



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Rayane Romão Saad Abude

Modificações na orla e impactos da influência humana na macrofauna bentônica de praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro)

Rio de Janeiro

2021

Rayane Romão Saad Abude

Modificações na orla e impactos da influência humana na macrofauna bentônica de praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro)

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos

Orientador: Prof. Dr. Luís Felipe Skinner

Coorientadora: Prof.^a Dra. Tatiana Medeiros Barbosa Cabrini

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

A165 Abude, Rayane Romão Saad.
Modificações na orla e impactos da influência humana na macrofauna bentônica de praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro) / Rayane Romão Saad Abude. – 2021.
73 f. : il.

Orientador: Luís Felipe Skinner.
Coorientadora: Tatiana Medeiros Barbosa Cabrini
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Oceanografia – Rio de Janeiro (RJ) – Teses. 2. Urbanização – Aspectos ambientais – Rio de Janeiro (RJ) – Teses. 3. Praias – Bioecologia – Ilha Grande, Baía da (RJ) – Teses. 4. Biologia costeira – Teses. 5. Invertebrados – Teses. I. Skinner, Luís Felipe. II. Cabrini, Tatiana Medeiros Barbosa. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Faculdade de Oceanografia. Título.

CDU 551.46(815.3)

Bibliotecária responsável: Fernanda Lobo / CRB-7:5265

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Rayane Romão Saad Abude

23/08/2022

Assinatura

Data

Rayane Romão Saad Abude

Modificações na orla e impactos da influência humana na macrofauna bentônica de praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro).

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambiente Marinho.

Aprovada em 30 de junho de 2021.

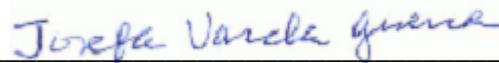
Orientador : Prof. Dr. Luís Felipe Skinner

Faculdade de Formação de Professores - UERJ

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a. Tatiana Medeiros Barbosa Cabrini

Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Banca Examinadora:



Prof.^a Dr.^a. Josefa Varela Guerra

Faculdade de Oceanografia - UERJ



Prof. Dr. Abilio Soares Gomes

Universidade Federal Fluminense

Rio de Janeiro

2021

DEDICATÓRIA

Dedico a conclusão desta etapa aos meus pais, sobrinhos e afilhados. Aos meus pais, Nely e Mauro, como retribuição e agradecimento por todo suporte oferecido até aqui; aos pequenos - Júlia, Sofia, Miguel, Antônio, Heitor, Lara, Lívia e Maya - porque espero poder ser sempre uma inspiração e influência positiva na vida de vocês. Que a sede de conhecimento os leve a lugares incríveis!

AGRADECIMENTOS

Início esta seção agradecendo aos meus pais e irmã, Nely, Mauro e Rayssa, que sempre me incentivam e viabilizam minha dedicação aos estudos. Obrigada por todo suporte, pela casa, comida, ensino e diversão. Amo muito vocês. Estendo o agradecimento às minhas tias e primxs, por sempre vibrarem com minhas vitórias. Antônio e Heitor, vou deixar registrado aqui para quando vocês puderem entender: cada vez que vocês solicitam minha presença, quando estou estudando e preciso recusar, meu coração se entristece, mas se alegra prontamente sempre que vocês me chamam de dedei. Mesmo tão pequenos vocês já me trazem muita motivação para manutenção dos meus ideais, apesar das constantes interrupções. Muito obrigada mesmo assim!

Agradeço a coorientadora desta dissertação e, como eu costumo brincar, minha mãe científica Tatiana Cabrini. Minha gratidão a você começa lá em 2014 quando você me selecionou pra bolsista de IC, e por todos os processos que desencadearam no presente momento. Espero que em breve possamos virar a cadeira pra compartilhar insights e pedir sugestões, no nosso querido ECOMAR, mas enquanto isso, seguimos com a programação normal de podcasts via WhatsApp. Obrigada por todo enriquecimento intelectual que você me facilita e toda troca que sempre tivemos e ainda iremos ter!

Agradeço ao meu orientador de mestrado Luís Felipe Skinner por todo suporte, confiança e paciência. Você não tem noção da alegria que eu senti quando você respondeu ao meu e-mail sobre o pedido de orientação! Encontrei não só um orientador, como todo um laboratório muito unido e parceiro, que você sabe conduzir muito bem. Estar com Skinner é saber que vou aprender sobre detalhes muito ricos e ter trocas muito enriquecedoras e estimulantes em defesa dos oceanos. Muito obrigada por topar o estudo com praias, abraçar e desenvolver este projeto junto comigo!

Agradeço às licenças e autorização do SISBIO (36194-5) e INEA (025/2017), que tornaram possíveis as etapas de campo e coleta, e agradeço à equipe ECOMAR pelo suporte no campo e bancada, pela companhia pra triagem e processamento de material, pelos cafés entre uma amostra e outra e por, mesmo de forma virtual neste último ano, serem uma rede unida de troca e apoio, com quem sempre posso contar pra aprimorar minha comunicação científica. Matheus, Bruna, Rebeca, Luíza, Yuri e Caio, vocês foram peças fundamentais

nesta jornada. Agradeço também ao professor Ricardo Cardoso, pelo suporte e confiança no empréstimo de material para coleta e processamento.

Ao PPG-OCN e à UERJ meus mais sinceros agradecimentos pela qualidade no ensino e o excelente mestrado que pude cursar gratuitamente. Agradeço aos professores do programa pelas excelentes aulas ministradas e ao André da secretaria acadêmica sempre tão pronto a ajudar no que for preciso. Pessoas como o André são raras. Agradeço as amigadas que fiz nesse programa maravilhoso e destaco duas pessoas muito importantes: Brenda querida, que eu conheci antes mesmo das aulas começarem e foi um grude, sem palavras para você! Espero ter você, sua alegria e otimismo sempre pertinho de mim, mesmo a distância. Carol beldade, de quem me aproximei aos poucos e agora não consigo mais sair de perto, que encontro maravilhoso! Que nossas trocas sigam nos enriquecendo e aprimorando.

Agradeço aos professores membros da banca de defesa, Abílio e Josefa, por aceitarem o convite, pelo tempo que irão dedicar e por todas as contribuições que certamente trarão ao estudo. Agradeço também aos professores que foram membros das bancas de qualificação, Helena Lavrado, Leonardo Costa e Filipe Chaves por terem contribuído até aqui e aprimorado o desenvolvimento do estudo.

Por fim, agradeço à CAPES pela bolsa oferecida durante 24 meses de mestrado. Sem este recurso teria sido praticamente impossível poder estudar. Agradeço também a todos os brasileiros que sustentam, via impostos, a educação pública de qualidade e as bolsas dos pós-graduandos. Que possamos retribuir tornando este país um lugar melhor. Só a educação transforma!

O verdadeiro homem de bem é aquele que pratica a lei de justiça, de amor e de caridade em sua maior pureza. Se interroga sua consciência sobre seus próprios atos, pergunta a si mesmo se não violou essa lei; se não fez o mal; se fez todo o bem que podia; se negligenciou voluntariamente uma ocasião de ser útil; se ninguém tem o que reclamar dele; enfim, se fez a outrem tudo o que queria que se fizesse para com ele.

Allan Kardec

RESUMO

ABUDE, Rayane Romão Saad Abude. *Modificações na orla e impactos da influência humana na macrofauna bentônica de praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro)*. 2021. 73 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Praias arenosas são sistemas ecologicamente e socialmente complexos de interação continente-oceano. Invertebrados de diferentes grupos taxonômicos habitam as praias, no entanto, por serem ambientes de alto valor socioeconômico, a elevada frequência por pessoas desencadeia uma série de impactos antrópicos sobre estes ecossistemas. O Brasil apresenta largas extensões de áreas costeiras ainda preservadas, com considerável biodiversidade, que podem estar propensas à planos urbanísticos e especulação imobiliária nas próximas décadas. Entender como estas áreas vem sendo afetadas pelo aumento das atividades humanas e da expansão urbana é fundamental para a compreensão dos impactos futuros sobre a diversidade. A Baía da Ilha Grande apresenta uma variedade de praias arenosas expostas e protegidas da ação de ondas, incluindo desde aquelas sem modificações até praias fortemente descaracterizadas. O objetivo deste estudo foi compreender a influência da urbanização nos ecossistemas praias da Baía a partir do estudo das interações entre variáveis biológicas, condições ambientais e intervenções humanas. No capítulo 1, foi determinada a expansão temporal da malha urbana no entorno imediato das praias e verificou-se sua relação com perda ou ganho de área de praia entre 2001 e 2019. No capítulo 2, foram caracterizados os tipos e graus de impacto em cada praia e verificadas suas influências na macrofauna bentônica. As praias protegidas da ação de ondas apresentaram maior taxa de urbanização em seu entorno e não foi constatado um padrão temporal para a aumento ou diminuição da área das praias. Praias expostas apresentaram maior amplitude de variação na área de praia, em função do maior dinamismo dos processos de erosão-acreção. A maior perda de área de praia constatada (Dois Rios, 39%) não foi relacionada à urbanização no entorno, evidenciando o papel da localização geográfica e fatores oceanográficos para o balanço sedimentar nas praias. A maior densidade geral de organismos foi verificada na praia mais impactada (Anil), demonstrando que as praias deste estudo densidade geral de organismos não é isoladamente um bom indicador para avaliar saúde de praias. No entanto, para as praias expostas à ação de ondas, a densidade do isópode *Excironala braziliensis*, seguiu um gradiente de qualidade ambiental, o que aponta a esta espécie como um bom indicador de saúde ambiental das praias expostas avaliadas. A partir das densidades de *E. braziliensis* e sua relação com os descritores de atividades antrópicas, foi possível realizar a indicação de praias prioritárias à conservação. O mapeamento pode ajudar a conduzir os futuros planos urbanísticos.

Palavras-chave: Urbanização costeira. Invertebrados. Orla Marítima. Impactos antrópicos. Ecologia de Praias Arenosas

ABSTRACT

ABUDE, Rayane Romão Saad Abude. *Seafront modifications and human influence impacts on benthic macrofauna of sandy beaches at Ilha Grande Bay (Rio de Janeiro)*. 2021. 73 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Sandy beaches are ecologically and socially complex systems of continent-ocean interaction. Invertebrates from different taxonomic groups inhabit the beaches, however, as they are environments of high socioeconomic value, the frequency of people results a series of anthropic impacts. Brazil has large extensions of coastal areas still preserved, with considerable biodiversity, which may be prone to urban plans and real estate speculation in the coming decades. Understanding how these areas are being affected by the increase in human activities and urban sprawl is critical to understanding the future impacts on diversity. Ilha Grande Bay presents a variety of sandy beaches exposed and protected from wave action, ranging from unmodified to heavily defaced beaches. The objective of this study was to understand the influence of urbanization on the coastal ecosystems of the Bay from the study of interactions between biological variables, environmental conditions, and human interventions. In chapter 1, the temporal expansion of the urban paving in the immediate surroundings of the beaches was determined and its relationship with loss or gain of beach area between 2001 and 2019 was verified. In chapter 2, the types and degrees of impact were characterized in each beach and its influences on benthic macrofauna were verified. The beaches protected from the action of waves showed a higher rate of urbanization in their surroundings and no temporal pattern was found for the increase or decrease in the beaches area. Exposed beaches showed a greater variation in the beach area range, due to the greater dynamism of the erosion-accretion processes. The greatest loss of beach area found (Dois Rios, 39%) was not related to the urbanization in the surroundings, demonstrating the importance of geographic location and oceanographic factors for the sediment budget. The highest density of organisms was verified on the most impacted beach (Anil), demonstrating that the general density isolated is not a good indicator to assess beach health. However, for beaches exposed to wave action, the density of the isopod *Excironala braziliensis* followed a gradient of environmental quality, which points to this species as a good indicator of environmental health of the exposed beaches evaluated. From the densities of *E. braziliensis* and its relationship with the descriptors of human activities, it was possible to indicate priority beaches for conservation, which can help guide future urban plans.

Keywords: Coastal urbanization. Invertebrates. Beach edge. Anthropic impacts. Ecology of Sandy Beaches

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Área de estudo	17
Figura 2 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Lopes Mendes	26
Figura 3 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Palmas	26
Figura 4 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Aventureiro	26
Figura 5 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Dois Rios	27
Figura 6 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Leste	27
Figura 7 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Abraão	27
Figura 8 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Anil.....	28
Figura 9 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Biscaia	28
Figura 10 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Colégio Naval	28
Figura 11 –	Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na Praia Grande.....	29
Figura 12 –	Proporção de área urbanizada na Orla Marítima	30
Figura 13 –	Parâmetros físicos analisados em praias expostas da BIG em 2012 e 2019	31
Figura 14 –	Imagens das espécies identificadas	48
Figura 15 –	Regressão linear para densidade de <i>Exciorolana braziliensis</i> em função do IU	52
Figura 16 –	Regressão linear para densidade geral de organismos em função do IU	53
Figura 17 –	Regressão linear para densidade geral de organismos em função do PAR-P	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Diferenças físicas temporais nas medidas das praias	25
Tabela 2 –	Análise de correlação de Pearson entre área construída da Orla Marítima e medidas de extensão de praia	29
Tabela 3 –	Quantidade de domicílios por setores de censitários (IBGE) no entorno das praias	33
Tabela 4 –	Riqueza taxonômica por grandes grupos (crustáceos, moluscos, insetos e poliquetas	49
Tabela 5 –	Parâmetros ambientais obtidos para as praias	50
Tabela 6 –	Parâmetros do Índice de Urbanização (IU)	51
Tabela 7 –	Parâmetros do Protocolo de Avaliação Rápida para Praias	51
Tabela 8 –	Modelo de regressão linear e correlação de Spearman (ρ) para a relação entre densidades de <i>Excirolana braziliensis</i> e Índice de Urbanização	52
Tabela 9 –	Modelo de regressão linear e correlação de Spearman (ρ) para a relação entre densidades de <i>Excirolana braziliensis</i> e Índice de Urbanização para praias expostas	53
Tabela 10 –	Modelos Lineares Mistros Generalizados	55
Tabela 11 –	Coefficientes médios dos modelos e importância de cada preditor	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BIG	Baía da Ilha Grande
OM	Orla Marítima
IU	Índice de Urbanização
PAR-P	Protocolo de Avaliação Rápida para Praias
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
BI	<i>Beach Index</i>
BA	<i>Beach Area</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	13
2	ÁREA DE ESTUDO	16
3	MUDANÇAS FÍSICAS E EXPANSÃO URBANA EM PRAIAS ARENOSAS NO ENTORNO DA BAÍA DA ILHA GRANDE (RJ)	18
3.1	Introdução	18
3.2	Material e métodos	20
3.2.1	<u>Técnicas de geoprocessamento</u>	20
3.2.1.1	Expansão urbana	20
3.2.1.2	Largura e comprimento das praias	21
3.2.1.3	Área de superfície arenosa	21
3.2.2	<u>Variações temporais nos parâmetros físicos das praias expostas</u>	21
3.2.3	<u>Análise de dados</u>	22
3.3	Resultados	24
3.4	Discussão	32
4	IMPACTOS ANTRÓPICOS E RESPOSTAS DA MACROFAUNA BENTÔNICA À URBANIZAÇÃO EM PRAIAS ARENOSAS NA BAÍA DA ILHA GRANDE (RIO DE JANEIRO - RJ)]	38
4.1	Introdução	38
4.2	Material e métodos	41
4.2.1	<u>Procedimentos de amostragem</u>	41
4.2.2	<u>Indicadores de pressões antrópicas</u>	41
4.2.3	<u>Procedimentos de laboratório</u>	45
4.2.3.1	Macrofauna bentônica	45
4.2.3.2	Granulometria e teor de matéria orgânica	45
4.2.3.3	Índice de praia (<i>Beach Index</i>)	45
4.2.4	<u>Descritores ecológicos e análise de dados</u>	46
4.3	Resultados	48
4.4	Discussão	57
5	CONCLUSÃO GERAL	61
	REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO GERAL

As praias arenosas são ecossistemas de alto valor socioeconômico, relacionado aos serviços recreacionais que oferecem, como espaço para banho de sol, prática de esportes e comércio (FLAYOU et al., 2021). A elevada frequência por pessoas está associada à impactos antrópicos diretos, como pisoteio e acúmulo de resíduos sólidos, que podem provocar alterações na macrofauna bentônica (SCHLACHER et al., 2007; COSTA et al., 2019; LAVERS et al.; 2021). Fatores como exploração de recursos minerais e modificações físicas urbanas nos espaços costeiros adjacentes às praias, como atividades de engenharia costeira, construção de estruturas rígidas e blindagem costeira, também são estressores diretos ao ecossistema, provocando impactos ambientais (MCLACHLAN & DEFEO, 2018; JARAMILO et al., 2020). No Brasil, a resolução CONAMA 001/86 define impacto ambiental como:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais.”

A localização da praia e a urbanização em seu entorno são fatores importantes para a promoção e ocorrência de diversos impactos (ARAGONÉS et al., 2016). Desenvolvimento e construção de estruturas que modificam a paisagem e os processos geomorfológicos como molhes, espigões, quebra-mares e blindagem costeira (MUEHE, 2005, 2018), pisoteio por pessoas (VELOSO et al., 2006; REIS E RIZZO, 2019), tráfego de veículos (COSTA et al., 2020), atividades de mineração e engordamento de praia (RODIL et al., 2016), pavimentação e descaracterização de dunas e restingas por avenidas, calçadões e construções para moradia (PONTEE, 2013; COSTA, 2017) são alguns exemplos de impactos ambientais relacionados à atividades locais e regionais nas praias e seu entorno.

A circulação oceânica também atua na dispersão de poluentes, como o lixo marinho (SONAM et al., 2019). Praias são consideradas o principal sumidouro para resíduos sólidos marinhos (MCLACHLAN E DEFEO, 2018), sendo o lixo capaz de se acumular até em praias mais remotas e pristinas (LAVERS E BOND, 2017). Além dos impactos diretos relacionados à sua presença, como ingestão pela biota e alteração nas propriedades físicas do sedimento (CARSON et al., 2011; VON MOSS et al., 2012; TOSETTO et al., 2016; IANNILLI et al.,

2018; LAVERS et al., 2021), resíduos sólidos também atuam como vetores de espécies exóticas (PÓVOA et al., 2021).

A macrofauna bentônica que vive na região entremarés das praias arenosas é composta por diferentes grupos taxonômicos, mas tem moluscos, crustáceos e poliquetas como os táxons mais representativos, e é controlada pelas características físicas do ambiente (VELOSO E NEVES, 2009). Diferentes tipos de praias arenosas ocorrem no mundo e seus fatores físicos são determinados pela localização geográfica, geomorfologia local, ação de ondas, marés e eventos climáticos. As condições de entrada de energia no sistema podem ser identificadas a partir de parâmetros físicos, como tamanho médio do grão e declividade do perfil praiial. A interação de tais fatores determina o estado morfodinâmico de uma praia (MCLACHLAN E DEFEO, 2018).

McLachlan (1980) sugeriu uma caracterização para o estado morfodinâmico de praias baseada em sua exposição à ação de ondas, classificando-as como protegidas ou expostas. Praias protegidas da ação de ondas, normalmente cercadas por ilhas, maciços ou voltadas para o continente, são dominadas por marés e podem apresentar uma importante contribuição de componentes silte/argila. São ambientes mais estáveis que praias expostas e as variações dos fatores físicos são mais limitadas (MCLACHLAN E BROWN, 2006). As praias expostas à ação de ondas, por outro lado, são ambientes de alta energia hidrodinâmica e têm as ondas e correntes como principal agente modificador (MCLACHLAN et al., 1993).

