



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA - UFBA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

Doutorado em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

INGRID SILVA RODRIGUES

**ENTRE ROCHAS E HOMENS: ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DE BIVALVES EM AMBIENTES COSTEIROS ANTROPIZADOS**

Salvador, maio, 2024

INGRID SILVA RODRIGUES

**ENTRE ROCHAS E HOMENS: ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DE BIVALVES EM AMBIENTES COSTEIROS ANTROPIZADOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia: Teoria,
Aplicação e Valores, como parte dos
requisitos exigidos para obtenção do
título de Doutor em Ecologia: Teoria,
Aplicação e Valores.

Orientador: Dr. Pavel Dodonov

Coorientador: Dra. Erminda da Conceição Guerreiro Couto

Salvador, maio, 2024



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA:
TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA
Rua Barão de Jeremoabo, s/n. Ondina – Salvador – Bahia – CEP. 40.170-000



ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA: TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES – INSTITUTO DE BIOLOGIA – UFBA

Título da Tese: “Entre Rochas e Homens: Ecologia e conservação de Bivalves em ambientes costeiros antropizados”

Doutorando(a): **Ingrid Silva Rodrigues**

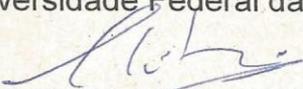
Orientador(a): **Prof. Dr. Pavel Dodonov**

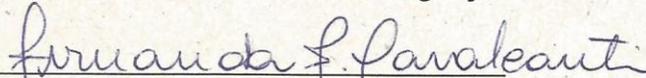
De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo Prof. Dr. Pavel Dodonov (Presidente), Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro, Profa. Dra. Fernanda Fernandes Cavalcanti, Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de Souza e Profa. Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva, às 14:00h do dia 28 de maio de 2024. A doutoranda fez a apresentação oral da tese durante 46 minutos. Após o encerramento das arguições, às 18:10 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua aprovação, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, 28 de maio de 2024.

COMISSÃO EXAMINADORA


Membro: Prof. Dr. Pavel Dodonov
Universidade Federal da Bahia


Membro: Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro
Universidade Federal da Integração Latino-Americana


Membro: Profa. Dra. Fernanda Fernandes Cavalcanti
Universidade Federal da Bahia


Membro: Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de Souza
Universidade Federal da Bahia


Membro: Profa. Dr. Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva
Universidade Federal da Bahia



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA:
TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA
Rua Barão de Jeremoabo, s/n. Ondina – Salvador – Bahia – CEP. 40.170-000



ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA: TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES – INSTITUTO DE BIOLOGIA – UFBA

Título da Tese: “Entre Rochas e Homens: Ecologia e conservação de Bivalves em ambientes costeiros antropizados”

Doutorando(a): **Ingrid Silva Rodrigues**

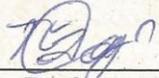
Orientador(a): **Prof(a). Dr(a). Pavel Dodonov**

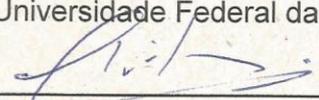
De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo Prof. Dr. Pavel Dodonov (Presidente), Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro, Profa. Dra. Fernanda Fernandes Cavalcanti, Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de Souza e Profa. Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva, às 14:00h do dia 28 de maio de 2024. A doutoranda fez a apresentação oral da tese durante 46 minutos. Após o encerramento das arguições, às 17:10 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua aprovação, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

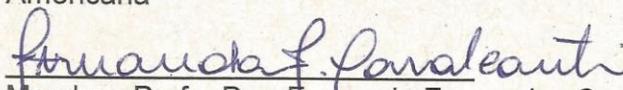
Salvador, 28 de maio de 2024.

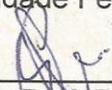
COMISSÃO EXAMINADORA

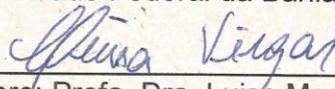
COLEGIADO DE CURSO


Membro: Prof. Dr. Pavel Dodonov
Universidade Federal da Bahia


Membro: Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro
Universidade Federal da Integração Latino-
Americana


Membro: Profa. Dra. Fernanda Fernandes Cavalcanti
Universidade Federal da Bahia


Membro: Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de
Souza
Universidade Federal da Bahia


Membro: Profa. Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa
Silva
Universidade Federal da Bahia



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA:
TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA
Rua Barão de Jeremoabo, s/n. Ondina – Salvador – Bahia – CEP. 40.170-000



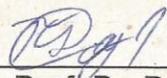
Título da Tese: **“Entre Rochas e Homens: Ecologia e conservação de Bivalves em ambientes costeiros antropizados”**

Doutorando(a): **Ingrid Silva Rodrigues**

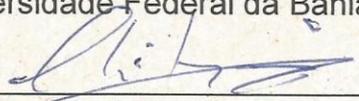
Orientador(a): **Prof(a). Dr(a). Pavel Dodonov**

BANCA EXAMINADORA

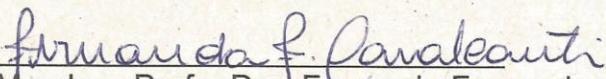
COMISSÃO EXAMINADORA



Membro: Prof. Dr. Pavel Dodonov
Universidade Federal da Bahia



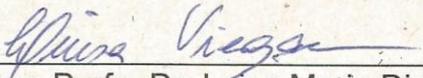
Membro: Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro
Universidade Federal da Integração Latino-Americana



Membro: Profa. Dra. Fernanda Fernandes Cavalcanti
Universidade Federal da Bahia



Membro: Prof. Dr. Gabriel Barros Gonçalves de Souza
Universidade Federal da Bahia



Membro: Profa. Dr. Luísa Maria Diele Viegas Costa Silva
Universidade Federal da Bahia

PARECER DA BANCA

A Comissão Examinadora considera o trabalho de conclusão de curso:

- Aprovado
 Reprovado

Os itens abaixo deverão ser modificados conforme sugestão da banca:

Introdução



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA:
TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES**

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA
Rua Barão de Jeremoabo, s/n. Ondina – Salvador – Bahia – CEP. 40.170-000



Revisão Bibliográfica

Metodologia

Resultados Obtidos

Conclusões

Para assinatura do orientador **APENAS APÓS A EFETUAÇÃO DAS MODIFICAÇÕES SUGERIDAS**

Declaro, para fins de homologação, que as modificações, sugeridas pela banca examinadora, acima mencionada, foram cumpridas integralmente.

Prof Dr Pavel Dodonov
Orientador

"Isso também passa", Chico Xavier.

Dedico a todos os orientadores da minha trajetória acadêmica, agradecendo por sua valiosa assistência, e a minha família pela compreensão.

Agradecimentos

Gostaria de iniciar expressando minha mais imensa gratidão a minha família, pelo apoio incondicional ao longo desses quatro anos de pesquisa. Seu amor e encorajamento foram a força motriz por trás de cada passo que dei, e por isso sou imensamente grata.

Aos laboratórios que tive a honra de fazer parte durante este período de estudo, expresse minha sincera gratidão. Aos colegas do Laboratório de Ecologia Espacial na UFBA, do Laboratório de Anelida na UFBA e do Laboratório de Ecologia Bêntica na UESC, agradeço por me proporcionarem um ambiente de trocas de aprendizado enriquecedor e oportunidades valiosas para o desenvolvimento da minha pesquisa.

Gostaria de estender meus agradecimentos às pessoas incríveis que estiveram ao meu lado durante o trabalho de campo. A amizade e companheirismo de Ana Júlia, sua dedicação e colaboração foram fundamentais para o sucesso do trabalho de campo e a identificação dos poliquetas. Ao meu orientador Pavel, expresse minha profunda gratidão pela orientação sábia, pelos conselhos valiosos, amizade e pela inspiração constante ao longo deste percurso acadêmico.

Além disso, não posso deixar de agradecer minha coorientadora, Erminda G. Couto, por seu apoio inestimável e por me acolher calorosamente na fase final deste trabalho. Sua orientação e encorajamento foram essenciais para que eu pudesse superar os desafios e alcançar resultados significativos no Doutorado.

A todos vocês, minha mais sincera gratidão. Este trabalho não teria sido possível sem o apoio generoso de cada um de vocês.

Muito obrigado!

SENTINELAS AMBIENTAIS

INGRID SILVA RODRIGUES

Os moluscos bivalves são sentinelas capazes de monitorar a qualidade ambiental, alertando quando os impactos das atividades humanas estão elevados, além de fornecer muitos serviços ecológicos, tais quais filtração de partículas orgânicas da água, manutenção da biodiversidade, aumento da complexidade do substrato. Dependendo do tipo de resposta que estes organismos apresentam frente à antropização, como mudanças na fisiologia, comportamento ou densidade, é possível inferir o grau de perturbação ambiental e a eficácia das medidas de conservação implementadas. Uma boa sentinela ambiental precisa apresentar características específicas para ser considerado ideal, como nichos ecológicos mais simplificados, um nicho que é facilmente compreendido e monitorado em termos de comportamento, dieta, habitat preferido etc. Além de fácil acessibilidade de coleta, ampla distribuição e capacidade de bioacumular os tóxicos presentes no ambiente.

Podem ser classificados em categorias diferentes de acordo com a sua finalidade: monitor, indicador, acumulador e eficaz. O tipo monitor atua medindo o impacto do poluente de acordo com a diminuição de sua função. Já o indicador desempenha seu papel mostrando a escala de poluição através da sua densidade (por exemplo número de indivíduos) ou ausência no ambiente. O tipo acumulador retém o poluente em seus tecidos, mapeando a porção biodisponível em um ecossistema. Sentinelas eficazes são indiferentes aos compostos tóxicos no que diz respeito à faixa de concentração ambiental, sinalizando e quantificando a poluição em um intervalo de área/tempo e permitindo estabelecer uma correlação entre os níveis de compostos tóxicos encontrados nos tecidos e no ambiente natural.

Dentre as variadas categorias de sentinelas, os macroinvertebrados de costão rochoso, principalmente os bivalves, são amplamente distribuídos pela costa brasileira e pelo litoral nordestino. São classificados como eficazes, mas também podem ser considerados indicador ou acumulador, sendo vantajosos para pesquisas de monitoramento pois apresentam hábitos sesséis e são abundantes e cosmopolitas, presentes em regiões temperadas e tropicais. Ficaram amplamente conhecidos através do programa mundial de observação de mexilhões o “*Mussel Watch*”.

Em nosso estudo avaliando a antropização em praias rochosas urbanas, o bivalve *Brachidontes exustus* apresentou grande variação entre os locais antropizados analisados. E grande abundância, sendo considerado oportunista e uma espécie-chave, fornecendo substrato biológico para táxons variados. Os grupos mais frequentes encontrados em associação foram cracas, gastrópodes e poliquetas, ocupando porções visíveis das conchas de mexilhões e porções onde a concha se fixa na rocha. Tanto a abundância quanto a cobertura sofrem efeitos da antropização, mas esta não afeta de forma homogênea toda macrofauna associada.

*Texto adaptado publicado no Mais Um blog de Ecologia e Estatística em 29/04/2020
(<https://anotherecoblog.wordpress.com/2020/04/29/sentinelas-ambientais/>)*

Resumo

Impacto antrópico são alterações em ecossistemas naturais através das atividades humanas. Os moluscos bivalves, de forma geral, têm importância socioeconômica para muitas famílias nas regiões costeiras no Brasil. Apesar de alguns grupos de menor tamanho não serem aproveitados na alimentação devido à pouca carne disponível, como *Brachidontes exustus*, possuem uma relevância ecológica como organismos bioengenheiros de sistemas costeiros. São considerados espécies-chave desses ecossistemas, pois regulam a disponibilidade de locais e micro-habitats para a macrofauna associada, atraindo uma variedade de organismos bentônicos, abrangendo Poliquetas, Platelminhos, Nematodas, Cirripédios etc. O principal objetivo desse trabalho é verificar como a antropização influencia os bancos de bivalves e sua macrofauna associada em praias rochosas, bem como. Esperamos 1) analisar os efeitos dos impactos causados por efluente sobre bivalves de ecossistemas costeiros tropicais; 2) avaliar os efeitos da influência antrópica sobre a cobertura de bivalves e outros grupos bentônicos, identificar a fauna associada e o 3) efeito da antropização sobre a abundância de bivalves e fauna associada de praias urbanas em Salvador, Bahia. A tese foi dividida em três capítulos: um capítulo teórico e dois empíricos. O primeiro foi uma revisão sistemática da literatura, onde constatamos que os métodos químicos foram mais priorizados que os métodos ecológicos, pelo menos na região tropical. O segundo capítulo analisa o efeito da antropização sobre a porcentagem de cobertura de bivalves e a presença de espécies associadas, utilizando a balneabilidade e a urbanização como medida antrópica. Identificamos 13 espécies associadas aos bancos de *Brachidontes exustus* e *Isognomon bicolor*, a cobertura de bivalves exerceu efeito positivo sobre três delas (*Chthamalus* sp. (Cirripedia), *Balanus* sp. (Cirripedia), e *Echinolittorina lineolata* (Gastropoda)) e negativo em outras três *Echinometra lucunter* (Echinoidea), *Fissurella* sp. (Gastropoda) e *Zoanthus sociatus* (Hexacorallia). A cobertura total de bivalves e a presença de *B. exustus* foram maiores em ambientes mais antropizados, sendo relacionados negativamente com a balneabilidade ruim e positivamente com a urbanização. O terceiro capítulo identificou os táxons encontrados em associação com bivalves, e analisou a influência da antropização na densidade total de bivalves e táxons associados. A antropização foi avaliada através da seleção de modelos utilizando *Modelos Mistos Aditivos Generalizados* (GAMM), enquanto o efeito de *B. exustus* na abundância da fauna associada foi analisado utilizando *Modelos Lineares Generalizados* (GLM). Encontramos uma abundância total de 78.028 organismos e uma riqueza total de 30 táxons nos bancos de bivalves, com destaque para poliquetas e gastrópodes. Os modelos de melhor ajuste foram os modelos nulos, indicando uma explicação limitada das variáveis antropogênicas na abundância da macrofauna associada *B. exustus*. No entanto, os modelos GLM mostraram que a abundância de *B. exustus* tem efeito significativo positivo para a maioria dos táxons, evidenciando a influência desses bivalves como substrato biológico. Ressaltamos a complexidade em isolar os efeitos antrópicos dos estressores naturais, pois o costão é um ambiente naturalmente perturbado. É crucial investigar a variação dos padrões de biodiversidade ao longo do tempo, analisando as mudanças de distribuição dos bivalves e as pressões antropogênicas em comparação com áreas não urbanizadas.

Palavras-chave: bioengenheiros, costões rochosos, bivalves, entre marés, praia urbana.

Abstract

Anthropogenic impacts are changes to natural ecosystems through human activities. Bivalve molluscs, in general, have socioeconomic importance for many families in coastal regions in Brazil. Although some smaller groups are not used in food due to the little meat available, such as *Brachidontes exustus*, they have ecological relevance as bioengineering organisms in coastal systems. They are considered key species in these ecosystems, as they regulate the availability of locations and microhabitats for the associated macrofauna, attracting a variety of benthic organisms, including Polychaetes, Flatworms, Nematodes, Cirripedes, etc. The main objective of this work is to verify how anthropization influences bivalve beds and their associated macrofauna on rocky beaches, as well. We hope to 1) analyze the effects of impacts caused by sewage on bivalves in tropical coastal ecosystems; 2) evaluate the effects of anthropic influence on the cover of bivalves and other benthic groups, identify the associated fauna and 3) the effect of anthropization on the abundance of bivalves and associated fauna on urban beaches in Salvador, Bahia. The thesis was divided into three chapters: one theoretical and two empirical chapters. The first was a systematic review of the literature, where we found that chemical methods were prioritized more than ecological methods, at least in the tropical region. The second chapter analyzes the effect of anthropization on the percentage of bivalve coverage and the presence of associated species, using bathing and urbanization as anthropic measures. We identified 13 species associated with the *Brachidontes exustus* and *Isognomon bicolor* banks, the bivalve cover had a positive effect on three of them (*Chthamalus* sp. (Cirripedia), *Balanus* sp. (Cirripedia). and *Echinolittorina lineolata* (Gastropoda)) and negative on another three *Echinometra lucunter* (Echinoidea), *Fissurella* sp. (Gastropoda) and *Zoanthus sociatus* (Hexacorallia). The total coverage of bivalves and the presence of *B. exustus* were greater in more anthropic environments, being negatively related to poor bathing conditions and positively to urbanization. The third chapter identified the taxa found in association with bivalves and analyzed the influence of anthropization on the total density of bivalves and associated taxa. Anthropization was assessed through model selection using Generalized Additive Mixed Models (GAMM), while the effect of *B. exustus* on the abundance of associated fauna was analyzed using Generalized Linear Models (GLM). We found a total abundance of 78,028 organisms and a total richness of 30 taxa in the bivalve banks, with emphasis on polychaetes and gastropods. The best fitting models were the null models, indicating a limited explanation of anthropogenic variables in the abundance of macrofauna associated with *B. exustus*. However, the GLM models showed that the abundance of *B. exustus* has a significant positive effect for most taxa, highlighting the influence of these bivalves as a biological substrate. We highlight the complexity of isolating the anthropic effects of natural stressors, as the coast is a naturally disturbed environment. It is crucial to investigate the variation in biodiversity patterns over time, analyzing changes in bivalve distribution and anthropogenic pressures compared to non-urbanized areas.

Keywords: bioengineers, rocky shores, bivalves, intertidal, urban beach.

Sumário

Estrutura da dissertação.....	13
Introdução geral	14
Objetivos	17
Referências Bibliográficas	18
Capítulo I.....	21
Capítulo II	38
Capítulo III.....	66
Conclusão Geral	93

Estrutura da Tese

A presente Tese está estruturada em três capítulos como segue:

Capítulo I – *Como estudar o efeito do efluente sobre bivalves em costões rochosos tropicais – uma análise Cienciométrica*

O primeiro foi uma revisão sistemática da literatura, onde analisamos os métodos utilizados em pesquisas com bivalves de costão rochoso tropical.

Capítulo II – *Em praias rochosas tropicais o grau de urbanização afeta a estrutura de bancos de bivalves?*

Neste capítulo, analisamos o efeito da antropização sobre a cobertura de bivalves *Brachidontes exustus* e *Isognomon bicolor* e a presença de espécies associadas, utilizando a balneabilidade e a urbanização como medida antrópica.

Capítulo III - *Impactos antrópicos sobre a fauna associada a bancos de mexilhões em costões rochosos neotropicais*

Neste capítulo, avaliamos o impacto antrópico, através da balneabilidade e urbanização, sobre a abundância de bivalves e da fauna associada utilizando seleção de modelos.

Introdução geral

A eutrofização (ou trofia) antropogênica em ambientes costeiros normalmente tem origem nos efluentes domésticos e urbanos, sendo caracterizada pelo excesso de nutrientes na água (Sampaio et al., 2022). A constituição do efluente é variada, podendo ser matéria orgânica, petróleo e derivados, fertilizantes e nutrientes agrícolas, além dos metais potencialmente tóxicos como ferro, manganês, cobre e zinco, os quais tornam-se potencialmente nocivos aos seres humanos quando presentes em grandes quantidades nos tecidos dos organismos aquáticos (Beckvar et al., 2000; Pereira; Soares-Gomes, 2009; Marengoni et al., 2013). A origem destes está relacionada a efluentes industriais, escoamento das águas urbanas, extração, abastecimento, e operações de carga e descarga de navios petroleiros. Estas ocorrem, em sua maioria, em estações portuárias ou próximos a costa, onde é maior o potencial de danos ambientais (Law; Hellou, 1999; Almeda et al., 2013). A poluição pode causar diversos efeitos sobre organismos marinhos, incluindo a contaminação por patógenos, substâncias tóxicas, podendo causar a proliferação de organismos oportunistas como macroalgas da ordem Ulvales e a nível ecológico alterar a composição da comunidade (Veiga et al., 2020; Sampaio et al., 2022).

A macrofauna de costões rochosos pode sofrer alterações com a influência da antropização, podendo aumentar ou diminuir (Ramirez et al., 2005). Os costões ou afloramentos rochosos são muito afetados por impactos antrópicos por causa da sua proximidade com os ambientes terrestres. Esses locais abrigam uma grande variedade de espécies de importância econômica e ecológica como crustáceos, ostras, e bivalves de forma geral. Quando ocorrem de forma fragmentada, apresentam uma complexidade disposição de habitats que são ocupados por organismos adaptados as condições ambientais, contribuindo manutenção da biodiversidade e para qualidade ambiental (Ghilardi-Lopes; Berchez, 2012).

Nessa perspectiva, organismos sentinelas, como determinados macroinvertebrados bentônicos, são usados para monitorar a saúde ambiental desses ecossistemas. Organismos sentinelas são espécies que, devido às suas características biológicas e ecológicas, podem indicar a presença e o impacto de poluentes no ambiente. Suas características fundamentais para um bom desempenho em estudos de monitoramento incluem comportamento sésil, resistência a alterações ambientais, ampla distribuição e facilidade para coleta (Beeby, 2001; Ferreira et al., 2013). Os bivalves podem sinalizar sobre os impactos da poluição por efluente

de duas formas, acumulando nos tecidos, através estabelecimento de uma relação entre o nível de poluentes encontrado em seu organismo e o meio em que vivem e através da abundância ou ausência total no ambiente. Tais espécies funcionam como um tipo de bioindicador, pois sinalizam a disponibilidade destes compostos no ecossistema e, conseqüentemente, indicam a qualidade ambiental (Galvão et al., 2010; Joshy et al., 2022).

Dentre os organismos que são utilizados como sentinelas, os mexilhões se tornaram organismos muito vantajosos em pesquisas sobre qualidade ambiental de áreas costeiras, pois apresentam todos os atributos de um organismo modelo, somado a capacidade de filtração (Beyer et al., 2017; Wang et al., 2019). Mexilhões como modelos em pesquisas com toxinas na água começaram a ser utilizados na metade do século XX na década de 50 (Korringa, 1952; Fretter, 1953), ampliados para o entendimento do acúmulo de radioatividade (Schelske, 1964) e para a detecção de metais como o cádmio (Brooks; Rumsby, 1966). Posteriormente, na década de 70, foi proposto o Observatório Mundial de Mexilhões “Mussel Watch” (Galvão et al., 2010), com o intuito principal de monitorar as concentrações de hidrocarbonetos halogenados, metais pesados e petróleo nas regiões costeiras (Goldberg, 1975). Uma vantagem desses organismos é a rapidez com que sinalizam substâncias tóxicas, pois, por exemplo, em regiões afetadas por derramamento de petróleo, mexilhões absorvem hidrocarbonetos saturados e aromáticos do ambiente e armazenam em seus tecidos (Lee; Sauerheber; Benson, 1972; Joshy et al., 2022; Bhutia et al., 2023).

As espécies de mexilhões mais estudadas atualmente são os mitilídeos *Perna perna* (Linnaeus, 1758) e *Mytilus* spp. O primeiro tem origem no continente africano, mas está presente, no Brasil, na costa Sul e Sudeste (Pierri; Fossari; Magalhães, 2016). O segundo, conhecido genericamente como “mexilhão azul”, é típico de regiões temperadas (Beyer et al., 2017). São espécies de maior porte quando comparadas com as registradas de forma abundante em costões rochosos tropicais, como *Brachidontes exustus* (Linnaeus, 1758), *Modiolus* (Leach, 1815) e *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845), ainda pouco estudadas em pesquisas sobre qualidade ambiental.

