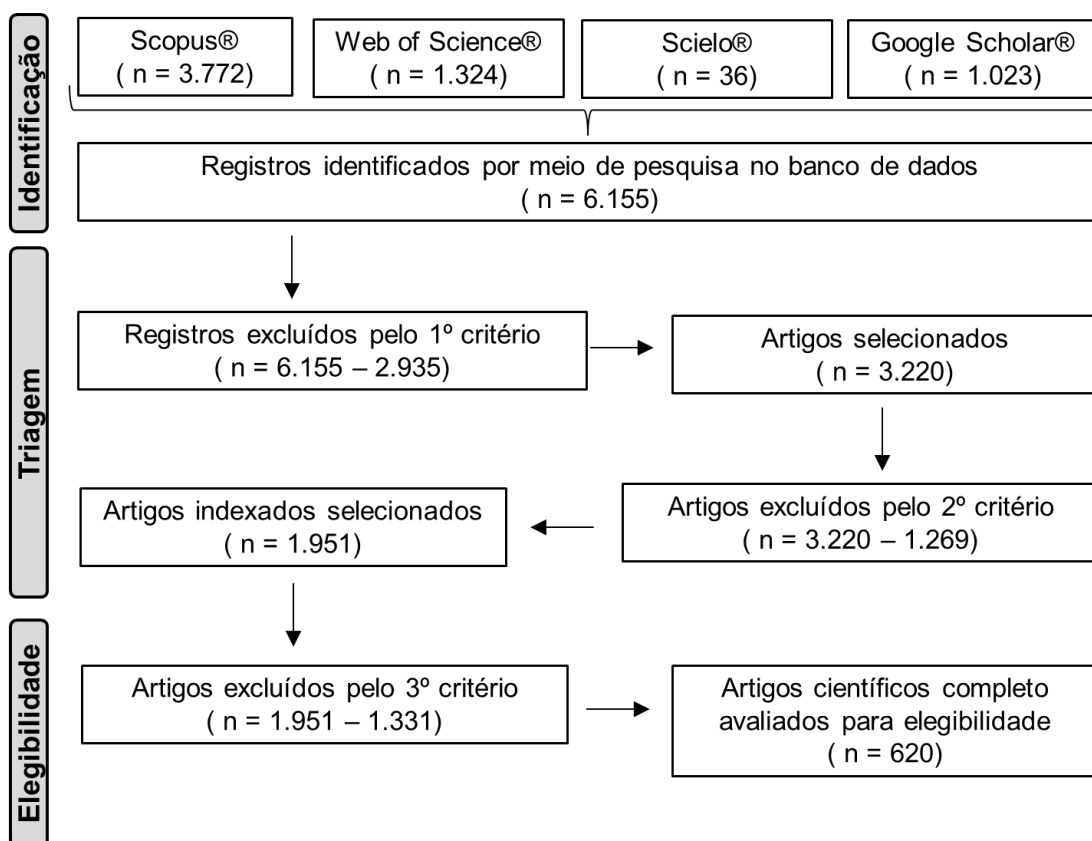


Figura 1. Fluxograma descrevendo o protocolo de busca para os documentos considerados na revisão sistemática.

2.2. Análise do banco de dados

Os seguintes dados foram extraídos de cada referência selecionada: 1) ano de publicação, 2) país da instituição do primeiro autor, 3) objetivo do estudo, 4) tipo de investigação (teórico, empírico, revisão ou meta-análise), 5) localização da área de

estudo (país e coordenadas geográficas), 6) período de desenvolvimento (curta duração (< 2 anos) ou longa duração (> 2 anos), 7) escala de abrangência (local, regional (mais de uma área no mesmo estado), nacional (mais de um estado no mesmo país), continental ou global), 8) localização dos RAs (oceano, estuário, rio ou viveiro), 9) material dos RAs, 10) método de amostragem e 11) fator de impacto dos artigos baseado na média dos últimos cinco anos da revista em que o artigo foi publicado. A frequência de artigos em cada categoria foi determinada da seguinte forma: número de documentos / total número analisado (n = 620).

Os artigos foram classificados em oito categorias: 1) comportamento animal; 2) aspectos ecológicos (*e.g.*, estrutura da comunidade e modelagem); 3) engenharia estrutural e material; 4) gestão e mitigação de ambientes com RAs; 5) impactos ambientais decorrentes da implementação de RAs; 6) oceanografia física, química e geomorfológica; 7) revisão de literatura e 8) aspectos socioeconômicos. Com base nos dados dos artigos selecionados foi analisada a transição das pesquisas com RAs, a relevância científica dos principais centros de pesquisa (número de artigos x fator de impacto), e as perspectivas e tendências para as investigações sobre RAs.

3. Resultados

3.1. Perspectiva histórica dos estudos sobre recifes artificiais

Uma compilação dos artigos de RAs pelas quatro bases de dados (n = 620 documentos) indica um número crescente de publicações nos últimos 56 anos (Tab. 1) e sugerem que a temática RAs é relativamente nova (iniciado em 1962). O avanço teórico mais significativo em estudos com RAs envolve estudos ecológicos e avalia a integração de fatores biológicos, ciências bioquímicas e engenharia de materiais. Investigações sobre a ecologia foi responsável pelo maior número de artigos publicados (n = 314; 50,6%), seguido de artigos na área de engenharia (n = 67; 10,8%), revisão de literatura (n = 55; 8,9%), aspectos socioeconômicos (n = 49; 7,9%), gestão e mitigação (n = 41; 6,6%), comportamento animal (n = 38; 6,1%), impactos ambientais (n = 29; 4,7%) e oceanografia (n = 27; 4,4%).

Historicamente, os primeiros estudos publicados sobre RAs são do Japão (n = 2) e estes investigaram a capacidade estoque da ictiofauna associada aos RAs (Oka, 1962) e atração de espécies-chaves (Ogawa, 1968).

Tabela 1. Número de estudos com recifes artificiais categorizados por área, temática e década.

Área	Temática	1962	1971	1981	1991	2001	2011	Total
		1970	1980	1990	2000	2010	2018	
Ecologia	Avaliação de métodos				1	3	2	6
	Ecologia trófica			1	2	5	9	17
	Estrutura da comunidade		4	10	23	72	91	199
	Estrutura populacional			1	2	9	17	30
	Modelagem ecológica					2	3	5
	Potencial de atração	1		2	1	6	8	18
	Potencial de produção			1		2	7	10
	Sucessão ecológica		2	1	4	8	14	29
Engenharia	Aquicultura			1	1	3	2	7
	Campos de fluxo					3	14	17
	Configuração espacial					4	1	5
	Desenho dos RAs			1	1	6	8	16
	Engenharia ecológica						4	4
	Material dos RAs				1	4	9	14
	Inovação tecnológica						2	2
	Substrato de assentamento						2	2
Revisão de literatura	Caracterização geral				1	5	2	8
	Engenharia dos RAs						3	3
	Funcionalidade dos RAs			1	3	8	7	19
	Gestão e mitigação				2	4	6	12
	Histórico dos RAs			2	1	1	4	8
	Impactos ambientais					2		2
Aspectos socioeconômicos	Perspectivas científicas			1		1	1	3
	Aspectos sociais				1	1	4	6
	Atividade de mergulho					2	7	9
	Atividade pesqueira				1	2	21	24
	Conhecimento ecológico local					2	3	5
Gestão e mitigação	Valorização ambiental					2	3	5
	Controle de erosão					1	2	3
	Gestão dos RAs	1			3	3	5	12
	Gestão da pesca						4	4
Comportamento*	Projeto e instalação			1	1	5	4	11
	Restauração ambiental		1		4	4	2	11
	Padrão de agrupamento				2		2	4
	Padrão de deslocamento					5	11	16
	Padrão de forrageamento				1	2	5	8
Impactos ambientais	Reprodução de espécies		1			3	3	7
	Uso de Habitat				3	8	12	23
	Espécies invasoras					1	4	5
	Impactos na biota				1	3	5	9
	Impactos nos RAs					1		1
	Impactos da aquicultura					2	1	3
Oceanografia	Impactos físico-químicos				1	4	4	9
	Mudanças climáticas					1	1	2
	Bioquímica				2	5	3	10
	Geomorfologia					1	1	2
	Geoprocessamento				1	2	9	12
	Hidrodinâmica		1		1		1	3

*O número de artigos é maior do que o mencionado no texto porque alguns artigos foram incluídos em mais de uma categoria.

Na década de 70 (1971-1980), ecologistas e biólogos concentraram-se em estudos (n = 9) sobre comunidades associadas aos RAs (Tsuda & Kami, 1973; Alfieri, 1975), reprodução de espécies (Larcombe e Russell, 1971), aspectos oceanográficos (Katoh & Itosu, 1980) e uso dos RAs como ferramenta para mitigar impactos costeiros (Waldichuk, 1974). Durante esse período, EUA (n = 4), Japão (n = 2) e Nova Zelândia (n = 2) despontam como importantes centros de pesquisa de RAs. Esta década também foi marcada pela realização da I *International Conference on Artificial Reef and Related Aquatic Habitats* (CARAH), que se tornaria a principal conferência sobre RAs no mundo (Bortone, 2006).

Na década de 80 (1981-1990), os investigadores mantiveram seus esforços em diversos estudos (n = 23), focados em estrutura de populações e comunidades associadas a habitats artificiais (Walsh, 1985; Hayashi & Yamakawa, 1988; Gravina et al., 1989), bem como sobre ecologia trófica (Hueckel, 1987) e engenharia dos RAs (Caddy & Stamatopoulos, 1990, Ohno et al., 1990). Durante esse período, EUA (n = 8) e Japão (n = 4) foram os principais centros de desenvolvimentos de ciências dos RAs. Nessa década iniciaram-se as publicações em engenharia dos RAs.

A década de 90 (1991-2000) mostrou um aumento do número de publicação (n = 65) e da participação de países no CARAH (Bortone, 2015). Vários estudos foram conduzidos sobre ecologia (Rilov & Benayahu, 1998; Santos e Monteiro, 1997), comportamento animal (Spanier, 1994), engenharia (Frease & Windsor, 1991), oceanografia (Pope et al., 1993), e gestão e mitigação de RAs (Wright et al., 1998). EUA (n = 30), Israel (n = 6) e Reino Unido (n = 6) tiveram mais publicações, e os primeiros registros de estudos focados sobre questões socioeconômicas em RAs datam desse período (Holland, 1991; Kurien, 1995).

No século XXI (2001-2018), houve um aumento exponencial em publicações sobre RAs (n = 541), incluindo o desenvolvimento de novas temáticas (Tab. 1). Europa (n = 156), EUA (n = 124), China (n = 59), Brasil (n = 48) e Austrália (n = 46) passam a ser importantes centros de estudo de RAs e estudos ecológicos continuaram ser o principal assunto investigado (Campbell et al., 2011; Santos & Zalmon, 2015; Smith et al., 2017). Durante esse período, a pesquisa de engenharia inseriu novos temas sobre desenvolvimento de materiais ecológicos para RAs (Chen et al., 2015; Huang et al., 2016; Mohamad et al., 2016), questões relacionadas aos campos de fluxo (Liu et al., 2013, 2017), melhoria das estruturas artificiais (Kim et al., 2014; López et al., 2016), modelos de habitats baseados em fractais (Lan et al.,

2008; Hsui & Wang, 2013) e análise de submersão de RAs no fundo do oceano (Yun & Kim, 2018).

Durante o período de 2001-2018, publicações que englobam aspectos socioambientais têm tratado de questões relativas ao uso dos RAs como potencial área de pesca e turismo subaquático (Edney & Spennemann, 2015; Belhassen et al., 2017), e como áreas para restauração de recursos pesqueiros (Chai et al., 2014; Guan et al., 2016). Nesse período, o uso de RAs como habitat e criadouros tem sido focado pelos estudos sobre comportamento animal (Kimura & Munehara, 2010; Orchard et al., 2018), e tem mostrado como os RAs podem influenciar agrupamento e deslocamento de espécies economicamente importantes (Maufroy et al., 2015; Taylor et al., 2018). Os estudos sobre efeitos negativos dos RAs incluem a presença de substâncias tóxicas quando se usam pneus e estruturas metálicas como substrato (Johnston et al., 2003; Aguilera et al., 2016). Outras publicações nesta área avaliaram se RAs podem facilitar a disseminação de espécies exóticas e patogênicas em áreas marinhas (Glasby et al., 2007; Serrano et al., 2018). Outros estudos focaram na bioquímica (Pradal e Millet, 2006), geomorfologia (Tiron et al., 2015), hidrodinamismo (Schygulla e Peine, 2013) e aspectos da ciclagem de nutrientes (Bonaldo et al., 2014) e demonstram que tais fatores influenciam o processo de colonização de espécies em estruturas artificiais.

3.2. *Características dos estudos sobre recifes artificiais*

Por continente, RAs das Américas foram as mais estudadas no mundo (n = 218; 35,2% das publicações), seguido pela Europa (n = 168; 27,1%), Ásia (n = 163; 26,3%), Oceania (n = 54; 8,7%) e África (n = 17; 2,7%). Embora a maior parte da literatura de RAs seja escrita em inglês (n = 577), há alguns em Japonês (n = 12), Português (n = 10), Chinês (n = 8), Espanhol (n = 7) e outras línguas (n = 6).

Em geral, 81,5% (n = 505) dos artigos foram classificados como empíricos (Tab. 2). Neste grupo inclui estudos experimentais desenvolvidos em ambientes marinhos (n = 443), estuários (n = 30), habitats de água doce (n = 23) e tanques experimentais (n = 9). O restante das publicações foi classificado como teórica (n = 57; 9,2%), revisão de literatura (n = 48; 7,7%) e metanálise (n = 10; 1,6%).

Estudos de longo prazo em RAs têm sido pouco frequentes (32%) (Relini et al., 2002; Santos & Monteiro, 2007; Perkol-Finkel & Benayahu, 2008; Santos & Zalmon, 2015; Jimenez et al., 2017; Noh et al., 2017). A maioria dos estudos de curto prazo

(68%) não ultrapassam dois anos, esses estudos têm sido importante no desenvolvimento da ciência dos RAs, porém às vezes é incapaz de detectar mudanças ambientais (Nicoletti et al., 2007).

Tabela 2. Caracterização do perfil estrutural dos estudos sobre recifes artificiais por continente.

	África	Ámerica	Ásia	Europa	Oceania
Área					
Comportamento animal	3	12	11	7	5
Ecologia	9	141	59	77	28
Engenharia	1	7	43	14	2
Impactos ambientais	1	11	5	11	1
Revisão de literatura	1	19	7	18	10
Gestão e mitigação	1	11	14	13	2
Oceanografia	0	5	10	12	0
Aspectos socioeconômicos	1	12	14	16	6
Tipo de estudos					
Empírico	14	190	129	131	41
Teórico	2	10	27	15	3
Revisão de literatura	1	13	7	18	9
Meta-análise	0	5	0	4	1
Período dos estudos					
Curto (≤ 2 anos)	11	150	113	110	37
Longo (> 2 anos)	6	68	50	58	17
Escala dos estudos					
Local	14	182	146	137	38
Regional	2	27	12	10	10
Nacional	0	3	4	3	3
Continental	1	0	0	12	0
Global	0	6	1	6	3

Investigações de RAs dentro de um único país foram mais freqüente, sendo 83,4% de estudos locais, regionais (9,8%), nacionais (2,1%) e multinacionais (4,7%). Publicações que envolvem múltiplos países foram conduzidos por centro de investigações dos EUA, Austrália, Seychelles e vários países europeus (Moreno et al., 2007; Maufroy et al., 2015). A escassez de trabalhos em maiores escalas pode ser explicada pela dificuldade de colaboração entre instituições, falta ou limitação de financiamento e dificuldade de coordenação de pesquisas simultâneas.

Considerando o número de publicações por país, 56 países realizaram estudos sobre RAs (Fig. 2), incluindo os EUA com 155 artigos (25% do total), China com 60 artigos (9,7%), Austrália (n = 51; 8,2%), Brasil (n = 48; 7,7%), Itália (n = 38; 6,1%) e Reino Unido (n = 37; 6%). Outros países-chave, com base no número de estudos,

incluem o seguinte: Japão (n = 32), França (n = 30), Portugal (n = 28), Espanha (n = 21), Israel (n = 18) e Coreia do Sul (n = 13). A pesquisa desses países responde por 85,6% das publicações sobre RAs e os diferentes focos dessas investigações permite a discussão de distintas questões relacionadas aos problemas regionais.

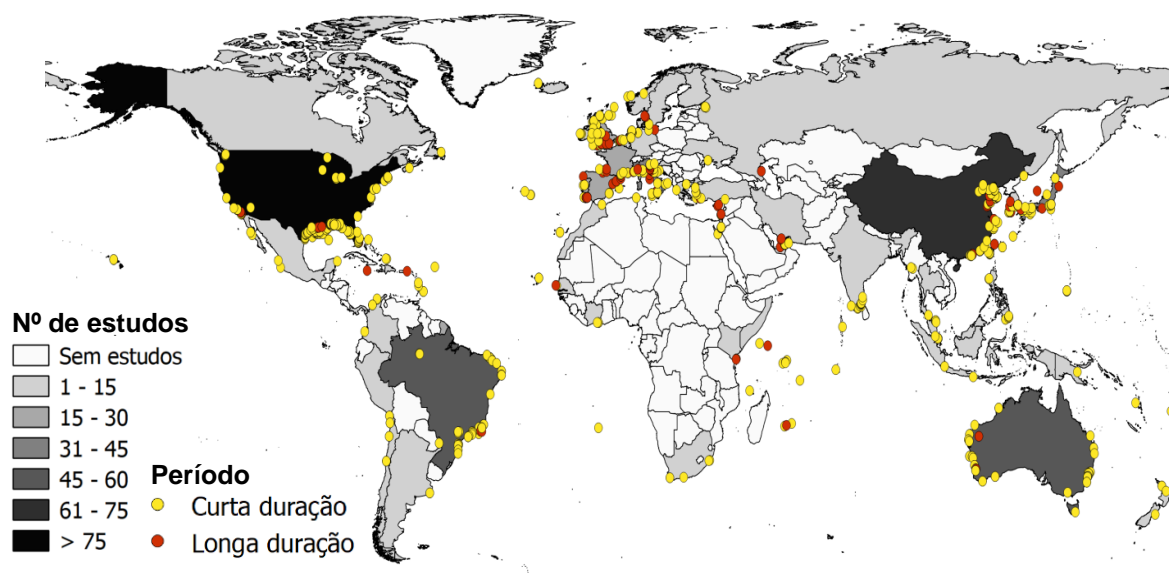


Figura 2. Número de estudos sobre recifes artificiais por país. Período de desenvolvimento do estudo: curta duração (≤ 2 anos) e longa duração (> 2 anos).

A análise da relevância científica dos principais centros de investigações dos RAs revela que a média do fator de impacto das publicações é de 1,98 e publicações sobre RAs estão concentradas em regiões subtropicais (Fig. 3). Embora os EUA possuam o maior número de publicações com essa temática, Israel possui o maior fator de impacto das publicações (2,26). Brasil tem despontado nos últimos anos em número de publicações, entretanto o fator de impacto médio das publicações tem sido o menor (1,27) entre os principais centros de pesquisa.

O interesse de pesquisadores da América do norte (em especial EUA) parece está centrado em estudos usando veículos operados remotamente (ROVs) ou sondas acústicas (Love et al., 2012; Ajemian et al., 2015; Pondella et al., 2015). Esses estudos se concentraram em aspectos ecológicos dos recifes (Lindberg et al., 2006; Streich et al., 2018), comportamento de espécies de interesse econômico e manejo racional dos RAs (Cowan et al., 2011). Muitos desses estudos determinaram que as plataformas de petróleo/gás são ótimos substratos para assentamentos e recrutamento de espécies de peixes e invertebrados (Brown, 2005; Wilding, 2006).

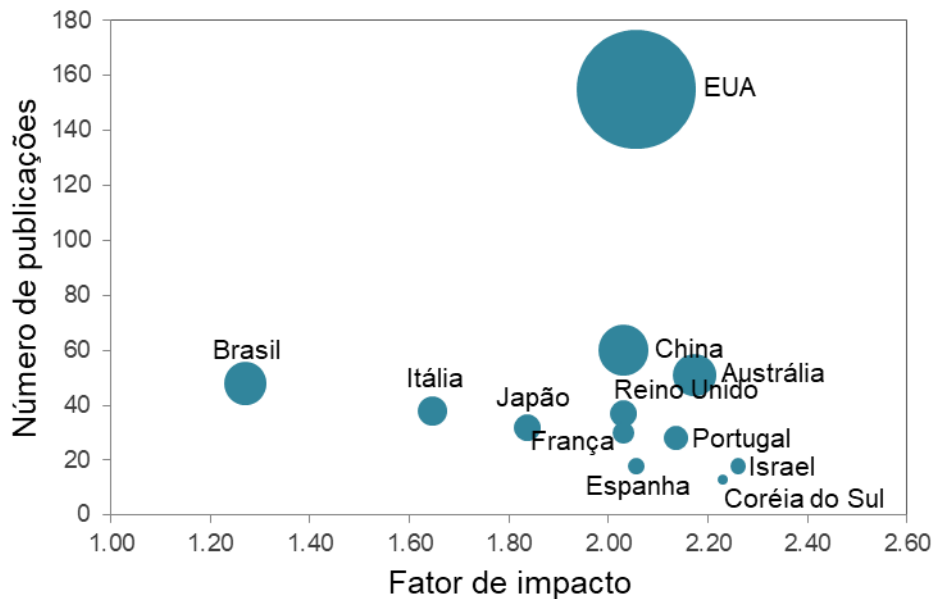


Figura 3. Relação entre o número e o fator de impacto das publicações sobre recifes artificiais nos principais centros de pesquisa. O tamanho dos pontos refere-se à relevância científica de cada país (número de publicações x fator de impacto).

Estudos na América do Sul (em especial Brasil) avaliaram assembleias de peixes e comunidades bentônicas associadas a RAs (Fig. 4), principalmente em áreas influenciadas por pluma estuarina (Zalmon et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015). Recentemente pesquisadores do Brasil têm se concentrado em investigar aspectos socioeconômicos, incluindo a interação entre pescadores artesanais (Lima et al., 2018, 2019) e mergulhadores (Santos et al., 2010) com RAs.

A Ásia Oriental (China, Japão e Coreia do Sul) têm investigado comunidades biológicas associadas a RAs instalados no Pacífico Norte. Esses países têm centrado seus estudos em engenharia avançada e desenvolvimento de novos materiais para RAs (Huang et al., 2016; Kim et al., 2016). Tais estudos apontam para uso de materiais alternativos (e.g., resíduos industriais e materiais biogênicos) para atração de espécies.

Estudos em países do Oriente Médio (principalmente Turquia e Israel) têm se concentrado na análise de comunidades marinhas em RAs no Golfo de Aqaba e de Esmir (Feary et al., 2011), incluindo manipulação de corais em estruturas artificiais para a restauração de habitats marinhos (Perkol-Finkel et al., 2008). Países do Sudeste Asiático (principalmente Filipinas e Malásia) têm investigado sobre o uso de RAs no incremento da pesca e em aspectos socioeconômicos relacionados a essas estruturas (Kheawwongjan & Kim, 2012; Islam et al., 2014b; Macusi et al., 2017).

Esses estudos têm destacado a importância da coparticipação de gestores e comunidades locais para o sucesso da implantação de recifes artificiais.

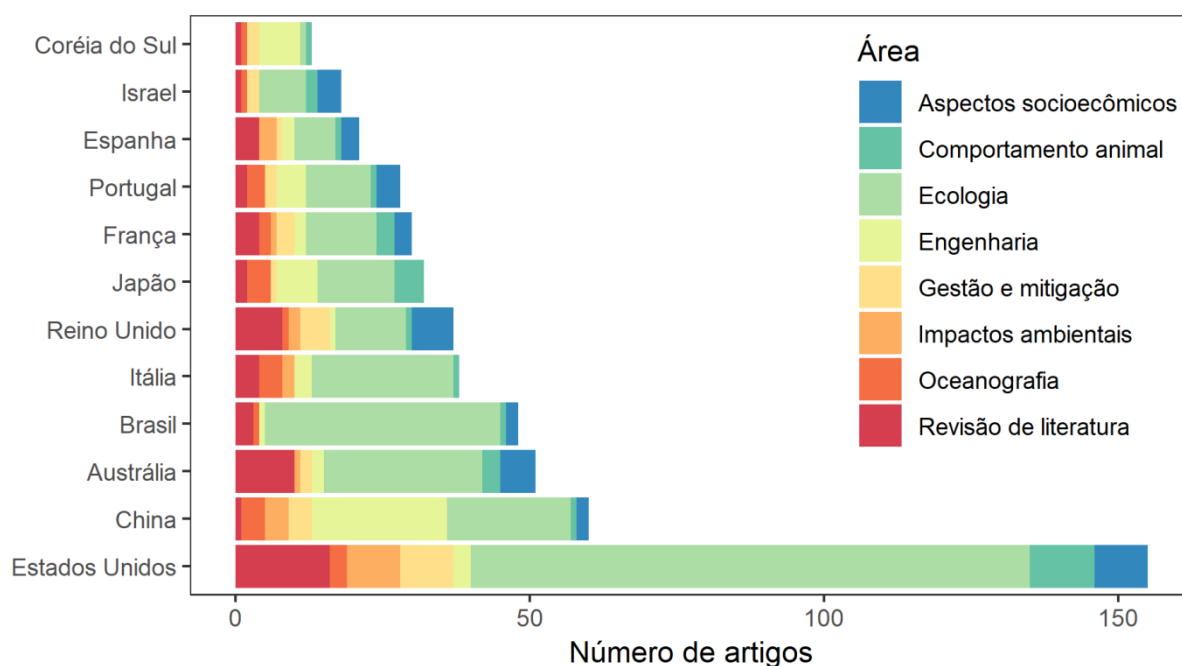


Figura 4. Número de artigos publicados por área temática dos principais centros de pesquisa sobre recifes artificiais.

Os países europeus têm se concentrado em diferentes questões, como a ciclagem de nutrientes nas áreas com RAs (Falcão et al., 2009; Bonaldo et al., 2014), analisando o conteúdo orgânico em torno do sedimento do recife e investigando seu potencial trófico para várias espécies associadas. Alguns estudos avaliaram o potencial dessas estruturas como reservas marinhas, áreas de pesca ou áreas de mergulho (Hooper et al., 2015; Ramos & Santos, 2015; Evans et al., 2017). Outros estudos têm investigado instalações eólicas *offshore* como áreas importantes para atração de espécies comerciais. (Wilding, 2006; Krone et al., 2017).

Na Oceania, principalmente na Austrália, os estudos foram conduzidos ao longo das costas leste e oeste sobre o potencial dos RAs em comparação com os RNs. Estas investigações se concentram em comparar as comunidades biológicas entre diferentes tipos de recifes e avaliar a conservação dos RNs usando RAs (Keller et al., 2017; Smith et al., 2017; Champion et al., 2015). Essas publicações mostram o papel dos RAs como importantes zonas de atração e também como áreas estratégicas para a conservação de recifes naturais (RN).

Publicações dos países africanos (principalmente Seicheles) têm se concentrado em avaliar o potencial multiespecífico dos FADs, especialmente na costa do Oceano Índico (Dagorn et al., 2013a; Lopez et al., 2017), para o aumento de recursos pequeiros, principalmente de espécies comerciais como dourado-dorado (*Coryphaena hippurus*) e atuns (*Katsuwonus pelamis*, *Thunnus albacares* e *Thunnus obesus*).

3.3. Material e estruturas usadas nos estudos com recifes artificiais

Foram identificados os principais materiais e estruturas utilizados como RAs e avaliou as tendências de uso e tipos de matéria-prima por região (Fig. 5).

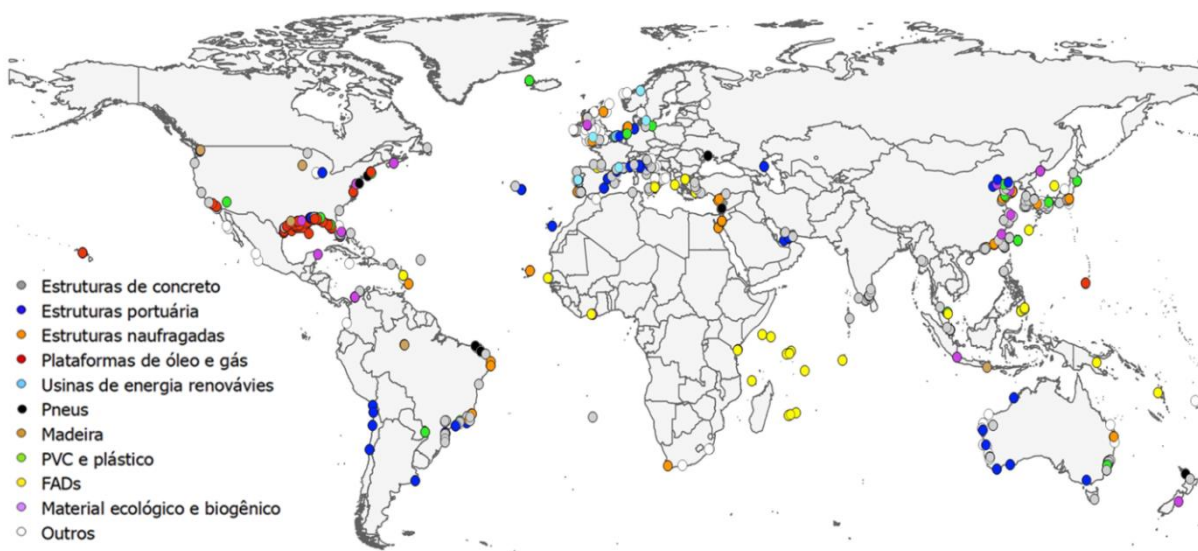


Figura 5. Distribuição global de estudos por diferentes tipos de materiais usados para construção de recifes artificiais

Concreto é o material mais utilizado ($n = 289$, 48,7%), seguido de metal ($n = 147$), rochas ($n = 82$), PVC ($n = 27$), material ecológico e biogênico ($n = 23$), pneus ($n = 18$), madeira ($n = 14$), cordas e redes ($n = 10$), argila ($n = 7$), fibra de vidro ($n = 3$) e geotêxteis ($n = 3$). Estruturas como plataformas de petróleo/gás ($n = 83$), navios naufragados ($n = 49$), FADs ($n = 45$), estruturas portuárias ($n = 37$) e usinas de energia renovável ($n = 15$) que nem sempre têm função principal de um RA, tem se mostrado ótimas estruturas para colonização de muitos organismos (Becker et al., 2018).

Estruturas de concreto são amplamente utilizadas como RAs em todos os continentes, devido à alta taxa de fixação de organismos. Ao contrário das estruturas

de metal, plásticos e borracha, que são instáveis. O concreto pode ser moldado e é adequado quimicamente porque se assemelha ao substrato rochoso natural (Baine, 2001; Dennis et al., 2018). Esse material possui uma das maiores expectativas de vida entre os materiais utilizados para RAs, contudo, o custo para sua implantação ainda é alto quando comparado a outros materiais (Lee et al., 2018).

Estruturas metálicas foram utilizadas em Portugal, Itália e França porque são mais leves que o concreto e possibilita a criação de formas mais complexas (Scarcella et al., 2015; Mercader et al., 2018). Substâncias liberadas durante a oxidação dessas estruturas (*i.e.*, íons de ferro) pode ser aproveitadas por algas e aumentar a produtividade primária (Muño-Pérez, 2008; Layman et al., 2016). Além disso, esses RAs são geralmente utilizados em áreas de mergulho, devido ao seu potencial de atrair várias espécies, resultado da maior complexidade ambiental promovido por essas estruturas (Scarcella et al., 2015; Herbig e Szedlmayer, 2016).

Conglomerados rochosos são amplamente utilizados como RAs devido ao baixo custo e reduzido impacto nos ambientes (Baine, 2001). Rochas de calcário são especialmente benéficas à química da água devido ao incremento de CO_3^{2-} / HCO_3^- importante na formação de estruturas de carbonato de cálcio de várias espécies (Lee et al., 2018). No entanto, a dificuldade de criar habitats estáveis e complexos torna o uso de rochas nem sempre a melhor opção para a construção de complexos recifais (Feary et al. 2011).

Estruturas de PVC e plástico são baratas e amplamente utilizadas na Ásia como substrato para restaurar fundos marinhos (Omar et al., 1994). Estes materiais têm baixa toxicidade e são resistentes a corrosão (Santos et al., 2011). Recifes construídos com PVC e plástico possuem baixa estabilidade, sendo frequentemente associado a estruturas de concreto e chumbo metálico. O uso de chumbo nessas estruturas tem gerado debates devido ao incremento de materiais tóxicos e não degradáveis nos oceanos (Kawasaki et al., 2002).

Materiais ecológicos têm sido empregados na construção de RAs nas Américas e na Ásia devido ao potencial de uso de subprodutos industriais (*e.g.* escória industrial misturada com concreto) (Huang et al., 2016; Liu et al., 2017) e o uso de material biogênico (*e.g.*, conchas de ostras), em diversos casos esse tipo de material tem sido utilizado como substrato duro para organismos bentônicos (Xu et al., 2017).

O uso de pneus como recifes artificiais era considerado vantajoso em termos de reciclagem de recursos, baixo custo e seu alto potencial de colonização de

espécies (Collins et al., 2002), mais recentemente a comunidade científica tem encarrado o uso desse material como problemático, devido a ser instável e liberar compostos químicos na água (*i.e.*, derivados de petróleo, zinco, cobre, formaldeído e acetona) que são prejudiciais à biota marinha (Aleksandrov et al., 2002; Sherman & Spieler, 2006).

Recifes de madeira foram utilizados em ambientes de água doce nos EUA, Japão e China, porque são baratos, se assemelham ao ambiente natural e não libertam substâncias tóxicas (Braga, 2002; Yamamoto et al., 2014). Estas estruturas são comumente instaladas em ambientes com uma corrente lenta por causa da baixa durabilidade e estabilidade do material. É comum usar este material junto com o concreto, o que aumenta a estabilidade deste tipo de recife (Lee et al., 2018).

Outros materiais são utilizados em menor frequência, embora sejam importantes alternativas na produção de RAs. Redes de nylon, por exemplo, são usadas para restauração marinha porque macroalgas adere facilmente a essas estruturas (Chu et al., 2012; Xu et al., 2017). A argila é utilizada como RAs devido ao alto potencial de adesão de organismos e ao baixo custo de produção (Santos et al., 2011). A fibra de vidro é um material altamente maleável, que permite a produção de estruturas mais elaboradas, bastante utilizadas em RAs de exploração subaquática (Kheawwongjan & Kim, 2012). Fibra geotêxtil é usada para controlar a erosão e modificar o fundo do mar (Mendonça et al., 2012).

Os FADs têm sido utilizados na agregação de multi-espécies ao longo da zona tropical (Dagorn et al., 2013a, 2013b). O uso desse tipo de estrutura é indicado pela Organização para a Alimentação e Agricultura (FAO) devido o potencial de atração de espécies comerciais, facilidade de implantação e baixo impacto nos oceanos (Leroy et al., 2013). No Pacífico e no Mediterrâneo, o uso de FADs tem se concentrado em atrair importantes espécies comerciais (Davies et al., 2014). Algumas pesquisas com FADs têm aplicado novas tecnologias como eco-sirenes para aumentar a atração potencial dessas estruturas (Cillari et al., 2018; Groba et al., 2018). No entanto, outros estudos têm discutido o potencial dos FADs para induzir superexploração da pesca e captura acidental de alguns grupos de tubarões, cetáceos e tartarugas (Dagorn et al., 2013b; Tolentino-Zondervan et al., 2018).

Navios e veículos naufragados também são utilizados em alguns países como RAs (Ramos et al., 2007; Oh et al., 2008). Ao contrário dos naufrágios acidentais, que geram riscos a navegação e danos ambientais, os naufrágios controlados

forneem uma variedade de habitats que atraem muitas espécies (Morgan et al., 2009). Outro fator que tem incentivado os naufrágios   a crescente prática de mergulhos nesse tipo de estrutura (Kirkbride-Smith et al., 2013).

Estruturas portuárias podem funcionar como RA, quando desempenham fun o de atrair espécies aquáticas (Ten Voorde et al., 2009; López et al., 2016). Devido ao seu potencial multifuncional, essas estruturas podem ser utilizadas para controlar a erosão costeira ou como locais para refúgio de várias espécies importantes (Harriague et al., 2013; Oricchio et al., 2016).

O uso de plataformas de petróleo/gás como RAs   comum nos EUA e no Mar do Norte (Macreadie et al., 2011; Gormley et al., 2018), e pode ser muito produtivo, já que essas estruturas podem atrair diversas espécies comerciais (Claisse et al., 2014). Vários estudos apontam as vantagens do descomissionamento dessas estruturas, por serem potenciais locais de atra o e reprodu o de espécies-chave (Love et al., 2007; Biesinger et al., 2013; Streich et al., 2018), além de servir como áreas para conserva o de comunidades demersais e bent nicas (Love et al., 2009; Cowan et al., 2011).

As usinas de energia renovável (eólica e de ondas) têm sido usadas para controlar a erosão e restaurar o fundo marinho (Almeida, 2017; Krone et al., 2017). Essas usinas são geralmente construídas em fundo de substrato macio, sendo necessária a implanta o de estruturas sólidas no fundo do mar para suportar essas unidades (Langhamer et al., 2009). Essas estruturas sólidas, tais como frisos de polipropileno, prote o de cascalho e tubos de plásticos com concreto podem ser definidos como RAs porque criam novos habitats, principalmente para peixes e bivalves (Langhamer, 2012; Langhamer et al., 2018).

3.4. *Metodologias das pesquisas ecológicas e socioeconômicas em RAs*

Os esforços da comunidade científica reportados na literatura sobre RAs têm centrado em temáticas ecológicas (n = 314) desde a década de 60. Em contrapartida, os estudos focados nos aspectos socioeconômicos ainda são pouco desenvolvidos (n = 49) e iniciam suas publica es s  a partir da década de 90.

Historicamente, as publica es em ecologia têm considerado o uso de diferentes métodos a fim de avaliar espécies, popula es e comunidades. A metodologia dessas investiga es tem sido desenvolvida e modificada de estudos em RNs e incluem métodos de amostragem observacionais e destrutivos (Bortone et

al., 2000; Pondella et al., 2015). Tais métodos têm sido frequentemente utilizados para investigar assembleias ícticas (n = 183), epifauna (n = 93), macroalgas (n = 16), infauna (n = 12) e plâncton (n = 10).

Dentre os métodos observacionais, o uso do censo visual tem sido o mais utilizado (n = 177), devido a sua adaptabilidade em ambientes de fundo irregular e amostragens repetidas em curtos períodos (Oricchio et al., 2016; Davis e Smith, 2017). O uso deste método limita-se a profundidade de amostragem, condições de visibilidade e análise de espécies de hábitos diurnos. O uso de veículos e vídeo subaquático remoto (BRUVs: n = 10 e ROVs: n = 12) tem produzido diversas informações quali-quantitativa da biota associada aos RAs, sob condições adversas e em profundidades maiores (Smith et al., 2016; Becker et al. 2017). O método de prospecção hidroacústica (n = 13) também tem sido utilizado na visualização em 3D de estruturas artificiais e tem gerado informação sobre abundância, deslocamento e uso dos RAs por múltiplas espécies (Girard et al., 2004; Boswell et al., 2010). Os métodos observacionais têm sido uma evolução nos estudos com RAs, entretanto ainda se esbarra na necessidade de captura de indivíduos para confirmação taxonômica e no alto custo operacional, o que limita seu uso a investigações em poucos países (e.g., EUA, Israel, Itália e França).

Os métodos destrutivos em especial a rede de emalhar (n = 30), são bastante utilizados como ferramenta de amostragem em áreas com baixa visibilidade (Ribeiro et al. 2008; Santos & Zalmon 2015). Esse tipo de método envolve também a coleta direta de organismos por raspagem (n = 27) para amostra da epifauna (Lam, 2003). Testemunho cilíndrico (n = 15) para amostra da infauna (Zalmon et al., 2014), e a rede de bongo (n = 9) para coleta do plâncton (Champion et al., 2015). A maior vantagem do uso desse tipo de métodos é a obtenção de dados biométricos e/ou estruturas (*i.e.*, gônadas, otólitos, estômagos). Outra vantagem é a possibilidade de coletas no período noturno, que anexadas às informações obtidas durante o dia permite uma melhor avaliação dos RAs (Seaman, 2000). Contudo, o uso desse tipo de método se esbarra no fato de destruir estruturas ambientais e retirar organismos do ambiente natural, por isso é recomendado que esse tipo de amostragem seja realizado em intervalos longos de tempo.

Em função das limitações dos métodos observacionais e destrutivos, é comum entre os estudos ecológicos com RAs a combinação desses métodos a fim de obter dados mais robustos. Mais recentemente, pesquisadores da ciência de RAs têm

empregado métodos analíticos nos estudos ecológicos de estruturas artificiais. O uso desse tipo de método tem possibilitado relacionar aspectos ambientais com as comunidades biológicas, analisar aspectos relacionados aos RAs em escala molecular e reunir dados de longo prazo através de meta-análise. Monitoramento dos parâmetros ambientais tem sido o método analítico mais utilizado (n = 18), com o objetivo de avaliar a influência físico-química ambiental no processo de colonização da biota associadas aos RAs (Grove et al., 2002). Indicadores orgânicos e isótopos estáveis têm sido utilizados nas investigações de ecologia trófica (Cheung et al., 2010; Cresson et al., 2014). Biologia molecular tem sido usada para avaliar mudanças no DNA em populações associadas aos RAs (Salamone et al., 2016). Abordagens estatísticas e de modelagem ecológica tem sido também utilizadas como forma de entender a dinâmica e a sucessão ecológica nesses ambientes artificiais, utilizando modelos lineares generalizado, aditivo e técnicas multivariadas (Campbell et al., 2011; Smith et al., 2017). Entretanto ainda são raros estudos que discutem os efeitos das mudanças climáticas em comunidades biológicas em áreas onde são implantados RAs (Groove et al., 2002).

Os dados da literatura apontam que as pesquisas com RAs têm se tornado mais diversificado ao longo do tempo, implicando em novos desafios de acordo com os avanços tecnológicos desses recifes (Hooper et al., 2015; Belhassen et al., 2017; Macusi et al., 2017). Apesar dos vários artigos retratarem os aspectos ecológicos dos RAs, pouco se conhece sobre os aspectos socioeconômicos e os impactos da ação humana nessas estruturas (Islam et al., 2014). Estudos, sob a perspectiva das ciências sociais, além de introduzir o elemento humano nas discussões sobre a viabilidade da implantação e manutenção dos RAs, oferecem subsídios para a gestão dos recursos naturais de uso comum (Rouse et al., 2018).

Estudos focados nos aspectos socioeconômicos têm contribuído para o entendimento do uso de RAs como área de pesca e de turismo subaquático, a partir da percepção dos tomadores de decisão (Kurien, 1995; Addis et al., 2013; Belhassen et al., 2017). Já outros estudos têm avaliado a valoração econômica e provisão de bens e serviços ambientais desses recifes (Oh et al., 2008; Chen et al., 2013). Contudo, ainda existem lacunas sobre questões sociais em ambientes artificiais, sobretudo na análise de conflito entre comunidades pesqueiras e implantação de RAs e estudos etnobiológicos de espécies associadas a estruturas artificiais.

O levantamento da metodologia utilizada nas investigações que tratam de questões socioeconômicas indica que os estudos têm sido dominados pelo uso de entrevistas (n = 27) como método de amostragem, seguido do monitoramento de embarcações (n = 6), uso de banco de dados (n = 5), questionários (n = 4) e escala *Likert* (n = 4). O uso das entrevistas como principal método de amostragem etnográfica, deve-se a facilidade de aplicação, replicabilidade, descrição do fenômeno pelo próprio pesquisado e possibilidade de análise de diferentes objetos de estudos (Milon et al., 2000). Contudo, o uso desse método requer adaptação da linguagem e pode ser enviesado pelos mitos e informações criados pelos informantes. Por esse motivo é indicado a combinação de outros métodos (triangulação) de modo a diminuir o erro associado à coleta de dados apenas por entrevistas (Albuquerque et al., 2014).

Outros métodos também têm sido utilizados nas investigações socioeconômicas devido as suas vantagens associadas. Os questionários têm sido utilizados devido à possibilidade de aplicação simultânea ao maior número de pessoas (Belhassen et al., 2017). A escala *Likert* tem sido empregada para transcrever informações qualitativas em dados quantitativos (Fitzsimmons, 2008). Indicadores ambientais têm sido aplicados para padronizar parâmetros e unidade, possibilitando comparações com outros estudos e traçar diretivas para gestão desses ambientes (Murillas-maza et al., 2013). Monitoramento de embarcações por GPS tem sido utilizado para avaliar em larga escala, padrões de escolha de áreas de pesca e mergulho sem contato direto com os informantes (Wood et al., 2016). O uso de fotografia remota tem possibilitado o monitoramento da pesca em área com RAs por longos períodos (Keller et al., 2016). E o uso banco de dados tem permitido estudos teóricos e de meta-análise avaliando a gestão e sustentabilidade dos RAs em diferentes escalas geográficas (Hooper e Austen, 2014; Keller et al., 2017).

A coleta de dados socioeconômicos em RAs tem sido desenvolvida e adaptada de pesquisas etnográficas (Milon et al., 2000). Contudo, o uso desse método tem se esbarreado em três principais questões: (1) a suposta falta de rigor na coleta das informações; (2) a dificuldade em definir o número ideal de informantes para retratar um determinado fenômeno; e (3) a validade das informações, baseadas em crenças, valores e memórias dos informantes (Crouch & McKenzie 2006; Albuquerque et al., 2014).

Em função das limitações e particularidades dos métodos sociais e ecológicos, a combinação desses métodos é indicada de modo a avaliar os RAs sob diferentes perspectivas. A compreensão do processo da ação humana e seus efeitos socioambientais em ambientes com RAs pode ser mais bem esclarecido através de abordagens interdisciplinares, possibilitando uma visão mais integrada destes recifes (Sutton e Bushnell, 2007). O desenvolvimento de estudos sob essa perspectiva, e envolvendo os diversos atores sociais, tem possibilitado a descoberta de novos padrões de espécies associadas aos RAs e dos impactos relacionados ao uso de espécies-chaves pelas populações humanas (Lima et al., 2018, 2019).

Em comunidades tradicionais pesqueiras, o uso do conhecimento ecológico local (CEL) são parte do modo de vida e podem compor um amplo escopo de conhecimentos relativo à biologia, comportamento e ecologia da biota associadas aos RAs e RNs (Drew, 2005; Rosa et al., 2005). Algumas experiências bem sucedidas, sob essa perspectiva, foram desenvolvidas em Portugal (Ramos et al., 2007), Reino Unido (Hooper et al., 2017), Filipinas (Macusi et al., 2017), Austrália (Schaffer e Lawley, 2012) ou através de ações multinacionais (Moreno et al., 2007b). Entretanto, esse tipo de abordagem ainda parece ser tímido em outros centros de estudos, devido à dificuldade de alguns pesquisadores em desenvolver estudos interdisciplinares que envolvam os diferentes atores sociais entorno dos RAs.

4. Considerações e perspectivas futuras

Desde o início dos anos 60, um número crescente de pesquisas sobre RAs tem examinado diferentes temáticas relacionadas a materiais, produtividade, papel das estruturas no ambiente aquático e seus benefícios para a pesca. Ao longo deste período, várias revisões têm ajudado a fornecer dados para a gestão dos RAs e têm direcionado as pesquisas sobre esses ambientes (Baine, 2001; Firth et al., 2016; Becker et al., 2018; Lima et al., 2019).

Muitos dos estudos aqui revisados descrevem os diferentes enfoques dos RAs e reitera o aumento do interesse global sobre o funcionamento dessas estruturas (Lee et al., 2018). No entanto, os esforços para o desenvolvimento da ciência dos RAs têm diferido ao longo do tempo e entre os países (Lima et al., 2019). Os dados do presente estudo indicam que não há abordagem única para analisar os RAs, e que as escolhas quanto ao modelo dos recifes têm sido baseadas em características históricas, sociais, econômicas e políticas de cada país (Bulleri & Chapman, 2010).

O foco da pesquisa e matérias-primas utilizadas nos RAS parece basear-se em experiências individuais, resolução de problemas regionais e fatores econômicos relacionados ao desenvolvimento tecnológico desses recifes (Kim & Kim, 2008; Carral et al., 2018). Estudos utilizando diferentes abordagens e materiais resultaram em melhor compreensão do uso e manejo de estruturas artificiais em ambientes aquáticos (Fletcher et al., 2011; Kirkbride-Smith et al., 2013).

Considerando que RAs podem ajudar a proteger áreas costeiras e aumentar a biodiversidade, o monitoramento dessas estruturas em latitudes tropicais e subtropicais continua a ser necessário para elucidar as lacunas existentes (Scarcella et al., 2015). Europa, China e EUA têm sido as principais áreas de inovações tecnológicas dos RAs, com o desenvolvimento de estruturas de fibras de vidro (Loh et al., 2006), resíduos industriais (Huang et al., 2016), FADs associados com eco-sanoares (Cillari et al., 2018) e modelos em impressão tridimensional (Riera et al., 2018). O Brasil também tem despontado nos últimos anos como um centro importante de investigação com RAs (Seixas et al., 2013), apesar do impacto de suas publicações ainda ser baixo. Tal fator pode ser explicado pelo número reduzido de grupos de estudos focados nessa temática, grande número de trabalhos locais e de curto prazo, e estudos publicados em língua portuguesa.

Estudos testando hipóteses sobre mecanismo de atração e/ou produção dos RAs têm avançado em sistemas subtropicais (Bohnsack, 1989; Smith et al., 2015), e demonstrado que a maioria dos RAs estudados têm papel de atração de espécies, porém poucos estudos tem sido projetados para entender o potencial de produção dessas estruturas (Brickhill et al., 2005; Claisse et al., 2014). Dados para esclarecer essas funções em ambientes tropicais ainda são insuficientes. O desenvolvimento desigual da pesquisa em diferentes regiões dificulta a avaliação dos RAs e seu desempenho em sistemas aquáticos sob diferentes condições ambientais e socioeconômicas (Ramos et al., 2011; Sun et al., 2017). Ao longo da costa africana, por exemplo, tem havido poucos estudos sobre o uso de RAs, embora esta região possa alta diversidade biológica e problemas ambientais na zona costeira (Mbaru et al., 2018; Selfati et al., 2018).

O uso de RAs tem resultado em um importante ramo de pesquisa focada em manipulação/experimentação para esclarecer os processos de assentamento e sucessão ecológica (Chen et al., 2015; Almeida, 2017; Yang et al., 2018). A maioria das publicações com RAs apresenta caráter local, empírico e com até dois anos de

duração. Estudos ecológicos e de engenharia de modelos e materiais têm avançado bastante nos últimos anos (Huang et al., 2016; López et al., 2016). Estudos realizados em escalas geográficas mais amplas e por períodos mais longos têm evidenciado o papel ecológico dos RAs e o potencial dessas estruturas em aumentar a produção pesqueira (Mercader et al., 2018; Todd et al., 2018). Estudos que avaliam os efeitos das mudanças climáticas e suas implicações na produção primária e secundária ainda são raros (Grove et al., 2002; Serrano et al., 2018).

Embora as pesquisas envolvendo RAs tenham feito progressos significativos ao longo das últimas décadas, grande parte dos estudos centrou-se na avaliação dos aspectos ecológicos das assembleias de peixes, devido ao potencial dessas estruturas para produção pesqueira. (Florisson et al., 2018; Rouse et al., 2018). A ampliação de estudos com uso de modelagem ecológica e ferramentas tecnológicas (BRUVs, ROVs, sensoriamento remoto, isótopo estável e genética) parece traçar uma tendência metodológica para os próximos anos. Contudo, os aspectos socioambientais e os conflitos decorrentes da implantação dos RAs ainda têm sido negligenciados, devido à dificuldade de muitos pesquisadores em desenvolver estudos interdisciplinares que envolvam as comunidades afetadas diretamente pela implantação dessas estruturas. No Brasil apesar de algumas iniciativas (Castanhari et al., 2012; Lima et al., 2018, 2019) já iniciarem a investigação do papel dos RAs em comunidades pesqueiras, algumas lacunas sobre os impactos humanos na colonização dessas estruturas e formulação de ferramenta de gestão ainda não são abordados em estudos brasileiros.

A maioria dos artigos revisados oferece abordagens convencionais de monitoramento e usa métricas baseadas em análises de abundância, riqueza e biomassa da biota associada (Wall & Stallings, 2018; Wilber et al., 2018). Entretanto a falha em observar esses aspectos isolados, sem considerar os aspectos sociais pode levar a conclusões enviesadas. O alcance dos impactos antropogênicos nos ecossistemas aquáticos tem demandado a necessidade de avaliação desses ambientes, sobretudo onde RAs foram implantados. As abordagens socioambientais têm se mostrado importante no fornecimento de informações relevantes sobre os RAs e as espécies associadas, que muitas vezes são despercebidas pelos pesquisadores e/ou órgãos ambientais (Wright et al., 1998; Belhassen et al., 2017; Evans et al., 2017).

De muitas maneiras, os RAs são temas ideais para estudos sobre processos ecológicos, representando um modelo poderoso para detectar alterações e efeitos dos impactos ambientais, sobretudo em ambientes costeiros. A ciência dos RAs ainda carece de estudos interdisciplinares que avancem em modelos sólidos testando hipóteses sobre o efeito dos impactos ambientais *in situ*, e muito poderia ser aprendido em estudos experimentais no laboratório (Bucaram et al., 2018). O progresso da ciência dos RAs depende também de uma melhor compreensão de mecanismos de assentamento e produção de estruturas artificiais mediante os efeitos das atividades antrópicas. Além disso, é importante considerar vários requisitos legislativos para a implantação de RAs em escala local, nacional e internacional (Becker et al., 2018).