Caraterísticas morfodinâmicas, localização geográfica e grau de visitação por pessoas são fatores importantes para o tipo e incidência de impactos antrópicos aos quais uma praia está sujeita. Praias protegidas da ação de ondas podem ser mais propensas às pressões antrópicas e alterações no entorno, por serem ambientes fisicamente mais estáveis. Além disso, nestas praias, devido ao menor hidrodinamismo e menor circulação e oceânica, poluentes e contaminantes tendem a se acumular por mais tempo que nas praias expostas (MCLACHLAN E DEFEO, 2018).

No Brasil, atividades humanas nas praias e na orla são regulamentadas pelo Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (BRASIL, 1997). O plano traz a definição de Orla Marítima como o arranjo territorial de interação continente-oceano que apresenta maior demanda por intervenções para disciplinar o uso do território – que considera a distância de duzentos metros em direção ao continente, demarcados a partir do limite entre face da praia e mudança de feição fisiográfica ou blindagens antrópicas (BRASIL, 2006).

A Baía da Ilha Grande (BIG) – que abriga em seu entorno e relevo importante remanescente do bioma brasileiro Mata Atlântica, inclui mais de 100 praias arenosas, desde

aquelas consideradas sem modificações ou com poucas modificações antrópicas históricas em seu entorno, e legalmente protegidas, até praias que contam com elevada densidade de construções civis no seu entorno imediato, com forte descaracterização. Sendo assim, os ecossistemas praias da região são influenciados e afetados por ações humanas de formas distintas.

O objetivo deste estudo foi compreender efeitos da pressão antrópica sobre os ecossistemas de praias arenosas, oferecendo uma linha de base para investigações que busquem avaliar praias a partir de metodologias comparativas. Buscou-se entender influência das alterações humanas nos ecossistemas praias da BIG a partir do estudo das interações entre variáveis biológicas e condições ambientais, incluindo as intervenções humanas na linha de costa e adjacências. O estudo é apresentado em dois capítulos. O capítulo 1 teve como objetivo determinar a expansão temporal da malha urbana no entorno imediato das praias. No capítulo 2, caracterizamos os tipos e graus de impactos em cada praia e comparamos a densidade dos principais organismos e a composição das comunidades da macrofauna bentônica entre praias com diferentes pressões antrópicas.

2 ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Ilha Grande (BIG) (22°50'S - 23°20'S e 44°45'O - 44°00'O) está localizada no setor oeste do estado do Rio de Janeiro (figura 1) e tem aproximadamente 1.000 km² de área de entorno, considerando frações continentais e insulares imediatamente adjacentes. Abrangendo o bioma Mata Atlântica, apresenta uma ampla diversidade de ecossistemas marinhos, como costões rochosos, manguezais e praias arenosas. A Ilha Grande delimita a porção marinha da Baía, sendo a maior ilha do estado e sexta maior do Brasil.

Dentro dos limites da Baía, considerando o continente e a Ilha Grande, as praias apresentam diferentes tipo de restrição de acesso. Há praias intangíveis, por estarem inseridas em áreas marinhas legalmente protegidas por Unidades de Conservação (UCs) de proteção integral; praias de acesso e atividades controladas, por estarem inseridas em UCs de uso sustentável ou localizadas em áreas militares, com acesso somente a pessoas autorizadas; e praias sem qualquer tipo de restrição e controle de acesso. Para este estudo, foram selecionadas dez praias no entorno da Baía da Ilha Grande, sendo cinco expostas e cinco protegidas da ação de ondas, de acordo com a classificação de exposição às ondas proposta por McLachlan (1980).

Praias expostas: Aventureiro, Dois Rios, Leste, Lopes Mendes e Palmas.

Praias protegidas: Abraão, Anil, Biscaia, Colégio Naval e Praia Grande.

Com exceção de Abraão, todas as praias protegidas estão localizadas no continente, no município de Angra dos Reis. Abraão localiza-se na Ilha Grande, sendo acessível apenas por embarcação. A Vila do Abraão, onde a praia está inserida, é o principal polo turístico e gastronômico da ilha, com estação hidroviária que oferece o serviço de transporte náutico coletivo entre ilha e continente diariamente. Esta região é a principal entrada para a ilha e, a partir da Vila do Abraão, é possível acessar outras praias da ilha por trilhas ou embarcações particulares/turísticas.

Todas as praias expostas estão localizadas na Ilha Grande, com diferentes graus de acessibilidade, por trilha ou embarcações. Leste e Lopes Mendes são praias sem construções nas proximidades. As vilas Aventureiro e Palmas abrigam algumas dezenas de famílias. E vila de Dois Rios apresenta pavimentação rústica desativada e abriga algumas dezenas de famílias.

Quatro Unidades de Conservação protegem os ecossistemas da Ilha Grande, são elas: Área de Proteção Ambiental de Tamoios (INEA, 1982), Parque Estadual da Ilha Grande (INEA, 1971), Reserva de Desenvolvimento Sustentável Marinho do Aventureiro (INEA,

2014) e Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (INEA, 2014). O principal objetivo das UCs é assegurar conservação ambiental e cultural, bem como garantir o sustento de comunidades caiçaras e pesqueiras da localidade.

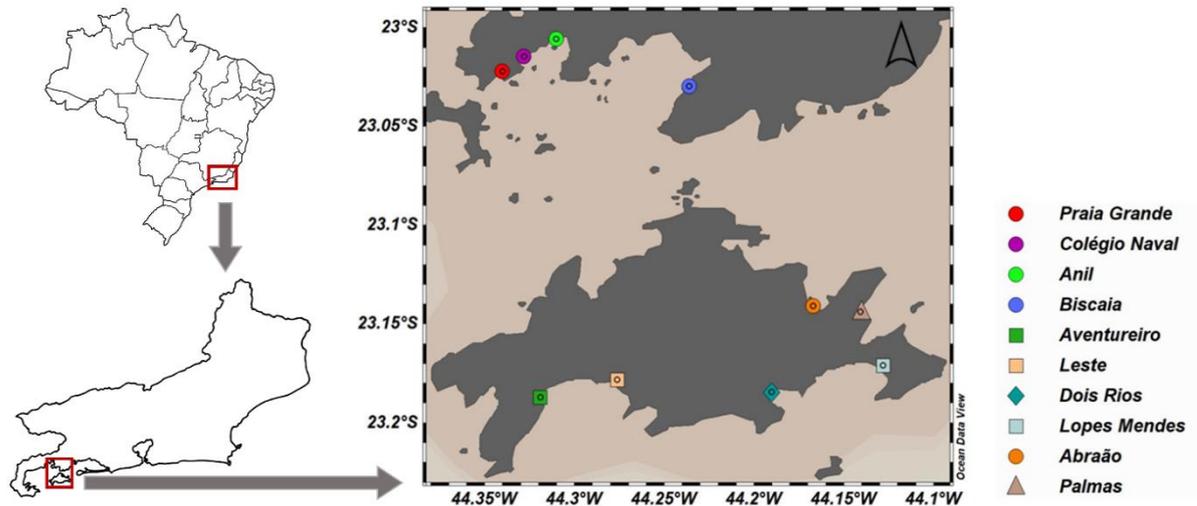


Figura 1 – Área de estudo

Legenda: Brasil com destaque para o estado do Rio de Janeiro e, neste, em destaque a região da Baía da Ilha Grande; à direita, as praias amostradas no presente estudo.

Fonte: A autora, 2021.

3 Mudanças físicas e expansão urbana em praias arenosas no entorno da Baía da Ilha Grande (RJ)

3.1 Introdução

A elevada ocupação do litoral é reflexo direto do aumento mundial das populações humanas e seu espalhamento (UNEP, 2017). A expansão urbana pode ser entendida como o crescimento físico do território urbano, de forma intensiva (uso e ocupação do solo) e extensiva (extensão do tecido urbano), processo que as cidades experimentam desde sua concepção (JAPIASSÚ E LINS, 2014). Nas cidades brasileiras, desde as pequenas litorâneas até as grandes metrópoles, o espaço costeiro tem sofrido crescente processo de urbanização ao longo dos anos (VILLAÇA, 2001; SCHERER et al., 2006; MOURA et al., 2015).

Praias arenosas são sistemas complexos de interação continente-oceano que oferecem serviços ecossistêmicos como proteção contra erosão costeira, ciclagem de nutrientes e recreação, e estão altamente propensas a efeitos adversos da expansão urbana (MENDOZA-GONZÁLEZ et al., 2012; MARTINO E AMOS, 2015; ENRIQUEZ-ACEVEDO et al., 2018). As intervenções antrópicas no sistema praiial impactam as praias em diferentes escalas espaciais e temporais (DEFEO et al., 2009). A expansão urbana no entorno das praias, além da descaracterização ambiental, também é capaz de afetar os parâmetros físicos na face da praia. Mudanças nos parâmetros físicos podem ocorrer por meio de efeitos diretos no balanço sedimentar – relação entre entrada e saída de sedimentos – devido às alterações nos regimes de drenagem de corpos hídricos continentais, que carregam sedimentos para as áreas costeiras, e no estoque de sedimento (MUEHE, 2005).

Praias com balanço sedimentar negativo experimentam processos erosivos e uma consequente redução temporal na largura de trechos da praia, com recuo da linha de costa (MUEHE, 2005; MUEHE, 2018; MENTASCHI et al., 2018). Estudos recentes têm relacionado urbanização e processos erosivos em praias, demonstrando que a urbanização pode ser um dos vetores para perda de área de praia (JIMÉNEZ et al., 2011; ESCUDERO-CASTILLO et al., 2018; DE ANDRADE et al., 2019; DÍAZ-CUEVAS et al., 2020).

O sistema praiial é composto por feições geomorfológicas e fisiográficas que, em conjunto, garantem sua manutenção e resiliência para absorver a energia das ondas

(MCLACHLAN E DEFEO, 2018). De acordo com a classificação de McLachlan e Defeo (2018) e Muehe (2019), três importantes feições compõem a Zona Litorânea Ativa das praias: a zona de surfe, a praia e o *backshore*, sendo a partir desta onde ocorrem as dunas costeiras e restingas. A Zona Litorânea Ativa é extremamente dinâmica e a resposta às variações ambientais determina os parâmetros físicos de distribuição dos grãos de sedimento e declividade do perfil praial, além de oscilações na linha de costa (FANINI et al., 2021).

Imagens de satélite e séries temporais, combinadas às técnicas de sensoriamento remoto e de geoprocessamento, mostram-se como boas ferramentas para avaliar alterações costeiras ao longo do tempo e a expansão urbana no litoral (SILVA E MOREIRA, 2005; FARIAS E MARIA, 2010, HARRIS et al., 2011; BERRY et al., 2014; VOS et al., 2019).

A pergunta norteadora deste estudo é se há alguma relação entre a expansão urbana na no litoral e área de praia. O objetivo do presente foi determinar para dez praias arenosas na Baía da Ilha Grande, no intervalo entre 2001 e 2019, a expansão urbana na Orla Marítima e as principais mudanças temporais na largura e comprimento das praias. Foram testadas as hipóteses: (1) praias mais urbanizadas tiveram maior variação temporal na largura e comprimento; e (2) praias expostas, mais instáveis, apresentaram maiores variações temporais em características morfodinâmicas (refletidas em tamanho médio do grão e declividade do perfil praial) e na área de praia.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Técnicas de geoprocessamento

A determinação das mudanças temporais na área das praias e da expansão urbana na Orla Marítima foi realizada por meio de técnicas de geoprocessamento para as praias: Lopes Mendes, Palmas, Aventureiro, Dois Rios, Leste, Abraão, Anil, Biscaia, Colégio Naval e Praia Grande. Imagens de satélite referentes a dias de maré de quadratura, para garantir menores oscilações na amplitude de maré (ABUDE E SOUZA, 2020), foram obtidas no *Google Earth PRO*® para as dez praias, para os anos 2001 (primeiro ano disponível), 2012 (ano que coincide com levantamentos de dados de campo pretéritos para a região estudada) e 2019 (ano em que foram realizadas as amostragens referentes ao presente estudo). A escolha das imagens se baseou na busca por uma imagem que melhor refletisse o padrão observado entre diversas imagens para cada praia naquele ano. No Software *QGis*, as 30 imagens obtidas foram individualmente georreferenciadas a partir de cinco pontos de controle, que se basearam na identificação visual de objetos nas imagens a demarcação de suas coordenadas a partir do *Google Earth PRO*®. Toda as imagens foram assinadas para o sistema de coordenadas UTM 23S e *datum* WGS 84.

3.2.1.1 Expansão urbana

A expansão urbana foi avaliada no período entre 2001 e 2019. A definição de Orla Marítima seguiu de acordo com proposto no Projeto Orla (BRASIL, 2006). Assim, em cada praia, partir do *software QGis*, a Orla Marítima foi demarcada considerando-se a distância de 200 metros em direção ao continente, a partir da mudança de feição geomorfológica (limite superior da praia). Para cada praia, uma imagem foi utilizada para determinação da expansão urbana nos limites da Orla Marítima. Foram criadas feições (polígonos) sobre os trechos pavimentados e áreas ocupadas por construção civil (SZUSTER et al., 2011). A partir dessas feições, a área urbanizada dentro dos limites da Orla Marítima foi obtida com auxílio da calculadora de campo do *QGis* para cada praia e ano.

3.2.1.2 Largura e comprimento das praias

No *QGis*, a linha de costa foi definida como sendo a diferença visual entre areia seca e molhada, conforme proposto por (BOAK E TURNER, 2005). O comprimento das praias para os três anos observados foi estimado a partir da extensão da linha de costa em metros. A largura média das praias foi calculada a partir da demarcação, em cada imagem, de três transectos ortogonais desde a linha de costa até o limite superior das praias, demarcadas nos extremos e meio das praias.

3.2.1.3 Área de superfície arenosa

A área coberta por sedimentos foi demarcada para cada praia. No *QGis*, feições (polígonos) foram criadas sobre cada imagem, considerando como limites a linha de costa, a demarcação visual entre face da praia e *backshore* e os limites laterais do arco praial, na maioria das vezes delimitados por promontórios rochosos. A área praial foi obtida através das feições criadas, utilizando a calculadora de campo do *QGis*.

3.2.2 Variações temporais nos parâmetros físicos das praias expostas

Nos anos 2012 e 2019, coletas de amostras de sedimento e de declividade do perfil praial foram realizadas nas praias expostas Aventureiro, Dois Rios, Leste, Lopes Mendes e Palmas. Os dados de 2012 foram obtidos por intermédio do Laboratório de Ecologia Marinha da UNIRIO, que realizou amostragem e os possuem armazenados em banco de dados. Todas as coletas obedeceram ao mesmo procedimento metodológico. Em cada praia, foi demarcado um transecto central e cada transecto foi dividido em 10 níveis equidistantes, desde a linha d'água (área de espraiamento) até o limite superior da face arenosa (supralitoral). Em cada nível, amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio de um amostrador cilíndrico de 5 cm de diâmetro a uma profundidade de 15 cm para análise granulométrica. A declividade da face da praia foi determinada pela diferença de altura entre o supralitoral e a linha d'água,

utilizando o método de balizas (EMERY, 1961). Em laboratório, a partir da metodologia de Suguio (1973), foi realizada a análise granulométrica e os sedimentos foram classificados segundo Folk e Ward (1957) para o tamanho médio do grão em unidades de ϕ , com uma observação para cada ano de estudo.

A partir dos dados referentes a tamanho médio do grão e declividade, foram calculados o *Beach Index* (BI) e o *Beach Area* (BA) através das seguintes fórmulas:

$$BI = \text{Log}_{10}((1+\phi * \text{amplitude de maré})/\text{declividade})$$

$$BA = (\text{amplitude de maré}/\text{declividade})$$

A amplitude de maré foi obtida a partir do site da Marinha do Brasil para a estação do Porto de Angra dos Reis (DHN, 2019).

3.2.3 Análise de dados

Para minimização de valores extremos, foram obtidos os valores de *log* para as variáveis área de praia, largura média e comprimento das praias e área construída na orla marítima. Em seguida, realizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO E WILK, 1965). Apenas a variável correspondente à área construída na orla marítima demonstrou distribuição normal dos dados, para a qual foram realizados testes paramétricos. Testes não-paramétricos foram realizados para as outras variáveis. Diferenças temporais para área, largura média e comprimento das praias foram identificadas através de comparação entre os três períodos e verificadas pelo teste de Kruskal-Wallis (KRUSKAL E WALLIS, 1952) e pelo teste de Dunn *a posteriori* (DUNN, 1964) para identificação de diferenças significativas, para o conjunto de todas as praias e separadas por grupos (expostas e protegidas). Para cada praia individualmente, foi avaliada a diferença temporal para a largura de praia, utilizando como unidades amostrais os transectos de distância entre linha d'água e limite superior da praia, também através de Kruskal-Wallis e teste de Dunn *a posteriori*.

A expansão urbana sobre a Orla Marítima foi obtida em valores percentuais para cada praia e ano, de forma a facilitar a compreensão do crescimento extensivo do território urbano. A partir desses valores, foram obtidas as taxas temporais e espaciais de expansão urbana. Uma Análise de Variância (ANOVA) bifatorial (KAUFMANN E SCHERING, 2014) considerando praias e períodos, foi realizada para verificar diferenças temporais entre a densidade de construções na Orla Marítima de cada praia. Oscilações na largura das praias

foram identificadas a partir da variação na posição da linha de costa e do limite superior (mudança de feição fisiográfica) e foram quantitativamente comparadas à expansão urbana no entorno. Foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson (r) (FILHO E JÚNIOR, 2009) para avaliar a relação temporal entre expansão da área pavimentada na Orla Marítima e área arenosa.

Comparou-se a amplitude, coeficiente e taxa de variação temporal na área arenosa e na área urbana entre praias expostas e protegidas. O teste T foi utilizado para identificar diferenças entre as taxas de crescimento urbano entre os períodos 2001-2012 e 2012-2019. Para as praias expostas, foram identificadas as possíveis relações entre percentual de urbanização na Orla Marítima e variações nos parâmetros físicos das praias (tamanho médio do grão e declividade).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no Microsoft Excel (2016) e *software* R (R Development Core Team, 2020), neste último com suporte dos pacotes: dplyr (WICKHAM et al., 2021) e FSA (OGLE et al., 2021).

3.3 Resultados

A área de todas as praias variou entre os três os períodos avaliados, assim como largura média e comprimento. Conforme observado na Tabela 1, na praia de Dois Rios, a redução foi constatada entre 2012 e 2019, com aproximadamente 56% de redução na faixa de areia. Na praia de Lopes Mendes foi observado o maior aumento de área de praia, sendo 68% de 2001 para 2019; o aumento mais expressivo ocorreu no período entre 2012 e 2019 (96%). Aventureiro, Leste e Anil exibiram aumento progressivo entre os três anos avaliados, com 60%, 32% e 14% de ganho total entre 2001 e 2019, respectivamente. Diferenças nulas ou de baixo percentual entre os extremos 2001 e 2019 foram observadas para Palmas (1%), Biscaia (6%) e Praia Grande (8%). A praia do Colégio Naval perdeu 63% de superfície arenosa de 2001 para 2012 e praticamente manteve-se estável para 2019; em Abraão, o oposto foi observado, com aumento de 14,5% entre 2001 e 2019. As figuras 1 a 10 demonstram a área arenosa de cada praia entre os períodos avaliados.