Os moluscos mexilhões, de forma geral, têm importância socioeconômica para muitas famílias nas regiões costeiras no Brasil (Maia; Almeida; Moreira, 2006). Apesar da espécie *Brachidontes exustus* ser menos aproveitada na alimentação do que espécies maiores como *P. perna*. Razão para isso, devido a seu menor tamanho, mas possuem relevância ecológica como organismos bioengenheiros de sistemas costeiros, criando uma maior heterogeneidade no substrato e contribuindo para a diversidade local (Ghilardi-Lopes; Berchez, 2012). Ambientes mais biodiversos se recuperam mais facilmente de

perturbações/distúrbios, sendo mais eficientes no aproveitamento de recursos disponíveis e recrutamento de novas espécies (Bernhardt; Leslie, 2013).

Este projeto buscou analisar os efeitos da antropização sobre bivalves de costões rochosos urbanos, assim como os efeitos sobre a macrofauna bêntica associada aos bancos. Dessa forma, a pesquisa resultou em três manuscritos. O primeiro retratando um artigo de revisão sobre os impactos do efluente em ecossistemas rochosos costeiros tropicais e seus efeitos sobre os bivalves. O segundo retratou os bivalves como indicadores, analisando os efeitos da balneabilidade e urbanização sobre a cobertura de assembleias de bivalves em costões rochosos urbanos de Salvador, Bahia. O terceiro identificou os grupos associados aos bancos de *Brachidontes* e o efeito da antropização sobre a densidade utilizando seleção de modelos.

Objetivos

Objetivo Geral

Analisar como a antropização impacta os bancos de bivalves e sua macrofauna associada em costões rochosos urbanos tropicais.

Objetivos específicos

- Analisar os efeitos dos impactos causados por efluente sobre bivalves de ecossistemas costeiros tropicais;
- Avaliar os efeitos da antropização sobre a cobertura de bivalves e outros grupos bentônicos em praias rochosas urbanas em Salvador, Bahia;
- Analisar o efeito da antropização sobre a densidade de bivalves e da fauna associada de praias urbanas em Salvador, Bahia.

Referências Bibliográficas

ALMEDA, R. et al. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Plos One**, v. 8, n. 6, p. e67212, 28 jun. 2013. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0067212>>.

ANANDRAJ, A. et al. Metal accumulation, filtration and O₂ uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, v. 132, n. 3, p. 355–363, 2002.

BECKVAR, N. et al. An in-situ assessment of mercury contamination in the Sudbury River, Massachusetts, using transplanted freshwater mussels (*Elliptio complanata*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 57, n. 5, p. 1103–1112, 2000.

BERNHARDT, J. R.; LESLIE, H. M. Resilience to Climate Change in Coastal Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, v. 5, p. 371–392, 2013.

BEEBY, A. What do sentinels stand for? **Environmental Pollution**, v. 112, n. 2, p. 285–298, 2001.

BERGONCI, P.; THOMÉ, J. Vertical distribution, segregation by size and recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* Deshayes, 1854 (Mollusca, Bivalvia, Mesodesmatidae) in exposed sandy beaches of the Rio Grande do Sul state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 297–305, 2008.

BERCHEZ, F.; BUCKERIDGE, M. S. Impactos das atividades humanas sobre a biodiversidade marinha. In: GHILARDI-LOPES, N. P.; HADEL, V. F.; BERCHEZ, F. (Ed.). **Guia para Educação Ambiental em Costões Rochosos**. Artmed ed. p. 200.

BEYER, J. et al. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 338–365, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>>.

BROOKS, R. R.; RUMSBY, M. G. Studies on the uptake of cadmium by the oyster, *Ostrea sinuata* (Lamarck). **Marine and Freshwater Research**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 53–61, 1966. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/MF9670053>

BHUTIA, T., NASNODKAR, M.R., NAYAK, G.N., 2023. Speciation of metals in sediments and their bioaccumulation by edible bivalves (*Cassosstrea* spp. and *Polymesoda* spp.) in the aquatic bodies of Goa, west coast of India. *Arab. J. Geosci.* 16. <https://doi.org/10.1007/s12517-023-11488-w>

FERREIRA, M. S. et al. Trace metal contamination in mussel *Perna perna* from brazilian coast | Contamination por metais traço em mexilhões *Perna perna* da costa brasileira. **Ciencia Rural**, v. 43, n. 6, p. 1–9, 2013.

FRETTER, V. Experiments with radioactive strontium (90 Sr) on certain molluscs and polychaetes. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 32, n. 2, p. 367–384, 1953.

GALVÃO, P.M. A. et al. Bioacumulação de metais pesados em moluscos mexilhões: aspectos

evolutivos e ecológicos a serem considerados para a biomonitoração de ambientes marinhos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 2, p. 59, 2010.

GOLDBERG, E. D. The mussel watch - A first step in global marine monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 6, n. 7, p. 111, 1975.

JOSHY, A., SHARMA, S.R.K., MINI, K.G., Gangadharan, S., Pranav, P., 2022. Histopathological evaluation of bivalves from the southwest coast of India as an indicator of environmental quality. **Aquat. Toxicol.** 243, 106076. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106076>

KORRINGA, P. Recent advances in oyster biology. **The Quarterly review of biology**, v. 27, n. 4, p. 266–308, 1952.

LAW, R. J.; HELLOU, J. Contamination of fish and shellfish following oil spill incidents. **Environmental Geosciences**, v. 6, n. 2, p. 90–98, 1999.

LEE, R. F.; SAUERHEBER, R.; BENSON, A. A. Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. **Science**, v. 177, n. 4046, p. 344–346, 1972.

MAIA, C. B.; ALMEIDA, A. C. M.; MOREIRA, F. R. Avaliação do Teor de Chumbo em Mexilhões da Espécie *Perna perna* na Região Metropolitana da Cidade do Rio de Janeiro. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, n. 2, p. 195–198, 2006.

MARENGONI, N. G. et al. Bioacumulação de Metais Pesados e Nutrientes no Mexilhão Dourado do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu Binacional. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 359–363, 2013.

PIERRI, B. S.; FOSSARI, T. D.; MAGALHÃES, A. R. M. O mexilhão *Perna perna* no Brasil: Nativo ou exótico? **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, n. 2, p. 404–414, 2016.

RODRIGUES, A. M. L.; BORGES-AZEVEDO, M. C.; HENRY-SILVA, G. G. Aspectos da biologia e ecologia do molusco mexilhão. **Brazilian Journal of Biosciences**, v. 8, n. 4, p. 377–383, 2010. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1540/983>>.

SAMPAIO, L., MOREIRA, J., RUBAL, M., GUERRERO-MESEGUER, L., VEIGA, P., 2022. A Review of Coastal Anthropogenic Impacts on Mytilid Mussel Beds: Effects on Mussels and Their Associated Assemblages. *Diversity* 14. <https://doi.org/10.3390/d14050409>

SCHELSKE, C. L. Ecological implications of radioactivity accumulated by molluscs. **Ecology**, v. 45, p. 149–50, 1964.

SILVA, J. D. A. O Uso do Ensaio Cometa para o Ensino de Genética Toxicológica. **Genética na Escola**, v. 33, p. 30–33, 2007.

SILVA, P. P.; PESO-AGUIA, M. C.; RIBEIRO, G. Ciclo gametogênico e comportamento reprodutivo de *Iphigenia brasiliiana* (Mollusca, Bivalvia, Donacidae) no estuário do rio Subaé, baía de todos os Santos, Bahia, Brasil. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 102, n. 4, p. 359–369, 2012.

WANG, Z. et al. Mussel-Inspired Surface Engineering for Water-Remediation Materials. **Matter**, v. 1, n. 1, p. 115–155, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matt.2019.05.002>>.

Capítulo I

Artigo submetido ao periódico Oecologia Australis

Como estudar o efeito do efluente sobre bivalves em costões rochosos tropicais – uma análise cienciométrica

Ingrid Silva Rodrigues^{1,2,4}, Erminda da Conceição Guerreiro Couto², Gilson Correia de Carvalho^{1,3} & Pavel Dodonov⁴

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia; endereço: Rua Barão de Jeremoabo, 668 - Campus de Ondina CEP: 40170-115, Salvador-Bahia, Brasil.

²Laboratório de Ecologia Bêntica, Universidade Estadual de Santa Cruz, endereço: Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Jorge Amado, Km 16 - Salobrinho, 45662-900, Ilhéus - Bahia, Brasil.

³BioQuant - Grupo de Estudo em Biologia Quantitativa, Departamento de Biotecnologia, Instituto de Ciências da Saúde, Universidade Federal da Bahia, endereço: Av. Reitor Miguel Calmon s/n, Vale do Canela, 40160-000, Salvador - Bahia, Brasil.

⁴Laboratório de Ecologia Espacial, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, endereço: Rua Barão de Jeremoabo, 668 - Campus de Ondina CEP: 40170-115, Salvador-Bahia, Brasil.

E-mails: ingridbels@hotmail.com (*autor para correspondência); minda@uesc.br; biogilson@gmail.com; pdodonov@gmail.com

Resumo

Bivalves são indicadores de qualidade ambiental devido à sua capacidade de acumular substâncias tóxicas e toxinas, tornando-os ideais para estudos de monitoramento. O efluente é uma das principais fontes de poluição nesses ambientes, sendo transportado dentre outras formas por águas pluviais. No Brasil, a captação e tratamento de efluentes variam amplamente por região, com algumas áreas, como o Nordeste, apresentando taxas de tratamento consideravelmente baixas em escala global. Os costões rochosos tropicais são ambientes ricos em biodiversidade devido ao clima estável e temperaturas mais elevadas da água, que aceleram os processos metabólicos das espécies marinhas. Os bivalves desempenham um papel fundamental nesses ecossistemas, pois constroem substratos bidimensionais em suas conchas, atraindo várias espécies. Revisamos estudos que investigam os efeitos da poluição por efluente em bivalves de costões rochosos tropicais. Encontramos apenas 15 artigos que se enquadravam nos nossos critérios de inclusão. Os métodos de pesquisa incluem análises físico-químicas e biológicas. Os resultados indicam que a análise de metais pesados nos tecidos dos bivalves é uma abordagem comum, e a cromatografia é frequentemente utilizada para essa finalidade. Além disso, os estudos também abordam danos ao material genético dos bivalves e a presença de patógenos. A revisão revela que a pesquisa sobre os impactos da poluição por efluente em bivalves de costões rochosos tropicais é ampla, mas os estudos tendem a se concentrar em análises químicas. Os

resultados também destacam a importância de abordagens ecológicas na compreensão dos efeitos da poluição e a necessidade de mais pesquisas nesse campo.

Palavras-chaves: bioindicadores; sentinelas ambientais; mexilhões; poluição.

How to study the effect of sewage on bivalves in tropical rocky coasts – a scientometric analysis

Abstract

Bivalves are indicators of environmental quality due to their ability to accumulate toxic substances and toxins, making them ideal for monitoring studies. Sewage is one of the main sources of pollution in these environments, being transported by rainwater and industrial and domestic effluents. In Brazil, sewage collection and treatment vary widely by region, with some areas, such as the Northeast, showing considerably low treatment rates on a global scale. Tropical rocky coasts are environments rich in biodiversity due to the stable climate and higher water temperatures, which accelerate the metabolic processes of marine species. Bivalves play a fundamental role in these ecosystems, as they build two-dimensional substrates in their shells, attracting various species. We reviewed studies investigating the effects of sewage pollution on bivalves from tropical rocky shores. We found only 15 articles that met our inclusion criteria. Research methods include physicochemical and biological analyses. The results indicate that the analysis of heavy metals in bivalve tissues is a common approach, and chromatography is often used for this purpose. Furthermore, the studies also address damage to the genetic material of bivalves and the presence of pathogens. Regarding statistical analysis, a variety of methods were used, including ANOVA, Student's t-test, Mann-Whitney test, Wilcoxon test, Kruskal-Wallis test, and multivariate analyses such as ANOSIM and PCA. In addition, several statistical programs are used, including PRIMER-e, STATISTICA, PAST, and SPSS. The bibliometric review reveals that research on the impacts of sewage pollution on bivalves from tropical rocky shores is extensive, but studies tend to focus on chemical analyses. The results also highlight the importance of ecological approaches in understanding the effects of pollution and the need for more research in this field.

Key words: bioindicadores; environmental sentinels; mussels; pollution.

1. Introdução

As zonas costeiras marinhas são alvos da exploração de diferentes recursos e destino de muitos resíduos (Veiga *et al.* 2022). Estes chegam à costa através do escoamento superficial pela água da chuva e emissão de efluentes domésticos e industriais (Atalah & Crowe 2012, Mearns *et al.* 2015, Peleg *et al.* 2023). As descargas de poluentes podem tornar impróprias as praias, afetando suas relações tróficas (Kunze *et al.* 2021). Novos gradientes ambientais, resultantes da diluição destes poluentes, se sobrepõem aos gradientes naturais como exposição ao ar, competição e predação, podendo impactar os organismos em nível ecológico, alterando seus padrões de distribuição, densidade e riqueza; e biológico, com alterações morfológicas, genéticas e no ciclo de vida (Sampaio *et al.* 2022).

O efluente é uma das formas de poluição mais comum (Praveena *et al.* 2023). É descartado em focos pontuais, ou dispersos, na zona entre marés através de tubulações aparentes ou não, além de poder ser lançado no mar aberto, por meio de emissários submarinos, sendo sua constituição variada (Jones *et al.* 2021; Soldi *et al.* 2023).

Um ambiente com grande potencial de ser afetados pela poluição por efluente são os costões rochosos. Costões rochosos são formações rochosas na zona entre-marés, constituídas por rochas magmáticas e metamórficas e divididas em três zonas: supra-litoral, médio litoral e infralitoral. Neste ambiente os organismos são distribuídos em faixas de tolerância, processo denominado de zonação. A porção superior é limitada por fatores abióticos como dessecação, temperatura, salinidade e ação das ondas, já as forças predominantes na zona inferior são as interações entre as espécies (Connell 1961, Kunze *et al.* 2021). Os costões rochosos tropicais são mais biodiversos que os de zonas temperadas e polares por apresentarem clima mais estável com temperaturas elevadas e menor variação sazonal. Temperaturas mais altas da água aceleram os processos metabólicos, permitindo que as espécies marinhas tenham taxas de reprodução e crescimento mais elevadas (Kostylev *et al.* 2005).

Dentre a fauna de costões rochosos, têm grande destaque os bivalves (Mollusca: Bivalvia) (Veiga *et al.*, 2022). De forma geral, são sésseis, permanecendo fixos no substrato onde assentam. Possuem resistência às toxinas, o que favorece o seu uso como indicadores de poluição ambiental (Wang *et al.* 2019, Peleg *et al.* 2023). Se alimentam filtrando partículas dissolvidas na água (Veiga *et al.* 2022). Juntamente com as partículas também são absorvidas substâncias tóxicas, as quais acabam se concentrando nos tecidos e conchas (Azizi *et al.* 2018).

São considerados bioengenheiros de ecossistemas, construindo substrato adicional na porção superior das conchas e na porção inferior, onde o bisso fica em contato com o substrato, sendo também considerados espécies-chave (Sampaio *et al.* 2022). Acumulam excretas e sedimentos entre as valvas, atraindo uma ampla gama de espécies vageis e sésseis pela disponibilidade de micro-habitats úmidos, ricos em recursos biológicos (Troost *et al.* 2022).

Conforme o exposto acima, fica evidente que bivalves desempenham um papel importante do ponto de vista ecológico, estruturando as comunidades de ecossistemas costeiros, servindo como habitat para outras espécies bentônicas. Assim, entender como o efluente afeta os bivalves é crucial para a conservação da biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas marinhos, assim como para a gestão ambiental e a tomada de decisões relacionadas à poluição hídrica. Diversos protocolos têm sido utilizados para detectar o efeito

da poluição por efluentes nos bivalves. Alguns deles tem alto custo e/ou são de difícil aplicação, principalmente para países em desenvolvimento, enquanto outros são mais acessíveis e de fácil replicação. Nesta revisão discutiremos quais são as abordagens adotadas para analisar como os bivalves respondem à poluição por efluente na zona entremarés de costões rochosos tropicais.

2. Metodologia

Realizou-se uma revisão sistemática de literatura visando identificar artigos científicos que abordaram os efeitos, sobre bivalves, da poluição por efluente em costões rochosos tropicais, incluindo estudos que avaliaram alterações morfológicas, celulares, genéticas, teciduais e/ou ecológicas, em decorrência da contaminação. Para isso, realizamos a busca e seleção de artigos em quatro etapas baseadas no protocolo PRISMA (Itens de Relato Preferenciais para Revisões Sistemáticas e Meta-Análises): identificação, seleção, elegibilidade e inclusão (Moher *et al.* 2015).

Para a etapa de identificação realizamos a busca nas bases de dados “Google Scholar” e “Web of Science”, incluindo trabalhos publicados desde 1975, data do lançamento do primeiro Mussel Watch Program, até 16 de dezembro de 2022 (quando finalizamos a busca). Os termos de busca utilizados no “Google Scholar” foram “coastal indicators”, “environmental sentinel mussels”, “coastal pollution in mussels” e “sewage in rocky shores”. Na “Web of Science” buscamos termos nos títulos, resumos e palavras-chave dos artigos por meio da expressão TS= (marine OR marine environment OR marine pollution* OR coastal pollution* OR rocky shore*) AND TS=(sewage* OR contamin* OR oil OR petrol* OR heavy metals OR crude oil OR oil spill*) AND TS=(mussel OR mussels OR bivalvia OR sentinel OR marine mollusc* OR marine biota) AND TS=(tropic* OR neotropic* OR paleotropic* OR Brazil* OR South America* OR Africa* OR India* OR Asia* OR Central America*). A escolha dos termos de busca foi realizada com o auxílio do pacote ‘litsearchr’ segundo o protocolo proposto por Grames e colaboradores (Grames *et al.* 2019, Hester *et al.* 2021) a partir de um conjunto inicial de termos. Termos referentes a contaminação por petróleo foram inicialmente incluídos visando avaliar também estudos sobre estes contaminantes, sendo que após uma análise preliminar decidimos focar apenas em contaminação por efluente.

A seguir, realizaram-se as etapas de seleção e elegibilidade dos artigos, usando os seguintes critérios de inclusão e exclusão: a) inclusão de apenas artigos científicos publicados em periódicos científicos; b) exclusão de resenhas, teses, resumos de congressos, revisões,

livros, capítulos de livros, relatórios técnicos, textos de *sites* e *blogs*; c) os títulos precisavam conter palavras iguais ou equivalentes a bioindicadores, sentinelas, mexilhões ou bivalves; d) os títulos e resumos dos artigos não deveriam mencionar mexilhões artificiais ou substratos artificiais e praias arenosas ou substrato inconsolidado ou manguezal; e) os títulos, palavras-chave ou resumos dos artigos precisavam mencionar o tipo de poluição (efluente) ou efluentes; f) o estudo precisava ter sido realizado na região tropical ou subtropical; g) áreas de coleta precisavam ser em costões rochosos ou afloramentos rochosos. A etapa de seleção consistiu na leitura dos títulos e resumos; na etapa de elegibilidade, o texto completo do artigo foi lido.

Finalmente, extraíram-se as seguintes informações dos trabalhos selecionados: tipo de abordagem empregada, ano da publicação, número de citações do artigo a partir das métricas do “Google Scholar”, país no qual foi realizado, coordenadas geográficas das áreas de estudo, revista de publicação, informações sobre os métodos e análise de dados, incluindo os *softwares* estatísticos utilizados, a espécie analisada, inclusão ou não da análise de metais pesados, presença ou ausência de patógenos e inclusão ou não da macrofauna associada.

3. Resultados

Foram registrados 545 artigos nas duas bases de dados, restando 509 após eliminação de duplicatas. Após triagem preliminar foram selecionados 83 artigos. Esse conjunto foi reduzido, com base nos critérios de inclusão e exclusão, para 15 artigos (Figura 1).

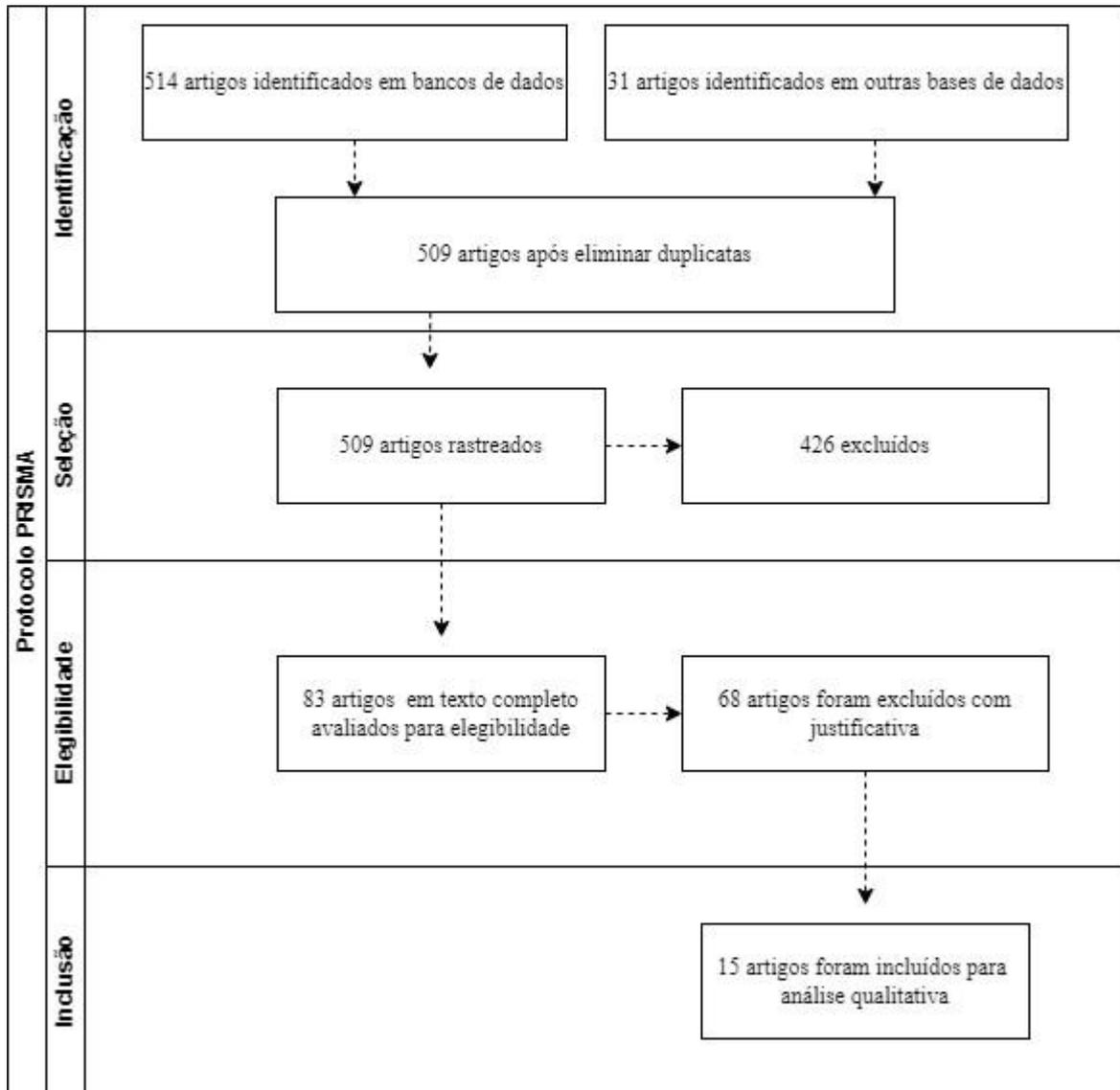


Figura 1. Etapas iniciais da revisão adaptadas do protocolo PRISMA (Moher et al. 2015)

As revistas com o maior número de publicações foram *Marine Pollution Bulletin* (2) e *Science of the Total Environment* (2). As demais revistas só apareceram uma única vez. Os artigos analisados apresentaram grande variação na sua frequência de citações, com média e desvio padrão de $27 \pm 28,9$ citações por trabalho (Figura 2). Dentre os estudos analisados o artigo com maior tempo de publicação foi o de Avelar et al. (2000) e o mais recente foi o de Hauser-Davis et al. (2021), com 95 e seis citações, respectivamente. Também verificamos a existência de uma relação entre o ano de publicação e o número de citações ($r = -0,80$), sendo altamente significativa (valor-p = 0,0002589), indicando que artigos mais recentes tendem a ter menos citações (Figura 2).