Esta pesquisa demonstra que o sucesso do RAs depende de vários fatores (Kirkbride-Smith et al., 2013; Onat et al., 2018). Os gestores devem considerar fatores técnicos como o motivo da implantação, localidade, material, particularidades de cada ecossistema e o custo total do projeto (Fletcher et al., 2011; Kim and Kim, 2008). Estudos socioeconômicos também devem avaliar as vantagens e os conflitos sociais da implantação dos RAs (Lima et al., 2019). Assim, sugere-se a participação de pesquisadores, autoridades públicas e tomadores de decisão a fim de determinar se os RAs são uma solução adequada para demandas locais.

Em conclusão, verificou-se que os RAs têm o potencial para cumprir muitas das finalidades pretendidas, que dependem da qualidade do planejamento e do gerenciamento contínuo (Andriessse, 2018). Existem muitos aspectos do manejo dos RAs que merecem mais atenção da pesquisa, como o uso de materiais alternativos, avaliação de impacto ambiental, mitigação de ambientes impactados, análise de conflitos e formulação de ferramentas de gestão utilizando abordagens ecológicas e socioeconômicas (Islam et al., 2014a; Evans et al., 2017). O uso de dados interdisciplinares e metas explícitas claras poderiam melhorar as avaliações de custo-benefício da implantação dos RAs e ajudar os gestores no processo decisório (Ng et al., 2013, 2015).

Este estudo enfatiza a importância do manejo dos RAs usando abordagens que envolvam aspectos ecológicos e socioeconômicos, considerando algumas experiências bem sucedidas (Ramos et al., 2007; Schaffer e Lawley, 2012; Hooper et al., 2015; Macusi et al., 2017). Estudos envolvendo RAs ainda precisam superar a aparente divisão entre teoria e aplicação. A ciência dos RAs ainda carece de

estudos interdisciplinares, incluindo modelos e índices multimétricos de gestão destes ambientes. No geral, esperamos que esta revisão sistemática contribua no relato dos avanços sobre a ciência dos RAs, como também na exposição das lacunas e oportunidades promissoras sobre esta temática.

Referências

- Addis, D.T., Patterson, W.F., Dance, M.A., Ingram, G.W., 2013. Implications of reef fish movement from unreported artificial reef sites in the northern Gulf of Mexico. *Fish. Res.* 147, 349–358.
- Aguilera, M.A., Broitman, B.R., Thiel, M., 2016. Artificial breakwaters as garbage bins: structural complexity enhances anthropogenic litter accumulation in marine intertidal habitats. *Environ. Pollut.* 214, 737–747.
- Ajemian, M.J., Wetz, J.J., Shipley-Lozano, B., Shively, J.D., Stunz, G.W., 2015. An analysis of artificial reef fish community structure along the northwestern Gulf of Mexico shelf: potential impacts of “rigs-to-reefs” programs. *PLoS One* 10, 1–22.
- Albuquerque, U.P., Cunha, L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N., 2014. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*, SpringerBriefs in Plant Science. Humana Press, New York, London.
- Aleksandrov, B.G., Minicheva, G.G., Strikalenko, T.V., 2002. Ecological aspects of artificial reef construction using scrap tires. *Russ. J. Mar. Biol.* 28, 120–126.
- Alfieri, D.J., 1975. Organismal development on an artificial. *Estuar. Coast Mar. Sci.* 3, 465–472.
- Almeida, J.P.P.G.L., 2017. REEFS: an artificial reef for wave energy harnessing and shore protection – a new concept towards multipurpose sustainable solutions. *Renew. Energy* 114, 817–829.
- Baine, M., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean Coast Manag.* 44, 241–259.
- Becker, A., Taylor, M.D., Folpp, H., Lowry, M.B., 2018. Managing the development of artificial reef systems: the need for quantitative goals. *Fish Fish.* 19, 740–752.
- 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 J. Mar. Sci.* 74, 277–285.
- Belhassen, Y., Rousseau, M., Tynyakov, J., Shashar, N., 2017. Evaluating the attractiveness and effectiveness of artificial coral reefs as a recreational ecosystem service. *J. Environ. Manag.* 203, 448–456.
- Biesinger, Z., Bolker, B.M., Marcinek, D., Lindberg, W.J., 2013. Gag (*Mycteroperca microlepis*) space-use correlations with landscape structure and environmental conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 443, 1–11.
- Bohnsack, J.A., 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.* 44, 631–645.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., Hulsbeck, M., 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida. *U.S.A. Bull. Mar. Sci.* 55, 796–823.
- Bonaldo, D., Benetazzo, A., Bergamasco, A., Falcieri, F.M., Carniel, S., Aurighi, M., Sclavo, M., 2014. Sediment transport modifications induced by submerged artificial reefsystems: a case study for the Gulf of Venice. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 43, 7–20.

- Bortone, S., 2006. A perspective of artificial reef research: the past, present, and future. *Bull. Mar. Sci.* 78, 1–8.
- Bortone, S.A., 2015. CARAH (international conference on artificial reefs and related aquatic habitats): an historical perspective of accomplishments. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 3–14.
- Bortone, S.A., Samoilys, M.A., Francour, P., 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. In: Seaman Jr.W. (Ed.), *Artificial Reef Evaluation: with Application to Natural Marine Habitats*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., pp. 127–164.
- Boswell, K.M., David Wells, R.J., Cowan, J.H., Wilson, C.A., 2010. Biomass, density, and size distributions of fishes associated with a large-scale Artificial Reef complex in the Gulf of Mexico. *Bull. Mar.*
- Braga, E.M.S., 2002. O Estudo de recifes artificiais como atratores de peixes no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). *Acta Limnologica Bras* 14, 65–76.
- Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M., 2005. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using approaches. *J. Fish. Biol.* 67, 53–71.
- Brown, C.J., 2005. Epifaunal colonization of the Loch Linnhe artificial reef: influence of substratum on epifaunal assemblage structure. *Biofouling* 21, 73–85.
- Bucaram, S.J., Hearn, A., Trujillo, A.M., Rentería, W., Bustamante, R.H., Morán, G., Reck, G., García, J.L., 2018. Assessing fishing effects inside and outside an MPA: the impact of the Galapagos Marine Reserve on the Industrial pelagic tuna fisheries during the first decade of operation. *Mar. Pol.* 87, 212–225.
- Bulleri, F., Chapman, M.G., 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 26–35.
- Caddy, J.F., Stamatopoulos, C., 1990. Mapping growth and mortality rates of crevice-dwelling organisms onto a perforated surface: the relevance of “cover” to the carrying capacity of natural and artificial habitats. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 31, 87–106.
- Campbell, M.D., Rose, K., Boswell, K., Cowan, J., 2011. Individual-based modeling of an artificial reef fish community: effects of habitat quantity and degree of refuge. *Ecol. Model.* 222, 3895–3909.
- 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. *J. Clean. Prod.* 172, 1881–1898.
- Castanhari, G., Tomás, A.R.G., Elliff, C.I., 2012. Benefícios, prejuízos e considerações relevantes na utilização de sistemas de recifes artificiais e estruturas correlatas. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 12, 313–322.
- Chai, Z., Huo, Y., He, Q., Huang, X., Jiang, X., He, P., 2014. Studies on breeding of *Sargassum vachellianum* on artificial reefs in Gouqi Island, China. *Aquaculture* 424–425, 189–193.
- Champion, C., Suthers, I.M., Smith, J.A., 2015. Zooplanktivory is a key process for fish production on a coastal artificial reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 541, 1–14.
- Chen, C., Ji, T., Zhuang, Y., Lin, X., 2015. Workability, mechanical properties and affinity of artificial reef concrete. *Constr. Build. Mater.* 98, 227–236.
- Chen, J.L., Chuang, C.T., Jan, R.Q., Liu, L.C., Jan, M.S., 2013. Recreational benefits of ecosystem services on and around artificial reefs: a case study in penghu, Taiwan. *Ocean Coast Manag.* 85, 58–64.

- Cheung, S.G., Wai, H.Y., Shin, P.K.S., 2010. Fatty acid profiles of benthic environment associated with artificial reefs in subtropical Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 303–308.
- Chu, S.H., Zhang, Q.S., Tang, Y.Z., Zhang, S.B., Lu, Z.C., Yu, Y.Q., 2012. High tolerance to fluctuating salinity allows *Sargassum thunbergii* germlings to survive and grow in artificial habitat of full immersion in intertidal zone. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 412, 66–71.
- Cillari, T., Allegra, A., Andaloro, F., Gristina, M., Milisenda, G., Sinopoli, M., 2018. The use of echo-sounder buoys in Mediterranean Sea: a new technological approach for a sustainable FADs fishery. *Ocean Coast Manag.* 152, 70–76.
- Claisse, J.T., Pondella, D.J., Love, M., Zahn, L.A., Williams, C.M., Williams, J.P., Bull, A.S., 2014. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. *Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am.* 111, 15462–15467.
- Collins, K.J., Jensen, A.C., Mallinson, J.J., Roenelle, V., Smith, I.P., 2002. Environmental impact assessment of a scrap tyre artificial reef. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 243–249.
- Conceição, R.N.L., Franklin Jr., W., 2001. A situacao atual dos recifes artificiais instalados na plataforma continental do estado de Ceara, Brasil. The state of art of the artificial reefs installed on Ceara State's continental shelf (Brazil). *Arq. Ciencias Do Mar* 34, 107–115.
- Cowan, J.H., Grimes, C.B., Patterson, W.F., Walters, C.J., Jones, A.C., Lindberg, W.J., Sheehy, D.J., Pine, W.E., Powers, J.E., Campbell, M.D., Lindeman, K.C., Diamond, S.L., Hilborn, R., Gibson, H.T., Rose, K.A., 2011. Red snapper management in the Gulf of Mexico: science- or faith-based? *Rev. Fish Biol. Fish.* 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. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 452, 54–62
- Crouch, M., McKenzie, H., 2006. The logic of small samples in interview-based qualitative research. *Soc. Sci. Inf.* 45, 483-499.
- Dagorn, L., Bez, N., Fauvel, T., Walker, E., 2013a. How much do fish aggregating devices (FADs) modify the floating object environment in the ocean? *Fish. Oceanogr.* 22, 147–153.
- Dagorn, L., Holland, K.N., Restrepo, V., Moreno, G., 2013b. Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? *Fish Fish.* 14, 391–415.
- Davies, T.K., Mees, C.C., Milner-Gulland, E.J., 2014. The past, present and future use of drifting fish aggregating devices (FADs) in the Indian Ocean. *Mar. Pol.* 45, 163–170.
- Davis, T.R., Smith, S.D.A., 2017. Proximity effects of natural and artificial reef walls on fish assemblages. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 9, 17–23.
- Dennis, H.D., Evans, A.J., Banner, A.J., Moore, P.J., 2018. Reefcrete: reducing the environmental footprint of concretes for eco-engineering marine structures. *Ecol. Eng.* 120, 668–678.
- Drew, J.A., 2005. Use of traditional ecological knowledge in marine conservation. *Conserv. Biol.* 19, 1286–1293.
- Edney, J., Spennemann, D.H.R., 2015. Can artificial reef wrecks reduce diver impacts o shipwrecks? The management dimension. *J. Marit. Archaeol.* 10, 141–157.

- Evans, A.J., Garrod, B., Firth, L.B., Hawkins, S.J., Morris-Webb, E.S., Goudge, H., Moore, P.J., 2017. Stakeholder priorities for multi-functional coastal defence developments and steps to effective implementation. *Mar. Pol.* 75, 143–155.
- Falcão, M., Santos, M.N., Drago, T., Serpa, D., Monteiro, C., 2009. Effect of artificial reefs (southern Portugal) on sediment-water transport of nutrients: importance of the hydrodynamic regime. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 83, 451–459.
- Feary, D.A., Burt, J.A., Bartholomew, A., 2011. Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications. *Ocean Coast Manag.* 54, 742–749.
- Firth, L.B., Knights, A.M., Bridger, D., Evans, A.J., Mieszkowska, N., Moore, P.J., O'Connor, N.E., Sheehan, E.V., Thompson, R.C., Hawkins, S.J., 2016. Ocean sprawl: challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 54, 193–269.
- Fitzsimmons, C., 2008. Why dive? and why here? a study of recreational diver enjoyment at a Fijian eco-tourist resort. *Tourism Mar. Environ.* 5 (2–3), 159–173.
- Fletcher, S., Bateman, P., Emery, A., 2011. The governance of the boscombe artificial surf reef, UK. *Land Use Pol.* 28, 395–401.
- Florisson, J.H., Tweedley, J.R., Walker, T.H.E., Chaplin, J.A., 2018. Reef vision: a citizen science program for monitoring the fish faunas of artificial reefs. *Fish. Res.* 206, 296–308.
- Frease, R.A., Windsor, J.G., 1991. Behaviour of selected polycyclic aromatic hydrocarbons associated with stabilized oil and coal ash artificial reef. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 15–19.
- Girard, C., Benhamou, S., Dagorn, L., 2004. FAD: fish Aggregating Device or Fish Attracting Device? A new analysis of yellowfin tuna movements around floating objects. *Anim. Behav.* 67, 319–326.
- Glasby, T.M., Connell, S.D., Holloway, M.G., Hewitt, C.L., 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Mar. Biol.* 151, 887–895.
- Gormley, K., McLellan, F., McCabe, C., Hinton, C., Ferris, J., Kline, D., Scott, B., 2018. Automated image analysis of offshore infrastructure marine biofouling. *J. Mar. Sci. Eng.* 6, 2.
- Gravina, M.F., Ardizzone, G.D., Belluscio, A., 1989. Polychaetes of an artificial reef in the central mediterranean sea. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 28, 161–172.
- Groba, C., Sartal, A., Vázquez, X.H., 2018. Integrating forecasting in metaheuristic methods to solve dynamic routing problems: evidence from the logistic processes of tuna vessels. *Eng. Appl. Artif. Intell.* 76, 55–66.
- Grossman, G.D., Jones, G.P., Jr, W.J.S., Grossman, G.D., Jones, G.P., Seaman, W.J., Do, J.,
- Grossman, B.G.D., Jones, G.P., Seaman, W.J., 2011. Do artificial reefs increase regional fish do artificial reefs increase regional fish Production? A review of existing data. *Fisheries* 22, 17–23.
- Grove, R.S., Zabloudil, K., Norall, T., Deysher, L., 2002. Effects of El Niño events on natural kelp beds and artificial reefs in southern California. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 330–337.
- Guan, M.L., Zheng, T., You, X.Y., 2016. Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening. *Ocean Coast Manag.* 128, 1–9.
- Harriague, A.C., Misic, C., Valentini, I., Polidori, E., Albertelli, G., Pusceddu, A., 2013. Meio and macrofauna communities in three sandy beaches of the northern Adriatic Sea protected by artificial reefs. *Chem. Ecol.* 29, 181–195.

- Hayashi, I., Yamakawa, H., 1988. Population fluctuations of three sympatric species of *Hdiotis* (Mollusca : Gastropoda) in artificial habitats at Kominato , Central Japan. *Aquaculture* 73, 67–84.
- Herbig, J.L., Szedlmayer, S.T., 2016. Movement patterns of gray triggerfish, *Balistes capriscus*, around artificial reefs in the northern Gulf of Mexico. *Fish. Manag. Ecol.* 23, 418–427.
- Holland, S.M., 1991. Demographic indicators of the relative need for artificial reefs in Florida. *Coast. Manag.* 19, 219–238.
- 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. *Mar. Pol.* 61, 16–22.
- Hooper, T., Hattam, C., Austen, M., 2017. Recreational use of offshore wind farms: experiences and opinions of sea anglers in the UK. *Mar. Pol.* 78, 55–60.
- Hsui, C.Y., Wang, C.C., 2013. Synergy between fractal dimension and lacunarity index in design of artificial habitat for alternative SCUBA diving site. *Ecol. Eng.* 53, 6–14.
- 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. *Constr. Build. Mater.* 112, 241–246.
- Hueckel, G.J., R.M.B, 1987. The influence of prey communities on fish assemblages on artificial reefs in Puget Sound, Washington. *Environ. Biol. Fish.* 19, 195–214.
- Islam, G.M.N., Noh, K.M., Sidique, S.F., Noh, A.F.M., 2014a. Economic impact of artificial reefs: a case study of small scale Fishers in Terengganu, Peninsular Malaysia. *Fish. Res.* 151, 122–129.
- Islam, G.M.N., Noh, K.M., Sidique, S.F., Noh, A.F.M., Ali, A., 2014b. Economic impacts of artificial reefs on small-scale Fishers in peninsular Malaysia. *Hum. Ecol.* 42, 989–998.
- Ito, Y., 2011. Artificial reef function in fishing grounds off Japan. In: Bortone, S.A., Brandi, F.P., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management*. Boca Raton, Florida, pp. 239–264.
- Jimenez, C., Andreou, V., Evriviadou, M., Munkes, B., Hadjioannou, L., Petrou, A., Alhaja, R.A., 2017. Epibenthic communities associated with unintentional artificial reefs (modern shipwrecks) under contrasting regimes of nutrients in the Levantine Sea (Cyprus and Lebanon). *PLoS One* 12, 1–16.
- Johnston, R.K., Halkola, H., George, R., 2003. Assessing the ecological risk of creating artificial reefs from ex-warships. In: In: C., Gauthier, R., Wild, W., Bell, M., Martore, R. (Eds.), *Ocean. 2003. Celebr. Past ... Teaming Towar. Futur.* (IEEE Cat. No.03CH37492), vol. 2. pp. 804–811.
- Katoh, J., Itosu, C., 1980. Study on Artificial reef from the view point of environment Hydraulic Engineering. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.* 46, 1445–1456.
- Kawasaki, H., Sano, M., Shibuno, T., 2003. The relationship between habitat physical complexity and recruitment of the coral reef damselfish, *Pomacentrus amboinensis*: an experimental study using small-scale artificial reefs. *Ichthyol. Res.* 50, 73–77.
- Keller, K., Steffe, A.S., Lowry, M., Murphy, J.J., Suthers, I.M., 2016. Monitoring boatbased recreational fishing effort at a nearshore artificial reef with a shore-based camera. *Fish. Res.* 181, 84–92.
- 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. *Fish. Res.* 187, 158–167.

- Kheawwongjan, A., Kim, D.S., 2012. Present status and prospects of artificial reefs in Thailand. *Ocean Coast Manag.* 57, 21–33.
- Kim, C.G., Kim, H.S., 2008. Post-placement management of artificial reefs in Korea. *Fisheries* 33, 61–68.
- 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 Eng.* 122, 253–261.
- Kim, D., Woo, J., Yoon, H.S., Na, W.B., 2014. Wake lengths and structural responses of Korean general artificial reefs. *Ocean Eng.* 92, 83–91.
- Kimura, M.R., Munehara, H., 2010. The disruption of habitat isolation among three Hexagrammos species by artificial habitat alterations that create mosaic-habitat. *Ecol. Res.* 25, 41–50.
- Kirkbride-Smith, A.E., Wheeler, P.M., Johnson, M.L., 2013. The relationship between diver experience levels and perceptions of attractiveness of artificial reefs – examination of a potential management tool. *PLoS One* 8.
- 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*. *Mar. Environ. Res.* 123, 53–61.
- Kulaw, D.H., Cowan, J.H., Jackson, M.W., 2017. Temporal and spatial comparisons of the reproductive biology of Northern Gulf of Mexico (USA) red snapper (*Lutjanus campechanus*) collected a decade apart. *PLoS One*.
- Kurien, J., 1995. Collective action for common property resource Rejuvenation : the case of people ' s artificial reefs in Kerala state , India. *Hum. Organ.* 54, 160–168.
- Lam, K.K.Y., 2003. Coral recruitment onto an experimental pulverised fuel ash-concrete artificial reef. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 642–653.
- Lan, C.H., Lan, K.T., Hsui, C.Y., 2008. Application of fractals: create an artificial habitat with several small (SS) strategy in marine environment. *Ecol. Eng.* 32, 44–51.
- Langhamer, O., 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *Sci. World J.*
- Langhamer, O., Dahlgren, T.G., Rosenqvist, G., 2018. Effect of an offshore wind farm on the viviparous eelpout: biometrics, brood development and population studies in Lillgrund, Sweden. *Ecol. Indicat.* 84, 1–6.
- Langhamer, O., Wilhelmsson, D., Engström, J., 2009. Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys - a pilot study. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 82, 426–432.
- Larcombe, M.F., Russell, B.C., 1971. Egg laying behaviour of the broad squid, *sepioteuthis bilineata*. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 5, 3–11.
- Layman, C.A., Allgeier, J.E., Montaña, C.G., 2016. Mechanistic evidence of enhanced production on artificial reefs: a case study in a Bahamian seagrass ecosystem. *Ecol. Eng.* 95, 574–579.
- Lee, M.O., Otake, S., Kim, J.K., 2018. Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects. *Ocean Coast Manag.* 154, 55–65.
- Leroy, B., Phillips, J.S., Nicol, S., Pilling, G.M., Harley, S., Bromhead, D., Hoyle, S., Caillot, S., Allain, V., Hampton, J., 2013. A critique of the ecosystem impacts of drifting and anchored FADs use by purse-seine tuna fisheries in the Western and Central Pacific Ocean. *Aquat. Living Resour.* 26, 49–61.
- 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 Coast Manag.* 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 Neotrop.* 19, 1–13.
- Lindberg, W.J., 1997. Can science resolve the attraction- production issue? *Fisheries* 22, 10–16.
- Lindberg, W.J., Frazer, T.K., Portier, K.M., Vose, F., Loftin, J., Murie, D.J., Mason, D.M., Nagy, B., Hart, M.K., 2006. Density-dependent habitat selection and performance by a large mobile reef fish. *Ecol. Appl.* 16, 731–746.
- Liu, L., Du, R., Zhang, X., Dong, S., Sun, S., 2017. Succession and seasonal variation in epilithic biofilms on artificial reefs in culture waters of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Chin. J. Oceanol. Limnol.* 35, 132–152.
- Liu, Y., Zhao, Y., Dong, G., Guan, C., Cui, Y., Xu, T.-J., 2013. A study of the flow field characteristics around star-shaped artificial reefs. *J. Fluid Struct.* 39, 27–40.
- Loh, T.L., Tanzil, J.T.I., Chou, L.M., 2006. Preliminary study of community development and scleractinian recruitment on fibreglass artificial reef units in the sedimented waters of Singapore. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 16, 61–76.
- López, I., Tinoco, H., Aragonés, L., García-Barba, J., 2016. The multifunctional artificial reef and its role in the defence of the Mediterranean coast. *Sci. Total Environ.* 550, 910–923.
- Lopez, J., Moreno, G., Ibaibarriaga, L., Dagorn, L., 2017. Diel behaviour of tuna and nontuna species at drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Western Indian Ocean, determined by Fishers' echo-sounder buoys. *Mar. Biol.* 164, 1–16.
- Love, M.S., Brothers, E., Schroeder, D.M., Lenarz, W.H., 2007. Ecological performance of young-of-the-year blue rockfish (*Sebastes mystinus*) associated with oil platforms and natural reefs in California as measured by daily growth rates. *Bull. Mar. Sci.* 80, 147–157.
- Love, M.S., Nishimoto, M., Clark, S., Schroeder, D.M., 2012. Recruitment of young-of-the-year fishes to natural and artificial offshore structure within central and southern California waters, 2008-2010. *Bull. Mar. Sci.* 88, 863–882.
- Love, M.S., Yoklavich, M., Schroeder, D.M., 2009. Demersal fish assemblages in the Southern California Bight based on visual surveys in deep water. *Environ. Biol. Fish.* 84, 55–68.
- Macreadie, P.I., Fowler, A.M., Booth, D.J., 2011. Rigs-to-reefs: will the deep sea benefit from artificial habitat? *Front. Ecol. Environ.* 9, 455–461.
- Macusi, E.D., Abreo, N.A.S., Babaran, R.P., 2017. Local ecological knowledge (LEK) on fish behavior around anchored FADs: the case of tuna purse seine and ringnet Fishers from southern Philippines. *Front. Mar. Sci.* 4, 1–13.
- Maufroy, A., Chassot, E., Joo, R., Kaplan, D.M., 2015. Large-scale examination of spatiotemporal patterns of drifting Fish Aggregating Devices (dFADs) from tropical tuna fisheries of the Indian and Atlantic Oceans. *PLoS One* 10, 1–21.
- Mbaru, E.K., Sigana, D., Ruwa, R.K., Mueni, E.M., Ndro, C.K., Kimani, E.N., Kaundaarara, B., 2018. Experimental Evaluation of Influence of FADs on Community Structure and Fisheries in Coastal Kenya.
- Mendonça, A., Fortes, C.J., Capitão, R., Neves, M. da G., Moura, T., Antunes do Carmo, J.S., 2012. Wave hydrodynamics around a multi-functional artificial reef at Leirosa. *J. Coast Conserv.* 16, 543–553.
- Mercader, M., Rider, M., Cheminée, A., Pastor, J., Zawadzki, A., Mercière, A., Crec'hriou, R., Verdoit-Jarraya, M., Lenfant, P., 2018. Spatial distribution of

- juvenile fish along an artificialized seascape, insights from common coastal species in the Northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Environ. Res.* 137, 60–72
- Mohamad, N., Samad, A.A.A., Goh, W.I., Monica, H., Hasbullah, F., 2016. Nutrient leach from concrete artificial reef incorporating with organic material. *J. Teknol.* 78, 23–27.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D.G., Altman, D., Antes, G., Atkins, D., Barbour, V., Barrowman, N., Berlin, J.A., Clark, J., Clarke, M., Cook, D., D'Amico, R., Deeks, J.J., Devereaux, P.J., Dickersin, K., Egger, M., Ernst, E., Gøtzsche, P.C., Grimshaw, J., Guyatt, G., Higgins, J., Ioannidis, J.P.A., Kleijnen, J., Lang, T., Magrini, N., McNamee, D., Moja, L., Mulrow, C., Napoli, M., Oxman, A., Pham, B., Rennie, D., Sampson, M., Schulz, K.F., Shekelle, P.G., Tovey, D., Tugwell, P., 2009. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *PLoS Med.* 6.
- Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., García, D., Itano, D., 2007. Using local ecological knowledge (LEK) to provide insight on the tuna purse seine fleets of the Indian Ocean useful for management. *Aquat. Living Resour.* 20, 367–376.
- Muño-Pérez, J., 2008. Artificial reefs to improve and protect fishing grounds. *Recent Pat. Eng.* 2, 80–86..
- Murillas-Maza, A., Moreno, G., Murua, J., 2013. A socio-economic sustainability indicator for the Basque tropical tuna purse-seine fleet with a FAD fishing strategy. *Econ. Agrar. y Recur. Nat.* 13, 5–31.
- Ng, K., Phillips, M.R., Calado, H., Borges, P., Veloso-Gomes, F., 2013. Seeking harmony in coastal development for small islands: exploring multifunctional artificial reefs for São Miguel Island, the Azores. *Appl. Geogr.* 44, 99–111.
- Nicoletti, L., Marzialetti, S., Paganelli, D., Ardizzone, G.D., 2007. Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 233–240.
- Noh, J., Ryu, J., Lee, D., Khim, J.S., 2017. Distribution characteristics of the fish assemblages to varying environmental conditions in artificial reefs of the Jeju Island, Korea. *Mar. Pollut. Bull.* 118, 388–396
- Ogawa, Y., 1968. Experiments on the attractiveness of artificial reefs for marine fishes- VIII. Attraction of young yellow-tail to the model fish reefs. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.* 34, 169–176.
- Oh, C.-O., Ditton, R., Stoll, J., 2008. The economic value of scuba-diving use of natural and artificial reef habitats. *Soc. Nat. Resour.* 21, 455–468.
- Ohno, M., Arai, S., Watanabe, M., 1990. Seaweed succession on artificial reefs on different bottom substrata. *J. Appl. Phycol.* 2, 327–332.
- Oka, M., 1962. Studies on the estimation of the stock capacity of “gyoshō. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.* 28, 477–483.
- Omar, R.M.N.R., Kean, C.E., Wagiman, S., Hassan, A.M.M., Hussein, M., Hassan, H.B.H., Hussin, C.O.M., 1994. Design and construction of artificial reefs in Malaysia. *Bull. Mar. Sci.* 55, 1050–1061.
- 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 Coast Manag.* 157, 147–159.
- Orchard, D.S.E., Hickford, M.J.H., Schiel, D.R., 2018. Use of artificial habitats to detect spawning sites for the conservation of *Galaxias maculatus*, a riparian-spawning fish. *Ecol. Indicat.* 91, 617–625.
- Perkol-Finkel, S., Zilman, G., Sella, I., Miloh, T., Benayahu, Y., 2008. Floating and fixed artificial habitats: spatial and temporal patterns of benthic communities in a coral reef environment. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 77, 491–500.

- 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. *Fish. Res.* 31, 39–59.
- Polovina, J.J., 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In: Seaman Jr.W., Sprage, L.M. (Eds.), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press., Florida - USA, pp. 153–176.
- Pondella, D.J., Zahn, L.A., Love, M.S., Siegel, D., Bernstein, B.B., 2015. Modeling fish production for southern California's petroleum platforms. *Integrated Environ. Assess. Manag.* 11, 584–593.
- Pope, D.L., Moslow, T.F., Wagner, J.B., 1993. Geological and technological assessment of artificial reef sites, Louisiana outer continental shelf. *Ocean Coast Manag.* 20, 121–145.
- Pradal, M.A., Millet, B., 2006. Hétérogénéité spatiale du forçage du vent : fonctionnement des récifs artificiels et circulation des eaux dans la baie sud de Marseille. *Comptes Rendus Biol.* 329, 541–550.
- Ramos, J., Oliveira, M.T., Santos, M.N., 2011. Stakeholder perceptions of decisionmaking process on marine biodiversity conservation on Sal Island (Cape Verde). *Braz. J. Oceanogr.* 59, 95–105.
- Ramos, J., Santos, M.N., 2015. Facilitating fishing decisions in an artificial reef area off southern Portugal: a case study using generalized additive models. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 24–34.
- Ramos, J., Santos, M.N., Whitmarsh, D., Monteiro, C.C., 2007. Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 181–191.
- Ribeiro, J., Monteiro, C.C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Erzini, K., 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 76, 57–68.
- Riera, E., Lamy, D., Goulard, C., Francour, P., Hubas, C., 2018. Biofilm monitoring as a tool to assess the efficiency of artificial reefs as substrates: toward 3D printed reefs. *Ecol. Eng.* 120, 230–237.
- Rilov, G., Benayahu, Y., 1998. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Mar. Environ. Res.* 45, 431–451.
- Rosa, I.M.L., Alves, R.R.N., Bonifácio, K.M., Mourão, J.S., Osório, F.M., Oliveira, T.P.R., Nottingham, M.C., 2005. Fishers' knowledge and seahorse conservation in Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 1, 1–12.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., Peter, H., 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: considerations for decommissioning. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 279–286.
- Salamone, A.L., Robicheau, B.M., Walker, A.K., 2016. Fungal diversity of marine biofilms on artificial reefs in the north-central Gulf of Mexico. *Bot. Mar.* 59, 291–305.
- Santos, D.H.C., Cunha, M.G.G.S., Amancio, F.C., Passavante, J.Z.O., 2010. Recifes Artificiais, Mergulho e Pesca Artesanal: Alguns Aspectos do Conflito na Costa de Pernambuco – Brasil. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 10, 7–22.
- 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. *Ecol. Appl.* 21, 251–262.
- 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. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 15–23.

- Santos, M.N., Monteiro, C.C., 2007. A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia* 580, 225–231.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., 1997. The Olhao artificial reef system (south Portugal): fish assemblages and fishing yield. *Fish. Res.* 30, 33–41.
- Scarcella, G., Grati, F., Bolognini, L., Domenichetti, F., Malaspina, S., Manoukian, S., Polidori, P., Spagnolo, A., Fabi, G., 2015. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 74–85.
- Schaffer, V., Lawley, M., 2012. An analysis of the networks evolving from an artificial reef development. *Curr. Issues Tourism* 15, 497–503.
- Schygulla, C., Peine, F., 2013. Nienhagen reef: abiotic boundary conditions at a large brackish water artificial reef in the baltic sea. *J. Coast Res.* 287, 478–486.
- Seaman, W.J., 2000. *Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats*, first ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- 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 Aust* 17, 374–385.
- Selfati, M., El Oumari, N., Lenfant, P., Fontcuberta, A., Lecaillon, G., Mesfioui, A., Boissery, P., Bazairi, H., 2018. Promoting restoration of fish communities using artificial habitats in coastal marinas. *Biol. Conserv.* 219, 89–95.
- Serrano, E., Ribes, M., Coma, R., 2018. Demographics of the zooxanthellate coral *Oculina patagonica* along the Mediterranean Iberian coast in relation to environmental parameters. *Sci. Total Environ.* 634, 1580–1592.
- Sherman, R.L., Spieler, R.E., 2006. Tires: unstable materials for artificial reef construction. *WIT Trans. Ecol. Environ.* 88, 215–223.
- Smith, J.A., Cornwell, W.K., Lowry, M.B., Suthers, I.M., 2017. Modelling the distribution of fish around an artificial reef. *Mar. Freshw. Res.* 68, 1955–1964.
- 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. *Mar. Biol.* 163, 1–8.
- Smith, J.A., Lowry, M.B., Suthers, I.M., 2015. Fish attraction to artificial reefs not always harmful: a simulation study. *Ecol. Evol.* 4590–4602.
- Spanier, E., 1994. What are the characteristics of a good artificial reef for lobsters? *Crustaceana* 67, 173–186.
- Streich, M.K., Ajemian, M.J., Wetz, J.J., Stunz, G.W., 2018. Habitat-specific performance of vertical line gear in the western Gulf of Mexico: a comparison between artificial and natural habitats using a paired video approach. *Fish. Res.* 204, 16–25.
- Sun, P., Liu, X., Tang, Y., Cheng, W., Sun, R., Wang, X., Wan, R., Heino, M., 2017. The bioeconomic effects of artificial reefs: mixed evidence from shandong, China. *ICES J. Mar. Sci.* 74, 2239–2248.
- Sutton, S.G., Bushnell, S.L., 2007. Socio-economic aspects of artificial reefs : considerations for the great barrier reef marine park. *Ocean Coast Manag.* 50, 829–846.
- 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* 1–11.
- Ten Voorde, M., Carmo, J.S.A., Neves, M.G., 2009b. Designing a preliminary multifunctional artificial reef to protect the Portuguese coast. *J. Coast Res.* 251, 69–79.

- Tessier, A., Dalias, N., Lenfant, P., 2015. Expectations of professional and recreational users of artificial reefs in the Gulf of Lion, France. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 60–73.
- Tiron, R., Mallon, F., Dias, F., Reynaud, E.G., 2015. The challenging life of wave energy devices at sea: a few points to consider. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 43, 1263–1272.
- Todd, B., Partridge, J.C., Taylor, M.D., Cooper, T.F., Mclean, L., 2018. The influence of depth and a subsea pipeline on fish assemblages and commercially fished species. *PLoS One* 13, 1–33.
- Tolentino-Zondervan, F., Berentsen, P., Bush, S.R., Oude Lansink, A., 2018. FAD vs. free school: effort allocation by Marine Stewardship Council compliant Filipino tuna purse seiners in the PNA. *Mar. Pol.* 90, 137–145.
- Tsuda, R.T., Kami, H.T., 1973. Algal succession on artificial reefs in a marine lagoon environment in Guam. *J. Phycol.* 9, 260–264.
- Waldichuk, M., 1974. Coastal marine pollution and fish. *Ocean Manag.* 2, 1–60.
- Walsh, W.J., 1985. Reef fish community dynamics on small artificial Reefs: the influence isolation, habitat structure, and biogeography. *Bull. Mar. Sci.* 36, 357–376.
- Wilding, T.A., 2006. The benthic impacts of the Loch Linnhe artificial reef. *Hydrobiologia* 555, 345–353.
- Wilson, J., Osenberg, C.W., Mary, C.M. St, Watson, C.A., Lindeberg, W.J., 2001. Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in Marine Ornamental Fishes. *Aquarium Sci. Conserv.* 3, 95–105.
- Wood, G., Lynch, T.P., Devine, C., Keller, K., Figueira, W., 2016. High-resolution photomosaictime-series imagery for monitoring human use of an artificial reef. *Ecol. Evol.* 6, 6963–6968.
- Wright, R., Ray, S., Green, D.R., Wood, M., 1998. Development of a GIS of the Moray Firth (Scotland, UK) and its application in environmental management (site selection for an 'artificial reef'). *Sci. Total Environ.* 223, 65–76.
- Xu, Q., Zhang, L., Zhang, T., Zhang, X., Yang, H., 2017. Functional groupings and food web of an artificial reef used for sea cucumber aquaculture in northern China. *J. Sea Res.* 119, 1–7.
- Yamamoto, K.C., Freitas, C.E. de 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? *Ecol. Eng.* 67, 165–170.
- Yun, D.H., Kim, Y.T., 2018. Experimental study on settlement and scour characteristics of artificial reef with different reinforcement type and soil type. *Geotext. Geomembranes* 46, 448–454.
- Zalmon, I.R., Sá, F.S., Dornellas Neto, E.J., Resende, C.E., Mota, P.M., Almeida, T.C.M., 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on infaunal community structure — southeastern Brazil. *J. Exp. Biol. Ecol.* 454, 9–17.

CAPÍTULO 2 - Etnoecologia e socioeconomia em torno de um recife artificial: o caso da pesca artesanal do sudeste do Brasil

Resumo

O objetivo desse estudo é descrever os aspectos etnoecológicos, a valoração e a forma de comercialização das espécies-alvo capturadas na pesca artesanal praticada na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Os dados foram obtidos a partir de entrevistas semiestruturadas realizadas com 60 pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba (21°29'S, 41°00'W), vinculados à colônia de pescadores Z-1. Oitenta e nove espécies foram citadas pelos pescadores e 43,8% desse total são importantes para o comércio da região. Os pescadores citaram cinco zonas distintas que são utilizadas para a pesca: “zona da borda” (68 espécies), estuário do Rio Paraíba do Sul (41 spp.), recife artificial (27 spp.), “malacacheta” (24 spp.) e mar aberto (10 spp.). Os recursos pesqueiros foram classificados de acordo com suas características gastronômicas e econômicas: pescado-de-primeira (35 spp.), pescado-de-segunda (32 spp.), pescado-mistura (10 spp.), pescado-de-descarte (7 spp.) e pescado-isca (5 spp.). O preço das espécies-alvo aumenta ao longo da cadeia produtiva em decorrência do maior número de pessoas envolvidas, dos gastos com insumos e do processo de beneficiamento do pescado. Os dados desse estudo contribuem para o manejo da pesca local e apontam para o uso de estruturas artificiais como ferramenta para manutenção dos recursos pesqueiros no norte do Rio de Janeiro, Brasil.

Palavras-chave: pesca artesanal, conhecimento local ecológico, espécie-alvo, etnociências, manejo pesqueiro.

1. Introdução

A prática da pesca artesanal é uma atividade tradicional autônoma que pode ter participação familiar e geralmente é associado a comunidades pesqueiras locais (Diegues, 2008; Vasconcellos et al., 2011). Nessas práticas, os pescadores exploram o litoral com pequenas embarcações e equipamentos que têm baixa autonomia (pouco espaço para armazenar o pescado, baixa velocidade e baixa capacidade de deslocamento), costumam capturar espécies aquáticas para subsistência ou comercialização em pequena escala (Diegues, 2004; Clauzet et al., 2007; Vasconcellos et al., 2011).

Na pesca artesanal, os pescadores podem usar seu próprio meio de produção, alugar ou ser empregado de alguém que possua embarcação. Atuam *onshore* ou *offshore* com embarcações menores que 20 toneladas (Brasil, 2009, 2011). Pescadores artesanais geralmente são organizados em colônias de pesca ou associação com um líder local como representante. Por outro lado, a atividade

pesqueira industrial utilizam embarcações de médio e grande porte, operando ao longo de águas continentais e sua produção é exclusivamente para o comércio (Vianna, 2009; FIPERJ, 2013). Nesse tipo de atividade pesqueira costuma ser utilizada diferentes engrenagens de pesca ativas, baseado em diferentes espécies-alvo, que podem combinar diferentes instrumentos de captura (e.g. redes de arrasto, dragas e redes de cerco) (Diegues, 2004; Clauzet et al., 2007).

As principais diferenças entre as atividades artesanais e industriais pesqueiras estão relacionadas a capacidade de captura de espécies-alvo e a utilização de equipamento de pesca de grande escala (Vasconcellos et al., 2011). A pesca intensiva pode ocorrer tanto nas categorias artesanal como industrial e ocorre através da exploração descontrolada dos recursos pesqueiros, o que pode afetar a sustentabilidade pesqueira local (Diegues, 2008). O avanço da pesca industrial intensiva e da degradação dos ambientes costeiros ameaçam os recursos pesqueiros locais e, conseqüentemente, a relação socioambiental dos pescadores artesanais, que são afastados de suas áreas de pesca históricas (Islam & Tanaka, 2004; Crain et al., 2009; Vasconcellos et al., 2011).

Nesse contexto, estudos etnoecológicos têm se mostrado eficientes no fornecimento de informações relevantes sobre o ambiente e as espécies exploradas, pois levam em consideração o conhecimento dos sujeitos que mantêm contato direto e regular com os recursos naturais (Johannes, 2002; Silvano et al., 2009). A partir do conhecimento ecológico local (CEL) é possível compreender, por exemplo, aspectos do comportamento e ocorrência das espécies bem como os impactos ambientais que as afetam, que muitas vezes são despercebidos pelos pesquisadores (Begossi, 2006; Silvano, 2006; Hanazaki et al., 2013). O CEL de pescadores artesanais fornece conhecimento sobre os aspectos ecológicos, taxonômicos e etológicos da biota marinha, constituindo importantes inventários, sobretudo, em lugares onde os estudos científicos são escassos (Bezerra et al., 2012; Silvano & Begossi, 2012; Pinto et al., 2015). A análise das interações entre pescadores e recursos pesqueiros é importante para entender as distintas formas de uso, captura, categorização e comercialização das espécies-alvo (Begossi, 2006; Souza et al., 2007; Gerhardinger et al., 2006). Estudos sobre a dinâmica da pesca por meio do uso de CEL têm sido utilizados no desenvolvimento de medidas de manejo para a conservação de espécies mais vulneráveis ou ameaçadas de extinção.

No cenário nacional, o Rio de Janeiro é o sétimo em produção pesqueira e a costa norte reúne seis importantes portos de pesca artesanal (Vianna, 2009; ICMBIO 2011). Apesar das estratégias de manejo da pesca no Brasil (*i.e.*, regulação da pesca e da época de defeso, benefícios públicos para os pescadores e subsídios a insumos pesqueiros), políticas públicas para a pesca artesanal no norte do Rio de Janeiro ainda são ineficientes, devido à dificuldade do Estado em gerir os pressupostos legais (Pérez et al., 2001; Castello, 2007; Brasil, 2009, FIPERJ, 2013, 2015). A gestão partilhada das atividades de pesca inclui informações sobre os recursos pesqueiros e como são explorados, além da participação dos pescadores na tomada de decisões políticas e processo econômico (Berkes et al., 2006; Pomeroy et al., 2007).

Diversos estudos têm contribuído com essa temática, através de observações das atividades de pesca, acompanhamento regular da produção pesqueira e entrevistas com pescadores (Ota & Just, 2008; Silvano & Begossi, 2012; Pinto et al., 2015). Estudos ao longo da costa do Rio de Janeiro (*e.g.*, Di Benedetto et al., 1998; Di Benedetto, 2001; Fernandes et al., 2014; Oliveira et al., 2016; Zappes et al., 2016; Lima et al., 2018) foram realizados para analisar atividades dos pescadores e gestão dos recursos pesqueiros. Tais estudos se dedicaram a descrever os principais tipos de embarcações, artes de pesca e espécies-alvo capturadas. No entanto, pouco se sabe sobre o processo de captura de espécies-alvo em diferentes pesqueiros e sobre a socioeconomia dos recursos pesqueiros no litoral norte do Rio de Janeiro.

Em 1996, um recife artificial (RA) composto principalmente por estruturas de concretos (*Reef Balls*®) foi instalado no litoral norte do Rio de Janeiro perto da comunidade pesqueira de Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana. Estes módulos foram instalados para aumentar a abundância, a biomassa dos recursos pesqueiros e melhorar a taxa de produção pesqueira artesanal (Santos et al., 2010; Santos & Zalmon, 2015). Ao longo dos anos, os pescadores locais tem usado a área onde o RA foi implantado como área de pesca auxiliar para captura de algumas espécies-alvo (Lima et al., 2018). No entanto, há pouca informação sobre as espécies capturadas nestas estruturas artificiais ou noutras áreas de pesca utilizadas pelos pescadores artesanais no norte do Rio de Janeiro. Assim, o objetivo deste trabalho é descrever a pesca artesanal, os aspectos etnoecológicos e a comercialização das espécies-alvo no litoral norte do Rio de Janeiro (especialmente no RA). É objetivo também desse estudo, identificar os tipos de artes de pesca, as espécies associadas

e suas interações ecológicas. Os resultados contribuirão para a gestão da pesca local, além da avaliação do uso desse RA para o co-gerenciamento de espécies vulneráveis e ameaçadas na região.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O litoral norte do Rio de Janeiro está localizado em uma zona de transição entre águas quentes e oligotróficas e a corrente de ressurgência fria e rica em nutrientes do Atlântico Sul (Valentin & Monteiro-Ribas, 1993) (Fig. 6). A plataforma continental dessa região possui assoalho predominantemente composto por areia, lama e sedimento biogênico do Rio Paraíba do Sul (RPS) e Rio Itabapoana (RI) (Murilo et al., 2009). Durante o período chuvoso (janeiro a março) a pluma estuarina da RPS chega a 20 km da costa, o que afeta os processos ecológicos das comunidades de peixes marinhos e locais (Ovalle et al., 2014).

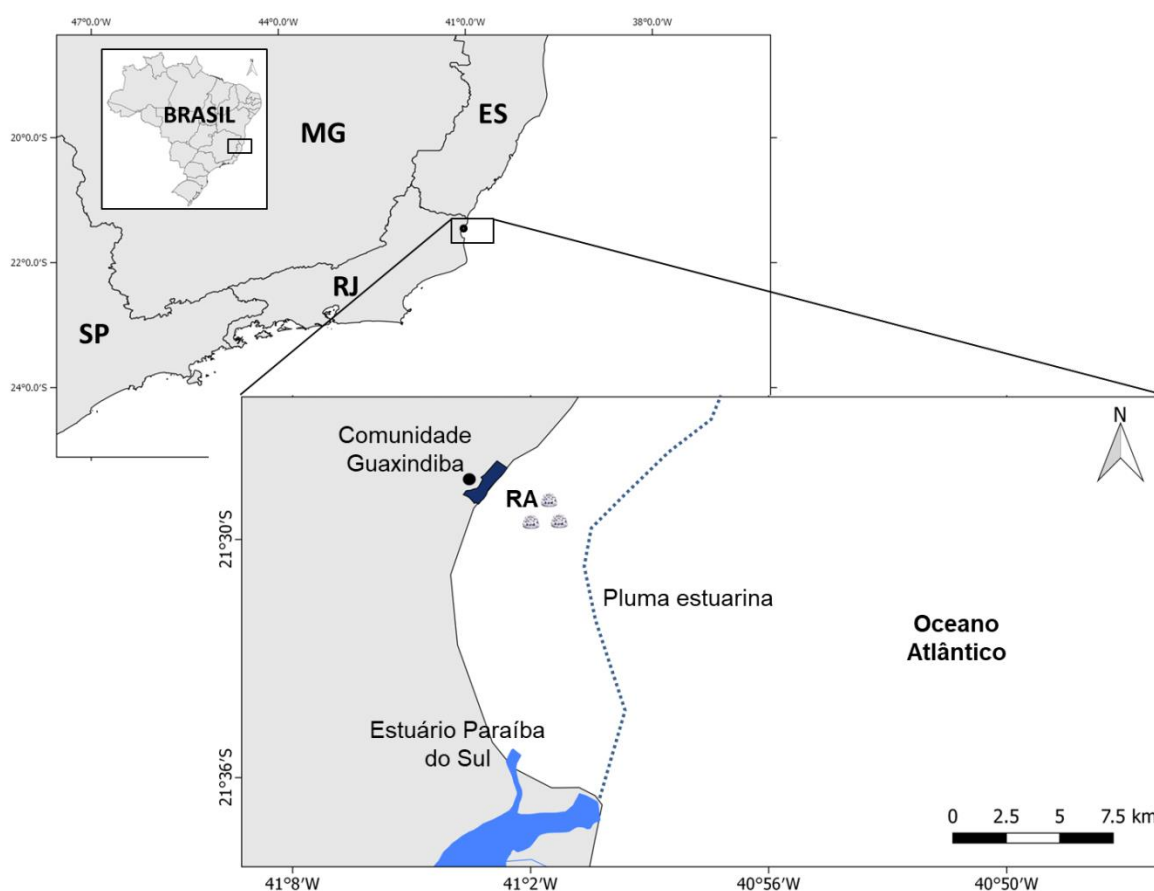


Figura 6. Localização da comunidade pesqueira Guaxindiba e do recife artificial instalado na costa norte fluminense. MG - Minas Gerais, ES - Espírito Santo, SP – São Paulo e RJ - Rio de Janeiro.

A comunidade pesqueira de Guaxindiba (21°29'S, 41°00'W) é caracterizada pela captura de camarão, pescada, corvina, bagre e tubarão (Di Benedetto, 2001; Vianna, 2009; Lima et al., 2018). A pesca nesta região é predominantemente artesanal e os pescadores são representados pelo Z-1 Colônia de Pescadores, que tem 328 associados (FIPERJ, 2015). A colônia de Pescadores Z-1 é o órgão de classe dos pescadores artesanais do norte do estado do Rio de Janeiro com natureza jurídica própria, liderado por um representante eleito (presidente), e que tem como finalidade a defesa dos direitos dos pescadores e organização da comercialização dos recursos pesqueiros (Brasil, 2008, Lei 11.699/08). A colônia de pescadores Z-1 é composta em sua maioria por pescadores artesanais, que atuam principalmente nas áreas costeiras marinhas da Bacia de Campos, entre os municípios de São Francisco de Itabapoana (21°18'S, 40°57'W) e Macaé (22°22'S, 41°47'W), desde áreas próximas à linha da costa até 120 km de distância.

Em março de 1996, um complexo recifal foi instalado em um fundo plano e homogêneo de 9 m de profundidade e 9 km da comunidade pesqueira de Guaxindiba. Inicialmente, o RA era composto por módulos experimentais de tubos de concreto (N = 12), feixes de pneus (N = 12) e estacas de tijolos (N = 4), cobrindo aproximadamente 1.500 m² do fundo do mar (Zalmon et al., 2002). Subsequentemente, o complexo de recifes foi aumentado pela adição de feixes de pneus (N = 12) e blocos pré-fabricados de cimento (N = 7) em fevereiro de 1997 (Santos et al., 2011) e 36 estruturas pré-fabricadas (*Reef Balls*®). Cada estrutura tem 1m³, pesa 500 kg e possui furos de 20 cm de diâmetro que são ideais para criar habitats para várias espécies marinhas (peixes, lagostas, ostras) e também para impedir a pesca de arrasto (Sherman et al., 2002; Young et al., 2012).

2.2. Coleta de dados

Os dados foram coletados no período de novembro de 2016 a maio de 2017 através de entrevistas etnográficas com pescadores da comunidade de Guaxindiba. Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Instituto Federal de Sergipe, Brasil (Anexo 4, CAAE 64939116.1.0000.8042). A anuência para realização deste estudo foi concedida pela presidente da Colônia de Pesca Z-1 (Anexo 5), que representa a categoria dos pescadores da costa norte do Rio de Janeiro.

Os entrevistados foram selecionados através de três critérios: 1) serem pescadores artesanais; 2) ter a pesca como principal atividade e 3) está envolvido na pesca artesanal por pelo menos de 20 anos. Um total de 60 pescadores artesanais da colônia Z-1 se dispuseram a participar deste estudo e atenderam os critérios de seleção. Para Mason (2010) o tamanho ideal de amostra para estudos etnográficos varia entre 30 e 60 entrevistas para cada comunidade, sendo nossa amostra considerada apropriada para esse estudo. Segundo o levantamento de Crouch e McKenzie (2006) pesquisas qualitativas que utilizam conhecimento local e grande amostragem, não introduzem novas informações aos estudos etnográficos.

O primeiro entrevistado foi selecionado por meio de colaboração com um guia (presidente da colônia Z-1). A técnica de amostragem de bola-de-neve foi usada para identificar candidatos para a segunda entrevista, e seguindo para indicação do próximo entrevistado (Lyra-Neves et al., 2015). Em certos casos, a técnica de bola-de-neve foi interrompida e o próximo entrevistado foi selecionado pela abordagem de candidatos aleatoriamente andando pela comunidade de pescadores. Isso foi feito a fim de minimizar possíveis tendências pessoais na indicação dos entrevistados (Silva et al., 2014).

Seguindo o método descrito por Malinowski (1984) e Sieber et al., (2014), o pesquisador (JSL) e um assistente acompanharam pescadores artesanais durante a sua rotina de pesca, desde a preparação e manutenção dos equipamentos de pesca até a venda do pescado. Observações foram registradas num diário de campo para identificar as características estruturais e culturais da comunidade estudada (Clifford, 1998). As entrevistas foram realizadas com um questionário semiestruturado (Kendall, 2008), contendo questões abertas e fechadas relacionadas à caracterização dos entrevistados, descrição da pesca artesanal, caracterização e comercialização dos recursos pesqueiros (Tab. 3).

Para identificação taxonomica dos recursos pesqueiros mencionados pelos entrevistados, peixes foram capturados com redes de emalhar ou obtidos de mercados locais após a verificação de origem do pescado. Lagostas, ostras e camarões foram amostrados nos mercados locais, após confirmação com o pescador sobre o local de captura. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 10%. Os peixes foram identificados por meio de chaves (Figueiredo & Menezes 1977, 1978, 1980a, 1980b, 1985 e 2000; Eschmeyer & Fong, 2019; Froese & Pauly, 2019), e para moluscos e crustáceos, a informação foi comparada com

literatura (Costa et al., 2003; Jereb & Roper, 2010; Tudesco et al., 2012; Amaral & Simone, 2014; Giraldes & Smyth, 2016). Depois da identificação dos nomes científicos, os nomes comuns das espécies foram confirmados por sete "especialistas locais" indicados pela comunidade pesqueira de Guaxindiba.