O teste de Kruskal-Wallis não revelou diferenças temporais significativas para área ($\chi^2 = 0,07$; $p = 0,96$, 2G.L, $N = 30$) e comprimento ($\chi^2 = 0$; $p = 1$). Para a largura dos transectos, apenas a praia de Dois Rios apresentou variação temporal significativa ($\chi^2 = 6,48$, $p = 0,03$), com aumento na distância dos transectos entre 2001 e 2012 e redução entre 2012 e 2019. O teste de Dunn *a posteriori*, evidenciou que a maior diferença entre a distância dos transectos para Dois Rios foi entre 2001 e 2012 (P-ajustado = 0,03).

Não foi constatado um padrão temporal para o aumento ou diminuição da área das praias, tendo sido registradas oscilações entre ganho e perda de área para algumas praias. Praias expostas apresentaram maior amplitude de variação e coeficiente de variação (29% de variação para expostas entre 2001 e 2019 e 14% para protegidas entre 2001 e 2019) na área arenosa do que as praias protegidas.

Tabela 1 - Diferenças físicas temporais nas medidas das praias

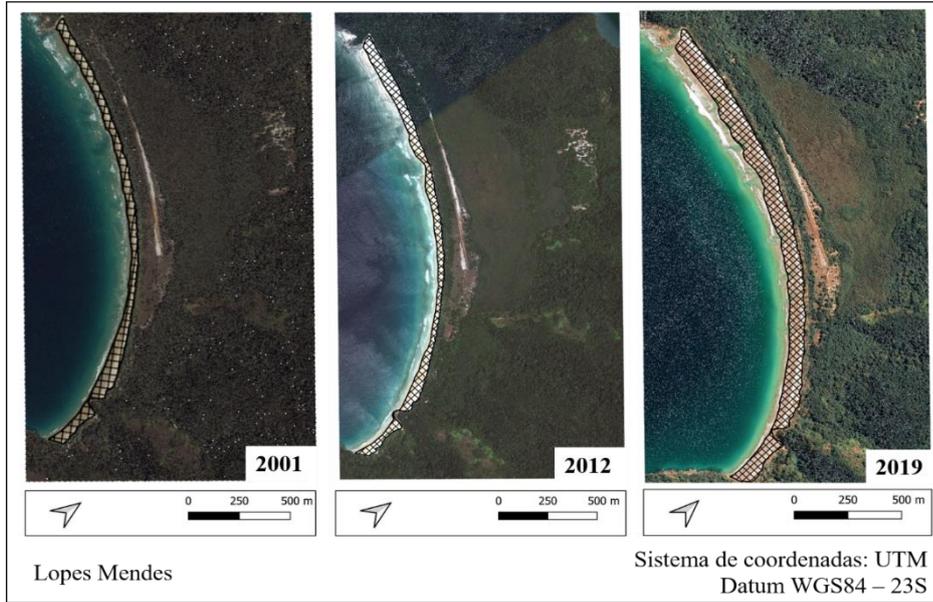
Praia	Área				Comprimento				Largura Média			
	2001 (m ²)	2001 2012	2012 2019	2001 2019	2001 (m)	2001 2012	2012 2019	2001 2019	2001 (m)	2001 2012	2012 2019	2001 2019
L. Mendes	113928	-13,8%	96,00%	68,93%	2483	-4,43%	-0,56%	5%	60,46	-9,85%	55,38%	40%
Palmas	9974	2,7%	-3,57%	-0,1%	592	0,95%	0,65%	1,6%	21,03	-11,78%	-1,2%	-12,83%
Aventureiro	16037	54,3%	3,65%	60%	422	1,1%	0,45%	1,55%	34,71	55,7%	10,71%	72,36%
Dois Rios	73505	38,03%	-56,11%	39,42%	1327	-7,6%	9,6%	1,26%	31,21	101%	-75,7%	-51,17%
Leste	63686	7,45%	23,23%	32,42%	1692	1%	0,36%	1,32%	41,45	-18,7%	42,45%	15,82%
Abraão	32369	-8,17%	24,70%	14,47%	1373	-15,75%	11,35%	-6,2%	28,32	9,6%	11,34%	22,02%
Anil	22756	6,25%	7,30%	14,01%	405	-0,3%	-0,54%	-0,81%	68,44	5,52%	-13,31%	-8,52%
Biscaia	6837	-1,6%	-4,45%	-6%	527	0,3%	-1,52%	-1,25%	13,20	2%	0,33%	2,31%
C. Naval	5385	62,73%	-1,54%	60,22%	360	21,25%	1,14%	22,63%	16,10	28%	9,81%	40,45%
P. Grande	9285	-14,3%	7,11%	-8,18%	530	-7,27%	-5,17%	-12,07%	23,45	-13,32%	12,82%	-2,21%

Legenda: L. Mendes: Lopes Mendes; C. Naval: Colégio Naval. Área foi obtida através de feições poligonais traçadas em ambiente SIG. Largura média foi obtida através da distância de três transectos demarcados nos extremos e meio da praia, desde a linha d'água até o limite superior da face arenosa, também em ambiente SIG.

Fonte: A autora, 2021.

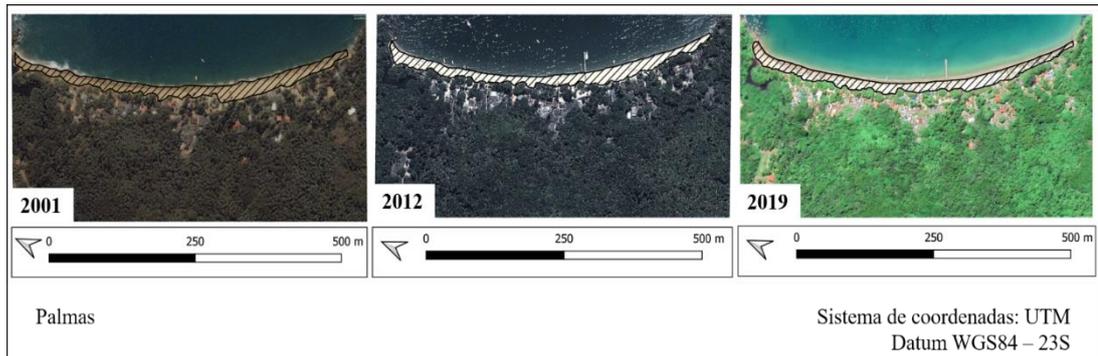
[Digite aqui]

Figura 2 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Lopes Mendes



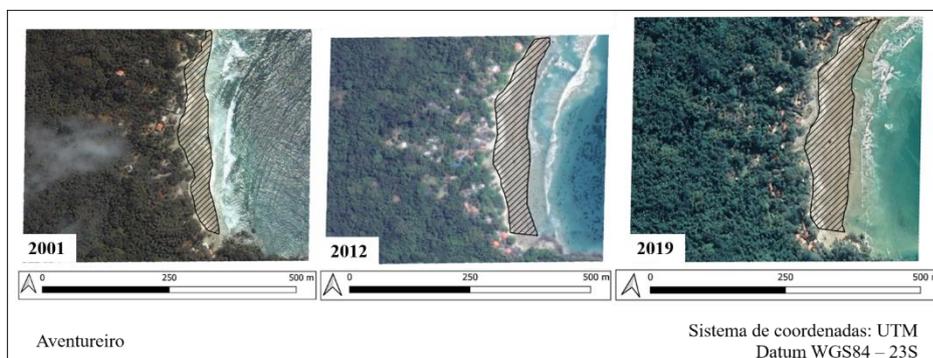
Fonte: A autora, 2021.

Figura 3 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Palmas



Fonte: A autora 2021.

Figura 4 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Aventureiro



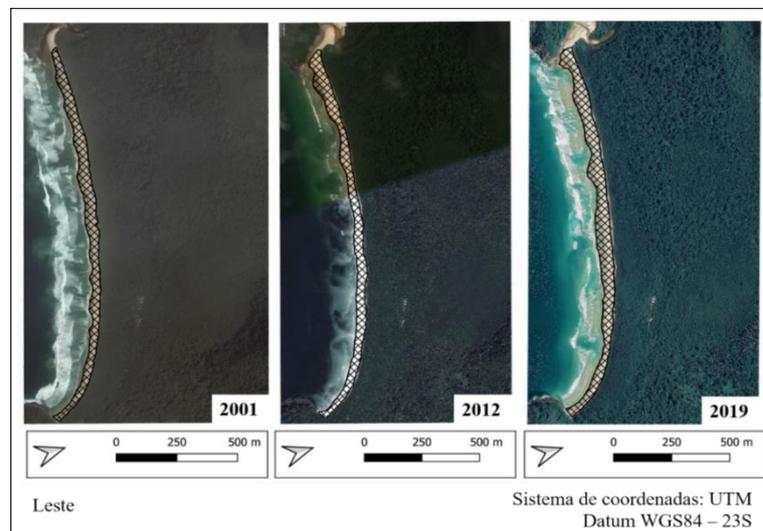
Fonte: A autora, 2021.

Figura 5 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Dois Rios



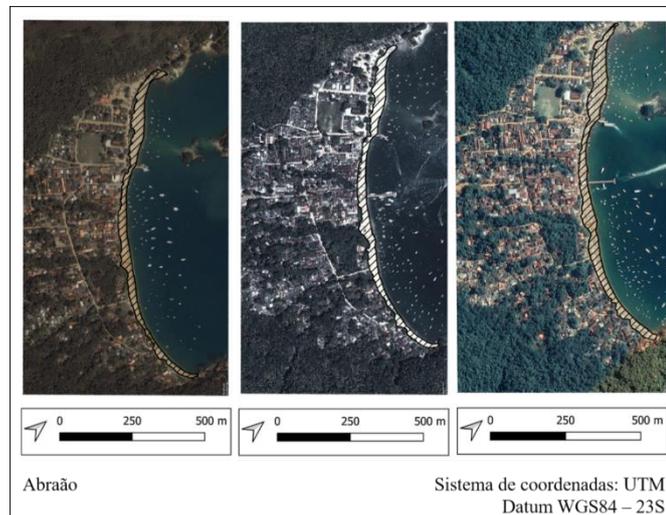
Fonte: A autora, 2021.

Figura 6 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia Leste



Fonte: A autora, 2021.

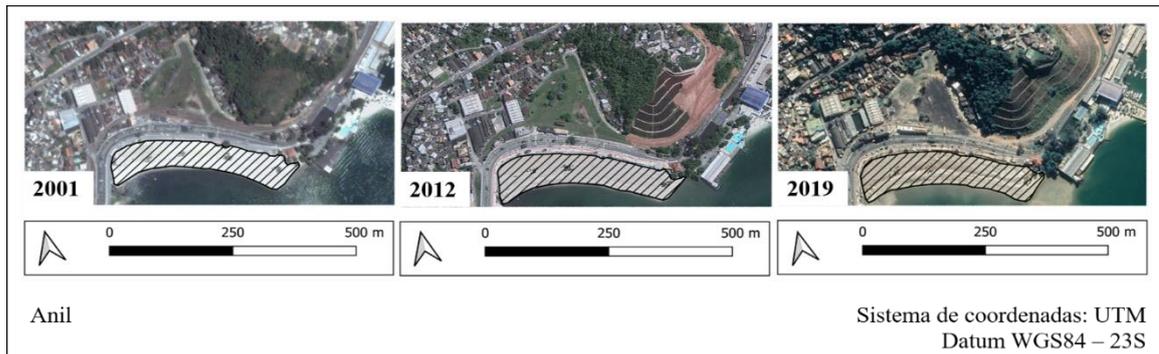
Figura 7 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Abraão



Fonte: A autora, 2021.

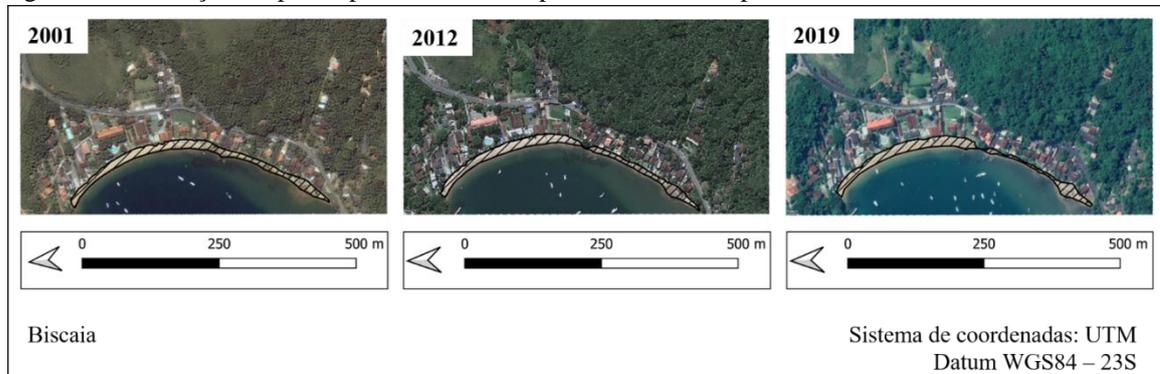
[Digite aqui]

Figura 8 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia do Anil



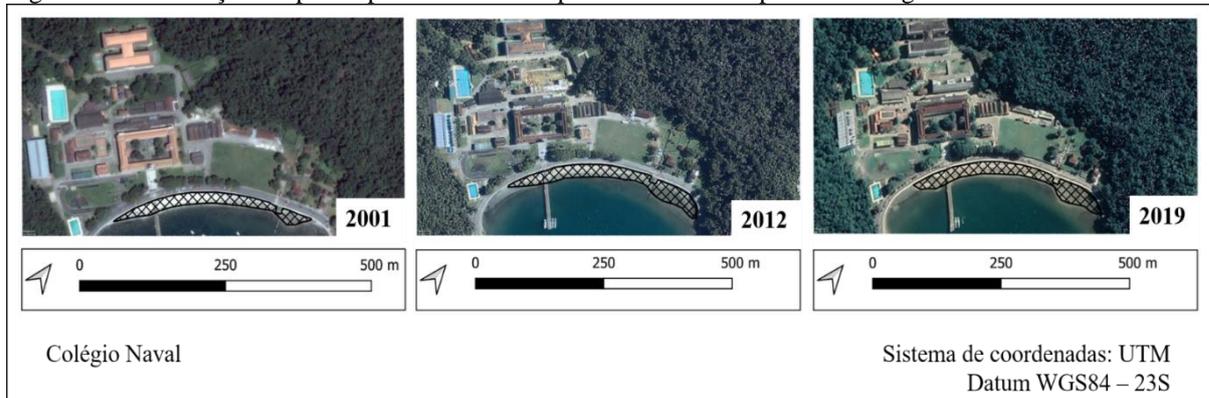
Fonte: A autora, 2021.

Figura 9 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Biscaia



Fonte: A autora, 2021.

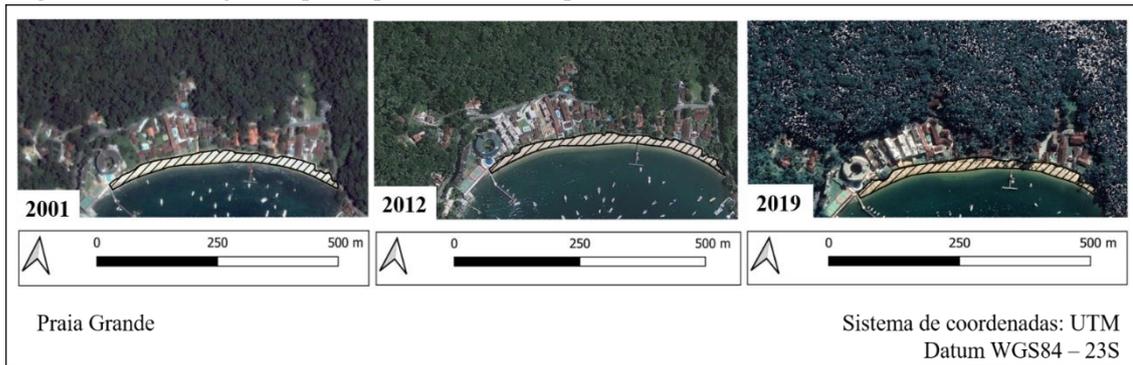
Figura 10 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na praia de Colégio Naval



Fonte: A autora, 2021.

[Digite aqui]

Figura 11 - Diferenças temporais para área coberta por sedimentos na Praia Grande



Fonte: A autora, 2021.

As praias Leste e Lopes Mendes não apresentaram construções em seu entorno para nenhum dos anos observados. Para Dois Rios e Colégio Naval, não foram observadas diferenças temporais para alterações na Orla Marítima. Para as demais praias, houve crescimento extensivo temporal do território urbano nos limites da Orla Marítima (figura 11). Entretanto, de acordo com a ANOVA, a densidade de construções não apresentou diferenças temporais significativas entre os períodos avaliados (p -valor $>0,7$). A expansão urbana na Orla Marítima não expressou relações quantitativas com a área arenosa, e o teste de correlação de Pearson não identificou correlações estatisticamente significativas entre a expansão urbana na Orla Marítima e mudanças temporais da largura média e comprimento de área arenosa. Para área, foi observada uma fraca correlação (Tabela 2).

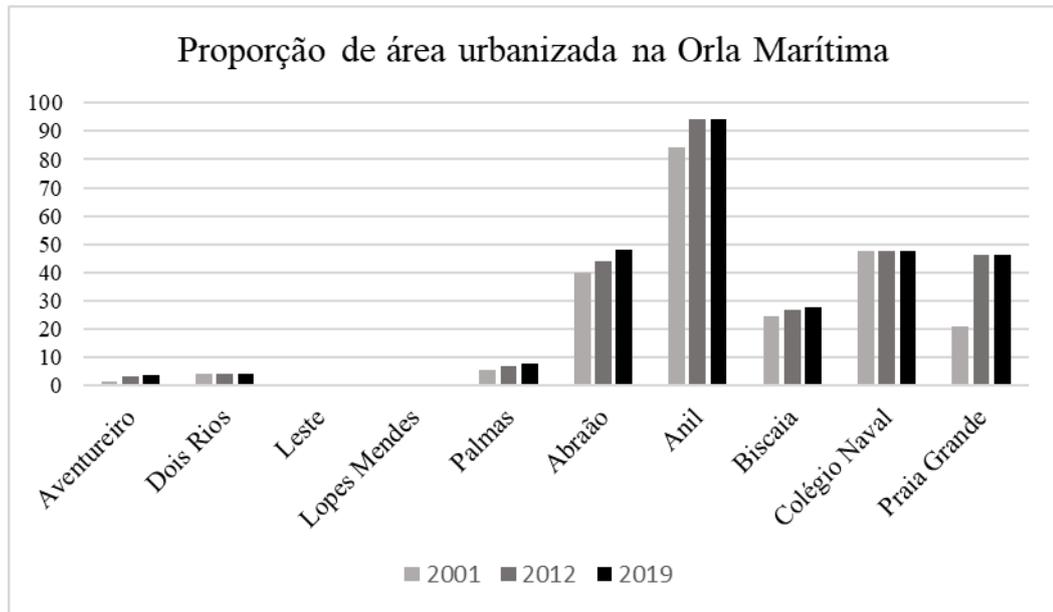
Tabela 2 - Análise de correlação de Pearson entre área construída da Orla Marítima e medidas de extensão de praia

	r	Graus de liberdade	p-valor
Área	-0,356	28	0,052
Largura	0,051	28	0,786
Comprimento	-0,343	28	0,063

Legenda: r: Coeficiente de correlação de Pearson.