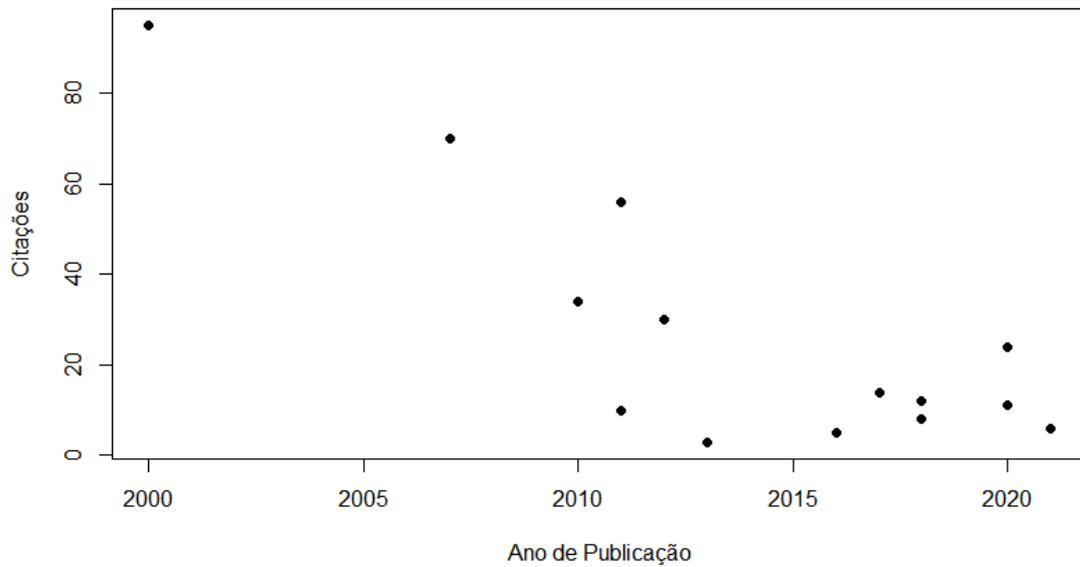


Figura 2. Dispersão do número de citações dos estudos analisados em função do ano de publicação.

As pesquisas foram desenvolvidas na África do Sul, Brasil, Camboja, China, Hong Kong, Índia, Indonésia, Irã, Japão, Malásia, Nova Caledônia, Filipinas e Vietnã (figura 3). O Brasil apresentou o maior número de trabalhos, seguido pela Índia. O estudo com a maior amplitude geográfica foi o de Isobe e colaboradores (2012), que incluiu nove países pesquisados simultaneamente.

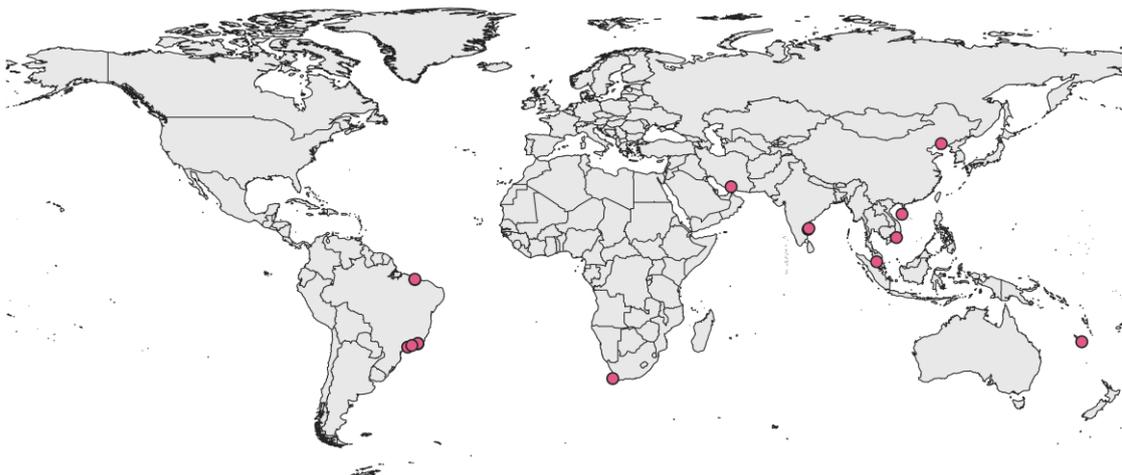


Figura 3. Localidades de coleta dos estudos incluídos nesta revisão.

Identificamos duas ordens, Mytilida e Ostreida, nos trabalhos analisados. Mytilida foi pesquisada em 11 (73%) dos 15 estudos analisados e Ostreida em quatro (26%). Os estudos analisaram de uma a três espécies. Os bivalves mais estudados pertenceram aos gêneros *Perna* spp. e *Mytilus* spp., ambos da família Mytilidae. Para o gênero *Perna*, foram

apontadas duas espécies: *Perna perna* (Linnaeus, 1758) e *Perna viridis* (Linnaeus, 1758), sendo esta última mencionada em dois estudos. O gênero *Mytilus* foi representado por três espécies: *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758; *Mytilus unguiculatus* Valenciennes, 1858 e *Mytilus galloprovincialis* (Linnaeus, 1758). Houve ainda gêneros menos estudados: *Crassostrea* spp., *Malleus* spp., *Isognomon* spp., e *Saccostrea* spp., (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de bivalves estudadas em cada artigo analisado, ordenadas por ordem decrescente do número de publicações.

Espécies	Artigos
Ordem Mytilida	
Família Mytilidae	
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	Avelar <i>et al.</i> 2000 Campolim <i>et al.</i> 2017; Campolim <i>et al.</i> 2018; Santos <i>et al.</i> 2018; Francioni <i>et al.</i> 2007; Hauser-Davis <i>et al.</i> 2021; Jayme <i>et al.</i> 2016; Mariné Oliveira <i>et al.</i> 2016 Isobe <i>et al.</i> 2012, Yap & Tan 2011,
<i>Mytilus edulis</i> Linnaeus, 1758	Isobe <i>et al.</i> 2012, Yap & Tan 2011,
<i>Mytilus unguiculatus</i> Valenciennes, 1858	Isobe <i>et al.</i> 2012, Yap & Tan 2011,
<i>Perna viridis</i> (Linnaeus, 1758)	Isobe <i>et al.</i> 2012, Yap & Tan 2011
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	Ojemaye <i>et al.</i> 2020
Ordem Ostreida	
Família Malleidae	
<i>Malleus regula</i> (Forsskål, 1775)	Isobe <i>et al.</i> 2012, Yap & Tan 2011
Família Ostreidae	
<i>Crassostrea madrasensis</i> (Preston, 1916)	Priya <i>et al.</i> 2011
<i>Crassostrea rhizophorae</i> (Guilding, 1828)	Ribeiro <i>et al.</i> 2020
<i>Saccostrea cucullata</i> (Nascido, 1778)	Shirneshan <i>et al.</i> 2013
Família Isognomonidae	
<i>Isognomon bicolor</i> (CB Adams, 1845)	Hedouin <i>et al.</i> 2010

Foram observadas diferentes abordagens utilizadas para estimar a influência da poluição por efluente, e não encontramos um protocolo padrão. A maior parte dos estudos

avaliou a poluição por efluente considerando variáveis físico-químicas em conjunto com biológicas, como por exemplo a concentração média de metais presentes em tecidos moles e conchas (13 artigos - 87%). Não encontramos estudos que tivessem usado métodos ecológicos, como estimativas da abundância, riqueza e diversidade de bivalves e macrofauna associada, dentro da zona tropical. As abordagens biológicas só foram usadas exclusivamente em dois artigos e se limitaram a abordagens genéticas, analisando o impacto dos metais presentes em efluentes e seus possíveis danos ao material genético dos bivalves (Jayme et al. 2016; Mariné Oliveira et al. 2016). Quanto à denominação do tipo de poluição mencionado nos estudos, foram observadas quatro categorias principais: 1) efluente, 2) efluente urbano, 3) efluentes industriais, 4) resíduos industriais; além de denominações menos comuns, por exemplo “poluição fecal” (Santos et al. 2018).

A concentração de metais pesados foi analisada em 10 artigos, sendo usados principalmente os seguintes métodos: espectrometria de massa ou de adsorção atômica (Shirneshan et al. 2013; Hauser-Davis et al. 2021), cromatografia de permeação em gel (GPC) e cromatografia líquida ultra performática (Isobe et al. 2012). Ribeiro e colaboradores (2020) avaliaram presença de mercúrio com duas técnicas, espectrometria por emissão óptica e por absorção atômica de vapor frio. Análises genômicas foram empregadas por Francioni e colaboradores (2007) para estimar danos no material genético dos tecidos.

A detecção de organismos com potencial patogênico foi realizada em três estudos (20%). Dois relacionaram a contaminação fecal feita com o teste de coliformes fecais, enfocando *Escherichia coli* (Santos et al. 2018). Também foi usada a Reação em Cadeia da Polimerase (PCR) para detecção de material genético de bactérias e protozoários conforme descrito por Jayme et al. (2016) e Mariné Oliveira et al. (2016).

Shapiro-Wilk e Kolmogorov-Smirnov (Santos et al. 2018) foram os testes de normalidade mencionados para confirmação dos pressupostos paramétricos. O nível de significância comumente adotado por todos os trabalhos analisados foi de 0.05. Isso significa que as pesquisas analisadas estabeleceram um critério para determinar se os resultados eram estatisticamente significativos, aceitando-os apenas quando a probabilidade de que a hipótese nula gerasse um resultado como o observado ou mais extremo fosse igual ou inferior a 5%.

Os métodos univariados paramétricos mais utilizados foram a Análise de Variância (ANOVA), citada em 13 trabalhos (87%), com duas variações descritas, uni ou bifatorial; e o teste t de Student (Campolim et al. 2017). Os testes de Duncan, Mann-Whitney, Wilcoxon e Kruskal-Wallis foram os testes univariados não paramétricos mais utilizados, sendo o último

aplicado em conjunto com a correção de Bonferroni aplicada a testes de Mann-Whitney (Campolim *et al.* 2017).

Os métodos multivariados mais utilizados foram Análise de Agrupamento (*Cluster Analysis*), Análise de Similaridade (ANOSIM), Análise Multivariada de Variância por Permutação (PERMANOVA) (Santos *et al.* 2018) e Análise de Componentes Principais (PCA) (Francioni *et al.* 2007, Santos *et al.* 2018, Hauser-Davis *et al.* 2021).

Os principais softwares mais utilizados foram o STATISTICA e o Software PAST, seguido pelo PRIMER-e (Hammer 2018). Um total de quatro artigos (26%) não fizeram menção a qualquer tipo de programa. Cinco artigos (33%) utilizaram mais de um software, os demais (40%) utilizaram apenas um programa para a análise dos dados (Tabela 2). A variação em relação a cada artigo era a versão e a atualização de cada programa. Um software não citado foi o R, ou suas interfaces como R Studio (R Core Team 2018).

Além dos programas estatísticos mencionados pelos autores, também foram utilizados *softwares* de outros tipos. Assim, para controle da cromatografia e para análise de espectros foi usado o Inter Winner 6 (Hédouin *et al.* 2010) e para análises genômicas foi usado o Mega 6 (Mariné Oliveira *et al.*, 2016). Os softwares tinham três tipos de licença: livre, parcialmente livre e privada (Tabela 2).

Tabela 2. Programas utilizados pelos autores nas análises estatísticas dos dados.

Software	Tipo de Licença	Artigo
Assistat (beta) 7.7	livre	Jayme <i>et al.</i> 2016
Não informado	não informada	Laxmi Priya <i>et al.</i> 2011; Ribeiro <i>et al.</i> 2020; Avelar <i>et al.</i> 2000; Yap & Tan 2011
PAST	livre	Campolim <i>et al.</i> 2017; Campolim <i>et al.</i> 2018
Primer-e	livre; privada	Hauser-Davis <i>et al.</i> 2021
Statistica	privada	Francioni <i>et al.</i> 2007; Hauser-Davis <i>et al.</i> 2021; Hedouin <i>et al.</i> 2010; Santos <i>et al.</i> 2018; Shirneshan <i>et al.</i> 2013
InterWinner 6	privada	Hedouin <i>et al.</i> 2010
GraphPad Prism 5.0	parcialmente livre	Santos <i>et al.</i> 2018
SPSS	privada	Shirneshan <i>et al.</i> 2013; Ojemaye <i>et al.</i> 2020
StatView 5	parcialmente livre	Isobe <i>et al.</i> 2012
Mega 6	Parcialmente livre	Mariné Oliveira <i>et al.</i> 2016

4. Discussão

Encontramos uma quantidade pequena de estudos que se encaixaram nos nossos critérios de inclusão e exclusão – apenas 15 para a zona tropical. Isso mostra como os impactos da poluição sobre bivalves ainda são um tema pouco explorado nesta região. Além disso, encontramos apenas um estudo realizado no continente africano. Estudos mais antigos no geral foram mais citados, mas houve também estudos recente com um número substancial de citações, destacando a importância da qualidade da pesquisa e da contribuição real para o avanço do conhecimento, já que artigos recentes podem receber muitas citações ao oferecerem uma contribuição significativa e inovadora para a área. Em resumo, a análise das citações em artigos científicos é um campo de estudo em constante evolução que envolve uma série de fatores complexos. Os resultados apresentados sugerem a necessidade de uma compreensão mais aprofundada das dinâmicas por trás das citações, considerando não apenas a antiguidade dos artigos, mas também a qualidade da pesquisa, o contexto da área de estudo e as mudanças nas práticas de comunicação científica ao longo do tempo (Tahamtan & Bornmann 2019).

A maioria dos trabalhos que avaliou os impactos da poluição sobre os bivalves de costões rochosos priorizou protocolos de análise de metais e de substâncias tóxicas nos tecidos e/ou danos causados ao material genético. Não encontramos estudos que tenham usado análises ecológicas que considerassem a composição, abundância e riqueza das comunidades associadas aos bancos de mexilhões impactados por efluente, pelo menos para a região tropical e subtropical; os únicos trabalhos que encontramos com essa abordagem (Adami et al., 2004; Buzzi and Marcovecchio, 2018; Cabral-Oliveira et al., 2014; Elías et al., 2009; Gappa et al., 1990; Jadhav et al., 2011; Lu and Wang, 2018) foram realizadas na região temperada, na Argentina, e assim não incluídos no nosso estudo. Estudos envolvendo análises químicas dos tecidos são considerados robustos e bem desenvolvidos pelos pesquisadores, e estão sendo aperfeiçoados desde o primeiro programa de monitoramento, iniciado na década de 1970: o *Mussel Watch Program* (Kelaheer et al. 2007).

Todos os gêneros de bivalves utilizados pelos autores como organismos-modelo são espécies bioengenheiras de ecossistemas costeiros, aumentando a complexidade estrutural da comunidade (Azizi et al. 2018). Por outro lado, *Brachidontes* Swainson, 1840 foi o gênero não estudado de acordo com a nossa revisão. Também faltaram estudos sobre os impactos da poluição nas espécies associadas aos bivalves. Espécies associadas como poliquetas e moluscos buscam locais úmidos como refúgio na maré baixa, mas também locais para nidificação e reprodução, de modo que bivalves podem ser um micro-habitat permanente ou

temporário (Kelaher *et al.* 2007). Ainda são pouco conhecidos os efeitos da poluição sobre a composição das espécies associadas aos bancos de bivalves e as abordagens ecológicas podem enriquecer os métodos tradicionais de biomonitoramento (Sampaio *et al.* 2022).

Embora pesquisas ecológicas e/ou zoológicas das comunidades associadas aos bivalves envolvam um período razoável de separação, contagem e identificação dos organismos, elas podem ser tão robustas quanto as análises físico-químicas e não exigem recursos financeiros altos para serem realizadas (Atalah & Crowe 2012). A principal vantagem é o conhecimento dos efeitos do efluente sobre a composição e diversidade de espécies (Kunze *et al.* 2021). Praias poluídas tendem a “favorecer” espécies oportunistas, como poliquetas e a alga clorofícea *Ulva lactuca* L., 1753, que torna o ambiente homogêneo e é uma indicadora de entrada de fósforo no ambiente, um componente do efluente doméstico (Rainbow & Phillips 1993). Espécies com este comportamento colonizam os substratos de forma abundante, aproveitando a grande entrada de nutrientes, limitando a colonização por outras (Sampaio *et al.* 2022).

A detecção de metais pesados nos tecidos de bivalves é essencial para avaliar a contaminação ambiental e seus riscos à saúde humana (Tanhan *et al.* 2023). A cromatografia é uma técnica química amplamente utilizada para detectar metais em concentrações muito baixas, proporcionando resultados confiáveis. Entretanto, existem desvantagens associadas ao seu uso, porque é necessário uma infraestrutura especializada e treinamento, o que pode ser custoso para pesquisadores sem estrutura e financiamento. Outro aspecto é a administração do tempo na preparação das amostras e análise. Além disso, o método pode ter que ser adaptado para cada metal específico (Mühlen & Lanças 2004). Dessa maneira, é importante considerar as limitações de cada técnica, buscando melhores alternativas para uma análise mais eficiente e abrangente (Borges *et al.* 2021).

Em relação às análises estatísticas, testes paramétricos e testes de normalidade (Shapiro-Wilk e Kolmogorov-Smirnov) foram frequentemente utilizados. De forma geral, os testes de normalidade são influenciados pelo tamanho amostral. Amostras consideradas pequenas podem incidir em erro do tipo II. Nestes casos o teste mais recomendado é o de Shapiro-Wilk. Quando o número amostral é maior ($n > 500$) a eficiência dos testes de normalidade é melhor, sendo recomendado pelos autores a adoção de um nível de significância mais conservador, como $p < 0,01$ (Torman *et al.* 2012, Miot 2017). O teste de Kolmogorov-Smirnov (Santos *et al.* 2018) é um teste recomendado principalmente com o intuito de verificação da qualidade do ajuste das distribuições, avaliação de aderência, homogeneidade e análise de resíduos (Miot 2017).

Análises multivariadas também foram usadas frequentemente (Santos *et al.* 2018, Hauser-Davis *et al.* 2021). A principal vantagem em análises multivariadas é sua robustez e a incorporação de diferentes tipos de variáveis, ambientais e biológicas. Elas são frequentemente usadas para reduzir dados complexos em conjuntos menores e mais flexíveis, permitindo a visualização de padrões (Gotelli & Ellison 2011).

Em primeira análise, as abordagens estatísticas usadas nestas pesquisas diferem ligeiramente das tendências atuais na Ecologia (Touchon & McCoy 2016). Apesar da análise de variância (ANOVA) ter sido o teste paramétrico mais executado nos artigos analisados, a proporção de artigos na área de ecologia utilizando ANOVA ou o teste de Mann-Whitney diminuiu consideravelmente entre 2000 e 2010, enquanto o uso da regressão linear tem aumentado (Touchon & McCoy 2016). Além disso, embora abordagens como estatística Bayesiana ou a de seleção de modelos tenham sido utilizadas com maior frequência desde a década de 90 (Touchon & McCoy 2016), essas análises não foram utilizadas pelos autores analisados.

Não observamos uma padronização na utilização dos *softwares* para as análises e não foi evidenciado pelos autores a motivação por trás da escolha, apesar da maioria das licenças dos programas ser privada. A decisão pode envolver afinidade com os dispositivos, prática com a utilização e com o tipo de licença. Atualmente estão disponíveis diversos programas com licenças gratuitas, que podem ser baixados de forma facilitada, como o R (R Core Team 2018), além de outros também gratuitos como PAST, BioEstat, JASP e Jamovi que não exigem conhecimentos em programação. A utilização do R entre os ecólogos aumentou expressivamente desde os anos 2000, apesar de requerer inicialmente um treinamento básico em programação, enquanto outros softwares utilizados, como o SPSS, têm diminuído na ecologia como um todo (Touchon & McCoy 2016).

5. Considerações finais

As pesquisas envolvendo mexilhões como bioindicadores priorizaram análises químicas, com avaliação da concentração de substâncias tóxicas nos tecidos e de danos no material genético. Essas técnicas podem se tornar muito onerosas para grupos de pesquisa que tem poucos recursos financeiros para desenvolvê-las, pois são técnicas que precisam de reagentes e equipamentos caros. Talvez essa seja uma das principais limitações em países

cujo desenvolvimento tecnológico ainda caminha lentamente, fruto de cortes na pesquisa, insuficiência em investimento, ou excesso de burocracia para conseguir financiamento.

Métricas ecológicas são uma alternativa viável que pode ser utilizada em conjunto, ou isoladamente, com as análises química dos tecidos. Entender como a diversidade é influenciada pela poluição pode nos levar a compreender os limites ecológicos de uma comunidade. A padronização dos delineamentos amostrais depende do objetivo da pesquisa, da espécie modelo analisada, de parâmetros bióticos e abióticos e na adaptação de alguns protocolos de sucesso.

Recomendamos que além dos testes físico-químicos em bivalves seja estimulado o desenvolvimento de protocolos alternativos (ecológicos) – abordagens tão robustas e relevantes quanto os métodos químicos. Uma alternativa para pesquisadores que desejam executar esses métodos e não possuem treinamento ou habilidade com a fauna de costões rochosos seria estabelecer parcerias com outros pesquisadores especialistas em taxonomia.

Salientamos a necessidade de estudar aspectos ecológicos e taxonômicos da fauna associada aos mexilhões como parte da avaliação deles como indicadores de qualidade ambiental, pois sofrem as mesmas pressões antropogênicas. É importante considerar que existe uma insuficiência de pesquisas com abordagens ecológicas avaliando a influência do efluente sobre bivalves e fauna associada de costões rochosos tropicais, demonstrando a necessidade de mais pesquisas.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB pela concessão da bolsa de estudo, sem ela não, não seria possível a realização dessa pesquisa.

Referências

- Atalah, J., & Crowe, T. P. 2012. Nutrient enrichment and variation in community structure on rocky shores: The potential of molluscan assemblages for biomonitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99, 162–170. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.12.034
- Avelar, W. E. P., Mantelatto, F. L. M., Tomazelli, A. C., Silva, D. M. L., Shuhama, T., & Lopes, J. L. C. 2000. The marine mussel *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) as an indicator of contamination by heavy metals in the Ubatuba Bay, Sao Paulo, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118(1–2), 65–72. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1005109801683>.