Tabela 3. Tópicos abordados no questionário semiestruturado dirigido a pescadores da comunidade de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Tópicos	Questões
1. Perfil dos pescadores	Gênero Idade Escolaridade Tempo de pesca Transmissão do conhecimento pesqueiro
2. Descrição da pesca artesanal	Embarcações Artefatos de pesca Áreas de pescas Interferências ambientais que influenciam a pesca
3. Caracterização do pescado	Espécies que ocorrem na região Habitat das espécies-alvo Categorização das espécies-alvo
4. Comercialização do pescado	Principais espécies-alvo comercializadas Período de pesca das espécies-alvo Valor das espécies-alvo Cadeia produtiva das espécies-alvo

2.3. Análise de dados

As respostas foram organizadas em categorias de acordo com o roteiro da entrevista (Ryan & Bernard, 2000). Isso permitiu a descrição e a comparação do saber local em relação à pesca artesanal e a caracterização ecológica e econômica dos recursos pesqueiros da região. As comparações foram realizadas a partir das frequências percentuais das respostas dos questionários (Sieber et al., 2014). Os tópicos em que os pescadores responderam mais de uma opção, a frequência percentual foi calculada pelo número de respostas totais e não pelo número de entrevistados.

Com base nas entrevistas e observações *in situ* foi elaborado um calendário de pesca incluindo os meses com maior captura, o preço médio das principais espécies comercializadas (dólar) e a situação de risco das espécies-alvo de acordo com União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2019) e o Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA, 2014). Posteriormente, o calendário foi apresentado aos pescadores artesanais para confirmação dos resultados. O CEL foi analisado pelo método de triangulação, que consiste em cruzar as informações

coletadas por meio de diário de campo, observação participante e questionário de entrevista para comparar semelhanças e discrepâncias nos dados (Yeasmin & Rahman 2012).

3. Resultados

3.1. Descrição da pesca artesanal e interferências ambientais

Os pescadores entrevistados foram em sua maioria do sexo masculino (n = 59; 98,3%), com uma pessoa do sexo feminino. O intervalo de idade dos pescadores variou entre 40 e 78 anos e o tempo médio de pesca entre 22 e 60 anos. Quanto à escolaridade, 37 pescadores possuem ensino fundamental incompleto (61,7%), 14 possuem ensino fundamental completo (23,3%) e nove nunca estudaram (15%). A transmissão da cultura pesqueira é repassada por membros familiares, principalmente pais e irmãos mais velhos.

As embarcações mais comuns encontradas em Guaxindiba são do tipo traineira e canoa (remo ou motor). As traineiras são usadas principalmente para a pesca de longa duração, que pode durar até 10 dias. Neste tipo de embarcação utiliza-se rede de arrasto de fundo, rede de parelha, linha de fundo ou espinhel (> 35 km de distância da linha de costa). A canoa com motor é usada principalmente para pesca de curta duração, que dura até 8 horas entre o amanhecer e o início da tarde. Nesta embarcação os artefatos utilizados são linha de fundo e rede de emalhar (superfície e fundo). A canoa com remo é usada como suporte no transporte de carga para as traineiras, pois não há atracadouro, quebra-mar ou conexão do oceano com o rio (boca de barra) na região, o que dificulta o acesso dos pescadores as embarcações maiores.

O artefato de pesca mais utilizado é a rede de arrasto (n = 41; 32,5%), seguido da linha de fundo e anzol (16,7%; n = 21), espinhel (n = 19; 15,1%), rede de emalhe de fundo (n = 17; 13,5%), rede de parelha (n= 12; 9,5%), rede feiticeira (n = 9; 7,1%) e rede de emalhe de superfície (n = 7; 5,6%). Os sete tipos de artefatos de pesca utilizados pelos pescadores artesanais estão descritos na Tabela 4 e um mesmo pescador pode utilizar mais de um artefato de pesca.

Os pescadores mencionaram cinco zonas distintas que são utilizadas para a pesca na costa norte do Rio de Janeiro: “zona da borda” (0 a 30 km da zona costeira), “ocas de concretos” (área com estruturas artificiais na costa), “boca do rio” (desembocadura do RPS), “malacacheta” (30 a 90 km) e “mar aberto” (acima de 90

km) (Fig. 7). De acordo com os entrevistados, a zona de fronteira tem o maior número de espécies capturadas (68 espécies; 40%), seguido pelo estuário do RPS (41 spp.; 24,1%), RA (27 spp.; 15,9%), malacacheta (24 spp.; 14,1%) e mar aberto (10 spp.; 5,9%). Uma mesma espécie-alvo pode ser capturada em mais de uma zona de pesca, o que justifica o número de respostas maior que o número de espécies citadas.

Tabela 4. Descrição dos artefatos de pesca utilizados pelos pescadores de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Artefato de Pesca	Descrição
Rede de arrasto ⁽¹⁾	Rede cônica com malhagem entre 10 e 20 mm e comprimento entre 10 e 15 m. A rede é rebocada por um navio e sua abertura é mantida aberta por um par de portas de aço cujas dimensões variam de acordo com o tamanho da rede e a potência do motor do navio.
Linha de fundo e anzol ⁽²⁾	Linha principal (nylon) que varia entre 30 e 100 m de comprimento, com 10 linhas secundárias com 5 anzóis para iscas.
Espinhel ⁽²⁾	Linha principal (nylon) que varia entre 100 e 600 m de comprimento, com linhas secundárias de 2 m de comprimento amarradas com 20 anzóis de arame. A linha principal é suportada por boias na superfície e conectada a âncoras em engrenagens inferiores.
Rede de emalhe de fundo ⁽²⁾	Rede implantada verticalmente por meio de âncoras e marcada por bóias de superfície. A malhagem da rede varia entre 30 e 80 mm, e o comprimento da rede varia entre 3 e 50 m.
Rede de parelha ⁽³⁾	Rede cônica rebocada por dois navios equidistantes que se movem a velocidade constante. A malhagem da rede varia entre 30 e 80 mm e o comprimento da rede varia entre 100 e 200 m.
Rede feiticeira ⁽⁴⁾	Rede de emalhar constituída por três camadas de rede: duas redes exteriores com fio de 0,4 mm e um tamanho de malha entre 150 e 300 mm e uma rede interior com fio de 0,2 mm e um tamanho de malha entre 40 e 60 mm.
Rede de emalhe de superfície ⁽⁵⁾	Rede verticalmente estendida entre duas linhas (0,3 mm de espessura). A linha superior tem flutuadores e a linha inferior é ponderada sem âncoras. A malhagem da rede varia entre 30 e 80 mm, e o comprimento líquido varia entre 5 e 50 m.

Legenda: Principais espécies-alvo associadas às artes de pesca: ⁽¹⁾*Xiphopenaeus kroyeri*. ⁽²⁾*Cynoscion virescens*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus parallelus*, *Caranx latus*, *Caranx crysos* e *Anisotremus surinamensis*. ⁽³⁾*Isopisthus parvipinis* e *Macrodon ancylodon*. ⁽⁴⁾*Mugil liza*. ⁽⁵⁾*Rhizoprionodon porosus* e *Rhizoprionodon lalandii*.

Os pescadores destacaram as condições ambientais (ventos, marés, fases da lua) como fatores determinantes no planejamento da pesca. A direção do vento é o principal preditor utilizado para a condução da atividade na região (Fig. 7). Os ventos do quadrante norte (n = 26; 43,3%), nordeste (n = 22; 36,7%) e sudeste (n = 12; 20,0%) são considerados os melhores para a pesca. Os ventos do quadrante norte direcionam as espécies-alvo para próximo da linha da costa e os ventos do quadrante nordeste aumentam a turbidez da água, o que facilita a captura de camarões e cações. Já os ventos do quadrante sudeste têm menor intensidade, o que é bom para a pesca praticada em regiões mais afastadas da linha da costa.

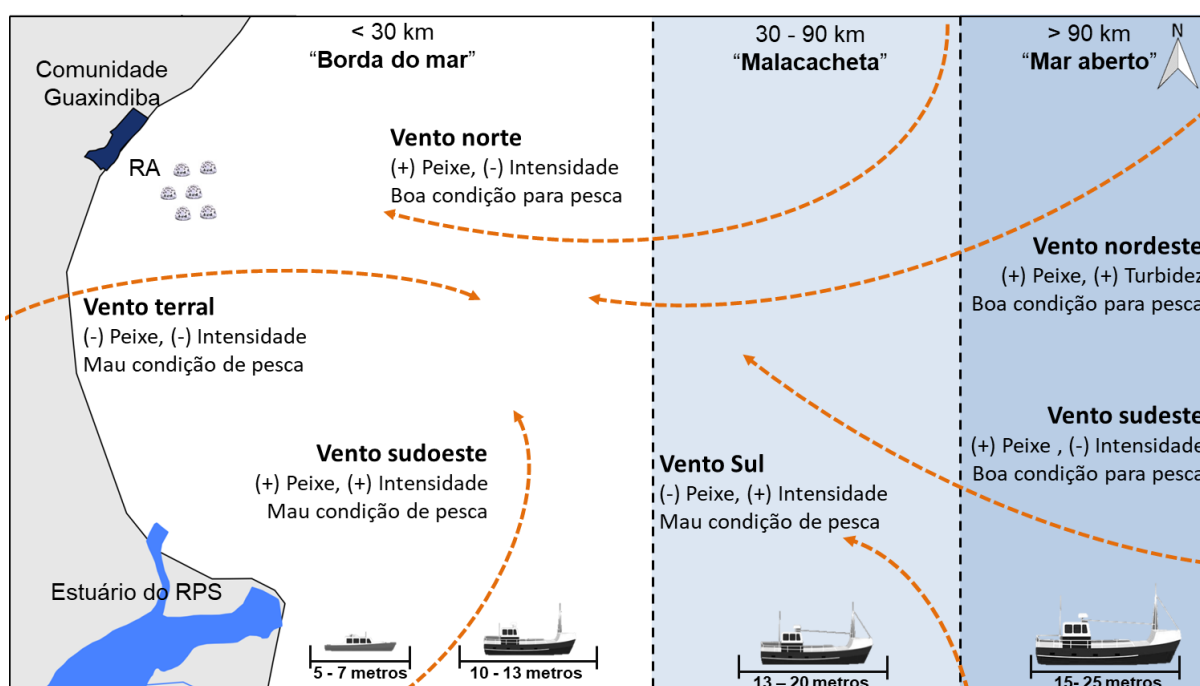


Figura 7. Esquema da zona de pesca, tipos de embarcações e classificação dos ventos com as respectivas características pesqueiras.

Por outro lado, sul (n = 31; 51,7%), sudoeste (n = 18; 30%) e terral (n = 11; 18,3%) representam as piores condições para a pesca. Segundo os pescadores, o vento sul (“vento de viração”) é muito intenso, e a pesca é evitada no período que é mais frequente esse tipo de vento (agosto e setembro). O vento sudoeste é relacionado ao aumento na disponibilidade das espécies-alvo; entretanto, a forte movimentação da água associada a este vento dificulta bastante o manuseio dos artefatos de pesca. O vento denominado terral é considerado como “calmo”, mas direciona as espécies-alvo para regiões mais afastadas da linha da costa, o que aumenta o tempo e os custos associados à pesca.

Os entrevistados consideram a maré “alta”, “viva” ou de sizígia (n = 32; 53,3%) como a melhor condição para a realização da pesca quando comparada a maré “baixa”, “morta” ou de quadratura (n = 19; 31,6%). O período de lua cheia com maré de sizígia (n = 24; 40%) foi indicado como condição favorável para a pesca de camarão (*Artemesia longinaris*, *Farfantepenaeus paulensis*, *Litopenaeus schmitti* e *Xiphopenaeus kroyeri*), e é quando há o deslocamento das espécies de peixe para as regiões mais próximas da linha da costa. A maré de quadratura é apontada como adequado a captura de espécies como tainha (*Mugil liza*), robalo (*Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus*) e cações (*Carcharhinus porosus*, *Rhizoprionodon lalandii* e *Rhizoprionodon porosus*) devido ao período que a luz da lua incide com menor intensidade sobre a superfície da água. O período de lua crescente (n = 14; 23,3%) é marcado pela pesca em regiões além de 30 km da linha de costa devido ao menor movimento das correntes marinhas. Os pescadores associaram a lua minguante (n = 13; 21,6%) ao período de desova de peixes na região do estuário do RPS.

3.2. Caracterização e comercialização dos recursos pesqueiros

Oitenta e nove espécies pertencentes a quatro classes e distribuídas em 44 famílias foram relatadas pelos entrevistados: Osteichthyes (69 spp.), Chondrichthyes (11 spp.), Malacostraca (7 spp.), Cephalopoda (1 spp.) e Bivalvia (1 spp.). As famílias mais representativas foram Sciaenidae (14 spp.), Carangidae (7 spp.), Ariidae (6 spp.), Haemulidae (6 spp.) e Carcharhinidae (5 spp.).

Os pescadores diferenciaram o habitat dos peixes a partir da sua distribuição vertical na coluna d'água. Os “peixes-boieiros” (12 spp.; 13,5%) são representados por espécies que se alimentam na superfície da coluna d'água. “Peixes-meio-d'água” (39 spp.; 43,8%) incluem espécies que tem grande movimentação na coluna d'água, variando de acordo com as condições climáticas ou necessidade alimentar do peixe. E “peixes-de-fundo” são divididos em “peixes-de-lama (23 spp.; 25,8%) e “peixes-de-pedra” (15 spp.; 16,9%) que habitam e se alimentam em substrato inconsolidado e consolidado, respectivamente.

Os recursos pesqueiros da região são classificados em cinco categorias pelos entrevistados: Pescado-de-primeira (35 spp.; 39,3%): espécies com maior preferência de captura entre os pescadores devido ao sabor agradável e alto valor comercial. Recurso destinado exclusivamente para comercialização, sendo

consumido pelos pescadores e seus familiares apenas em datas comemorativas. O preço de venda desse pescado varia entre US\$ 2,90/kg e US\$ 8,60/kg (Tab. 5).

Tabela 5. Espécies registradas como pescado-de-primeira pelos pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	N	Nome científico	Equipamento	Zona de pesca
Anchova	15	<i>Pomatomus saltatrix</i>	E, ES	RA, M, MA
Badejo	9	<i>Mycteroperca microlepis</i>	E, ES	M, MA
Bicuda	7	<i>Sphyrna guachancho</i>	E, LA	B, M, MA
Bijupirá	6	<i>Rachycentron canadum</i>	E, LA	B, M
Bonito	8	<i>Euthynnus alletteratus</i>	E, ES	B, M
Cação-anequim	6	<i>Isurus oxyrinchus</i>	E, LA	B, M, MA
Cação-areia	12	<i>Carcharias taurus</i>	E, LA	B, M
Cação-barriga-d'água	6	<i>Carcharhinus</i> sp.	E, LA, ES	B, M, MA
Cação-galha-preta	27	<i>Carcharhinus porosus</i>	E, LA, ES	B, M
Cação-olho-verde	35	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	E, LA, ES	RA, B
Cação-panan	6	<i>Sphyrna</i> sp.	LA, AF, EF	B
Cação-tintureiro	18	<i>Prionace glauca</i>	E, LA, ES	B, M
Cação-torce-torce	32	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	E, LA, ES	RA, B
Cação-viola	15	<i>Pseudobatos percellens</i>	LA, AF, EF	B
Camarão-barba-ruça	37	<i>Artemesia longinaris</i>	AF	B, E
Camarão-branco	31	<i>Litopenaeus schmitti</i>	AF	B, E, M
Camarão-rosa	35	<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	AF	B, M
Camarão-sete-barbas	52	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	AF	B, E
Cherne	6	<i>Epinephelus niveatus</i>	LA, ES	MA
Dourado-do-mar	15	<i>Coryphaena hippurus</i>	E, LA	MA
Garoupa	6	<i>Epinephelus marginatus</i>	LA, ES	M, MA
Lagosta-marrom	20	<i>Panulirus</i> sp.	AF, EF	RA
Lagosta-rainha	20	<i>Panulirus argus</i>	AF, EF	RA
Lula	9	<i>Loligo</i> sp.	AF, RP	B, M
Namorado	14	<i>Pseudopercis numida</i>	LA, E	MA
Pescada-banana	16	<i>Nebrius microps</i>	LA, EF, AF	B, E
Pescada-branca	25	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	LA, EF, AF	B, E
Pescada-selvagem	45	<i>Cynoscion virescens</i>	LA, EF, AF	RA, B, E
Prejereba	10	<i>Lobotes surinamensis</i>	E, ES	B, M
Robalo-fincudo	42	<i>Centropomus undecimalis</i>	LA, EF	RA, E
Robalo-peva	48	<i>Centropomus parallelus</i>	LA, EF	RA, E
Sarda	21	<i>Scomberomorus maculatus</i>	E, ES	RA, M, MA
Sargo-de-beiço	32	<i>Anisotremus surinamensis</i>	LA, EF	RA
Sargo-de-dente	26	<i>Archosargus probatocephalus</i>	LA, EF	RA
Tainha	42	<i>Mugil liza</i>	RF, ES	B, E

Legenda: N - Número de citações. Equipamento de pesca: E – espinhel, LA - linha de fundo e anzol, AF – rede de arrasto de fundo, RF – rede feiticeira, ES – rede de emalhe de superfície, EF – rede de emalhe de fundo e RP – rede de parelha. Zona de pesca: B – zona da borda, E - estuário, RA - recife artificial, M - Malacacheta e MA - mar aberto.

Pescado-de-segunda (32 spp.; 36%), espécies de sabor agradável, mas com menor preferência pelo mercado consumidor devido à presença de muitos

“espinhos”. Em geral, esses peixes são consumidos pelos pescadores e suas famílias. O preço de venda varia entre US\$ 0,60/kg e US\$ 2,30/kg (Tab. 6).

Tabela 6. Espécies registradas como pescado-de-segunda pelos pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	N	Nome científico	Equipamento	Zona de pesca
Bagre-amarelo	39	<i>Aspistor luniscutis</i>	AF, EF	B, E
Bagre-bandeira	47	<i>Bagre bagre</i>	LA, AF, EF	B, E
		<i>Bagre marinus</i>	LA, AF, EF	B, E
Bagre-branco	45	<i>Genidens barbuis</i>	LA, AF, EF	B, E
Bagre-calafate	21	<i>Notarius grandicassis</i>	AF, EF	B, E
Bagre-urutu	39	<i>Genidens genidens</i>	AF, EF	B, E
Baiacú-ará	24	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LA, E, EF	B, RA
Barana	9	<i>Elops saurus</i>	E, ES	B
Carapeba	15	<i>Diapterus rhombeus</i>	LA, E, EF	B
Castanha	6	<i>Umbrina canosai</i>	AF, EF, RP	B, E
Cororoça	7	<i>Orthopristis ruber</i>	LA, EF	B
Corvina	21	<i>Micropogonias furnieri</i>	LA, E, AF, EF	B, E
Espada	6	<i>Trichiurus lepturus</i>	LA, EF	B
Goete	34	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	LA, EF, AF	B, E
Goibira	15	<i>Oligoplites saliens</i>	LA, EF	B, M
Linguado	7	<i>Syacium papillosum</i>	AF, EF	B, E
Olhete	8	<i>Seriola sp.</i>	E, ES	B, M
Olho-de-cão	6	<i>Priacanthus arenatus</i>	LA, E, EF	B
Papa-terra	16	<i>Menticirrhus americanus</i>	AF, EF, RP	B, E
Pargo	22	<i>Lutjanus analis</i>	LA, E	RA, M
Parú	15	<i>Chaetodipterus faber</i>	LA, EF, RF	RA
Peroá-leste	32	<i>Balistes vetula</i>	E, LA	M
Peroá-preto	45	<i>Balistes capriscus</i>	E, LA	M
Pescadinha	56	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	AF, EF, RP	RA, B, E
		<i>Macrodon ancylodon</i>	AF, EF, RP	RA, B, E
Raia-marrom	15	<i>Hypanus americanus</i>	E, AF, EF	RA
Raia-pintada	9	<i>Aetobatus narinari</i>	E, AF, EF	B
Sabãozinho	11	<i>Peprilus paru</i>	AF, RP, EF	B, E
Salema	7	<i>Anisotremus virginicus</i>	AF, EF	B
Xarelete	11	<i>Caranx crysos</i>	E, ES	RA, B, M
Xaréu	11	<i>Caranx latus</i>	E, ES	RA, B, M
Xixarro	8	<i>Trachurus lathami</i>	E, ES	B, M

Legenda: N – Número de citações. Equipamento de pesca: E – espinhel, LA – linha de fundo e anzol, AF – rede de arrasto de fundo, ES – rede de emalhe de superfície, EF – rede de emalhe de fundo e RP – rede de parelha. Zona de pesca: B – zona da borda, E - estuário, RA – recife artificial e M - malacacheta.

Pescado-mistura (10 spp.; 11,2%), grupo de espécies menos preferido pelo mercado consumidor devido ao seu sabor rançoso e/ou presença de muitos “espinhos” de tamanho pequenos (Tab. 7). A categoria "mistura" é designada principalmente as capturas acessórias da pesca de camarões, e são assim classificadas porque diferentes espécies são vendidas juntas por um único preço

(US\$ 0,20/kg). É comum na comunidade Guaxindiba que pescadores presenteiam amigos e familiares com esse tipo de pescado.

Pescado-isca (5 spp., 5,6%), espécies de tamanho pequeno que não são consumidos na região (Tab. 7). Nesta categoria inclui espécies que são usadas como isca em espinhel, linha de fundo e anzol para captura de espécies comercialmente importantes. A sardinha-laje (*Opisthonema oglinum*) é utilizada como isca na captura do dourado-do-mar (*Coryphaena hippurus*) e a piaba-olhuda (*Pellona harroweri*) na captura do peroá-preto (*Balistes capriscus*) e peroá-leste (*Balistes vetula*).

Tabela 7. Espécies registradas como mistura, descarte e isca por pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	N	Nome científico	Equipamento	Zona de pesca	C
Boca-de-velho	6	<i>Anchovia sp.</i>	AF, ES, EF, RP,	RA, B, E	I
Cabeça-dura	10	<i>Stellifer brasiliensis</i>	AF, RF, EF, RP	RA, B, E	M
		<i>Stellifer rastrifer</i>	AF, RF, EF, RP	RA, B, E	M
		<i>Stellifer stellifer</i>	AF, RF, EF, RP	RA, B, E	M
Cangoá-relógio	16	<i>Larimus breviceps</i>	AF, RF, EF, RP	B, E	M
Cobra-caramuru	3	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	AF, EF	B, E	D
Cobra-preta	3	<i>Gymnothorax moringa</i>	AF, EF	B, E	D
Folha-de-mangue	6	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	AF, EF, RP	B, E	D
Gurundeia	5	<i>Haemulon aurolineatum</i>	AF, EF, RP	B	M
Língua-de-mulata	5	<i>Trinectes paulistanus</i>	AF, EF, RP	B, E	D
Manjuba	5	<i>Anchoviella sp.</i>	AF, ES, EF, RP	B, E	I
Maria-luiza	12	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	AF, RF, EF, RP	RA, E	M
Maria-sapeba	5	<i>Symphurus plagusia</i>	AF, EF, RP	B, E	D
Ostra	3	<i>Crassostrea sp.</i>	EF	RA	D
Pargo-vermelho	6	<i>Haemulon steindachneri</i>	AF, EF	B	M
Peixe-galo	6	<i>Selene setapinnis</i>	AF, EF, RP	RA, E	M
Peixe-voador	6	<i>Dactylopterus volitans</i>	AF, EF, RP	B	M
Piaba-olhuda	5	<i>Pellona harroweri</i>	AF, ES, EF, RP	B, E	I
Roncador	6	<i>Conodon nobilis</i>	AF, RF, EF, RP	RA, B, E	M
Sardinha-de-vidro	5	<i>Odontognathus mucronatus</i>	AF, ES, EF, RP	B, E	I
Sardinha-laje	8	<i>Opisthonema oglinum</i>	AF, ES, EF, RP	B, E	I
Siri	9	<i>Callinectes sp.</i>	AF, EF	B, E	D

Legenda: N - Número de citações. Equipamento de pesca: E – espinhel, LA - linha de fundo e anzol, AF – rede de arrasto de fundo, RF – rede feiteira, ES – rede de emalhe de superfície, EF – rede de emalhe de fundo e RP – rede de parelha. Zona de pesca: B – zona da borda, E – estuário e RA - recife artificial. C - Categoria: M – pescado-mistura, D – pescado-de-descarte e I – pescado-isca.

Pescado-de-descarte (7 spp.; 7,9%) incluem espécies que não possui valor comercial e são descartados durante a pesca. Alguns pescadores (n = 6; 6,7%) aguardam a aproximação de aves marinhas, como o atobá-marrom (*Sula leucogaster*) e gaivotas (*Larus sp.*) para descartar este tipo de pescado, evitando

que essas aves busquem no barco espécies que tenham valor comercial. No caso da cobra-preta (*Gymnothorax moringa*) e cobra-camuru (*Gymnothorax ocellatus*), essas espécies são descartadas porque os pescadores temem a mordida e o “veneno” desses peixes.

Dentre as 89 espécies mencionadas pelos pescadores, apenas 39 (43,8%) são comercializadas no porto de Guaxindiba. Os principais recursos pesqueiros capturados nessa comunidade são os camarões (*A. longinaris*, *F. paulensis*, *L. schmitti* e *X. kroyeri*). Robalos (*C. parallelus* e *C. undecimalis*), cações (*C. porosus*, *R. porosus* e *R. lalandii*), pescadas (*Cynoscion microlepidotus*, *C. virescens*, *Nebris microps* e *Isopisthus parvipinnis*), tainha (*M. liza*), sargos (*Anisotremus surinamensis* e *Archosargus probatocephalus*) e lagostas (*Panulirus* sp., *P. argus*) também são outras espécies-alvo bastante pescadas na comunidade Guaxindiba.

Os dados indicam que as estruturas artificiais são importantes no contexto das pesca devido à capacidade de atrair peixes comerciais para a zona de pesca mais perto do porto de Guaxindiba. De acordo com os pescadores anchova (*Pomatomus saltatrix*), lagostas (*Panulirus* sp. e *P. argus*), sarda (*Scomberomorus maculatus*) e sargos (*A. surinamensis* e *A. probatocephalus*) são capturado na zona costeira após a implantação do RA no norte do Rio de Janeiro.

Apesar da falta de informação sobre o estado de conservação de algumas espécies-alvo comercializadas na costa norte do Rio de Janeiro, cinco espécies estão em alto risco (vulnerável, ameaçada e criticamente ameaçada) e 10 espécies estão quase ameaçadas pela IUCN (2019) e pela Lista Nacional de Ameaçados (MMA 2014). A substituição do filé de cação pelo filé de bagre-bandeira (*Bagre bagre* ou *B. marinus*) se configura como exemplo de substituição utilitária decorrente da diminuição dos estoques da região. A semelhança do sabor destas espécies favorece o aumento da pesca do bagre-bandeira e maior valor de mercado, o que a longo-prazo pode acarretar na diminuição da população dessas espécies de bagres.

Com base nas informações fornecidas pelos entrevistados sobre o período de pesca, um calendário ecológico-econômico foi criado para as principais espécies-alvo capturadas ao longo da costa norte do Rio de Janeiro (Tab. 8). Camarões são capturados durante todo o ano, exceto quando no período de defeso (março a maio). A época de pesca das outras espécies-alvo comercializadas está relacionada com o período e variação no fluxo de RPS: período chuvoso e maior vazão (dezembro a fevereiro); período seco e menor fluxo (junho a agosto). O período chuvoso é a

melhor época para pescar lagostas, pescadas, sargos e tainha (exceto no período de defeso), e o período seco melhor momento para pescar tubarões e robalo.

Tabela 8. Calendário anual das espécies-alvo comercializadas na comunidade pesqueira Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	Nome científico	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	US\$	NR
Anchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>													2,9	VU
Bagre-amarelo	<i>Aspistor luniscutis</i>													0,8	ND
Bagre-bandeira	<i>Bagre bagre</i>													2,0	NT
	<i>Bagre marinus</i>													1,7	EN
Bagre-branco	<i>Genidens barbatus</i>													1,4	LC
Bagre-calafate	<i>Notarius grandicassis</i>													1,4	LC
Bagre-urutu	<i>Genidens genidens</i>													1,4	LC
Baiacu-arã	<i>Lagocephalus laevigatus</i>													2,3	LC
Cação-galha-preta	<i>Carcharhinus porosus</i>													4,2	CR
Cação-olho-verde	<i>Rhizoprionodon porosus</i>													4,2	VU
Cação-torce-torce	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>													3,7	NT
Cação-viola	<i>Pseudobatos percellens</i>													2,9	NT
Camarão-barba-ruça	<i>Artemesia longinaris</i> ⁽¹⁾													3,0	ND
Camarão-rosa	<i>Farfantepenaeus paulensis</i> ⁽¹⁾													4,2	ND
Camarão-sete-barbas	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> ⁽¹⁾													3,4	ND
Camarão-branco	<i>Litopenaeus schmitti</i> ⁽¹⁾													8,6	ND
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>													2,3	LC
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>													1,7	LC
Goibira	<i>Oligoplites saliens</i>													4,0	LC
Lagosta-comum	<i>Panulirus spp</i>													8,6	ND
Lagosta-rainha	<i>Panulirus argus</i>													8,6	ND
Papa-terra	<i>Menticirrhus americanus</i>													1,7	LC
Pargo	<i>Lutjanus analis</i>													1,4	NT
Parú	<i>Chaetodipterus faber</i>													1,7	LC
Pescada-banana	<i>Nebris micros</i>													2,9	LC
Pescada-branca	<i>Cynoscion microlepidotus</i>													2,9	NT
Pescada-selvagem	<i>Cynoscion virescens</i>													5,2	NT
Pescadinha	<i>Isopisthus parvipinnis</i>													1,2	LC
	<i>Macrodon ancylodon</i>													0,6	VU
Raia-marrom	<i>Hypanus americanus</i>													5,7	NT
Robalo-fincudo	<i>Centropomus undecimalis</i>													5,7	NT
Robalo-peva	<i>Centropomus parallelus</i>													0,6	LC
Sabãozinho	<i>Peprilus paru</i>													2,9	LC
Sarda	<i>Scomberomorus maculatus</i>													2,9	NT
Sargo-de-beiço	<i>Anisotremus surinamensis</i>													2,9	LC
Sargo-de-dente	<i>Archosargus probatocephalus</i>													2,9	LC
Tainha	<i>Mugil liza</i> ⁽²⁾													2,9	LC
Xarelete	<i>Caranx crysos</i>													1,7	LC
Xaréu	<i>Caranx latus</i>													1,7	LC

Legenda: Quadros cinzas-claro representam os meses de captura das espécies-alvo, quadros brancos representam período em que os pescadores não pescam as espécies-alvo e os quadros cinzas-escuro representam as temporadas de defeso estabelecidas pela legislação brasileira (IBAMA 189/2008⁽¹⁾ e MPA/MMA 04/2015⁽²⁾). US\$ - Valor médio da espécie-alvo em dólares/quilo. NV – Nível de risco das espécies-alvo estabelecidas pela IUCN (2019) e MMA (2014): LC - menor preocupação (azul), NT - quase ameaçada, (verde) VU – vulnerável (amarelo), EN – ameaçada (laranja), CR - criticamente ameaçada (vermelho) e ND - Sem dados (branco).

Os preços de mercado dos camarões variam com base na época do ano (safra e a entressafra). Durante as estações de pesca (junho e julho; outubro a janeiro) os camarão são geralmente mais barato (-30%) em comparação com as estações de entressafra (fevereiro, agosto e setembro). Para as espécies de peixes, há uma relação entre os preços médios por quilo e a duração do período de pesca: as espécies-alvo com maiores valores agregado são àquelas cujo período de pesca é menor.

A cadeia produtiva pesqueira na região de Guaxindiba tem sua matriz nos pescadores artesanais e pode compreender até seis etapas de produção (n = 47; 78,4%): 1) investimento de bens e insumos (embarcação, artefato-de pesca, gasolina), 2) captura das espécies-alvo, 3) transporte da captura e desembarque em terra, 4) venda das espécies de valor comercial (pescado-primário e secundário) a intermediários ou proprietários de mercados locais, 5) venda ou doação do pescado-mistura para família e amigos, e 6) comercialização do pescado em mercados locais. No entanto, alguns pescadores estão tentando mudar a cadeia de produção local vendendo o pescado em suas próprias residências (n = 13; 21,6%). Nesse novo modelo de cadeia de produção, o pescado assim que é desembarcado é refrigerado, processados e vendidos diretamente aos consumidores pelo próprio pescador, evitando os intermediários e proprietários de mercados locais. Nesse tipo de cadeia produtiva o valor do pescado final pode chegar a menos 40% do valor comercializado pelos mercados locais.

4. Discussão

Em geral, os pescadores que atuam a partir do porto de Guaxindiba são em sua maioria do sexo masculino, característica comum em várias comunidades pesqueiras do Brasil (Diegues, 2008; Zappes et al., 2016). Os pescadores apresentam baixo nível de escolaridade e demonstram alto grau de dependência da atividade pesqueira (Alencar et al., 2011). A baixa escolaridade afeta a situação socioeconômica dos pescadores e pode interferir no processo de migração para outras profissões (Fonseca et al., 2016; Oliveira et al., 2016). A pesca praticada em Guaxindiba é artesanal e envolve pescadores e seus familiares como as principais parcelas da mão-de-obra relacionada à captura e ao beneficiamento do pescado. O conhecimento sobre a pesca é repassado oralmente primariamente entre os membros da família (Diegues, 2008; Cunha, 2009). Os dados socioeconômicos dos

pescadores dessa região são semelhantes aos registrados em outras áreas costeiras do Brasil (e.g., Begossi, 2006; Alencar et al., 2011; Zappes et al., 2016).

As embarcações apresentam baixa ou média autonomia de pesca, o que limita os pescadores há poucas horas ou dias de pesca consecutiva. Além disso, os artefatos de pesca estão diretamente relacionados ao tipo de embarcação. A pesca de arrasto e de parelha, por exemplo, estão associadas a embarcações maiores e com maior potência do motor devido à tração mecânica associada ao lançamento e recolhimento das redes de pesca. Vários autores já haviam registrado que o uso e a forma dos artefatos de pesca estão associados aos tipos de embarcações utilizadas pelas comunidades pesqueiras (Diegues, 2004; Begossi, 2006; Oliveira et al., 2016).

Rede de arrasto de fundo é o equipamento de pesca mais utilizado na região para captura de camarão (*X. kroyeri* e *A. longinaris*) (Semensato & Di Benedetto, 2008; Fernandes et al., 2014). Rede de emalhe de fundo, rede de emalhe de superfície e rede feiticeira são importantes artefatos para a pesca local e são utilizadas para capturar a maioria das espécies de peixes comercializadas na região. As operações de pesca na comunidade de Guaxindiba são realizadas principalmente ao longo da zona costeira, embora alguns pescadores utilizem embarcações com capacidade para movimentar e armazenar peixes para operações superiores a 30 km e utilizem engrenagens de pesca ativa, comumente usadas pela pesca industrial.

Estudos anteriores realizados no norte do Rio de Janeiro indicam que algumas das práticas de pesca nessa região, como tamanho de embarcações e arte de pesca, não se enquadram na categoria de pesca artesanal definida pela legislação brasileira 11.959/09 (Brasil, 2009). Mesmo assim a Colônia de Pescadores Z-1 (Guaxindiba) é considerada como instituição de pesca artesanal e seus associados respondem à legislação referente a tal classificação de pesca (Brasil, 2009, Lei 11.959/09). Provavelmente essa e outras comunidades pesqueiras estão classificadas como atuantes na pesca artesanal devido à ausência de consenso no que se refere o conceito de pesca artesanal no Brasil (Diegues, 2004, 2008). Ainda assim, os fatores históricos, sociais e ambientais também devem ser considerado, em que a atividade foi classificada por décadas como um dos principais setores da economia da região (Zappes et al., 2016).

O esforço pesqueiro da região é concentrado ao longo da linha da costa (“borda”, RA e estuário do RPS). Apenas as embarcações maiores alcançam os campos de pesca mais distantes (“malacacheta” e “mar aberto”) devido a sua maior

autonomia (alta velocidade, capacidade de deslocamento, maior tanque de combustível e maior espaço para armazenamento do pescado). Por conviverem diariamente no ambiente marinho, os pescadores reconhecem e identificam as melhores áreas de pesca (pesqueiros) e as melhores condições ambientais para a captura das diversas espécies-alvo. O conhecimento empírico sobre a dinâmica dos fatores ambientais (ventos, marés, correntes, fases da lua) e a etologia das espécies-alvo permite aos pescadores entenderem o ambiente marinho e, conseqüentemente, aumentarem as chances de sucesso na captura dos recursos pesqueiros (Diegues, 2004; Begossi, 2006; Berkes & Turner, 2006).

Os pescadores da comunidade Guaxindiba detêm vasto CEL sobre os recursos pesqueiros da costa norte do Rio de Janeiro, demonstrado pelo reconhecimento das espécies-alvo e das suas características de ocorrência. Neste estudo, 39 espécies foram registradas para fins comerciais na região. Esse número é um pouco maior do que o registrado em estudos anteriores conduzidos para portos de pesca localizados próximos ao nosso estudo (Di Benedetto, 2001: 23 espécies de importância comercial, Oliveira et al., 2016: 17 espécies, Zappes et al., 2016: 29 espécies).

A distribuição espacial dos peixes ao longo da coluna d'água permitiu a elaboração das categorias de habitat das espécies por parte dos pescadores. Estudos indicam que a localização espacial dos peixes no ambiente marinho influencia na definição das estratégias pesqueiras e no uso dos artefatos de pesca pelos pescadores brasileiros (Diegues, 1998; Silvano et al., 2006; Silvano & Begossi, 2010; Bezerra et al., 2012). A maioria das espécies-alvo capturadas é concentrada perto da costa ("borda", RA e estuário do RPS). Muitas espécies capturadas até 30 km da costa têm alto valor comercial devido a sua qualidade e tamanho.

Neste contexto, a implementação do RA resultou em benefícios para os pescadores e estas estruturas emergem como uma área auxiliar de pesca para captura de algumas espécies comerciais como *C. parallelus*, *C. undecimalis*, *R. porosus* e *R. lalandii*. Após a implantação do RA os pescadores locais capturam diversas espécies-alvo mais perto da zona costeira, utilizando menos insumos. O papel dos RAs no enriquecimento dos recursos pesqueiros é demonstrado em outras regiões do mundo (por exemplo, Portugal: Ramos et al., 2011, Índia: Kasim, et al. 2013; França: Tessier et al., 2015, Filipinas: Macusi et al., 2017, Escócia: Rouse et al., 2018).

Outra questão importante a considerar é que categorização da espécie-alvo é baseada principalmente em seu valor econômico, que é influenciado por características gastronômicas e a abundância de cada espécie. No Brasil, os pescadores artesanais usam vários sistemas êmicos para classificar espécie, que depende do uso e significado cultural; contudo a preferência dos pescadores sobre um recurso pesqueiro pode aumentar a sobrepesca e o nível de vulnerabilidade de uma determinada espécie-alvo (Berry, 1999; Berkes et al., 2006; Silvano & Begossi 2012; Santos & Alves, 2016).

O camarão, especialmente a espécie *X. kroyeri*, é a principal fonte de recurso em Guaxindiba. No entanto, a captura de camarões através da rede de arrasto de fundo, que é um artefato de pesca de baixa seletividade, implica na captura acessória de grande número de espécies de peixes juvenis ou de espécies com baixo ou nenhum valor comercial (Eayrs, 2007). Estima-se que para cada quilo de camarão capturado, a fauna acompanhante representa entre quatro e seis quilos de captura acessória (Beckman, 2013; Fernandes et al., 2014). Em Guaxindiba, parte da captura acessória é comercializada a preço baixo (pescado-mistura), e outra parte é descartada ou usada como isca para captura de espécie de valor comercial.

Apesar do uso frequente de rede de arrasto, este equipamento não é usado na área com estruturas artificiais. O RA fornecem refúgio e alimentação áreas de espécies locais, uma vez que estas estruturas impedem a engrenagens de fundo e seu impacto negativo na saúde do assoalho oceânico (Seaman & Jensen, 2000; Conceição & Nascimento, 2009). Assim, práticas que controlam o uso de engrenagens ativas devem ser incentivadas para a costa de Guaxindiba. Este estudo e várias pesquisas sugerem que a implantação de RAs pode contribuir para o manejo sustentável recursos pesqueiros no norte do Rio de Janeiro (Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006; Santos et al., 2008; Santos et al., 2010; Rocha et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015; Lima et al., 2018).

A definição de períodos de pesca é uma das regras adotadas para limitar a exploração dos recursos da pesca. Em Guaxindiba, a temporada de pesca das espécies-alvo é definida de acordo com as taxas de chuvas e vazões do RPS. No entanto, os pescadores locais reconhecem que o período de pesca pode ser alterado de acordo com mudanças ambientais que influenciam no ciclo de vida (período reprodutivo) e no ciclo ontogenético (diferenças de hábitat entre juvenis e adultos) de algumas espécies-alvo. Estudos prévios evidenciam uma associação

dos períodos de pesca com maior precipitação ou estiagem em várias comunidades pesqueiras ao longo da costa brasileira (e.g., sudeste do Brasil: Begossi, 1996 e Silvano et al., 2010; nordeste do Brasil: Costa-Neto, 2001 e Pinto et al., 2015).

No norte do Rio de Janeiro, a Instrução Normativa nº 195/2008 do IBAMA define o período de pesca e proteção à reprodução das espécies-alvo. Algumas espécies como a tainha (Portaria MPA/MMA 04/2015) e os camarões (Instrução Normativa IBAMA 189/2008) possuem regras próprias que determinam seus períodos de defeso, quando a pesca comercial é proibida. Entretanto, a maior parte das espécies capturadas comercialmente no norte do Rio de Janeiro (Tab. 8), inclusive as espécies que apresentam maior risco de extinção segundo MMA (2014) e IUCN (2019) não possuem regulamentação do período de pesca definido por lei, sendo os períodos de pesca determinados pelos pescadores locais (Tab. 8).

As espécies de tubarão da família Carcharhinidae, por exemplo, merecem a maior atenção porque eles são particularmente vulneráveis aos efeitos da sobrepesca (Lack & Sant, 2011). Estudos realizados no sudeste do Brasil tem demonstrado que artefatos de pesca de baixa seletividade são considerados um dos fatores responsáveis pela diminuição do estoque pesqueiro e pela degradação do fundo oceânico (São Paulo: Souza et al., 2007; Rio de Janeiro: Vianna, 2009; Fernandes et al., 2014 e Espírito Santo: Musiello-Fernandes et al., 2017).

Em geral, o preço do pescado em Guaxindiba tem sido influenciado pela disponibilidade das espécies-alvo e também pela cadeia de comercialização de peixes. Intermediários e proprietários de mercados locais que compõem o final da cadeia produtiva do pescado da região são responsáveis por aumentar os preços das espécies-alvo capturadas pelos pescadores artesanais, o que reduz o lucro obtido pelos pescadores (produtor). Vianna (2009), através do diagnóstico da cadeia produtiva de peixes no Rio de Janeiro, constatou que a sazonalidade da oferta de espécies-alvo é um dos fatores que influenciam o preço final do recurso pesqueiro. Além disso, os custos relacionados com a pesca incluem insumos (*i.e.*, combustível, artefato de pesca, gelo, refeições no barco) e processamento de peixe (*i.e.*, salga, filetagem, desossa), que também influenciam o preço final.

Outros estudos no Brasil apontam que a extensão da cadeia produtiva está incluída no custo final do pescado; quanto mais longa a cadeia de produção, maior o preço final ao consumidor (Santos, 2005; Musiello-Fernandes, et al. 2017). Esses estudos demonstraram que o preço mais alto das espécies de peixes

comercializados é devido a intermediários e proprietários de mercados locais, como ocorre em Guaxindiba. Apesar desta forma habitual de comercialização de pescado, tem havido iniciativas para encurtar a cadeia produtiva e aumentar os lucros dos extratores (pescador). Assim, a criação de cooperativas locais deve ser incentivada a fim de tornar a pesca artesanal socialmente justa e ambientalmente menos destrutiva. Ações de longo prazo que considerem tais recomendações poderiam contribuir para o cogerenciamento dos recursos pesqueiros e a manutenção da pesca artesanal no norte do Rio de Janeiro.

Nossos resultados fornecem diferentes contribuições para a gestão pesqueira no litoral norte do Rio de Janeiro em relação às principais espécies-alvo. Além disso, mostramos alguns dados sobre a vulnerabilidade de várias espécies locais. O uso dessas informações e o calendário anual de espécies comerciais fornecem dados importantes que podem apoiar novas propostas de regulamentação da pesca, especialmente de espécies ainda não reguladas por lei. Nossos resultados também fornecem novos dados sobre espécies associadas a estruturas artificiais, principalmente de interesse comercial. Esses resultados são importantes porque complementam dados pretéritos relacionados às assembléias de peixes associadas ao RA instalado no litoral norte do Rio de Janeiro e reforça a importância desse tipo de complexo recifal para a pesca local.

Referências

- Alencar, C.A.G., Maia, L.P. 2011. Perfil Socioeconômico dos pescadores brasileiros. *Arq. Cienc. Mar.*, 44: 12-19.
- Amaral, V.S., Simone, L.R.L. 2014. Revision of genus *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) of Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 94(4): 811–836.
- Beckman, D. 2013. *Marine Environmental Biology and Conservation*. 1 ed. Jones & Bartlett Learning, Burlington. p. 1-452.
- Begossi, A. 1996. Fishing Activities and Strategies at Búzios Island. *Fish. Res. Util. and Policy*, 2: 125-141.
- Begossi, A. 2006. Temporal stability in fishing spots: conservation and co-management in Brazilian artisanal coastal fisheries. *Ecol. Soc.*, 11: 1-25.
- Berkes, F., Turner, N.J. 2006. Knowledge, learning and the evolution of conservation practice for social-ecological system resilience. *Hum. Eco.*, 34: 479-494.
- Berkes, F., Mahon, R., Mcconney, P., Pollnac, R., Pomeroy, R. 2006. *Gestão da pesca de pequena escala: diretrizes e métodos alternativos*. Ed. FURG, Rio Grande do Sul. p.1-360.
- Berry, J.W. 1999. Emics and etics: a symbiotic conception. *Cul. Psy.*, 5: 165-171.
- Bezerra, D.M.S.Q., Nascimento, D.M., Ferreira, E.N., Rocha, P.D., Mourão, J.S. 2012. Influence of tides and winds on fishing techniques and strategies in the

- Mamanguape river estuary, Paraíba State, NE Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* (Impresso), 84: 775-787.
- Brasil. 2008. Lei nº 11.699, de 13 de Junho de 2008. Dispõe sobre as Colônias, Federações e Confederação Nacional dos Pescadores, regulamentando o parágrafo único do art. 8º da Constituição Federal e revoga dispositivo do Decreto-Lei no 221, de 28 de Fevereiro de 1967. *Legislação Pesqueira*, Brasília: Senado Federal, 13-14.
- Brasil. 2009. Decreto nº. 11.959, de 29 de Junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei no 7.679, de 23 de Novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei no 221, de 28 de Fevereiro de 1967, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 30 de Junho de 2009, nº. 122, Seção 1: 13.
- Brasil. 2011. Instrução Normativa nº. 02, de 25 de Janeiro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos administrativos para a inscrição de pessoas físicas no Registro Geral da Atividade Pesqueira nas categorias de Pescador Profissional e de Aprendiz de Pesca no âmbito do MPA. *Diário Oficial da União*, 26 de janeiro de 2011, nº. 18, Seção 1, p. 34-36.
- 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. *Braz. J. Oceanogr.*, 54(4): 205-212.
- Castello, J.P. 2007. Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é realmente possível? *Pan-American J. Aquat. Sci.* 2(1): 47-52.
- Clauzet M., Ramires M., Begossi A. 2007 A Etnoictiologia dos pescadores artesanais da Praia de Guaibim, Valença (BA), Brasil. *Neotrop Biol Conserv.*, 2: 136–54
- Clifford, J. 1998. Sobre a autoridade etnográfica. In: Gonçalves, J.R.S. (org.) *A experiência etnográfica: antropologia e literatura do século XX*. Ed. UFRJ, Rio de Janeiro. p.17-62.
- Côrtes, L.H.O, Zappes, C.A., Di Benedetto, A.P.M. 2014. Ethnoecology, gathering techniques and traditional management of the crab *Ucides cordatus* Linnaeus, 1763 in a mangrove forest in south-eastern Brazil. *Ocean Coast. Manage.* 93: 129-138.
- Costa, R.C., Fransozo, A., Melo, A.S., Freire, F.A.M. 2003. Chave Ilustrada Para Identificação dos Camarões Dendrobranchiata Do Litoral Norte Do Estado De São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 3(1): 1-12.
- Costa-Neto, E.M., 2001. A Cultura Pesqueira do Litoral Norte da Bahia. *Etnoictiologia, Desenvolvimento e Sustentabilidade*. EDUFBA, Salvador, EDUFAL, Maceió. p.1-159.
- Crain, C.M.; Halpern, B. S.; Beck, M.W.; Kappel, C. V. 2009 Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. *Annals of the New York Academy of Sciences.* 1162:39-62.
- Crouch, M., McKenzie, H., 2006. The logic of small samples in interview-based qualitative research. *Soc. Sci. Inf.* 45: 483-499.
- Cunha, L.H.O. 2009. O mundo costeiro: temporalidades, territorialidades, saberes e alternativas. *Desenvolvimento e Meio Ambiente.* 20: 59-67.
- Di Benedetto, A.P.M. 2001. A pesca artesanal na costa norte do Rio de Janeiro. *Bioikos*, 15: 103-107.
- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A., Lima, N.R.W. 1998. Fishing on Northern Rio de Janeiro States (Brazil) and relation with small cetaceans. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 41(3): 296-302.

- Diegues, A.C.S. 1998. Environmental impact assessment: the point of view of artisanal fishermen communities in Brazil. *Ocean Coast. Manage.*, 39: 119-133.
- Diegues, A.C.S. 2004. A pesca construindo sociedades. NUPAUB, São Paulo. p.1-315.
- Diegues, A.C.S. 2008. Marine protected areas and artisanal fisheries in Brazil. In: Samudra monograph. International Collective in Support of Fishworkers. p.1-54.
- Eayrs, S. 2007. A guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, FAO, Rome. p.1-124.
- Eschmeyer, W. N., Fong, J. D. 2019. Catalog of Fishes. <https://www.calacademy.org/scientists/projects/catalog-of-fishes> (ultimo acesso 20/07/2019).
- Fernandes, L.P., Keunecke, K.A., Di Beneditto, A.P.M. 2014. Produção e Socioeconomia da Pesca do Camarão sete-barbas no norte do estado do Rio de Janeiro. *Bol. Inst. Pesca*, 40(4): 541-555.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Introdução, Cação, Raias e Quimeras. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-104.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-110.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1980a. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-93.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1980b. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-98.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-107.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. p.1-116.
- Fonseca, M., Alves, F., Macedo, M.C., Azeiteiro, U.M. 2016. O papel das mulheres na pesca artesanal marinha: estudo de uma comunidade pesqueira no município de Rio das Ostras, RJ, Brasil. *J. Integ. Coast. Zone Manage.*, 16(2): 231-241.
- Froese, R., Pauly, D. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org/search.php> (último acesso 20/07/2019).
- Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. 2013. Diagnóstico da Pesca do Estado do Rio de Janeiro, FIPERJ, Rio de Janeiro. p.1-101.
- Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. 2015. Relatório FIPERJ, Rio de Janeiro. p.1-174.
- Giraldes, B.W., Smyth, D.M. 2016. Recognizing *Panulirus meripurpuratus* sp. nov. (Decapoda: Palinuridae) in Brazil – Systematic and biogeographic overview of *Panulirus* species in the Atlantic Ocean. *Zootaxa* 4107(3): 353-366.
- Hanazaki, N., Berkes, F., Seixas, C., Peroni, N. 2013. Livelihood diversity, food security and resilience among the Caiçara of Coastal Brazil. *Hum. Ecol. Rev.*, 41: 153–164.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2008. Instrução Normativa Nº 189, de 23 de Setembro de 2008. IBAMA, Brasília.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2008. Instrução normativa nº 195, de 2 de Outubro de 2008. IBAMA, Brasília.

- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2011. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura. ICMBIO, Brasília. p.1-60.
- International Union for Conservation of Nature. 2019. IUCN red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org> (ultimo acesso 20/07/2019).
- Islam, M. S.; Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 624-649.
- Jereb, P., Roper, C.F.E. 2010. Cephalopods Of The World: An Annotated And Illustrated Catalogue Of Cephalopod Species Known To Date. Vol. 2. Myopsid and Oegopsid Squids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. p.1-605.
- Johannes, R.E. 2002. The Renaissance of Community Based Marine Resource Management in Oceania. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33:317-340.
- Kasim, H.M, Rao, G.S., Rajagopalan, M., Vivekanandan, E., Mohanraj, G., Kandasami, D., Muthiah, P., Jagdis, I., Gopakumar, G., Mohan, S. 2013. Economic performance of artificial reefs deployed along Tamil Nadu coast, South India. *Indian J. Fish.*, 60(1):1-8.
- Kendall, L. 2008. The conduct of qualitative interview: Research questions, methodological issues, and researching online. In *Handbook of research on new literacies* (J. Coiro, M. Knobel, C. Lankshea, D.J. Leu, eds). Lawrence Erlbaum Associates, Nova York. p. 133-149.
- Lack, M., Sant, G. 2011. The Future of Sharks: A Review of Action and Inaction. Traffic International and the Pew Environment Group. p.1-44.
- 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 Coast. Manage.* 163: 372-382.
- Lyra-Neves, R.M., Santos, E.M., Medeiros, P M., Alves, R.R.N., Albuquerque, U.P. 2015. Ethnozoology in Brazil: analysis of the methodological risks in published studies. *Braz. J. Biol.*, 75: 184-191.
- Macusi, E.D., Abreo, N.A.S., Babaran, R.P., 2017. Local ecological knowledge (LEK) on fish behavior around anchored FADs: the case of tuna purse seine and ringnet Fishers from southern Philippines. *Front. Mar. Sci.*, 4: 1–13.
- Malinowski, B.K. 1984. Os pensadores: Argonautas do Pacífico Ocidental: Um relato do empreendimento e da aventura dos nativos nos Arquipelagos da Nova Guine Melanesia, second ed. Abril Cultural, São Paulo. p.1-424.
- Mason M. 2010. Sample size and saturation in PhD studies using qualitative interviews. *Forum Qualitative Sozial for schung/ Forum Qualitative Social Research* 11 Art. 8.
- Ministério da Pesca e Aquicultura e Meio Ambiente. 2015. Portaria nº 04, de 14 de Maio de 2015. MPA & MMA, Brasília.
- Ministério do Meio Ambiente. 2014. Instrução Normativa nº 14, de 14 de Outubro de 2004. MMA, Brasília.
- Murilo, V., Silva, C.G., Fernandes, G.B. 2009. Nearshore Sediments and Coastal Evolution of Paraíba do Sul River Delta, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coastal Res.* 56(1): 650-654.
- Musiello-Fernandes, J., Zappes, C.A., Hostim-Silva, M. 2017. Small-scale shrimp fisheries on the Brazilian coast: Stakeholders perceptions of the closed season and integrated management. *Coast. Zone Manage.*, 148: 89-96.
- Oliveira, P.C., Di Benedetto, A.P.M., Bulhões, E.M.R., Zappes, C.A. 2016. Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. *Coast. Zone Manage.*, 129: 49-57.

- Ota, Y., Just, R. 2008. Fleet sizes, fishing effort and the “hidden” factors behind statistics: Na anthropological study of small-scale fisheries in UK. *Mar. Policy*, 32(3): 301-308.
- 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. *J. Hydrology*, 481:191-203.
- Pérez, J.A.A., Pezzuto, P.R., Rodrigues, L.F., Valentini, H., Vooren, C.M. 2001. Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Facimar*, 5: 1-34.
- Pinto, M.F., Alves, R.R.N., Mourão, J.S. 2015. Use of ichthyofauna by artisanal fishermen at two protected areas along the coast of Northeast Brazil, *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11(20): 1-32.
- Pomeroy, R., Parks, J., Pollnac, R., Campson, T., Genio, E., Marlessy, C., Holle, E., Pido, M., Nissapa, A., Boromthanasat, S., Nguyen, T.H. 2007. *Fish Wars: Conflict and Collaboration in Fisheries Management in Southeast Asia*. *Mar. Policy*, 31(6): 645-656.
- Ramos, J., Oliveira, M.T., Santos, M.N., 2011. Stakeholder perceptions of decisionmaking process on marine biodiversity conservation on Sal Island (Cape Verde). *Braz. J. Oceanogr.*, 59: 95–105.
- 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. *J. Mar. Bio. Assoc. U.K.*, 95(3): 635–646.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., Peter, H., 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: considerations for decommissioning. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 279–286.
- Salamone, A.L., Robicheau, B.M., Walker, A.K., 2016. Fungal diversity of marine biofilms on artificial reefs in the north-central Gulf of Mexico. *Bot. Mar.* 59: 291–305.
- Ryan, G., Bernard, H.R. 2000. Data management and analysis methods. In *Handbook of Qualitative Research* (N.K. Denzin & Y.S. Lincoln, eds). Sage, London. p. 769-802.
- Santos, C.A.B. & Alves, R.R.N. 2016. Ethnoichthyology of the indigenous Truká people, Northeast Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, 12: 1-10.
- Santos, L.N., Brotto, D.S., Zalmon, I.R. 2011. Assessing artificial reefs for Fisheries Management a 10-Year Assessment off Northern Coast of Rio de Janeiro. In: Bortone, S.A. Brandini, F.P., Fabi, G., Otake, S. *Artificial reefs in fisheries management*. Cap.8, London, New York, CRC Press, p.125-140.
- 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. *J. Appl. Ichthyol.* 31: 15-23.
- Santos, L.N., Brotto, D.S., Araújo, F.G. 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a Neotropical reservoir. *Aquat. Conserv.*, 18: 896-908.
- Santos, L.N., Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 386: 54-60.
- Santos, M.A.S.D. 2005. A cadeia produtiva da pesca artesanal no Estado do Pará: Estudo de Caso no nordeste paraense. *Amazônia Cienc. Des.*, 1(1):61- 81.
- Semensato, X.E.G., Di Benedetto, A.P.M., 2008. Population dynamic and reproduction of *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) in Rio de Janeiro State, South- Eastern Brazil. *Bol. Inst. Pesca*, 34: 89-98.
- Sherman, R.L., Gilliam, D.S., Spieler, R.E., 2002. Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 196-200

- Sieber S.S., Silva T.C., Campos, L.Z.O., Zank, S., Albuquerque, U.P. 2014. Participatory Methods in Ethnobiological and Ethnoecological Research. In *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology* (U.P. Albuquerque, L.V.F.C. Cunha, R.F.P. Lucena, R.R.N. Alves, eds). Springer, New York Heidelberg Dordrecht, London, p. 39-58.
- Silva, V.A, Nascimento, V.T., Soldati, G.T., Medeiros, M.F.T.; Albuquerque, U.P. 2014. Techniques for Analysis of Quantitative Ethnobiological Data: Use of Indices. In *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology* (U.P. Albuquerque, L.V.F.C. Cunha, R.F.P. Lucena, R.R.N. Alves, eds). Springer, New York Heidelberg Dordrecht, London, p. 379-395.
- Silvano, R.A.M., Begossi, A. 2010. What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers' local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia*, 637: 3-18.
- Silvano, R.A.M., Begossi, A. 2012. Fishermen's local ecological knowledge on Southeastern Brazilian coastal fishes: contributions to research, conservation, and management. *Neotrop. Ichthyol. (Imp)*, 10: 133-147.
- Silvano, R.A.M., Gasalla, M.A., Souza, S.P., 2009. Applications of Fishers' Local Ecological Knowledge to Better Understand and Manage Tropical Fisheries. In *Current Trends in Human Ecology* (P. Lopes & A. Begossi, eds). Newcastle upon Tyne, Cambridge Scholars Publishing, p.76-100.
- Silvano, R.A.M., Maccord, P.F.L., Lima, R.V., Begossi, A. 2006. When does this fish spawn? Fishermen's local knowledge of migration and reproduction of Brazilian coastal fishes. *Environ. Biol. Fish.*, 76: 371-86.
- Souza, M.R., Carneiro, M.H., Quirino-Duarte, G., Servo, G.J.M. 2007. Caracterização da Mistura na pesca de arrasto de parelha desembarca em Santos e Guarujá, São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, 33(1): 43-51.
- Tessier, A., Dalias, N., Lenfant, P., 2015. Expectations of professional and recreational users of artificial reefs in the Gulf of Lion, France. *J. Appl. Ichthyol.* 31: 60-73.
- Tudesco, C.C., Fernandes, L.P., Di Benedetto, A.P.M. 2012. Population structure of the crab *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Brachyura: Portunidae) bycatch in shrimp Bol. fishery in northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Biota Neotrop.*, 12(1): 93-98.
- Valentin, J.L., Monteiro-Ribas, W.M. 1993. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-23°S latitude). *Cont. Shelf Res.*, 13(4): 407-424.
- Vasconcellos, M., Diegues, A.C., Kalikoski, D.C. 2011. Coastal fisheries of Brazil. In *Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean 544* (S. Salas, R. Chuenpagdee, A. Charles, J.C. Seijo, eds), Rome: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 430p.
- Vianna, M. 2009. Diagnóstico da cadeia produtiva de pesca marítima no Estado do Rio de Janeiro: Relatório de pesquisa. FAERJ/SEBRAE-RJ, Rio de Janeiro p.1-200.
- Yeasmin, S., Rahman, K.F., 2012. 'Triangulation' research method as the tool of social science research. *BUP J.*, 1 (1): 154-163.
- Zalmon, I.R, Novelli, R.N., Gomes, M.P., Faria, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef program on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *J. Mar. Sci.*, 59: 83-87.
- Zappes, C.A., Oliveira, P. C., Di Benedetto, A.P.M. 2016. Percepção de pescadores do norte fluminense sobre a viabilidade da pesca artesanal com a implantação de megaempreendimento portuário. *Bol. Inst. Pesca*, 42(1): 73-88.

CAPÍTULO 3 - Pesca artesanal e conhecimento ecológico local sobre recife artificial implantado na costa norte do Rio de Janeiro, Brasil

Resumo

Este trabalho tem como objetivo analisar a contribuição de recifes artificiais (RAs) para a biota marinha com base no conhecimento ecológico local (CEL) dos pescadores artesanais da costa norte do Rio de Janeiro. Os dados foram coletados no período de novembro de 2016 a maio de 2017, por meio de 60 entrevistas etnográficas com pescadores artesanais da comunidade pesqueira Guaxindiba. Os pescadores usam sete métodos para capturar peixes, sendo as redes de arrasto as mais frequentes (n = 41; 32,5%). Alguns pescadores utilizam mais de uma engrenagem de equipamento de pesca, permitindo a captura de várias espécies ao longo do ano e alternando as espécies-alvo. Os pescadores relataram 27 espécies associadas ao RA, sendo que 17 espécies surgiram após a instalação do complexo artificial. Os mais frequentes foram o sargo-de-dente (*Archosargus probatocephalus*; 43,3%), sargo-de-beiço (*Anisotremus surinamensis*; 41,7%), lagosta-marrom (*Panulirus* sp.; 33,3%), lagosta-rainha (*Panulirus argus*; 31,7%), e baiacu-ará (*Lagocephalus laevigatus*; 31,7%). Os pescadores descreveram várias funções ecológicas do RA, atuando principalmente como área de alimentação (43,3%), de reprodução (35%) e de abrigo das espécies (33,3%). Os entrevistados possuem CEL consistente sobre a biota local, sobretudo sobre as espécies associadas ao RA. Apresentam percepção positiva quanto ao RA e apontam para a necessidade de políticas públicas que visem à implantação de novas estruturas artificiais que possam ampliar os estoques pesqueiros da região.

Palavras-chaves: complexo recifal, biota marinha, artes de pesca, gestão pesqueira, etnoecologia.

1. Introdução

A pesca artesanal é importante para a economia em muitas comunidades pesqueiras, pois proporciona segurança alimentar, emprego, renda e faz parte da identidade cultural de vários grupos sociais (FAO, 2016). Nessa prática, os pescadores exploram o litoral com pequenos equipamentos que possuem baixa autonomia e capturam espécies para subsistência ou comercialização em pequena escala (Clauzet et al., 2005; Hanazaki et al., 2013). Os pescadores artesanais geralmente são organizados em colônias de pesca ou associação com um líder local como representante (Brasil, 2008, 2009). No entanto, fatores como o uso de engrenagens ativas (e.g., dragas e redes de cerco), sobreexploração dos recursos pesqueiros, degradação dos ambientes costeiros e as mudanças climáticas têm

afastado as comunidades pesqueiras de seus locais de origem e intensificado a crise nesse setor da economia (Silvano & Valbo-Jorgensen 2008, Vasconcellos et al. 2011, Santos & Alves 2016).

A instalação de recifes artificiais (RAs) ajuda a manter biota aquática, fornecendo áreas de refúgio e alimentação para as espécies locais, além de inibir a pesca industrial, já que os RAs impedem a pesca intensiva e uso de artefatos de pesca de fundo (Seaman & Jensen, 2000; Conceição & Nascimento, 2009). Estas estruturas artificiais também são usadas para apoiar os pescadores artesanais, porque eles podem ajudar a manter os estoques pesqueiros (Pickering et al., 1998; Baine & Side, 2003). A legislação brasileira regulamenta o licenciamento e instalação de RAs no Território de Águas e na Zona Econômica Exclusiva do País (IBAMA, 2009; Instrução Normativa n.22 de 10 de Julho de 2009). Esta legislação indica que os interesses dos pescadores devem ser considerados antes de aprovados os projetos para construção e instalação em uma determinada região (Seixas et al., 2013).

No sudeste do Brasil (19°S – 24°S), muitos portos de pesca artesanal é o suporte econômico das comunidades tradicionais (Begossi et al., 2011; Cantareli et al., 2016; Musiello-Fernandes et al., 2017). O estado do Rio de Janeiro tem 16 portos de pesca e contribui para o mercado com mais de 60.000t de peixe/ano, através de pesca extrativista (ICMBIO, 2011; FIPERJ, 2015). O porto de Guaxindiba (21°29'S, 41°00'O), localizada em São Francisco do Itabapoana, norte do Rio de Janeiro, é caracterizado pela pesca de camarão, pescada, corvina, bagre e tubarão (Di Benedetto, 2001; Vianna, 2009, Lima et al., 2019). No entanto, fatores como a degradação dos ambientes costeiros, poluição de rios e manguezais, atividades petrolíferas e uso de baixa seletividade artes de pesca tem reduzido os estoques pesqueiros no litoral do Rio de Janeiro e são potenciais ameaças à pesca artesanal nesta área. (Vianna, 2009; FIPERJ, 2013). Além disso, ao longo do litoral norte do estado do Rio de Janeiro problemas sociais têm sido relatados resultantes de conflitos entre comunidades pesqueiras e atividades portuárias (Oliveira et al., 2016).

Em 1996, um complexo de recifes composto principalmente por *Reef Balls*® foi instalado no litoral norte do Rio de Janeiro próximo à comunidade pesqueira de Guaxindiba. O objetivo deste complexo foi aumentar a biomassa e a abundância da biota marinha, e, conseqüentemente, as taxas de pesca artesanal (Godoy et al.,

2002). *Reef Balls*® são estruturas de concreto são amplamente utilizadas em todo o mundo (EUA: Sherman et al., 2002; Indonésia: Bachtiar & Prayogo, 2010; Caribe: Young et al., 2012; Brasil: Santos et al., 2011), devido a características especiais (estrutura de concreto composta de vários orifícios) que os tornam ideais para criar habitats para várias espécies marinhas (e.g., peixes, lagostas e ostras), e dificultar a pesca industrial.

Estudos em zoologia e ecologia relacionados a invertebrados e peixes associadas a essas estruturas artificiais foram realizadas durante pelo menos 20 anos no norte do Rio de Janeiro (Godoy et al., 2002; Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006; Santos et al., 2008, 2010, 2011; Gatts et al., 2014; Rocha et al. 2014; Santos & Zalmon, 2015; Lima et al., 2018). É sabido também que pescadores artesanais tem usado este RA como uma área de pesca auxiliar para captura de algumas espécies-alvo (Lima et al., 2019). Contudo, há poucas informações sobre o conhecimento ecológico local dos pescadores (CEL) relacionadas as espécies associadas ao RA e sobre o impacto das ações humanas a comunidade biológica associadas a essas estruturas artificiais.

Estudos etnoecológicos e de percepção ambiental podem ser uma boa alternativa para o gerenciamento dos recursos costeiros, já que tais estudos levam em consideração o conhecimento dos sujeitos que mantêm contato direto e regular com os recursos pesqueiros (Johannes, 2002; Drew, 2005; Silvano et al., 2009). A partir desses estudos é possível compreender o comportamento e ocorrência das espécies-alvo, bem como compreender os efeitos dos impactos ambientais nos ecossistemas costeiros. Estudos que utilizam dados a partir do CEL muitas vezes não são apreciados pelos pesquisadores e gestores públicos devido ao pouco reconhecimento desses grupos da validade desse tipo de informação (Huntington, 2000; Silvano & Begossi, 2012; Hanazaki et al., 2013). Vários estudos etnoecológicos e de percepção ambiental (Begossi et al., 2011; Oliveira et al., 2016; Musiello- Fernandes et al., 2017) tem utilizado entrevistas etnográficas, coleta *in situ* de material pesqueiro e amostra de mercados pesqueiros para apoiar as informações fornecidas pela memória dos pescadores, e caracterizar os sistemas socioambientais relacionados a atividade pesqueira (Folke et al., 1998; Berkes & Turner, 2006; Moreno et al., 2007). Além disso, alguns estudos examinaram o papel dos pescadores na compreensão da inter-relação entre pessoas, recursos naturais e

as mudanças temporais ocorridas no meio ambiente (Coulthard, 2008; Turvey et al., 2010; Kirkbride-smith et al., 2013).

Nosso objetivo é analisar o papel do RA instalado no norte do Rio de Janeiro a partir do CEL dos pescadores artesanais. Este estudo identifica as percepções dos pescadores sobre o RA e seus efeitos para a pesca local, desde a instalação (1996) até 2017. É objetivo também desse estudo, avaliar as funções atribuídas às estruturas artificiais instaladas na região do norte fluminense e determinar segundo o CEL dos pescadores o efeito dessas estruturas para o incremento de espécies-alvo.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A costa norte do Rio de Janeiro está localizada em uma zona de transição entre as águas quentes e oligotróficas da corrente brasileira e as águas frias e ricas em nutrientes da corrente de ressurgimento do Atlântico Sul (Valentin & Monteiro-Ribas, 1993). Esta região é influenciada por regime de chuvas sazonais e vazão do Rio Itabapoana (RI) e do Rio Paraíba do Sul (RPS), maior fonte de água no sudeste do Brasil (Murilo et al., 2009). Durante o período chuvoso (janeiro a março) a pluma estuarina da RPS chega a 20 km da costa, o que afeta os processos ecológicos das comunidades de peixes marinhos e locais (Ovalle et al., 2014).

O RA foi instalado em 1996 num fundo plano homogêneo rodeado por leitos de rodolitos, com aproximadamente 9 m de profundidade (Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006). Os módulos recifais estão a 9 km da costa de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, e incluiu principalmente 36 módulos de concreto (1m³ cada) e abrange uma área total de 60.000m². Estes módulos têm peso aproximado de 500 kg com orifícios de 20 cm de diâmetro, criando espaços efetivos para atrair e abrigar muitas espécies marinhas (Zalmon et al., 2002; Godoy et al., 2002; Santos & Zalmon, 2015).

O objetivo da implantação desse recife foi aumentar a abundância e biomassa de espécies-alvos a partir do incremento de substrato duro e estável para fixação de organismos bentônicos e testar teorias ecológicas nessa área experimental. A escolha do local de instalação do RA foi assessorada por um pescador artesanal local, e desde então não houve nenhuma iniciativa de marketing social para divulgar os efeitos do RA na comunidade Guaxindiba. Apesar disso, sabe-se que os

pescadores utilizam esse RA como uma área de pesca auxiliar para captura de algumas espécies-alvo (Lima et al., 2018, 2019).

2.2. Coleta de dados

Os dados foram coletados no período de novembro de 2016 a maio 2017 através de 60 entrevistas etnográficas com pescadores artesanais de Guaxindiba. Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Instituto Federal de Sergipe, Brasil (Anexo 4, CAAE 64939116.1.0000.8042). A anuência para realização deste estudo foi concedida pela presidente da Colônia de Pesca Z-1 (Anexo 5), que representa a categoria dos pescadores da costa norte do Rio de Janeiro. Na primeira fase do estudo foi aplicado o método da observação participante (Malinowski, 1984; Sieber et al., 2014) com acompanhamento da rotina relacionada à pesca (Clifford, 1998). As entrevistas foram conduzidas a partir de um questionário semiestruturado (Kendall, 2008) contendo questões abertas e fechadas relacionadas ao perfil dos pescadores, descrição da pesca artesanal e percepção sobre o complexo recifal (Tab. 9).

Tabela 9. Tópicos abordados no questionário semiestruturado dirigido aos pescadores da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Tópicos	Questões
1. Perfil dos pescadores	Gênero e idade Educação Tempo de pesca
2. Descrição da pesca artesanal	Tipo de embarcação Artefatos de pesca Artefatos de pesca x Espécies-alvo Preço médio das espécies-alvo
3. Percepção sobre recife artificial	Conhecimento sobre o recife artificial Papel do recife artificial na pesca artesanal Espécies associadas com o recife artificial Perspectivas futuras para a pesca artesanal

A seleção do primeiro entrevistado envolveu a colaboração de um guia local (presidente da colônia Z-1) e a partir do segundo entrevistado utilizou-se a técnica de amostragem bola-de-neve, na qual um entrevistado indica o próximo (Lyra-Neves et al., 2015). Algumas vezes a técnica bola-de-neve era interrompida e a aproximação ao entrevistado seguinte ocorria aleatoriamente de modo a minimizar possíveis tendências pessoais na indicação dos entrevistados (Silva et al., 2014).

Para identificação taxonômica dos recursos pesqueiros mencionados nas entrevistas foram coletados peixes próximos ao RA e em uma área controle (AC, área sem módulos recifais). Os peixes foram capturados através de redes de emalhar posicionadas ao longo da coluna de água e preservadas em solução de formaldeído a 10%. Lagostas e ostras foram obtidas em mercados de pescado locais sendo verificado a localização da captura (RA e AC).

2.4. *Análise de dados*

As respostas das entrevistas foram organizadas em categorias quantitativas, a fim de analisar o conhecimento local sobre a pesca artesanal e o papel do RA no incremento de recursos pesqueiros locais (Ryan & Bernard, 2000). Frequência percentual por categoria foi utilizada para avaliar os resultados (Sieber et al., 2014). Tópicos em que os pescadores responderam mais de uma opção foram utilizados a frequência de respostas do item pelo número total de respostas dos entrevistados. Com essa análise, foram caracterizados os perfis sociais dos pescadores e a descrição da atividade de pesca na comunidade.

Os dados sobre as espécies encontradas antes e depois da implantação do RA foram analisados a partir da memória dos pescadores (Medeiros et al., 2014), que pescam na área do RA, tendo como referência o período “antes de implantação” do RA (1996) e o período “após implantação” do recife (2017). Diferenças nas proporções de espécies associadas ao RA entre os períodos de amostragem (antes e depois da implantação do recife) foram testadas através do teste do qui-quadrado usando Statistica® for Windows 12 ($p < 0,05$).

A percepção dos pescadores foi analisada através do método de triangulação, que consiste em cruzar informações coletadas por meio de diário, observação participante e entrevista etnográfica para comparar semelhanças e discrepâncias nos dados (Denzin, 2006; Yeasmin e Rahman, 2012; Albuquerque et al., 2014). Posteriormente, essas informações foram apresentadas a comunidade de pescadores artesanais para confirmação dos resultados (Silva et al., 2014).

Amostras de peixes foram identificadas através de chaves taxonômicas (Figueiredo & Menezes, 1977, 1978; 1980a, 1980b; 1985 e 2000; Gomes et al. 2010; Eschmeyer et al., 2019; Marceniuk et al., 2017). Informações sobre lagostas, ostras e camarões também foram comparados com a literatura para verificar a nomenclatura científica (Costa et al., 2003; Amaral & Simone, 2014; Giraldes &

Smyth, 2016). Após a identificação dos nomes científicos, os nomes comuns das espécies foram confirmados com a contribuição de sete pescadores, reconhecidos pela comunidade de Guaxindiba como principais detentores do conhecimento de pesca da região.

3. Resultados

3.1. Dados demográficos dos entrevistados e descrição da pesca artesanal

Os pescadores entrevistados foram em sua maioria do gênero masculino (n= 59), com idade entre 40 e 78 anos e tempo médio de pesca entre 22 e 60 anos. Quanto à escolaridade, 61,7% dos pescadores possuem Ensino Fundamental incompleto, 23,3% Ensino Fundamental completo e 15% não estudaram. As embarcações mais comuns na comunidade Guaxindiba são do tipo traineira e canoa (remo ou motor). As traineiras são usadas para pesca de curta (até 8 h) e longa duração (até 10 dias). A canoa com motor é usada para pesca de curta duração (até 6 h) e a canoa com remo é utilizada como suporte no transporte de carga para as traineiras, já que não há atracadouro ou quebra-mar nessa região.

O artefato de pesca mais utilizado é a rede de arrasto (n = 41; 32,5%), seguido da linha de fundo e anzol (n = 21; 16,7%), espinhel (n = 19; 15,1%), rede de emalhe de fundo (n = 17; 13,5%), rede de parelha (n = 12; 9,5%), rede feiticeira (n = 9; 7,1%) e rede de emalhe de superfície (n = 7; 5,6%). O número de respostas (n = 126) foi maior que o número de entrevistados (n = 60), pois alguns pescadores relataram utilizar mais de um artefato de pesca.

A estratégia de pesca (multi-gear) utilizada pelos pescadores artesanais permite que várias espécies sejam capturadas ao longo do ano, de acordo com as condições ambientais. Os entrevistados mencionaram o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaus kroyeri*), como principal espécie-alvo da pesca artesanal na região. De acordo com o nome comum indicado pelos entrevistados, as principais espécies de peixes pertencem à família Sciaenidae, seguidos pelos Carcharhinidae, Centropomidae, Carangidae, Ariidae e Haemulidae.

3.2. Percepção sobre recife artificial do costa norte do Rio de Janeiro

A maioria dos entrevistados (n = 57; 95%) tem conhecimento sobre as estruturas do RA e sua localização (n = 48; 80%). O RA é referido pelos pescadores como “oca de concreto” (n = 19; 30%), “colméia de peixe” (n = 15; 25%), “pesquisa”

(n = 14; 23,3%) ou “bloquete” (n = 9; 15%). Para os pescadores, o RA possui várias funções na costa de Guaxindiba (Fig. 8). O número de funções atribuídas (n = 116) foi maior que o número de entrevistados (n = 57), porque alguns pescadores identificaram mais de uma função associadas às estruturas artificiais.



Figura 8. Funções atribuídas ao recife artificial pelos pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Dentre os pescadores entrevistados, 43,3% (n = 26) afirmaram que utilizam o RA como local de pesca. Os dados de memória desses pescadores demonstram que 27 espécies (24 peixes, dois crustáceos e um molusco) estão associadas à implantação desse recife. Os pescadores diferenciam essas espécies a partir da distribuição vertical na coluna d’água: “peixes-boieiros” (planctônicos), “peixes-meio-d’água (pelágicos) e “peixes-de-fundo” (demersal e bêntico) (Figs. 9a-b).

Os pescadores atribuem à presença de 17 espécies somente após a instalação dos módulos recifais e identificam que essas espécies usam o RA para alimentação (n = 26), reprodução (n = 21) e/ou abrigo (n = 20). Segundo os pescadores, as espécies *Anisotremus surinamensis*, *Anisotremus virginicus*, *Archosargus probatocephalus*, *Lutjanus analis*, *Chaetodipterus faber*, *Panulirus argus*, *Panulirus* sp. e *Crassostrea* sp utilizam o RA como habitat e como área de reprodução.

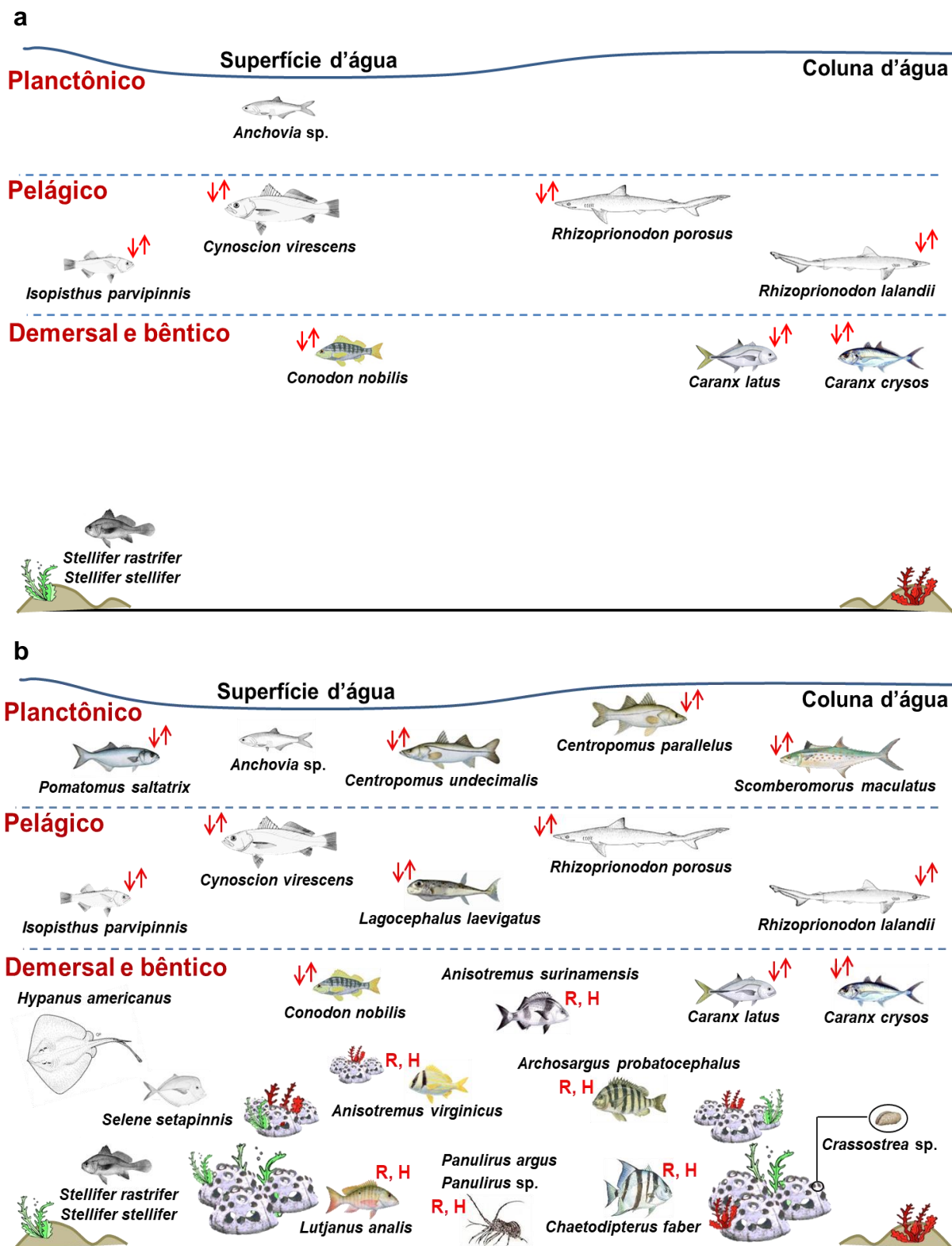


Figura 9. Ambiente marinho de acordo com os pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil. Espécies relacionadas com a instalação (a) antes e (b) depois do recife artificial. Distribuição da coluna de água segundo os pescadores: planctônico, pelágico, demersal e bentônico. Legenda: R - Espécies que se reproduzem no recife, H - Espécies que usam o recife como habitat. Setas em direções opostas representam migração vertical das espécies para alimentação.

As espécies *Conodon nobilis*, *Selene setapinnis*, *A. surinamensis*, *A. virginicus*, *A. probatocephalus*, *L. analis*, *C. faber*, *P. argus* e *Panulirus* sp. usam o RA para alimentação, mas também são presas de espécies maiores tais como *Scomberomorus maculatus*, *Cynoscion virescens*, *Lagocephalus laevigatus*, *Rhizoprionodon porosus* e *Rhizoprionodon lalandii*, que acessam seu alimento a partir da migração vertical na coluna d'água (Figs. 9a-b).

A análise do qui-quadrado indicou a diminuição em três espécies e o aumento de 17 espécies (Tab. 10).

Tabela 10. Espécies relatadas pelos pescadores artesanais associadas ao recife artificial em Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	Espécie	A (%)	D (%)	Valor-p	Efeito
Anchova	<i>Pomatomus saltatrix</i> *	0,0	61,5	0,0001**	+
Baiacú-ará	<i>Lagocephalus laevigatus</i> *	0,0	73,1	0,0001**	+
Boca-de-velho	<i>Anchovia</i> sp.	19,2	7,7	0,2243	=
Cabeça-dura	<i>Stellifer rastrifer</i> <i>Stellifer stellifer</i> <i>Stellifer brasiliensis</i>	23,1	3,8	0,0414*	-
Cação-olho-verde	<i>Rhizoprionodon porosus</i> *	34,6	65,4	0,0263*	+
Cação-torce-torce	<i>Rhizoprionodon lalandii</i> *	30,8	65,4	0,0125*	+
Lagosta-marrom	<i>Panulirus</i> sp*	0,0	76,9	0,0001**	+
Lagosta-rainha	<i>Panulirus argus</i> *	0,0	73,1	0,0001**	+
Ostra	<i>Crassostrea</i> sp.	0,0	46,2	0,0001**	+
Pargo	<i>Lutjanus analis</i> *	0,0	34,6	0,0010**	+
Paru	<i>Chaetodipterus faber</i> *	0,0	57,7	0,0001**	+
Peixe-galo	<i>Selene setapinnis</i>	0,0	19,2	0,0188*	+
Pescada-selvagem	<i>Cynoscion virescens</i> *	50,0	53,8	0,7839	=
Pescadinha	<i>Isopisthus parvipinnis</i> *	53,8	61,5	0,5742	=
	<i>Macrodon ancylodon</i> *				
Raia-marrom	<i>Hypanus americanus</i> *	0,0	34,6	0,0010**	+
Robalo-fincudo	<i>Centropomus undecimalis</i> *	0,0	61,5	0,0001**	+
Robalo-peva	<i>Centropomus parallelus</i> *	0,0	53,8	0,0001**	+
Roncador	<i>Conodon nobilis</i>	11,5	23,1	0,2688	=
Salema	<i>Anisotremus virginicus</i>	0,0	23,1	0,0092**	+
Sarda	<i>Scomberomorus maculatus</i> *	0,0	19,2	0,0188*	+
Sargo-de-beiço	<i>Anisotremus surinamensis</i> *	0,0	96,2	0,0001**	+
Sargo-de-dente	<i>Archosargus probatocephalus</i> *	0,0	100,0	0,0001**	+
Xarelete	<i>Caranx crysos</i> *	26,9	34,6	0,5474	=
Xaréu	<i>Caranx latus</i> *	26,9	42,3	0,2431	=

Legenda: *Espécie com alto valor agregado vendida no porto de Guaxindiba. A (%): Frequência de citação das espécies encontradas antes da implantação do RA (n = 26). D (%): Frequência de citação das espécies encontradas após o implante do RA (n = 26). Nível de significância teste qui-quadrado: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$. Efeito do RA para cada espécie: (+) aumento do número de indivíduos, (-) diminuição do número de indivíduos e (=) estabilidade do número de indivíduos.

As espécies que apresentaram aumento após o RA têm características distintas, desde espécies adaptadas a ambientes recifais (e.g., *Panulirus* sp., *P. argus*, *Crassostrea* sp., *L. analis*, *C. faber*, *A. virginicus*, *A. surinamensis* e *A. probatocephalus*) a espécies estuarinas com alta importância econômica (e.g., *Pomatomus saltatrix*, *L. laevigatus*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus parallelus* e *S. maculatus*, *R. porosus* e *R. lalandii*).

O RA foi reportado tendo um efeito positivo na pesca local, com 68,3% (n = 41) dos pescadores afirmando que as estruturas artificiais melhoram a pesca a partir do aumento da abundância e riqueza de espécies-alvo capturadas. Outros impactos do RA estão detalhados na Tabela 11.

Tabela 11. Percepção dos pescadores artesanais sobre o efeito do recife artificial na pesca em Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Questões abordadas	Sim	%	Não	%	NSR*	%
RAs melhoraram a pesca na região	41	68,3	16	26,7	3	5
RAs atrapalham a pesca na região	0	0,0	57	95,0	3	5
Possibilidade de pescar na área dos RAs	26	43,3	31	51,6	3	5
Alteração na área de pesca devido aos RAs	8	13,3	49	81,7	3	5

Legenda: NSR* - Não soube responder.

Não foi registrado nenhum conflito relacionado à implantação do RA, com 95% (n = 57) dos pescadores afirmando que as estruturas artificiais não atrapalham a pesca na região. Vários pescadores (n = 26; 43,3%) afirmam que a área do RA pode ser usada como áreas de pesca, desde que sejam utilizados artefatos de pesca adequados. Apenas 13,3% (n = 8) afirmam que mudaram sua área de pesca após a implantação do RA, sugerindo que a área com *Reef Balls*® são utilizadas como áreas de pesca acessória.

Os pescadores relataram capturar no RA as espécies-alvo *P. saltatrix*, *L. laevigatus*, *R. porosus*, *R. lalandii*, *L. analis*, *S. maculatus*, *A. surinamensis* e *A. probatocephalus*, com os artefatos linha de fundo e anzol, espinhel, rede de emalhe de superfície (Tab. 12). Uma versão especial da rede de emalhar de fundo é usada para capturar lagostas (*Panulirus* sp. e *P. argus*).

O uso de engrenagens ativas (rede de arrasto de fundo e rede de parelha) não é relatado na área do RA. Camarões comercializados na comunidade de Guaxindiba das espécies *X. kroyeri* e *Artemesia longinaris* são capturados em áreas sem presença de estruturas artificiais, especialmente próximo a desembocadura do RPS

onde é possível usar redes de fundo. Essas espécies são capturas com engrenagens ativas e geram capturas acessórias de um grande número de peixes juvenis ou espécies com pouco ou nenhum valor comercial.

Entre os recursos pesqueiros relatados na área do RA (27 spp.), 19 espécies são comercializadas na comunidade de Guaxindiba, sete espécies são capturas acessórias da pesca de camarão, que são comercializadas a preços baixos e uma espécie é descartada. Dezenove espécies são relatadas em áreas sem influência do RA, sendo nove espécies-alvo e 10 espécies que são capturas acessórias (Tab. 12).

Tabela 12. Espécies capturadas no recife artificial e na área controle segundo pescadores artesanais da comunidade Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Nome comum	Espécies	RA	AC	Categoria	US\$/kg
Anchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	X		EA	2,9
Baiacú-ará	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	X		EA	2,3
Boca-de-velho	<i>Anchovia</i> sp.	X	X	CA	0,2
Cabeça-dura	<i>Stellifer rastrifer</i>	X	X	CA	0,2
	<i>Stellifer stellifer</i>	X	X	CA	0,2
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	X	X	CA	0,2
Cação-olho-verde	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	X	X	EA	4,2
Cação-torce-torce	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	X	X	EA	4,2
Camarão-barba-ruça	<i>Artemesia longinaris</i>		X	EA	3,0
Camarão-sete-barbas	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>		X	EA	3,4
Cangoá-relógio	<i>Larimus breviceps</i>		X	CA	0,2
Folha-de-mangue	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		X	CA	Descarte
Lagosta-marrom	<i>Panulirus</i> sp.	X		EA	8,6
Lagosta-rainha	<i>Panulirus argus</i>	X		EA	8,6
Língua-mulata	<i>Trinectes paulistans</i>		X	CA	Descarte
Maria-luíza	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>		X	CA	0,2
Maria-sapeba	<i>Symphurus plagusia</i>		X	CA	Descarte
Ostra	<i>Crassostrea</i> sp.	X		CA	Descarte
Pargo	<i>Lutjanus analis</i>	X		EA	1,4
Paru	<i>Chaetodipterus faber</i>	X		EA	1,7
Peixe-galo	<i>Selene setapinnis</i>	X		CA	0,2
Pescada-selvagem	<i>Cynoscion virescens</i>	X	X	EA	5,2
Pescadinha	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	X	X	EA	1,2
	<i>Macrodon ancylodon</i>	X	X	EA	1,2
Raia-marrom	<i>Hypanus americanus</i>	X		EA	0,6
Robalo-fincudo	<i>Centropomus undecimalis</i>	X		EA	5,7
Robalo-peva	<i>Centropomus parallelus</i>	X		EA	5,7
Roncador	<i>Conodon nobilis</i>	X	X	CA	0,2
Salema	<i>Anisotremus virginicus</i>	X		CA	0,2
Sarda	<i>Scomberomorus maculatus</i>	X		EA	2,9
Sargo-de-beiço	<i>Anisotremus surinamensis</i>	X		EA	2,9
Sargo-de-dente	<i>Archosargus probatocephalus</i>	X		EA	2,9
Xarelete	<i>Caranx crysos</i>	X	X	EA	1,7
Xaréu	<i>Caranx latus</i>	X	X	EA	1,7

Legenda: Categoria – EA: espécie-alvo, CA: Captura acessória. US\$/kg: Valor médio do quilo do pescado em dólares.

Quanto ao futuro da pesca na região, os pescadores acreditam que a introdução de novas estruturas artificiais é importante para o incremento da pesca artesanal na região (n = 41; 68,3%). Os entrevistados destacam a necessidade da participação da universidade (n = 17; 28,3%), da colônia de pescadores Z-1 (n = 11; 18,3%) de empresas especializadas em RA (n = 6; 10%) e autoridades públicas (n = 5; 8,3%) no processo de instalação de novas estruturas artificiais.

Além do assentamento de novos RAs, os entrevistados sugerem outras ações para melhorar as condições da pesca artesanal, como a diminuição da pesca de parelha (n = 38; 42,2%), diminuição de atividades de navios sondas por companhias petrolíferas (n = 28; 31,1%), delimitação da ação do Complexo Industrial do Porto do Açú e Complexo Industrial Logístico do Farol-Barra do Furado, que opera na região há pelo menos de 10 anos (n = 13; 14,4%) e diminuição da poluição de manguezais e afluentes do RPS e do RI (n = 11; 12,2%). O número total de ações (n = 90) foi maior que o número de entrevistados, porque alguns pescadores descreveram mais de uma ação para a manutenção dos recursos pesqueiros na costa norte do Rio de Janeiro.

4. Discussão

Os pescadores artesanais dessa comunidade são principalmente do sexo masculino e com baixo nível educacional. Essas características são comuns em várias comunidades de pescadores no Brasil e demonstram a alta dependência dos entrevistados da atividade pesqueira (Drew, 2005; Alencar & Maia, 2011; Côrtes et al., 2014). A pesca praticada no porto de Guaxindiba é considerada artesanal (Brasil, 2009, Law 11.959/09) e envolve pescadores e seus familiares como a principal mão-de-obra (Diegues, 2008; Cunha, 2009). As operações de pesca na comunidade de Guaxindiba são realizadas principalmente ao longo da zona costeira, embora alguns pescadores utilizem embarcações com capacidade para movimentar e armazenar peixes para operações superiores a 30 km e utilizem engrenagens de pesca ativa (Oliveira et al., 2016; Zappes et al., 2016).

A rede de arrasto de fundo é o equipamento mais utilizado na pesca de Guaxindiba e o camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*) é a principal alvo dos pescadores. No entanto, os pescadores artesanais trocam as redes de arrasto de fundo por outros artefatos de pesca para alternar as espécies-alvo e reduzir as capturas acessórias. Pesquisas de desembarques em portos pesqueiros mostram que o

camarão-sete-barbas é o principal crustáceo capturado pela pesca extrativista ao longo de todo litoral brasileiro (ICMBIO, 2011; Fernandes et al., 2014; FIPERJ, 2015; Musiello-Fernandes et al., 2017) e em outras áreas do mundo (Watson et al., 2006; Jiménez-Badillo et al., 2017). Outros estudos registraram que pescadores artesanais usam estratégias multi-gears para reduzir a pressão de pesca nas espécies-alvo e reduzir o impacto físico no ambiente costeiro (Diegues, 2008; Silvano & Begossi, 2012; Hanazaki et al., 2013).

Rede de arrasto de fundo e redes de parelha não são utilizados nas proximidades do RA, devido à dificuldade de arrasto entre as estruturas no assoalho oceânico. O uso de engrenagens ativas de fundo ameaça a sustentabilidade dos estoques pesqueiros, devido à sua baixa seletividade de espécies e seu impacto negativo no fundo do mar (Turner et al., 1999; Medeiros et al., 2013). Di Benedetto (2001), Oliveira et al., (2016) e Lima (2019) registraram o uso da rede de arrasto de fundo como o principal artefato de pesca na costa norte do Rio de Janeiro. Entretanto, a ausência do uso desse artefato na área com RA permite o desenvolvimento da comunidade marinha e a conservação das espécies locais nesse recife (Kurien, 1995; Clarke et al., 2002; Narchia et al., 2014).

Os pescadores artesanais descrevem o aumento da riqueza de espécies na costa norte do Rio de Janeiro a partir da instalação do RA. Além disso, apontam esse recife como importante área de alimentação, reprodução e abrigo de diversas espécies. Os entrevistados veem o RA como área importante para a pesca local, já que os módulos recifais atraem espécies comerciais. Isso revela a percepção positiva dos pescadores em relação à instalação do RA e como esse complexo recifal beneficiou a comunidade pesqueira de Guaxindiba ao longo do tempo. A implementação de RAs é uma prática mundial que visa enriquecer os estoques pesqueiros em várias regiões (Pickering et al., 1998; Froehlich & Kline, 2015). Estudos no Brasil e em vários outros países demonstram o potencial desse tipo de recife para mitigar o declínio de espécies de peixes (e.g., Brasil: Santos & Zalmon, 2015; México: Ajemian et al., 2015; Itália: Scarcella et al., 2015; China: Wang et al., 2015). Na costa do Rio de Janeiro, evidências sobre os benefícios do RA para a pesca artesanal alinham-se com o objetivo principal desta prática e com a literatura sobre este temática.

Os resultados confirmam que os pescadores conhecem as espécies associadas ao RA e reconhecem as relações entre a biota e os módulos recifais. Os

entrevistados descrevem espécies bentônicas (e.g., lagostas e ostras) que mantêm contato direto com os módulos, espécies demersais que vivem em torno do recife e visitam ocasionalmente o interior dos módulos, e espécies pelágicas que visitam o RA para forragear. Parte das informações para essas espécies também foram registradas em estudos ecológicos pretéritos realizados nessa região (Faria et al., 2001; Brotto et al., 2006; Rocha et al., 2014). Além disso, o CEL dos pescadores artesanais sobre o comportamento das espécies se alinham também com dados disponíveis em Froese & Pauly (2019).

O CEL expresso pelos pescadores sugere ainda que a ocorrência de diferentes espécies no RA deve-se ao aumento de substratos consolidados e estáveis, que proporcionaram local para fixação de larvas bentônicas, atração de novas espécies e habitat para o recrutamento. Em geral, houve concordância entre o CEL com a literatura sobre a temática dos RAs, corroborando com resultados de outros estudos na costa norte do Rio de Janeiro (Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006; Santos et al., 2008, 2010; 2011; Santos & Zalmon, 2015). Tais informações tornam-se importante devido à dificuldade em se obter dados das espécies associadas ao RA nessa região através do uso de censo visual, tendo em vista a elevada turbidez da água (forte ação da pluma do RPS e do RI). Assim, o uso do CEL de pescadores pode ajudar os pesquisadores a entender melhor o comportamento de espécies associadas a RAs com características semelhantes. Estudos anteriores utilizando o conhecimento de pescadores no contexto de gestão de recursos pesqueiros, também podem ser observados em outras regiões (Austrália: Sutton & Bushnell, 2007; Brasil: Gerhardinger et al., 2009; China: Clarke et al., 2002; Bucharly et al., 2003; Índia: Kurien, 1995; Malásia: Islam et al., 2014; Portugal: Ramos et al., 2007; Ramos et al., 2011; e Espanha: Moreno et al., 2007).

Segundo os pescadores, desde a instalação do RA em 1996, 15 espécies de peixes chegaram à área onde as estruturas artificiais foram implantadas, principalmente aquelas espécies com características adaptadas à predação de larvas e peixes juvenis, como espécies das famílias Pomatomidae e Centropomidae, e com a predação de organismos associados a substratos duros, como espécies das famílias Haemulidae e Sparidae (Bohnsack & Sutherland, 1985; Conceição & Nascimento, 2009). Estudos de longo prazo na área do RA usando redes de emalhe também demonstraram um aumento do número de espécies e abundância ao longo

do tempo (Faria et al., 2001; Godoy et al., 2002; Zalmon et al., 2002; Santos et al., 2011; Gatts et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015).

Os pescadores artesanais não se sentem prejudicados pela instalação do RA e durante as entrevistas, nenhum conflito de interesses decorrente da instalação foi expresso. Isso pode estar relacionado ao fato que a área onde o RA foi instalado não era utilizada antes como zona de pesca (pesqueiro), devido à presença de um banco de rodolitos. A presença dos rodolitos na região dificulta a pesca com uso de artefatos de fundo, principalmente relacionada à captura de camarão. No entanto, após a implantação das estruturas artificiais vários pescadores artesanais tem utilizado o RA como área de pesca acessória para captura de espécies-alvo, utilizando artefatos que melhor se adequa as características dessa área (linhas de fundo e anzol, espinhel e rede de emalhe de superfície).

Os pescadores apresentaram uma percepção positiva sobre o RA, embora não tenha havido nenhuma iniciativa de marketing social, divulgando os benefícios desse recife para os pescadores. Essa percepção positiva pode ser atribuída à instalação do recife numa área adequada e as experiências de captura positivas dos pescadores na região onde foram instalados os módulos recifais. As informações positivas sobre o RA provavelmente têm sido transmitidas informalmente/oralmente entre os pescadores mais experientes para os demais pescadores de Guaxindiba, que têm reafirmado nessa comunidade pesqueira os aspectos positivos das estruturas artificiais. Outros estudos utilizando o CEL de pescadores artesanais têm mostrado a importância desse tipo de pesquisa no entendimento da dinâmica de pesca das comunidades locais (Oliveira et al., 2016; Musiello-Fernandes et al., 2017; Said et al., 2017).

Não foi observada nenhuma organização dos pescadores artesanais para manutenção do RA instalado desde 1996 ou para instalação de novas estruturas artificiais. Entretanto, o desejo da instalação de novos RAs foi identificado quando os pescadores reconhecem a importância desse tipo de recife no incremento de espécies e melhora das condições de pesca artesanal na região. Os pescadores apontam para ações conjuntas da universidade, colônia de pescadores e das autoridades públicas, no processo de implantação de novos módulos recifais. Além disso, os entrevistados identificam outras ações importantes para a manutenção da pesca local, tais como redução das redes de parelha, diminuição das atividades petrolíferas e portuárias, revitalização dos manguezais e rios locais (RPS e RI).

Neste contexto, recomendamos a participação dos pescadores artesanais no processo de escolha de áreas adicionais para novos RAs, já que esse grupo depende do ambiente marinho para o seu sustento e geração de renda (Lima et al., 2019). A escolha de locais inadequados e a falta de envolvimento dos pescadores no processo de tomada de decisões podem levar a conflitos entre membros das comunidades pesqueiras e autoridades públicas (Moretz-Sohn et al., 2013; Islam et al., 2014). Por outro lado, a gestão participativa do processo de desenvolvimento e instalação leva a ações bem sucedidas (Ramos et al., 2007; Whitmarsh et al., 2008).

O CEL dos pescadores permitiu entender quais espécies foram atraídas depois da implantação do RA, e compreender a dinâmica das espécies associadas a essas estruturas. Tais informações são importantes porque complementa dados pretéritos sobre a ictiofauna associada ao RA na costa norte do Rio de Janeiro e reforça a importância desse tipo de estudos como uma alternativa para compreender a biologia e a ecologia das espécies associadas a RA em áreas fortemente influenciadas por plumas estuarinas. Os estudos com o uso de CEL podem contribuir para a tomada de decisões voltada ao gerenciamento de recursos pesqueiros por evidenciar aspectos sobre as espécies, que talvez passem despercebidas pela academia e poder público. Dessa forma, a interligação entre o CEL de pescadores artesanais e o conhecimento sistematizado acelera o processo de cogestão e contribui para a viabilidade da pesca artesanal e para a manutenção dos recursos pesqueiros.

Referências

- Ajemian, M.J. Wetz, J.J., Shipley-Lozano, B., Shively, J.D., Stunz, G.W., 2015. An Analysis of Artificial Reef Fish Community Structure along the Northwestern Gulf of Mexico Shelf: Potential Impacts of “Rigs-to-Reefs” Programs. *Plos One* 10(5), 1–22.
- Alencar, C.A.G., Maia, L.P., 2011. Perfil Socioeconômico dos pescadores brasileiros. *Arq. Ciênc. Mar.* 44, 12-19.
- Amaral, V.S., Simone, L.R.L., 2014. Revision of genus *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(4), 811–836.
- Baine, M., Side, J., 2003. Habitat modification and manipulation as a management tool. *Revs. Fish Biol. Fish.*, 13(2), 187-199.
- Begossi, A.; May, P.H.; Lopes, P.F.; Oliveira, L.E.C.; Vinha, V.; Silvano, R.A.M. 2011. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. *Ecological Economics*, 71: 25-32.