Fonte: A autora, 2021.

Figura 12 - Proporção de área urbanizada na Orla Marítima



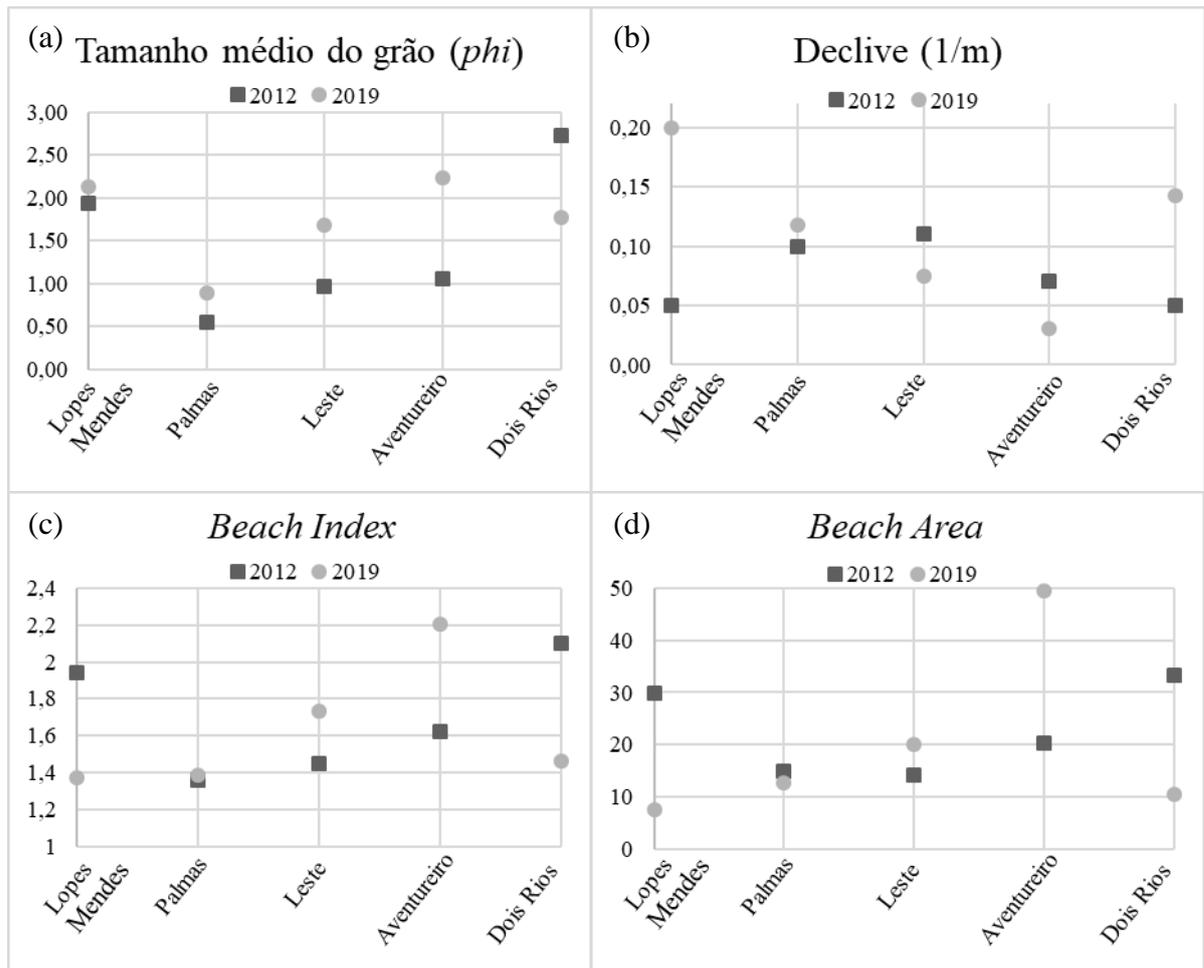
Fonte: A autora, 2021.

Os parâmetros físicos de tamanho médio de grão e declividade e os índices de morfodinamismo de praia (*Beach Index* e *Beach Area*), avaliados somente para as praias expostas, apresentaram diferenças temporais entre 2012 e 2019, conforme figura 12. Dois Rios foi a única praia que apresentou aumento no tamanho médio do grão, além da maior amplitude de variação para o *Beach Index*.

Foi observada uma relação quantitativa inversamente proporcional para área arenosa e tamanho do grão, exceto para Palmas. A relação oposta foi observada para redução de área de praia em Dois Rios, que teve um expressivo aumento no tamanho médio do grão. Em todas as outras praias, o tamanho médio do grão diminuiu entre 2012 e 2019. Para a declividade, nenhum padrão temporal foi constatado em relação à área de praia.

Com exceção de Lopes Mendes, foi constatada uma relação diretamente proporcional entre *Beach Index* e área arenosa, com aumento deste índice sendo observado nas praias em que se registrou aumento de área. A maior amplitude de variação para *Beach Index* e *Beach Area* foi constatada na praia de Dois Rios, com maior redução de *Beach Area*, o que corrobora com a redução de área arenosa nesta praia. Em Lopes Mendes, também se observou diminuição expressiva do *Beach Area*, porém aumento de área arenosa.

Figura 13 - Parâmetros físicos analisados em praias expostas da BIG em 2012 e 2019



Fonte: A autora, 2021.

3.4 Discussão

A variação temporal na área arenosa das praias não revelou nenhum padrão geral. Porém, maiores taxas de variação puderam ser constatadas no período entre 2012 e 2019 para as praias expostas, enquanto para as praias protegidas, as menores variações foram observadas entre 2001 e 2012. A maior dispersão temporal de área para as praias expostas pode ser explicada pela grande variação de área observada nas praias de Dois Rios e Lopes Mendes, enquanto praias como Leste e Palmas tiveram uma variação pouco representativa. As praias protegidas tiveram mudanças de área pouco representativas para os anos avaliados. Uma maior estabilidade para praias protegidas e abrigadas também foi verificada por Baptista et al. (2019) e Silva et al., (2020), que avaliaram características físicas de algumas praias da BIG.

As oscilações de ganho e perda de área observadas sem Lopes Mendes podem ser explicadas pelas rápidas mudanças que a praia sofre decorrentes de alterações nas condições hidrodinâmicas, como avaliado por Silva e colaboradores (2020). O estudo de Silva (2020), que caracterizou a susceptibilidade de algumas praias da BIG às ondas de tempestades, definiu Lopes Mendes com uma dinâmica acentuada, bastante propensa às condicionantes oceanográficas, e diferente ao longo dos trechos da praia. No mesmo estudo, Dois Rios foi caracterizada como uma praia com condições de mar variáveis e dinâmica moderada, indicando maior retirada e remobilização de sedimentos da praia para a face litorânea em eventos de tempestade e de aumento médio na energia das ondas. Nesta praia, ondas de grande energia alcançam a pós-praia, remobilizando sedimentos e reduzindo a área de face arenosa.

A ocupação urbana no entorno das praias desde 2001 evidenciou que elas têm experimentado processos de expansão urbana extensiva em seu entorno, e que acompanhou o aumento na densidade populacional no município de Angra dos Reis, onde localiza-se a Baía da Ilha Grande. De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a densidade demográfica no município aumentou consideravelmente entre 2000 e 2019, sendo: 2000 – 119 mil habitantes (IBGE 2000); 2010 – 160 mil habitantes (IBGE 2010); e 2019 – 258 mil habitantes (IBGE Cidades, 2019). Os resultados indicam que algumas praias com entorno já severamente urbanizados, e que atingiram certo grau de saturação em 2012, não apresentaram novas extensões urbanas e pavimentação em 2019, o que pode ter conduzido à especulação e ocupação de áreas antes não ocupadas (não avaliadas

[Digite aqui]

no presente estudo) (GIANNELLA et al., 2019). A avaliação por setores censitários do IBGE, que se refere a menor observação possível para determinada região, indica que o entorno imediato das praias protegidas apresentou aumento considerável no número de moradores e domicílios (Tabela 3) do ano 2000 para 2010, com exceção da praia do Colégio Naval, que tem o crescimento urbano controlado por estar inserida em área militar. Praia Grande, que registrou taxa de aumento no número de domicílios entre 2000 e 2010 maior que 100%, foi a praia protegida com maior percentual de redução de área de praia entre 2001 e 2012, indicando para esta praia uma possível relação da redução da praia com a descaracterização do *backshore*, que novas construções implicam. Para as praias expostas, não há registros por setores censitários em 2000, porém, em 2010, Aventureiro, Palmas e Lopes Mendes apresentaram registros oficiais de domicílios e moradores, com maior taxa de ocupação e moradores em Palmas. Para Dois Rios não foram encontrados registros censitários oficiais nas plataformas digitais. A praia do Leste, por ser UC de proteção integral, não tem moradias no entorno. A comparação e possíveis correlações estatísticas para o crescimento temporal no número de domicílios no entorno das praias para o período abarcado e as praias avaliadas no presente estudo só seria possível com dados de levantamento censitário realizado a partir de 2019, que até o presente estudo não foi realizado. Portanto, devido a esta impossibilidade, esses dados não foram utilizados para a geração de resultados.

Tabela 3 - Quantidade de domicílios por setores de censitários (IBGE) no entorno das praias

Praia	2010	2012	Taxa de variação (%)
Abraão	491	651	32,6
Anil	133	225	69,2
Biscaia	52	74	42,3
Colégio Naval	28	23	-17,8
Praia Grande	37	75	102,7

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2010, 2012

Apesar da ausente correlação estatística entre urbanização no entorno e área de praia, a expansão urbana na Orla Marítima entre 2001 e 2019 pôde ser constatada para a maioria das praias avaliadas no presente estudo, com exceções específicas e pontuais para Leste, Lopes Mendes, Colégio Naval e Dois Rios. As praias Leste e Lopes Mendes, por estarem inseridas em Unidades de Conservação de proteção integral não possuem formas de intervenção urbana em seu entorno. A praia do Colégio Naval está inserida em área militar, com acesso e atividades controladas, e não sofreu novas intervenções antrópicas desde 2001. E o território [Digite aqui]

da Vila de Dois Rios pertence desde 1994 à UERJ e as alterações humanas são controladas e limitadas, não tendo sido observado crescimento extensivo urbano no período avaliado.

Diversas pesquisas têm demonstrado a expansão urbana nas orlas ao redor do mundo no século XXI (AGUILERA et al., 2020; ZHENG et al., 2020; ALPHAN, 2021) e os efeitos podem ser diversos. No presente estudo, utilizamos a largura de praia como um *proxy* para deslocamento da linha de costa e possíveis identificações de eventos erosivos induzidos por alterações antrópicas (MUEHE, 2005, MUEHE, 2018, ABUDE E SOUZA., 2020), porém, as taxas de urbanização no entorno não demonstraram relações estatisticamente significativas com largura e área de praia, que não tiveram qualquer padrão geral definido.

Outros aspectos adversos da urbanização costeira, no entanto, podem ser destacados a partir de nossos resultados, como o aumento temporal no número de áreas pavimentadas e construídas e conseqüentemente o aumento da interferência antrópica nas praias e seu entorno (SMART et al., 2021); a constatação, através das imagens avaliadas, de limites rígidos antrópicos em todas as praias protegidas avaliadas, reduzindo a área de aplainamento a partir da praia (*backshore*) e afetando diretamente a Zona Litorânea Ativa, podendo ser responsável pelo aperto costeiro (*coastal squeeze*) (LITHGOW et al., 2019); e na praia de Palmas e Abraão entre 2001 e 2012, a constatação de novos píeres para embarcações, demonstrando maior tráfego náutico nestas praias. A expansão urbana no entorno das praias pode ter como consequência direta aumento na frequência por pessoas, o que provoca distúrbios provocados por pisoteio, poluição e atividades recreativas (MCLACHLAN E DEFEO, 2018; COSTA et al., 2020).

Com exceção da praia do Anil, todas as praias avaliadas recebem águas de origem terrestre (Comitê de Bacia Hidrográfica da Baía da Ilha Grande). Levantamentos dos setores censitários do IBGE demonstraram que entre 2000 e 2010 as praias protegidas, com exceção de Colégio Naval, tiveram em seu entorno ligeiro aumento no número de esgotamento domiciliar irregular, o que potencializa os efeitos deletérios sobre ecossistemas costeiros (Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - IBGE, 2017). Como todas as praias protegidas são receptoras de efluentes ou águas terrestres, temporalmente, devido à expansão urbana e ao aumento de esgotamento irregular, as praias também sofreram uma intensificação no recebimento de rejeitos humanos. Efeitos adversos de esgoto e água residuais em ecossistemas praias têm sido reportados em estudos recentes, indicando efeitos na compactação dos sedimentos por alteração no volume de aporte de sedimentos finos (BRANDÃO et al., 2020; CÂNDIDO et al., 2020). Águas de drenagem continentais e

[Digite aqui]

terrestres, além de serem condutores de águas residuais, carregam sedimentos terrígenos e biogênicos para os ambientes costeiros e seu fluxo e vazão são determinantes para o transporte de sedimentos (MUEHE, 2001). Assim, urbanização em torno de rios e canais de drenagem afeta diretamente sua vazão pela construção de barragens e aporte de rejeitos de maior densidade que a água, sendo capaz de afetar o balanço sedimentar em praias arenosas que recebem as águas continentais, intensificando eventos erosivos (MUEHE, 2017, DIAS, 2018).

A praia de Dois Rios, que não apresentou taxas de crescimento urbano em seu entorno para o período avaliado, foi a que apresentou maior redução de área de praia, apesar da contribuição do aporte sedimentar de dois canais de drenagem continental desembocando nesta praia. Fatores naturais como o transporte longitudinal devido à circulação de correntes (MUEHE, 2017), a entrada e o clima de ondas, ocorrências de eventos extremos como tempestades e ressacas, e características do grão de sedimento (BERGILLOS et al., 2017; MCLACHLAN E DEFEO, 2018) podem ser responsáveis por mudanças na largura da praia e na posição da linha de costa, além da localização geográfica da praia (THORNTON, 2000).

Praias expostas à ação de ondas são ambientes com maior entrada de energia vinda do mar, e sofrem maior remobilização de sedimentos que praias protegidas (MCLACHLAN, 1980). Em relação às praias expostas (todas localizadas na Ilha Grande), Baptista e colaboradores (2019) caracterizaram a dinâmica das praias da Ilha Grande e as setorizaram em quatro quadrantes. Dois Rios e Lopes Mendes, que estão no mesmo quadrante, mas em posições diferentes de entrada de ondas, no presente estudo, apresentaram dinâmicas de praia expressivamente diferentes, demonstrando que a localização no mesmo quadrante não foi o principal fator para determinar as taxas de perda ou ganho de área arenosa.

Konstantinou et al. (2021) avaliou em praias inglesas que locais de alta energia e com alto grau de exposição permanecem em estado mais erodido após eventos extremos, como tempestades, e entrada de *swell*. Além disso, orientação e exposição da praia podem ter efeito sobre a magnitude de efeitos de tempestade e de condicionantes oceanográficas (BULHÕES et al., 2014). Marins et al. (2020) avaliaram em praias de Santa Catarina que a orientação da praia para a entrada de ondas desempenha importante papel para a manutenção da largura da praia. Na praia de Dois Rios, que apresentou maior mudança temporal em características morfodinâmicas, se aproximando do extremo refletivo, a orientação da praia associada às condicionantes oceanográficas regionais pode justificar a maior perda de área de praia.

[Digite aqui]

A praia do Aventureiro demonstrou o aumento mais expressivo no *Beach Area*, corroborando com o aumento de área arenosa constatado nas imagens de satélite. Esta praia também apresentou redução no tamanho médio do grão e no *Beach Index*, assumindo características menos refletivas e mais dissipativas. Leste, localizada no mesmo quadrante, também apresentou aumento nos índices *Beach Area* e *Beach Index*. Os resultados sugerem que a orientação para entrada de ondas na maioria das praias expostas avaliadas podem ser fatores determinantes e mais importantes que o quadrante de localização e a urbanização no entorno para o balanço sedimentar e consequente largura das praias, corroborando com resultados encontrados por Marins (2020) para praias de Santa Catarina.

Por estarem localizadas no continente e serem de mais fácil acesso à população, com maior facilidade de transporte de material para construções, as praias protegidas apresentaram maior urbanização e maiores taxas temporais de crescimento urbano do que as praias expostas. A estabilidade costeira é fator importante para urbanização de praias (GRABSKI et al., 2015), assim, praias protegidas e de fácil acesso podem ser preferíveis à construção de moradias. No entanto, a urbanização no entorno das praias depende de muitos fatores e varia espacialmente e temporalmente (FILET et al., 2001). A utilização de recursos naturais e qualidade ambiental são importantes atrativos para populações humanas em áreas costeiras. Além disso, planos municipais de urbanização, incentivo à moradia, especulação imobiliária, instalação de empreendimentos nas proximidades e políticas públicas desempenham papel fundamental na transformação e descaracterização do litoral, sendo capazes de conduzir e direcionar a expansão urbana nestas áreas. Além disso, praias protegidas atraem maior preferência de visitantes e demanda turística por urbanização, apesar de menor interesse em atividades recreativas de banho de mar e mergulho (MARRONI E ASMUS, 2005; BORELLI, 2007; SILVA et al., 2009; CORIOLANO et al., 2010; SANTOS, 2018).

Os serviços ecossistêmicos e ambientais oferecidos pelas praias são afetados e reduzidos pela urbanização em seu entorno (ESCUADERO-CASTILLO et al., 2018). Assim, as praias protegidas avaliadas no presente estudo, em que se observa maior descaracterização do sistema praias, apesar de não demonstrarem claras relações entre urbanização e área de praia, estão mais propensas à, temporalmente, terem reduzidos seus serviços ambientais, sobretudo aqueles relacionados à estabilidade costeira, que dependem diretamente das condições de dunas e do *backshore*, intensamente modificados nessas praias (EVERARD et al., 2010).

A morfologia das praias se ajusta às oscilações de condições climáticas e oceanográficas, por isso, é importante a presença de *backshore*, dunas e restingas que não

[Digite aqui]

sejam pavimentados ou antropicamente modificados, a fim de garantir espaço suficiente para aplainamento das praias e evitar o aperto costeiro, garantindo a manutenção deste serviço ambiental (DIAS, 2018). A ocupação humana nesses espaços torna-se uma ameaça à estabilidade costeira devido à descaracterização do sistema, assim como os assentamentos humanos nesses espaços estão ameaçados devido à sua localização, configurando-se um ciclo contínuo de descaracterização, riscos e ameaças, tanto para os ecossistemas praias quanto para os assentamentos humanos.