- Azizi, G., Akodad, M., Baghour, M., Layachi, M., & Moumen, A. 2018. The use of *Mytilus* spp. Mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the costal environment. A review. *J. Mater. Environ. Sci.*, 9(4), 1170–1181.
- Borges, R., Resende, J., Moraes, A., Pereira, A., Garrett, R., Bauermeister, A., & Silva, A. 2021. Guia para processamento de dados de cromatografia acoplada a espectrometria de massas. *Química Nova*, 45(5), 608–620. DOI: 10.21577/0100-4042.20170838
- Campolim, M. B., Henriques, M. B., & Barbieri, E. 2018. Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn in mussels collected in Santos Bay, São Paulo, Brazil: Limits required by local legislation. *Boletim do Instituto de Pesca*, 44(4). DOI: 10.20950/1678-2305.2018.44.4.374
- Campolim, M. B., Henriques, M. B., Petesse, M. L., Rezende, K. F. O., & Barbieri, E. 2017. Metal trace elements in mussels in Urubuqueçaba Island, Santos Bay, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(12), 1131–1139. DOI: 10.1590/S0100-204X2017001200001
- Connell, J. 1961. The Influence of Interspecific Competition and Other Factors on the Distribution of the Barnacle *Chthamalus Stellatus* Author (s): Joseph H. Connell Published by: Ecological Society of America Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1933500> THE INFLUE. *Ecology*, 42(4), 710–723.
- Francioni, E., Wagener, A. de L. R., Scofield, A. de L., Depledge, M. H., Cavalier, B., Sette, C. B., Carvalhosa, L., Lozinsky, C., & Mariath, R. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbon in intertidal mussel *Perna perna*: Space-time observations, source investigation and genotoxicity. *Science of the Total Environment*, 372(2–3), 515–531. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.08.046
- Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. 2011. *Princípios de Estatística em Ecologia*. p. 528.
- Grames, E. M., Stillman, A. N., Tingley, M. W., & Elphick, C. S. 2019. An automated approach to identifying search terms for systematic reviews using keyword co-occurrence networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(10), 1645–1654. DOI: 10.1111/2041-210X.13268
- Hammer, Ø. 2018. Reference manual Past Version 3.22., (April), 265.
- Hauser-Davis, R. A., Lavradas, R. T., Monteiro, F., Rocha, R. C. C., Bastos, F. F., Araújo, G. F., Sales Júnior, S. F., Bordon, I. C., Correia, F. V., Saggiaro, E. M., Saint’Pierre, T. D., & Godoy, J. M. 2021. Biochemical metal accumulation effects and metalloprotein metal detoxification in environmentally exposed tropical *Perna perna* mussels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111589
- Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J. L., Fichez, R., & Warnau, M. 2010. Delineation of heavy metal contamination pathways (seawater, food, and sediment) in tropical oysters from New Caledonia using radiotracer techniques. *Marine Pollution Bulletin*, 61(7–12), 542–553. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.037
- Hester, J., Csárdi, G., Wickham, H., Chang, W., Morgan, M., & Tenenbaum, D. 2021. Remotes: R Package Installation from Remote Repositories, Including “GitHub” Version R package version 2.3.0.
- Isobe, T., Ogawa, S. P., Ramu, K., Sudaryanto, A., & Tanabe, S. 2012. Geographical distribution of non-PBDE-brominated flame retardants in mussels from Asian coastal waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3107–3117. DOI: 10.1007/s11356-012-0945-6
- Jayme, M. M. A., Silva, M. M., Sales, A., Nunes, M. C., Freitas-Almeida, A. C., & Araújo, F. V. 2016. Survey of pathogens isolated from mussels *Perna perna* collected in rocky shore and

- fishmarket of Niterói, RJ, and their respective resistance profile to antimicrobial drugs. *Journal of Food Quality*, 39(4), 383–390. DOI: 10.1111/jfq.12204
- Jones, E. R., Van Vliet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment, and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254. DOI: 10.5194/essd-13-237-2021
- Kostylev, V. E., Erlandsson, J., Ming, M. Y., & Williams, G. A. 2005. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecological Complexity*, 2(3), 272–286. DOI: 10.1016/j.ecocom.2005.04.002
- Kelaher, B. P., Castilla, J. C., & Prado, L. 2007. Is there redundancy in bioengineering for molluscan assemblages on the rocky shores of central Chile? *Revista Chilena de História Natural*, 80(2), 173–186. DOI: 10.4067/S0716-078X2007000200004
- Kunze, C., Wölfelschneider, M., & Rölfer, L. 2021. Multiple Driver Impacts on Rocky Intertidal Systems: The Need for an Integrated Approach. *Frontiers in Marine Science*, 8(May), 1–13. DOI: 10.3389/fmars.2021.667168
- Laxmi Priya, S., Senthilkumar, B., Hariharan, G., Paneer Selvam, A., Purvaja, R., & Ramesh, R. 2011. Bioaccumulation of heavy metals in mullet (*Mugil cephalus*) and oyster (*Crassostrea madrasensis*) from Pulicat lake, southeast coast of India. *Toxicology and Industrial Health*, 27(2), 117–126. DOI: 10.1177/0748233710381892
- Lu, G. Y., & Wang, W. X. 2018. Trace metals and macroelements in mussels from Chinese coastal waters: National spatial patterns and normalization. *Science of the Total Environment*, 626, 307–318. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.018
- Mearns, A. J., Reish, D. J., Oshida, P. S., Ginn, T., Rempel-Hester, M. A., Arthur, C., Rutherford, N., & Pryor, R. 2015. Effects of pollution on marine organisms. *Water Environment Research*, 87(10), 1718–1816. DOI: 10.2175/106143015x14338845156380
- Miot, H. A. 2017. Avaliação da normalidade dos dados em estudos clínicos e experimentais [Assessing normality of data in clinical and experimental trials]. *Jornal Vascular Brasileiro*, 16(2), 88–91.
- Moher, D., Shamseer, L., Clarke, M., Ghersi, D., Liberati, A., Petticrew, M., Shekelle, P., Stewart, L. A., & Group, P.-P. 2015. Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-p) 2015 statement. *Systematic Reviews*, 4(1), 1–9.
- Ojemaye, C. Y., Onwordi, C. T., Pampanin, D. M., Sydnes, M. O., & Petrik, L. 2020. Presence and risk assessment of herbicides in the marine environment of Camps Bay (Cape Town, South Africa). *Science of The Total Environment*, 738, 140346. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140346
- Peleg, O., Blain, C., & Shears, N. 2023. Multi-indicator ‘state space’ approach to assessing changes in shallow urban reef ecosystem health. *Marine Environmental Research*, 186 (January), 105895. DOI: 10.1016/j.marenvres.2023.105895
- Praveena, B., Prasad, T. L., Kumar, M. P., Lakshmana, B., & Jayaraju, N. 2023. Mangrove (*Avicennia marina*) parts as proxies in marine pollution of Nizampatnam Bay, east coast of India: An integrated approach. *Marine Pollution Bulletin*, 187 (November 2022), 114594. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.114594
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rainbow, P. S., & Phillips, D. J. H. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26(11), 593–601. DOI: 10.1016/0025-326X(93)90497-8
- Ribeiro, E. B., Noletto, K. S., de Oliveira, S. R. S., Batista de Jesus, W., de Sousa Serra, I. M. R., da Silva de Almeida, Z., de Sousa de Oliveira Mota Andrade, T., de Araújo Soares, R., Antonio, Í. G., Santos, D. M. S., Jorge, M. B., & Fortes Carvalho Neta, R. N. 2020. Biomarkers (glutathione S-transferase and catalase) and microorganisms in soft tissues of *Crassostrea rhizophorae* to assess contamination of seafood in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 158 (August 2019). DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111348
- Sampaio, L., Moreira, J., Rubal, M., Guerrero-Meseguer, L., & Veiga, P. 2022. A Review of coastal anthropogenic impacts on mytilid mussel beds: Effects on mussels and their associated assemblages. *Diversity*, 14(5). DOI: 10.3390/d14050409
- Santos, F. S. dos, Neves, R. A. F., Carvalho, W. F. de Krepsky, N., & Crapez, M. A. C. 2018. Evaluation of the immune responses of the brown mussel *Perna perna* as indicators of fecal pollution. *Fish and Shellfish Immunology*, 80, 115–123.
- Shirneshan, G., Riyahi Bakhtiari, A., Seyfabadi, J., & Mortazavi, S. 2013. Bioaccumulation of Cd, Cu, Pb, and Zn in Oyster (*Saccostrea cucullata*) from Qeshm Island Coast in Persian Gulf: Implications of provisional maximum tolerable daily intake (PMTDI). *Environmental Forensics*, 14(2), 163–168. DOI: 10.1080/15275922.2013.781076
- Soldi, K. C., Londero, J. E. L., Schavinski, C. R., & Schuch, A. P. 2023. Genotoxicity of surface waters in Brazil. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 888 (September 2021). DOI: 10.1016/j.mrgentox.2023.503638
- Tahamtan, I., & Bornmann, L. 2019. What do citation counts measure? An updated review of studies on citations in scientific documents published between 2006 and 2018. *Scientometrics*, 121(3), 1635–1684. DOI: 10.1007/s11192-019-03243-4
- Tanhan, P., Lansubsakul, N., Phaochoosak, N., Sirinupong, P., Yeesin, P., & Imsilp, K. 2023. Human health risk assessment of heavy metal concentration in seafood collected from Pattani Bay, Thailand. *Toxics*, 11(1). DOI: 10.3390/toxics11010018
- Torman, V. B., Coster, R., & Riboldi, J. 2012. Normality of variables: diagnosis methods and comparison of some nonparametric tests by simulation. *Clinical & Biomedical Research*.
- Touchon, J. C., & McCoy, M. W. 2016. The mismatch between current statistical practice and doctoral training in ecology. *Ecosphere*, 7 (8), 1–11. DOI: 10.1002/ecs2.1394
- Troost, K., van der Meer, J., & van Stralen, M. 2022. The longevity of subtidal mussel beds in the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 181(December 2021), 102174. DOI: 10.1016/j.seares.2022.102174
- Veiga, P., Moreira, J., Sampaio, L., & Rubal, M. 2022. Influence of Urbanization on Patterns of Variability of *Mytilus galloprovincialis* Populations. *Water (Switzerland)*, 14(10). DOI: 10.3390/w14101570
- Wang, Z., Yang, H.-C., He, F., Peng, S., Li, Y., Shao, L., & Darling, S. B. 2019. Mussel-inspired surface engineering for water-remediation materials. *Matter*, 1(1), 115–155. DOI: 10.1016/j.matt.2019.05.002

Artigo a ser submetido ao periódico Marine Pollution Bulletin**A urbanização afeta a estrutura de bancos de bivalves em praias rochosas tropicais?**Ingrid Silva Rodrigues^{a*}, Erminda da Conceição Guerreiro Couto^b, Pavel Dodonov^a

^aLaboratório de Ecologia Espacial, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, endereço: Rua Barão de Jeremoabo, 668 - Campus de Ondina CEP: 40170-115.

^bLaboratório de Ecologia Bêntica, Universidade Estadual de Santa Cruz, endereço: Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Jorge Amado, Km 16 - Salobrinho, Ilhéus - BA, 45662-900

*e-mail de contato: ingridbels@hotmail.com (I. Rodrigues)

RESUMO

Efeito antrópico pode ser entendido como a consequência resultante da ação das atividades humanas sobre o ambiente. Avaliamos os efeitos da antropização por meio da balneabilidade e do nível de urbanização, em bancos de bivalves e espécies associadas. Utilizamos um transecto de 30 m de comprimento e um quadrado de 400 cm², coletamos três medidas de cobertura de bivalves a cada metro: uma medida central e duas medidas laterais, totalizando 90 amostras por praia. Identificamos 13 espécies associadas aos bivalves, a cobertura exerceu efeito positivo sobre três delas. A cobertura total e a presença de *Brachidontes exustus* foram maiores em ambientes mais antropizados, relacionados negativamente com a balneabilidade e positivamente com a urbanização. A macrofauna associada não esteve relacionada com antropização. Assim, os bivalves aumentaram sua cobertura e frequência, principalmente em níveis maiores de influência antrópica.

Palavras-chave: mexilhões, *Brachidontes exustus*, antropização, urbanização, costões rochosos.

ABSTRACT

Anthropic effect can be understood as the consequence resulting from the action of human activities on the environment. We evaluate the effects of anthropization through bathing ability and the level of urbanization, on bivalve banks and associated species. We used a 30 m long transect and a 400 cm² square, collecting three bivalve coverage measurements every meter: a central measurement and two lateral measurements, totaling 90 samples per beach. We identified 13 species associated with bivalves; the cover had a positive effect on three of them. The total coverage and presence of *Brachidontes exustus* were greater in more anthropic environments, negatively related to bathing and positively to urbanization. The associated macrofauna was not related to anthropization. Thus, bivalves increased their coverage and frequency, especially at higher levels of anthropogenic influence.

Keywords: mussels, *Brachidontes exustus*, anthropization, urbanization, rocky shores.

1. Introdução

Um efeito antrópico pode ser entendido como a consequência resultante da ação das atividades humanas sobre o ambiente, podendo manifestar-se, de forma direta ou indireta, e originar-se de diversas fontes (Peleg et al., 2023). Exemplos destas incluem a poluição, que engloba resíduos como efluente, plástico e petróleo, bem como a destruição causada pelo pisoteio e a modificação dos habitats naturais, além de impactos das mudanças climáticas (Kunze et al., 2021). Embora o efluente e o escoamento da água pluvial urbana sejam fatores conhecidos que causam impacto na salinidade desses ambientes, existem outros que contribuem para o problema em praias urbanas (Sampaio et al., 2022). A presença de construções, como casas, prédios e barracas de praia, e a ação de banhistas, podem gerar resíduos que afetam negativamente os organismos. Estes podem ainda, beneficiar espécies oportunistas, e levar à diminuição dos grupos menos tolerantes em níveis mais altos de poluição (Conde et al., 2020). O efeito antrópico também está associado à exploração excessiva dos recursos naturais. Esses fatores, quando combinados, desempenham um papel significativo na modificação da estrutura e diversidade das comunidades locais (Peleg et al., 2023) e ocorrem em diferentes escalas espaciais (Conde et al., 2020; Kunze et al., 2021).

Apesar de suas diversas naturezas, os impactos antrópicos podem ser inferidos a partir de algumas medidas relativamente simples. Por exemplo, impactos antrópicos estão relacionados à impermeabilização do substrato próximo às costas rochosas, pois a impermeabilização leva a um aumento do escoamento superficial e da carga de poluentes transportados até a costa. À medida que as áreas urbanas expandem e se desenvolvem, a cobertura do solo ao redor das praias reflete diretamente o grau de transformação antrópica no ambiente costeiro. Assim, a cobertura do solo é uma medida de urbanização crucial para avaliar o impacto antropogênico nessas áreas (Li et al., 2018). Outra medida é a balneabilidade, que pode ser usada como um parâmetro na avaliação do impacto causado por ação humana. A qualidade da água é um indicador da presença de poluição por efluente e coliformes fecais que possam afetar a saúde pública e a biota de praias urbanas (Iñiguez-Armijos et al., 2020). A balneabilidade consiste em um parâmetro que determina se a água do mar está própria para o banho humano, considerando parâmetros físico-químicos e microbiológicos estabelecidos pela legislação ambiental. No Brasil, estes parâmetros são definidos pelo artigo 2 da Resolução Conama nº 274 de 29 de novembro de 2000 (Betancourt et al., 2014).

Dentre os organismos comumente usados para avaliar impactos da poluição em

ambientes costeiros, e frequentemente impactados por ela, destacam-se os bivalves (Mollusca: Bivalvia) e a fauna associada a eles, ainda pouco estudada para avaliar impacto antrópico. Eles são também elementos biológicos estruturadores do substrato, já que atuam modificando-o. Juntamente com ouriços-do-mar (Echinodermata: Echinoidea) e cracas (Crustacea: Cirripedia) são considerados engenheiros de ecossistemas de substrato duro (Birkeland et al., 1976; Menge et al., 2010). Os bivalves sendo sésseis, não podem escapar da exposição às fontes de contaminação (Bendell et al., 2020). Podem estar distribuídos em manchas de forma contínua ou descontínua e coocorrem com outros grupos como algas. Criando ambientes tridimensionais que oferecem refúgio úmido em períodos de dessecação durante a baixa da maré. Os bivalves podem ainda estender o nicho espacial e ecológico de outras espécies que não tem tolerância as zonas altas do costão, através da disposição de micro-habitats e recursos alimentares, para outras espécies que normalmente preferem espaços favoráveis para forragear e permanecer. Quando a cobertura de bivalves está totalmente ausente, não ocorre a extensão destas zonas de tolerância, limitando a ocorrência destas espécies (Hawkins et al., 2020; Veiga et al., 2022).

Na costa tropical e subtropical brasileira, destacam-se duas espécies de bivalves: *Brachidontes exustus* (Linnaeus, 1758) da família Mitilidae, e *Isognomon bicolor* (C. B. Adams) da família Isognomonidae. *B. exustus*, embora menor em comparação aos gêneros mais estudados *Mytilus* (Linnaeus, 1758) e *Perna* (Bruguière, 1789), pode atingir até 46 mm de comprimento na fase adulta e é comum e abundante (Sastre et al., 2005). Este mitilídeo é reconhecido como um competidor superior que se torna dominante em áreas onde não há predadores (Kunze et al., 2021). Além disso, é considerado um excelente bioindicador, adaptando-se bem a variações ambientais como salinidade e altas temperaturas (Viarengo and Canesi, 1991). Apesar de sua abundância e distribuição ampla, *B. exustus* é subutilizado em estudos ecológicos sobre impactos antropogênicos em praias urbanas (Buzzi and Marcovecchio, 2018). *Isognomon bicolor* é uma espécie invasora na costa brasileira. Sua presença em costões rochosos do litoral brasileiro é considerada um impacto antrópico da navegação marítima e um tipo de “poluição biológica”, competindo diretamente com outras espécies, provocando desequilíbrio em comunidades do médio litoral (Berchez; Buckeridge, 2012). Possui pouca resistência à dessecação, ocorrendo preferencialmente em locais que retenham água durante a maré baixa, como poças de maré, fendas e testas de cracas mortas, tornando-se abundante, inclusive na faixa de predominância de *Brachidontes*, quando o substrato apresenta muitas reentrâncias (Domaneschi and Martins, 2002; Queiroz et al., 2022).

Apesar de serem tolerantes fisiologicamente aos impactos da antropização, a

cobertura de bivalves, e outros grupos bentônicos associados, em praias com maior pressão antropogênica podem esgotar seus níveis de tolerância, levando sua diminuição, perda de indivíduos pela morte (Sampaio et al., 2022). Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar se a antropização, avaliada pela qualidade da água (balneabilidade) e pela urbanização (cobertura do solo), exerce efeito sobre a cobertura de bivalves e sobre a ocorrência de espécies a eles associadas. Espera-se que áreas com maior influência antrópica tenham cobertura e composição de espécies de bivalves e outros grupos bentônicos diferentes, quando comparadas com áreas menos afetadas pela antropização.

2. Metodologia

2.1. Área de coleta e desenho amostral

O estudo foi realizado na costa urbana de Salvador (Bahia, Brasil), entre 12 de julho e 23 de novembro de 2022, durante as marés de sizígia com mínimas entre 0,2 m e 0,0 metros (Fig. 1). O litoral apresenta praias com variados níveis de exposição antropogênica. Para este estudo as praias foram selecionadas a partir do levantamento prévio baseado, principalmente, em dados de relatórios de qualidade sanitária das praias, disponíveis em endereços eletrônicos disponibilizados pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos-INEMA (<http://balneabilidade.inema.ba.gov.br/>).

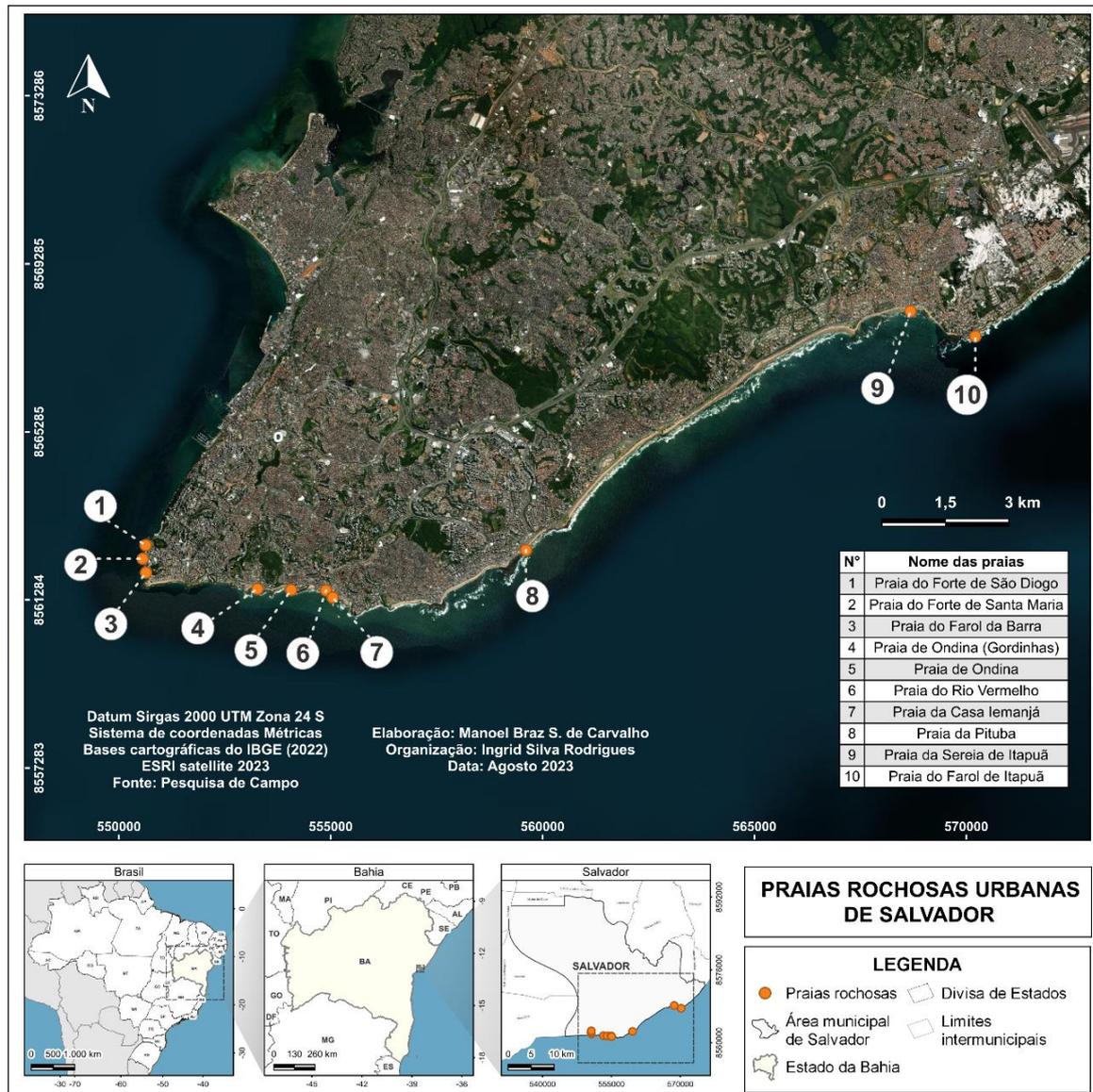


Fig. 1. Mapa da localização da área de coleta de dados, evidenciando o litoral urbano de Salvador, Bahia. Fonte: Datum Sirgas 2000, IBGE, Imagem de satélite de agosto de 2023.