- Berkes, F. & Turner, N.J. 2006. Knowledge, learning and the evolution of conservation practice for social-ecological system resilience. *Hum. Eco.*,34: 479-494.
- Bohnsack, J. A., Sutherland, D.L., 1985 Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, 37(1), 11-89.
- Brasil, 2008 Lei nº 11.699, de 13 de Junho de 2008. Dispõe sobre as Colônias, Federações e Confederação Nacional dos Pescadores, regulamentando o parágrafo único do art. 8º da Constituição Federal e revoga dispositivo do Decreto-Lei no 221, de 28 de Fevereiro de 1967. *Legislação Pesqueira*, Brasília: Senado Federal, 13-14.
- Brasil, 2009 Decreto nº. 11.959, de 29 de Junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei no 7.679, de 23 de Novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei no 221, de 28 de Fevereiro de 1967, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 30 de Junho de 2009, nº. 122, Seção 1,1-3
- 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(4), 205-212.
- Buchary, E. A., Cheung, W. L., Sumaila, U. R., Pitcher, T. J., 2003. Back to the Future: A Paradigm Shift for Restoring Hong Kong's Marine Ecosystem. *American Fisheries Society Symposium*. 38:727-746.
- Cantareli, C.V., Ramires, M., Begossi, A., 2016. The Socio-ecological system of selected Brazilian small-scale fisheries. *Unisantia Bioscience*, 5(5): 382-394.
- Clarke, S.A., Wai-yin, A.L., Mak, Y.M., Kennish, R., Haggan. N., 2002. Consultation with local fishers on the Hong Kong artificial reefs initiative. *ICES Journal of Marine Science* 59:171–177.
- Clauzet M., Ramires M., Begossi A. 2007. A Etnoictiologia dos pescadores artesanais da Praia de Guaibim, Valença (BA), Brasil. *Neotrop Biol Conserv.*, 2: 136–54.
- Clifford, J., 1998. Sobre a autoridade etnográfica. In: Gonçalves, J.R.S. (org.) *A experiência etnográfica: antropologia e literatura do século XX*. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 17-62.
- Conceição, R.N.L., Nascimento, M.C., 2009. Recifes Artificiais Instalados em Guamaré, Rio Grande do Norte: Programa de Apoio à Pesca Artesanal. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42, 106-111.
- Côrtes, L.H.O.; Zappes, C.A.; Di Benedetto, A.P.M., 2014. Ethnoecology, gathering techniques and traditional management of the crab *Ucides cordatus* Linnaeus, 1763 in a mangrove forest in south-eastern Brazil. *Ocean. Coast. Manag.*, 93, 129-138.
- Costa, R.C., Fransozo, A., Melo, A.S., Freire, F.A.M. 2003. Chave Ilustrada Para Identificação dos Camarões Dendrobranchiata Do Litoral Norte Do Estado De São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 3(1): 1-12.
- Coulthard, S. 2008 Adapting to environmental change in artisanal fisheries—Insights from a South Indian Lagoon. *Global Environmental Change*, 18: 479– 489.
- Cunha, L.H.O., 2009. O mundo costeiro: temporalidades, territorialidades, saberes e alternativas. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 20, 59-67.
- Denzin, NK. (2006). *Sociological Methods*. New York: McGraw-Hill. 590p.
- Di Benedetto, A.P.M., 2001. A pesca artesanal na costa norte do Rio de Janeiro. *Bioikos* 15, 103–107.

- Diegues A.C.S. 2008. Marine protected areas and artisanal fisheries in Brazil. In: Samudra monograph. International Collective in Support of Fishworkers. 54 pp.
- Drew, J.A.; 2005. Use of traditional ecological knowledge in marine conservation. *Conservation Biology* 19: 1286–1293.
- Eschmeyer, W.N.; Fricke, R. and Van der Laan, R. (eds) 2019. Catalog of Fishes: Genera, Species, References. <https://www.calacademy.org/scientists/projects/catalog-of-fishes> (ultimo acesso 20/07/2019).
- Faria, V.V., Noveli, R., Gomes, M.P., 2001. Zalmon, I.R. Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil, *Rev. Bras. Zool.*, 18(1), 813-821.
- Fernandes, L.P., Keunecke, K.A., Di Benedetto, A.P.M., 2014. Produção e Socioeconomia da Pesca do Camarão sete-barbas no norte do estado do Rio de Janeiro. *Bol. Inst. Pesca, São Paulo*, 40(4), 541 – 555.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Introdução, Cação, Raias e Quimeras. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 104pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 110pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 90pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 116pp.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2016. The state of world fisheries and aquaculture. Contributing To Food Security And Nutrition For All. FAO, Rome. p.1-204.
- Froehlich, C.Y.M., Kline, R.J., 2015. Using Fish Population Metrics to Compare the Effects of Artificial Reef Density. *Plos One* 10(9), 1 – 16.
- Froese, R., Pauly, D., 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org/search.php> (último acesso 20/07/2019).
- Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. 2013. Diagnóstico da Pesca do Estado do Rio de Janeiro, FIPERJ, Rio de Janeiro. p.1-101.
- Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. 2015. Relatório FIPERJ, Rio de Janeiro. p.1-174.
- Gatts, P.V., Franco, M.A.L, Santos, L.N., Rocha, D.F., Zalmon, I.R., 2014. Influence of the artificial reef size configuration on transient ichthyofauna e Southeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 98:111-119.
- Gerhardinger, L. C., M. Hostim-Silva, R. P. Medeiros, J. Matarezi, A. A. Bertoncini, M. O. Freitas & B. P. Ferreira. 2009. Fishers' resource mapping and goliath grouper *Epinephelus itajara* (Serranidae) conservation in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7: 93-102.
- Gerhardinger, L.C., Marenzi, R.C., Cavaleri, L., Carvalho, R., Bertoncini, Á.A., Medeiros, R.P., Hostim-Silva, M., 2006. Local ecological knowledge on the goliath grouper *Epinephelus itajara* (Teleostei: Serranidae) in southern Brazil. *Neotrop. ichthyol.* 4(4): 44-450.
- Giraldes, B.W., Smyth, D.M., 2016. Recognizing *Panulirus meripurpuratus* sp. nov. (Decapoda: Palinuridae) in Brazil—Systematic and biogeographic overview of *Panulirus* species in the Atlantic Ocean. *Zootaxa* 4107(3), 353-366.

- Godoy, E.A.S., Almeida, T.C.M., Zalmon, I.R., 2002. Fish Assemblages and Environmental Variables on an Artificial Reef - Rio de Janeiro, Brazil. *ICES, Journal of Marine Science*, 59, 138-143.
- Gomes, U. L.; Signori, C.N.; Gadig, O.B.F.; Santos, H.R.S. 2010. Guia para Identificação de Tubarões e Raias do Rio De Janeiro, 1ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 234p.
- Hanazaki, N., Berkes, F., Seixas, C., Peroni, N. 2013. Livelihood diversity, food security and resilience among the Caiçara of Coastal Brazil. *Hum. Ecol. Rev.*, 41: 153–164.
- Huntington, H.P.; 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological applications* 10: 1270–1274.
- IBAMA, 2009. Instrução Normativa Nº 22, de 10 de Julho de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental para instalação de recifes artificiais no Mar Territorial na Zona Econômica Exclusiva brasileiros. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. p. 1-5.
- ICMBIO, 2011. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2011. Brasília: ICMBIO. 60p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/estatistica/est_2011_bol__bra.pdf>.
- Islam, G.M.N., Noh, K.M. Sidique, S.F., Noh, A.F.M., 2014. Economic impact of artificial reefs: A case study of smallscale fishers in Terengganu, Peninsular Malaysia. *Fisheries Research* 151, 122-129.
- Islam, M. S.; Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 624-649.
- Johannes, R.E. 2002. The Renaissance of Community Based Marine Resource Management in Oceania. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33:317-340.
- Kendall, L., 2008. The conduct of qualitative interview: Research questions, methodological issues, and researching online. In: Coiro, J.; Knobel, M.; Lankshea, C.; Leu, D. J. (ed). *Handbook of research on new literacies*. Nova York: Lawrence Erlbaum Associates, 133-149.
- Krohling, W.; Brotto, D.S.; Zalmon, I.R. 2006. Fouling Community Recruitment on an Artificial Reef in the North Coast of Rio de Janeiro State. *Journal of Coastal Research* 39:118-121.
- Kurien, J., 1995. Collective Action for Common Property Resource Rejuvenation: The Case of People's Artificial Reefs in Kerala State, India. *Human Organization*, 54 (2), 160 – 168.
- 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(2): 1-13.
- 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 Coast Manag.* 163: 372–382.
- Lyra-Neves, R.M., Santos, E.M., Medeiros, P M., Alves, R.R.N., Albuquerque, U.P., 2015 Ethnozoology in Brazil: analysis of the methodological risks in published studies. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 184-191.
- Malinowski, B.K., 1984. Os pensadores: Argonautas do Pacífico Ocidental: Um relato do empreendimento e da aventura dos nativos nos Arquipelagos da Nova Guine Melanesia, second ed. Abril Cultural, São Paulo. 424pp.
- Marceniuk, A. P.; Caires, R.; Rotundo, M.M.; Alcântara, R.A.K.; Wosiacki, W.B. 2017. The ichthyofauna (Teleostei) of the Rio Caeté estuary, northeast Pará, Brazil,

- with a species identification key from northern Brazilian. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 12(1): 31-79.
- Medeiros, M.F.T.; Silva, T.C.; Sousa, R.S.; Silva, R.R.V. 2014. Oral History in Ethnobiology and Ethnoecology. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N., editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer: New York Heidelberg Dordrecht London., 59-73.
- Medeiros, R.P., Guanais, J.H.D.G., Santos, L.O., Spach, H.L., Silva, C.N.S., Foppa, C.C., Cattani, A.P., Rainho, A.P., 2013. Estratégias para redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto de camarão sete-barbas: perspectivas para gestão pesqueira. *Bol. Inst. Pesca* 39, 339-358.
- Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., García, D., Itano, D., 2007. Using local ecological knowledge (LEK) to provide insight on the tuna purse seine fleets of the Indian Ocean useful for management. *Aquat. Living Resour.* 20: 367–376.
- Moretz-Sohn, C.D., Carvalho, T.P., Silva Filho, F.J.N., Gastão, F.G.C., Garcez, D.S., Soares, M.O., 2013. Pescadores artesanais e a implementação de áreas marinhas protegidas: Estudo de caso no nordeste do Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13 (2), 193-204.
- Murilo, V., Silva, C.G., Fernandes, G.B. 2009. Nearshore Sediments and Coastal Evolution of Paraíba do Sul River Delta, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coastal Res.* 56(1): 650-654.
- Musiello-Fernandes, Zappes, C. A., Hostim-Silva, M. 2017. Small-scale shrimp fisheries on the Brazilian coast: Stakeholders perceptions of the closed season and integrated management, *Ocean & Coastal Management*, 148:89-96.
- Narchia, N.E., Cornier, S., Canu, D.M., Aguilar-Rosas, L.E., Bender, M.G., Jacquelin, C., Thiba, M., Moura, G.G.M., Wit, R., 2014. Marine ethnobiology a rather neglected area, which can provide an important contribution to ocean and coastal management. *Ocean. Coast. Manag.* 89: 117-126.
- Oliveira, P.C., Di Benedetto, A.P.M., Bulhões, E.M.R., Zappes, C.A., 2016. Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. *Ocean. Coast. Manag.*, 129, 49-57.
- 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. *J. Hydrology*, 481:191-203.
- Pickering, H., Whitmarsh, D., Jensen, A., 1998. Artificial Reefs as a Tool to Aid Rehabilitation of Coastal Ecosystems: Investigating the Potential. *Marine Pollution Bulletin*, 37, 505–514.
- Ramos, J., Santos, M.N. Whitmarsh, D. Monteiro, C.C., 2007. Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 181-191.
- Ramos, J., Santos, M.N. Whitmarsh, D. Monteiro, C.C., 2011. Stakeholder analysis in the portuguese artificial reef contexto: winners and losers. *Braz. j. oceanogr.*, 59(1), 133-143.
- 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(3), 635–646.
- Ryan, G., Bernard, H.R., 2000. Data management and analysis methods. In: Denzin, N.K., Lincoln, Y.S. (Eds.), *Handbook of Qualitative Research*. Sage, London, 769-802.

- Said, A.; MacMilan, D.; Schembri, M.; Tzanopoulos, J. 2017. Fishing in a congested sea: What do marine protected areas imply for the future of the Maltese artisanal fleet? *Applied Geography*, 87: 245-255.
- Santos, C.A.B., Alves, R.R.N., 2016. Ethnoichthyology of the indigenous Truká people, Northeast Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 12, 1-10.
- Santos, L.N, Brotto, D.S., Zalmon, I.R. 2011. Assessing Artificial Reefs for Fisheries Management a 10-Year Assessment off Northern Coast of Rio de Janeiro. 8. In: Bortone, S. A.; Brandini, F. P.; Fabi, G., Otake, S. (eds.) *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press: Flórida. 125-139.
- 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., Araújo. F.G., 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a Neotropical reservoir. *Aquatic Conservation*, 18, 896-908.
- 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.
- Scarcella, G., Grati, F. Bolognini, L. Domenichetti, F., Malaspina, S., Manoukian, Polidori, P., Spagnolo, A., Fabi, G., 2015. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. *Appl. Ichthyol.* 31 (3), 74–85.
- Seaman, W., Jensen, A.C., 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. in *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. In: Seaman, W (ed.) *crc press llc, boca raton 1*, 2–19.
- Seixas, L.B., Barreto, N.R., Santos, L.N., 2013. Artificial reefs for marine and freshwater fish management Brazil: researchers profile and academic production over the 1990-2010 period. *Oecologia Australis*, 17(3), 374-385.
- Sherman, R. L.; Gilliam, D. S. and Spieler, R. E. 2002 Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 196–200.
- Sieber S.S., Silva T.C., Campos L.Z.O, Zank S, Albuquerque U.P. *Participatory Methods in Ethnobiological and Ethnoecological Research.*, 2014. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N., editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London., 39-58.
- Silva, V.A, Nascimento, V.T., Soldati, G.T., Medeiros, M.F.T.; Albuquerque, U.P., 2014. Techniques for Analysis of Quantitative Ethnobiological Data: Use of Indices. In: Albuquerque U.P., Cunha L.V.F.C., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N., editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London., 379-395.
- Silvano, R. A. M. & Valbo-Jorgensen. 2008. Beyond fishermen's tales: contributions of fisher's local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environ. Dev. Sustain.*, 10: 657-675.
- Sutton, S.G., Bushnell, S.L., 2007. Socio-economic aspects of artificial reefs: Considerations for the Great Barrier Reef Marine Park, *Ocean & Coastal Management*, 50, 829–846.
- Turner, S.J.; Thrush, S.F.; Hewitt, J.E.; Cummings, V.J.; Funnel, G. 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 401–420.

- Turvey, M.T.; Barrett, L.A.; Yujiang, H; Lei, Z.; Xinqiao, Z.; Xianyan, W.; Yadong, H.; Kaiya, Z.; Hart, T.; Ding, W. 2010. Rapidly Shifting Baselines in Yangtze Fishing Communities and Local Memory of Extinct Species. *Conservation Biology*, 24(3): 778-787.
- Valentin, J.L., Monteiro-Ribas W.M.,1993. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-23°S latitude). *Cont. Shelf Res.*, 13(4), 407-424.
- Vasconcellos, M., Diegues, A.C., Kalikoski, D.C. 2011. Coastal fisheries of Brazil. In: Salas, S., Chuenpagdee, R., Charles, A., Seijo, J.C. (eds.), *Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean* 544, Rome: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations), 430pp.
- Vianna, M., 2009. Diagnóstico da cadeia produtiva de pesca marítima no Estado do Rio de Janeiro: relatório de pesquisa. FAPERJ/SEBRAE-RJ, Rio de Janeiro.
- Wang, Z., Chen, Y., Zhang, S., Wang, K., Zhao, J., Xu, Q., 2015. A comparative study of fish assemblages near aquaculture, artificial and natural habitats. *J. Ocean Univ. China (Oceanic and Coastal Sea Research)*, 14 (3), 1-11.
- Watson, R. Revenga, C.; Kura, Y. 2006. Fishing gear associated with global marine catches: II. Trends in trawling and dredging. *Fisheries Research*, 79(1–2): 103-111.
- Whitmarsh, D., Santos, M.N., Ramos, J., Monteiro, C.C., 2008. Marine habitat modification through artificial reefs off the Algarve (southern Portugal): an economic analysis of the fisheries and the prospects for management. *Ocean and Coastal Management* 51, 463–468.
- Yeasmin, S., Rahman, K.F., 2012. 'Triangulation' research method as the tool of social science research. *BUP J.* 1 (1), 154-163.
- Young, C.N.; Schopmeyer, S.A. and Lirman, D., 2012. A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and western Atlantic. *Bulletin of Marine Science*, 88(4):1075–1098.
- Zalmon, I.R, Novelli, R.N., Gomes, M.P., Faria, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef program on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *Journal of Marine Science*, 59, 83–87
- Zappes, C.A., Gatts, C.E.N., Lodi, L.F., Simoes-Lopes, P.C., Laporta, P., Andriolo, A., Di Benedetto, A.P.M., 2014. Comparison of local knowledge about the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) in the Southwest Atlantic Ocean: new research needed to develop conservation management strategies. *Ocean. Coast. Manag.* 98, 120-129
- Zappes, C.A., Simões-Lopes, P.C., Andriolo, A., Di Benedetto, A.P.M., 2016. Traditional knowledge identifies causes of bycatch on bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus* Montagu 1821): an ethnobiological approach. *Ocean Coast. Manag.* 120, 160–169.

CAPÍTULO 4 - Atração de longo prazo de recursos pesqueiros em um recife artificial na costa sudeste brasileira

Resumo

Estudos em recifes artificiais (RAs) conduzidos em larga escala temporal que incluam aspectos sazonais e a dinâmica sucessional da ictiofauna permite a avaliação do processo de atração de espécies comerciais nesses ambientes. O objetivo desse estudo foi investigar se períodos de longo prazo e estações anuais podem influenciar na composição e estrutura dos recursos pesqueiros num RA no Sudeste do Brasil. Redes de emalhe de fundo foram usadas para amostragem duas vezes ao ano (períodos secos e chuvosos) por até 21 anos após a implantação desse recife. Ao longo desse período foram capturados 1682 peixes sendo Sciaenidae, Carangidae e Ariidae as famílias mais representativas. Abundância, riqueza de espécies, biomassa e diversidade de Shannon foram significativamente superiores no RA em relação à área controle (AC). Os dados apontam para um crescimento nos descritores até o 14º ano de implantação do recife, seguido de uma estabilização e/ou redução dos respectivos valores. A sazonalidade foi identificada como um dos fatores mais importantes no processo de atração das assembleias de peixes pós-implantação do complexo recifal, com maior abundância e biomassa nos períodos chuvosos, correspondentes à maior vazão fluvial. As espécies comercialmente pescadas ao longo do RA foram distintas da AC, sendo 2x maior em abundância e 3x maior em valor médio de captura no recife do que na AC. O RA é uma importante zona para captura de espécies comerciais como *Rhizoprionodon porurus*, *Macrodon ancylodon*, *Isopisthus parvipinnis* e *Cynoscion jamaicensis*, e confirma a importância da implantação dessas estruturas artificiais como alternativa promissora para a melhoria da pesca artesanal. Este estudo destaca a importância de avaliações de longo prazo de RA influenciado por plumas estuarinas na compreensão da atração de espécies comerciais mediadas por efeitos sazonais.

Palavras-chave: habitats artificiais, peixes comerciais, efeito sazonal, pesca artesanal, gestão costeira.

1. Introdução

Os gestores da pesca há muito reconhecem o potencial dos recifes artificiais (RAs) em atrair diferentes espécies de peixes e aumentar a biomassa íctica (Fabi et al., 2011; Ito 2011; Chapman et al., 2018). Apesar dos RAs serem usados em projetos de conservação marinha (Ramos et al., 2007; Ng et al., 2015; Guan et al., 2016; Tynyakov et al., 2017) e dos avanços na ecologia e engenharia dos habitats artificiais (Bortone et al., 1998, 2000; Grossman et al., 2011; Riera et al., 2018), muitas questões relativas ao seu desempenho e capacidade de pesca ainda permanecem pouco elucidadas (Becker et al., 2018; Lee et al., 2018; Lima et al., 2019a).

Descritores ecológicos (abundância, biomassa, riqueza e diversidade de espécies) têm sido bastante utilizados como parâmetros para avaliar a produção pesqueira em RAs (Reynolds et al., 2018; Rouse et al., 2018; Streich et al., 2018) e têm contribuído para subsidiar diversos planos de manejo costeiro com o uso de estruturas artificiais (Addis et al., 2013, 2016; Murillas-Maza et al., 2013; Bush & Mol 2015; Krumholz & Brennan, 2015; Keller et al., 2017). O uso desses descritores tem permitido avaliar o potencial de atração e/ou produção dos RAs, especialmente de espécies comerciais (Macusi et al., 2015; Samy-Kamal et al., 2015; Rouse et al., 2018).

Vários estudos avaliando os recursos pesqueiros associados à RAs têm sido desenvolvidos em ambientes marinhos durante períodos que não ultrapassam dois anos (Sánchez-Jerez et al., 2002; Lindberg et al., 2006; Santos et al., 2011b; Macusi et al., 2017; Selfati et al., 2018). No entanto, estudos de curto prazo podem não ser capazes de detectar mudanças na dinâmica do sistema ecológico e, assim, levar a conclusões incorretas sobre o funcionamento dos habitats artificiais (Nicoletti et al., 2007; Techera & Chandler, 2015). Em contraste, estudos de longo prazo permitem a detecção dos efeitos de processos de ação lenta e mudanças na composição das espécies, revelando assim tendências biológicas sutis e consistentes (Spanier, 2000; Ribeiro et al., 2008; Santos et al., 2011a; Kulaw et al., 2017). Além de períodos mais longos de monitoramentos dos RAs, têm sido importante os estudos que abordam o efeito da sazonalidade no assentamento das espécies-alvo, especialmente em áreas estuarinas (Rocha et al., 2015; Taylor et al., 2018). No entanto, poucos procuram entender a influência dos processos temporais e intra-anuais na colonização de assembleia de peixes em RAs implantados próximo a grandes rios, (Ribeiro et al., 2008; Lowry et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015; Becker et al., 2017).

Em 1996, um complexo recifal composto por estruturas de concreto foi instalado no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil, para aumentar a biomassa e a abundância de recursos pesqueiros e, conseqüentemente, as capturas da pesca artesanal (Godoy et al., 2002; Lima et al., 2018). Embora existam algumas lacunas de conhecimento em relação ao potencial desse RA em atrair espécies comerciais, estudos prévios na região (Godoy et al., 2002; Krohling et al., 2006; Brotto & Zalmon 2008; Santos et al., 2010; Gatts et al. 2014; Rocha et al., 2014) apontam que as assembleias de peixes são afetadas

pelas estruturas artificiais, revelando um aumento na abundância, biomassa, riqueza e diversidade ao longo do tempo. Outros estudos (Rocha et al., 2014; Zalmon et al., 2014; Gatts et al., 2015) ainda apontam que fatores como atração de invertebrados, retenção de sedimentos e influxo de água doce e sedimento fluvial podem influenciar no processo de assentamento nesse RA. Outros indicam que pescadores locais utilizam o complexo recifal para captura de algumas espécies-alvo (Lima et al., 2018, 2019b).

De modo a avaliar o potencial de atração e/ou produção de um RA sob influência de pluma estuarina, considerou-se nesse estudo a variabilidade sazonal e temporal de longo prazo (1996-2017). Devido às características do nosso sistema de estudo (grande contribuição da precipitação e maior vazão dos rios próximos nos meses de verão), espera-se diferenças sazonais na composição e abundância das assembleias de peixes entre as estações chuvosa e seca. Mesmo com tais variações sazonais é previsto, ao longo da escala de 21 anos, um aumento médio não-linear na abundância, biomassa, riqueza e diversidade de peixes na área recifal em comparação a área controle (AC).

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O litoral norte do Rio de Janeiro está localizado em uma zona de transição entre as águas quentes e oligotróficas da corrente brasileira e as águas frias ricas em nutrientes da corrente de ressurgência do Atlântico Sul (Valentin & Monteiro-Ribas, 1993; Ovalle et al., 2013). Esta costa é tipicamente arenosa com quantidades variáveis de lama e nódulos calcários e pouco ou nenhum substrato duro (Murillo et al., 2009).

A área de estudo (Fig. 10) é influenciada pelo influxo de água doce do rio Paraíba do Sul (RPS) e do rio Itabapoana (RI), que contribuem com nutrientes principalmente durante a primavera e o verão, com a dinâmica de exportação de materiais dissolvidos e particulados correlacionados à precipitação (Souza et al., 2010; Figueiredo et al., 2011; Ovalle et al., 2013). Durante o período chuvoso (janeiro-março), a maior parte da plataforma continental até 10 km da costa é coberta por uma pluma estuarina turva, que pode se espalhar até 20 km da foz do RPS e afetar os processos ecológicos das comunidades de peixes marinhos

(Carvalho et al., 2002; Santos et al., 2010; Santos & Zalmon, 2015) Em geral, a produtividade primária (clorofila a) é baixa, a visibilidade não excede 4 m, e fortes correntes de fundo são comuns (Murillo et al., 2009; Figueiredo et al., 2011). Apesar dessas condições oligotróficas e condições ambientais adversas, o litoral norte do Rio de Janeiro é frequentemente explorado por pescadores artesanais costeiros (Lima et al., 2018, 2019b).

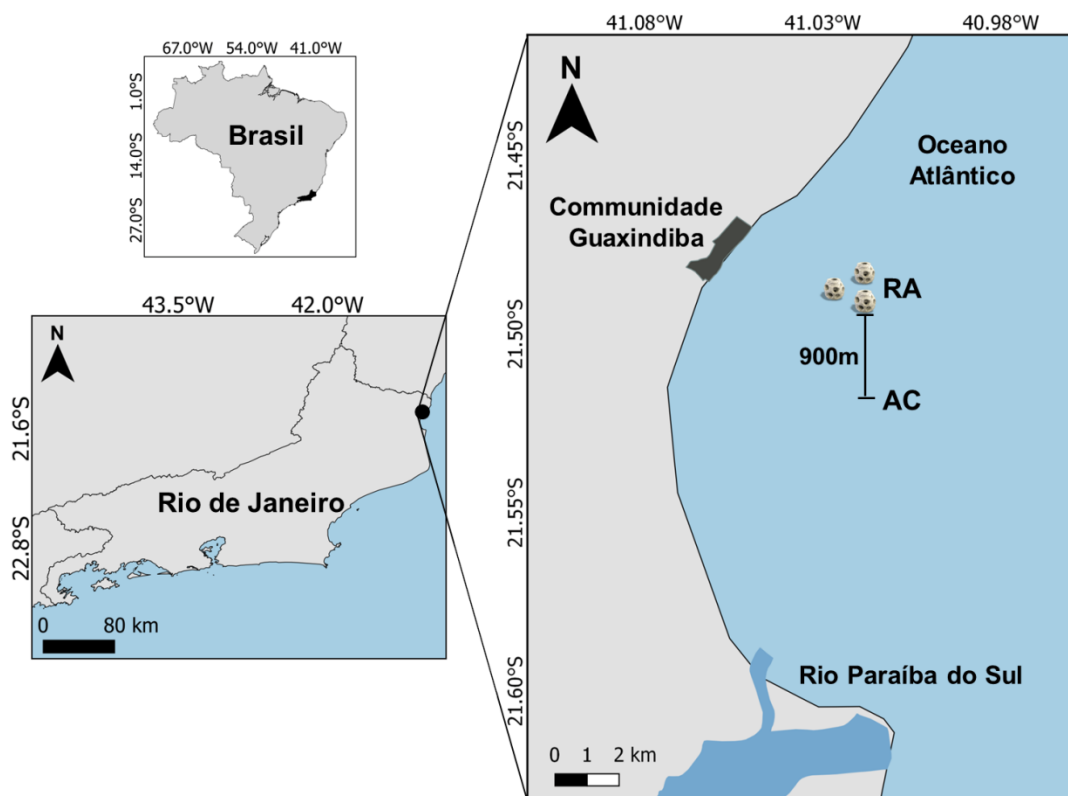


Figura 10. Localização geográfica do litoral norte do Rio de Janeiro (sudeste do Brasil), onde foi instalado o complexo recifal. RA: recife artificial e AC: área controle.

Em março de 1996, um complexo recifal foi instalado a uma distância de 9 km da costa de Guaxindiba (21° 29'S, 41° 00'W), São Francisco do Itabapoana, litoral norte do Rio de Janeiro (Fig. 10). O RA localiza-se em um fundo plano e homogêneo, circundado por leitos de rodolitos, aproximadamente a 9 metros de profundidade (Brotto et al., 2006; Zalmon et al., 2012). Este RA é composto por várias estruturas de concreto, especialmente *Reef Balls*® (aprox. 1,0 m³) numa configuração de sistema aleatório que cobre uma área 60.000 m² do fundo do mar.

Desde 1996, esse RA tem sido investigado a fim de avaliar o papel dessas estruturas no incremento de bentos e assembleias de peixes (Santos & Monteiro, 2007; Krohling & Zalmon, 2008; Zalmon et al., 2012), e sua influência na dinâmica da pesca local (Lima et al., 2018, 2019b). Uma área sem estruturas artificiais (AC), em uma mesma profundidade (9 m) e a cerca de 900 m de distância do RA foi selecionada a fim de comparar o efeito do AR com a variabilidade inter e intra-anual que ocorre naturalmente (Zalmon et al., 2002).

2.2. Coleta de dados

As amostragens ícticas nas áreas RA e AC ocorreram em 1996, 1997, 2010, 2011 (dados secundários), 2016 e 2017 (dados primários) no final das estações chuvosa (março a abril) e seca (setembro a outubro) de cada ano. Em cada amostragem, três conjuntos de redes de emalhar de fundo (25 × 3 m; malha de 30 mm) foram aleatoriamente imersas nas duas áreas simultaneamente durante 24h. As redes foram escolhidas pela impossibilidade de censo visual (baixa visibilidade) e porque essa arte de pesca tem sido usada tradicionalmente pelos pescadores artesanais na costa norte do Rio de Janeiro (Di Benedetto, 2001; Oliveira et al., 2016; Lima et al., 2018, 2019b).

Dados mensais de precipitação coletado no banco de dados *on-line* do Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET) (<http://www.inmet.gov.br>) e dados mensais de vazão coletado em *in situ* na foz do RPS foram obtidos para o período 1996 a 2017. A análise desses dados foi utilizada para avaliar os processos temporais e sazonais (período seco e chuvoso) e relacioná-la com a presença da assembleia de peixe no RA e AC.

2.3. Análise de dados

A composição íctica, número de indivíduos (n), biomassa (kg), riqueza de espécies (S) e diversidade de Shannon (H') foram utilizados como descritores de mudanças nas assembleias de peixes nas diferentes estações (chuvosa e seca) e intervalos de tempo (1996-2017). As espécies capturadas foram classificadas de acordo com o habitat (Froese & Pauly 2018), com o grupo de pesca (pescado-de-primeira, pescado-de-segunda e captura acessória) e com o valor em dólar (US\$) do quilo do peixe inteiro (Lima et al., 2018, 2019b). O esforço de captura por unidade (CPUE) foi calculado por número de indivíduos e por

biomassa de peixe por 1000 m² de rede por dia (24h), para permitir comparações com outros resultados. Boxplots foram utilizados para avaliar mudanças sazonais na abundância e no valor médio por captura (valor em dólar x quilo) para todas as espécies comerciais capturados no RA e AC.

Um desenho amostral simétrico (Underwood, 1997) entre RA e AC foi usado para determinar os efeitos da sucessão sazonal e temporal de longo prazo nas assembleias de peixes desde o início da instalação das estruturas artificiais (1996-2017). As mudanças temporais na abundância, biomassa, riqueza de espécies e diversidade de Shannon no RA e AC foram testadas usando Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) usando o software R (Hastie & Tibshirani, 1990; Wood, 2017). GAMs também foram utilizados para analisar mudanças temporais na abundância e no valor médio por captura de todas as espécies comercialmente encontradas nas duas localidades. A complexidade do modelo dos GAMs foi escolhida pelo procedimento de seleção gradual usando o *Akaike Information Criterion* (AIC). Uma análise de variância foi aplicada às curvas geradas pelo GAM para avaliar as diferenças entre as duas localidades.

Análises estatísticas multivariadas foram usadas para testar a influência das estruturas artificiais nas assembleias de peixes (composição de espécies, abundância relativa e biomassa), através do pacote de software PRIMER (Clarke & Gorley, 2006). A técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi usada para comparar estruturas de assembleias de peixes entre RA e AC nos diferentes tempos de amostragem (Clarke, 1993).

Utilizou-se a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) para testar a interação entre a estrutura da comunidade de peixes com fatores fixos 'localidade' (RA e AC), 'estação' (chuvosa e seca) e 'tempo' (1996-2017). Os valores de *p* foram obtidos por testes de permutação (9999) e, quando diferenças significativas foram encontradas, comparações *pair-wise* foram realizadas (Anderson, 2017). Todas as análises multivariadas foram feitas em dados transformados em $\log_{10}(x + 1)$ usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Finalmente, o procedimento SIMPER foi utilizado para identificar quais espécies foram as principais responsáveis pelas diferenças temporais e estacionais em cada localidade (Clarke & Gorley, 2006), considerando como espécies discriminadoras aquelas que contribuem com >50% da dissimilaridade média total.

3. Resultados

3.1. Descrição das assembleias de peixes

Um total de 1682 peixes pertencentes a 74 espécies e 30 famílias foi capturado no RA (70 spp.; 1131 inds.) e AC (47 spp.; 551 inds.) (Tab. 13). Quarenta e três espécies foram comuns as duas localidades (58%), 27 ocorreram exclusivamente no complexo recifal (37%) e quatro na AC (5%). A maioria das espécies é composta por espécies associadas a sedimento arenoso (47 spp.) e 27 espécies associadas a substrato duro, sendo 13 encontradas apenas no RA, e apenas duas na AC. Os peixes foram classificados em pescado-de-primeira (14 spp.), pescado-de-segunda (24 spp.) e captura acessória (34 spp.), sendo 38 espécies comerciais capturadas no RA e 27 espécies na AC (Tab. 13).

Sciaenidae foi a família mais rica em número de espécies (18 spp., RA = 16 spp. e AC = 16 spp.), seguida por Carangidae (6 spp., RA = 6 spp. e AC = 3 spp.), Haemulidae (6 spp., RA = 6 spp. e AC = 3 spp.), Ariidae (5 spp., RA = 5 spp. e AC = 4 spp.) e Engraulidae (5 spp., RA = 4 spp. e AC = 2 spp.) (Tab. 13). O RA apresentou 17 espécies com abundâncias relativas entre 1% e 7,4% e 53 espécies contribuíram individualmente com menos de 1% da abundância total. A AC apresentou oito espécies com abundâncias relativas entre 1% e 7,3% e 39 espécies com menos de 1%.

Em geral, os descritores ecológicos analisados apresentaram maiores valores no RA em comparação com AC (Figs. 11a-d). Os dados demonstram que após a implantação do RA, essa área apresentou uma maior abundância (2 vezes), biomassa (2,5 vezes), riqueza de espécies (2 vezes) e diversidade de Shannon (1,5 vezes) quando comparada a AC. Em 1996-1997 o RA assemelhou-se a AC em valores de riqueza, biomassa e diversidade de Shannon, além de abundância semelhante das espécies *Chloroscombrus chrysurus*, *Rhizoprionodon lalandii* e *Bagre bagre*. Os dados de 2010-2011 mostram que ariídeos e carangídeos predominaram no RA após o 14º ano de implantação dos módulos recifais. Seguiu-se também no recife um aumento de espécies da família Sciaenidae (e.g., *Isopisthus parvipinnis*, *Cynoscion jamaicensis*, *Macrodon ancylodon*) e espécies planctívoras (e.g., *Pellona harroweri*, *Opisthonema oglinum* e *Odontognathus mucronatus*). Em 2016-2017,

apenas scianídeos, arídeos e carangídeos permaneceram associados as estruturas artificiais (Figs. 11a-d).

Tabela 13. Lista de famílias e espécies registradas nas amostragens no recife artificial e área controle, Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Família/Espécie	RA		AC		H	GP
	N	kg	N	kg		
Archiridae						
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	1	0,0	0	0,0	SA	CA
Ariidae						
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valeciennes, 1940)	90	15,8	36	6,5	SA	PS
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	65	17,7	41	12,7	SA	PS
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	15	5,5	7	1,2	SA	PS
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	2	0,3	0	0,0	SA	PS
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède 1803)	10	2,4	7	1,9	SA	PS
Carangidae						
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	13	2,2	10	1,2	SC	PS
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	24	2,8	1	0,1	SC	PS
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	120	5,4	122	7,5	SA	CA
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	3	0,3	0	0,0	SC	PS
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	1	0,0	0	0,0	SA	CA
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	5	0,1	0	0,0	SC	PP
Carcharhinidae						
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> (Valenciennes, 1839)	55	16,1	32	8,9	SC	PP
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	84	31,5	54	15,6	SC	PP
Centropomidae						
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	5	1,3	1	0,3	SA	PP
Chaetodontidae						
<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,2	0	0,0	SC	CA
Clupeidae						
<i>Odontognathus mucronatus</i> (Lacépède, 1800)	25	0,5	3	0,1	SA	CA
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	31	2,8	15	1,2	SC	CA
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	8	0,4	4	0,2	SA	CA
Cynoglossidae						
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	0,0	0	0,0	SA	CA
Dactylopteridae						
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	5	1,8	2	0,3	SC	CA
Elopidae						
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	4	1,3	1	0,2	SC	PS
Engraulidae						
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	13	0,7	1	0,1	SA	CA
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	0	0,0	1	0,1	SA	CA
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	3	0,2	0	0,0	SA	CA
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	12	0,8	0	0,0	SA	CA
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2	0,1	0	0,0	SA	CA
Ephippidae						
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	2	0,2	0	0,0	SC	PS
Gerreidae						
<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	1	0,8	0	0,0	SA	PS
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	1	0,6	0	0,0	SC	CA
Haemulidae						
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	1	0,4	0	0,0	SC	PP
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	13	1,0	5	0,5	SA	CA
<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1829)	2	0,6	0	0,0	SC	CA
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	2	0,5	1	0,0	SC	CA

<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	1	0,0	0	0,0	SA	CA
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	25	1,5	14	0,8	SA	PS
Kyphosidae						
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1758)	0	0,0	1	0,1	SC	PS
Lutjanidae						
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	5	0,5	0	0,0	SC	PS
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	0,4	0	0,0	SC	PS
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	5	0,4	2	0,1	SC	CA
Muraenidae						
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	1	0,4	0	0,0	SC	CA
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Ranzani, 1840)	2	0,9	2	0,1	SC	CA
Paralichthyidae						
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,1	1	0,1	SA	PS
Polynemidae						
<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	1	0,1	0	0,0	SA	CA
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,2	0	0,0	SA	CA
Pomatomidae						
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	4	1,0	4	0,7	SA	PP
Pristigasteridae						
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	124	2,7	24	0,5	SA	CA
Sciaenidae						
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	12	0,6	12	1,0	SA	CA
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	20	13,0	5	1,2	SA	PS
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	5	4,7	1	0,1	SA	PP
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	10	21,3	0	0,0	SA	PP
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	36	2,6	7	0,7	SA	PS
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	53	5,7	25	2,7	SA	CA
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	65	15,8	39	7,0	SA	PS
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,4	1	0,3	SA	PS
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	0	0,0	1	0,2	SA	PS
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5	0,7	3	0,2	SA	PS
<i>Nebris microps</i> (Cuvier, 1830)	2	0,6	0	0,0	SA	PP
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	0	0,0	2	0,1	SC	CA
<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hildeb., 1925)	3	0,3	4	0,3	SA	CA
<i>Paralanchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	36	4,2	9	1,3	SA	CA
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	4	0,4	5	0,4	SA	CA
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	40	3,4	6	0,8	SA	CA
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	3	0,3	13	1,0	SA	CA
<i>Umbrina canosai</i> (Berg, 1895)	1	0,0	8	0,5	SA	PS
Scombridae						
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette, R., Z., 1978)	4	0,8	0	0,0	SC	PP
<i>Scomberomorus maculatus</i> (Mitchill, 1815)	1	1,8	1	0,3	SC	PP
Scorpaenidae						
<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meek & Hildebrand, 1928)	1	0,0	0	0,0	SC	CA
Sparidae						
<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	3	2,4	0	0,0	SC	PP
Sphyraenidae						
<i>Sphyraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)	2	0,6	1	0,4	SA	PP
Stromateidae						
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	16	0,8	10	0,5	SA	PS
Tetraodontidae						
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	3	0,8	0	0,0	SA	PS
Triakidae						
<i>Mustelus higmani</i> (Springer & Lowe, 1963)	3	0,8	2	0,6	SC	PP
Trichiuridae						
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	5	9,3	4	7,0	SA	PS

Legenda: N – Número total de peixes. kg – Biomassa total de peixes em quilogramas. H – Habitat: SA – Sedimento arenoso e argiloso e SC – Substrato consolidado. GP – Grupo de pesca: PP – Pescado-de-primeira, PS – Pescado-de-segunda e CA – Captura acessória.

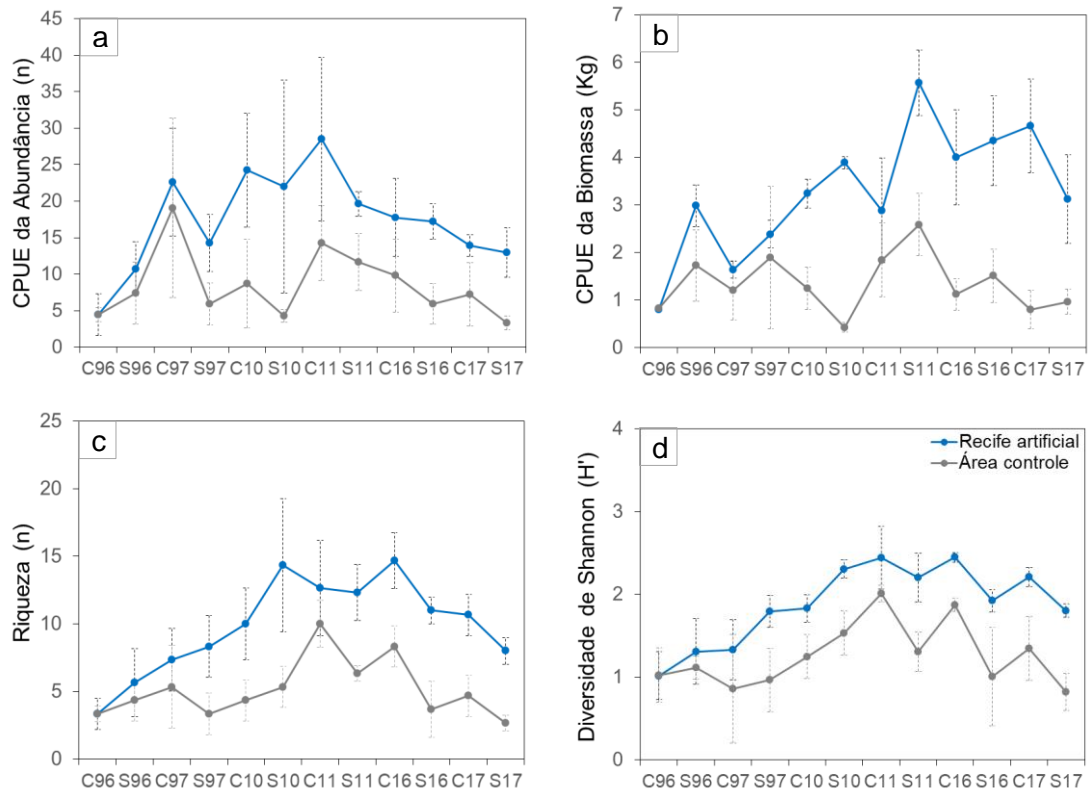


Figura 11. Valores médios de CPUE da Abundância (a), CPUE de Biomassa (b), Riqueza (c) e Diversidade de Shannon (d) amostrados no recife artificial e área controle em diferentes estações do ano (C - Chuvosa e S - Seca) e intervalo de tempo (1996-2017). Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h. CPUE da Biomassa (kg) = biomassa de peixe em quilo por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h.

3.2. Análise temporal e sazonal

As análises GAMs revelaram diferentes tendências temporais para os descritores ecológicos no RA e AC. Tais modelos utilizam os melhores critérios de AIC e revelaram respostas unimodais não-lineares no RA para abundância ($F = 6,26$; $p = 0,0014$) e riqueza ($F = 16,51$; $p < 0,001$), indicando um incremento nesses atributos até o 15^o ano de implantação do recife (2011) (Figs 12a e 12c), enquanto biomassa ($F = 7,12$; $p = 0,0017$) e diversidade ($F = 4,21$, $p = 0,009$) apresentaram aumento linear (Figs 12b e 12d).

Por outro lado, na AC (Figs 12a-d), os valores de abundância ($F = 1,56$; $p = 0,196$), biomassa ($F = 0,227$; $p = 0,72$), riqueza ($F = 3,51$; $p = 0,187$) e diversidade ($F = 1,24$, $p = 0,37$) não apresentaram diferenças significativas ao longo do tempo. Diferenças significativas entre as localidades (RA x AC) com

relação aos atributos ecológicos não foram detectadas ($p > 0,05$ para todos) apenas no período inicial de implantação do recife (1996-1997).

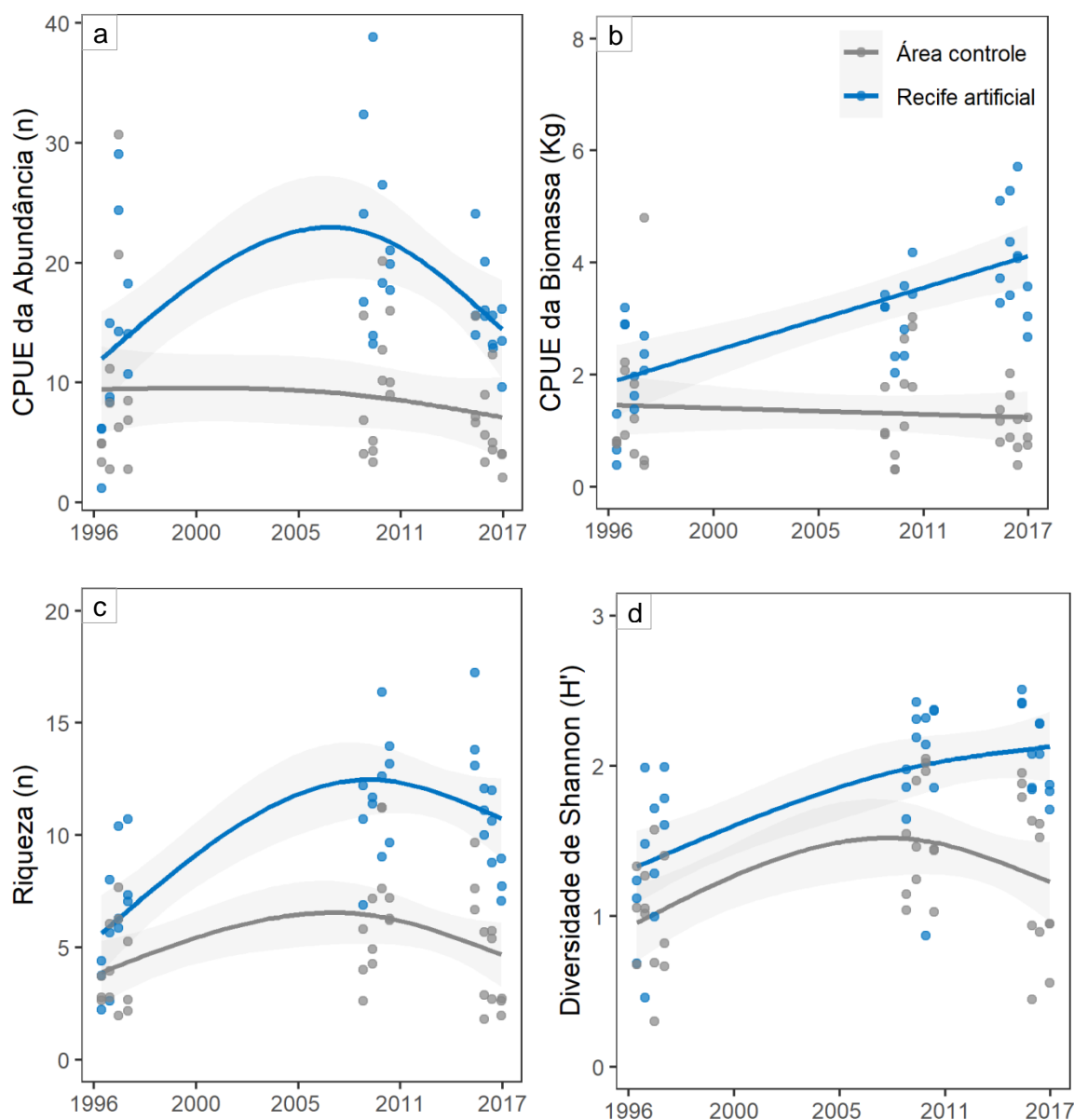


Figura 12. Resposta da CPUE da Abundância de peixes (a), CPUE da Biomassa (b), Riqueza (c), e Diversidade de Shannon (d) no recife artificial e área controle. As linhas são resultados dos modelos aditivos generalizados e a área sombreada a cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h. CPUE da Biomassa (kg) = biomassa de peixe em quilo por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h.

Os resultados da PERMANOVA para abundância e biomassa estão apresentados na Tabela 14. Concordando com os resultados anteriores, a

interação entre fatores (localidade x estação x tempo) apresentou significância estatística para abundância ($p = 0,008$) e biomassa ($p = 0,018$). O *pairwise test* para a tripla interação não detectou diferenças entre localidades devido ao baixo número de permutações (perms = 10). Nesse contexto, foram considerados os testes *a posteriori* das duplas interações (Localidade x Estação e Localidade x Tempo) por possuírem permutações suficientes para análises (perms > 4999). O *pairwise test* para localidade x estação identificou diferenças significativas para abundância e biomassa ($p < 0,05$) entre RA e AC nas estações chuvosa e seca (Tab. 14). O *pairwise test* para localidade x tempo identificou diferenças significativas ($p < 0,05$) para abundância após dois anos de implantação e para biomassa nos últimos anos (2016-2017).

Tabela 14. PERMANOVA com base no índice de similaridade de Bray-Curtis do conjunto de dados multivariados (74 taxa). Análises de comparação de variância da associação de abundância e biomassa de peixes entre localidades (recife artificial e área controle), estação (chuvosa e seca) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).

Fonte	Df	Abundância			Biomassa		
		MS	Pseudo-F	$p(\text{perm})$	MS	Pseudo-F	$p(\text{perm})$
Localidade	1	6442,3	6,291	0,001**	6797,0	4,948	0,001**
Estação	1	12296,0	11,142	0,001**	13164,0	9,584	0,001**
Tempo	5	13279,0	12,034	0,001**	15139,0	11,021	0,001**
Localidade x Estação	1	2130,7	1,931	0,033*	2586,1	1,883	0,059
Localidade x Tempo	5	1570,6	1,423	0,026*	1701,6	1,239	0,151
Estação x Tempo	5	6163,4	5,585	0,001**	6758,6	4,921	0,001**
Loc. x Est. x Tem.	5	1760,9	1,596	0,008**	2073,2	1,509	0,018*
Residuals	48	1103,5			1373,6		
Total	71						

Pair-wise test	Abundância			Biomassa		
	T	$p(\text{perm})$	Perms	t	$p(\text{perm})$	Perms
Localidade x Estação						
Chuvosa	1,701	0,0028**	9943	1,708	0,0019**	9959
Seca	2,284	0,0001**	9941	1,953	0,0016**	9942
Localidade x Tempo						
1996	0,307	0,974	8890	0,400	0,870	8959
1997	1,509	0,054	8956	1,408	0,081	8943
2010	1,592	0,012**	8933	1,301	0,076	8900
2011	1,571	0,013**	8899	1,742	0,220	8879
2016	1,620	0,028*	8887	1,491	0,049*	8895
2017	1,900	0,004**	8845	1,755	0,015**	8879

Legenda: Df: Graus de liberdade, MS: Quadrados médios, Pseudo-F: Razão do Pseudo-F, $p(\text{perm})$: valor-p de permutação, T: Teste emparelhado, Nível de significância $p(\text{perms})$: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ e Perms: número de permutações.

A sazonalidade da ictiofauna foi evidenciada através dos diferentes grupos formados nas estações chuvosa e seca em diferentes períodos pós-implantação do recife (Fig. 13a). O primeiro agrupamento do nMDS para o RA é formado pelas estações chuvosa e seca de 1996 e 1997 (início da implantação: 1-2 anos), e o segundo grupo reuniu as estações chuvosa e seca de 2010, 2011, 2016 e 2017 (período de maturação do recife: 14-21 anos). Por outro lado, a AC apresentou um padrão distinto, indicando apenas uma separação entre estações chuvosa e seca, sem interferência do fator temporal (Fig. 13b).

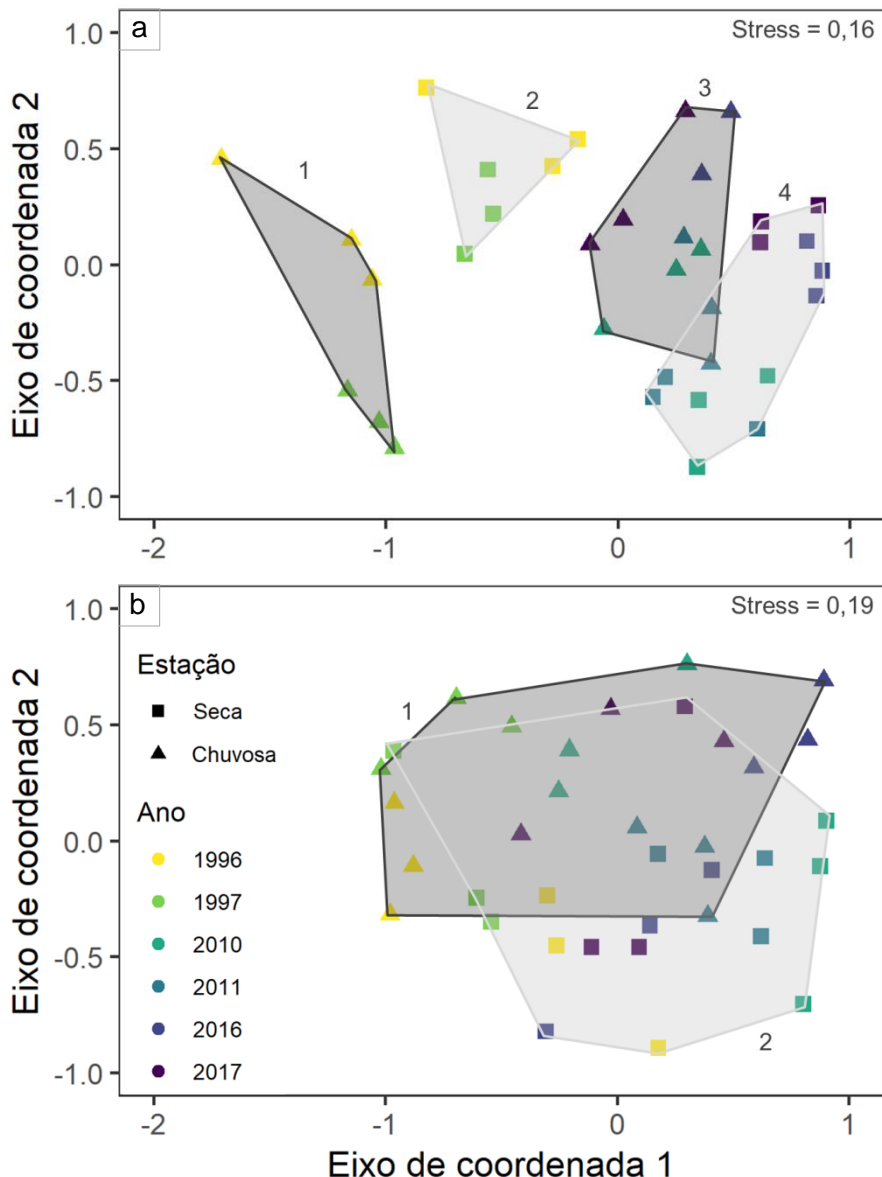


Figura 13. nMDS da abundância das assembleias de peixes no recife artificial (a) e na área controle (b) para o período 1996-2017 e polígonos traçados a partir de cluster de similaridade das amostras (> 50%). Os polígonos traçados em cinza-escuro referem-se à integração das amostras da estação chuvosa e os polígonos em cinza-claro referem-se à estação seca.