4 Impactos antrópicos e respostas da macrofauna bentônica à urbanização em praias arenosas na Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro - RJ)

4.1 Introdução

Nas praias arenosas, pelo menos 34 filos de invertebrados marinhos são representados como membros da macrofauna bentônica e as populações da macrofauna bentônica nestes ambientes são predominantemente formadas por poliquetas, moluscos e crustáceos, que constituem mais de 90% das espécies e biomassa (MCLACHLAN E DEFEO, 2018). As comunidades macrobentônicas de praias arenosas são estruturadas por respostas individuais das espécies à características do ambiente físico, como tamanho dos grãos de sedimento, grau de exposição às ondas e declividade do perfil do praial (MCLACHLAN et al., 1993). As características morfodinâmicas desempenham um papel crucial na composição da macrofauna, assim, conhecer os parâmetros físicos de uma praia ajuda na compreensão da comunidade bentônica que ali vive (VELOSO, 2009).

A macrofauna bentônica das praias arenosas é um grupo que tem como principal característica o certo grau de mobilidade, incluindo a capacidade de se enterrar entre os grãos de sedimento (MCLACHLAN E BROWN, 2006). Podem ser considerados membros da macrofauna organismos que medem a partir de 0,3 mm de comprimento (SOARES-GOMES, 2009), sendo sua classificação arbitrária baseada nas classes de tamanho do amostrador/malha, não considerando características funcionais ou taxonomia do grupo.

Nas praias protegidas da ação de ondas, que apresentam condições de correntes de circulação pouco intensas, organismos como poliquetas e moluscos, tendem a ser dominantes (MCLACHLAN E DEFEO, 2018). A menor ação de ondas em praias protegidas proporciona acreção de matéria orgânica e um ambiente mais favorável para as comunidades bentônicas, que tendem a apresentar alta riqueza de espécies, maior densidade de indivíduos e biomassa quando comparadas às praias expostas (DEXTER, 1992). A preferência alimentar das espécies de invertebrados também pode determinar e conduzir o estabelecimento de populações nas praias, de acordo com características dos grãos de sedimento, como tamanho e compactação, que determinam a forma e disponibilidade de alimento (MCLACHLAN E DEFEO, 2018).

[Digite aqui]

Praias expostas ao oceano e à ação de ondas geralmente refletem maior entrada de energia, maior tamanho médio dos grãos de sedimento e maior declividade do perfil. Em geral, quanto maior a entrada de energia no sistema praiial, menor riqueza e densidade de espécies (MCLACHLAN et al., 1993). De forma geral, praias expostas são dominadas por organismos melhor adaptados a viver em condições de maior entrada de energia e agitação, com capacidade de enterramento mais rápido, como os crustáceos (DEXTER, 1983). O estado morfodinâmico e a influência sobre a fauna pode variar entre praias expostas. Neste sentido, McLachlan e Dorvlo (2005) propuseram o *Beach Index* para avaliação do estado morfodinâmico de praias expostas, que é estimado a partir dos parâmetros tamanho médio do grão de sedimento, amplitude de maré e declividade da face da praia, e permite a classificação da praia entre os extremos refletivo ($BI < 1,5$) e dissipativo ($BI > 3,0$), além do estado intermediário.

Além das condições naturais, uma variedade de fatores antrópicos, como pressões por pisoteio, presença de resíduos sólidos, tráfego de veículos e estruturas de apoio náutico, impactam as praias arenosas em diferentes escalas temporais e espaciais, podendo interferir nas respostas individuais das espécies e na composição das comunidades macrobentônicas (COSTA et al., 2020). O aumento demográfico nas áreas costeiras é capaz de intensificar impactos antrópicos em praias arenosas, através do adensamento e transformações urbanas nas praias e seu entorno (LEO et al., 2019; BIANCO E GARCÍA-AYLLÓN, 2021; FANINI et al., 2021).

O Brasil apresenta largas extensões de áreas costeiras ainda preservadas e de elevada biodiversidade, que podem estar propensas à planos urbanísticos e especulação imobiliária nas próximas décadas como consequência da luta por território e da produção do espaço urbano (GIANNELLA et al., 2019). Entender como estas áreas vem sendo afetadas pelo aumento das atividades humanas e da expansão urbana é fundamental para a compreensão dos impactos futuros sobre a diversidade. O importante *hotspot* de biodiversidade que a Baía da Ilha Grande e seus ecossistemas representam para o Estado do Rio de Janeiro (INEA, 2013) encoraja estudos de caracterização ecológica e ambiental em resposta às alterações antrópicas, principalmente devido ao aumento demográfico na região registrado pelas estatísticas públicas brasileiras ao longo das últimas décadas (IBGE, 2000, 2010, 2019). Neste sentido, o presente capítulo buscou investigar a densidade de grupos taxonômicos das comunidades macrobentônicas em praias arenosas da BIG diante de diversos tipos e graus de pressão

humana e variáveis ambientais, como grau de exposição às ondas, tamanho médio de grão, declividade e teor de matéria orgânica.

O objetivo deste estudo foi caracterizar dez praias arenosas na Baía da Ilha Grande de acordo com suas características morfodinâmicas e impactos antrópicos, a fim de avaliar a importância de fatores ambientais e fatores antrópicos na densidade de grupos da macrofauna bentônica. Foi testada a hipótese de que a abundância de espécies indicadoras de qualidade ambiental é afetada negativamente pelos níveis de urbanização.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Procedimentos de amostragem

No outono de 2019, em períodos de baixa-mar de sizígia, 10 praias arenosas na Baía da Ilha Grande foram amostradas: Aventureiro, Dois Rios, Leste, Lopes Mendes, Palmas (expostas), Abraão, Anil, Biscaia, Colégio Naval e Praia Grande (protegidas).

Cada praia teve seu comprimento previamente medido a partir do *Google Earth PRO*® (distância entre limites laterais) e, em campo com o auxílio de um GPS, 5 transectos equidistantes e perpendiculares à linha d'água (T1 a T5) foram demarcados para amostragem da macrofauna bentônica, conforme Cardoso e colaboradores (2016). Em cada transecto, 10 unidades amostrais equidistantes (níveis) e paralelas entre si e à linha d'água foram realizadas para coleta de sedimento, utilizando amostrador metálico de 0,04 m² até uma profundidade de 25 cm com auxílio de uma pá. Os níveis foram numerados de n10 (supralitoral) a n1 (médio litoral inferior).

O sedimento coletado foi lavado em campo através de malha de 0,5 mm de abertura e armazenado em sacos plásticos devidamente etiquetados. Nos transectos centrais (T3), amostras de sedimento foram coletadas nos 10 níveis com o auxílio de um amostrador cilíndrico de 5 cm de diâmetro a uma profundidade de 15 cm para análise granulométrica e aferição do teor de matéria orgânica. A declividade da face da praia foi determinada no transecto central pelo método de balizas (EMERY, 1961) a partir da estimativa da diferença de altura entre o supralitoral e a linha d'água.

4.2.2 Indicadores de pressões antrópicas

A pressão humana foi avaliada a partir do Índice de Urbanização (IU) proposto por González et al. (2014) (quadro 1) e do Protocolo de Avaliação Rápida para praias (PAR-P) (TÔSTO, 2016) (quadro 2), adaptado da versão original. No momento da amostragem, a partir de estimativa visual, cada praia recebeu pontuação para os parâmetros do IU e PAR-P. O parâmetro erosão no entorno, estimado para o PAR-P, foi avaliado a partir de imagens [Digite aqui]

históricas do *Google Earth PRO*® para cada praia. O tipo de limpeza que cada praia recebe foi pesquisado e computado em laboratório.

Quadro 1 - Parâmetros urbanos observados nas praias e seu entorno para pontuação e cálculo do Índice de Urbanização (IU)

Índice de Urbanização			
Parâmetros	0-1	2-3	4-5
(1) Proximidade de centros urbanos	Muitos quilômetros de distância. Sem influência direta	Baixo efeito dos centros urbanos na praia	Centro urbano a poucos metros da praia. Tráfego de veículos, ruído e iluminação urbana
(2) Construções na areia	Sem construções próximas	Edifícios perto da praia, mas não na areia ou nas dunas	Edifícios ocupando a praia ou as dunas
(3) Limpeza da praia	Limpeza não mecanizada	Raramente limpeza mecânica.	Repetidamente mecanizadas
(4) Resíduos sólidos na areia	Presença mínima	Baixos níveis de resíduos sólidos na areia	Alta frequência de resíduos sólidos na areia
(5) Frequência de visitantes	Praia visitada por poucas pessoas e localizada em áreas isoladas	Demanda moderada de uso	Alta demanda de usuários, praia altamente turística
(6) Tráfego de veículos na areia	Sem acesso de veículos à praia	A travessia de veículos não é periódica e nem constante	Vários veículos têm acesso à praia

Fonte: Adaptado de González e colaboradores, 2014.

Quadro 2 - Parâmetros ambientais para pontuação e cálculo do Protocolo de Avaliação Rápida para Praias

Protocolo de Avaliação Rápida para Praias (PAR-P)				
Pontuação	20 - 16	15-11	10-06	05 - 00
Parâmetro	Características			
Cobertura vegetal do entorno	Vegetação presente em toda extensão do entorno imediato à praia	Vegetação presente em 70% a 90% do entorno imediato à praia	Vegetação presente em 50% a 70% do entorno imediato à praia	Vegetação presente em menos de 50% do entorno imediato à praia
Erosão no entorno	Há evidências de erosão em um ponto da área adjacente à praia	Há evidências de erosão em um ponto da área adjacente à praia	Há evidências de erosão em dois pontos da área adjacente à praia	Há evidências de erosão em três ou mais pontos da área adjacente à praia
Valor cênico	Elementos que se destacam pela notória beleza são abundantes e bem preservados	Elementos significativos presentes em menor abundância ou apresentam algum grau de degradação	Elementos significativos presentes em menor abundância e apresentam algum grau de degradação	Elementos significativos ausentes ou estão em avançado estágio de degradação
Estruturas de apoio náutico	Ausentes, ou presente na forma de estruturas abandonadas ou desativadas	Presentes em até dois pontos da praia e podem provocar interferência mínima na dinâmica praia	Presentes em três pontos da praia ou podem provocar interferência significativa na dinâmica praial	Presentes em mais de três pontos da praia e podem provocar interferência significativa na dinâmica praial
Presença de embarcações	Baixa densidade de embarcações, afastadas da área frequentada por banhistas, não há bloqueios na areia, não há abandono de embarcações	Média densidade de embarcações, afastadas da área frequentada por banhistas, não há bloqueios na areia, não há abandono de embarcações	Média densidade de embarcações, próximas da área frequentada por banhistas, ou há bloqueios na areia, ou há abandono de embarcações	Alta densidade de embarcações, próximas da área frequentada por banhistas, há bloqueios na areia, há abandono de embarcações
Aparência da água	Ótima	Boa	Regular	Ruim
Presença de efluentes	Não foram observados efluentes, encanamentos de lançamento direto ou "línguas negras" em toda extensão da praia	Foram observados efluentes ou encanamentos de lançamento direto ou "línguas negras", em um único ponto da praia	Foram observados efluentes, encanamentos de lançamento direto ou "línguas negras", em mais de um único ponto da praia	Foram observados efluentes, encanamentos de lançamento direto e "línguas negras" em um ou mais pontos da praia

Fonte: Tôsto, 2016.

4.2.3 Procedimentos de laboratório

4.2.3.1 Macrofauna bentônica

Em laboratório, as amostras de sedimento referentes à macrofauna bentônica foram triadas para separação e identificação dos organismos em grandes grupos taxonômicos.

4.2.3.2. Granulometria e teor de matéria orgânica

As amostras de sedimento para análise de granulometria e teor de matéria orgânica foram secas em estufa a 70°C por 24 horas. Para a análise granulométrica, aproximadamente 30 g de sedimento de cada amostra foi utilizada, a partir da metodologia de Suguio (1973). Cada amostra foi peneirada em jogo de peneiras acoplado a um agitador mecânico por aproximadamente 60 minutos e o peso em gramas de sedimentos retidos em cada peneira foi registrado e planilhado. A classificação do tamanho médio dos grãos por praia foi realizada segundo Folk e Ward (1957) em unidades de *phi* – menores valores de *phi* representam grãos mais grossos. O teor de matéria orgânica no sedimento foi avaliado segundo Greiser & Faubel (1988) utilizando-se aproximadamente 10 g de sedimento, que foi pesado, queimado em mufla a 600°C durante 4 horas e, após esfriar naturalmente em ambiente hermético, pesado novamente. Os pesos iniciais e finais foram registrados e foi obtido o teor de matéria orgânica no sedimento a partir de porcentagem.

4.2.3.3. Índice de Praia (*Beach index*)

A partir da declividade do perfil praiial, do tamanho médio do grão e da amplitude de maré registrada para cada praia – este último, segundo informações da Marinha do Brasil para a estação do Porto de Angra dos Reis (DHN, 2019) –, o índice de praia *Beach Index* (BI) (McLachlan e Dorvlo, 2005) foi calculado para as praias expostas, como uma estimativa de

seu estado morfodinâmico. De acordo com os autores que propuseram o índice, ele é aplicável somente para praias expostas. O BI foi obtido a partir da fórmula:

$$BI = \text{Log}_{10} ((1 + \phi * \text{amplitude de maré}) / \text{declividade})$$

4.2.4 Descritores ecológicos e análise de dados

Foi obtida a riqueza taxonômica sem levar em consideração as relações filogenéticas recentes, classificando e agregando os organismos em moluscos (filo), crustáceos (subfilo) e poliquetas e inseto (classe). A partir da abundância de organismos, foi obtida a densidade por m² total, densidade por m² dos grandes grupos em cada praia e parâmetros de dominância e equitabilidade (J).

Algumas espécies puderam ser identificadas: o gastrópode *Hastula cinerea* (Born, 1778), o inseto *Phaleria testacea* (Say, 1824) e as espécies indicadoras de qualidade ambiental conhecidas *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Dana, 1853), *Emerita brasiliensis* (Schmitt, 1935) (CARDOSO et al., 2016) e *Exciorolana brasiliensis* (Richardson, 1912) (VELOSO et al., 2011). Para as espécies que indicam qualidade ambiental, foram testadas correlações de Spearman e aplicados modelos lineares entre densidade e variáveis antrópicas; sendo discutidos aspectos quanto a sua possível relação com a qualidade ambiental de praias e características físicas do ambiente.

Foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO E WILK, 1965) para densidade geral e dos grupos taxonômicos e para o teor de matéria orgânica entre as praias. Como os dados não correspondem à uma distribuição normal, o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (KRUSKAL E WALLIS, 1952) e teste de Dunn *a posteriori* (DUNN, 1964) foram utilizados verificar diferenças significativas nas densidades e no teor de matéria orgânica entre as praias. As praias também foram comparadas em relação à pontuação dos IU e PAR-P através do teste t de *Student*. Valores estatisticamente significativos foram considerados em *p-valor* < 0,05. Modelos lineares foram realizados para testar a hipótese de que a densidade por zona (infralitoral: n1-n4; mediolitoral: n5-n7; supralitoral: n8-n10) da praia é influenciada pelo IU e PAR-P.

Testes de correlação de Spearman (ρ) (SPEARMAN, 1904) foram utilizados para investigar relações da densidade de organismos com variáveis ambientais (granulometria,

declividade e teor de matéria orgânica) e com variáveis antrópicas (IU e PAP-P) e modelos lineares simples (univariados) foram realizados para testar a hipótese de que variáveis antrópicas determinam a densidade da macrofauna.

Para investigar a variabilidade na densidade de cada grupo taxonômico em função das variáveis ambientais e antrópicas, modelos lineares mistos generalizados (GLMMs) foram ajustados e selecionados. A densidade de cada grupo da macrofauna (crustáceos, moluscos, poliquetas e inseto) foi a variável resposta, enquanto IU, PAR-P, declividade, tamanho médio do grão e teor de matéria orgânica foram utilizadas como variáveis preditivas. A interação entre as praias foi considerada um intercepto aleatório em cada modelo (BOLKER et al., 2009). As praias foram agrupadas em expostas e protegidas para evitar interpretações enviesadas a respeito de variáveis morfodinâmicas na densidade dos grupos. Para modelar a densidade de cada grupo taxonômico por tipo de praia (expostas ou protegidas) em resposta às variáveis preditivas, foi realizado o modelo GLMM binomial negativo (família: nbinom2), a partir do pacote *glmmTMB* no *software* R (BROOKS et al., 2017). Ao total, foram selecionados modelos para oito variáveis resposta (cada grupo taxonômico em dois grupos de praia). Para inferência dos modelos, foram estimados o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), log de pontuações de verossimilhança (logLik) e pesos de AICc (AICcw) (BURNHAM E ANDERSON, 2002). Dos modelos selecionados (maior AICcw) (Johnson & Omland, 2004), foram obtidos parâmetros de estimativas médias de modelagem, erro padrão e *p*-valor (BURNHAM & ANDERSON, 2002). A importância relativa de cada variável utilizada na modelagem foi calculada como a soma de AICcw sobre todos os modelos em que a variável aparece. Os parâmetros do modelo foram estimados por máxima verossimilhança a partir do pacote “performance” no R (LÜDECKE et al., 2021).

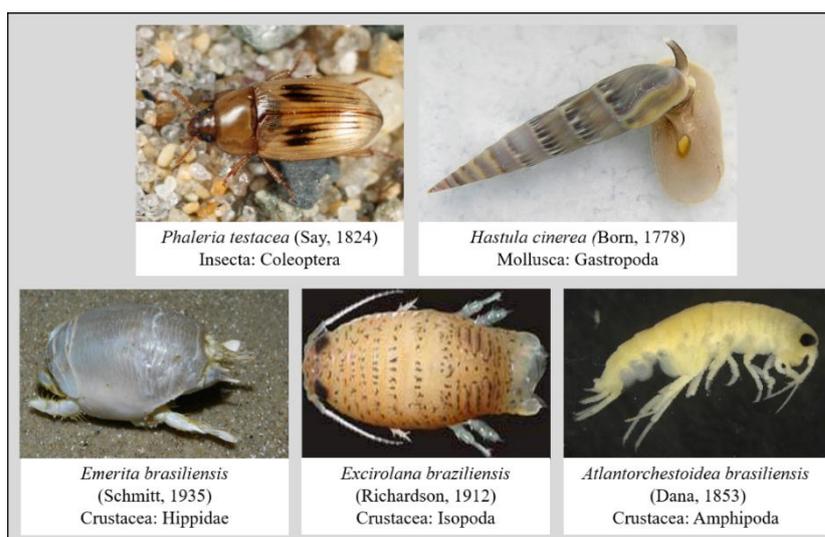
Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R versão 4.0.4 (R Development Core Team, 2021), com suporte dos pacotes: FSA (OGLE et al., 2021), *vegan* (OKSANEN et al., 2016), *tidyverse* (WICKHAM et al., 2019), *qpcR* (ANDREJ-NIKOLAI, 2018), *DHARMa* (HARTIG et al., 2021) e *relaimpo* (GRÖMPING, 2006).

4.3 Resultados

Foram coletados indivíduos de quatro grupos taxonômicos e a maioria das praias registrou ocorrência de todos os grupos. Crustáceos foram o grupo mais frequente (1220 indivíduos), seguidos por moluscos (1026 indivíduos), poliquetas (254 indivíduos) e insetos (45 indivíduos de uma única espécie, *Phaleria testacea*). O crustáceo *Excirolana braziliensis* foi a espécie dominante em todas as praias expostas amostradas, exceto Palmas (Tabela 1). A equitabilidade entre as praias variou de 0,304 em Leste a 0,740 em Abraão.