Foram analisadas dez praias classificadas como urbanas (Fig. 1). Em cada uma foi estabelecido, paralelo à linha da água no afloramento rochoso, exatamente na faixa de predominância de *Brachidontes*, um transecto de 30 metros. Ao longo deste transecto foram distribuídos 90 quadrados de 20 x 20 cm, sendo 30 na linha central do transecto, 30 a um metro dele em direção ao oceano, e 30 a um metro dele em direção ao continente (Fig. 2).

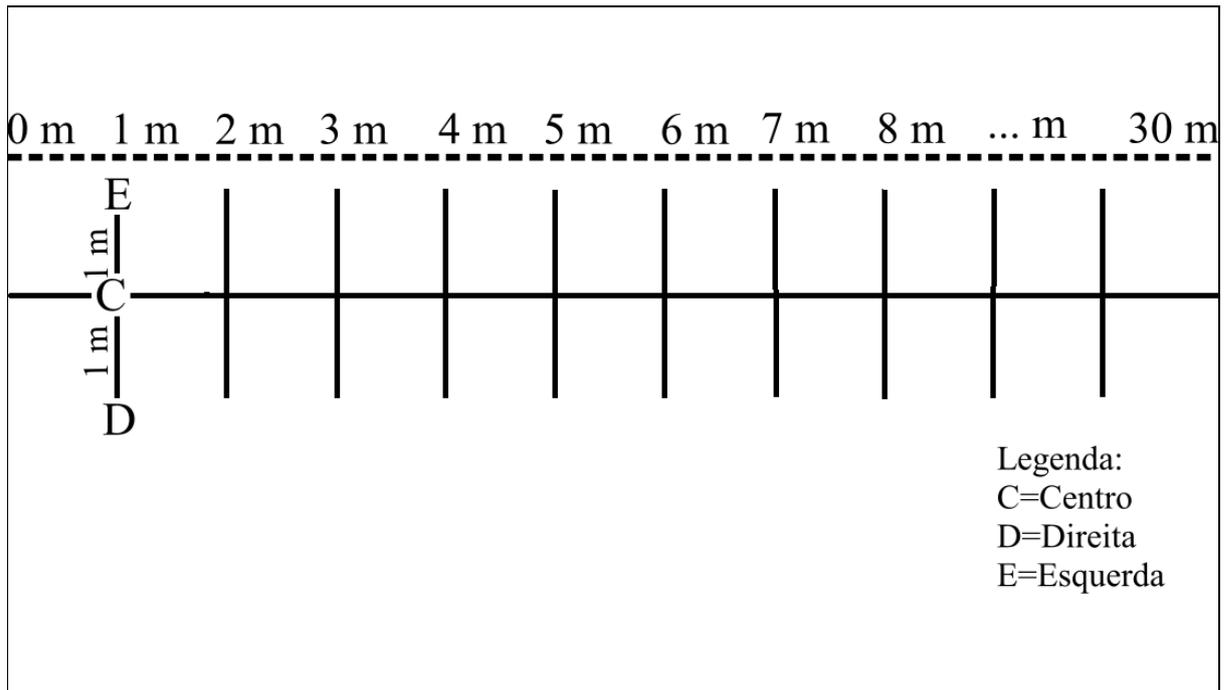


Fig. 2. Esquema do transecto utilizado nas coletas de campo em Salvador, Bahia.

Em cada transecto foi estimada a cobertura dos bivalves (*Brachidontes exustus* e *Isognomon bicolor*) com base em proporções visuais registradas pelo mesmo observador, de forma a diminuir o viés do indivíduo, sendo considerados: 0% quando não havia cobertura de bivalves; 5% a 10% quando a cobertura era menor que um quadrado de 10 x 10; 10% a 25% quando a cobertura de bivalves era similar a um quadrado de 10 x 10 cm; 25% a 50% quando ocupava dois quadrados de 10 x 10 cm, ou seja, a metade do todo; 50% a 90% quando ocupava quase todos os quadrados internos e, 100% quando todos os quadrados internos estavam totalmente cobertos (Fig. 3). Além do percentual de cobertura foram ainda identificadas, dentro do quadrado, as espécies da macrofauna associadas aos bivalves, como crustáceos e gastrópodes, consistindo em um método de amostragem de quantificação não destrutiva (Hawkins et al., 2020).

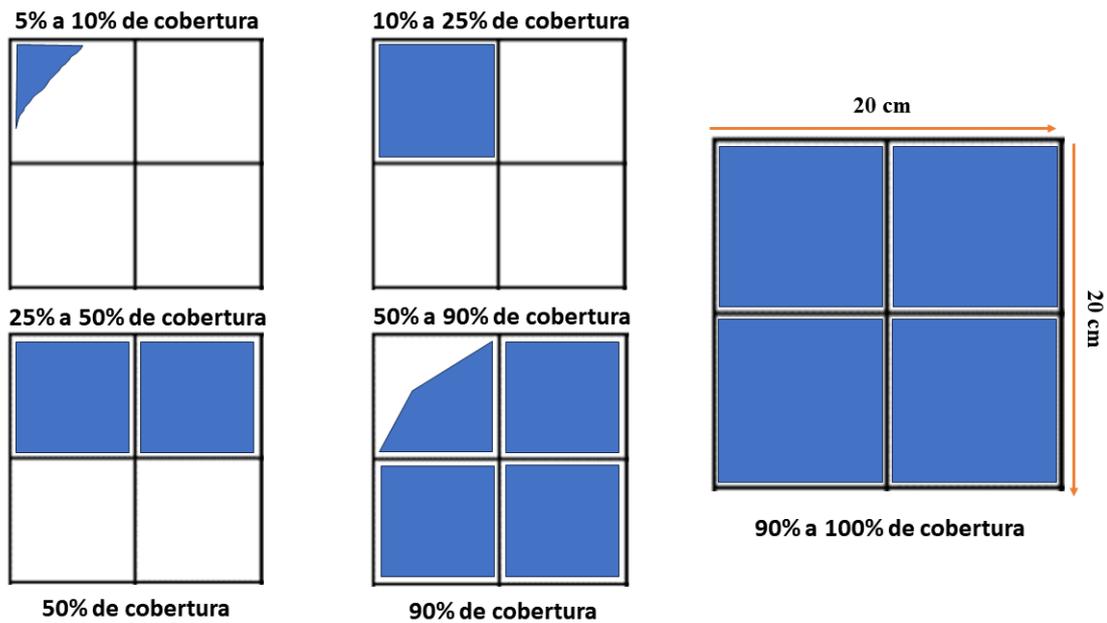


Fig. 3. Esquema do critério estabelecido para a porcentagem de cobertura visual dos bivalves nos afloramentos rochosos em um quadrado de 400 cm².

Dados de balneabilidade (*proxies* da poluição antrópica) correspondentes às praias foram extraídos de 116 relatórios do banco de dados do INEMA contendo dados categóricos classificados como próprio e impróprio, que foram transformados em dados de presença e ausência (1 = Próprio; 0 = Impróprio). Foram usados dados de três anos (2020, 2021 e 2022). Este período foi definido com base no ciclo de vida dos bivalves, que pode variar entre dois e três anos (Troost et al., 2022), e o período de coleta das praias em Salvador, realizado no ano de 2022.

Para cálculo da urbanização, primeiramente foi feito um mapeamento da paisagem ao redor dos pontos amostrais. As diferentes classes de uso e cobertura foram identificadas a partir da interpretação visual de uma imagem do satélite PlanetScope, de 14 de outubro de 2022, com 3m de resolução espacial. Para mapear as classes foi realizada uma classificação manual a partir de ferramentas vetoriais disponíveis no Sistema de Informação Geográfica gratuito Quantum GIS (QGIS) em uma escala fixa de 1:2500 m. O mapeamento foi realizado dentro de *buffers* circulares de 750 m de raio que foram criados a partir da localização geográfica dos pontos amostrais. Assim, cada *buffer* corresponde a uma paisagem, o centro da qual corresponde à localização em que o dado biológico foi amostrado.

No total foram identificadas e mapeadas seis classes: mar, areia, rocha, corpos de água doce, áreas verdes e áreas urbanas. A partir deste mapa foi calculada porcentagem da

área urbanizada (%), que correspondeu a área total da área identificada como “áreas urbanas” em m² dividida pelo somatório da área de todas as outras classes identificadas, exceto mar. Assim, essa métrica representa a proporção de área terrestre urbanizada ao redor de cada ponto amostral. A proporção da área urbanizada foi calculada em multiescala, ou seja, o valor foi estimado em *buffers* com diferentes tamanhos de raio que corresponderam a 50, 100, 250 e 500 m.

2.2. Análise de dados

Inicialmente ajustamos Modelos Lineares Generalizados Mistos - GLMM (Zuur et al., 2009) para testarmos se a cobertura total de bivalves em cada quadrado exerce efeito sobre a presença de espécies associadas. Utilizamos a distribuição binomial, recomendada para dados de presença e ausência, e incluímos praia como fator aleatório.

Para avaliar os efeitos da antropização (balneabilidade e urbanização), inicialmente calculamos a cobertura média de bivalves por praia e a frequência de ocorrência de cada espécie de fauna associada (proporção de quadrados por praia com a presença de cada espécie). Então, como as relações entre as variáveis de antropização e cobertura com a cobertura de bivalves ou a frequência de ocorrência de diferentes espécies podem não ser lineares, utilizamos Modelos Aditivos Generalizados - GAM (Zuur et al., 2009) com objetivo de testar se a antropização exerce efeito sobre cobertura média de bivalves e frequência de ocorrência das demais espécies associadas. Nestas análises, portanto, cada praia, e não cada quadrado, foi tratada como uma unidade amostral. Optamos por essa abordagem ao invés de um modelo de efeitos mistos porque as variáveis explanatórias não variam entre as parcelas de cada praia.

Usamos distribuição gaussiana para a cobertura média de bivalves e distribuição binomial com ajuste para superdispersão (conhecida como “quasibinomial”) para a frequência de cada espécie associada. A frequência corresponde à proporção (de 0 a 1) de quadrantes de uma dada praia em que a espécie em questão foi encontrada. Nestes modelos, o grau de suavização da função foi definido por validação cruzada (Zuur et al. 2009), estabelecendo um grau máximo de $k=4$ para evitar superajuste, considerando o baixo número de pontos; quando houvesse erros de convergência, aumentávamos este valor para possibilitar o ajuste. Também considerando o baixo número de pontos, cada variável explanatória foi testada individualmente, não sendo feitos modelos com mais de uma variável. Assim, para cada variável explanatória, testamos separadamente a sua relação com

a balneabilidade e com a urbanização nas quatro escalas de análise, e analisamos cada relação por meio do p -valor. Para as relações estatisticamente significativas ($p < 0.05$), avaliamos visualmente a forma da relação entre as variáveis. A escolha do método de distribuição gaussiana se justifica pela Teoria Central do Limite, que afirma que, independentemente da distribuição original de uma população, a distribuição das médias amostrais se aproximará de uma distribuição normal à medida que o tamanho da amostra aumentar.

Finalmente, utilizamos a Análise de Correspondência Canônica (CCA), com o objetivo de testar a relação entre as variáveis antrópicas e cobertura/ocorrência de espécies bentônicas associadas. Nesta análise, utilizamos testes por permutação para avaliar a significância estatística de cada variável explanatória. Assim, foi feita uma CCA com as cinco variáveis explanatórias (balneabilidade e quatro medidas de urbanização, em diferentes escalas) e a significância de cada variável foi testada por meio de 9.999 aleatorizações. A seguir, a variável explanatória com o maior p -valor foi excluída e o procedimento foi refeito até todas as variáveis explanatórias terem sido excluídas ou terem $p < 0.05$.

Todas as análises foram feitas no ambiente R (R Core Team, 2018) usando as interfaces R Studio e Sublime Text. Para o tratamento dos dados de balneabilidade, utilizou-se o ‘pdftools’ (Ooms, 2023) para extrair informações relevantes de PDFs. A manipulação e organização dos dados foram realizadas com o auxílio do pacote ‘tidyverse’ (Wickham et al., 2019). Para a construção dos gráficos, foram usados os pacotes ‘ggplot2’ (Wickham, 2016), ‘ggthemes’ (Arnold, 2021), ‘beanplot’ (Kampstra, 2008) e ‘scales’ (Hadley, 2023). Para as análises espaciais relacionadas à urbanização, foram usados os pacotes ‘maptools’ (Gareth and Murdoch, 2012), ‘rgdal’ (Bivand et al., 2023), ‘raster’ (Hijmans, 2022), ‘rgeos’ (Roger Bivand et al, 2021), e novamente o ‘tidyverse’ (Wickham et al., 2019). Para a construção de modelos GAM foi utilizado o pacote ‘mgcv’ (Wood, 2017). Para os GLMM foi usado o pacote lme4 (Bates et al., 2023), com auxílio do pacote ‘boot’ (Canty & Ripley, 2021) para calcular valores preditos. O pacote ‘vegan’ (Oksanen et al., 2012) foi usado para as análises multivariadas.

3. Resultados

A cobertura média de bivalves foi de $31 \pm 32\%$, apresentando uma grande variação entre as praias. As duas praias com a menor cobertura, de 3,4% e 4,7%, foram localizadas nas proximidades do Parque Marinho da Barra (Fig. 4 (pontos 1 e 3 na Fig. 1)). A maior

cobertura média foi registrada na praia da Pituba, com 62% (ponto 8 na Fig. 1).

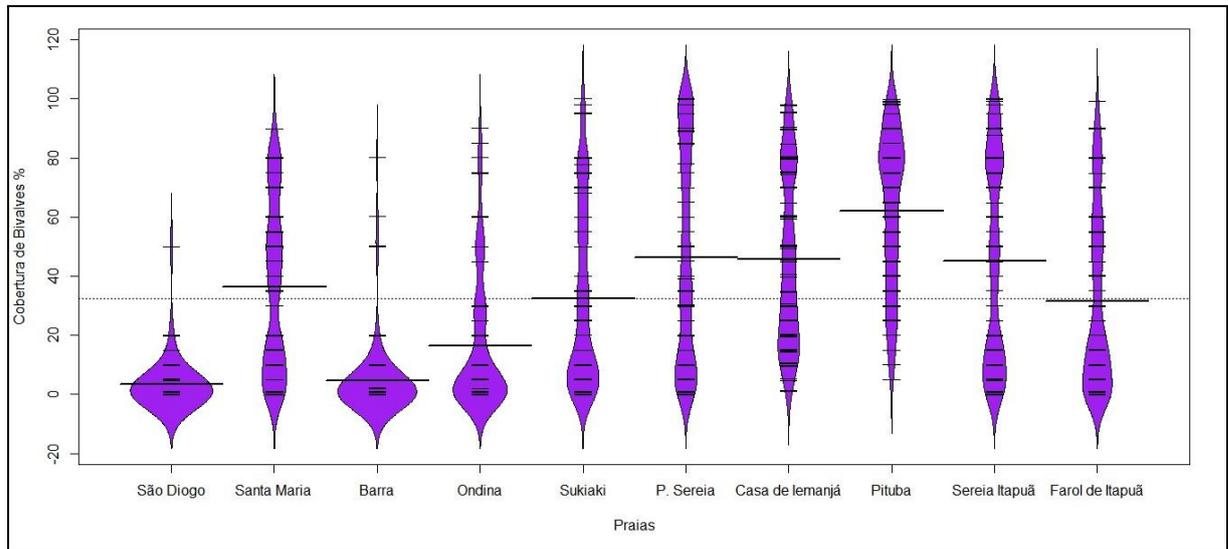


Fig. 4. Percentual de cobertura dos bivalves nas praias rochosas urbanas de Salvador, Bahia. Linhas longas e em negrito correspondem à média de cobertura para cada praia. Linhas curtas representam a cobertura de cada quadrante e a forma preenchida representa a função de distribuição de probabilidades empírica. A ordem das praias corresponde à ordem dos números na Fig. 1.

Foram identificadas visualmente em campo 13 espécies: os bivalves foram *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845), e *Brachidontes exustus* (Linnaeus, 1758), os gastrópodes foram *Lottia subrugosa* (d'Orbigny, 1841), *Fissurella* sp. Bruguière, 1789, *Echinolittorina lineolata* (d'Orbigny, 1841) e *Stramonita* Schumacher, 1817, as cracas abrangeram *Chthamalus* Ranzani, 1817, *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) e *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854), os caranguejos *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) e *Eriphia gonagra* (Fabricius, 1781), o ouriço *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758), o Hexacorallia *Zoanthus sociatus* (Ellis, 1768), além das esponjas com o grupo Porifera (Grant, 1836). Os moluscos foram os mais frequentes, seguidos dos artrópodes, as cracas (Cirripedia) tiveram três representantes *Chthamalus*, *Tetraclita stalactifera* e *Amphibalanus amphitrite*.

Através do Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM), detectou-se que cobertura total de bivalves exerce efeito significativo ($p < 0.05$; Tabela 1) para a presença de seis espécies associadas (Fig. 5), com efeito negativo sobre três espécies (*Fissurella* sp., *Zoanthus sociatus* e *Echinometra lucunter*) e positivo sobre outras três (*Chthamalus* sp., *Balanus* sp. e *Echinolittorina lineolata*).

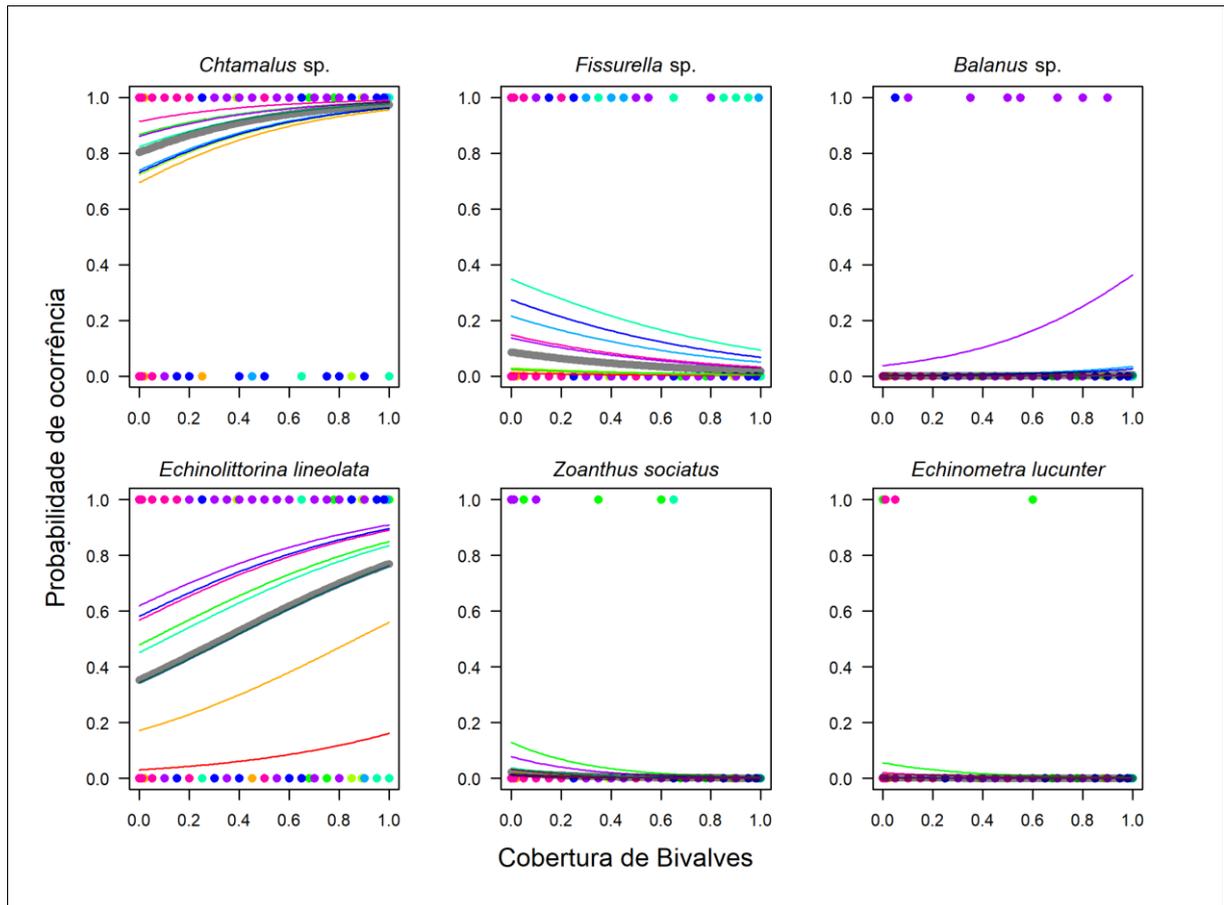


Fig. 5. Relação entre cobertura de bivalves (0 a 1) e a ocorrência de algumas espécies associadas; são mostradas apenas as espécies cujas relações com a cobertura foram estatisticamente significativas. As diferentes cores representam diferentes praias amostradas. Os pontos representam presença ou ausência de cada espécie em cada quadrado amostrado e as linhas representam as probabilidades de ocorrência para cada praia (linhas coloridas) e probabilidade geral (linha cinza), conforme os resultados dos GLMM.

Tabela 1

Resultados do Modelo Generalizado Misto-GLMM mostrando o efeito da cobertura de bivalves sobre a presença de espécies associadas.

Espécies	Intercepto (<i>p</i> -valor)	Erro (Intercepto)	Efeito da Cobertura (<i>p</i> - valor)	Erro (Efeito da Cobertura)	Variância dos efeitos aleatórios
Porifera	6.08e-11	0.8007	0.38	7.4369	0
<i>Chthamalus</i> sp.	7.98e-09	0.2495	5.08e-07	0.4324	0.4217
<i>Lottia subrugosa</i>	0.133	0.20412	0.959	0.25205	0.3014
<i>Amphibalanus</i> sp.	5.87e-07	1.106	0.584	46.732	0
<i>Tetraclita stalactifera</i>	4.28e-15	0.3842	0.0645	0.6077	0.0864
<i>Fissurella</i> sp.	1.75e-05	0.5492	0.00025	0.4525	2.494
<i>Eriphia gonagra</i>	<2e-16	0.40863	0.771	0.89299	0
<i>Balanus</i> sp.	3.6e-05	1.946	0.0139	1.087	7.009
<i>Pachygrapsus transversus</i>	<2e-16	0.3453	0.728	0.6769	0.05551
<i>Echinolittorina lineolata</i>	0.129	0.3924	1.56e-10	0.2818	1.383
<i>Stramonita</i> sp.	3.16e-09	0.3358	0.332	0.3263	0.8817

Espécies	Intercepto (<i>p</i> -valor)	Erro (Intercepto)	Efeito da Cobertura (<i>p</i> - valor)	Erro (Efeito da Cobertura)	Variância dos efeitos aleatórios
<i>Zoanthus sociatus</i>	2.83e-09	0.6047	0.00662	1.4213	1.442
<i>Echinometra lucunter</i>	0.00433	2.057	0.04339	1.525	6.501

Três praias estiveram mais frequentemente próprias conforme os índices de balneabilidade: Forte de São Diogo (própria em 87% dos relatórios, praia 1 na Fig. 1 e Fig. 6), Farol de Itapuã (88%, praia 10) e Farol da Barra (90%, praia 3). As praias menos balneáveis foram a Praia da Casa de Iemanjá (considerada própria em 40% dos relatórios; praia 7 na Fig. 1 e Fig. 6) e Praia do Rio Vermelho (58%, praia 6). Áreas menos próprias apresentaram maior cobertura de bivalves, enquanto áreas mais próprias ou balneáveis apresentaram menores coberturas ($p = 0.03$, com 66% do desvio explicado pelo modelo; Tabela 2, Fig. 7). Dentre as espécies de bivalves e fauna associada identificadas, somente *Brachidontes* ($p = 0.03$; Tabela 2, Fig. 7) teve uma relação estatisticamente significativa com a balneabilidade, diminuindo em áreas com balneabilidades maiores.