3.3. Distribuição das espécies comerciais

As espécies comerciais capturadas ao longo do RA foram distintas, em termos de abundância e valor médio por captura, daquelas observadas na AC ($p < 0,05$). A média da abundância foi 2x maior (Fig. 14a), e o valor médio de captura das espécies comerciais foi 3x maior no RA do que fora (Fig. 14b), com crescimento linear no RA. As diferenças na abundância de espécies comerciais entre RA e AC foram maiores na estação seca ($p < 0.05$), onde o RA possuía, em média, 2,8x mais peixes comerciais do que na AC (Fig. 15a). Da mesma forma que a abundância, a estação seca apresentou a maior diferença no valor médio de captura; US\$ 14,80 \pm 7,6 no RA em comparação com US\$ 5,07 \pm 3,8 no AC (Fig. 15b). Em duas décadas de implantação das estruturas artificiais houve um incremento de 11,5% no preço médio/quilo de espécies comerciais, enquanto na AC houve uma redução de 8,5%.

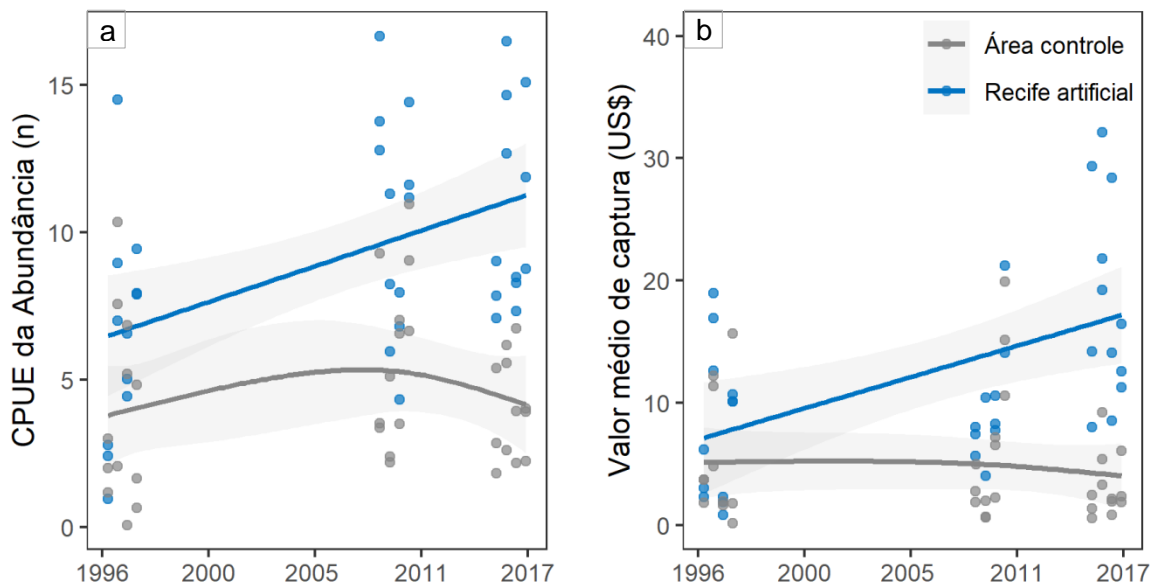


Figura 14. Resposta da CPUE da Abundância (a) e do Valor médio de captura (b) de peixes comerciais no recife artificial e área controle. As linhas são resultados dos modelos aditivos generalizados e a área sombreada a cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h. Valor médio por captura (US\$) = valor médio das espécies comerciais em dólar por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h.

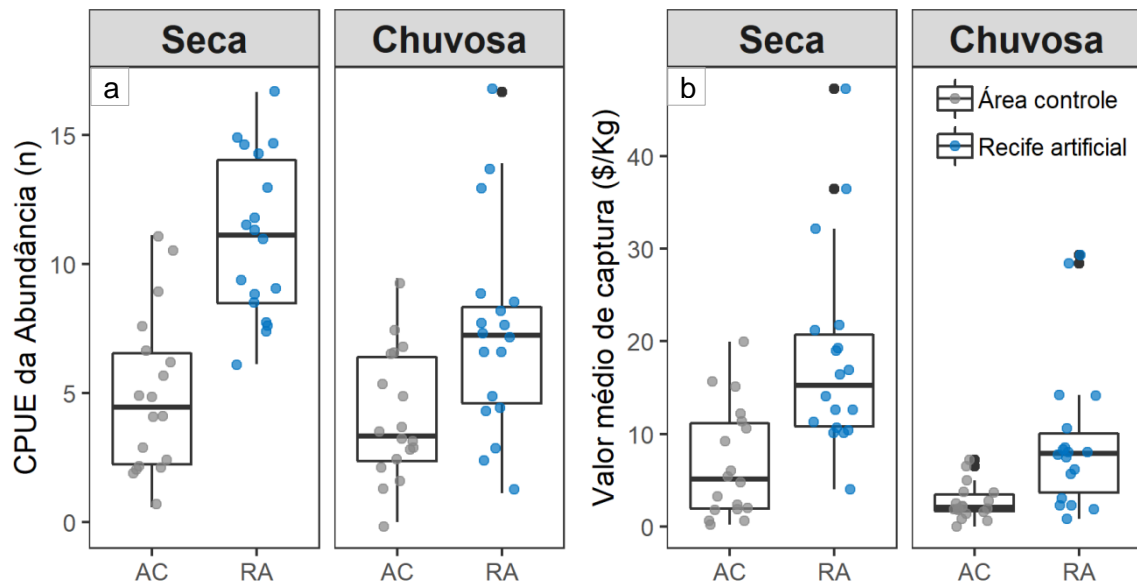


Figura 15. Boxplots da CPUE da Abundância (a) e do Valor médio de captura (b) de peixes comerciais no recife artificial e área controle. A linha e as caixas dos boxplots representam os valores medianos e o intervalo interquartilico, respectivamente; as barras de linha são desvio padrão. Legenda do eixo Y: CPUE da Abundância (n) = número de peixes por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h. Valor médio por captura (US\$) = valor médio das espécies comerciais em dólar por 1000 m² de redes de emalhar por 24 h.

Espécies comercialmente importantes mostraram uma maior associação com o RA em comparação a AC (Tab. 15). O aumento da abundância e da biomassa no RA se deve a predominância de peixes comerciais como cação-olho-verde (*Rhizoprionodon porosus*), goete (*Cynoscion jamaicensis*), bagre-bandeira (*Bagre bagre* e *Bagre marinus*), bagre-amarelo (*Aspistor luniscutis*), bagre-branco (*Genidens barbatus*), xaréu (*Caranx latus*), sabãozinho (*Peprilus paru*) e pescadinha (*Macrodon ancylodon* e *Isopisthus parvipinnis*). Os resultados do SIMPER mostraram diferenças percentuais entre os táxons que mais contribuíram no período seco e chuvoso ao longo da implantação do RA (Tab. 15), destacando-se na estação seca mais espécies comerciais no RA, principalmente das famílias Carcharhinidae (*Rhizoprionodon porosus*), Carangidae (*Caranx latus*) e Sciaenidae (*Isopisthus parvipinnis* e *Cynoscion jamaicensis*).

Tabela 15. SIMPER usando dados de abundância e biomassa de peixes mostrando as espécies que mais contribuíram para a diferença entre recife artificial e área controle, para cada estação e período de tempo.

Estação	Tempo	Recife artificial			Área controle		
		Espécies	Abu%	Bio%	Espécies	Abu%	Bio%
Chuvosa	1996	<i>C. chrysurus</i>	43,29	50,52	<i>C. chrysurus</i>	45,74	41,24
		<i>C. crysos*</i>	34,82	-	<i>C. crysos*</i>	37,95	41,62
	1997	<i>C. chrysurus</i>	38,62	27,74	<i>C. chrysurus</i>	78,11	70,59
		<i>O. ruber*</i>	25,41	23,97	-	-	-
	2010	<i>A. luniscutis*</i>	31,75	23,94	<i>A. luniscutis</i>	66,91	71,32
		<i>P. harroweri</i>	20,79	-	-	-	-
		<i>M. ancylodon*</i>	-	23,36	-	-	-
		<i>L. breviceps</i>	-	17,75	-	-	-
	2011	<i>O. oglinum</i>	21,11	15,57	<i>O. oglinum</i>	24,33	20,03
		<i>L. breviceps</i>	14,76	-	<i>B. bagre*</i>	17,84	22,56
		<i>P. harroweri</i>	12,92	-	<i>L. breviceps</i>	17,84	18,30
		<i>M. ancylodon*</i>	12,88	15,66	-	-	-
		<i>B. bagre*</i>	-	14,75	-	-	-
		<i>A. luniscutis*</i>	-	14,58	-	-	-
	2016	<i>P. brasiliensis</i>	15,56	13,63	<i>P. brasiliensis</i>	26,22	14,62
		<i>A. luniscutis*</i>	14,24	13,60	<i>A. luniscutis*</i>	20,05	14,58
		<i>B. marinus*</i>	12,99	14,81	<i>S. rastrifer</i>	20,05	-
		<i>C. jamaicensis*</i>	12,99	16,37	-	-	-
	2017	<i>B. bagre*</i>	19,79	17,19	<i>M. ancylodon*</i>	36,89	31,77
		<i>P. brasiliensis</i>	17,12	13,60	<i>U. canosai*</i>	22,62	23,94
<i>A. luniscutis*</i>		14,25	16,71	-	-	-	
<i>D. volitans</i>		-	14,54	-	-	-	
Seca	1996	<i>R. lalandii**</i>	52,99	43,42	<i>R. lalandii**</i>	71,94	68,87
		<i>B. bagre*</i>	-	29,98	-	-	-
	1997	<i>R. lalandii**</i>	30,95	27,92	<i>C. chrysurus</i>	74,95	70,13
		<i>C. chrysurus</i>	22,80	-	-	-	-
		<i>B. bagre*</i>	-	27,06	-	-	-
	2010	<i>I. parvipinnis*</i>	24,98	15,19	<i>P. paru*</i>	60,98	69,99
		<i>P. paru*</i>	17,76	14,52	-	-	-
		<i>C. jamaicensis*</i>	10,42	16,27	-	-	-
		<i>G. barbust*</i>	-	6,67	-	-	-
	2011	<i>R. porosus**</i>	22,25	19,21	<i>A. luniscutis*</i>	45,80	-
		<i>P. harroweri</i>	19,89	-	<i>P. paru*</i>	18,45	-
		<i>I. parvipinnis*</i>	15,06	12,57	<i>R. porosus**</i>	-	62,58
		<i>M. ancylodon*</i>	-	15,36	-	-	-
		<i>O. oglinum</i>	-	12,59	-	-	-
	2016	<i>R. porosus**</i>	37,57	24,66	<i>B. bagre*</i>	66,62	67,31
		<i>C. latus*</i>	23,58	18,28	-	-	-
		<i>B. bagre*</i>	-	17,16	-	-	-
		<i>B. bagre*</i>	30,53	24,43	<i>B. bagre*</i>	52,55	42,30
	2017	<i>R. porosus**</i>	27,28	24,95	<i>A. luniscutis*</i>	-	32,19
		<i>M. ancylodon*</i>	27,28	22,86	-	-	-

Legenda: Abu%: contribuição individual em porcentagem da abundância das espécies. Bio%: contribuição individual em porcentagem da biomassa das espécies. **peixe comercial de alto valor e *peixe comercial de médio valor.

Na estação chuvosa, diferenças entre as localidades quanto à abundância e valores médios de captura não parecem ser tão evidentes. Ainda assim, é possível identificar uma composição maior de espécies comerciais na área recifal, principalmente das famílias Ariidae (*Aspistor luniscutis*, *Bagre marinus* e *Bagre bagre*) e Sciaenidae (*Macrodon ancylodon* e *Cynoscion jamaicensis*). Espécies comerciais importantes que apresentaram diferenças temporais a partir de 14 anos de implantação dos RA podem ser classificadas em três grandes categorias: 1. Espécies estuarinas (*Macrodon ancylodon* e *Bagre bagre*), amostradas uniformemente nas duas localidades, 2. Espécies estuarinas encontradas principalmente no RA (*Cynoscion jamaicensis*, *Isopisthus parvipinnis*, *Bagre marinus* e *Genidens barbatus*) e 3. Espécies associadas a substrato consolidado encontradas quase que exclusivamente no recife (*Rhizoprionodon porosus* e *Caranx latus*).

4. Discussão

Este estudo de longo prazo aponta que a implementação de um RA no norte do estado do Rio de Janeiro contribui para o incremento de recursos pesqueiros. Os dados mostram que os descritores ecológicos dobraram em valores médios após duas décadas de instalação do recife, destacando a longa duração necessária para a identificação de diferenças na estrutura das assembleias de peixes em RAs como registrado por Spanier (2000), Chou et al., (2002), Relini et al., (2002), Santos & Monteiro (2007), Ribeiro et al., (2008), Scarcella et al., (2015) e Santos & Zalmon (2015). Em contraste com alguns estudos que registraram um recrutamento rápido nos RAs (Folpp et al., 2011, 2013; Lowry et al., 2014), nossos resultados mostraram uma mudança temporal mais lenta na estrutura da assembleia de peixes, corroborando com Ribeiro et al., (2008), Cenci et al., (2011) e Scarcella et al., (2015).

Nossos resultados também sugerem que a composição das assembleias de peixes também difere ao longo do tempo no RA, identificando uma fase inicial primariamente relacionada a peixes estuarinos (*Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre bagre* e *Orthopristis ruber*), seguidos de um período de atração de peixes recifais (*Chaetodon striatus* e *Lutjanus analis*) e espécies comerciais importantes (*Rhizoprionodon porosus*, *Macrodon ancylodon*, *Caranx latus* e *Isopisthus parvipinnis*). Diferenças nas assembleias de peixes entre RA e AC,

particularmente no número de indivíduos, riqueza de espécies, biomassa e diversidade foram identificadas após o segundo ano de instalação do recife.

As curvas de resposta para tais descritores indicam um padrão de crescimento consistente no recife até o 15^o e/ou 20^o ano, enquanto na AC demonstram valores constantes ou decrescentes ao longo do tempo. Estes resultados corroboram com estudos pretéritos (Logan Kock, 1982; Ribeiro et al., 2008; Folpp et al., 2011; LeClair et al., 2016) que demonstram que a colonização de RAs em sistemas influenciados por plumas estuarinas possuem desenvolvimento mais gradual e necessitam de vários anos para atingir a estabilização. É sugerido que tal desenvolvimento mais lento decorre de distúrbios ambientais sazonais, decorrente de mudanças intra-anuais de precipitação e vazão fluvial (Godoy et al., 2002; Arun, 2006; Wetzel et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015), como evidenciado nesse estudo (Fig. 16a-b).

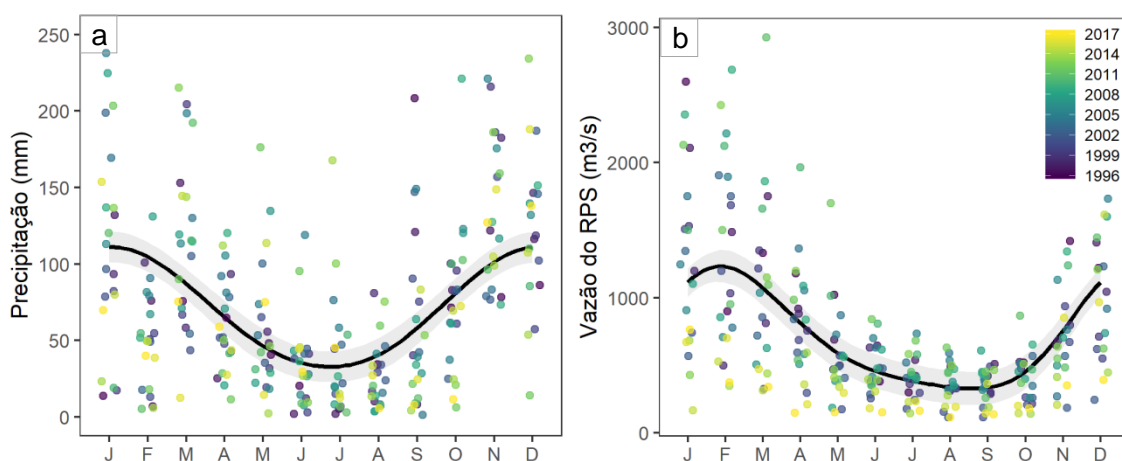


Figura 16. Padrão de flutuação de precipitação (a) e vazão do Rio Paraíba do Sul nas áreas de estudo durante o período (1996-2017). As linhas são geradas a partir de modelos aditivos generalizados e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%.

Diferentes níveis de precipitação e vazão fluvial podem alterar a proporção de água doce no oceano e a quantidade de matéria orgânica disponível, o que limitar o deslocamento e a alimentação de algumas espécies (Madejczyk et al., 1998; Cho et al., 2010; Folpp et al., 2013; Wang et al., 2015), desempenhando um papel crítico na sucessão ecológica de comunidades associadas a RAs (Davis et al., 1982; Koeck et al., 2014). Isso é particularmente relevante em RAs influenciados por plumas estuarinas onde as fontes de recrutamento natural

podem ser limitadas ou variar de acordo com a estação do ano (Folpp et al., 2011; Lowry et al., 2014). A homogeneização da costa a partir da pluma estuarina do RPS e do RI e as variações ambientais resultantes do período seco e chuvoso no litoral norte do Rio de Janeiro pode ser um importante fator na diversidade geral do RA, com espécies mais especialistas no período seco e espécies mais generalistas/estuarinas no período chuvoso (Godoy et al., 2002; Santos et al., 2011a; Gatts et al., 2015).

Assim como em estudos pretéritos (Cummings, 1994; Santos et al., 2005; Daugherty et al., 2014), variações intra-anuais foram identificadas como um dos fatores mais importantes no processo de colonização das assembleias de peixes pós-implantação do complexo recifal, sendo registrada em média maior abundância e biomassa nos períodos chuvosos. Espécies das famílias Sciaenidae, Carangidae e Ariidae foram numericamente dominantes no RA, embora sejam espécies mais associadas a ambientes estuarinos (Fagundes-Netto et al., 2011; Gatts et al., 2014; Rocha et al., 2014). Estudos semelhantes com assembleias de peixes amostrados com redes de emalhar identificaram essas famílias também como recursos pesqueiros mais representativos em RAs próximo a grandes rios (Ribeiro et al., 2008; Wang et al., 2015).

Sciaenídeos, carangídeos e arídeos são capazes de viajar grandes distâncias sobre o fundo arenoso (Masuda & Tsukamoto, 1999; Silvano, 2001; Camargo & Isaac, 2005), sendo provável que a localização desse RA em fundo homogêneo e com baixa complexidade tenha fornecido a essas assembleias de peixes um local de alimentação e/ou refúgio contra predadores (Connell, 1997; Ribeiro et al., 2008; Dance et al., 2011). O processo de sucessão ecológica dessas espécies sugere que a atração no RA seja afetada por flutuações dessas espécies, que é aumentada pelo assentamento gradual de larvas e juvenis, interações competitivas e predatórias e efeitos das atividades pesqueiras (Herrera et al., 2002; Leitão et al., 2008; Barber et al., 2009; Rocha et al., 2014).

Embora os dados possam sugerir um limite de crescimento em recursos ícticos associados ao RA após 15 anos de implantação, vale ressaltar a importância do recife no estabelecimento de importantes espécies comerciais desde sua implantação. Os dados do nosso estudo confirmam que o RA se tornou mais produtivo para a pesca após 14 anos, tornando-se uma área onde é possível capturar em média o dobro do número de peixes comerciais. Na região,

o complexo recifal é a área com maior probabilidade de captura de espécies comerciais, desde aquelas com alto valor de mercado (*Rhizoprionodon porosus* e *Cynoscion jamaicensis*) a espécies com menor valor de mercado, mas que são bastante capturadas pelas comunidades pesqueiras locais (*Macrodon ancylodon* e *Isopisthus parvipinnis*) (Lima et al., 2019b). Outras espécies comerciais encontradas no RA (e.g., *Orthopristis ruber*, *Odontognathus mucronatus*, *Opisthonema oglinum* e *Peprilus paru*) não foram identificadas em outros estudos como tendo alguma associação particular com estruturas artificiais, apesar de serem comuns em estuários do Brasil (Araújo & Azevedo, 2001; Araújo et al., 2002; Vilar et al., 2011; Mérigot et al., 2017).

Uma abundância e biomassa significativamente maiores de espécies comerciais no complexo recifal se traduzem em maior valor de captura de espécies comerciais, em média três vezes maior que na AC. O valor de captura de espécies comerciais no período seco é o dobro do valor de captura no período chuvoso; tal diferença é impulsionada por espécies comercialmente importantes, especialmente *Rhizoprionodon porosus*, *Caranx latus* e *Isopisthus parvipinnis* (US\$ 4,20, US\$ 1,70 e US\$ 1,20 por quilo de peixe inteiro, respectivamente) (Lima et al., 2018, 2019b). Explicação sobre as variações sazonais dessas espécies comerciais podem ser atribuídas às mudanças cíclicas de águas costeiras limpas durante os períodos de seca, quando predominam espécies largamente dependentes da visão (tubarões), para águas turvas e salobras durante o verão, quando predomina espécies que não dependem da visibilidade da água para encontrar comida (scianídeos, carangídeos e arídeos) (Masuda & Tsukamoto, 1999; Silvano, 2001; Camargo & Isaac, 2005).

Nossos resultados enfatizam a importância de entender a ecologia de espécies comerciais e como essas espécies podem interagir com RAs influenciados por plumas estuarinas, considerando as tendências gerais registradas, ao longo de duas décadas, para abundância, riqueza, biomassa e diversidade. Os resultados apresentados são típicos para RAs estuarinos, e parece razoável esperar que padrões similares ocorram em outros sistemas com características semelhantes (Cenci et al., 2011; Lowry et al., 2012; Folpp et al., 2013; Taylor et al., 2018). Números consistentes de espécies comerciais importantes em nosso estudo apoiam o uso de RAs como parte de uma iniciativa

de fortalecimento da pesca artesanal, a partir da estratégia de fornecer habitats artificiais para apoio a colonização de assembleias de peixes, como encontrado em outros estudos (Spanier, 2000; Santos & Monteiro, 2007; Rouse et al., 2018). RAs projetados para o melhoramento da pesca são frequentemente empregados em fundo marinhos de baixa heterogeneidade, com ênfase na teoria de que ganhos potenciais associados à produção serão amplificados a áreas sem estruturas artificiais (Arun, 2006; Folpp et al., 2011; Wetzel et al., 2014; LeClair et al., 2016).

Nossos resultados fornecem contribuições importantes para futuros estudos de manejo com RAs ao discutir como as espécies comerciais podem interagir com estruturas artificiais. Considerando que 80% das embarcações de pesca artesanal na costa norte do Rio de Janeiro ocorre em regiões costeiras (Vianna, 2009; Lima et al., 2018, 2019b), também é necessário considerar como os pescadores artesanais impactam as assembleia de peixes no RA e nas áreas adjacentes para entender melhor os custos e benefícios ecológicos e socioeconômicos associados a essas estruturas artificiais.

O valor dos RAs para a pesca comercial ainda é incipiente, e o conhecimento sobre o limite de esforço de pesca desse tipo de recife ainda não está bem compreendido, o que será um componente importante na análise de custo-benefício de implantação de novas estruturas. Recomendações para trabalhos futuros envolvem a avaliação da capacidade suporte de pesca em RAs influenciados ou não por plumas estuarinas através do monitoramento de longo prazo.

Referências

- Addis, D.T., Patterson, W.F., Dance, M.A., 2016. The Potential for Unreported Artificial Reefs to Serve as Refuges from Fishing Mortality for Reef Fishes. *North Am. J. Fish. Manag.* 36, 131–139.
- Addis, D.T., Patterson, W.F., Dance, M.A., Ingram, G.W., 2013. Implications of reef fish movement from unreported artificial reef sites in the northern Gulf of Mexico. *Fish. Res.* 147, 349–358.
- Anderson, M.J., 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA), in: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 1–15.
- Araújo, F.G., Azevedo, M.C.C., 2001. Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 52, 729–738.

- Araújo, F.G., Azevedo, M.C.C., Silva, M. de A., Pessanha, A.L.M., Gomes, I.D., Cruz-Filho, A.G., 2002. Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Spetiba Bay, Brazil. *Estuaries* 25, 441–450.
- Arun, A.U., 2006. Impact of artificial structures on biodiversity of estuaries: A case study from cochin estuary with emphasis on clam beds. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 4, 99–110.
- Barber, J.S., Chosid, D.M., Glenn, R.P., Whitmore, K.A., 2009. A systematic model for artificial reef site selection. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 43, 283–297.
- Becker, A., Taylor, M.D., Folpp, H., Lowry, M.B., 2018. Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. *Fish Fish.* 19, 740–752.
- 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 J. Mar. Sci.* 74, 277–285.
- Bortone, S.A., Cody, R.P., Turpin, R.K., Bundrick, C.M., 1998. The impact of artificial-reef fish assemblages on their potential forage area. *Ital. J. Zool.* 65, 265–267.
- Bortone, S.A., Samoilys, M.A., Francour, P., 2000. Fish and Macroinvertebrate Evaluation Methods, in: Seaman Jr., W. (Ed.), *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., pp. 127–164.
- 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 J. Oceanogr.* 54, 205–212.
- Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2008. Structural complexity of substrata and antifouling paint effects on spatial distribution of. *Brazilian J. Oceanogr.* 56, 133–137.
- Bush, S.R., Mol, A.P.J., 2015. Governing in a placeless environment: Sustainability and fish aggregating devices. *Environ. Sci. Policy* 53, 27–37.
- 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 J. Oceanogr.* 53, 13–21.
- Carvalho, C.E.V., Salomão, M.S.M.B., Molisani, M.M., Rezende, C.E., Lacerda, L.D., 2002. Contribution of a medium-sized tropical river to the particulate heavy-metal load for the South Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 284, 85–93.
- Cenci, E., Pizzolon, M., Chimento, N., Mazzoldi, C., 2011. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91, 133–149.
- 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. *Ecol. Eng.* 120, 560–573.
- Cho, Y.J., Hwang, S.S., Park, I.H., Choi, Y.H., Lee, S., Lee, Y., Kim, J., Shin, H.C., 2010. Prediction of Cohesive Sediment Transport and Flow Resistance Around Artificial Structures of the Beolgyo Stream Estuary 13, 167–181.
- Chou, W.-R., Tew, K.S., Fang, L.-S., 2002. Long-term monitoring of the demersal fish community in a steel-slag disposal area in the coastal waters of Kaohsiung, Taiwan. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 238–242.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth. PRIMER-E, London.
- Connell, S.D., 1997. The relationship between large predatory fish and recruitment and mortality of juvenile coral reef-fish on artificial reefs. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 209, 261–278.
- Cummings, S.L., 1994. Colonization of a Nearshore Artificial Reef At Boca-Raton (Palm-Beach County), Florida. *Bull. Mar. Sci.* 55, 1193–1215.
- Dance, M. a, Patterson III, W.F., Addis, D.T., 2011. Fish Community and Trophic Structure at Artificial Reef Sites in the Northeastern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 87, 301–324.
- Daugherty, D.J., Driscoll, M.T., Ashe, D.E., Schlechte, J.W., 2014. Effects of Structural and Spatiotemporal Factors on Fish Use of Artificial Habitat in a Texas Reservoir. *North Am. J. Fish. Manag.* 34, 453–462.
- Davis, N., VanBlaricom, G.R., Dayton, P.K., 1982. Man-made structures on marine sediments: Effects on adjacent benthic communities. *Mar. Biol.* 70, 295–303.
- Di Benedetto, A.P.M., 2001. A pesca artesanal na costa norte do Rio de Janeiro. *Bioikos* 15, 103–107.
- Fabi, G., Spagnolo, A., Bellan-Santini, D., Charbonnel, E., Çiçek, B.A., García, J.J.G., Jensen, A.C., Kallianiotis, A., dos Santos, M.N., 2011. Overview on artificial reefs in Europe. *Brazilian J. Oceanogr.* 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. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39, 103–116.
- Figueiredo, R. de O., Ovalle, Á.R.C., Rezende, C.E., Martinelli, L.A., 2011. Carbon and Nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: Element fluxes and biogeochemical processes. *Ambi-Agua* 6, 7–37.
- 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.

- Folpp, H., Lowry, M., Gregson, M., Suthers, I.M., 2011. Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 55–67
- Froese, R., Pauly, D., 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org/search.php> (último acesso 20/07/2019).
- 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. *Aquat. Ecol.* 49, 343–355.
- Gatts, P. V., Franco, M.A.L., Santos, L.N., Rocha, D.F., Zalmon, I.R., 2014. Influence of the artificial reef size configuration on transient ichthyofauna - Southeastern Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 98, 111–119.
- Godoy, E.A.S., Almeida, T.C.M., Zalmon, I.R., 2002. Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S138–S143.
- Grossman, G.D., Jones, G.P., Jr, W.J.S., Grossman, G.D., Jones, G.P., Seaman, W.J., Do, J., Grossman, B.G.D., Jones, G.P., Seaman, W.J., 2011. Do Artificial Reefs Increase Regional Fish Do Artificial Reefs Increase Regional Fish Production ? A Review of Existing Data. *Fisheries* 22, 17–23.
- Guan, M.L., Zheng, T., You, X.Y., 2016. Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening. *Ocean Coast. Manag.* 128, 1–9.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC Published, London.
- 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 J. Mar. Sci.* 59, S69–S73.
- Ito, Y., 2011. Artificial Reef Function in Fishing Grounds off Japan, in: Bortone, S.A., Brandi, F.P., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management*. Boca Raton, Florida, pp. 239–264.
- 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. *Fish. Res.* 187, 158–167.
- Koeck, B., Tessier, A., Brind'Amour, A., Pastor, J., Bijaoui, B., Dalias, N., Astruch, P., Saragoni, G., Lenfant, P., 2014. Functional differences between fish communities on artificial and natural reefs: a case study along the French Catalan coast. *Aquat. Biol.* 20, 219–234.
- 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 J. Oceanogr.* 54, 183–191.
- Krohling, W., Zalmon, I.R., 2008. Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment off the north coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Arch. Biol. Technol.* 51, 213–221.
- Krumholz, J.S., Brennan, M.L., 2015. Fishing for common ground: Investigations of the impact of trawling

- on ancient shipwreck sites uncovers a potential for management synergy. *Mar. Policy* 61, 127–133.
- Kulaw, D.H., Cowan, J.H., Jackson, M.W., 2017. Temporal and spatial comparisons of the reproductive biology of northern Gulf of Mexico (USA) red snapper (*Lutjanus campechanus*) collected a decade apart, PLoS ONE.
- 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. *Fish. Bull.* 114, 302–316.
- Lee, M.O., Otake, S., Kim, J.K., 2018. Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects. *Ocean Coast. Manag.* 154, 55–65.
- Leitão, F., Santos, M.N., Erzini, K., Monteiro, C.C., 2008. The effect of predation on artificial reef juvenile demersal fish species. *Mar. Biol.* 153, 1233–1244.
- Lima, J.S., Zalmon, I.R., Love, M., 2019a. Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. *Mar. Environ. Res.* 145, 81–96.
- Lima, J.S., Zappes, C.A., Di Benedetto, A.P.M., Zalmon, I.R., 2019b. Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 19, 1–13.
- 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 Coast. Manag.* 163, 372–382.
- Lindberg, W.J., Frazer, T.K., Portier, K.M., Vose, F., Loftin, J., Murie, D.J., Mason, D.M., Nagy, B., Hart, M.K., 2006. Density-dependent habitat selection and performance by a large mobile reef fish. *Ecol. Appl.* 16, 731–746.
- Logan Kock, R.K., 1982. Patterns of abundance variation in reef fishes near an artificial reef at Guam. *Environ. Biol. Fishes* 7, 121–136.
- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., Suthers, I., 2012. Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 416–417, 243–253.
- 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. *Fish. Manag. Ecol.* 21, 42–56.
- Macusi, E.D., Babaran, R.P., van Zwieten, P.A.M., 2015. Strategies and tactics of tuna fishers in the payao (anchored FAD) fishery from general Santos city, Philippines. *Mar. Policy* 62, 63–73.
- Macusi, E.D., Katikiro, R.E., Babaran, R.P., 2017. The influence of economic factors in the change of fishing strategies of anchored FAD fishers in the face of declining catch, General Santos City, Philippines. *Mar. Policy* 78, 98–106.
- Madejczyk, J.C., Mundahl, N.D., Lehtinen, R.M., 1998. Fish assemblage of natural and artificial habitats within the channel border of the upper Mississippi River. *Am. Midl. Nat.* 139, 296–310.

- Masuda, R., Tsukamoto, K., 1999. School formation and concurrent developmental changes in carangid fish with reference to dietary conditions. *Environ. Biol. Fishes* 56, 243–252.
- Mérigot, B., Frédou, F.L., Viana, A.P., Ferreira, B.P., do Nascimento Costa Junior, E., Beserra da Silva Júnior, C.A., Frédou, T., 2017. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean Coast. Manag.* 143, 175–183.
- Murillas-Maza, A., Moreno, G., Murua, J., 2013. A socio-economic sustainability indicator for the basque tropical tuna purse-seine fleet with a FAD fishing strategy. *Econ. Agrar. y Recur. Nat.* 13, 5–31.
- Murillo, V.C., Silva, C.G., Fernandez, G.B., 2009. Nearshore Sediments and Coastal Evolution of Paraíba do Sul River Delta, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coast. Res.* 650–654.
- Ng, K., Thomas, T., Phillips, M.R., Calado, H., Borges, P., Veloso-Gomes, F., 2015. Multifunctional artificial reefs for small islands: An evaluation of amenity and opportunity for São Miguel Island, the Azores. *Prog. Phys. Geogr.* 39, 220–257.
- Nicoletti, L., Marzialetti, S., Paganelli, D., Ardizzone, G.D., 2007. Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 233–240.
- Oliveira, P. da C., Di Benedetto, A.P.M., Bulhões, E.M.R., Zappes, C.A., 2016. Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 129, 49–57.
- 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. *J. Hydrol.* 481, 191–203.
- Ramos, J., Santos, M.N., Whitmarsh, D., Monteiro, C.C., 2007. Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 181–191.
- Relini, G., Relini, M., Torchia, G., Palandri, G., 2002. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S132–S137.
- Reynolds, E.M., Cowan, J.H., Lewis, K.A., Simonsen, K.A., 2018. Method for estimating relative abundance and species composition around oil and gas platforms in the northern Gulf of Mexico, U.S.A. *Fish. Res.* 201, 44–55.
- Ribeiro, J., Monteiro, C.C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Erzini, K., 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 76, 57–68.
- Riera, E., Lamy, D., Goulard, C., Francour, P., Hubas, C., 2018. Biofilm monitoring as a tool to assess the efficiency of artificial reefs as substrates: Toward 3D printed reefs. *Ecol. Eng.* 120, 230–237.
- Rocha, D.F., Franco, M.A.L., Gatts, P.V., Zalmon, I.R., 2015. The effect of an artificial reef system on the transient fish assemblages - South-eastern coast of Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 635–646.

- 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. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 635–646.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., Peter, H., 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: Considerations for decommissioning. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 279–286.
- Samy-Kamal, M., Forcada, A., Sánchez Lizaso, J.L., 2015. Short-term effect of selectivity change in a trawling fishery in the Western Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 265–275.
- Sánchez-Jerez, P., Gillanders, B.M., Rodríguez-Ruiz, S., Ramos-Esplá, A.A., 2002. Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis*. *ICES J. Mar. Sci.* 59.
- Santos, L.N., Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2011. Assessing Artificial Reefs for Fisheries Management A 10-Year Assessment off Northern Coast of Rio de Janeiro, in: Bortone, S.A., Brandini, F.P., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press, London, New York, pp. 125–140.
- Santos, L.N., Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 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. *Ecol. Appl.* 21, 251–262.
- 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. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 15–23.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., 2007. A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia* 580, 225–231.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lasserre, G., 2005. Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal waters (southern Portugal)*. *Statistica* 69, 415–426.
- Scarcella, G., Grati, F., Bolognini, L., Domenichetti, F., Malaspina, S., Manoukian, S., Polidori, P., Spagnolo, A., Fabi, G., 2015. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 74–85.
- Selfati, M., El Oumari, N., Lenfant, P., Fontcuberta, A., Lecaillon, G., Mesfioui, A., Boissery, P., Bazairi, H., 2018. Promoting restoration of fish communities using artificial habitats in coastal marinas. *Biol. Conserv.* 219, 89–95.
- Silvano, R.A.M., 2001. Feeding habits and interspecific feeding associations of *Caranx latus* (Carangidae) in a subtropical reef. *Environ. Biol. Fishes* 60, 465–470.
- Souza, T.A., Godoy, J.M., Godoy, M.L.D.P., Moreira, I., Carvalho, Z.L., Salomão, M.S.M.B., Rezende, C.E., 2010. Use of multitracers for the study of water

- mixing in the Paraíba do Sul River estuary. *J. Environ. Radioact.* 101, 564–570.
- Spanier, E., 2000. Changes in the ichthyofauna of an artificial reef in the southeastern Mediterranean in one decade. *Sci. Mar.* 64, 279–284.
- Streich, M.K., Ajemian, M.J., Wetz, J.J., Stunz, G.W., 2018. Habitat-specific performance of vertical line gear in the western Gulf of Mexico: A comparison between artificial and natural habitats using a paired video approach. *Fish. Res.* 204, 16–25.
- 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* 1–11.
- Techera, E.J., Chandler, J., 2015. Offshore installations, decommissioning and artificial reefs: Do current legal frameworks best serve the marine environment? *Mar. Policy* 59, 53–60.
- Tynyakov, J., Rousseau, M., Chen, M., Figus, O., Belhassen, Y., Shashar, N., 2017. Artificial reefs as a means of spreading diving pressure in a coral reef environment. *Ocean Coast. Manag.* 149, 159–164.
- Underwood, A.J., 1997. *Experiments in ecology*. Cambridge University Press.
- Valentin, J.L., Monteiro-Ribas, W.M., 1993. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18–23°S latitude). *Cont. Shelf Res.* 13, 407–424.
- Vianna, M., 2009. *Diagnóstico da cadeia produtiva da pesca marítima no estado do Rio de Janeiro*.
- Vilar, C.C., Spach, H.L., Joyeux, J.C., 2011. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 91, 635–648.
- Wang, Z., Chen, Y., Zhang, S., Wang, K., Zhao, J., Xu, Q., 2015. A comparative study of fish assemblages near aquaculture, artificial and natural habitats. *J. Ocean Univ. China* 14, 149–160.
- Wetzel, M.A., Scholle, J., Teschke, K., 2014. Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem. *Mar. Environ. Res.* 99, 125–135.
- Wood, S.N., 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2nd ed. Chapman and Hall/CRC Published, London.
- Zalmon, I.R., Boina, C.D., Almeida, T.C.M., 2012. Artificial reef influence on the surrounding infauna-north coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 92, 1289–1299.
- 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 J. Mar. Sci.* 59, S83–S87.
- Zalmon, I.R., Sá, F.S., Dornellas Neto, E.J., Resende, C.E., Mota, P.M., Almeida, T.C.M., 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on infaunal community structure — Southeastern Brazil. *J. Exp. Biol. Ecol.* 454, 9–17.

CAPÍTULO 5 – Avaliação de desempenho e gestão de recifes artificiais usando ferramenta multi-métrica

Resumo

Avaliações integradas de recifes artificiais (RAs) são necessárias para compreender a condição e os benefícios dessas estruturas. Índices multimétricos foram criados para avaliar as assembleias de peixes em um determinado RA e para calcular a eficiência desse recife em comparação com uma área controle (AC). Os índices multimétrico de RAs para ranqueamento global (ARMI_r) e para análise de efeito local (ARMI_e) compreendem 16 métricas que representam quatro atributos amplos da comunidade de peixes: estrutura das assembleias de peixes, estrutura trófica, nível de vulnerabilidade e importância econômica. Métricas individuais foram avaliadas usando dados de assembleias de peixes de um RA e AC localizados no norte do Rio de Janeiro, Brasil. Redes de emalhe de fundo foram usadas para amostragem de peixes duas vezes ao ano por até 21 anos após a implantação desse recife. A pontuação ARMI_r para o RA foi de 51 em 100, com escores variando de 38 a 54. Já a pontuação ARMI_r para a AC foi de 39, variando de 35 a 47. Valores médios do índice ARMI_e apresentaram incremento de 12% do RA em relação à AC. Comparações espaço-temporais dos escores ARMI_r por modelos aditivos generalizados revelaram diferenças significativas entre RA e AC. Avaliações dos escores ARMI_e revelaram que o nível desse índice aumenta significativamente ao longo do tempo ($p < 0,0001$) e fornece uma referência efetiva ($R^2 = 0,52$) do incremento da assembleia de peixes no RA. A avaliação sugeriu que os índices propostos medem adequadamente a condição das assembleias de peixes, refletindo a condição ambiental de cada localidade. Os índices propostos combinam atributos estruturais e funcionais dos peixes fornecendo um método robusto e sensível para avaliar a condição ecológica dos RAs e áreas adjacentes e apontam para a viabilidade do uso em uma escala global (ARMI_r), e local (ARMI_e). Esse estudo também fornece uma ferramenta de comunicação eficaz que converte informações ecológicas e econômicas em um formato de fácil compreensão para gerentes, formuladores de políticas e para o público em geral.

Palavras-chave: estruturas artificiais, assembleia de peixes, manejo integrado, gerenciamento costeiro.

1. Introdução

Os recifes artificiais (RAs) tornaram-se uma ferramenta importante no incremento da ictiofauna associada à melhoria da pesca artesanal e comercial (Leitão, 2013; Keller et al., 2016; Lima et al., 2018). Nos últimos anos os estudos de RAs vêm mudando para uma abordagem multidisciplinar mais integrada (Becker et al., 2018; Lima et al., 2019a), a fim de compreender as comunidades que colonizam as estruturas artificiais e os impactos socioeconômicos

associados (Ramos et al., 2007; Schaffer & Lawley, 2012; Hooper et al., 2015; Macusi et al., 2017). Vários estudos têm integrados as informações ecológicas e socioeconômicas no sentido de criar protocolos e diretrizes para políticas de manejo desse tipo de recife (Brochier et al., 2015; Ng et al., 2015; Techera & Chandler, 2015; Guan et al., 2016; Tolentino-Zondervan et al., 2018).

Iniciativas como a Política Nacional do Oceano dos EUA, a política de Oceanos na Austrália, e o quadro de diretiva sobre água na União Europeia tem enfatizado o uso de uma gestão abrangente dos ambientes aquáticos (Borja et al., 2008), incluindo diretrizes sobre o uso estratégico de RAs de forma integradora e com baixo impacto (Murray, 1994; Mead & Black, 1999; Kim, 2001; Church et al., 2011; Fabi et al., 2011; Ito, 2011; Kheawwongjan & Kim, 2012). Embora tais diretrizes dependam fortemente dos conceitos ecológicos e socioeconômicos associados ao uso de estruturas artificiais na costa, as ferramentas disponíveis para o manejo dos RAs ainda são subjetivas, complexas e muitas vezes de difícil assimilação pelos tomadores de decisão.

Neste sentido, o uso de índices multimétricos desponta como uma alternativa viável que combina diferentes informações em um único valor numérico, devendo ser simples na amostragem, amplamente aplicável e repetível, consistente em termos de gerenciamento e fácil para o entendimento do público em geral (Borja & Dauer, 2008; Stoddard et al., 2008). Vários índices multimétricos têm sido utilizados na avaliação da qualidade dos ecossistemas e no direcionamento de áreas prioritárias para a conservação [e.g., Estuarine Fish Community Index - EFCI (Harrison & Whitfield, 2004), Marine Trophic Index – MTI (Pauly & Watson, 2005), Transitional Fish Classification Index – TFCI (Coates et al., 2007), Multivariate AMBI – M-AMBI (Muxika et al., 2007), AZTI's Fish Index – AFI (Uriarte & Borja, 2009), Estuarine Multimetric Fish Index – MMFI (Delpech et al., 2010), Zeeschelde Estuarine Biotic Index - Z-EBI (Breine et al., 2010), Estuarine Fish Assessment Index – EFAI (Cabral et al., 2012), Ocean Health Index – OHI+ (Halpern et al., 2012) e Artificial Reef Multimetric Index – ARMI (Lima et al., no prelo)].

Contudo, algumas limitações no processo de criação de índices para o gerenciamento de RAs devem ser consideradas, como o desafio de retratar a alta complexidade dos sistemas ecológicos e as variabilidades espaço-temporal dos ambientes que os RAs são instalados (Becker et al., 2018). Outros desafios

para criação de um bom índice envolvem a seleção de métricas capazes de retratar efetivamente a ação dos RAs, além da padronização das métricas que permita comparação de escores obtidos por diferentes metodologias e em distintos ecossistemas (Borja & Dauer, 2008; Stoddard et al., 2008).

O monitoramento de diferentes ecossistemas tem sido realizado a partir das análises de variáveis físico-químicas e de indicadores biológicos (e.g., plâncton, invertebrados e peixes) (Borja et al., 2004; Borja, 2005; Borja & Dauer, 2008). Embora o uso de peixes como indicadores de qualidade ambiental não seja recente, o desenvolvimento de índices multimétricos com esse tipo de indicador ocorreu apenas nos últimos anos (Harrison & Whitfield, 2004; Coates et al., 2007; Delpéch et al., 2010; Cabral et al., 2012). Dentre as vantagens do uso de peixes como indicador destaca-se a possibilidade de amostragem não destrutiva, taxonomia relativamente simples, amplo banco de dados sobre biologia e ecologia das espécies (Froese & Pauly, 2019), ocupação em todos os níveis tróficos (Pauly & Watson, 2005), indicadores de estresse de longo prazo e com alto valor entre a opinião pública.

Embora os peixes sejam eficazes na integração das condições ambientais em grandes escalas espaciais e temporais, algumas desvantagens do uso da ictiofauna como indicador também devem ser consideradas, como a alta mobilidade que pode influenciar as interpretações mais localizadas, sua alta tolerância a mudanças dos habitats e a seletividade do método de amostragem (Whitfield & Elliott, 2002; Uriarte & Borja, 2009). O uso de assembleias de peixe tem sido fundamental na identificação de padrões sazonais de longo prazo regidos pelos diferentes fatores ambientais (Santos & Zalmon, 2015; Scarcella et al., 2015; Kulaw et al., 2017; Becker et al., 2018). Apesar da importância das assembleias de peixes na avaliação dos ambientes aquáticos e embora hajam algumas publicações mais recentes que discutem sobre gestão de RAs (Brochier et al., 2015; Ng et al., 2015; Techera & Chandler, 2015; Guan et al., 2016; Tolentino-Zondervan et al., 2018), não há um protocolo de avaliação com o objetivo de aferir a eficiência desse tipo de recife utilizando indicadores biológicos e econômicos.

Nesse estudo, propomos a criação de dois índices ARMI_r utilizando diferentes métricas que representam atributos amplos das assembleias de peixes. ARMI_r (índice de ranqueamento global de RAs) foi desenvolvido com o

objetivo de medir a condição das assembleias de peixes em áreas com estruturas artificiais. Já o índice $ARMI_e$ (índice de efeito local de RAs) foi desenvolvido no intuito de avaliar o efeito local de RAs a partir de comparação com áreas de referências próximas (área controle – AC). É sugerido que áreas com RAs possuem maior scores de $ARMI_r$ e $ARMI_e$ do que áreas sem essas estruturas (AC), já que a inclusão de estruturas artificiais aumentam a complexidade dos ambientes aquáticos podendo modificar a composição das assembleias de peixes e estrutura trófica, além de potencializar a atração de espécies vulneráveis e importantes comercialmente. Além disso, ao utilizar dados de longo prazo das assembleias de peixes num formato multimétrico, a eficácia dos atributos que compõem os índices ARMI pode ser examinada em detalhe e gerar valores capazes de subsidiar novas diretrizes para o gerenciamento de habitats artificiais.

2. Material e métodos

2.1. Desenvolvimento dos índices multimétricos

Os índices desenvolvidos seguiram as recomendações propostas por Borja & Dauer (2008) e Stoddard et al., (2008): (1) uso de escala espaço-temporal, (2) análise de métricas candidatas, (3) seleção de métricas, (4) combinação de métrica, (5) formulação de índice e (6) validação do índice.

No desenvolvimento dos índices ARMIs, diferentes métricas foram parcialmente selecionadas a partir de uma revisão de outros índices multimétricos (Borja et al., 2000; Pauly & Watson, 2005; Delpech et al., 2010; Halpern et al., 2012). A seleção final das métricas foi dada pela facilidade da medição, pelo não uso de valores altamente correlacionados e por critérios relevantes para gerenciamento dos RAs (Seegert, 2000; Becker et al., 2018).

Dezesseis métricas foram selecionadas para compor quatro atributos amplos da comunidade de peixes: nível estrutura das assembleias de peixes, nível trófico médio das assembleias, nível de vulnerabilidade das assembleias e nível de importância econômica das assembleias (Tab. 16). Cuidados foram tomados para considerar diferentes atributos agindo em diferentes escalas (espacial e temporal).

Tabela 16. Estrutura utilizada para calcular os índices de gestão de recifes artificiais (ARMI_r: índice de raqueamento dos recifes artificiais e ARMI_e: índice de efeito local dos recifes artificiais). Cada atributo possui escala diferente e é derivado de uma equação que combinam diferentes métricas.

Atributos	Escala	Métricas
Nível da estrutura das assembleias	0 – 5	Número de indivíduos Biomassa total Número de espécies Diversidade de Shannon Nº de espécies nativas
Nível trófico médio	2 – 5	Valor trófico por espécie Biomassa por espécie
Nível de vulnerabilidade	0 – 6	Nº de spp. de risco pouco preocupante Nº de spp. quase ameaçada Nº de spp. vulneráveis Nº de spp. em perigo de extinção Nº de spp. em perigo crítico de extinção
Nível de importância econômica	0 – 3	Nº de spp. de importância muito alta Nº de spp. de importância alta Nº de spp. de importância média Nº de spp. de importância baixa

a) *Nível da estrutura das assembleias*

O nível da estrutura das assembleias (AS_i) é um atributo que avalia padrões da composição das espécies de peixes para cada amostra, baseado em cinco métricas diferentes. O escore de AS_i para cada amostra varia de 0 a 5 e pode ser calculado segundo a equação:

$$AS_i = N_i + W_i + S_i + H'_i + L_i$$

Sendo, N_i = valor do número de indivíduos, W_i = valor da biomassa (kg), S_i = valor do número de espécies, H'_i = valor da diversidade de Shannon e L_i = valor do número de espécies nativas. Antes do cálculo do indicador AS_i as cinco métricas foram padronizadas a partir da fórmula geral (Klemm et al., 2003):

$$X_i = \frac{n_i - n_{min}}{n_{max} - n_{min}}$$

Sendo X_i o resultado da padronização para as cinco métricas e n_i o escore para cada amostra. Os limites superior (n_{max}) e inferior (n_{min}) foram definidos com base no maior e menor valor das amostras respectivamente. Essa padronização visa conferir o balanceamento entre as métricas, garantindo a

possibilidade de agregação de diferentes escala no valor final do atributo AS_i . Além de possibilitar a comparação de escores utilizando diferentes métodos e/ou esforço amostral, já que é sabido que uso de métodos diferentes de amostragem e o tamanho do esforço amostral influencia nos valores finais de abundância, biomassa, riqueza, diversidade e número de espécies nativas (Whitfield & Elliott, 2002; Harrison & Whitfield, 2004).

b) *Nível trófico médio*

O nível trófico é uma medida da posição de uma espécie em uma cadeia alimentar, começando no nível 1 com produtores primários, nível 2 com consumidores que ingerem os produtores primários e assim por diante. Já o nível trófico médio (TL_i), seria o resultado médio dos níveis tróficos das assembleias de peixes para cada amostra (Pauly & Watson, 2005). Em ambientes marinhos, o valor de TL_i para cada amostra varia de 2 a 5 e pode ser calculado da seguinte forma:

$$TL_i = \frac{\sum_k (TrL_k) \cdot (W_{ki})}{\sum_k W_{ki}}$$

Sendo TL_i a soma do nível trófico de cada espécie (TrL_k) registrado em cada amostra, multiplicado pela sua biomassa (W_{ki}), e dividido pela biomassa total das amostras. O nível trófico para cada espécie foi registrado a partir do banco de dados do *FishBase* (Froese & Pauly, 2019).

c) *Nível de vulnerabilidade*

O nível de vulnerabilidade (VL_i) é um atributo que avalia o valor médio da presença de espécies com maiores ou menores vulnerabilidade em cada amostra. São considerados para o cálculo do VL_i cinco diferentes níveis de risco das espécies segundo indicação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2019). O valor de VL_i para cada amostra varia de 0 a 6 e pode ser calculado usando uma equação inspirada na fórmula AMBI (Borja et al., 2000; Muxika et al., 2005):

$$VL_i = \frac{[(0 \cdot LC_i) + (1.5 \cdot NT_i) + (3 \cdot VU_i) + (4.5 \cdot EN_i) + (6 \cdot CR_i)]}{100}$$

Sendo, LC_i = porcentagem de espécies com risco pouco preocupante, NT_i = porcentagem de espécies quase ameaçadas, VU_i = porcentagem de espécies vulneráveis, EN_i = porcentagem de espécies em perigo de extinção, CR_i = porcentagem de espécies em perigo crítico de extinção.

d) *Nível de importância econômica*

O nível de importância econômica (EL_i) é um atributo que avalia o valor médio da importância pesqueira e/ou turística para as espécies de peixes por amostra. São considerados para o cálculo do EL_i quatro níveis de importância econômica de acordo com o *Fishbase* (Froese & Pauly, 2019). O valor de EL_i para cada amostra varia de 0 a 3 e pode ser calculado usando a equação:

$$EL_i = \frac{[(3 \cdot GI_i) + (2 \cdot GII_i) + (1 \cdot GIII_i) + (0 \cdot GIV_i)]}{100}$$

Sendo, GI_i = porcentagem de espécies com muito alta importância econômica (principais espécies-alvo), GII_i = porcentagem de espécies com alta importância econômica (espécies-alvo secundárias), $GIII_i$ = porcentagem de espécies com média importância econômica (espécies usados para subsistência), GIV_i = porcentagem de espécies com baixa importância econômica (espécies descartadas ou sem registro).

e) *Escalonamento de atributos que compõe os índices ARMI*

Após os cálculos dos quatro atributos que compõem os índices ARMIs, os escores foram transformados numa escala com valores entre 0 e 100 garantindo a possibilidade de agregação de métricas diferentes em um só valor final (Oliveira et al., 2008).