A maior densidade de organismos foi registrada na praia do Anil (297,5 ind/m²) e a menor, em Abraão (30 ind/m²). As densidades totais e por grandes grupos não variaram significativamente entre as praias e entre os tipos de praia (expostas e protegidas) (p -valor > 0,05). A abundância de crustáceos foi maior nas praias expostas (812 indivíduos) que nas protegidas (408 indivíduos), enquanto moluscos foram mais abundantes em praias protegidas que expostas (804 indivíduos e 172 indivíduos, respectivamente). Poliquetas apresentaram maior abundância em praias protegidas, sendo 190 indivíduos e 64 indivíduos em praias protegidas e expostas, respectivamente. Praias protegidas registraram maiores ocorrências para o inseto *P. testacea* – 31 indivíduos nas protegidas e 14 indivíduos nas expostas. Imagens das espécies identificadas estão representadas na Figura 1.

Figura 14 - Imagens das espécies identificadas



Fonte: A autora, 2021, a partir de imagens de Brad Barnd (2013) (*P. testacea*), Nicolas (2020) (*H. cinerea*), Gustavo Casás (2015) (*E. brasiliensis*), José Riascos (2006) (*E. brasiliensis*) e Laura Weber (2014) (*A. brasiliensis*).

Tabela 4 - Riqueza taxonômica por grandes grupos (crustáceos, moluscos, insetos e poliquetas)

	Praia	Riqueza de táxons	Moluscos	Crustáceos	Insetos	Poliquetas	Densidade (ind./m ²)	Grupo/espécie dominante
Expostas	Lopes Mendes	4	16	244	1	7	134,5	<i>Excirolana braziliensis</i> (Crustáceo)
	Palmas	3	0	15	12	35	31	Poliqueta
	Leste	3	12	341	0	4	178,5	<i>Excirolana braziliensis</i> (Crustáceo)
	Aventureiro	4	58	93	1	1	76,5	<i>Excirolana braziliensis</i> (Crustáceo)
	Dois Rios	4	91	119	0	17	113,5	<i>Excirolana braziliensis</i> (Crustáceo)
Protegidas	Biscaia	4	9	107	5	59	89,5	Poliqueta
	Anil	3	412	177	6	0	297,5	Bivalve (Molusco)
	Colégio Naval	4	361	33	6	63	231,5	Bivalve (Molusco)
	Abraão	4	15	14	1	30	30	Poliqueta
	Praia Grande	4	52	77	13	38	90	<i>Excirolana braziliensis</i> (Crustáceo)

Legenda: Abundância por grupo (total em cada localidade), densidade total (ind./m²) e grupo dominante ou espécies que foram identificadas.

Fonte: A autora, 2021.

A densidade de organismos entre os níveis da praia (entre o supralitoral e a linha d'água) variou significativamente apenas para os níveis 9 e 10 (supralitoral), diferindo de todos os outros (p -valor $< 0,02$). Estes níveis registraram os valores mais baixos de densidade em todas as praias. A densidade por níveis não demonstrou relações estatisticamente significativa com o Índice de Urbanização de cada praia ($R^2 = 0,08$; p -valor = 0,58) e PAR-P ($R^2 = 0,08$; p -valor = 0,64).

Entre as praias expostas, Aventureiro foi a única que se aproximou de um estado morfodinâmico dissipativo (Tabela 2); Leste foi classificada como intermediária; Lopes Mendes, Palmas e Dois Rios foram classificadas como refletivas. O teor de matéria orgânica não variou significativamente entre as praias nem entre os grupos de praia (expostas e protegidas).

Tabela 5 - Parâmetros ambientais obtidos para as praias

Praia	Matéria Orgânica	Tamanho médio do grão (<i>phi</i>)	Declive	Beach Index
Lopes Mendes	0,50	2,12	0,20	1,37
Palmas	0,36	0,89	0,11	1,38
Leste	0,28	1,68	0,07	1,73
Aventureiro	0,48	2,22	0,03	2,20
Dois Rios	1,39	1,77	0,14	1,46
Biscaia	0,74	1,23	0,09	-
Anil	1,01	0,45	0,07	-
Colégio Naval	0,76	1,98	0,09	-
Abraão	0,76	0,74	0,07	-
Praia Grande	0,28	1,09	0,08	-

Legenda: *phi* – unidade de medida para tamanho do grão de sedimento. Maior o grão quanto menor *phi*.

Fonte: A autora, 2021.

Praias protegidas, todas localizadas no continente, exceto Abraão localizada na área mais urbanizada da Ilha Grande, apresentaram maior pontuação no IU e menor no PAR-P, refletindo maior urbanização e maior grau de impactos antrópicos (Tabela 3 e Tabela 4). A diferença nas pontuações entre praias protegidas e expostas foi estatisticamente significativa (resultados do teste t de *Student* - IU: $p = 0,0003$; PAR-P: $p = 0,0005$). Conforme Tabela 4, a presença visível de resíduos sólidos é o principal impacto comum entre as praias, tanto nas expostas como nas protegidas.

Tabela 6 - Parâmetros do Índice de Urbanização (IU) (Gonzáles et al., 2014)

Parâmetro	Lopes Mendes	Palmas	Leste	Avent.	Dois Rios	Bisc.	Anil	Colégio Naval	Abraão	Praia Grande
Proximidade de centros urbanos	1	3	1	2	2	3	5	4	5	4
Construções na areia	0	2	0	3	3	5	5	3	4	5
Limpeza de praia	1	2	0	1	1	3	3	2	2	2
Resíduos sólidos na areia	3	4	4	5	1	5	5	5	4	4
Frequência de visitantes	2	3	0	2	2	5	5	5	5	5
Tráfego de veículos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IU	7	14	5	13	9	21	23	19	20	20

Legenda: Valores mais altos indicam maior grau de impacto. Avent.: Aventureiro; Bisc.: Biscaia

Fonte: A autora, 2021.

Tabela 7 - Parâmetros do Protocolo de Avaliação Rápida para Praias (PAR-P) (Tôsto, 2016)

Parâmetro	Lopes Mendes	Palmas	Leste	Aventureiro	Dois Rios	Biscaia	Anil	Colégio Naval	Abraão	Praia Grande
Cobertura vegetal	20	5	20	8	20	0	3	0	0	0
Erosão no entorno	20	20	20	20	20	5	18	20	20	20
Valor cênico	20	12	20	15	20	8	8	8	10	8
Apoio náutico	20	15	20	15	16	13	8	6	0	6
Embarcações	18	5	20	15	20	2	0	13	0	0
Aparência da água	20	15	20	20	20	15	0	15	6	13
Efluentes	20	20	20	20	20	20	0	13	5	20
PAR-P	138	92	140	113	136	63	37	75	41	67

Legenda: Valores mais baixos indicam maiores graus do impacto

Fonte: A autora, 2021.

As espécies *Atlantlorchestoidea brasiliensis* e *Emerita brasiliensis*, que indicam qualidade ambiental, foram registradas em densidades baixas. A praia do Leste registrou o menor Índice de Urbanização e a maior densidade de *A. brasiliensis*, no entanto, nenhuma correlação significativa foi observada entre as densidades dessas duas espécies bioindicadoras e variáveis antrópicas ou ambientais. *Excirrolana brasiliensis* foi observado em todas as praias, com maior densidade nas praias expostas. Uma forte correlação negativa foi verificada entre

as densidades da espécie e o Índice de Urbanização, com maior densidade em praias menos urbanizadas (Tabela 5) (Figura 2). Uma correlação forte negativa também foi observada para as praias expostas (Tabela 6), mas não para as protegidas. Para as outras espécies identificadas, nenhuma correlação estatisticamente significativa foi observada.

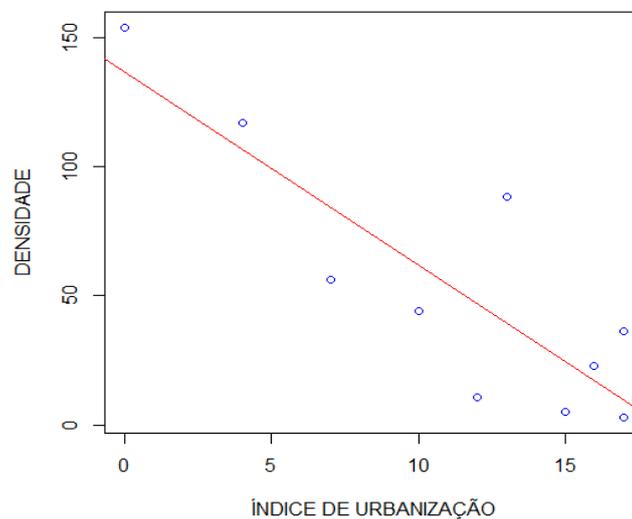
Tabela 8 - Modelo de regressão linear e correlação de Spearman (ρ) para a relação entre densidades de *Excirolana braziliensis* e Índice de Urbanização

R²	R²a	dp	F	p-valor
0,726	0,691	20,109	21,1	0,001
Correlação de Spearman				
Rho (ρ)		p-valor		
-0,772		0,008		

Legenda: R²: R quadrado; R²a.: R quadrado ajustado; dp: desvio padrão.

Fonte: A autora, 2021.

Figura 15 - Regressão linear para densidade de *Excirolana braziliensis* em função do Índice de Urbanização



Legenda: Equação da reta do modelo linear: $y = 156.179 + (-7.469) x$.

Fonte: A autora, 2021.

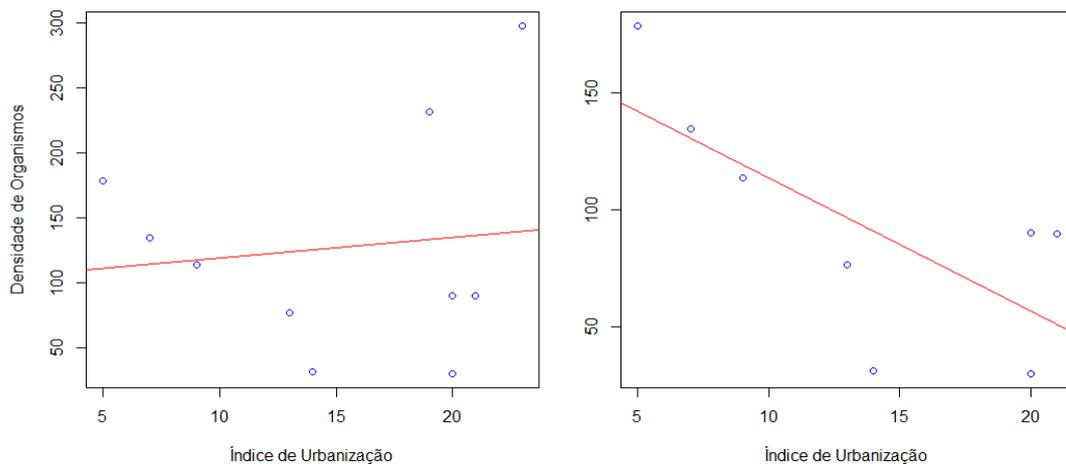
Tabela 9 - Modelo de regressão linear e correlação de Spearman (ρ) para a relação entre densidades de *Excirolana braziliensis* e Índice de Urbanização para praias expostas

R²	R²a	dp	F	p-valor
0,910	0,880	20,109	30,35	0,011
Correlação de Spearman				
Rho (ρ)		p-valor		
-1		0,010		

Legenda: R²: R quadrado; R²a.: R quadrado ajustado; dp: desvio padrão.
Fonte: A autora, 2021.

Para as correlações testadas entre densidade total organismos e IU, PAR-P, teor de matéria orgânica, tamanho médio do grão e declividade, somente foram verificadas correlações significativas para densidade total de organismos com IU e PAR-P, no entanto, a análise de correlação destacou as praias Anil e Colégio Naval como *outliers* (Figura 3 e Figura 4). Anil e Colégio Naval são as praias com maior densidade de organismos em que a relação densidade-urbanização é inverso ao de todas as outras praias. Essas praias foram removidas e a análise foi refeita. Foi identificada uma correlação negativa significativa entre densidade total e Índice de Urbanização ($\rho = -0,85$, p -valor = 0,006) e positiva entre densidade total e o PAR-P ($\rho = 0,69$, p -valor = 0,05).

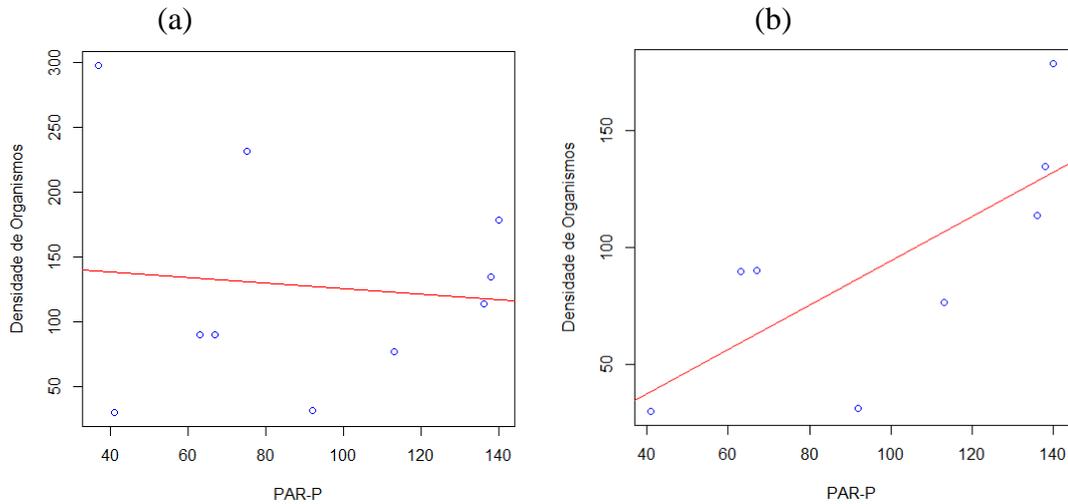
Figura 16 - Regressão linear para densidade geral de organismos em função do Índice de Urbanização



Legenda: (a) com todas as praias: $y=179.968+1.59x$, $R^2=0.01$; (b) sem Anil e Colégio Naval (*outliers*): $y=204.254-5.679x$, $R^2=0.50$.

Fonte: A autora, 2021.

Figura 17 - Regressão linear para densidade geral de organismos em função e PAR-P



Legenda: (a) com todas as praias: $y=221.286-0.214x$, $R^2=0.01$; (b) sem Anil e Colégio Naval (*outliers*): $y=36.985-0.948x$, $R^2=0.53$.

Fonte: A autora, 2021.

Nas análises realizadas a partir dos GLMM, os valores de AICc dos modelos selecionados variaram de 39,21 a 62,41 (Tabela 7); o AICcw, de 0,5 a 1. Parâmetros de estimativa do melhor modelo retido para cada grupo taxonômico por tipo de praia mostraram que para crustáceos de praias expostas, o único modelo estatisticamente significativo foi o composto exclusivamente pela variável PAR-P, assim como para insetos de praias protegidas. Para moluscos de praias protegidas, o modelo composto por IU foi o único estatisticamente significativo. Para poliquetas de praias expostas e crustáceos de praias protegidas, a única variável estatisticamente significativa foi o tamanho médio do grão. Para outros grupos taxonômicos e tipos de praia, nenhum modelo foi considerado estatisticamente significativo (Tabela 8). A importância relativa das variáveis permite identificar que para a densidade de moluscos em praias protegidas, a maior pontuação no IU (maior grau de impacto) foi o preditor mais importante; e para a densidade de crustáceos de praias expostas, a maior pontuação no PAR-P (menor grau de impacto) foi o preditor mais importante.

Tabela 10 - Modelos Lineares Mistros Generalizados

	Melhor modelo	logLik	AICc	Δ AICc	AICcw	R ² m	R ² c
Expostas	Crustáceos						
	PAR-P	-16,28	54,55	0	1	1	0,99
	Poliquetas						
	Tamanho médio do grão	-9,58	41,15	0	1	0,91	0,57
Protegidas	Crustáceos						
	Tamanho médio do grão	-14,77	51,54	0	1	0,99	0,42
	Moluscos						
	Índice de urbanização	-21,21	62,41	0	1	1	0,71
	Insetos						
	PAR-P	-8,61	39,21	0	0,5	0,85	0,51

Legenda: variabilidade na densidade de grupos taxômicos, por tipo de praia, e variáveis ambientais (declividade, tamanho médio do grão e teor de matéria orgânica) e antrópicas (Índice de Urbanização (IU) e Protocolo de Avaliação Rápida para Praias - PAR-P). Melhores modelos selecionados para cada grupo taxonômico. logLik: pontuação log de verossimilhança; AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido; AICcw: pesos de AICc; R²m: R² marginal; R²c: R² condicional.

Fonte: A autora, 2021.

Tabela 11 - Coeficientes médios dos modelos e importância de cada preditor

Coeficientes médios dos modelos e importância de cada preditor (continua)							
Crustáceos							
	Preditores	Estimativa	Erro padrão	z-valor	p-valor	Importância	
Expostas		PAR-P = 113	1,824	0,278	6,557	<0,001	0,227
		PAR-P = 136	2,071	0,274	7,559	<0,001	0,237
		PAR-P = 138	2,789	0,266	10,484	<0,001	0,262
		PAR-P = 140	3,123	0,263	11,840	<0,001	0,272
Poliquetas							
	Preditores	Estimativa	Erro padrão	z-valor	p-valor	Importância	
		ϕ = 1,68	-2,169	0,527	-4,109	<0,001	0,144
		ϕ = 1,77	-0,722	0,295	-2,442	0,014	0,569
		ϕ = 2,12	-1,609	0,414	-3,887	<0,001	0,248
		ϕ = 2,22	-3,555	1,014	-3,505	<0,001	0,037

Coeficientes médios dos modelos e importância de cada preditor (conclusão)					
Crustáceos					
Preditores	Estimativa	Erro padrão	z-valor	p-valor	Importância
<i>phi</i> = 0,74	-2,537	0,277	-9,138	<0,001	0,067
<i>phi</i> = 1,09	-0,832	0,136	-6,097	<0,001	0,334
<i>phi</i> = 1,23	-0,503	0,122	-4,110	<0,001	0,445
<i>phi</i> = 1,98	-1,679	0,189	-8,861	<0,001	0,153
Moluscos					
Preditores	Estimativa	Erro padrão	z-valor	p-valor	Importância
IU = 20	-2,462	0,289	-8,518	<0,001	0,154
IU = 21	-3,525	0,620	-5,688	<0,001	0,028
IU = 23	0,132	0,152	0,865	0,387	0,818
Insetos					
Preditores	Estimativa	Erro padrão	z-valor	p-valor	Importância
PAR-P = 41	-1,791	1,080	-1,658	0,097	0,060
PAR-P = 63	-0,182	0,605	-0,301	0,763	0,235
PAR-P = 67	0,773	0,493	1,566	0,117	0,436
PAR-P = 75	0,000	0,577	0,000	1,000	0,267

Legenda: Valores *p* significativos foram destacados em negrito.

Fonte: A Autora, 2021.

4.4 Discussão

A maior densidade geral de organismos observada na praia do Anil, local com maior Índice de Urbanização e menor pontuação no PAR-P, refletindo elevado grau de impactos antrópicos, demonstra que a relação entre densidade de organismos e saúde ambiental pode não ser diretamente associada. Um estudo recente de revisão global demonstrou que o uso de descritores agregados de comunidade tem desempenho inferior do que avaliações a partir de respostas individuais de espécies indicadoras de qualidade ambiental (COSTA et al., 2020). Isto porque diferentes espécies apresentam diferentes níveis de tolerância e resistência a estressores ambientais na praia (SIMBOURA et al., 2007).