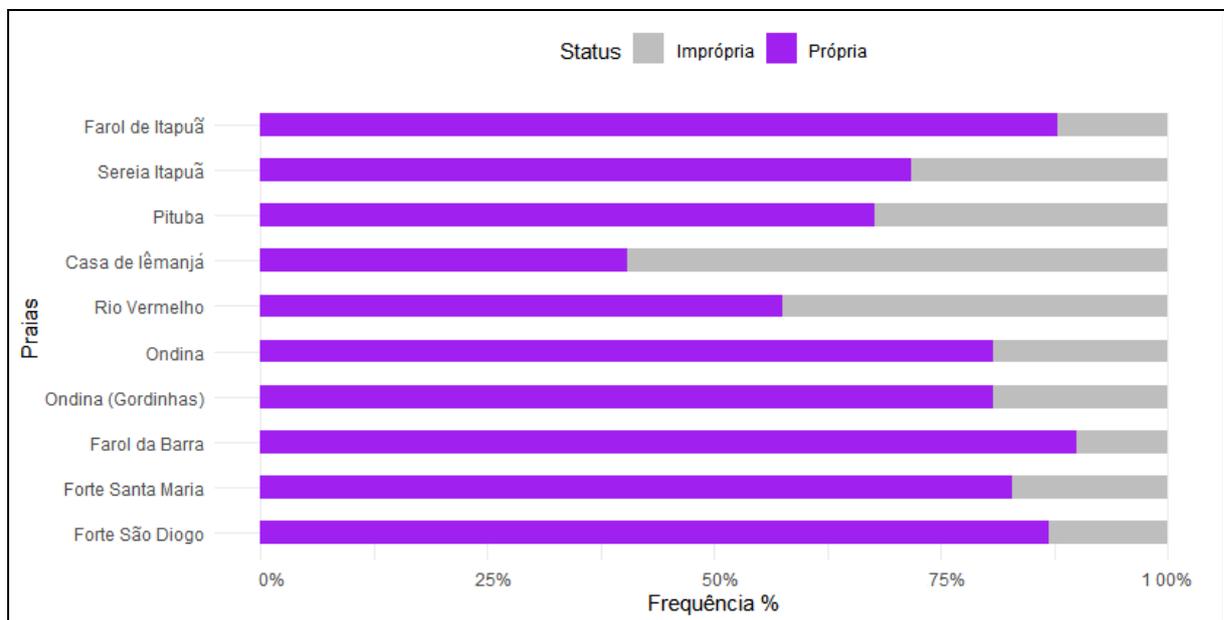


Fig. 6. Frequência de praias consideradas próprias e impróprias em Salvador durante os anos de 2020 a 2022.

Tabela 2

Resultados dos Modelos Aditivos Generalizados para as variáveis biológicas de cobertura e presença de espécies, mostrando o *p*-valor do intercepto e do efeito da balneabilidade (ajustado como uma função suavizada), a porcentagem de desvio explicada pelo modelo e os graus de liberdade efetivos.

Espécies	Intercepto (<i>p</i> -valor)	Balneabilidade (<i>p</i> -valor)	Porcentagem da variação explicada	Graus de liberdade efetivos
Cobertura de bivalves	7.34e-05	0.032	65.8%	1.85
<i>Brachidontes exustus</i>	0.00488	0.033	56.5%	1
<i>Isognomon bicolor</i>	0.000746	0.30	12.4%	1
<i>Chthamalus</i>	2.5e-05	0.77	1.2%	1
<i>Lottia subrugosa</i>	0.199	0.67	2.34%	1
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	0.076	0.50	32.1%	1
<i>Tetraclita stalactifera</i>	3.57e-05	0.18	29.5%	1
<i>Fissurella</i>	0.000125	0.47	5.31%	1
<i>Eriphia gonagra</i>	3.88e-07	0.29	29.4%	1.83
<i>Pachygrapsus transversus</i>	9.89e-07	0.78	1.09%	1
<i>Echinolittorina lineolata</i>	0.699	0.17	20.4%	1
<i>Stramonita</i>	0.00168	0.67	16.6%	1.50
<i>Zoanthus sociatus</i>	0.0145	0.64	46.4%	1.86
<i>Echinometra lucunter</i>	0.239	0.19	67.9%	2.83
Porifera	0.000872	0.41	21.7%	1

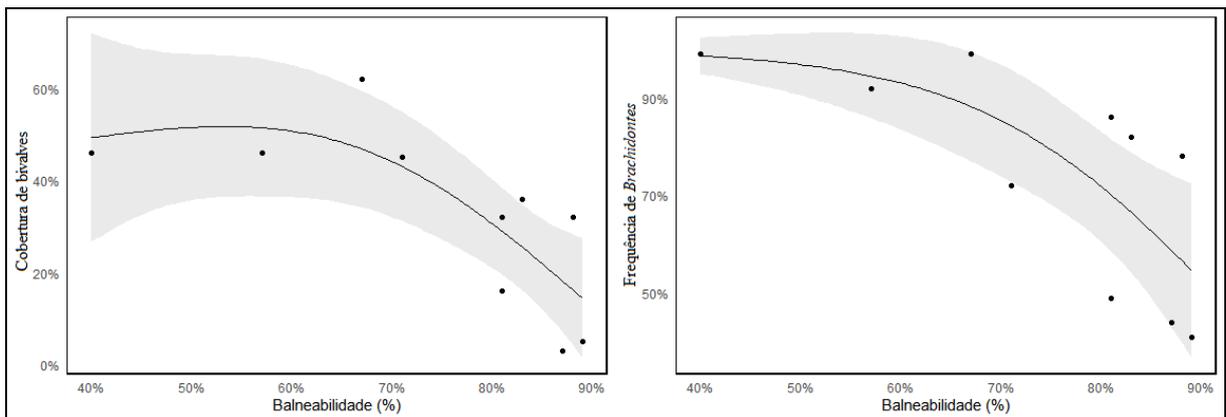


Fig. 7. Modelos GAM para a Cobertura e *Brachidontes* significativos para a variável antrópica balneabilidade.

A urbanização à distância de 50 m variou de 0 a 87%, a 100 m de 0 a 74%, a 250 m de 48 a 82% e a 500 m variou de 86% a 62%. As praias com porcentagem média de urbanização acima de 60% foram Farol da Barra (praia 1 na Fig. 1), Ondina (praia 4) e Pituba (praia 8). As praias menos urbanizadas foram as da Sereia de Itapuã (praia 9 na Fig. 1) e do Farol de Itapuã (praia 10). A correlação entre o nível de urbanização e a balneabilidade foi fraca para as escalas de 50, 100 e 250 m ($r = 0.37, 0.29$ e -0.33 , respectivamente), sendo mais forte apenas para a escala de 500 m ($r = -0.75$). A urbanização esteve positivamente e significativamente relacionada ($p < 0,03$) somente com a cobertura total de bivalves e a

frequência das espécies *Brachidontes exustus* (urbanização em 500 m) e *Tetraclita stalactifera* (urbanização em 50 m) (Tabela 5, Fig. 8).

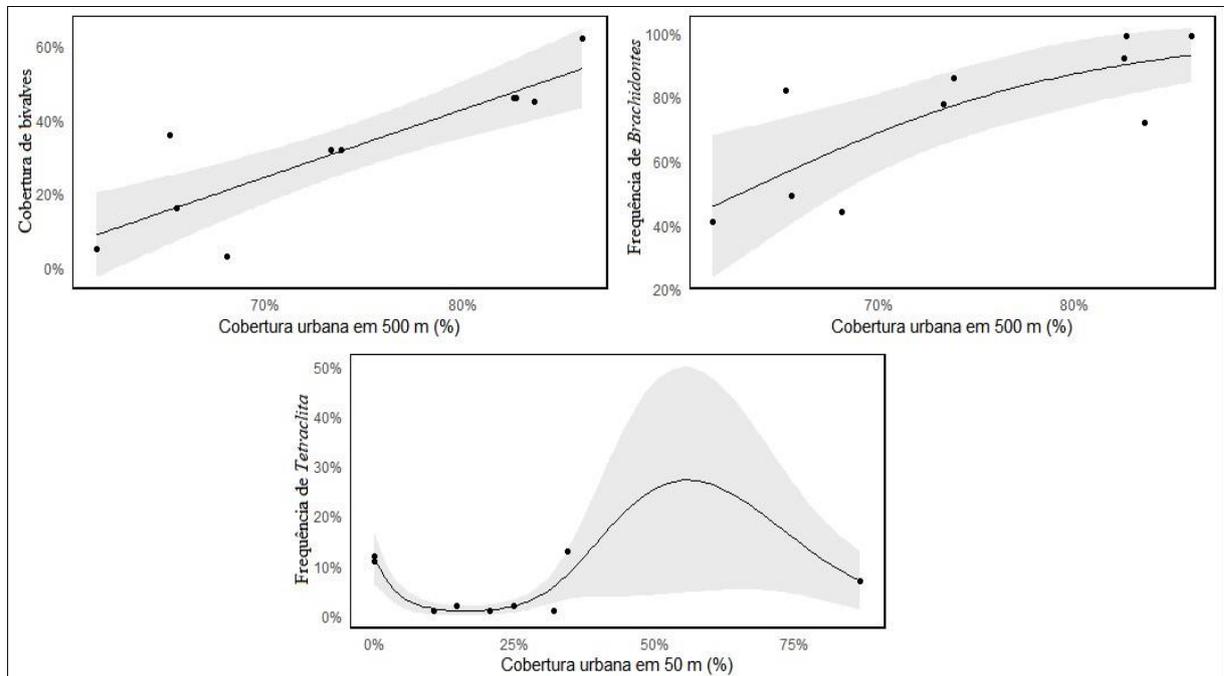


Fig. 8. Modelos GAM, significativos para urbanização ($p < 0,05$). Sendo observados os níveis 500 e 50 metros de urbanização do solo.

Tabela 5

Resultados dos Modelos GAM para a variável antrópica urbanização 50 metros, 100 metros, 250 metros e 500 metros.

Espécies	Modelo	Intercepto p-valor	s Urbanização p-valor	Desvio explicado	EDF
Cobertura total	Urbanização – 50 m	0.0003	0.13	31.1%	1
	Urbanização – 100 m	0.0005	0.20	19.1%	1
	Urbanização – 250 m	0.0004	0.14	24.5%	1
	Urbanização – 500 m	8.85×10^{-06}	0.001	74.4%	1
<i>Brachidontes exustus</i> (Mollusca, Mytilida)	Urbanização – 50 m	0.011	0.11	25.6%	1
	Urbanização – 100 m	0.018	0.5	12.3%	1
	Urbanização – 250 m	0.017	0.14	26.1%	1
	Urbanização – 500 m	0.0045	0.019	57.4%	1
<i>Isognomon bicolor</i> (Mollusca, Ostreida)	Urbanização – 50 m	0.0011	0.70	1.64%	1
	Urbanização – 100 m	0.0010	0.67	0,02	1
	Urbanização – 250 m	0.0012	0.94	0.0531%	1
	Urbanização – 500 m	0.00048	0.1	0,29	1
<i>Chthamalus spp.</i> (Crustacea, Cirripedia)	Urbanização – 50 m	1.72×10^{-05}	0.33	31.2%	1
	Urbanização – 100 m	1.67×10^{-05}	0.23	18.3%	1
	Urbanização – 250 m	2.45×10^{-05}	0.97	0.011%	1

Espécies	Modelo	Intercepto p-valor	s Urbanização p-valor	Desvio explicado	EDF
<i>Lottia subrugosa</i> (Mollusca, Gastropoda)	Urbanização – 500 m	2.5x10 ⁻⁰⁵	0.84	0.511%	1
	Urbanização – 50 m	0.17	0.36	0,102	1
	Urbanização – 100 m	0.19	0.56	4.13%	1
	Urbanização – 250 m	0.19	0.56	4.15%	1
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Crustacea, Cirripedia)	Urbanização – 500 m	0.14	0.31	46.4%	2.768
	Urbanização – 50 m	1	1	100%	1.874
	Urbanização – 100 m	1	1	1	2.339
	Urbanização – 250 m	0.44	0.85	58.8%	1.703
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Crustacea, Cirripedia)	Urbanização – 500 m	1	1	100%	2.198
	Urbanização – 50 m	8.82x10⁻⁰⁶	0.02	79.1%	2.933
	Urbanização – 100 m	2.66x10 ⁻⁰⁵	0.25	15.2%	1
	Urbanização – 250 m	8.05x10 ⁻⁰⁸	0.001	96.8%	2.948
<i>Fissurella spp.</i> (Mollusca, Gastropoda)	Urbanização – 500 m	3.78x10 ⁻⁰⁵	0.66	2.55%	1
	Urbanização – 50 m	0.000154	0.20	22.6%	1
	Urbanização – 100 m	7.48x10 ⁻⁰⁵	0.06	33.1%	1
	Urbanização – 250 m	0.000193	0.34	38.3%	1.962
<i>Eriphia gonagra</i> (Crustacea, Malacostraca)	Urbanização – 500 m	7.09x10 ⁻⁰⁵	0.11	25.4%	1
	Urbanização – 50 m	5.29e-07	0.61	13.6%	1.287
	Urbanização – 100 m	8.29x10 ⁻⁰⁷	0.48	24.3%	1.712
	Urbanização – 250 m	0,0000005	0.43	7.31%	1
<i>Pachygrapsus transversus</i> (Crustacea, Malacostraca)	Urbanização – 500 m	6.04x10 ⁻⁰⁷	0.46	22.4%	1.642
	Urbanização – 50 m	0.036	0.38	62.6%	2.911
	Urbanização – 100 m	7.03x10 ⁻⁰⁷	0.70	1.77%	1
	Urbanização – 250 m	3.89x10 ⁻⁰⁷	0.083	37.3%	1
<i>Echinolittorina lineolata</i> (Mollusca, Gastropoda)	Urbanização – 500 m	6.57x10 ⁻⁰⁷	0.13	53.9%	1.989
	Urbanização – 50 m	0.97	0.20	55.4%	1.762
	Urbanização – 100 m	0.73	0.26	35.9%	1.772
	Urbanização – 250 m	0.92	0.14	71.1%	2.257
<i>Stramonita spp.</i> (Mollusca, Gastropoda)	Urbanização – 500 m	0.70	0.11	32.9%	1.137
	Urbanização – 50 m	0.001	0.16	64.1%	2.848
	Urbanização – 100 m	0.001	0.38	10.5%	1
	Urbanização – 250 m	0.001	0.67	2.55%	1
<i>Zoanthus sociatus</i> (Cnidaria, Hexacoralia)	Urbanização – 500 m	0.000338	0.07	72.9%	2.797
	Urbanização – 50 m	4.71x10 ⁻⁰⁵	0.50	6.15%	1
	Urbanização – 100 m	2.36x10 ⁻⁰⁵	0.20	20.9%	1
	Urbanização – 250 m	3.55x10 ⁻⁰⁵	0.47	25.7%	1.637
<i>Echinometra lucunter</i> (Echinodermata, Echinoidea)	Urbanização – 500 m	5.62x10 ⁻⁰⁵	0.40	11.1%	1
	Urbanização – 50 m	0.00020	0.40	12.4%	1
	Urbanização – 100 m	0.00027	0.11	64.3%	2.479
	Urbanização – 250 m	0.00012	0.76	3.03%	1.039
	Urbanização – 500 m	0.00011	0.40	9.99%	1

Espécies	Modelo	Intercepto p-valor	s Urbanização p-valor	Desvio explicado	EDF
Porifera	Urbanização – 50 m	0.00020	0.40	12.4%	1
	Urbanização – 100 m	0.00027	0.11	64.3%	1
	Urbanização – 250 m	0.00012	0.76	3.03%	1
	Urbanização – 500 m	0.00011	0.40	9.99%	1.675

Na análise de correspondência canônica (CCA), após análise por permutação, apenas a porcentagem de urbanização em escala de 500 m se mostrou estatisticamente significativa (Fig. 9). De acordo com esta análise, as espécies *B. exustus*, *E. lineolata*, *Stramonita* spp., *E. lucunter*, *Fissurella* sp. e *P. transversus* estiveram associadas a porcentagens maiores de urbanização. A primeira dimensão canônica da CCA com as cinco variáveis explanatórias explicou 26,76% da variação total, e a segunda explicou 19,25%. As cinco dimensões canônicas juntas explicam 59,54% da variação total (Fig. 9).

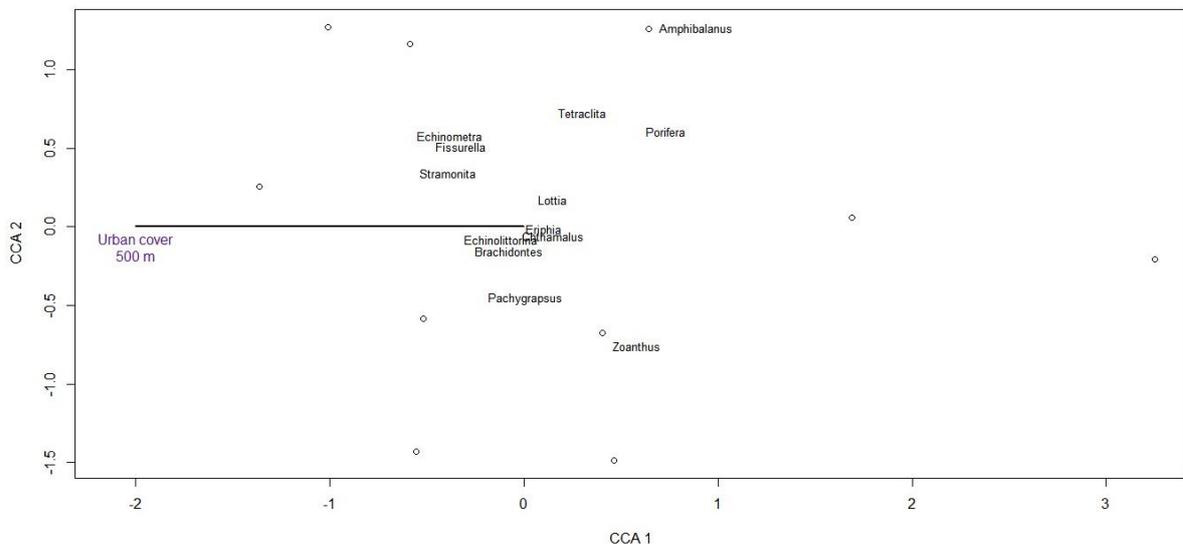


Fig. 9. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a relação entre variáveis ambientais e composição de espécies. O gráfico mostra a distribuição das espécies em relação às variáveis ambientais, destacando a contribuição de diferentes componentes. Cada ponto representa um local de amostragem, com seta indicando a direção e intensidade de Urban 500. Os eixos CCA1 e CCA2 explicam, respectivamente, aproximadamente 26,76% e 19,25% da variação total no conjunto de dados. Os resultados sugerem padrões significativos na distribuição das espécies em relação às condições ambientais consideradas.

4. Discussão

A variação observada na cobertura de bivalves entre as praias é um padrão esperado para regiões costeiras tropicais. Padrões de cobertura de mexilhões podem ser altamente variáveis, mesmo dentro de uma mesma região tropical, por causa das diferenças de aspectos topográficos do substrato rochoso, na qualidade da água, na disponibilidade de nutrientes, na exposição às ondas, entre e outros fatores locais e globais. Eventos extremos como tempestades, mudanças climáticas e fenômenos climáticos extremos (altas temperaturas) podem afetar significativamente a distribuição e a densidade dos mexilhões em um determinado local ao longo do tempo, tornando a cobertura descontínua (Soria et al., 2022).

Foram encontradas relações positivas e negativas entre a cobertura de bivalves e a ocorrência de algumas espécies associadas. Este resultado mostra a influência direta dos bivalves na ecologia das comunidades costeiras, evidenciando a importância desses organismos como moduladores dos padrões de biodiversidade e distribuição de espécies. Ressaltamos que esse efeito não foi homogêneo entre as espécies associadas, já que observamos um impacto negativo em três espécies (*Fissurella* sp., *Z. sociatus* e *E. lucunter*), enquanto outras três espécies (*Chthamalus* sp., *Balanus* sp. e *E. lineolata*) apresentaram uma relação positiva com a presença de bivalves. Esse padrão diferencial de resposta entre as espécies sugere a existência de interações complexas e específicas entre os bivalves e a comunidade associada (Peleg et al., 2023). O ouriço *E. Lucunter* e o gastrópode *E. lineolata* competem diretamente por espaço, e usam, os bivalves como ampliadores de espaço a ocupar. As duas cracas *Chthamalus* e *Balanus*, que são muito pequenas podendo chegar até 1,5 centímetros, assentam sobre os bivalves criando uma estrutura altamente complexa e multidimensional, servindo de abrigo para outras espécies (Souza et al., 2020).

As cracas do gênero *Chthamalus* coexistem no médio litoral com mexilhões em altas abundâncias, ocupando a face lateral e superior das válvulas de *Brachidontes*, numa relação denominada epibiose (Gutiérrez and Palomo, 2016), colonizando também o substrato vazio dentro dos bancos de bivalves (Eston et al., 1986; Saucsen-Weisheimer et al., 2021). O gastrópode *E. lineolata* é um herbívoro pastador, se alimentando principalmente de matéria orgânica encontrada no interior de cracas mortas do gênero *Chthamalus* e entre as valvas de *Brachidontes*, utilizando também outras espécies de cracas que não estiveram relacionadas com a cobertura de bivalves, como *Tetraclita stalactifera* e *Amphibalanus amphitrite*. Tanto *Chthamalus* sp. quanto *Echinolittorina lineolata* são encontrados comumente em costas

rochosas do litoral baiano, possuindo relação indireta com o mexilhão *B. exustus* (Santos et al., 2020), sendo considerados como estruturadores de habitat (Souza et al., 2020).