Os escores de AS_i para cada amostra foram uniformizados utilizando a seguinte equação: $AS = \frac{AS_i}{5} \cdot 100$. A uniformização dos diferentes valores de AS_i nas amostras fornece um AS que representa o nível da estrutura das

assembleias de peixes sob diferentes condições ambientais em uma faixa contínua de 0 (área sem peixes) a 100 (ambiente referência com maiores escores para abundância, biomassa, riqueza, diversidade de Shannon e número de espécies nativas).

Os escores de TL_i para cada amostra foram uniformizados a partir da fórmula: $TL = \frac{TL_i}{5} \cdot 100$. A uniformização dos diferentes valores de TL_i nas amostras fornece um TL que representa o nível trófico médio das assembleias de peixes sob diferentes condições ambientais em uma faixa contínua de 40 (dominância de consumidores de primeira ordem) a 100 (dominância de predadores de topo).

Os escores de VL_i para cada amostra foram uniformizados usando a equação: $VL = \frac{VL_i}{6} \cdot 100$. A uniformização dos diferentes valores de VL_i nas amostras fornece um VL que representa o nível de vulnerabilidade das assembleias de peixes sob diferentes condições ambientais em uma faixa contínua de 0 (dominância de espécies de risco pouco preocupante) a 100 (dominância de espécies em perigo crítico de extinção).

Os escores de EL_i para cada amostra foram uniformizados conforme a fórmula: $EL = \frac{EL_i}{3} \cdot 100$. A uniformização dos diferentes valores de EL_i nas amostras fornece um EL que representa o nível trófico médio das assembleias de peixes sob diferentes condições ambientais em uma faixa contínua de 0 (dominância de espécies baixa importância econômica) a 100 (dominância de espécies com muito alta importância econômica).

f) *Índice de ranqueamento dos recifes artificiais*

O índice de ranqueamento dos RAs ($ARMI_r$) é uma medida multimétrica que corresponde a situação das assembleias de peixes num determinado RA, gerando escores para ranqueamento desses recifes a nível global. A escala $ARMI_r$ varia de 0 a 100 e é definido a partir do soma ponderada dos quatro atributos já uniformizados (AS, TL, VL e EL), conforme equação:

$$ARMI_r = \sum_x^n \left(\frac{AS_x + TL_x + VL_x + EL_x}{4} \right)$$

Sendo, x = valores amostrados no RA; AS_x = valores uniformizados da estrutura da assembleia de peixes amostrados no RA; TL_x = valores uniformizados do nível trófico da assembleia de peixes amostrados no RA; VL_x = valores uniformizados do nível de vulnerabilidade da assembleia de peixes amostrados no RA; EL_x = valores uniformizados do nível de importância econômica da assembleia de peixes amostrados no RA. Os valores absolutos do $ARMI_r$ correspondem ao nível do estado das assembleias de peixes de um determinado RA, podendo também ser aplicado em outras áreas (e.g. recife natural, fundo arenoso, substrato rochoso). O uso de $ARMI_r$ em áreas sem estruturas artificiais não é obrigatória, mas resulta em escores que podem ser comparados com os RAs.

g) *Índice de efeito local dos recifes artificiais*

O índice de efeito local dos RAs ($ARMI_e$) é uma medida multimétrica pensada para avaliar o impacto de um determinado RA em comparação com uma AC na mesma região. Neste caso, o uso de dados da AC é obrigatório, já que o índice contrapõe o efeito da introdução de estruturas artificiais em um determinado ambiente *versus* o efeito da ausência dessas estruturas. A escala $ARMI_e$ varia de -100 (efeito negativo) a 100 (efeito positivo) e é definido a partir da equação:

$$ARMI_e = \sum_x^n \left(\frac{AS_x + TL_x + VL_x + EL_x}{4} \right) - \sum_y^n \left(\frac{AS_y + TL_y + VL_y + EL_y}{4} \right)$$

Sendo, x = valores amostrados no RA e y = valores amostrados na AC. AS_x e AS_y = valores uniformizados da estrutura da assembleia de peixes amostrados no RA e AC respectivamente. TL_x e TL_y = valores uniformizados do nível trófico da assembleia de peixes amostrados no RA e AC. VL_x e VL_y = valores uniformizados do nível de vulnerabilidade da assembleia de peixes amostrados no RA e AC. EI_x e EI_y = valores uniformizados do nível de importância econômica da assembleia de peixes amostrados no RA e AC. Valores absolutos do $ARMI_e$ indicam o nível do estado do RA em comparação

com a AC. Escores $ARMI_e$ positivos indicam que o RA tem desempenho maior que a AC e escores negativos indicam desempenho menor no RA.

2.2. Amostragem de peixes

Uma grande preocupação no desenvolvimento de índices multimétricos é que as métricas e atributos são muitas vezes não testados e/ou calibrados. É essencial que métricas e atributos selecionados sejam testados para garantir que eles afirmam adequadamente a condição ecológica (Seegert, 2000; Borja et al., 2008). Os atributos escolhidos para os índices $ARMI_r$ e $ARMI_e$ foram avaliadas usando dados de assembleia de peixes que foram coletados num RA e AC localizados no norte do Rio de Janeiro, Brasil.

Peixes foram amostrados nas duas localidades nos anos de 1996, 1997, 2010, 2011 (dados secundários), 2016 e 2017 (dados primários) no final das estações chuvosa (março a abril) e seca (setembro a outubro) de cada ano. Em cada amostragem, três conjuntos de redes de emalhar de fundo (25 × 3 m; malha de 30 mm) foram aleatoriamente imersas nas duas áreas simultaneamente durante 24h (Santos & Zalmon, 2015; Zalmon et al., 2002). As redes foram escolhidas pela impossibilidade de censo visual (baixa visibilidade) e porque essa arte-de-pesca tem sido usada tradicionalmente pelos pescadores artesanais na costa do Rio de Janeiro, (Lima et al., 2019b, 2018).

O RA foi implantado em março de 1996 a 9 metros de profundidade num fundo plano e homogêneo composto por areia, lama e sedimento biogênico. Esse recife é composto por estruturas de concreto (*Reef Balls*®) numa configuração aleatória que cobre uma área de 60.000 m² do fundo do mar. A AC é uma área a cerca de 900 m do RA, que possui as mesmas características da área recifal (*i.e.*, mesma profundidade e mesmo fundo marinho) exceto pelo fato de não possuir estruturas artificiais.

2.3. Análise de dados

O índice $ARMI_r$ foi estruturado a partir de histogramas circulares, contendo o valor médio desse índice ao centro e barras simples com valores médio das métricas para cada grupo de atributos AS: Nível da estrutura de assembleia (em azul), TL: Nível médio trófico (em vermelho), VL: Nível de vulnerabilidade (em verde) e EL: Nível de importância econômica (em laranja). O índice $ARMI_e$

também foi estruturados em histogramas circulares, contendo o valor médio desse índice ao centro e barras empilhadas com valores médio das métricas para o RA (em azul) e AC (em laranja).

Análise de variância *two-way* (ANOVA) foi usada para examinar diferenças dos índices e atributos no espaço (RA x AC) e no tempo (1996-2017) (Underwood, 1996). O delineamento experimental para ANOVA consistiu em dois fatores: localidade (fixa e ortogonal) e tempo (fixo e ortogonal). Não houve necessidade de transformação dos escores dos índices e atributos porque todos atendiam as premissas da ANOVA. Quando diferenças significativas ($p < 0,05$) foram mostradas na interação desses fatores (localidade x tempo), análises *post hoc* foram conduzidas usando comparações múltiplas do Teste de *Tukey HSD*. Análise dos padrões espaço-temporal para os índices ($ARMI_r$ e $ARMI_e$) e atributos (AS, TL, VL e EL) foram testadas usando Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) (Hastie and Tibshirani, 1990; Wood, 2017). Análises de variâncias foram aplicada às curvas geradas pelo GAM para avaliar as diferenças de padrão temporal entre as duas localidades. As análises ANOVA e GAM foram conduzidas por software estatístico R (R Core Team, 2019).

3. Resultados

3.1. Descrição das assembleias de peixes

Um total de 1682 peixes pertencentes a 74 espécies e 30 famílias foi capturado no RA (70 spp.; 1131 inds.) e AC (47 spp.; 551 inds.). Quarenta e três espécies foram comuns as duas localidades (58%), 27 ocorreram exclusivamente no complexo recifal (37%) e quatro na AC (5%). Todas as espécies registradas no RA e AC são nativas da região e pertencem principalmente as famílias Sciaenidae, Ariidae e Carangidae (Tab. 17). A maioria das espécies (58 spp.) é composta por predadores intermediários (nível trófico 3,0 - 4,0), sendo 55 espécies encontradas no RA, e 35 na AC (Tab. 17).

As espécies apresentaram diferentes níveis de vulnerabilidade, sendo 17 espécies quase ameaçadas (RA: 16 spp. e AC: 11 spp.), quatro espécies vulneráveis (RA: 4 spp. e AC: 3 spp.) e apenas uma espécie ameaçada de extinção (encontrada nas duas áreas).

Tabela 17. Lista de espécies de peixes registradas ao longo do tempo no recife artificial e na área controle, Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Família/Espécies	RA		AC		TS	VU	IE
	N	kg	N	kg			
Archiridae							
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	1	0	0	0	3.33	LC	L
Ariidae							
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valeciennes, 1940)	90	15.8	36	6.5	3.79	NT	H
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	65	17.7	41	12.7	4.01	NT	H
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	15	5.5	7	1.2	3.51	NT	H
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	2	0.3	0	0	3.47	NT	H
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède 1803)	10	2.4	7	1.9	3.55	EN	H
Carangidae							
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	13	2.2	10	1.2	4.13	LC	H
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	24	2.8	1	0.1	4.16	LC	H
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	120	5.4	122	7.5	3.54	LC	L
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	3	0.3	0	0	3.83	LC	H
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	1	0	0	0	3.70	LC	M
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	5	0.1	0	0	3.50	LC	VH
Carcharhinidae							
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> (Valenciennes, 1839)	55	16.1	32	8.9	4.28	NT	VH
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	84	31.5	54	15.6	3.99	VU	VH
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	5	1.3	1	0.3	4.21	NT	VH
Chaetodontidae							
<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0.2	0	0	3.53	LC	L
Clupeidae							
<i>Odontognathus mucronatus</i> (Lacépède, 1800)	25	0.5	3	0.1	3.40	LC	L
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	31	2.8	15	1.2	3.27	LC	L
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	8	0.4	4	0.2	3.03	LC	L
Cynoglossidae							
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	0	0	0	3.28	LC	L
Dactylopteridae							
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	5	1.8	2	0.3	3.65	LC	M
Elopidae							
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	4	1.3	1	0.2	3.49	LC	H
Engraulidae							
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	13	0.7	1	0.1	4.09	LC	L
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	0	0	1	0.1	3.24	LC	L
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	3	0.2	0	0	3.1	LC	L
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	12	0.8	0	0	2.11	LC	L
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2	0.1	0	0	3.64	LC	L
Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	2	0.2	0	0	3.52	LC	H
Gerreidae							
<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	1	0.8	0	0	2.40	LC	H
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	1	0.6	0	0	3.24	LC	L
Haemulidae							
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	1	0.4	0	0	3.58	NT	VH
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	13	1	5	0.5	3.61	LC	M
<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1829)	2	0.6	0	0	3.46	LC	M
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	2	0.5	1	0	3.73	LC	M
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	1	0	0	0	3.59	LC	M
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	25	1.5	14	0.8	3.58	LC	H
Kyphosidae							
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0.1	2.00	NT	H
Lutjanidae							
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	5	0.5	0	0	3.91	NT	H

<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	0.4	0	0	4.41	VU	H
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	5	0.4	2	0.1	3.82	NT	M
Muraenidae							
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	1	0.4	0	0	4.50	NT	L
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Ranzani, 1840)	2	0.9	2	0.1	4.08	NT	L
Paralichthyidae							
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	1	0.1	1	0.1	3.31	LC	H
Polynemidae							
<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	1	0.1	0	0	3.65	LC	M
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0.2	0	0	3.71	LC	M
Pomatomidae							
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	4	1	4	0.7	4.60	VU	VH
Pristigasteridae							
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	124	2.7	24	0.5	4.20	LC	L
Sciaenidae							
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	12	0.6	12	1	3.87	LC	M
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	20	13	5	1.2	3.84	LC	H
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	5	4.7	1	0.1	4.00	NT	VH
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	10	21.3	0	0	4.03	NT	VH
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	36	2.6	7	0.7	3.60	LC	H
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	53	5.7	25	2.7	3.08	LC	M
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	65	15.8	39	7	3.90	LC	H
<i>Menticirrus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0.4	1	0.3	3.40	LC	H
<i>Menticirrus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	0	0	1	0.2	3.92	LC	H
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	5	0.7	3	0.2	3.09	LC	H
<i>Nebris microps</i> (Cuvier, 1830)	2	0.6	0	0	3.60	LC	VH
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	0	0	2	0.1	3.49	LC	M
<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hild., 1925)	3	0.3	4	0.3	3.36	LC	M
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	36	4.2	9	1.3	3.42	LC	M
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	4	0.4	5	0.4	3.41	LC	M
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	40	3.4	6	0.8	3.39	LC	M
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	3	0.3	13	1	3.36	LC	M
<i>Umbrina canosai</i> (Berg, 1895)	1	0	8	0.5	3.85	LC	H
Scombridae							
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette, R., Z., 1978)	4	0.8	0	0	3.31	NT	VH
<i>Scomberomorus maculatus</i> (Mitchill, 1815)	1	1.8	1	0.3	4.60	LC	VH
Scorpaenidae							
<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meek & Hildebrand, 1928)	1	0	0	0	3.59	LC	L
Sparidae							
<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	3	2.4	0	0	3.53	LC	VH
Sphyraenidae							
<i>Sphyraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)	2	0.6	1	0.4	4.35	VU	VH
Stromateidae							
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	16	0.8	10	0.5	3.99	LC	H
Tetraodontidae							
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	3	0.8	0	0	4.02	LC	H
Triakidae							
<i>Mustelus higmani</i> (Springer & Lowe, 1963)	3	0.8	2	0.6	3.59	NT	VH
Trichiuridae							
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	5	9.3	4	7	4.42	NT	H

Legenda: N – Número total de indivíduos. kg – Niomassa total dos peixes em quilogramas. TS – Nível trófico por espécie. VU - Nível de vulnerabilidade por espécies: LC – espécies com risco menos preocupante, NT – espécies quase ameaçada, VU – espécies vulnerável, EN - espécies ameaçada de extinção e CR – espécies criticamente ameaçada de extinção. IE – Nível de importância econômica por espécie: VH – espécies com muito alta importância pesqueira, H - espécies com alta importância pesqueira, M - espécies com média importância pesqueira e L - espécies com baixa importância pesqueira.

Quanto a importância econômica, as espécies foram categorizadas em importância pesqueira muito alta (RA: 14 spp. e AC: 8 spp.), alta (RA: 24 spp. e AC: 19 spp.), média (RA: 16 spp. e AC: 12 spp.) e baixa (RA: 16 spp. e AC: 8 spp.) (Tab. 17).

3.2. Análise dos índices multimétricos de recifes artificiais

Os valores médios dos índices $ARMI_r$, $ARMI_e$ e dos atributos que os compõem são mostrados na Tabela 18. A pontuação média do $ARMI_r$ para o RA analisado foi de 51 em 100 (Fig. 17a), com escores variando de 39 a 54. A pontuação média do $ARMI_r$ para a AC foi de 39 (Fig. 17b), com escores variando de 34,7 a 46,6.

Tabela 18. Valores médios dos índices ($ARMI_r$: Índice de classificação dos recifes artificiais e $ARMI_e$: Índice de efeito local dos recifes artificiais) e dos atributos (AS: Nível da estrutura das assembleias, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade e EL: Nível de importância econômica) por ano e coleta para recife artificial e área controle.

Ano/coleta	Recife artificial				$ARMI_r$	Área controle				$ARMI_r$	$ARMI_e$
	AS	TL	VL	EL		AS	TL	VL	EL		
1996/1	10,8	82,6	13,1	49,7	39,0	11,0	78,7	12,0	51,1	39,3	-0,3
1996/2	24,6	83,2	27,9	51,7	46,8	16,6	82,7	29,2	52,8	45,3	+1,5
1997/1	31,1	68,9	2,9	49,5	38,1	21,6	72,5	1,6	47,0	38,4	-0,2
1997/2	32,7	79,1	17,0	59,3	47,0	13,6	79,1	17,2	57,9	46,6	+0,4
2010/1	52,5	77,8	13,3	63,1	51,7	13,0	73,0	6,7	42,2	38,7	+13,0
2010/2	61,0	79,8	16,2	58,3	53,8	12,5	79,1	15,5	48,7	40,0	+13,9
2011/1	58,5	75,5	15,8	52,8	50,6	32,0	77,7	9,9	44,3	41,0	+9,6
2011/2	59,7	81,3	14,0	56,4	52,8	31,0	78,5	17,6	49,4	44,0	+8,8
2016/1	58,5	76,9	20,0	60,8	54,0	32,9	75,4	7,6	49,3	41,3	+12,8
2016/2	49,8	80,0	3,7	68,9	50,6	23,0	75,5	4,0	51,5	38,5	+12,1
2017/1	49,4	79,8	5,6	57,7	48,1	19,5	70,5	4,8	42,8	34,7	+13,4
2017/2	38,1	78,9	7,7	67,4	48,0	14,7	77,0	5,9	45,0	35,7	+12,4

Maiores diferenças dos escores $ARMI_r$ entre RA e CA foram registrados nos atributos (nível da estrutura das assembleias e nível de importância econômica) e, principalmente, a partir de 2010; escores menores foram registrados nos anos de 1996-97. Já a AC apresentou os maiores escores em 1996-97 e os menores em 2017 (Tab. 18). A pontuação geral do $ARMI_e$ após o período de desenvolvimento do RA foi de +12 (Fig. 18), com escores variando de -0,3 a +13,9 para todos períodos de amostragem.

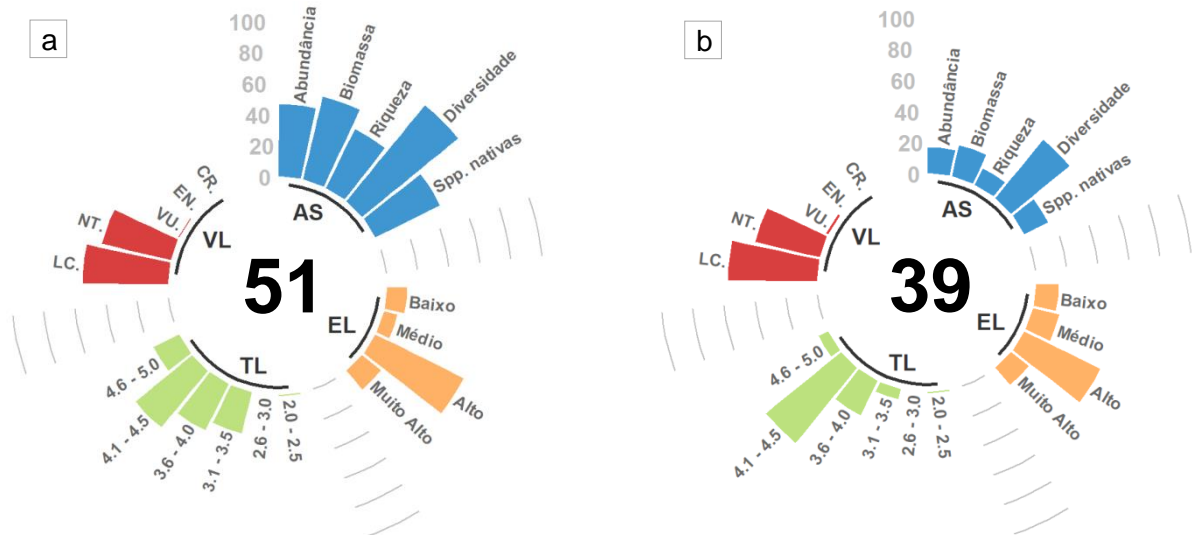


Figura 17. Escores de índice ARMI_r (número central) e atributos (gráficos de barra) para recife artificial (a) e área controle (b). AS: Nível da estrutura de assembleia, EL: Nível de importância econômica, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade.

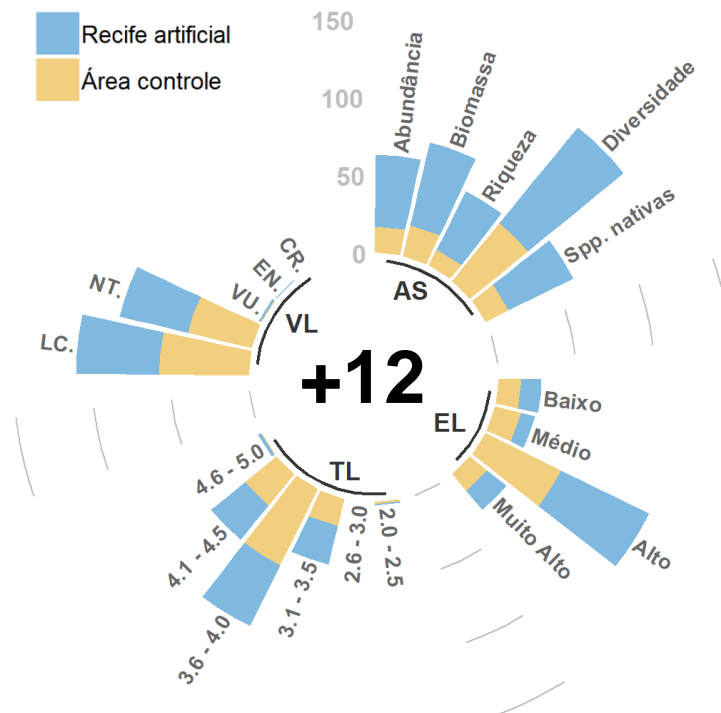


Figura 18. Escores de índice ARMI_e (número central) e atributos (gráficos de barra). AS: Nível da estrutura de assembleia, EL: Nível de importância econômica, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade.

A maioria dos valores dos atributos que compõe $ARMI_r$ e $ARMI_e$ corresponde a um bom estado de qualidade ecológica e econômica para cada localidade. Comparações espaço-temporais dos escores $ARMI_r$ por análise GAMs revelaram diferenças significativas entre RA ($F = 17,04$; $p < 0,01$) e AC ($F = 4,675$; $p = 0,037$) (Fig. 19a). Os resultados da ANOVA para os escores de $ARMI_r$ estão apresentados na Tabela 19. A interação entre fatores (localidade x tempo) apresentou significância estatística ($p < 0,01$). O teste *post hoc* para a dupla interação apresentou semelhança entre as localidades nos períodos iniciais de implantação (1996: $p = 0,9$; 1997: $p = 1,0$) e detectou diferenças entre as localidades após 15 anos de implantação do RA (2010: $p < 0,01$; 2011: $p = 0,3$; 2016: $p < 0,01$; 2017: $p < 0,01$).

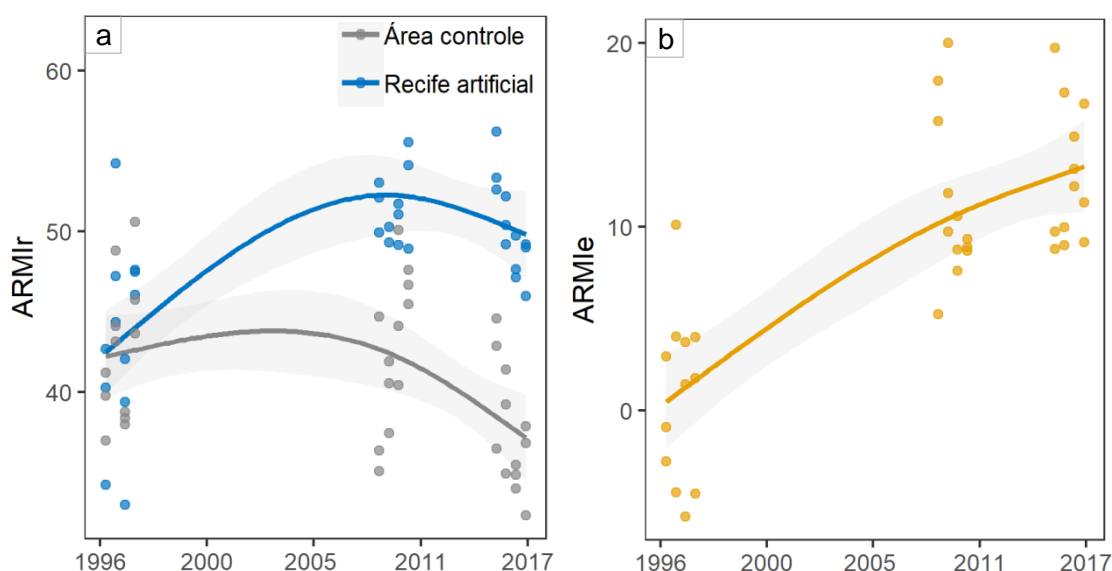


Figura 19. Padrão espaço-temporal para escores $ARMI_r$ (a) e $ARMI_e$ (b) no recife artificial e área controle. As linhas são geradas a partir de modelos aditivos generalizados e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%. Legenda do eixo y: $ARMI_r$ - índice de classificação dos recifes artificiais e $ARMI_e$ - índice de efeito local dos recifes artificiais.

Avaliações dos escores $ARMI_e$ por GAMs e ANOVA (Fig. 19b, Tab. 19) revelaram que os valores desse índice aumentam significativamente ao longo do tempo ($F = 48,7$; $p < 0,01$) e fornece uma referência efetiva ($R^2 = 0,52$) do incremento da assembleia de peixe no RA em comparação a AC.

Tabela 19. Resultado das ANOVAs para índices (ARMI_r: índice de classificação dos recifes artificiais e ARMI_e: índice de efeito local dos recifes artificiais) analisando efeito da localidade (recife artificial x área controle) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).

Índice ARMI_r	Df	SS	MS	F	Valor-p
Localidade	1	1072,25	1072,25	64,4382	<0,0001**
Tempo	5	439,01	87,8	5,2766	0,0004**
Localidade *Tempo	5	543,71	108,74	6,535	0,0001**
Resíduo	60	998,4	16,64		
Índice ARMI_e	Df	SS	MS	F	Valor-p
Tempo	5	1070,86	214,172	11,918	<0,0001**
Resíduo	30	539,13	17,971		

Legenda: Df: Graus de liberdade, SS: Soma dos quadrados, MS: Quadrados médios, F: Teste de variância F, Valor-p: Probabilidade de significância. Nível de significância valor-p: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

3.3. Análise dos atributos que compõem ARMI_r e ARMI_e

Atributos usados para o cálculo dos índices ARMI_r e ARMI_e mostraram variabilidade ao longo do tempo entre as localidades (RA x AC). A média para o nível da estrutura das assembleias de peixes foi de 44 para RA e 20 para AC, com escores médios para número de indivíduos (RA: 46; AC: 17), biomassa total (RA: 54; AC: 20), número de espécies (RA: 42; AC: 11), diversidade de Shannon (RA: 79; AC: 48) e número de espécies nativas (RA: 46; AC: 17) (Fig. 17a-b e Fig. 18).

A análise GAM para estrutura das assembleias de peixes revelou respostas unimodais não-lineares para RA ($F = 26,46$; $p < 0,0001$), que indica um incremento do número de assembleias de peixes na área recifal até 2010, seguido de diminuição dos valores até o fim do experimento (Fig. 20a). Não foi possível detectar variância da estrutura de assembleia de peixe ao longo do tempo na AC ($F = 2,989$; $p = 0,09$). Contudo, a ANOVA revelou significância estatística para a estrutura das assembleias na interação localidade x tempo (Tab. 20). O teste *post hoc* para a dupla interação apresentou semelhança entre RA e AC nos períodos iniciais de implantação (1996: $p = 1,0$; 1997: $p = 0,4$) e detectou diferenças entre as localidades após 15 anos de implantação do RA (2010: $p = 0,001$; 2011: $p = 0,03$; 2016: $p = 0,002$; 2017: $p = 0,001$).

O nível trófico médio das assembleias de peixes foi de 79 para RA e 77 para AC. A análise GAM para esse atributo apresentou respostas lineares para RA ($F = 0,016$; $p = 0,901$) não sendo possível detectar variância no nível trófico das assembleias de peixes nessa área (Fig. 20b). Ao contrário, a AC apresentou

diminuição significativa do nível trófico dos peixes ($F = 4,632$; $p = 0,038$), provavelmente induzido pelo efeito do uso de artefatos-de-pesca ativos nessa área. Os resultados da ANOVA executadas para nível trófico médio não evidenciaram diferenças significativas na interação localidade (RA x AC) x tempo (1996-2017) (Tab. 20).

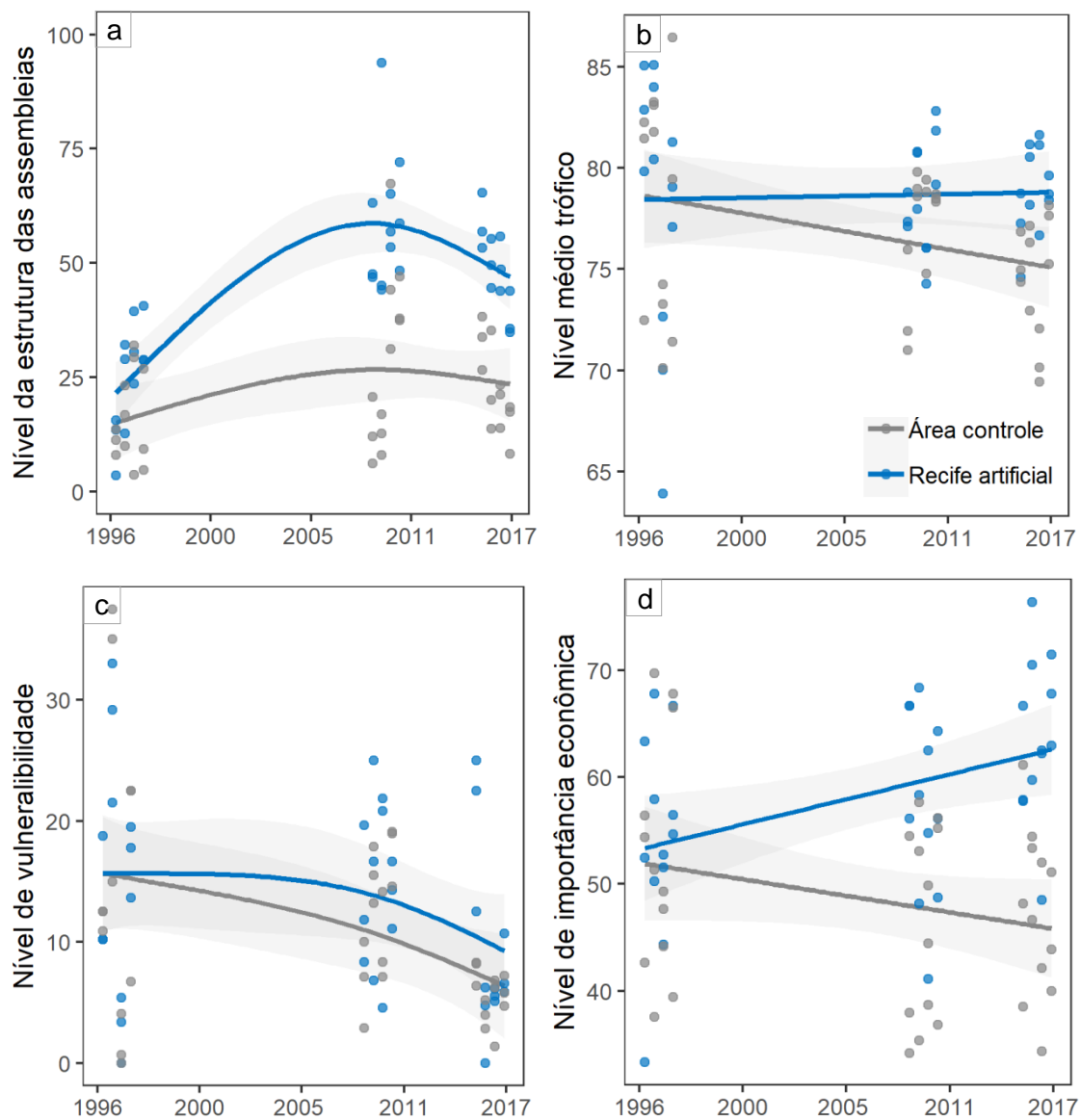


Figura 20. Padrão espaço-temporal para Nível da estrutura da assembleia de peixes (a), Nível médio trófico (b), Nível de vulnerabilidade (c) e Nível de importância econômica (d) no recife artificial e área controle. As linhas são os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informações de Akaike e a área sombreada cinza indica intervalos de confiança de 95%.

Tabela 20. Resultado da ANOVA *two-way* analisando diferenças dos atributos(AS: Nível da estrutura das assembleias, TL: Nível médio trófico, VL: Nível de vulnerabilidade e EL: Nível de importância econômica) entre localidades (recife artificial x área controle) e tempo (1996, 1997, 2010, 2011, 2016 e 2017).

Fatores	Df	AS		TL	
		F	Valor-p	F	Valor-p
Localidade	1	82.102	<0.0001**	5.3881	0.024*
Tempo	5	18.334	<0.0001**	4.8552	0.001**
Localidade x Tempo	5	5.588	0.0003**	1.4509	0.219
Resíduos	60				
Fatores	Df	VL		EL	
		F	Valor-p	F	Valor-p
Localidade	1	5.5325	0.2411*	0.2411	<0.0001**
Tempo	5	1.4020	0.0003**	0.0003	<0.0001**
Localidade x Tempo	5	0.2796	0.9225	0.9225	0.0001**
Resíduos	60				

Legenda: Df: Graus de liberdade, F: Teste de variância F, Valor-p: Probabilidade de significância. Nível de significância valor-p: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

O nível de vulnerabilidade média das assembleias de peixes foi de 13 para RA e 11 para AC, alcançando escores médios para espécies com risco pouco preocupante (RA: 55; AC: 57), espécies quase ameaçada (RA: 45; AC: 42), espécies vulneráveis (RA: 4; AC: 3) e espécies em perigo de extinção (RA: 1; AC: 1). Espécies com perigo crítico de extinção não foram encontradas nas áreas estudadas. Os escores do nível de vulnerabilidade revelaram resposta não-linear para o RA ($F = 2,75$; $p = 0,106$), não sendo possível detectar variância no nível de vulnerabilidade das espécies nessa localidade. Ao contrário, os valores para esse indicador na AC ($F = 7,462$; $p = 0,001$) indicam diminuição significativa do número de espécies mais vulneráveis ao longo do tempo (Fig. 20c). A ANOVA para o nível de vulnerabilidade não detectou significância estatística na interação localidade x tempo (Tab. 20).

O nível de importância econômica das assembleias de peixes foi de 58 para RA e 49 para AC, obtendo valores médios para espécie de importância muito alta (RA: 16; AC: 14), espécie de importância alta (RA: 63; AC: 54), espécie de importância média (RA: 9; AC: 17) e espécie de importância baixa (RA: 13; AC: 15). A análise GAM do nível de importância econômica apresentou padrões espaço-temporais lineares distintos para RA ($F = 37,78$; $p < 0,0001$) e AC ($F = 89,42$; $p < 0,0001$), revelando aumento significativo do número de peixes de importância comerciais na área recifal e diminuição significativa na AC (Fig. 20d). A ANOVA identificou diferença significativa na dupla interação para o

nível de importância econômica (Tab. 20). O teste *post hoc* para o nível de importância econômica apresentou padrões semelhantes à análise para o nível da estrutura das assembleias de peixes, onde não foi possível detectar diferenças entre as localidades nos primeiros anos (1996: $p = 0,99$; 1997: $p = 0,11$), sendo detectável somente após 15 anos de implantação do RA (2010: $p < 0,0001$; 2011: $p = 0,007$; 2016: $p < 0,0001$; 2017: $p < 0,0001$).

4. Discussão

Nosso estudo demonstra que os índices $ARMI_r$ e $ARMI_e$ combinam atributos estruturais, funcionais e econômicos das comunidades de peixes e integra-os para fornecer um método robusto e sensível para avaliar a condição ecológica de RAs. Valores superiores de $ARMI_r$ no RA em relação a AC (Fig. 19a) apontam para um alto status ecológico das assembleias de peixes no complexo recifal, indicando uma melhoria ao longo do tempo da condição ambiental. Os valores do índice $ARMI_r$ corresponde aos achados em estudos anteriores no Brasil (Rocha et al., 2015; Santos & Zalmon, 2015), bem como em outros países (Lowry et al., 2014; Becker et al., 2017; Taylor et al., 2018) que demonstraram o efeito da inclusão de estruturas artificiais na mudança da composição e estrutura das assembleias de peixes.

Apesar do complexo recifal analisado não ser uma zona de exclusão pesqueira integral, os resultados indicam um aumento progressivo do índice $ARMI_e$ (Fig. 19b) na área com módulos de concreto. Valores positivos de $ARMI_e$ indicam a sobreposição do efeito nas assembleias no RA em detrimento a AC, o que justificaria o uso de estruturas artificiais para atração e/ou produção de recursos pesqueiros (Krumholz & Brennan, 2015; Bond et al., 2018). Embora os valores de $ARMI_r$ e $ARMI_e$ sejam significativos e simplifique a análise do efeito dos RAs na assembleia de peixes, os valores individuais desses índices pode mascarar declínios e incrementos importantes nos diferentes atributos desse tipo de recife ou em ACs. Por esse motivo é importante a análise sistematizada de todos os atributos que compõem os índices multimétricos (Stoddard et al., 2008; Borja et al., 2008).

RA e AC apresentaram grande variação no nível da estrutura das assembleias (Tab. 18), refletindo a importância deste atributo na avaliação entre áreas com e sem estruturas artificiais. A hipótese de que os indicadores de

estrutura (*i.e.*, abundância, biomassa, riqueza e diversidade de espécies) aumentam com o tempo de instalação dos módulos submersos (Lowry et al., 2014; Ng et al., 2017) é amparado pelos valores encontrados no RA instalado no norte do Rio de Janeiro (Fig. 20a). Nossos dados sustentam ainda o argumento de que a estrutura das assembleias de peixes se desvia das assembleias da AC à medida que a área com módulos recifais atrai novas espécies. Valores maiores dos indicadores de estrutura no RA em relação a AC parecem apoiar o conceito de que sistemas menos complexos (*i.e.*, fundo plano e homogêneo composto por sedimento fino) têm comunidades mais simples e são dominados por espécies mais generalistas, enquanto sistemas que contém estruturas artificiais têm uma comunidade mais diversa com presença de espécies mais especialistas (*i.e.*, espécies com diferentes associações ao substrato consolidado) (Santos & Zalmon, 2015; Smith et al., 2017; Mercader et al., 2018;).

Valores altos e homogêneos relacionados ao nível trófico médio no RA e AC (Fig. 20b) estão provavelmente relacionados ao número elevado de consumidores intermediários nas duas localidades (Tab. 17). É sugerido que valores de nível trófico mais altos no RA também estejam relacionados ao maior número de espécies comerciais (RA: 38 spp. e AC: 27 spp.). Algumas pesquisas (Harrison & Whitfield, 2004; Toledo-Guedes et al., 2014; Cresson et al., 2019) apontam que valores altos do nível trófico médio não implicam necessariamente numa boa conservação da assembleia de peixes, tendo em vista que esse atributo é impulsionado pela abundância de determinadas espécies, que usualmente têm um valor econômico mais alto (Pauly et al., 1998; Pauly & Watson, 2005). Desse modo, em áreas sem proteção e com alta concentração de espécies comerciais é esperada uma sobrepesca das espécies com níveis tróficos superiores, e consequente processo de “*fishing down*” (Pauly et al., 1998). Ao contrário, em áreas com estruturas artificiais, se espera a exclusão total ou parcial da atividade pesqueira que favorece o aumento ou manutenção do nível trófico das assembleias de peixes (Stergiou et al., 2009).

RA e AC apresentaram valores baixos para o nível de vulnerabilidade das assembleias de peixes (Fig. 20c), refletindo a maior abundância de espécies com baixo risco de extinção nas duas localidades. O domínio das espécies com maior ou menor risco de extinção (IUCN, 2019) numa determinada área é governado pelas características ecológicas, exploração pesqueira em suas

várias modalidades (*i.e.*, artesanal e industrial) e degradação dos ambientes costeiros (Feary et al., 2011; Werry et al., 2012; Ng et al., 2015;). A série temporal demonstra uma tendência de queda do nível de vulnerabilidade para RA e AC, influenciado pela diminuição temporal de espécies ameaçada de extinção nas duas áreas. No entanto os resultados parecem indicar que as estruturas artificiais minimizam os impactos negativos decorrentes da ação antrópica, já que não é possível detectar diminuição estatística desse atributo na área com módulos de concreto. Apesar de não haver uma comprovação clara do efeito de amortecimento das estruturas artificiais contra impactos antrópicos, sugerimos que o RA do norte do Rio de Janeiro apresenta uma maior estabilidade e resiliência do que a AC, mantendo em sua área maior número de espécies ameaçadas (Francour, 1994; Harmelin-Vivien et al., 2015).

Os dados de longo prazo do nível de importância econômica para o RA mostra uma tendência crescente do número de peixes de importância comercial, em contrapartida a AC que mostra uma tendência decrescente (Fig 20d). Esses valores corroboram com outros estudos (Folpp et al., 2011; Macusi et al., 2015; Samy-Kamal et al., 2015; Bond et al., 2018; Rouse et al., 2018) que apontam para o efeito da introdução de estruturas artificiais na atração e/ou produção de espécies comerciais. Apesar do RA analisado ser um zona livre de pesca, os valores médios de importância econômica são maiores no RA (58) do que na AC (49) e indicam a limitação que as estruturas artificiais impõem no uso de determinados artefatos de pesca (Sayer et al., 2005; Koeck et al., 2011). Neste caso, os resultados apoiam o argumento de que o uso de diferentes engrenagens de pesca, em especial as engrenagens ativas de fundo (*e.g.*, rede de arrasto e redes de parelha) podem afetar as pressões sobre os estoques pesqueiros, devido à baixa seletividade de espécies e os impactos negativos no fundo do mar (Turner et al., 1999; Koeck et al., 2011; Lima et al., 2018).

Finalmente, os índices ARMI_r parecem ser uma ferramenta de comunicação promissora capaz de converter informações ecológicas e econômicas em um formato de fácil compreensão para o público em geral. Espera-se que a formulação e o uso de ARMI_r e ARMI_e contribua para a gestão integrada dos RAs e possa auxiliar pesquisadores e gestores na formulação de políticas públicas voltadas para o desenvolvimento e manutenção de área com estruturas artificiais.

Referências

- Becker, A., Taylor, M.D., Folpp, H., Lowry, M.B., 2018. Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. *Fish Fish.* 19, 740–752.
- 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 J. Mar. Sci.* 74, 277–285.
- Bond, T., Partridge, J.C., Taylor, M.D., Cooper, T.F., Mclean, D.L., 2018. The influence of depth and a subsea pipeline on fish assemblages and commercially fished species. *PLoS One* 13, 1–33.
- Borja, Á., 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Cont. Shelf Res.* 25, 1768–1783.
- Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1519–1537.
- Borja, A., Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecol. Indic.* 8, 331–337.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1100–1114.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): A methodological approach. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 209–218.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E., Maes, J., 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1099–1112.
- 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. *Ecol. Modell.* 297, 98–106.
- Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Goncalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Goncalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J.P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J.C., Rebelo, J.E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P.R., Domingos, I., Gordo, L.S., Costa, M.J., 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecol. Indic.* 19, 144–153.

- Church, R.A., Warren, D.J., Irion, J.B., 2011. Analysis of deepwater shipwrecks in the Gulf of Mexico: Artificial reef effect of Six World War II shipwrecks. *Oceanography* 22, 50–63.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., Robson, M., 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 225–240.
- Cresson, P., Le Direach, L., Rouanet, E., Goberville, E., Astruch, P., Ourgaud, M., Harmelin-Vivien, M., 2019. Functional traits unravel temporal changes in fish biomass production on artificial reefs. *Mar. Environ. Res.* 145, 137–146.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 908–918.
- Elfes, C.T., Longo, C., Halpern, B.S., Hardy, D., Scarborough, C., Best, B.D., Pinheiro, T., Dutra, G.F., 2014. A regional-scale ocean health index for Brazil. *PLoS One* 9.
- Fabi, G., Spagnolo, A., Bellan-Santini, D., Charbonnel, E., Çiçek, B.A., García, J.J.G., Jensen, A.C., Kallianiotis, A., dos Santos, M.N., 2011. Overview on artificial reefs in Europe. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 155–166.
- Feary, D.A., Burt, J.A., Bartholomew, A., 2011. Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: Review of current use, benefits and management implications. *Ocean Coast. Manag.* 54, 742–749.
- Florisson, J.H., Tweedley, J.R., Walker, T.H.E., Chaplin, J.A., 2018. Reef vision: A citizen science program for monitoring the fish faunas of artificial reefs. *Fish. Res.* 206, 296–308.
- Folpp, H., Lowry, M., Gregson, M., Suthers, I.M., 2011. Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 55–67.
- Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 17, 309–317.
- Froese, R., Pauly, D., 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. [WWW Document]. URL www.fishbase.org (Acesso em: 24/05/19).
- Granneman, J.E., Steele, M. a, 2014. Fish growth, reproduction, and tissue production on artificial reefs relative to natural reefs. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 2494–2504.
- Guan, M.L., Zheng, T., You, X.Y., 2016. Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening. *Ocean Coast. Manag.* 128, 1–9.
- Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhuri, J.F., Katona, S.K., Kleisner, K., Lester, S.E., O'Leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A.A., Scarborough, C., Selig, E.R., Best, B.D., Brumbaugh, D.R., Chapin, F.S., Crowder, L.B., Daly, K.L., Doney, S.C., Elfes, C., Fogarty, M.J., Gaines, S.D., Jacobsen, K.I., Karrer, L.B., Leslie, H.M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S.,

- Ris, B., St Martin, K., Stone, G.S., Rashid Sumaila, U., Zeller, D., 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488, 615–620.
- Harmelin-Vivien, M., Cottalorda, J.M., Dominici, J.M., Harmelin, J.G., Le Diréach, L., Ruitton, S., 2015. Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 279–287.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biol.* 65, 683–710.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC Published, London.
- Hooper, T., Ashley, M., Austen, M., 2015. Perceptions of fishers and developers on the co-location of offshore wind farms and decapod fisheries in the UK. *Mar. Policy* 61, 16–22.
- Ito, Y., 2011. Artificial Reef Function in Fishing Grounds off Japan, in: Bortone, S.A., Brandi, F.P., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management*. Boca Raton, Florida, pp. 239–264.
- IUCN, 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org>. (Accessed on: 05/02/19).
- Jiang, Y., Lin, N., Yuan, X., Jiao, H., Shentu, J., Li, S., 2016. Effects of an artificial reef system on demersal nekton assemblages in Xiangshan Bay, China. *Chinese J. Oceanol. Limnol.* 34, 59–68.
- Keller, K., Steffe, A.S., Lowry, M., Murphy, J.J., Suthers, I.M., 2016. Monitoring boat-based recreational fishing effort at a nearshore artificial reef with a shore-based camera. *Fish. Res.* 181, 84–92.
- Kheawwongjan, A., Kim, D.S., 2012. Present status and prospects of artificial reefs in Thailand. *Ocean Coast. Manag.* 57, 21–33.
- Kim, C.G., 2001. Artificial Reefs in Korea. *Fish. Manag. Featur.* 26, 16–18.
- Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D. V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B., Davis, W.S., 2003. Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environ. Manage.* 31, 656–669.
- Koeck, B., Pastor, J., Larenie, L., Astruch, P., Saragoni, G., Jarraya, M., Lenfant, P., 2011. Evaluation of impact of artificial reefs on artisanal fisheries: need for complimentary approaches. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 1–11.
- Krumholz, J.S., Brennan, M.L., 2015. Fishing for common ground: Investigations of the impact of trawling on ancient shipwreck sites uncovers a potential for management synergy. *Mar. Policy* 61, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.07.009>
- Kulaw, D.H., Cowan, J.H., Jackson, M.W., 2017. Temporal and spatial comparisons of the reproductive biology of northern Gulf of Mexico (USA) red snapper (*Lutjanus campechanus*) collected a decade apart, PLoS ONE.

- Layman, C.A., Allgeier, J.E., Montaña, C.G., 2016. Mechanistic evidence of enhanced production on artificial reefs: A case study in a Bahamian seagrass ecosystem. *Ecol. Eng.* 95, 574–579.
- Leitão, F., 2013. Artificial reefs: From ecological processes to fishing enhancement tools. *Brazilian J. Oceanogr.* 61, 77–81.
- Lima, J.S., Zalmon, I.R., Love, M., 2019a. Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. *Mar. Environ. Res.* 145, 81–96.
- Lima, J.S., Zappes, C.A., Di Benedetto, A.P.M., Zalmon, I.R., 2019b. Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 19, 1–13.
- 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 Coast. Manag.* 163, 372–382.
- 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. *Fish. Manag. Ecol.* 21, 42–56.
- Macusi, E.D., Abreo, N.A.S., Babaran, R.P., 2017. Local Ecological Knowledge (LEK) on Fish Behavior Around Anchored FADs: the Case of Tuna Purse Seine and Ringnet Fishers from Southern Philippines. *Front. Mar. Sci.* 4, 1–13.
- Macusi, E.D., Babaran, R.P., van Zwieten, P.A.M., 2015. Strategies and tactics of tuna fishers in the payao (anchored FAD) fishery from general Santos city, Philippines. *Mar. Policy* 62, 63–73.
- Mead, S., Black, K., 1999. A multipurpose, artificial reef at mount maunganui beach, New Zealand. *Coast. Manag.* 27, 355–365.
- Mercader, M., Rider, M., Cheminée, A., Pastor, J., Zawadzki, A., Mercière, A., Crec'hriou, R., Verdoit-Jarraya, M., Lenfant, P., 2018. Spatial distribution of juvenile fish along an artificialized seascape, insights from common coastal species in the Northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Environ. Res.* 137, 60–72.
- Murray, J., 1994. A Policy and Management Assessment of Us Artificial Reef Programs. *Bull. Mar. Sci.* 55, 960–969.
- Muxika, I., Borja, Á., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 16–29.
- Muxika, I., Borja, Á., Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecol. Indic.* 5, 19–31.
- Ng, C.S.L., Toh, T.C., Chou, L.M., 2017. Artificial reefs as a reef restoration strategy in sediment-affected environments: Insights from long-term monitoring. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 27, 976–985.
- Ng, K., Thomas, T., Phillips, M.R., Calado, H., Borges, P., Veloso-Gomes, F., 2015. Multifunctional artificial reefs for small islands: An evaluation of

- amenity and opportunity for São Miguel Island, the Azores. *Prog. Phys. Geogr.* 39, 220–257.
- Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., Baptista, D.F., 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Bras.* 12, 487–505.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* (80) 279, 860–863.
- Pauly, D., Watson, R., 2005. Background and interpretation of the “Marine Trophic Index” as a measure of biodiversity. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 360, 415–423.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ramos, J., Santos, M.N., Whitmarsh, D., Monteiro, C.C., 2007. Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia* 580, 181–191.
- Rocha, D.F., Franco, M.A.L., Gatts, P.V., Zalmon, I.R., 2015. The effect of an artificial reef system on the transient fish assemblages - South-eastern coast of Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 635–646.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., Peter, H., 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: Considerations for decommissioning. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 279–286.
- Samy-Kamal, M., Forcada, A., Sánchez Lizaso, J.L., 2015. Short-term effect of selectivity change in a trawling fishery in the Western Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 265–275.
- 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. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 15–23.
- Sayer, M.D.J., Magill, S.H., Pitcher, T.J., Morissette, L., Ainsworth, C., 2005. Simulation-based investigations of fishery changes as affected by the scale and design of artificial habitats. *J. Fish Biol.* 67, 218–243.
- Scarcella, G., Grati, F., Bolognini, L., Domenichetti, F., Malaspina, S., Manoukian, S., Polidori, P., Spagnolo, A., Fabi, G., 2015. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 74–85.
- Schaffer, V., Lawley, M., 2012. An analysis of the networks evolving from an artificial reef development. *Curr. Issues Tour.* 15, 497–503.
- Seegert, G., 2000. The development, use, and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. *Environ. Sci. Policy* 3, 51–58.
- Smith, J.A., Cornwell, W.K., Lowry, M.B., Suthers, I.M., 2017. Modelling the distribution of fish around an artificial reef. *Mar. Freshw. Res.* 68, 1955–1964.
- Stergiou, K.I., Tsikliras, A.C., Pauly, D., 2009. Farming up mediterranean food webs. *Conserv. Biol.* 23, 230–232.

- Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., Peck, D. V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E., 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27, 878–891.
- 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* 1–11.
- Techera, E.J., Chandler, J., 2015. Offshore installations, decommissioning and artificial reefs: Do current legal frameworks best serve the marine environment? *Mar. Policy* 59, 53–60.
- Toledo-Guedes, K., Sanchez-Jerez, P., Benjumea, M.E., Brito, A., 2014. Farming-up coastal fish assemblages through a massive aquaculture escape event. *Mar. Environ. Res.* 98, 86–95.
- Tolentino-Zondervan, F., Berentsen, P., Bush, S.R., Oude Lansink, A., 2018. FAD vs. free school: Effort allocation by Marine Stewardship Council compliant Filipino tuna purse seiners in the PNA. *Mar. Policy* 90, 137–145.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Funnell, G., 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fish. Manag. Ecol.* 6, 401–420.
- Underwood, A.J., 1997. *Experiments in ecology*. Cambridge University Press.
- Uriarte, A., Borja, A., 2009. Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82, 214–224.
- Werry, J.M., Lee, S.Y., Lemckert, C.J., Otway, N.M., 2012. Natural or Artificial? Habitat-Use by the Bull Shark, *Carcharhinus leucas*. *PLoS One* 7.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.* 61, 229–250.
- Wood, S.N., 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2nd ed. Chapman and Hall/CRC Published, London.
- 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 J. Mar. Sci.* 59, S83–S87.

DISCUSSÃO GERAL

A ciência dos RAs tem tido avanços significativos nas últimas décadas (Becker et al., 2018; Lee et al., 2018). A consolidação de estudos sobre o potencial de atração e/ou produção dos RAs, a fabricação de estruturas artificiais com novos materiais e o uso de diferentes técnicas de amostragem têm contribuído no entendimento da dinâmica ecológica e na conservação da biodiversidade nesses habitats artificiais (Cap. 1). Por outro lado, estudos com RAs ainda lida com algumas limitações, principalmente devido à dificuldade dos estudos integrarem dados interdisciplinares que visem subsidiar processo de gestão desses complexos recifais (Lima et al., 2019a).

Pesquisas de longa duração e de grande escala com RAs ainda são escassos a nível global (Fig. 2 e Tab.2, Cap. 1). Estudos com estruturas artificiais são frequentemente desenvolvido em escala local e costuma investigar separadamente os grupos associados a esses recifes (e.g., algas, epifauna, infauna e peixes) (Lee et al., 2018; Lima et al., 2019a). A abordagem compartimentalizada em estudos com RAs, embora seja fundamental para a identificação da resposta da atração e colonização de espécies, não permite uma visão mais ampla, necessária para a elaboração de medidas de gestão.

No Brasil, a gestão dos RAs tem sido caracterizada por iniciativas pontuais de instalação de estruturas de diferentes materiais (Fig. 5, Cap. 1) com acesso aberto à maioria das pescarias (*i.e.*, pescas artesanais e industriais). Políticas brasileiras para implantação e gestão de RAs (IBAMA 2009) têm sido pouco implementadas e a falta diálogo entre as instituições e as populações afetadas tem concebido a realização de projetos desvinculados as demandas locais (Lima et al., 2019a).

A carência de informações básicas sobre os aspectos socioeconômicos e os efeitos das estruturas artificiais na pesca artesanal tem dificultado o manejo desses habitats num contexto mais amplo (Hooper et al., 2015; Macusi et al., 2017; Lima et al., 2018). Neste contexto, o presente estudo é pioneiro por analisar o papel de um RA sob a ótica de pescadores artesanais (Cap. 2 e 3) e elucidar os efeitos da implantação de estruturas artificiais no incremento de recursos pesqueiros (Cap. 4). Além disso, nesse estudo é proposto um modelo de avaliação de RAs a nível local e global, ainda carente na literatura (Cap. 5).

O RA experimental, implantado desde 1996, fica localizado na costa do município de São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil (Fig. 6, Cap. 2), a 9 km da comunidade pesqueira Guaxindiba. A pesca artesanal nessa comunidade apresenta relevância social com influência direta na economia (Tab 5 e 6, Cap. 2) e tem como principal alvo à pesca de camarões (em especial *Xiphopenaeus kroyeri*) e algumas espécies de peixes (e.g., *Isopisthus parvipinnis*, *Macrodon ancylodon*, *Cynoscion virescens*, *Rhizoprionodon porosus* e *Mugil liza*).

Os pescadores artesanais de Guaxindiba utilizam sete tipos de artefatos de pesca (Tab. 4, Cap. 2) e o esforço pesqueiro é concentrado ao longo da linha da costa (“zona da borda”, RA e estuário do RPS). Apenas as embarcações maiores alcançam os campos de pesca mais distantes (“malacacheta” e “mar aberto”) devido a sua maior autonomia (Fig. 7, Cap. 2). Apesar da rede de arrasto ser o principal artefato utilizado entre os pescadores, poucos equipamentos são utilizados no complexo recifal, tornando essa área menos impactada que as áreas sem estruturas artificiais.

Os pescadores artesanais detêm vasto CEL sobre os recursos pesqueiros da costa norte do Rio de Janeiro, demonstrado pelo reconhecimento das espécies-alvo e das suas características de ocorrência (Fig. 9a-b, Cap. 3). Os dados fornecidos pelos pescadores atribuem o aumento do número de espécies à presença de estruturas artificiais, sendo registrado um incremento de 17 espécies de peixes a partir da instalação do complexo recifal (Tab. 10, Cap. 3). O CEL dos pescadores também relatam informações das espécies semelhantes à literatura e corrobora com resultados pretéritos das assembleias de peixes no RA do norte fluminense (Zalmon et al., 2002; Brotto et al., 2006; Santos et al., 2010; Santos et al., 2011; Rocha et al., 2014; Santos & Zalmon, 2015).

Em geral, os pescadores artesanais apresentaram uma percepção positiva sobre o RA, embora não tenha havido nenhuma ação de divulgação do papel e benefícios das estruturas para a pesca local (Tab. 11, Cap.3). A implantação do complexo recifal na costa norte fluminense resultou em benefícios para esses pescadores, e o RA emergem como uma área para captura de espécies comerciais mais perto da zona costeira. O sucesso da implantação desse recife deve-se a escolha do local de implantação das estruturas, que permitiu o incremento na pesca local sem conflito com pescadores artesanais. Assim como

nesse estudo, é demonstrado em outras regiões do mundo o papel dos RAs no enriquecimento dos recursos pesqueiros para pescadores artesanais (e.g., Portugal: Ramos et al., 2011b; Índia: Kasim et al., 2013; França: Tessier et al., 2015; Filipinas: Macusi et al., 2017a e Escócia: Rouse et al., 2018).

Para distinguir os efeitos ecológicos das estruturas artificiais foi utilizada uma AC (sem estruturas artificiais), a 900 metros de distância, com características morfogeológicas similares ao RA (Fig. 10, Cap. 4). É importante notar que ao contrário de alguns estudos sobre RAs (Cenci et al., 2011; Castège et al., 2016; Wilber et al., 2018), no presente estudo há uma limitação crítica representada por um desenho amostral constituído por um único RA e uma AC, sem levar em consideração as variações dos descritores ecológicos a partir da réplica dessas áreas (Underwood, 1996; Quinn & Keough, 2002). Tais limitações são próprias de estudos de longo prazo, devido a dificuldade logística na implantação de diversos complexos recifais e de coleta multi-área por um longo período de experimento (Fabi & Fiorentini, 1994; Pascaline et al., 2011; Wetzel et al., 2014). Apesar das limitações nesse experimento, o uso de apenas um RA e uma AC permitiu inferir mudanças de longo prazo na composição e estruturas das assembleias de peixes advindo da implantação do RA.

Outro fator também a ser considerado, refere-se à limitação do uso de rede de espera para coleta de dados, já que o tamanho do emalhe pode restringir a amostragem de indivíduos de acordo com o comprimento dos peixes e podem selecionar peixes com baixa associação as estruturas artificiais (Brotto et al., 2007; Gatts et al., 2014). Apesar dessas limitações, o uso de redes de espera é o método mais eficaz de coleta em regiões com baixa visibilidade (Lima et al., 2019a) e permite a captura de peixes de hábitos noturnos e diurnos (Brotto & Zalmon, 2007; Santos & Monteiro, 2007; Daugherty et al., 2014). Além disso, o uso de redes de espera como instrumento metodológico é uma excelente maneira de avaliar o potencial pesqueiro do RA, já que esse artefato é tradicionalmente utilizado pelos pescadores artesanais na zona costeira do estado do Rio de Janeiro (Vianna, 2009; Lima et al., 2018, 2019b).

A avaliação de longo prazo revelou que as assembleias de peixes apresentam padrões diferentes entre as áreas de RA e AC (Fig. 11 a-d, Cap. 4). A influência do RA sobre as assembleias de peixes foi evidenciada pelo incremento da abundância, biomassa, riqueza e diversidade de espécies de

peixes a medida que a idade do recife aumenta (Fig. 12a-d, Cap. 4), conforme já verificado por Santos et al. (2011), Rocha et al., (2014) e Santos & Zalmon (2015). Os dados apresentados apontam para influência das estruturas artificiais sobre as assembleias de peixes, sendo apresentados valores dos descritores ecológicos iguais à AC nos anos iniciais (1996-1997) e incremento dos valores do RA nos anos subseqüentes (2010-2017). A significância da variação espacial registrada para esses descritores entre RA e AC demonstra a importância em se utilizar uma área sem estruturas nas conclusões desse estudo (Underwood, 1996; Quinn & Keough, 2002; Chapman et al., 2018).

Mudanças temporais das assembleias de peixes no RA foram governadas por processo lento de maturidade, sendo a sucessão ecológica marcada a partir do incremento ou eliminação de larva e peixes juvenis, competição, interações predatórias e efeitos das atividades de pesca ao longo de duas décadas (Folpp et al., 2013, 2011; Lowry et al., 2014). Tais resultados corroboram com os estudos de Ribeiro et al. (2008), Cenci et al. (2011) e Scarcella et al. (2015) que destacam o longo período necessário para perceber mudança na estrutura das assembleias de peixes em RAs expostas a condições ambientais adversas (*i.e.*, fortes correntes de fundo, águas turvas e influência de pluma estuarina).

Associado a isso, o padrão de agregação das assembleias de peixe em função do período de coleta evidenciou o potencial efeito da precipitação e da vazão do RPS no RA (Fig. 13a-b, Cap. 4). Diferenças na estrutura e composição das assembleias de peixes foram influenciadas por mudanças sazonais durante o verão (> precipitação e > vazão) e durante o inverno (< precipitação e < vazão) (Fig. 16a-b, Cap. 4). Alterações na dominância das famílias associadas ao RA (Tab. 15, Cap. 4) podem ser atribuídas à mudança cíclica de águas límpidas e oceânicas durante os períodos secos (inverno) quando espécies dependentes da visão são predominantes (*e.g.*, tubarões e carangídeos) e, para as águas mais turvas e salobras durante o verão, quando predominam espécies que não dependem de habitats complexos ou águas claras para encontrar comida (*e.g.*, arrídeos e scianeídeos) (Masuda & Tsukamoto, 1999; Silvano, 2001; Camargo & Isaac, 2005). Alguns autores como Santos et al., (2005), Daugherty et al., (2014) e Chapman et al., (2018) constataram que variações sazonais são fatores importantes para explicar a diversidade de espécies nos RAs e no processo de atração pós-implantação de complexos recifais.

Os resultados também indicam que a evolução temporal dos descritores ecológicos no RA, sobretudo de espécies-alvo, pode ser usada para avaliar o incremento de recursos pesqueiros à medida que a idade do recife avança (Tab. 13, Cap. 4). Os Sciaenídeos foram numericamente dominantes em todo o nosso estudo, uma família em geral mais associados a ambientes estuarinos e com frequente uso comercial por comunidades pesqueiras do Brasil (Fagundes-Netto et al., 2011; Rocha et al., 2014). Além da família Sciaenidae, o aumento do número de indivíduos das famílias Carangídeae, Ariidae e Carcharhinidae sugere o efeito positivo das estruturas artificiais na atração de espécies comerciais. Ribeiro et al. (2008) e Wang et al. (2015) em estudos utilizando redes de espera também indentificaram essas famílias como recursos pesqueiros mais representativos em RAs localizado próximo a grandes rios.

Nossos resultados fornecem contribuições importantes que mostram uma forte associação de espécies-alvo com as estruturas artificiais e aponta para maior potencial econômico do RA a partir do 14^o ano de implantação (Fig 14a-b, Cap. 4). A média da abundância de espécies comerciais foi duas vezes maior no recife, e o valor médio de captura foi três vezes maior no RA do que na AC. No período seco são registradas diferenças espaciais significativas entre essas áreas, já no período chuvoso essas diferenças são pouco evidentes. A ausência de diferenças espaciais dos valores de captura no período chuvoso pode ser atribuída à homogeneização da costa do norte do Rio de Janeiro, decorrente das descargas fluviais do RPS e do RI que possivelmente sobrepõe o efeito atrator das estruturas artificiais (Gatts et al., 2015; Santos & Zalmon, 2015).

É incontestável que os RAs são importantes ferramentas para a produção de recursos pesqueiros e restauração de espécies importantes (Bayle & Ramos, 2003; Pascaline et al., 2011; Mercader et al., 2017; Rouse et al., 2018), já que as estruturas aumentam a complexidade dos ambientes e incluem substrato consolidado para bioincrustação de espécies bênticas (Zalmon et al., 2014; Achilleos et al., 2018; Wall & Stallings, 2018). Apesar dos importantes avanços nas abordagens ecológicas e monitoramento de desempenho (Becker et al., 2018; Lee et al., 2018; Bull and Love, 2019), a falta de um protocolo metodológico uniformizado e global que avalie a eficiência dos RAs em diferentes regiões tem sido um obstáculo a ser superado pelos principais centros de pesquisas (Lima et al., 2019a).

Em resposta a essa lacuna, os resultados apresentados nessa tese representa uma primeira tentativa de avaliar os efeitos de RAs, utilizando índices multimétricos com base em dados ecológicos e socioeconômicos de peixes (Cap. 5). Críticas ao uso de índices multimétricos normalmente giram em torno da dificuldade em retratar em apenas um valor a alta complexidade dos sistemas ecológicos, além do desafio dos pesquisadores em selecionar métricas capazes de detectar variabilidades espaço-temporais nos diferentes ambientes (Borja & Dauer, 2008; Stoddard et al., 2008). A avaliação de índices multimétricos com base em dados globais (Froese and Pauly, 2019; IUCN, 2019) e de longas séries temporais fornecem valores robustos e confiáveis. Ao contrário, a aplicação desses índices utilizando dados pontuais, constitui um risco à confiabilidade dos valores, podendo resultar na descrição tendenciosa, enviesada ou incompleta do funcionamento dos RAs (Borja et al., 2004, 2008).

Valores superiores de $ARMI_r$ no RA em relação a AC apontam para um alto status ecológico das assembleias de peixes no complexo recifal, indicando uma melhoria da condição ambiental ao longo de duas décadas. Além disso, nossos resultados apontam para um aumento progressivo do índice $ARMI_e$, que indica a sobreposição do efeito positivo das estruturas artificiais sobre as condições naturais. Os valores registrados dos índices $ARMI_r$ e $ARMI_e$ corresponde aos achados em estudos anteriores no Brasil (Rocha et al., 2015; Santos and Zalmon, 2015), e em outros países (Becker et al., 2017; Lowry et al., 2014; Taylor et al., 2018) que confirmam o efeito assertivo da inclusão de estruturas artificiais na mudança da composição e estrutura das assembleias de peixes.

O uso dos índices $ARMI_r$ e $ARMI_e$ permitiu investigar a evolução e respostas das assembleias de peixes em um RA localizado numa zona neotropical, sendo útil em avaliação e gestão futuras de outros complexos recifais (Delpech et al., 2010; Stoddard et al., 2008). Os índices $ARMI$ s seguem as recomendações de Borja & Dauer (2008) e Stoddard et al., (2008) e são projetados para ser flexível a diferentes circunstâncias ambientais incorporando dados de diferentes magnitudes, e sendo capazes de refletir condições globais e locais de assembleias de peixes. Além disso, é esperado que essa abordagem simples e escalonável possa incorporar novas respostas para análises mais complexas sobre RAs à medida que novas investigações utilizando dados de

assembleias de peixes ou de outros grupos (*i.e.*, macrofauna, meiofauna, algas e cetáceos) forem desenvolvidas.

Embora a presente análise tenha fornecido uma visão valiosa de assembleias de peixes em um RA experimental e os índices propostos se ajustem ao que seria biologicamente esperado para um RA e AC, deve-se considerar que os índices ARMI_r tendem a pontuar mais em sistemas conservacionistas (Breine et al., 2010; Cabral et al., 2012; Delpech et al., 2010). Esse estudo oferece uma linha de base importante para definir os parâmetros de avaliação das assembleias de peixes em áreas com e sem estruturas artificiais, contra a qual mudanças futuras poderão ser estabelecidas. Sugere-se o uso dos índices ARMI_r e ARMI_e em outras tipologias de RAs e o uso conjunto desses índices com outros índices globais (*e.g.*, *Ocean Health Index*) a fim de incluir novas métricas não previstas (*i.e.*, qualidade da água, estoque de carbono, proteção costeira, turismo e recreação) (Halpern et al., 2012; Elfes et al., 2014).

De forma geral, nossos dados apontam para a viabilidade do uso dos índices multimétricos numa escala global (ARMI_r) e local (ARMI_e), permitindo elucidar a evolução e respostas das assembleias de peixes em diferentes aspectos ecológicos (*i.e.*, nível da estrutura das assembleias, nível trófico médio, nível de vulnerabilidade) e socioeconômicos (*i.e.*, nível de importância econômica). E ainda parece ser útil na resolução de novas questões: 1) Que fatores são preponderantes para a sucessão nos RAs? 2) Qual o efeito da pesca nas áreas com estruturas artificiais? 3) Os RAs podem ser áreas de proteção para espécies vulneráveis? e 4) Qual o efeito do tempo no incremento ou declínio de espécies-alvo em habitats artificiais?

Finalmente, os índices ARMI_r parecem ser uma ferramenta de comunicação promissora capaz de converter informações ecológicas e socioeconômicas em um formato de fácil compreensão para gerentes, formuladores de políticas e para o público em geral. Espera-se que a formulação e o uso desses índices contribuam para os avanços na ciência de gestão de RAs, permitindo definir condições de referência para os RAs e formular modelos globais de perfis de desenvolvimento de área com estruturas artificiais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, o presente estudo fornece inúmeras informações importantes para a ecologia e socioeconomia dos RAs, complementando dados pretéritos sobre as assembleias de peixes, sobretudo em recifes influenciados por grandes rios. Os resultados obtidos nesse estudo avançam em questões relacionadas sobre a pesca artesanal em RAs e identifica o potencial desses recifes na atração de espécies comercialmente importantes. As principais limitações metodológicas e logísticas parecem ter sido minimizadas ao longo do estudo, e a formulação de um método de avaliação e gestão de áreas com e sem estruturas artificiais parece ser promissor para o avanço das ciências dos RAs.

Os resultados obtidos, ao longo de duas décadas, mostram o importante papel do RA na costa norte do Rio de Janeiro no incremento de diferentes espécies de peixes, incluindo importantes espécies comerciais. Do ponto de vista ecológico parece que a precipitação e a vazão do RPS e do RI interferem primariamente nas mudanças sazonais das assembleias de peixes e de forma secundária interfere no processo temporal de sucessão ecológica no complexo recifal. Do ponto de vista socioeconômico, o RA se apresenta como uma área de pesca suplementar, sendo importante para vários pescadores artesanais. Apesar de ser considerada uma zona livre de pesca, os estoques pesqueiros do RA são regulados pela limitação do uso de artefato de pesca e pela percepção positiva dos pescadores locais.

Medidas de curto prazo para a gestão do RA da costa norte do Rio de Janeiro incluem atividades de extensão (universidade) com os pescadores da comunidade Guaxindiba e comunidades pesqueiras circunvizinhas para a disseminação do conhecimento acerca do papel do RA, e sobre a importância da manutenção desse recife para a pesca artesanal local. Medidas de médio prazo abrangem teste de novos modelos e materiais de estruturas visando à atração e associações de outros recursos marinhos (e.g., lagosta, mexilhões e algas); mapeamento de áreas para instalação de novas estruturas artificiais e investimentos em divulgação científica. E medidas de longo prazo envolvem a instalação de novos recifes e programas de gestão coparticipativa (gestores e pescadores) no processo de fiscalização e manutenção das estruturas artificiais.

Apesar dos avanços importantes desse e dos outros estudos no RA da costa norte fluminense, algumas questões ainda permanecem sem respostas. Estudos futuros devem priorizar a identificação de aspectos associados à produtividade desse recife, revelando a capacidade das estruturas artificiais em restabelecer as assembleias de peixes. É importante também, verificar aspectos da cadeia trófica das assembleias de peixes, analisando o comportamento alimentar das espécies no RA e em áreas adjacentes. E por fim, analisar o potencial de resiliência do RA mediante os processos de mudanças climáticas. Tais informações podem ressaltar a importância da implantação de estruturas artificiais em zonas influenciadas por plumas estuarinas, e ampliar a divulgação dos RAs como áreas que promovem bens e serviços ambientais, facilitando o manejo voltado para a produção e/ou conservação de assembleias de peixes.

REFERÊNCIAS

- Achilleos, K., Patsalidou, M., Jimenez, C., Kamidis, N., Georgiou, A., Petrou, A., Kallianiotis, A., 2018. Epibenthic Communities on Artificial Reefs in Greece, Mediterranean Sea. *Water (Switzerland)* 10, 1–15.
- Albieri, R.J., Costa, M.R., Santos, A.B.I., Albieri, R.C., Gerson Araújo, F., 2014. Weight-length relationships of 22 fish species from Paraíba do Sul River in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 30, 431–433.
- Baine, M., Side, J., 2003. Habitat modification and manipulation as a management tool. *Rev. Fish Biol. Fish.* 13, 187–199.
- Bayle-Sempere, J.T., Ramos-Esplá, A.A., 2003. Evaluación de la efectividad del arrecife artificial de Tabarca (Alicante) (sureste de la península Ibérica). *Boletín del Inst. Español Oceanogr.* 19, 183–197.
- Becker, A., Taylor, M.D., Folpp, H., Lowry, M.B., 2018. Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. *Fish Fish.* 19, 740–752.
- 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 J. Mar. Sci.* 74, 277–285.
- Borja, Á., 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Cont. Shelf Res.* 25, 1768–1783.
- Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1519–1537.
- Borja, A., Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecol. Indic.* 8, 331–337.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): A methodological approach. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 209–218.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E., Maes, J., 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1099–1112.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R., 2007. Comparative evaluation fish assemblages census on an artificial reef. *Rev. Bras. Zool.* 24, 1157–1162.
- 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 J. Oceanogr.* 54, 205–212.
- Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2008. Structural complexity of substrata and antifouling paint effects on spatial distribution of. *Brazilian J. Oceanogr.* 56, 133–137.

- Bucaram, S.J., Hearn, A., Trujillo, A.M., Rentería, W., Bustamante, R.H., Morán, G., Reck, G., García, J.L., 2018. Assessing fishing effects inside and outside an MPA: The impact of the Galapagos Marine Reserve on the Industrial pelagic tuna fisheries during the first decade of operation. *Mar. Policy* 87, 212–225.
- Bull, A.S., Love, M.S., 2019. Worldwide oil and gas platform decommissioning: A review of practices and reefing options. *Ocean Coast. Manag.* 168, 274–306.
- Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Goncalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Goncalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J.P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J.C., Rebelo, J.E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P.R., Domingos, I., Gordo, L.S., Costa, M.J., 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecol. Indic.* 19, 144–153.
- 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 J. Oceanogr.* 53, 13–21.
- Castanhari, G., Tomás, A.R.G., Elliff, C.I., 2012. Benefícios, prejuízos e considerações relevantes na utilização de sistemas de recifes artificiais e estruturas correlatas. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 12, 313–322.
- Castège, I., Milon, E., Fourneau, G., Tauzia, A., 2016. First results of fauna community structure and dynamics on two artificial reefs in the south of the Bay of Biscay (France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 179, 172–180.
- Cenci, E., Pizzolon, M., Chimento, N., Mazzoldi, C., 2011. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91, 133–149.
- 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. *Ecol. Eng.* 120, 560–573.
- Cho, Y.J., Hwang, S.S., Park, I.H., Choi, Y.H., Lee, S., Lee, Y., Kim, J., Shin, H.C., 2010. Prediction of Cohesive Sediment Transport and Flow Resistance Around Artificial Structures of the Beolgyo Stream Estuary 13, 167–181.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., Robson, M., 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 225–240.
- Dagorn, L., Holland, K.N., Restrepo, V., Moreno, G., 2013. Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? *Fish Fish.* 14, 391–415.
- Daugherty, D.J., Driscoll, M.T., Ashe, D.E., Schlechte, J.W., 2014. Effects of Structural and Spatiotemporal Factors on Fish Use of Artificial Habitat in a Texas Reservoir. *North Am. J. Fish. Manag.* 34, 453–462.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S., 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm

- foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37–50.
- Delpéch, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., Lepage, M., 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 908–918.
- Elfes, C.T., Longo, C., Halpern, B.S., Hardy, D., Scarborough, C., Best, B.D., Pinheiro, T., Dutra, G.F., 2014. A regional-scale ocean health index for Brazil. *PLoS One* 9.
- Evans, A.J., Garrod, B., Firth, L.B., Hawkins, S.J., Morris-Webb, E.S., Goudge, H., Moore, P.J., 2017. Stakeholder priorities for multi-functional coastal defence developments and steps to effective implementation. *Mar. Policy* 75, 143–155.
- Fabi, G., Fiorentini, L., 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the adriatic sea: analysis of four years of monitoring. *Bull. Mar. Sci.* 55, 538–558.
- 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. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39, 103–116.
- Firth, L.B., Knights, A.M., Bridger, D., Evans, A.J., Mieszkowska, N., Moore, P.J., O'Connor, N.E., Sheehan, E. V, Thompson, R.C., Hawkins, S.J., 2016. Ocean Sprawl: Challenges and Opportunities for Biodiversity Management in a Changing World. *Oceanogr. Mar. Biol. an Annu. Rev.* Vol 54 54, 193–269.
- Fletcher, S., Bateman, P., Emery, A., 2011. The governance of the Boscombe Artificial Surf Reef, UK. *Land use policy* 28, 395–401.
- 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.
- Folpp, H., Lowry, M., Gregson, M., Suthers, I.M., 2011. Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 55–67.
- Froese, R., Pauly, D., 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication. [WWW Document]. URL www.fishbase.org (Acesso em: 24/05/19).
- 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. *Aquat. Ecol.* 49, 343–355.
- Gatts, P. V., Franco, M.A.L., Santos, L.N., Rocha, D.F., Zalmon, I.R., 2014. Influence of the artificial reef size configuration on transient ichthyofauna - Southeastern Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 98, 111–119.
- Guan, M.L., Zheng, T., You, X.Y., 2016. Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening. *Ocean Coast. Manag.* 128, 1–9. 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. *Mar. Environ. Res.* 72, 235–247.
- Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhuri, J.F., Katona, S.K., Kleisner, K., Lester, S.E., O'leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A.A., Scarborough, C., Selig, E.R., Best, B.D., Brumbaugh, D.R., Chapin, F.S., Crowder, L.B., Daly, K.L., Doney, S.C., Elfes, C., Fogarty, M.J., Gaines, S.D., Jacobsen, K.I., Karrer, L.B., Leslie, H.M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S., Ris, B., St Martin, K., Stone, G.S., Rashid Sumaila, U., Zeller, D., 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488, 615–620.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biol.* 65, 683–710.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC Published, London.
- 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. *J. Fish Biol.* 77, 907–926.
- Hooper, T., Ashley, M., Austen, M., 2015. Perceptions of fishers and developers on the co-location of offshore wind farms and decapod fisheries in the UK. *Mar. Policy* 61, 16–22.
- Imzilen, T., Chassot, E., Barde, J., Demarcq, H., Maufroy, A., Roa-Pascuali, L., Ternon, J.F., Lett, C., 2018. Fish aggregating devices drift like oceanographic drifters in the near-surface currents of the Atlantic and Indian Oceans. *Prog. Oceanogr.* 171, 108–127.
- Islam, G.M.N., Noh, K.M., Sidique, S.F., Noh, A.F.M., 2014a. Economic impact of artificial reefs: A case study of small scale fishers in Terengganu, Peninsular Malaysia. *Fish. Res.* 151, 122–129.
- Islam, G.M.N., Noh, K.M., Sidique, S.F., Noh, A.F.M., Ali, A., 2014b. Economic impacts of artificial reefs on small-scale fishers in peninsular Malaysia. *Hum. Ecol.* 42, 989–998.
- IUCN, 2019. *The IUCN Red List of Threatened Species*. [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org>. (Acesso em 05/02/19).
- 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. *Fish. Sci.* 83, 795–801.
- Kasim, H.M., Rao, G.S., Rajagopalan, M., Vivekanandan, E., Mohanraj, G., Kandasami, D., Muthiah, P., Jagdis, I., Gopakumar, G., Mohan, S., 2013. Economic performance of artificial reefs deployed along Tamil Nadu coast, South India. *Indian J. Fish.* 60, 1–8.
- 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. *Fish. Res.* 187, 158–167.

- 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 J. Oceanogr.* 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. *Fish. Bull.* 114, 302–316.
- Lee, M.O., Otake, S., Kim, J.K., 2018. Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects. *Ocean Coast. Manag.* 154, 55–65.
- Leitão, F., 2013. Artificial reefs: From ecological processes to fishing enhancement tools. *Brazilian J. Oceanogr.* 61, 77–81.
- Lima, J.S., Zalmon, I.R., Love, M., 2019a. Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. *Mar. Environ. Res.* 145, 81–96.
- Lima, J.S., Zappes, C.A., Di Benedetto, A.P.M., Zalmon, I.R., 2019b. Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 19, 1–13.
- 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 Coast. Manag.* 163, 372–382.
- 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. *Fish. Manag. Ecol.* 21, 42–56.
- Macusi, E.D., Abreo, N.A.S., Babaran, R.P., 2017. Local Ecological Knowledge (LEK) on Fish Behavior Around Anchored FADs: the Case of Tuna Purse Seine and Ringnet Fishers from Southern Philippines. *Front. Mar. Sci.* 4, 1–13.
- Masuda, R., Tsukamoto, K., 1999. School formation and concurrent developmental changes in carangid fish with reference to dietary conditions. *Environ. Biol. Fishes* 56, 243–252.
- Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., García, D., Itano, D., 2007a. Using local ecological knowledge (LEK) to provide insight on the tuna purse seine fleets of the Indian Ocean useful for management. *Aquat. Living Resour.* 20, 367–376.
- Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., Itano, D., 2007b. Fish behaviour from fishers' knowledge: the case study of tropical tuna around drifting fish aggregating devices (DFADs). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64, 1517–1528.
- 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 Coast. Manag.* 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. *Mar. Environ. Res.* 122, 85–92.

- 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. *J. Hydrol.* 481, 191–203.
- Pascaline, B., Catherine, S., Charbonnel, E., Patrice, F., 2011. Monitoring of the artificial reef fish assemblages of golfe juan marine protected area (France, North-Western Mediterranean). *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 167–176.
- Pondella, D.J., Zahn, L.A., Love, M.S., Siegel, D., Bernstein, B.B., 2015. Modeling fish production for southern California's petroleum platforms. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 11, 584–593.
- Quinn, G.P., Keough, M.J., 2002. *Experimental design and data analysis for biologist.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 537p.
- R Core Team, 2019. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ramos, J., Santos, M.N., 2015. Facilitating fishing decisions in an artificial reef area off southern Portugal: A case study using generalized additive models. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 24–34.
- Ramos, J., Santos, M.N., Whitmarsh, D., Monteiro, C.C., 2011. Stakeholder analysis in the portuguese artificial reef context: Winners and losers. *Brazilian J. Oceanogr.* 59, 133–143.
- Reguero, B.G., Beck, M.W., Agostini, V.N., Kramer, P., Hancock, B., 2018. Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *J. Environ. Manage.* 210, 146–161.
- Ribeiro, J., Monteiro, C.C., Monteiro, P., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Erzini, K., 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 76, 57–68.
- Rocha, D.F., Franco, M.A.L., Gatts, P.V., Zalmon, I.R., 2015. The effect of an artificial reef system on the transient fish assemblages - South-eastern coast of Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 635–646.
- 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. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 635–646.
- Rosa, I.M.L., Alves, R.R.N., Bonifácio, K.M., Mourão, J.S., Osório, F.M., Oliveira, T.P.R., Nottingham, M.C., 2005. Fishers' knowledge and seahorse conservation in Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 1, 1–12.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., Peter, H., 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: Considerations for decommissioning. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 279–286.
- Santos, Luciano Neves, Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2011. Assessing Artificial Reefs for Fisheries Management A 10-Year Assessment off Northern Coast of Rio de Janeiro, in: Bortone, S.A., Brandini, F.P., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fisheries Management.* CRC Press, London, New York, pp. 125–140.

- Santos, L.N., Brotto, D.S., Zalmon, I.R., 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 386, 54–60.
- Santos, Luciano 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. *Ecol. Appl.* 21, 251–262.
- 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. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 15–23.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., 2007. A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia* 580, 225–231. Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lasserre, G., 2005. Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal waters (southern Portugal)*. *Statistica* 69, 415–426.
- Scarcella, G., Grati, F., Bolognini, L., Domenichetti, F., Malaspina, S., Manoukian, S., Polidori, P., Spagnolo, A., Fabi, G., 2015. Time-series analyses of fish abundance from an artificial reef and a reference area in the central-Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 31, 74–85.
- 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 Aust.* 17, 374–385.
- Semprucci, F., Sbrocca, C., Baldelli, G., Tramontana, M., Balsamo, M., 2017. Is meiofauna a good bioindicator of artificial reef impact? *Mar. Biodivers.* 47, 511–520.
- Silvano, R.A.M., 2001. Feeding habits and interspecific feeding associations of *Caranx latus* (Carangidae) in a subtropical reef. *Environ. Biol. Fishes* 60, 465–470.
- Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., Peck, D. V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E., 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27, 878–891.
- 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. *Mar. Coast. Fish.* 9, 404–418.
- Sun, P., Liu, X., Tang, Y., Cheng, W., Sun, R., Wang, X., Wan, R., Heino, M., 2017. The bio-economic effects of artificial reefs: Mixed evidence from shandong, China. *ICES J. Mar. Sci.* 74, 2239–2248.
- 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* 1–11.
- Tessier, A., Francour, P., Charbonnel, E., Dalias, N., Bodilis, P., Seaman, W., Lenfant, P., 2015. Assessment of French artificial reefs: due to limitations of research, trends may be misleading. *Hydrobiologia* 753, 1–29.

- Underwood, A.J., 1996. *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Vianna, M., 2009. Diagnóstico da cadeia produtiva da pesca marítima no estado do Rio de Janeiro.
- Walker, S.J., Schlacher, T.A., 2014. Limited habitat and conservation value of a young artificial reef. *Biodivers. Conserv.* 23, 433–447.
- Wall, K.R., Stallings, C.D., 2018. Subtropical epibenthos varies with location, reef type, and grazing intensity. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 509, 54–65.
- Wang, Z., Chen, Y., Zhang, S., Wang, K., Zhao, J., Xu, Q., 2015. A comparative study of fish assemblages near aquaculture, artificial and natural habitats. *J. Ocean Univ. China* 14, 149–160.
- Wetzel, M.A., Scholle, J., Teschke, K., 2014. Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem. *Mar. Environ. Res.* 99, 125–135.
- Wilber, D.H., Carey, D.A., Griffin, M., 2018. Flatfish habitat use near North America's first offshore wind farm. *J. Sea Res.* 139, 24–32.
- Wood, S.N., 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2nd ed. Chapman and Hall/CRC Published, London
- Yamamoto, K.C., Freitas, C.E. de 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? *Ecol. Eng.* 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 J. Mar. Sci.* 59, S83–S87.
- Zalmon, I.R., Sá, F.S., Dornellas Neto, E., Rezende, C.E., Mota, P.M., Almeida, T.C.M., 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on infaunal community structure — Southeastern Brazil. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 454, 9–17.

ANEXOS

Anexo 1. Folha de rosto do artigo - Lima, J.S., A.P.M, Zalmon, I.R., Love, M. (2019). Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. *Marine Environmental Research*. 145, 81-96. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.01.010>.

Marine Environmental Research 145 (2019) 81–96



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Environmental Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marenvres



Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs



Juliano Silva Lima^{a,b}, Ilana Rosental Zalmon^{b,*}, Milton Love^c

^aFederal Institute of Education, Science and Technology, Seropé, Brazil

^bCentre of Bioscience and Biotechnology, University of North Rio de Janeiro, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil

^cMarine Science Institute, University of California Santa Barbara, Santa Barbara, CA, USA

ARTICLE INFO

Keywords:
Artificial habitats
Aquatic ecosystems
Coastal management
Fishing resources
Socio-environmental

ABSTRACT

It is presented a systematic literature review of artificial reef research, including 620 studies throughout the world from 1962 to 2018. The primary focus of this study was to examine long-term trends in research, focusing on ecological and socioeconomic questions, and to develop new research directions for this field. From 1962 to the beginning of the 1990s, the United States and Japan were the main centers of artificial reef research. Subsequently, researchers in several other countries (particularly China, Australia, Italy, Brazil, and the United Kingdom) began to focus on this subject, resulting in an increase in the number of artificial reef studies. In general, publications about artificial reefs have concentrated on investigating the structure of populations and marine communities and evaluating new technical designs and materials to construct artificial habitats. The science of artificial reefs is responding to new challenges with an increase in more elaborate techniques, such as the use of remotely-operated submarines, organic indicators, isotopes, and molecular biology, while research that evaluates the socioeconomic aspects of artificial reefs is lacking. There are many aspects that deserve more research attention, such as the use of alternative inert materials, environmental impact assessment and mitigation, and analysis of conflicts with affected fisheries communities. The greater challenge is to overcome the apparent division between theory vs. application and to include robust management models of these artificial environments.

1. Introduction

Artificial reefs are human-made structures installed in aquatic habitats that serve as a substrate and/or shelter for organisms (Grossman et al., 2011; Stolk et al., 2007; Thierry, 1988). The structures might be installed to serve as reefs (e.g., primary artificial reefs) or have been created for other purposes (secondary artificial reefs: oil platforms, harbors armor and shipwrecks) (Bortone, 2006; Firth et al., 2016).

The practice of submerging structures to create artificial environments has probably been used since the Neolithic period by African peoples that noticed a greater abundance of fishes near floating and submerged objects (Ito, 2011). Reports also indicate that since the 17th century native South Americans have used branches, leaves and stones to attract fishes and this tradition has been maintained over various generations by artisanal fishers (Baine, 2001; Conceição and Franklin Jr., 2001). The oldest reports of installing artificial reefs are from the end of the 18th century, when Japanese fishers purposely sank bamboo structures with leaves to form fishing sites (Ito, 2011; Lee et al., 2018;

Thierry, 1988).

In the Western Hemisphere, the oldest records of artificial reefs are from the 1930s on the coast of the United States, although the real impetus for artificial reefs came from the observations of sunken vessels and planes as a result of World War II in the 1940s (Polovina, 1991; Seaman Jr., 1991). It was not until the 1960s that this practice spread worldwide, through the creation of different artificial reefs related to fishing, scuba diving and coastal recreation. Materials used in their creation included rocks, tires, wood, concrete and/or metal structures, obsolete industrial material and even oil and natural gas platforms (Baine, 2001; Biesinger et al., 2013; Kulaw et al., 2017; Love and York, 2005; Pickering, 1996; Streich et al., 2018). Throughout history, artificial reefs made of different materials have been used in many countries with the aim of attracting fishes (Langhamer, 2012; Polovina, 1991). Over time they proved to be excellent instruments for a variety of purposes, such as management of fisheries, maintaining coastal habitats, aquaculture, tourism locations and conservation of biodiversity (Bombace, 1989; Davies et al., 2014; Gallaway et al., 2009; Gomez-

* Corresponding author.

E-mail addresses: irzalmon@gmail.com, ilana@uenf.br (I.R. Zalmon).

<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.01.010>

Received 8 November 2018; Received in revised form 18 January 2019; Accepted 23 January 2019


Available online 27 February 2019

0141-1136/© 2019 Published by Elsevier Ltd.

Anexo 2. Folha de rosto do artigo - 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(2): 1-13. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0620>.

Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil

Juliano Silva Lima^{1,2}, Camilah Antunes Zappes³, Ana Paula Madeira Di Benedetto¹ &

Ilana Rosental Zalmon^{1*} 

¹Universidade Estadual do Norte Fluminense, Av. Alberto Lamego, 2000, 28013-602, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe, Av. Juscelino Kubitschek, 49680-000, Nossa Senhora da Glória, SE, Brazil

³Universidade Federal Fluminense, Rua José do Patrocínio, 71, 28010-385, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

*Corresponding author: Ilana Rosental Zalmon, e-mail: ilana@uenf.br

LIMA, J. S., ZAPPES, C. A., DI BENEDETTO, A. P. M., ZALMON, I. R. Ethnoecology and socioeconomic around an artificial reef: the case of artisanal fisheries from southeastern Brazil. *Biota Neotropica*. 19(2): e20180620. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0620>

Abstract: The objective of this study is to describe the ethnoecological aspects, valorization, and commercialization of target species caught by artisanal fishers on the northern coast of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. The data were obtained through semi-structured interviews conducted with 60 fishers from the fishing community of Guaxindiba (21°29' S, 41°00' W), which is associated with the Z-1 fishers' colony. Eighty-nine species were cited by the fishers and 44.1% are important commercial fish in the region. The fishers cited five distinct zones used to fish: border zone (68 species), estuary (41 spp.), artificial reef (27 spp.), "malacacheta" (24 spp.), and open ocean (10 spp.). The fishery resources were classified according to their gastronomic and economic characteristics: primary fish (35 spp.), secondary fish (32 spp.), mixed fish (10 spp.), discarded fish (7 spp.), and fish used as bait (5 spp.). The price of the target species increases along the production chain due to the greater number of people involved, processing costs, and improvement of the product. The data from this study can contribute to local fisheries management and point out to the use of artificial reefs in the maintenance of fishery resources in northern Rio de Janeiro.

Keywords: artisanal fishing, traditional knowledge, fishery management.

Etnoecologia e socioeconomia em torno de um recife artificial: o caso da pesca artesanal do sudeste do Brasil

Resumo: O objetivo desse estudo é descrever os aspectos etnoecológicos, a valoração e a forma de comercialização das espécies-alvo capturadas na pesca artesanal praticada na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Os dados foram obtidos a partir de entrevistas semiestruturadas realizadas com 60 pescadores da comunidade pesqueira Guaxindiba (21°29' S, 41°00' O), vinculados à colônia de pescadores Z-1. Oitenta e nove espécies foram citadas pelos pescadores e 44,1% desse total são importantes para o comércio da região. Os pescadores citaram cinco zonas distintas que são utilizadas para a pesca: zona da "borda" (68 espécies), estuário (41 spp.), recife artificial (27 spp.), "malacacheta" (24 spp.) e mar aberto (10 spp.). Os recursos pesqueiros foram classificados de acordo com suas características gastronômicas e econômicas: pescado-de-primeira (35 spp.), pescado-de-segunda (32 spp.), pescado-mistura (10 spp.), pescado-de-descarte (7 spp.) e pescado-isca (5 spp.). O preço das espécies-alvo aumenta ao longo da cadeia produtiva em decorrência do maior número de pessoas envolvidas, dos gastos com insumos e do processo de beneficiamento do pescado. Os dados desse estudo podem contribuir para o manejo da pesca local e apontam para o uso de recifes artificiais na manutenção dos recursos pesqueiros no norte do Rio de Janeiro.

Palavras-chave: pesca artesanal, conhecimento tradicional, manejo pesqueiro.

Anexo 3. Folha de rosto do artigo - 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 and Coastal Management*. 163, 372-382. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.018>.

Ocean and Coastal Management 163 (2018) 372–382



Contents lists available at ScienceDirect

Ocean and Coastal Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ocecoaman



Artisanal fisheries and artificial reefs on the southeast coast of Brazil: Contributions to research and management



Juliano Silva Lima^{a,b}, Camilah Antunes Zappes^c, Ana Paula Madeira Di Benedetto^a, Ilana Rosental Zalmon^{a,*}

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Laboratório de Ciências Ambientais, Av. Alberto Lamengo, 2000, Campos dos Goytacazes, RJ, 28013-602, Brazil

^b Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Seropédica, Campos Nono Sm. da Glória, Rodovia Juscelino Kubitschek, s/n, Nossa Senhora da Glória, SE, 49680-000, Brazil

^c Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal Fluminense, Instituto de Ciências da Sociedade e Desenvolvimento Regional, Departamento de Geografia de Campos dos Goytacazes, Rua José e do Patrocínio, 71, Campos dos Goytacazes, RJ, 28010-385, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:
Reef complex
Marine biota
Fishing gear
Fishery management
Ethnoecology

ABSTRACT

This work aims to analyse the contribution of artificial reefs (ARs) to marine biota based on fishers' local ecological knowledge (LEK) of the species associated with ARs. Data were collected from November 2016 to May 2017 through 60 ethnographic interviews with artisanal fishers at the northern coast of Rio de Janeiro. Local fishers use seven methods to catch fish, with trawl nets being the most frequent (32.5%, n = 41). Some fishers use more than one gear of fish equipment, allowing the capture of several species throughout the year and to alternate the target species. The fishers reported 25 species associated with the ARs, although 15 species appeared after the installation of the artificial complex. The most frequent were the sheepshead (*Archosargus probatocephalus* 43.3%, n = 26), black margate (*Arisoetemus surinamensis* 41.7%, n = 25), spiny lobster (*Paralurus* sp. 33.3%, n = 20), caribbean spiny lobster (*Paralurus argus* 31.7%, n = 19), and smooth puffer (*Lagocephalus laevis*, 31.7%, n = 19). The fishers described several ecological functions of the ARs, acting as a species reproduction site (25.93%, n = 21), increasing fish weight (18.5%, n = 15), attracting fish (16.0%, n = 13) and reducing industrial fishery (8.6%, n = 7). The interviewees had consistent LEK about local marine biota, especially species associated with the ARs. They maintained a positive perception of the ARs and pointed to the need for public policies when installing new artificial structures that can increase fish stocks in the region.

1. Introduction

Artisanal fishery practice is a traditional activity that can be autonomous with familiar participation, and usually characterizes a local fishery community (Diegues, 2008; Silva, 2014). In these practices, the fishermen explore the coastline with small vessels and equipment that have low autonomy (little space to store the fish and low speed and capacity of displacement) and capture aquatic species for subsistence or small-scale commercialization (Clauzet et al., 2005; Oliveira et al., 2016). In artisanal fishery, the fishermen can use their own mean of production or into partnerships, and act onshore or offshore by vessels of < 20 gross tonnage (Brasil, 2009, 2011). Artisanal fishermen usually are organized in fishing colony or association with a local leader as representative. On the other hand, the industrial fishery activity use

medium and large vessels, operating along the continental and ocean waters and their production is exclusively for trade (Vianna, 2009; FIPERJ, 2013). The active fishing gears are based on the target species and combined with different catching instruments (e.g. trawls, dredges and seine nets) (Silva, 2014).

The main differences between the fishery activities are related to the catch capacity of the fish and the use of high technology equipment by industrial fishing, since there is a high financial investment and consequently not accessible to the artisanal communities (Silva, 2014). The intensive fishing both in the artisanal and industrial categories occur through an uncontrolled exploitation of the resources and can affect the environment sustainability. The advance of industrial fishery and the degradation of coastal environments threaten local fish stocks and, consequently, the social-environmental relationship of artisanal fishers,

* Corresponding author. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Laboratório de Ciências Ambientais, Av. Alberto Lamengo, 2000, Campos dos Goytacazes, RJ, 28013-602, Brazil.

E-mail addresses: julianoobis@yahoo.com.br, juliano.lima@ifes.edu.br (J.S. Lima), camilahaz@yahoo.com.br (C.A. Zappes), maadibeneditto@gmail.com (A.P.M. Di Benedetto), irzalmon@gmail.com (I.R. Zalmon).

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.018>

Received 12 July 2017; Received in revised form 16 July 2018; Accepted 22 July 2018
0964-5691/© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Anexo 4. Declaração de aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) do Instituto Federal de Sergipe e número do Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE).



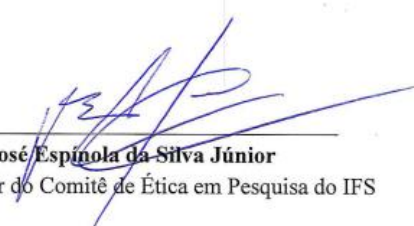
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E EXTENSÃO
COMITÊ DE ÉTICA EM PESQUISA

DECLARAÇÃO

Declaramos que o projeto intitulado "ICTIOFAUNA ASSOCIADA A RECIFES ARTIFICIAIS AO LONGO DE DUAS DÉCADAS (1996-2017) NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: UMA ABORDAGEM ECOLÓGICA E ETNOGRÁFICA", de responsabilidade do pesquisador "Juliano Silva Lima", nº CAAE 64939116.1.0000.8042, foi recebido para análise ética e aprovado pelo Comitê de ética em Pesquisa (CEP) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe, em 21 de março de 2017.

A aprovação pode ser confirmada com o número do CAAE no site da Plataforma Brasil.

Aracaju, 31 de março de 2017



José Espínola da Silva Júnior
Coordenador do Comitê de Ética em Pesquisa do IFS

Comitê de Ética em Pesquisa do IFS:
Coordenador do Comitê de Ética: José Espínola Júnior
Endereço: Av. Jorge Amado, 1551, Loteamento Garcia, Bairro Jardins, Aracaju - SE.
Reitoria/PROPEX/2º andar
Horário de Atendimento: Segunda-feira à sexta-feira, das 8h às 12h.
Telefone (79) 3711-1437
E-mail: cep@ifse.edu.br

Anexo 5. Termo de Consentimento Livre e Esclarecido assinado pelo representante dos pescadores da colônia Z-1, Guaxindiba, São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais



TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

Prezado(a) senhor(a),

Os pescadores da Colônia de Pescadores Z-1 estão sendo convidados a participar da pesquisa intitulada "Ictiofauna associada a recifes artificiais ao longo de duas décadas (1996-2017) na costa norte do estado do Rio de Janeiro: Uma abordagem ecológica e etnográfica". O objetivo dessa pesquisa é estudar as espécies de peixe encontradas na região da costa norte do Rio de Janeiro, através do conhecimento dos pescadores locais, a fim de verificar os aspectos ecológicos e etnoecológicos voltados aos peixes associados aos recifes artificiais implantados na Praia de Guaxindiba.

Esse estudo se justifica, porque contribuirá para o incremento de informações sobre a pesca artesanal e sobre o uso dos recifes artificiais como possíveis atratores da ictiofauna local. Ao fim desse estudo pretende-se compreender a interação dos pescadores com os recursos icticos e com os recifes artificiais. Os dados desse estudo serão usados para subsidiar ações de manejo ambiental relacionado aos recursos pesqueiros da costa norte do estado do Rio de Janeiro.

A coleta de dados será realizada a partir de entrevistas com os pescadores, ligados a Colônia de Pescadores Z-1, através da aplicação de questionários, utilização de prancha com fotos dos peixes da região e um mapa da baía de Campos-RJ. Os entrevistados serão questionados sobre a ecologia das espécies de peixes e sobre o papel dos recifes artificiais na região do norte fluminense. A participação dos pescadores será de forma voluntária e não envolverá qualquer risco para o entrevistado, tendo em vista que na publicação dos resultados desta pesquisa, a identidade dos entrevistados será mantida no mais rigoroso sigilo. Serão omitidas todas as informações que permitam identificá-los.

Mesmo não tendo benefícios diretos em participar, indiretamente os entrevistados estarão contribuindo para a compreensão das espécies marinhas encontradas na região, bem como para a produção de conhecimento científico e subsídio para ações de manejo dos estoques pesqueiro na região norte fluminense. Caso algum entrevistado decida não participar ou queira desistir de continuar tem absoluta liberdade de fazê-lo, sem qualquer prejuízo. É garantida a plena liberdade do participante da pesquisa em recusa-se a participar ou retirar seu consentimento, em qualquer momento da pesquisa, sem penalização alguma.

Ao aceitar a participação dos pescadores nessa pesquisa o representante legal da colônia receberá uma cópia desse termo de consentimento livre e esclarecido. Para mais informações segue os dados do comitê de ética que este estudo foi submetido. Dados do Comitê de Ética e Pesquisa do IFS: Coordenador do Comitê de Ética: José Espinola Júnior. Endereço: Av. Jorge Amado, 1551, Loteamento Garcia, Bairro Jardins, CEP - 49025330 Aracaju - SE. Reitoria/PROPEX/2º andar. Horário de Atendimento: Segunda-feira à sexta-feira, das 8h às 12h. Telefone (79) 3711-1437 E-mail: cep@ifs.edu.br.

Li o texto acima e concordo com a participação nesse estudo.

São Francisco do Itabapoana, 22 de maio 2017

Francisco S. P. Braga Barreto
Presidente da Colônia de Pescadores

Francisco S. P. Braga Barreto
Presidente
Colônia Z-1

Juliano Silva Lima
Juliano Silva Lima
Doutorando em Ecologia e Recursos Naturais – UENF
Professor EBTT do Instituto Federal de Sergipe - IFS