Os principais impactos registrados pelo IU (urbanização) e PAR-P (qualidade ambiental) na praia do Anil que a difere das outras praias protegidas avaliadas é a elevada presença de embarcações e de estruturas de apoio náutico, numerosa presença de efluentes e entradas de água doce na face da praia, elevada frequência de visitantes e proximidade ao centro urbano. Conforme relatado na literatura científica, o lançamento de contaminantes

associados às atividades náuticas pode provocar perturbações endócrinas nos organismos, como avaliado por Cardoso et al. (2010); e o intenso pisoteio, devido à frequência de pessoas, é capaz de alterar a estrutura da macrofauna de praias arenosas, alterando os padrões de estabelecimento e dominância (REYES-MARTÍNEZ et al., 2015). Assim, apesar de uma fauna numerosa, os organismos presentes em Anil podem não estar saudáveis e uma investigação aprofundada sobre a fisiologia e morfologia dos indivíduos podem ajudar a compreender o verdadeiro estado de saúde ambiental desta praia.

Anil também apresentou a maior densidade do crustáceo *Excirolana braziliensis* entre as praias protegidas da ação de ondas. Este crustáceo isópode que apresenta desenvolvimento direto de curta incubação e baixa fecundidade (algumas dezenas de ovos), quando comparada a outros crustáceos (CARDOSO E DEFEO 2004; MARTÍNEZ E DEFEO, 2006), é relatado por ocorrer tanto em praias conservadas como em praias urbanizadas, podendo ser considerada uma espécie generalista (VELOSO et al., 2006, 2011; COSTA et al., 2017). No entanto, para praias expostas do Rio de Janeiro, foi observada uma diminuição da densidade em um gradiente de urbanização, sendo recomendado como um bioindicador para avaliar saúde ambiental (VELOSO et al., 2011).

Excirolana braziliensis foi a espécie dominante em quase todas as praias expostas avaliadas, com exceção de Palmas, onde dominaram poliquetas. A Hipótese de Severidade do Hábitat (*Habitat Harshness Hypothesis*) postula que populações de praias mais planas e que recebem menos energia hidrodinâmica têm menores taxas de mortalidade e maior densidade. A hipótese foi corroborada para *Excirolana braziliensis* em praias na América do Sul (DEFEO et al., 2001; DEFEO E MARTÍNEZ, 2003). Nos resultados do presente estudo, não foram observadas correlações significativas entre densidade da espécie e características morfodinâmicas locais. No entanto, para as praias expostas do presente estudo, a hipótese de que a densidade desta espécie bioindicadora varia de acordo com o grau de impacto foi verificada a partir do modelo linear e teste de correlação, considerando densidade e Índice de Urbanização. Os resultados dos GLMMs demonstraram que a densidade de crustáceos, dos quais *E. braziliensis* é dominante, está fortemente relacionada à menor incidência de impactos ambientais e maior conservação das praias. Assim, a espécie se apresentou como um indicador de qualidade ambiental para as praias expostas avaliadas no presente estudo.

A praia de Palmas foi a única entre as expostas em que crustáceos não foram o grupo dominante, mas sim poliquetas, que também teve a maior ocorrência registrada nesta praia. Algumas espécies de poliquetas têm sido relatadas quanto à sua tolerância e resistência a

impactos ambientais e poluição (OMENA et al., 2012; ARAUJO et al., 2015; CALLAWAY et al., 2020). As principais diferenças entre Palmas e as demais praias expostas são escassa cobertura vegetal em seu entorno, maior registro de presença e fluxo de embarcações e presença de resíduos sólidos na areia. Além disso, entre as praias expostas, esta praia é a que apresenta melhores estruturas de apoio náutico, com a instalação de um píer na areia da praia. A maior densidade de poliquetas entre as praias expostas foi registrada em Palmas.

Organismos do filo Mollusca, que nas praias apresentam enterramento mais lento que crustáceos, geralmente são mais frequentes em praias protegidas e dissipativas – ambientes menos intensos em energia vinda do mar (MCLACHLAN E DEFEO, 2018). Palmas apresenta os sedimentos mais grossos e se aproxima de um extremo refletivo. Os dados físicos e resultados sugerem que a Hipótese de Exclusão por *Swash* (MCLACHLAN et al., 1993) é verificada nesta praia, tornando-a um ambiente menos favorável a estabelecimento de espécies. De acordo com a hipótese, densidade geral tenderia a ser reduzida e dominada por crustáceos, o que não é observado para Palmas. A combinação da severidade ambiental (BRAZEIRO, 2001) com o grau de impactos antrópicos pode explicar as baixas densidades de organismos na praia.

Além de *Excirrolana braziliensis*, os crustáceos *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Emerita brasiliensis* também foram identificadas neste estudo e têm sido utilizadas como qualidade ambiental de praias arenosas expostas, registrando maiores densidades em praias mais conservadas (CARDOSO et al., 2016). Ambas as espécies ocorreram em baixas densidades no estudo, mesmo nas praias com menor grau de impacto. As baixas densidades encontradas podem ser explicadas por características de seus picos reprodutivos anuais. Em praias do Rio de Janeiro, picos reprodutivos foram verificados no inverno e verão para *Atlantorchestoidea brasiliensis* (CARDOSO E VELOSO, 1996) e primavera e verão para *Emerita brasiliensis* (VELOSO E CARDOSO, 1999). Nossas coletas foram conduzidas no outono.

O molusco gastrópode *Hastula cinerea* foi uma das espécies identificadas e destacou-se neste estudo por padrões de ocorrência em manchas nas praias expostas Dois Rios, Aventureiro e Lopes Mendes. Efeitos do morfodinamismo foram relatados por Petracco (2008) para a espécie, porém, no presente estudo, não foram observadas relações com características morfodinâmicas, uma vez que Dois Rios e Lopes Mendes apresentaram estado morfodinâmico próximo a um extremo refletivo, enquanto Aventureiro aproximou-se do extremo dissipativo. As três praias em que a espécie ocorreu apresentam presença de

efluentes, que pode afetar a salinidade local, e a espécie foi observada somente em transectos próximos aos canais de drenagem. Bandel (1976) relacionou maiores densidades de *Hastula cinerea* com menor salinidade e nossos resultados sugerem o mesmo padrão na área de estudo. Estudos futuros para avaliar os efeitos da salinidade na ocorrência da espécie são necessários para entender seus padrões de estabelecimento.

Dentre as espécies que puderam ser identificadas, *Phaleria testacea* foi o único inseto coletado considerado como membro da macrofauna de praias (DEGLI et al., 2021). Este coleóptero detritívoro comum nas praias da América do Sul foi relatado em diferentes estudos. Veloso et al., (2006) encontraram menores densidades da espécie em praias mais urbanizadas, enquanto Vieira et al. (2016) relataram uma relação de aumento de densidade em um gradiente de urbanização, quando comparada a outras espécies do mesmo estudo. Degli et al. (2016) observaram alta densidade da espécie no *backshore* de praias refletivas. Por outro lado, Siqueira et al. (2021) relataram ocorrência na região do entremarés, com atividade noturna. Os diferentes registros de comportamento e tolerância à urbanização/impactos para a espécie conduzem à compreensão de que se trata de uma espécie generalista, ou seja, ela é capaz de ocorrer em praias com diferentes tipos de urbanização e graus de impacto antrópico. No presente estudo, *Phaleria testacea* teve maiores densidades nas praias com menor pontuação no PAR-P e maior Índice de Urbanização, demonstrando maior ocorrência nas praias mais urbanizadas e impactadas. No GLMM revelou que em praias protegidas, o PAR-P é a única variável preditiva estatisticamente significativa para a densidade da espécie.

A separação das espécies em grandes grupos possibilitou investigar o efeito dos fatores antrópicos sobre suas densidades, a partir do que se conhece na literatura para a ocorrência de grandes grupos em relação ao ambiente físico. A partir do resultado da seleção de modelos, compreende-se que, principalmente para os crustáceos de praias expostas, as pressões antrópicas podem ser determinantes para baixas densidades, principalmente para *Excirolana braziliensis*. Por outro lado, em praias protegidas, a maior urbanização foi significativamente relacionada à maiores densidades de organismos, sobretudo, moluscos. Neste grupo de praias, que são localizadas no continente e, por isso, sujeitas à maior frequência por pessoas e impactos ambientais, as condições ambientais menos intensas podem favorecer a presença de organismos e populações que apresentem tolerância e resistência à impactos ambientais.

Praias são ecossistemas com alto nível de dinamismo ambiental e uma série de fatores físicos e antrópicos pode acontecer de forma sinérgica (COSTA et al., 2019). Assim,

atrelado aos bioindicadores bem descritos na literatura de praias e avaliação das causas naturais que podem influenciar o estabelecimento de populações, torna-se necessário o uso de métricas para avaliar um gradiente de urbanização conjuntamente com a avaliação de tipos e graus de impacto. Neste sentido, o Índice de Urbanização se apresentou como um indicador mais ajustado para correlações com a densidade total de organismos em praias expostas do que em praias protegidas, uma vez que a maior densidade nas praias expostas foi observada em praias menos urbanizadas e para as praias protegidas, o padrão não foi verificado.

McLachlan et al. (2016) propôs que praias prioritárias à conservação devam ser aquelas em que há menor ocorrência de impactos ambientais e maiores níveis de qualidade ambiental, com a presença de bioindicadores de qualidade. Dentre as praias expostas, a partir da presença e da densidade da espécie bioindicadora *Excirolana braziliensis*, que se mostrou estatisticamente ajustada ao IU e PAR-P, as áreas prioritárias à conservação dos ecossistemas praias arenosas no presente estudo devem aquelas onde foram registradas maiores densidades da espécie e menores pressões antrópicas, na ordem: Leste, Lopes Mendes, Dois Rios, Aventureiro e Palmas. Para as praias protegidas, em que não foram identificadas claras relações ecológicas com impactos antrópicos, torna-se necessário acessar os efeitos sinérgicos de diferentes estressores, juntamente com o aprofundamento a nível de espécies.

5 CONCLUSÃO

A urbanização costeira tem como consequência impactos ambientais aos ecossistemas de praia. Alguns desses impactos podem ser mensurados e caracterizados, mas seus efeitos deletérios ainda precisam ser amplamente estudados. Um desafio é a dificuldade na obtenção de resposta direta ao efeito de um estressor isoladamente, além do efeito sinérgico entre diferentes estressores. A partir dos resultados dos dois capítulos apresentados, constata-se que praias com maior taxa de ocupação humana no entorno na Orla Marítima foram as que apresentaram maiores graus de impacto, revelados pelo Índice de Urbanização e Protocolo de Avaliação Rápida de Praias. A utilização integrada de descritores ecológicos, mensuração de qualidade ambiental de praias e avaliação da urbanização em seu entorno no mesmo estudo se mostrou uma ferramenta importante para a cobertura ampla e avaliação dos impactos aos quais as praias estão propensas. Neste sentido, o monitoramento da macrofauna bentônica e sua associação aos descritores antrópicos mostra-se fundamental para a compressão da qualidade ambiental das praias da Baía da Ilha Grande, destacando que a densidade geral de indivíduos de diferentes espécies não deve ser implementada como indicador ecológico da condição das praias. A partir da única espécie bioindicadora para praias expostas que o estudo destacou (*Excirolana braziliensis*) e sua integração com os descritores de atividades antrópicas, foi possível realizar a indicação de praias prioritárias à conservação, em ordem de prioridade: Leste, Lopes Mendes, Dois Rios, Aventureiro e Palmas. O mapeamento pode ajudar a conduzir os futuros planos urbanísticos no entorno da BIG a fim de evitar que praias saudáveis passem por transformações e experimentem efeitos deletérios.

REFERÊNCIAS

- ABUDE, R. R.; GÓES SOUZA, K. R. *Avaliação de alterações de linha de costa a partir da ferramenta de imagens históricas do Google Earth: o caso da praia de Itacuruçá (Mangaratiba (RJ) – brasil)*. Em: Oceanografía: Desvelando La Belleza, Los Misterios y Los Desafíos Del Mar, 2020. Editora Artemis, pp. 1-13. 2020.
- AGUILERA, M. A.; TAPIA, J.; GALLARDO, C.; NÚÑEZ, P.; VARAS-BELEMMEI, K. *Loss of coastal ecosystem spatial connectivity and services by urbanization: Natural-to-urban integration for bay management*. Journal of Environmental Management, 2020:276, 111297.
- ALPHAN, H. *Multi-temporal analysis of urbanisation patterns as coastal development indicators: Eastern Mediterranean coast of Turkey*. Ecological Indicators, 2021. 121: 106994.
- ANDREJ-NIKOLAI, S. *qpcR: Modelling and Analysis of Real-Time PCR Data*. R package version 1.4-1, 2018.
- ARAGONÉS, L.; SERRA, J. C.; VILLACAMPA, Y.; SAVAL, J. M.; TINOCO, H. *New methodology for describing the equilibrium beach profile applied to the Valencia's beaches*. Geomorphology, 2016. 259:1-11.
- ARAÚJO, M; LESSA, D. T.; OMENA, E. P.; LAVRADO, H. P. *Famílias de Polychaeta como bioindicadoras da qualidade ambiental de praia na Baía de Guanabara, RJ*. Rio de Janeiro, 2015. In: Livro de Resumos do Simpósio em Ecologia: Baía de Guanabara, 2015, Rio de Janeiro. Baía de Guanabara Passado, Presente e Futuro.
- BANDEL, K. *Spawning development and ecology of some higher Neogastropoda from the Caribbean Sea of Colombia (South America)*. Veliger, 1976. 19(2): 176-193.
- BAPTISTA, E. C. S.; SILVA, A. L. C.; ABUBHACRA, R. C.; PINHEIRO, A. B. *Sensibilidade ambiental do litoral da Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ) a potenciais desastres causados por derramamento de óleo*. Revista Brasileira de Geografia Física, 2019. 12(7).
- BERGILLOS, R. J.; MASSELINK, G.; ORTEGA-SÁNCHEZ, M. *Coupling cross-shore and longshore sediment transport to model storm response along a mixed sand-gravel coast under varying wave directions*. Coastal Engineering, 2017. 129: 93-104.
- BERRY, A. J.; FAHEY, S.; MEYERS, N. *Sandy beaches as dynamic refugia: Potential barriers to shoreline retreat on the Sunshine Coast, Queensland, Australia*. Ocean Coastal Management. 2014. 102: 32-39.
- BIANCO, F.; GARCÍA-AYLLÓ, S. *Coastal resilience potential as an indicator of social and morphological vulnerability to beach management*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2021. 253: 107290.
- BOAK, E. H.; TURNER, I. L. *Shoreline Definition and Detection: A Review*. Journal of Coastal Research, 2005. 214: 688-703.

BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J. *Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution*. Trends in Ecology & Evolution, 2009. 24: 127-135.

BORELLI, E. *Urbanização e qualidade ambiental: o processo de produção do espaço da costa brasileira*. Revista Internacional Interdisciplinar INTERthesis, 2007. 4(1).

BRANDÃO, J.; ALBERGARIA, I.; ALBUQUERQUE, J.; JOSÉ, S.; GROSSINHO, J.; FERREIRA, F. C.; SOLO-GABRIELE, H. *Untreated sewage contamination of beach sand from a leaking underground sewage system*. Science of The Total Environment, 2020. 740: 140237.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Projeto Orla. Fundamentos para gestão integrada*. Brasília, DF. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução 005 de 03 de dezembro de 1997. Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II. Brasília, DF. 1997.

BRAZEIRO, A. *Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?* Marine Ecology Progress Series, 2001. 224: 35-44.

BROOKS, M. E.; KRISTENSEN, K.; VAN BENTHEM, K. J.; MAGNUSSON, A.; BERG, C. W.; NIELSEN, A.; SKAUG, H. J.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B. *glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling*. R J., 2009. 9: 378-400.

BULHÕES, E. M. R.; FERNANDEZ, G. B.; DE OLIVEIRA FILHO, S. R.; PEREIRA, T. G.; ROCHA, T. B. *Impactos costeiros induzidos por ondas de tempestade entre o Cabo Frio e o Cabo Búzios, Rio de Janeiro, Brasil*. Quaternary and Environmental Geosciences. 2014. 05(2):155-165.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer-Verlag, 2002. 2ªed.

CALLAWAY, R.; FAIRLEY, I.; HERRILLO-CARABALLO, J. *Natural dynamics overshadow anthropogenic impact on marine fauna at an urbanised coastal embayment*. Science of The Total Environment, 2020. 716: 137009.

CÂNDIDO, T. F., NETTO, S. A. *Multiple benthic indicators suggest low sewage impact from an ocean outfall in a high-energy sandy shore (South Brazil)*. Ecological Indicators, 2020. 113: 106207.

CARDOSO, R. S.; CAETANO, C. H. S.; CABRINI, T. M. B. *Imposex in nassarius vibex: relationship with harbor and yachting activities at five beaches in Sepetiba bay, RJ, BRAZIL*. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 2010. 5(4):540-545.

CARDOSO, R. S.; DEFEO, O. *Biogeographic patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirrolana braziliensis**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004. 61(3): 559-568.

CARDOSO, R. S.; VELOSO V. G. *Population biology and secondary production of the sandhopper Pseudorchestoidea brasiliensis (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil*. Marine Ecology Progress Series, 1996. 142(1-3):111-119.

CARDOSO, R.; BARBOZA, C.; SKINNER, V.; CABRINI, T. *Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health*. Ecological Indicators, 2016. 62:154-162.

CARSON; S. H.; COLBERT L. S.; KAYLOR; J. M.; MCDERMID; J. K. *Small plastic debris changes water movement and heat transfer through*. Marine Pollution Bulletin, 2011. 62:1708-1713.

CONAMA – RESOLUÇÃO CONAMA 001/1986. Conselho Nacional do Meio Ambiente – IBAMA. Brasil, 1986.

CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2020.

COSTA, L. *Efeitos da urbanização e funcionamento trófico de praias arenosas*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2017.

COSTA, L. L.; ZALMON, I. R. *Multiple metrics of the ghost crab Ocypode quadrata (Fabricius, 1787) for impact assessments on sandy beaches*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2019. 218: 237-245.

COSTA, L. L.; ZALMON, I. R.; FANINI, L.; DEFEO, O. *Macroinvertebrates as indicators of human disturbances on sandy beaches: A global review*. Ecologic Indicators, 2020. 118: 106764.

DE ANDRADE, T. S.; SOUSA, P. H. G. DE O.; SIEGLE, E. *Vulnerability to beach erosion based on a coastal processes approach*. Applied Geography, 2019. 102: 12-19.

DEFEO, O., GÓMEZ, J., LERCARI, D. *Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab Emerita brasiliensis in Uruguay*. Marine Ecology Progress Series, 2001. 212: 159-170

DEFEO, O.; MARTÍNEZ, G. *The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod Excirolana braziliensis in sandy beaches with contrasting morphodynamics*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2003. 83: 331-340.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A.; SCHOEMAN, D. S.; SCHLACHER, T. A.; DUGAN, J.; JONES, A.; SCAPINI, F. *Threats to sandy beach ecosystems: A review*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009. 81(1): 1-12.