As variáveis relacionadas à qualidade da água e à urbanização também variaram entre as praias. A variação na balneabilidade, além da existência de efluentes ao longo do litoral de Salvador, pode ser relacionada ao escoamento superficial de águas urbanas, mecanismo que possui maior incidência durante períodos intensos de chuva, aumentando, junto com os efluentes de efluente urbano, a quantidade de coliformes fecais presentes na água (Yang and Zhang, 2011). Como houve uma correlação negativa entre a urbanização na escala de 500 m e a balneabilidade, é possível que áreas mais urbanizadas apresentem maior escoamento superficial, além de maiores quantidades de fontes de efluentes. O fluxo das marés e das correntes marítimas também são fatores que precisam ser levados em consideração, pois as condições hidrodinâmicas afetam a dispersão de poluentes e a circulação da água, contribuindo para a sua qualidade. Por último, e menos discutido, o gerenciamento de resíduos e a eficácia das medidas de gestão ambiental, incluindo tratamento e coleta de efluente, e controle de poluição contribuem para a qualidade da água das praias (Jiang et al., 2022). O despejo clandestino fora da rede de captação regular diminui a eficácia dessas medidas de gestão e piora a balneabilidade (Abessa et al., 2012; Brandão et al., 2023; Krupska et al., 2024). Em cada nível de urbanização observamos também diferentes padrões de porcentagem de impermeabilização do solo. Níveis mais próximos da praia (ou seja, coberturas calculadas em *buffers* menores) mostram o nível de impermeabilização nas imediações imediatas do ponto de amostragem, sendo que algumas praias (Sereia e Farol de Itapuã) apresentaram 0% de urbanização nesta escala. A impermeabilização do solo reflete também na quantidade de pressão antrópica que um ecossistema pode sofrer levando por exemplo a maior incidência de lixo, efluente, pisoteio e modificação sobre os costões (Jiang et al., 2022).

Nossos resultados revelam uma interconexão inversa entre a cobertura de bivalves e a balneabilidade das praias analisadas. Surpreendentemente, áreas identificadas como menos próprias, como a Praia da Casa de Iemanjá (40%) e a Praia do Rio Vermelho (58%), apresentaram uma maior cobertura em comparação com aquelas mais frequentemente consideradas próprias, como o Farol da Barra (90%) e o Forte de São Diogo (87%). Este resultado sugere uma associação inversa entre a presença dos bivalves, principalmente *B. exustus*, e a qualidade da água – como mostrado pelo modelo aditivo generalizado relacionando a cobertura de bivalves em relação à balneabilidade. Compreender os mecanismos ocultos a essa relação e as implicações para a saúde ambiental e pública requer

análises mais aprofundadas das condições locais e dos fatores que contribuem para a balneabilidade dessas áreas. Um dos fatores presentes em praias urbanas e turísticas, principalmente as mais balneáveis, e com maior frequência de visitantes é o pisoteio, apesar de não mensurarmos. Capaz de impactar não somente os bancos de bivalves, mas também a fauna associada a eles (Long et al., 2011), o pisoteio pode influenciar não só a cobertura, mas a frequência e distribuição das espécies em ambientes entremarés, além de diminuir a diversidade nas áreas afetadas. Locais impróprios para banho, são menos preferidos pelas pessoas, tendo uma menor frequência de visitantes e menos pressão sobre os bancos bivalves, possivelmente restando a grande concentração de nutrientes que favorece o crescimento e abundância de bivalves nesses locais (Ferreira and Rosso, 2009).

A relação entre urbanização e cobertura de bivalves foi também examinada, evidenciando uma associação positiva e significativa apenas em relação à cobertura total de bivalves. Como a balneabilidade e a urbanização na escala de 500 m estiveram correlacionadas, não é possível separar claramente os efeitos destas duas variáveis; no entanto, os nossos resultados indicam que ambas podem ser usadas para explicar a variação na cobertura de bivalves e na ocorrência de *Brachidontes exustus*. Constatamos que a urbanização está positivamente relacionada com a cobertura total de bivalves, assim como com a frequência da espécie *Brachidontes exustus*, em relação à urbanização a 500 m. Já a espécie de craca *Tetraclita stalactifera* esteve relacionada com a urbanização em uma escala menor, de 50 m – escala na qual a urbanização não esteve correlacionada com a balneabilidade. Por outro lado, alguns padrões esperados não foram detectados: por exemplo, como a impermeabilização do solo propicia um aumento do escoamento superficial de águas urbanas sobre o costão, levando a um aumento de água doce e afetando espécies sensíveis a redução na salinidade (Cabral-Oliveira et al., 2014), seria esperada uma diminuição na ocorrência do ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* em áreas mais urbanizadas, mas isso não aconteceu (Li et al., 2023). Esses resultados sugerem que a presença e a distribuição dos bivalves e eventualmente ocorrência da fauna associada são influenciadas pela intensidade da urbanização nas proximidades das praias estudadas. No entanto, a relação entre urbanização e cobertura não foi uniforme em todas as distâncias analisadas, indicando a complexidade das interações entre os fatores ambientais e a biologia das espécies. Análises adicionais futuras, tais como a investigação dos microambientes ao longo da costa urbana baiana e o monitorando temporal da cobertura bentônica visando identificando padrões sazonais nas respostas da comunidade de bancos de bivalves aos efeitos da urbanização, podem ser recomendadas para complementar o nosso estudo (Veiga et al., 2022).

Em relação à comunidade como um todo, analisada por meio das 13 espécies encontradas em associação com bancos de bivalves, detectamos uma associação entre a urbanização, explicitamente na escala de 500 m, e a composição da comunidade biológica. Os Bivalves como *Brachidontes*, os gastrópodes *Echinolittorina lineolata* e *Stramonita*, o ouriço *Echinometra lucunter*, a lapa *Fissurella sp.*, e o caranguejo *Pachygrapsus transversus* foram associados a maiores porcentagens de urbanização. Podendo sugerir que essas espécies são beneficiadas pelas condições associadas à urbanização, diretamente ou indiretamente, através dos efeitos sobre o banco de bivalves. Embora tais relações não foram sempre detectadas na escala de quadrado no nosso estudo, os bivalves podem atuar para essas espécies como substrato e microambiente atrativo e favorável, principalmente para um pasteador como *Pachygrapsus transversus*, atraído pela presença de algas macias e folhosas como Ulvais sobre os bivalves (Jadhav et al., 2011; Martínez et al., 2015; Soria et al., 2022).

Assim como a grande maioria dos bivalves, tanto *Brachidontes sp.* quanto *Isognomon bicolor* contribuem para o aumento da heterogeneidade ambiental em zonas entre marés, além de fornecer habitat adicional para uma diversificada fauna associada (Cheng et al., 2023; Souza et al., 2020). Suas tolerâncias ambientais, no entanto, são diferentes. A predominância de *Brachidontes exustus* pode estar associada a áreas antropizadas, dentre outros fatores, devido aos níveis de tolerância a dessecação (Borthagaray and Carranza, 2007; López et al., 2014). *Isognomon bicolor* se aproveita das irregularidades dos afloramentos rochosos para ocupar porções mais fundas na rocha e coexistir dentro do banco de *Brachidontes* num substrato que não é uniforme (Queiroz et al., 2022). Sendo *Brachidontes* um especialista do médio litoral colonizando porções mais elevadas da rocha (Paz et al., 2012), pode aumentar suas densidades em razão da maior incidência de nutrientes na água do mar, enquanto *Isognomon bicolor* é menos frequente por não estar na sua faixa de tolerância (Gappa et al., 1990).

Existem fatores ambientais estressantes da zona entre marés que tornam o costão rochoso, um ambiente naturalmente estressante para as espécies, existindo dessa forma, uma sobreposição de fatores ambientais e antrópicos, sendo por muitas vezes difícil a separação total de fatores naturais e antropogênicos (Hawkins et al., 2020; Veiga et al., 2022). A antropização não tem um efeito homogêneo sobre todas as espécies que compõem a comunidade de bancos de bivalves (Peleg et al., 2023), isso talvez explicaria o efeito nulo e positivo encontrado. Alguns grupos associados aos bancos de bivalves podem mostrar respostas imediatas à urbanização, enquanto outros podem responder mais lentamente ou

apenas em determinadas escalas espaciais, em uma escala local, certas espécies podem ser mais sensíveis a influência humana, enquanto em uma escala regional, outros fatores ambientais podem predominar (Adami et al., 2004; Borthagaray and Carranza, 2007).

5. Considerações Finais

Diante do analisado, é crucial interpretar esses resultados com cautela, já que nosso estudo se concentrou exclusivamente em áreas urbanizadas, não obtendo áreas controle sem influência antrópica, aspecto este que não diminui a relevância da análise. É plausível argumentar que os locais estudados já estejam altamente impactados pela influência humana, possivelmente obscurecendo os efeitos adicionais das atividades antropogênicas. Nesse sentido, sugerimos que investigações futuras abordem um gradiente mais amplo de urbanização ou antropização, incluindo áreas não urbanizadas, a fim de obter uma compreensão mais abrangente dos impactos antrópicos sobre o ambiente costeiro. Portanto, embora nossos resultados não justifiquem necessariamente a redução das atividades humanas nas áreas urbanas estudadas, eles destacam a importância de expandir nossa investigação para além desses limites, para um diagnóstico mais completo e preciso dos impactos da antropização sobre as comunidades biológicas.

Contrariando o previsto, o mitilídeo *Brachidontes exustus* foi considerado oportunista de ambientes antropizados, mantendo e aumentando sua cobertura nas praias urbanizadas, diminuindo sua ocorrência em áreas mais balneáveis. De forma geral, em costões rochosos tropicais há sobreposição de pressões antrópicas com os fatores ambientais naturais. Também destacamos que o pisoteio em praias mais balneáveis, ou seja, mais frequentadas por pessoas, atua pressionando os bivalves e as comunidades associadas a eles, influenciando também cobertura dos organismos. Uma abordagem integrada englobando múltiplos fatores antrópicos podem ser mensurados em pesquisas futuras para a conservação e gestão das praias rochosas tropicais. É inegável a existência de outros fatores antrópicos atuantes nas praias urbanas analisadas em nosso estudo, afinal é uma área intensamente urbanizada e com histórico de exploração antropogênica. Fatores comuns nesses locais além do intenso pisoteio, entrada de água doce, substâncias tóxicas, e microplásticos. Estes fatores influenciam de forma direta e indireta a biologia das espécies, devendo ser avaliados em conjunto com os estudos ecológicos. Estes fatores se sobrepõem aos fatores estressantes da zona entre marés. Ocorrendo a sobreposição de múltiplos fatores ambientais e antrópicos,

sendo por muitas vezes difícil a separação total de fatores naturais e antropogênicos. Assim, a falta de efeitos da urbanização sobre a maior parte das espécies avaliadas pode ser devido à variação natural e em outros fatores antrópicos não avaliados neste estudo. Além disso, a antropização não tem um efeito homogêneo sobre a comunidade de bancos de bivalves, explicando a variação nos efeitos observados neste estudo. É preciso levar em consideração os diferentes tipos de resposta de cada espécie, podendo existir a possibilidade de respostas únicas, com algumas espécies sendo mais tolerantes ou adaptáveis a ambientes urbanizados. Além disso, o efeito da urbanização pode variar em diferentes escalas temporais e espaciais. Finalmente, enquanto alguns grupos associados aos bancos bivalves podem mostrar respostas imediatas à urbanização, enquanto outros podem responder mais lentamente ou apenas em determinadas escalas espaciais.

Agradecimentos

Agradecemos a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia-Fapesb, pela concessão da bolsa ao longo de todo período de doutorado da primeira autora. Também expressamos nossa gratidão a Ana Júlia Santos por ter acompanhado e ajudado na pesquisa de campo e a Carmen de Barros Lopes pelo auxílio com o mapeamento. Agradecemos também ao Laboratório de Ecologia Espacial pelo apoio e ao PPG Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores pelo apoio financeiro para compra de matérias para o trabalho de campo.

Referências

- Abessa, D.M. de S., Rachid, B.R. de F., Moser, G.A. de O., Oliveira, A.J.F.C., 2012. Efeitos ambientais da disposição oceânica de efluentes por meio de emissários submarinos: uma revisão. *O Mundo da Saúde* 36, 643–661. <https://doi.org/10.15343/0104-7809.2012364643661>
- Adami, M.L., Tablado, A., Gappa, J.L., 2004. Spatial and temporal variability in intertidal assemblages dominated by the mussel *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1846). *Hydrobiologia* 49–59.

- Arnold, J.B., 2021. ggthemes: Extra Themes, Scales and Geoms for “ggplot2”. R Package. version 4.2.4.
- Bates, A.D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Haubo, R., Christensen, B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., 2023. Package ‘lme4.’
- Bendell, L.I., LeCadre, E., Zhou, W., 2020. Use of sediment dwelling bivalves to biomonitor plastic particle pollution in intertidal regions; A review and study. PLoS One 15, 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232879>
- Betancourt, W.Q., Duarte, D.C., Vásquez, R.C., Gurian, P.L., 2014. *Cryptosporidium* and *Giardia* in tropical recreational marine waters contaminated with domestic sewage: Estimation of bathing-associated disease risks. Mar. Pollut. Bull. 85, 268–273. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.059>
- Birkeland, Charles.; Reimer, Amada A.; Young, J.R., 1976. Survey of Marine Communities in Panama and Experiments With Oil. Off. Res. Dev. U.S. Environ. Prot. Agency, Narragansett, RI.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B., 2023. Rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library.
- Borthagaray, A.I., Carranza, A., 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. Acta Oecologica 31, 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.10.008>
- Brandão, J., Valério, E., Weiskerger, C., Veríssimo, C., Sarioglou, K., Novak Babič, M., Solo-Gabriele, H.M., Sabino, R., Rebelo, M.T., 2023. Strategies for Monitoring Microbial Life in Beach Sand for Protection of Public Health. Int. J. Environ. Res. Public Health 20. <https://doi.org/10.3390/ijerph20095710>
- Buzzi, N.S., Marcovecchio, J.E., 2018. Heavy metal concentrations in sediments and in mussels from Argentinean coastal environments, South America. Environ. Earth Sci. 77, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7496-1>
- Cabral-Oliveira, J., Mendes, S., Maranhão, P., Pardal, M.A., 2014. Effects of sewage pollution on the structure of rocky shore macroinvertebrate assemblages. Hydrobiologia 726, 271–283. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1773-5>
- Cheng, K.H., Luo, X., Jiao, J.J., Yu, S., 2023. Storm accelerated subsurface *Escherichia coli* growth and exports to coastal waters. J. Hazard. Mater. 441, 129893. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129893>
- Conde, A., Pacheco, J., Marques, S., Afonso, A.S., Leandro, S., Maranhão, P., 2020. Ecological features of a rocky intertidal community exposed to sewage effluent. Mar.

- Pollut. Bull. 158, 111391. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111391>
- Csárdi, G., Nepusz, T., 2016. The igraph software package for complex network research. *InterJournal, Complex Syst.* 1695, 1–9.
- Domaneschi, O., Martins, C.M., 2002. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. *Rev. Bras. Zool.* 19, 611–627. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200017>
- Eston, V.R., Galves, A., Jacobi, C.M., Langevin, R., Tanaka, N.I., 1986. *Chthamalus bisinuatus* (Cirripedia) and *Brachidontes solisianus* (Bivalvia) spatial interactions: A stochastic model. *Ecol. Modell.* 34, 99–113. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(86\)90081-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(86)90081-5)
- Gappa, J.J.L., Tablado, A., Magaldi, N.H., 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 63, 163–175. <https://doi.org/10.3354/meps063163>
- Gareth, R., Murdoch, D. 2012. maptools: Tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.8-39. <https://CRAN.R-project.org/package=maptools>
- Gutiérrez, J.L., Palomo, M.G., 2016. Increased algal fouling on mussels with barnacle epibionts: A fouling cascade. *J. Sea Res.* 112, 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2016.04.002>
- Hadley, A., 2023. Package ‘scales’ CRAN 1.3.0.
- Hawkins, S.J., Pack, K.E., Hyder, K., Benedetti-Cecchi, L., Jenkins, S.R., 2020. Rocky shores as tractable test systems for experimental ecology. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 100, 1017–1041. <https://doi.org/10.1017/S0025315420001046>
- Hijmans, R.J., 2022. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. CRAN.
- Iñiguez-Armijos, C., Sánchez, J., Villareal, M., Aguilar, S., Rosado, D., 2020. Effects of bathing intensity, rainfall events, and location on the recreational water quality of stream pools in southern Ecuador. *Chemosphere* 243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125442>
- Jadhav, S., Bhosale, D., Bhosle, N., 2011. Baseline of organotin pollution in fishes, clams, shrimps, squids and crabs collected from the west coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2213–2219. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.023>
- Jiang, C., Li, J., Hu, Y., Yao, Y., Li, H., 2022. Construction of water-soil-plant system for rainfall vertical connection in the concept of sponge city: A review. *J. Hydrol.* 605, 127327. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127327>

- Kampstra, P., 2008. Beanplot: A Boxplot Alternative for Visual Comparison of Distributions. *J. Stat. Softw.* 28. <https://doi.org/10.18637/jss.v028.c01>
- Krupska, K.U., Speight, L., Robinson, J.S., Gilbert, A.J., Cloke, H., 2024. Forecasting bathing water quality in the UK: A critical review. *WIREs Water* 1–26. <https://doi.org/10.1002/wat2.1718>
- Kunze, C., Wölfelschneider, M., Rölfer, L., 2021. Multiple Driver Impacts on Rocky Intertidal Systems: The Need for an Integrated Approach. *Front. Mar. Sci.* 8, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.667168>
- Li, G., Sun, G.X., Ren, Y., Luo, X.S., Zhu, Y.G., 2018. Urban soil and human health: a review. *Eur. J. Soil Sci.* 69, 196–215. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>
- Li, X., Bao, L., Wei, Y., Zhao, W., Wang, F., Liu, X., Su, H., Zhang, R., 2023. Occurrence, Bioaccumulation, and Risk Assessment of Microplastics in the Aquatic Environment: A Review. *Water* 15, 1768. <https://doi.org/10.3390/w15091768>
- López, M.S., Lavrado, H.P., Coutinho, R., 2014. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. *Aquat. Invasions* 9, 457–465. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.04>
- Martínez, E., Annia Alba, J.S., Vazquez, A.A., 2015. Changes in Structure and Composition of Two Communities of Rocky Shores Molluscs Exposed to Different Human Impact in Playa Jibacoa, Cuba. *J. Ecosyst. Ecography* 05. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000162>
- Menge, B.A., Foley, M.M., Pamplin, J., Murphy, G., Pennington, C., 2010. Supply-side ecology, barnacle recruitment, and rocky intertidal community dynamics: Do settlement surface and limpet disturbance matter? *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 392, 160–175. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.04.032>
- Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., 2012. Package ‘vegan’
- Ooms, J., 2023. Package ‘pdftools’
- Paz, J.R.L., Oliveira, M.J., Silva, P.P., 2012. Levantamento Da Malacofauna Bentônica De Costões Rochosos. *Rev. Virtual Camdombá* 8, 72–80.
- Peleg, O., Blain, C., Shears, N., 2023. Multi-indicator ‘state space’ approach to assessing changes in shallow urban reef ecosystem health. *Mar. Environ. Res.* 186, 105895. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105895>

- Queiroz, R.N.M., Dias, T.L.P., Batista, R., da Silva, P.M., 2022. Reproduction and population dynamics of the invasive bivalves *Mytilopsis sallei* and *Isognomon bicolor* on the Northeast coast of Brazil. *Zoology* 153, 126028.
<https://doi.org/10.1016/j.zool.2022.126028>
- Roger Bivand et al, 2021. Rgeos: Interface to Geometry Engine. Open Source.
- Sampaio, L., Moreira, J., Rubal, M., Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., 2022. A Review of Coastal Anthropogenic Impacts on Mytilid Mussel Beds: Effects on Mussels and Their Associated Assemblages. *Diversity* 14. <https://doi.org/10.3390/d14050409>
- Santos, E., Craveiro, N., Rosa Filho, J., 2020. O papel do substrato na distribuição espacial de *Echinolitorina lineolata* (ORBIGNY, 1840) em costões rochosos do sul da Bahia (Brasil). *Enciclopédia Biosf.* 17, 530–543. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2020B53
- Saucsen-Weisheimer, A., Lana, P., Flores, A.A.V., 2021. Salinity gradients and interspecific competition determine the distribution of chthamalid barnacles in a subtropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 262, 107587. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107587>
- Soria, S.A., Gutiérrez, J.L., Gonzalez, J.A., Callá, S.L., Palomo, M.G., 2022. Habitat properties and invertebrate composition in mussel-dominated rocky shores: A test of edge effects. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 277, 108035.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108035>
- Souza, S.M.A. da R., Matthews-Cascon, H., Couto, E. da C.G., 2020. Taxonomic and functional diversity of mollusk assemblages in a tropical rocky intertidal zone. *Iheringia. Série Zool.* 110, 1–10. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2020027>
- Troost, K., van der Meer, J., van Stralen, M., 2022. The longevity of subtidal mussel beds in the Dutch Wadden Sea. *J. Sea Res.* 181, 102174.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102174>
- Veiga, P., Moreira, J., Sampaio, L., Rubal, M., 2022. Influence of Urbanization on Patterns of Variability of *Mytilus galloprovincialis* Populations. *Water* 14, 1570.
<https://doi.org/10.3390/w14101570>
- Viarengo, A., Canesi, L., 1991. Mussels as biological indicators of pollution. *Aquaculture* 94, 225–243. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(91\)90120-V](https://doi.org/10.1016/0044-8486(91)90120-V)
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemond, 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., 2019. Welcome to the Tidyverse. *J. Open Source Softw.* 4, 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wood, S.N., 2017. *Generalized additive models: An introduction with R*, second edition, *Generalized Additive Models: An Introduction with R, Second Edition*. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Yang, J.L., Zhang, G.L., 2011. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *J. Soils Sediments* 11, 751–761. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0356-1>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*, Springer-V. ed. New York.

Material suplementar

Tabela

Coordenadas e datas de coleta dos pontos em Salvador.

Praia em Salvador	Data de coleta	Coordenadas de coleta	Relatório de balneabilidade*
Farol da Barra	12/07/2022	13° 0'28.77"S 38°31'58.81"O	SSA FB 100
Forte de Santa Maria	10/10/2022	13° 0'18.08"S 38°32'1.41"O	SSA SM 100
Forte de São Diogo	22/11/2022	13° 0'7.55"S 38°31'59.16"O	SSA PB 100
Ondina (Gordinhas)	13/07/2022	13° 0'41.29"S 38°30'31.54"O	SSA ON 100
Ondina	10/08/2022	13° 0'41.99"S 38°30'5.05"O	SSA ON 200
Rio Vermelho	15/07/2022	13° 0'42.35"S 38°29'37.74"O	SSA RV 100
Casa de Iemanjá	09/10/2022	13° 0'47.78"S 38°29'32.47"O	SSA RV 200
Praia da Pituba	11/08/2022	13° 0'10.75"S 38°27'1.08"O	SSA PI 200
Farol de Itapuã	12/08/2022	12°57'24.35"S 38°21'9.44"O	SSA FI 100
Sereia de Itapuã	23/11/2022	12°57'4.90"S 38°22'0.25"O	SSA IT 200

*Código selecionado com a proximidade do transecto de coleta.

Tabela

Proporção de área urbana terrestre em distâncias até 50 m, até 100 m, até 250 m e até 500 m em relação as praias pesquisadas.

Praia	Urbanização			
	50 metros	100 metros	250 metros	500 metros
Farol da Barra	87%	74%	48%	62%
Forte de Santa Maria	14%	40%	74%	65%
Forte de São Diogo	34%	53%	64%	68%
Ondina (Gordinhas)	20%	62%	82%	65%
Ondina	25%	67%	82%	73%
Rio Vermelho	11%	40%	74%	82%
Casa de Iemanjá	11%	40%	73%	83%
Praia da Pituba	32%	60%	80%	86%
Farol de Itapuã	0%	33%	64%	73%
Sereia de Itapuã	0%	0%	64%	83%

Capítulo III

Artigo a ser submetido ao periódico Marine Environmental Research

Impactos antrópicos sobre a fauna associada a bancos de mexilhões em costões rochosos neotropicais

Ingrid Silva Rodrigues¹, Erminda Guerreiro Couto², Pavel Dodonov¹

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores, Universidade Federal da Bahia, endereço; Instituto de biologia, Rua Barão de Jeremoabo, 668 - Campus de Ondina CEP: 40170-115.