DEGLI, E. I.; DEFEO, O.; SCAPINI, F. *Arthropodofauna richness and abundance across beach–dune systems with contrasting morphodynamics*. Regional Studies in Marine Science, 2021. (44): 101722.

DEXTER, D. M., 1983. *Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia*. África do Sul: Sandy beaches as ecosystems, 391-403.

DEXTER, D. M., 1992, *Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude*. Journal of Biogeography, 19:59-66.

DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil. *Tábua de marés*, 2019. Porto de Angra dos Reis, 2019. Disponível em <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>.

DIAS, M. *Apresentação do programa de geologia e geofísica marinha*. Panorama da erosão costeira no Brasil, 2018. MUEHE (org.). Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.

DUNN, O. J. *Multiple comparisons using rank sums*. Technometrics, 1964. 6(3):241-252.

EMERY, K. A. *Simple method of measuring beach profiles*. Limnology and Oceanography, 1961. 6: 90-93.

ENRIQUEZ-ACEVEDO, T.; BOTERO, C. M.; CANTERO-RODELO, R.; PERTUZ, A.; SUAREZ, A. *Willingness to pay for Beach Ecosystem Services: The case study of three Colombian beaches*. Ocean & Coastal Management, 2018. 161: 96-104.

ESCUDERO-CASTILLO, M.; FELIX-DELGADO, A.; SILVA, R.; MARIÑO-TAPIA, I.; MENDOZA, E. *Beach erosion and loss of protection environmental services in Cancun, Mexico*. Ocean & Coastal Management, 2018. 156: 183-197.

ESCUDERO-CASTILLO, M.; FELIX-DELGADO, A.; SILVA, R.; MARIÑO-TAPIA, I.; MENDOZA, E. *Beach erosion and loss of protection environmental services in Cancun, Mexico*. Ocean & Coastal Management, 2018. 156: 183-197.

EVERARD M.; JONES. L.; WATTS, B. *Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2010. 20: 476-487.

FANINI, L.; PISCART, C.; PRANZINI, E.; KERBIRIOU, C.; LE VIOL, I.; PÉTILLON, J. *The extended concept of littoral active zone considering soft sediment shores as social-ecological systems, and an application to Brittany (North-Western France)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2021. 250: 107148.

FARIAS, E.; MAIA, L. *Uso de Técnicas de Geoprocessamento para a Análise da Evolução da Linha de Costa em Ambientes Litorâneos do Estado do Ceará, Brasil*. Revista da Gestão Costeira Integrada. 2010. 10(4):521-544.

FILET, M.; SOUZA, C. R. G.; XAVIER, A. F.; BÜSCHEL, E. C. G.; MORAES, M. B. R.; POLET, A. E. *Gerenciamento costeiro e os estudos do Quaternário no estado de São Paulo, Brasil*. Revista Pesquisas em Geociências, 2001. 28(2):475-486.

FLAYOU, L.; SNOUSSI, M.; RAJI, O. *Evaluation of the economic costs of beach erosion due to the loss of the recreational services of sandy beaches - The case of Tetouan coast (Morocco)*. Journal of African Earth Sciences, 2021. 104257.

FOLK, R.; WARD, W. *Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters*. Journal of Sedimentary Petrology, 1957. 27: 3-26.

GIANNELLA, L.; CATÓLICO, A. C. C.; PEREIRA, A. S.; BICALHO, B. C. D.; CARDOSO, C. B. S.; BOVOLENTA, D.; SANTOS, E. N.; ROCHA, R. H.; FERREIRA, U. C. S. *Conceitos e elementos fundamentais da produção do espaço urbano: uma introdução crítica*. Geouerj, 2019. 34: e31368.

GONZÁLEZ, S. A.; YÁÑEZ-NAVEA, K.; MUÑOZ, M. *Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera Phaleria maculata (Kulzer, 1959) in northern Chile*. Marine Pollution Bulletin, 2014. 83: 265-274. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.042>

GRABSKI, K. R.; FARINA, F.; AYUP-ZOUAIN, R.; SILVA, T. S. *Estudo da dinâmica da urbanização e seus impactos sobre ambientes costeiros baseado em Sensoriamento Remoto e SIG*. Caso do município de Santa Vitória do Palmar, RS. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 2015. João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.

GREISER, N.; FAUBEL, A. *Biotic factors*. Em Higgins, R. P.; Thiel, H. (orgs.). Introduction to the study of meiofauna, 1988. Smithsonian Inst. Press. Washington, DC. 79-114.

GRÖMPING, U. *Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo*. Journal of Statistical Software, 2006. 17(1): 1-27.

HARRIS, L.; NEL, R.; SCHOEMAN, D. *Mapping beach morphodynamics remotely: A novel application tested on South African sandy shores*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2011. 92: 78-89.

HARTIG, F. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. Theoretical Ecology, 2021. University of Regensburg.

IANNILLI, V.; DI GENNARO, A.; LECCE, F.; SIGHICELLI, M.; FALCONIERI, M.; PIETRELLI, L.; POETA, G.; BATTISTI, C. *Microplastics in Talitrus saltator (Crustacea, Amphipoda): new evidence of ingestion from natural contexts*. Environmental Science Pollution Research, 2018. 25: 28725-28729.

IBGE – IDS. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. 2019. SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ids/tabelas>>. Acessado em março de 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2000. Censo demográfico 2000 Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/downloads>>. Acesso em março de 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Censo demográfico 2010 Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/downloads>>. Acesso em março de 2021.

IBGE Cidades - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019. SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/>>. Acessado em março de 2021.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro. *Plano de manejo (fase 2) do Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) resumo executivo*. Rio de Janeiro, 2013.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro. Decreto Estadual nº 9.452, de 5 de dezembro de 1982. Área de Proteção Ambiental de Tamoios (APATAMOIOS), 1982.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro. Decreto Estadual nº 15.273, de 26 de junho de 1971. Parque Estadual da Ilha Grande, 1971.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro. Lei nº 6.793/2014. Parque Estadual Marinho do Aventureiro, 2014.

JAPIASSÚ, L. A. T.; LINS, R. D. B. *As diferentes formas de expansão urbana*. Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades, 2014. 02(13): 15-25.

JARAMILLO, E.; DUGAN, J.; HUBBARD, D.; MANZANO, M.; DUARTE, C. *Ranking the ecological effects of coastal armoring on mobile macroinvertebrates across intertidal zones on sandy beaches*. Science of The Total Environment, 2020. 142573.

JIMÉNEZ, J. A.; GRACIA, V.; VALDEMORO, H. I.; MENDOZA, E. T.; SÁNCHEZ-ARCILLA, A. *Managing erosion-induced problems in NW Mediterranean urban beaches*. Ocean & Coastal Management, 2011. 54(12): 907-918.

KAUFMANN, J.; SCHERING, A. *Analysis of Variance ANOVA*. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, 2014.

KONSTANTINOU, A.; STOKES, C.; MASSELINK, G.; SCOTT, T. *The extreme 2013/14 winter storms: Regional patterns in multi-annual beach recovery*. Geomorphology, 2021. 107828.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. *Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis*. Journal of the American Statistical Association, 1952. 47(260): 583-621.

LAVERS, J. L.; BOND, A. L. *Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2017. 114: 6052-6055.

LAVERS, J. L.; RIVERS-AUTY, J.; BOND, A. L. *Plastic debris increases circadian temperature extremes in beach sediments*. Journal of Hazardous Materials, 2021. 416: 126140.

LEO, K. L.; GILLIES, C. L.; FITZSIMONS, J. A.; HALE, L. Z.; BECK, M. W. *Coastal habitat squeeze: A review of adaptation solutions for saltmarsh, mangrove and beach habitats*. Ocean & Coastal Management, 2019. 175: 180-190.

LITHGOW, D.; MARTÍNEZ, L.; GALLEGO-FERNÁNDEZ, J. B.; SILVA, R., RAMÍREZ-VARGAS, D. L. *Exploring the co-occurrence between coastal squeeze and coastal tourism in a changing climate and its consequences*. Tourism Management, 2019. 74:43-54.

LÜDECKE, D.; MAKOWSKI, D.; WAGGONER, P.; PATIL, I. *performance: Assessment of Regression Models Performance*. CRAN. R package, 2020.

MARINS, P. C. O. *Análise têmporo-espacial da urbanização sobre as unidades geológicas da planície costeira e relação com a erosão costeira na costa oceânica da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, 2020. 159p.

MARRONI, E.; ASMUS, M. *Gerenciamento Costeiro: uma proposta para o fortalecimento comunitário na gestão ambiental*. Pelotas (RS): Editora da União SulAmericana de Estudos da Biodiversidade, 2005. 149p.

MARTÍNEZ, G.; DEFEO O. *Reproductive biology of the isopod *Excirrolana braziliensis* at the southern edge of its geographical range*. Helgoland Marine Research, 2006. 60: 273-280.

MARTINO, S., AMOS, C. L. *Valuation of the ecosystem services of beach nourishment in decision-making: The case study of Tarquinia Lido, Italy*. Ocean & Coastal Management, 2015. 111: 82-91.

MCLACHLAN A. *The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system*. South African Journal of Science, 1980. 76:137-138.

MCLACHLAN A.; BROWN A. *The ecology of sandy shores*. Elsevier, 2006. 2ªed. 392p.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. *The Ecology of Sandy Shores*. Elsevier, USA, 2018. 3ª ed, 572pp.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; SHORT, A. D. *Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use*. Ocean & Coastal Management, 2012. 71: 256-268

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. *Global patterns in sandy beach macrobenthic communities*. Journal of Coastal Research, 2005. 21:674-687.

MCLACHLAN, A.; JARAMILO, E.; DONN, T. E.; WESSELS, F. *Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison*. Journal of Coastal Research, 1993. 15:27-38.

MENDOZA-GONZÁLEZ, G.; MARTÍNEZ, M. L.; LITHGOW, D.; PÉREZ-MAQUEO, O.; SIMONIN, P. *Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico*. Ecological Economics, 2012. 82: 23-32.

MENTASCHI, L.; VOUSDOKAS, M. I.; PEKEL, J.-F.; VOUKOUVALAS, E.; FEYEN, L.; *Global long-term observations of coastal erosion and accretion*. Scientific Reports, 2018. 8(1).

MOURA, N. S. V.; MORAN, E. F.; STROHAECKER, T. M.; KUNST A. V. *A Urbanização na Zona Costeira: Processos Locais e Regionais e as Transformações Ambientais - o caso do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil*. Ciência e Natura, Santa Maria: Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas (UFSM), 2015. 37(42): 594-612.

MUEHE, D. *Apresentação do programa de geologia e geofísica marinha. Panorama da erosão costeira no Brasil*. 2018. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.

- MUEHE, D. *Aspectos gerais da erosão costeira no Brasil*. Mercator. Revista de Geografia, 2005.
- MUEHE, D. Geomorfologia Costeira. Geomorfologia – uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001. EM GUERRA, A., CUNHA, S. (organizadores). 4ª ed. 253-308.
- MUEHE, D. *O litoral brasileiro e sua compartimentação*. Geomorfologia do Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2017. EM CUNHA, S., GUERRA, A. (organizadores). 9ªed. 273-349.
- MUEHE, D. *Pós-praia não deve ser traduzido como backshore – uma revisão da terminologia brasileira do sistema praia – antepraia*. Quaternary and Environmental Geosciences, 2019. 10(1):40-43.
- OGLE, D. H., WHEELER, P., DINNO, A. *FSA: Fisheries Stock Analysis*. R Package. 2021. Version 0.8.32.
- OKSANEN, J. F., BLANCHET, G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, J. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H., WAGNER, H. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package, 2016. version 2, 3-5.
- OMENA, E. P.; LAVRADO, H. P.; PARANHOS, R.; SILVA, T. A. *Spatial distribution of intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic gradient in an eutrophic tropical bay*. Marine Pollution Bulletin, 2012. v. 64: p.1861-1873.
- PETRACCO, M. *Produção Secundária da macrofauna bentônica da zona entremarés no segmento norte da praia do Uma, litoral sul do estado de São Paulo*. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2008.
- PONTEE, N. *Defining coastal squeeze: A discussion*. Ocean & Coastal Management, 2013. 84: 204-207.
- PÓVOA A. A.; SKINNER L. F.; DE ARAÚJO F. V. *Fouling organisms in marine litter (rafting on abiogenic substrates): A global review of literature*. Marine Pollution Bulletin, 2021. 166:112189.
- REIS, R.; RIZZO, A. E. *Human trampling effect on benthic fauna of sandy beaches with different intensities of use in Rio de Janeiro, Brazil*. Oecologia Aust., 2019. 23: 28-38.
- REYES-MARTÍNEZ, M. J.; RUÍZ-DELGADO, M. C.; SÁNCHEZ-MOYANO, J. E.; GARCÍA-GARCÍA, F. J. *Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach*. Marine Environmental Research, 2015. 103: 36-45.
- RODIL, I. F.; JARAMILLO, E.; ACUÑA, E.; MANZANO, M.; VELASQUEZ, C. *Long-term responses of sandy beach crustaceans to the effects of coastal armouring after the 2010 Maule earthquake in South Central Chile*. Journal of Sea Research, 2016. 108: 10-18.

- SCHERER, M.; FERREIRA, C.; MUDAT J.; CATANEO, S. *Urbanização e gestão do litoral centro-sul do estado de Santa Catarina*. Editora UFPR: Desenvolvimento e Meio Ambiente, 2006. 13: 31-50.
- SCHLACHER, T.; DUGAN, J.; SCHOEMAN, D.; LASTRA, M. JONES, A.; SCAPINI, F.; MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. *Sandy beaches at the brink*. Diversity and Distributions, 2007. 13:556-560.
- SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. *An analysis of variance test for normality*. London: Journal Biometrika, 1965. 52(3,4): 591-611.
- SILVA, A. L. C.; GRALATO, J. C. A.; BRUM, T. C. F. SILVESTRE, C. P.; BAPTISTA, E. C. S.; PINHEIRO, A. B. *Dinâmica de praia e susceptibilidade às ondas de tempestades no litoral da Ilha Grande (Angra dos Reis - RJ)*. Journal of Human and Environment of Tropical Bays, 2020.
- SILVA, C.; MOREIRA, P. *Estudo comparado das variações da linha de costa a partir de imagens de satélites entre Itabapoana e Rio das Ostras, litoral do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 2005.
- SILVA, I. R.; NASCIMENTO, H. M.; REBOUÇAS, R. C. *Avaliação da sensibilidade ambiental das praias localizadas no arquipélago Tinharé/Boipeba, litoral sul do estado da Bahia*. São Paulo, UNESP, Geociências, 2009. 28(2) p.193-201.
- SIMBOURA, N.; PAPATHANASSIOU, E.; SAKELLARIOU, D. *The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities*. Ecological Indicators, 2007. 7(1): 164-180.
- SIQUEIRA, S. L. G.; MANSUR, K. F. R.; IWASA-ARAI, T.; LEITE, F. P. P. *First observations on surface activity of sandy beach arthropods at the pristine marine reserve of Rocas Atoll, northeastern Brazil*. Regional Studies in Marine Science, 2021. (44): 101765.
- SMART, L.; VUKOMANOVIC, J.; SILLS, O.; SANCHEZ, G. *Cultural ecosystem services caught in a 'coastal squeeze' between sea level rise and urban expansion*. Global Environmental Change, 2021. 66.
- SOARES-GOMES, A.; FIGUEIREDO, A. *O ambiente marinho*. Rio de Janeiro: Biologia Marinha, 2009. 2ªed: 1-34p.
- SONAM, C.; PRASAD, Y. B.; ANWAR, S. N.; KUMAR, C. S. *Mathematical modelling and analysis of plastic waste pollution and its impact on the ocean surface*. Journal of Ocean Engineering and Science, 2019. 5(2):36-163.
- SUGUIO, K. *Introdução à Sedimentologia*, 1973. Edição da Universidade de São Paulo, São Paulo, p.317.
- SZUSTER, B. W.; CHEN, Q.; BORGER, M. *A comparison of classification techniques to support land cover and land use analysis in tropical coastal zones*. Applied Geography, 2011. 31(2): 525-532.

THORNTON, E. *Nearshore Processes Research*. Report Based on the Nearshore Research Workshop St. Petersburg, Florida. Naval Postgraduate School, Monterey, California, 2000.

TOSETTO, L.; BROWN, C.; WILLIAMSON, J. E. *Microplastics on beaches: ingestion and behavioural consequences for beachhoppers*. *Marine Biology*, 2016. 163:199.

TÔSTO, K. *Praias da Ilha de Itacuruçá (Mangaratiba/Itaguaí - RJ): análise da qualidade ambiental a partir do desenvolvimento de um protocolo de avaliação rápida*. 2016. Monografia (Especialização em Análise Ambiental e Gestão do Território) - Escola Nacional de Ciências Estatísticas/IBGE, 2016.

UNEP - United Nations Environment Program. *Combating marine plastic litter and microplastics: An assessment of the effectiveness of relevant international, regional and subregional governance strategies and approaches*. Nairobi, 2007.

VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S. *Population biology of the mole crab Emerita brasiliensis (decapoda: hippidae) at fora beach, Brazil*. *Journal of Crustacean Biology*, 1999. 19(1); 147-153

VELOSO, V. G.; SILVA, E. S.; CAETANO, C. H. S.; CARDOSO, R. S. *Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil*. *Biological Conservation*, 2006. 127(4): 510-515. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.027.

VELOSO, V.; NEVES, G. *Praias Arenosas*. Em *Biologia Marinha*, 2009. 339-360. 2ªed. Editora Interciência Ltda.

VELOSO, V.; NEVES, G.; CAPPER, L. A. Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. *Ecological Indicators*, 2011. 11:782-788.

VIEIRA, J. V.; RUIZ-DELGADO, M. C.; REYES-MARTÍNEZ, M. J.; BORZONE, C. A.; ASENJO, A.; SÁNCHEZ-MOYANO, J. E.; GARCÍA-GARCÍA, F. J. *Assessment the short-term effects of wrack removal on supralittoral arthropods using the M-BACI design on Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain*. *Marine Environmental Research*, 2016. 119:222-237.

VILLAÇA, F. *Espaço intra-urbano no Brasil*. São Paulo. Studio Nobel. Brasil, 2001. 373 pp.

VON MOOS, N.; BURKHARDT-HOLM, P.; KÖHLER, A. *Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel Mytilus edulis L. after an Experimental Exposure*. *Environ. Sci. Technol.*, 2012. 46: 11327–11335

VOS, K.; SPLINTER, K. D.; HARLEY, M. D.; SIMMONS, J. A.; TURNER, I. L. *CoastSat: A Google Earth Engine-enabled Python toolkit to extract shorelines from publicly available satellite imagery*. *Environmental Modelling & Software*, 2019. 122: 104528.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; PEDERSEN, T.; MILLER, E.; BACHE, S.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D.; SPINU, V.; TAKAHASHI, K.; VAUGHAN, D.; WILKE, C.; WOO, K.; YUTANI, H. *Welcome to the Tidyverse*. *The Journal of Open Source Software*, 2019. 4: 1686.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R Package, 2021. Version 1.0.5.

ZHENG, Z.; WU, Z.; CHEN, Y.; YANG, Z.; MARINELLO, F. *Exploration of eco-environment and urbanization changes in coastal zones: A case study in China over the past 20 years*. *Ecological Indicators*, 2020. 119, 106847.