²Laboratório de Ecologia Bêntica, Universidade Estadual de Santa Cruz, endereço: Campus Soane Nazaré de Andrade, Rod. Jorge Amado, Km 16 - Salobrinho, Ilhéus - BA, 45662-900

e-mail de contato ingridbels@hotmail.com

RESUMO

Este estudo avalia antropização sobre densidade de bivalves e fauna associada. Avaliamos 10 praias urbanas em Salvador, Bahia. Os transectos de 30 metros foram estendidos ao longo da faixa de bivalves, com 12 quadrantes de 20x20 cm raspados em cada transecto. A antropização foi avaliada através de relatórios de balneabilidade e quantificação da área urbanizada. Modelos aditivos generalizados mistos (GAMM) foram usados para avaliar os efeitos da antropização, enquanto modelos lineares generalizados (GLM) examinaram o efeito de *B. exustus* na fauna associada. Encontramos 78.028 organismos e 30 táxons nos bancos de bivalves, destacando-se poliquetas e gastrópodes. A maioria dos táxons não foi afetada pela antropização, mas a abundância de *B. exustus* teve efeitos positivos e significativos na maioria dos táxons. Isso destaca a importância de *B. exustus* na manutenção da fauna de costões rochosos e a complexidade em distinguir os efeitos humanos dos estressores naturais em ecossistemas costeiros tropicais.

Palavras-chave: bivalves, impacto antropogênico, praia urbana, entre marés, bioengenheiros, zona costeira, ecologia bêntica, bentos.

ABSTRACT

This study evaluates anthropization on the density of bivalves and associated fauna. We evaluated 10 urban beaches in Salvador, Bahia. 30 meter transects were extended along the bivalve range, with 12 20x20 cm quadrats shaved into each transect. Anthropization was assessed through bathing reports and quantification of the urbanized area. Generalized additive mixed models (GAMM) were used to evaluate the effects of anthropization, while generalized linear models (GLM) examined the effect of *B. exustus* on associated fauna. We found 78.028 organisms and 30 taxa in the bivalve beds, highlighting polychaetes and gastropods. Most taxa were not affected by anthropogenic activity, but the abundance of *B. exustus* had positive and significant effects on most taxa. This highlights the importance of *B. exustus* in maintaining rocky shore fauna and the complexity in distinguishing human effects from natural stressors in tropical coastal ecosystems.

Keywords: bivalves, anthropogenic impact, urban beach, intertidal, bioengineers, coastal zone, benthic ecology, benthos.

1. Introdução

Os ambientes costeiros rochosos são ricos em biodiversidade e possuem uma complexa heterogeneidade ambiental, uma junção de múltiplos fatores ecológicos e ambientais que se sobrepõem aos estressores antrópicos (Kunze et al., 2021). Um dos fatores que contribuem para a degradação dos ambientes costeiros é a sua proximidade com grandes centros urbanos e a crescente industrialização, produzindo uma diversificada gama de detritos, os quais podem ser orgânicos, como os efluentes urbanos, doméstico e inorgânicos, como plástico. Estes detritos frequentemente chegam à costa sem tratamento e destino adequados (Sharifuzzaman et al., 2016).

A antropização em ambientes aquáticos pode ser mensurada por diversas formas, as mais clássicas sendo as medidas de níveis de metais pesados e coliformes fecais presentes na água e nos sedimentos. Porém, outras medidas também podem ser utilizadas como parâmetro, como a balneabilidade e a impermeabilização, que podem ser *proxies* promissores (Safaei et al., 2023). A balneabilidade é um indicador que se baseia na avaliação da quantidade de coliformes fecais presentes na água. Essa análise vai muito além de simplesmente atestar a qualidade da água para banho e recreação, também fornece uma representação sensível da pressão exercida pela atividade humana sobre esses ambientes. Isso ocorre porque os coliformes fecais usados como parâmetro nesse contexto estão naturalmente presentes no organismo de seres humanos e mamíferos em geral (Sabino et al., 2014). Portanto, sua detecção na água revela não apenas a contaminação por efluente, mas também o impacto mais amplo da atividade humana e da presença de populações nas proximidades das praias (Vieira et al., 2020). Já a urbanização por meio da impermeabilização do solo próximo às praias é um fator que favorece o aumento da entrada de água doce nesses sistemas através do escoamento superficial urbano. Isso adiciona mais complexidade de adaptação para as espécies de costão rochoso menos tolerantes a mudanças na salinidade (Sahavacharin et al., 2022). Além disso, também pode favorecer organismos que não sejam macroinvertebrados marinhos, como as larvas de Diptera, que colonizam preferencialmente micro-habitats vazios, como conchas de moluscos e carapaças de cracas mortas, coexistindo com outras espécies bentônicas por espaço no ambiente entremarés (Soria et al., 2022).

Bivalves (Mollusca: Bivalvia) são considerados espécies-chave devido à sua capacidade de influenciar a abundância e diversidade da macrofauna na zona em que são predominantes (Ellison, 2019; Soria et al., 2022). No entanto, a antropização pode modificar a

composição das espécies associadas a esses bivalves, incluindo o surgimento de espécies oportunistas e o desaparecimento de espécies sensíveis (Sampaio et al., 2022). Os microhabitats em bancos de mexilhões são formados pelo intenso adensamento das valvas através da sua fixação no substrato pelo bisso, favorecendo o acúmulo de nutrientes para outras espécies bentônicas (Gutiérrez et al., 2019). Dessa forma, os bivalves são colonizados na sua porção superior – exposta a dessecação durante a maré baixa – por epibiontes em sua maioria sésseis (cracas, esponjas, algas) e na porção inferior, em contato com o substrato, principalmente por espécies errantes (movem-se ativamente pelo sedimento) e sedentários (enterrados no sedimento ou fixos em substrato) como poliquetas (Sampaio et al., 2022; Veiga et al., 2022b, 2022a).

Um bivalve relevante em afloramentos rochosos neotropicais é o *Brachidontes exustus* (Mytilidae), o qual apresenta alta densidade nestes ambientes, colonizando intensamente ambientes antropizados, com ampla distribuição pelo litoral nordestino brasileiro. Assim, esta espécie provém um substrato biológico com complexas dimensões para a macrofauna associada. No entanto, são pouco conhecidos os impactos da antropização sobre esta espécie e sobre outros organismos comumente associados a ela. Neste estudo, buscamos avaliar o impacto antrópico sobre a densidade de bivalves, especialmente *B. exustus*, e na fauna associada. Adicionalmente, temos o objetivo de identificar os grupos de organismos bentônicos que estão associados aos bancos de bivalves, bem como distinguir as espécies oportunistas ou generalistas e como são afetadas pela antropização.

2. Material e Métodos

As coletas foram realizadas em Salvador (BA) em afloramentos rochosos nas zonas do médio litoral, com predominância de *Brachidontes*, durante os períodos de maré baixa (0,0 a 0,2 metros) (Bocquené et al., 2004). Foram analisadas 10 praias classificadas como urbanas: Praia do Porto da Barra (Forte de Santa Maria), Forte de São Diogo, Praia do Farol da Barra, Praia de Ondina, Praia do Surfista (Sukiyaki), Praia Pedra da Sereia (Rio Vermelho), Praia de Iemanjá (Rio Vermelho), Praia da Pituba, Praia do Farol de Itapuã e Sereia em Itapuã (**Fig. 1**).

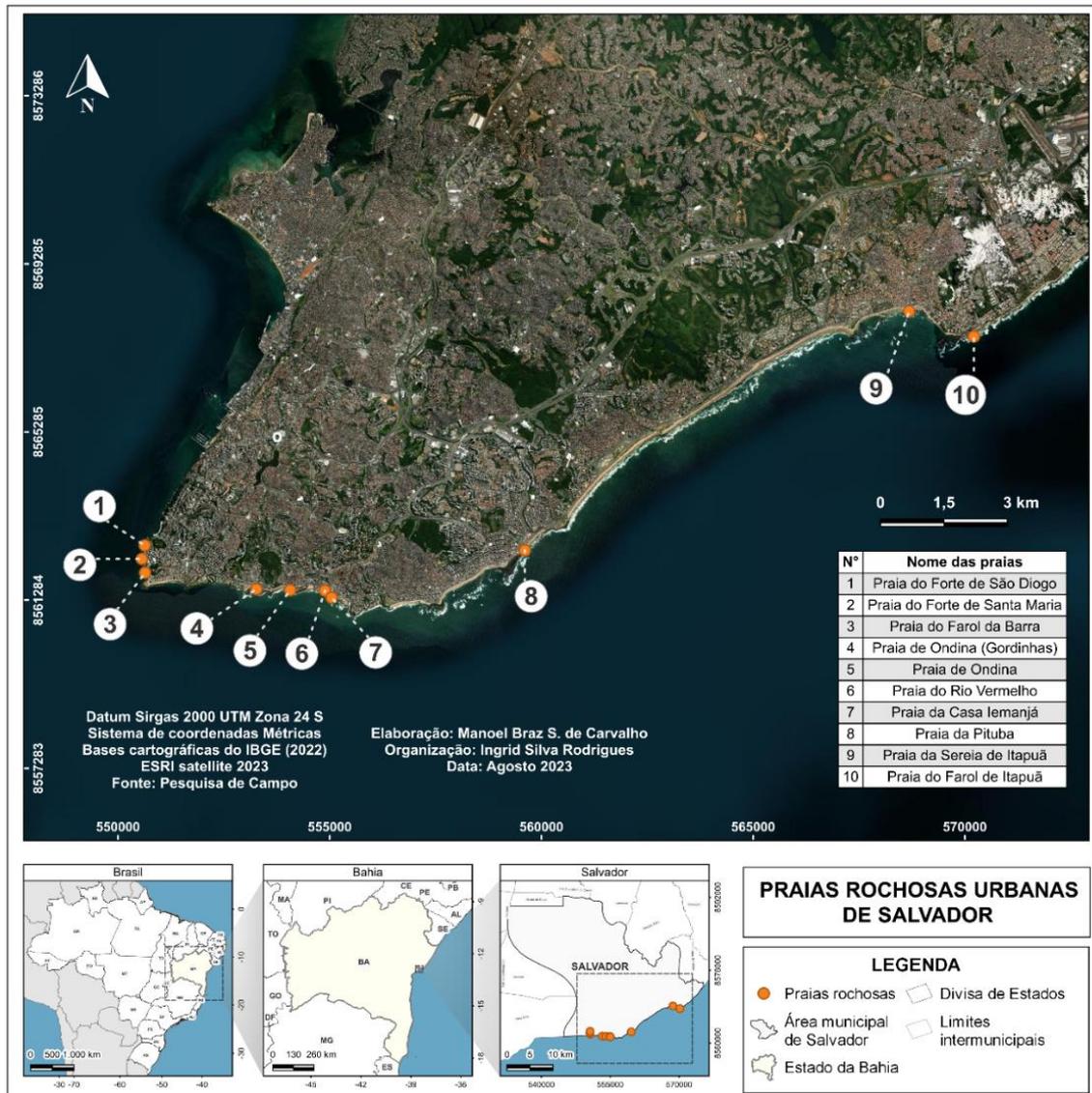


Fig. 1. Mapa da localização das praias urbanas analisadas em Salvador. Fonte: Sistema de coordenadas Métricas, IBGE (2022), agosto de 2023.

Em cada uma das praias, foi estendido no afloramento rochoso paralelo à linha da água, seguindo a faixa de *Brachidontes*, um transecto de 30 m na horizontal com o objetivo de delimitar a área de coleta (Fig. 2). Dessa forma, a cada metro, um quadrado de 20 x 20 cm (subdividido em 4 quadrantes de 10 x 10 cm cada) foi alocado no ponto central sobre a linha, depois ao lado à esquerda (1m de distância) e a direita do ponto central, na mesma distância. Logo em seguida, dentre os quadrados (Fig. 3) com presença de mexilhões (percentual de cobertura > 10%), a cada dois metros de distância, foram raspados com auxílio de uma espátula de aço inoxidável, 12 quadrados de 10 x 10 cm (área = 0,01 m²) (Fig. 2 e 3). A área raspada foi sempre o quadrado superior direito, alternando os três lados do transecto (centro,

esquerda e direita). O conteúdo da raspagem foi armazenado em potes e sacos plásticos, adicionado álcool 80%, e etiquetado.



Fig. 2. Extensão do transecto sobre o afloramento rochoso na faixa de predominância de *Brachidontes exustus* e quadrado utilizado para raspagem da macrofauna.



Fig. 3. Metodologia de raspagem e delimitação da macrofauna bentônica utilizada nas praias analisadas.

Assim, não foram raspados todos os quadrantes com a presença de mexilhões para reduzir o impacto ambiental deste estudo. Os gastrópodes que estiveram dentro do quadrante amostrado foram contabilizados e identificados em campo, a fim de evitar uma amostragem destrutiva de populações menores.

Em laboratório, as amostras foram separadas do excesso de sedimento e conservadas em álcool 80%. Com auxílio de uma lupa (Microscópio Estereoscópio), os mexilhões foram identificados e contabilizados, assim como a fauna associada a eles. Foram contabilizados e identificados os organismos que vieram nas amostras de mexilhões como nematodas, gastrópodes e algas. As amostras foram analisadas em parceria com o Laboratório de Ecologia Bêntica (UESC), Laboratório de Annelida (UFBA) e Laboratório de Ecologia Espacial (UFBA).

Dados de qualidade da água (indicativos de poluição humana) referentes às praias foram obtidos a partir de 116 relatórios do banco de dados do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA) da Bahia (Tabela 1). Nestes relatórios, o estado de cada praia estava classificado como "próprio" ou "impróprio". Transformados em dados binários de presença e ausência (1 = Próprio; 0 = Impróprio) e calculamos a proporção de relatórios em que cada praia foi classificada como estando "própria". Portanto, a medida final de balneabilidade poderia variar de 0 a 1, sendo 0 correspondente a praias que não foram consideradas "próprias" em nenhum relatório e 1 a praias que foram consideradas "próprias" em todos os relatórios. O período de análise abrangeu três anos (2020, 2021 e 2022), determinado com base em dois critérios: o ciclo de vida dos bivalves, que varia entre dois e três anos (Troost et al., 2022), e o período de coleta de dados das praias em Salvador em 2022.

Para avaliar o nível de urbanização, realizamos o mapeamento da paisagem nas proximidades dos pontos de amostragem. Utilizou-se uma imagem do satélite PlanetScope, datada de 14 de outubro de 2022, com resolução espacial de 3 metros, para identificar diferentes classes de uso e cobertura do solo. A classificação das classes foi realizada manualmente no software de Sistema de Informação Geográfica Quantum GIS (QGIS), com uma escala fixa de 1:2500 metros. Essa classificação foi feita em buffers circulares de 750 metros de raio, centrados na localização geográfica dos pontos de amostragem, de modo que cada buffer representasse uma paisagem correspondente à área onde os dados biológicos foram coletados.

Ao todo, foram identificadas e mapeadas seis classes distintas: mar, areia, afloramentos rochosos, corpos de água doce, áreas verdes e áreas urbanas. A partir desse

mapa, calculou-se a métrica "porcentagem da área urbanizada (%)" determinando a área total identificada como "áreas urbanas" em metros quadrados, dividida pela soma das áreas de todas as outras classes identificadas, exceto o mar. Portanto, essa métrica representa a proporção de área terrestre urbanizada ao redor de cada ponto de amostragem. A proporção da área urbanizada foi calculada em múltiplas escalas, estimando-se o valor em buffers com diferentes tamanhos de raio, correspondendo a 50, 100, 250 e 500 metros.

2.1. Análise estatística dos dados

As análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2018) usando a interface RStudio e no *software* PAST (Hammer, 2018), este último sendo utilizado para a Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER). Utilizamos seleção de modelos, baseada em modelos aditivos generalizados mistos (GAMM) com distribuição binomial negativa para analisar as relações entre as variáveis antropogênicas (balneabilidade e urbanização) e as biológicas (abundância de espécies). Trabalhamos com diferentes níveis de resolução taxonômica, avaliando a abundância dos seguintes grupos: a nível de espécie: *Brachidontes exustus* (Bivalvia, Mytilida), *Isognomon bicolor* (Bivalvia, Ostreida), *Echinolittorina lineolata* (Gastropoda, Littorinimorpha), *Lottia subrugosa*; a nível de gênero: *Chthamalus* (Cirripedia, Balanomorpha); a nível de família: Syllidae (Polychaeta, Phyllococida), Nereididae (Polychaeta, Phyllococida), Sphaeromatidae (Malacostraca, Isopoda; a nível de ordem Diptera (Insecta), Amphipoda, classe Polychaeta, Malacostraca, Thecostraca, Gastropoda; e a nível de filo: Nematoda. Usamos essas diferentes resoluções taxonômicas devido à impossibilidade de identificar diversos grupos a resoluções mais finas ou à quantidade insuficiente de indivíduos para realizar a análise sem agrupar. As hipóteses testadas foram:

- Hipótese Nula (H0): Não existe efeito significativo da antropização na abundância de bivalves e espécies associadas nas praias urbanas, podendo indicar que as espécies de praias urbanas estão adaptadas às pressões antropogênicas presentes nestes ambientes.
- Hipótese Alternativa I: A urbanização está negativamente associada à abundância de bivalves e espécies associadas, devido à degradação do habitat causada por atividades humanas, poluição orgânica e maior pisoteio da macrofauna associada em áreas mais antropizadas. Além disso, áreas mais urbanizadas podem ter maior escoamento superficial e conseqüentemente maior entrada de água doce, podendo levar à diminuição na ocorrência de espécies sensíveis.

- Hipótese Alternativa Ib: A urbanização está positivamente associada à abundância de bivalves e espécies associadas, já que antropização através da impermeabilização do solo, aumenta o escoamento superficial de águas urbanas pode aumentar a abundância dos organismos oportunistas, em razão da oferta de nutrientes/alimentos disponíveis.
- Hipótese Alternativa II: A balneabilidade está positivamente associada à abundância de bivalves e espécies associadas, uma vez que praias com melhor qualidade da água e menor contaminação podem fornecer condições mais favoráveis para a permanência dessas espécies.
- Hipótese Alternativa IIb: A balneabilidade está negativamente associada à abundância de bivalves e espécies associadas, já que a maior quantidade de matéria orgânica em praias com menores índices de balneabilidade pode favorecer a ocorrência de espécies oportunistas.
- Hipótese Alternativa III: Tanto a balneabilidade quanto a urbanização afetam a fauna associada, por meio da combinação de diferentes mecanismos descritos acima. Bivalves, por exemplo, são filtradores suspensivos e oportunistas.

Para testar estas hipóteses, comparamos entre quatro modelos para cada variável resposta: modelo nulo; modelo incluindo balneabilidade; modelo incluindo urbanização; e modelo incluindo ambas as variáveis. Em relação à urbanização, ajustamos modelos para as quatro escalas em que urbanização foi calculada (50m, 100m, 250m e 500m). Assim, combinando as diferentes variáveis e as diferentes escalas de urbanização, tivemos um total de dez modelos para cada variável resposta. Em todos os modelos a praia foi incluída como fator aleatório. Então, calculamos para cada modelo o Critério de Informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc) e selecionamos o modelo mais simples dentre os que estivessem a duas unidades ou menos do AICc do melhor modelo ($\Delta AICc \leq 2$).

Adicionalmente, testamos o efeito da densidade de *Brachidontes exustus* sobre a macrofauna associada por meio de modelos lineares generalizados mistos (GLMM), com distribuição de Poisson, novamente incluindo a praia como fator aleatório.

Para identificar os grupos responsáveis pela dissimilaridade entre as praias utilizamos a Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER). Os pacotes utilizados no ambiente R para as análises de dados foram ‘vegan’ (Oksanen et al., 2012) e ‘BiodiversityR’ (Kindt, 2024) para análises ecológicas, ‘ggplot2’ (Wickham, 2016) e ‘ggtemes’ (Arnold, 2021) para construção dos gráficos. Para a seleção de modelos foram utilizados: o ‘lme4’ (Bates et al., 2023), utilizado para modelos lineares generalizados mistos, o ‘mgcv’, para

modelos aditivos; ‘*gamm4*’ (Wood et al., 2022) para modelos aditivos mistos; ‘*tidyverse*’ (Wickham et al., 2019) para reorganizar dados e ‘*bbmle*’ (Bolker, 2023) para calcular valores de AICc.

3. Resultados

Encontramos um total de 78.028, com média e desvio padrão de 7802 ± 5847 , organismos por local analisado, apresentando grande variação. O Farol da Barra (ponto 3 da **Fig. 1**) foi a praia com menor abundância de organismos (533) e o local com a maior abundância foi a Pituba com 19.823 (ponto 8 da **Fig. 1**). *B. exustus* foi a espécie mais abundante com 60.591, sendo contabilizadas 28 espécies associadas aos bivalves, juntamente com *I. bicolor* (Tabela 1).

Tabela 1

Grupos taxonômicos identificados em bancos de bivalves, com sua abundância total (juntando todas as amostras).

Classe/Ordem	Família	Espécie	Total
Diptera			353
Polyplacophora	Acanthochitonidae	<i>Acanthochitona</i> JE Gray, 1821	2
Bivalvia	Mytilidae	<i>Brachidontes exustus</i> (Linnaeus, 1758)	60591
	Isognomonidae	<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	237
	Veneridae		4
Gastropoda	Fissurellidae	<i>Fissurella</i> Bruguière, 1789	52
	Lottiidae	<i>Lottia subrugosa</i> (d'Orbigny, 1846)	99
	Phasianellidae	<i>Eulithidium affine</i> (C. B. Adams, 1850)	6
	Littorinidae	<i>Echinolittorina lineolata</i> (d'Orbigny, 1840)	5182
	Caecidae	<i>Caecum</i> J. Fleming, 1813	10
	Muricidae	<i>Stramonita rustica</i> (Lamarck, 1822)	1
	Onchidiidae	<i>Onchidella</i> (J.E. Gray, 1850)	5
Nematoda			97
Polycladida	Planoceridae		16
Nemertea			2
Foraminifera	Globothalamea		500
Polychaeta	Eunicidae		11
	Nereididae		317
	Syllidae		171
	Oenicidae		4
	Serpulidae		3
	Phyllodocidae		1
	Ampharetidae		3
	Cirratulidae		8

Classe/Ordem	Família	Espécie	Total
Cirripedia	Terebellidae		2
	Balanidae	<i>Balanus</i> Costa, 1778	31
	Chthamalidae	<i>Chthamalus</i> Ranzani, 1817	9736
Tanaidace			15
Amplipoda			88
Brachyura	Grapsidae	<i>Pachygrapsus transversus</i> (Gibbes, 1850)	2
Isopoda	Sphaeromatidae		479

Obtivemos uma riqueza total de 30 táxons (**Fig. 4**), com riqueza média, por local, de 6. Considerando todos os locais a diversidade de Shannon correspondeu a 0,82, a equabilidade a 0,24, e a diversidade de Simpson a 0,37. Indicando uma diversidade moderada, possivelmente com umas espécies dominando mais que outras.

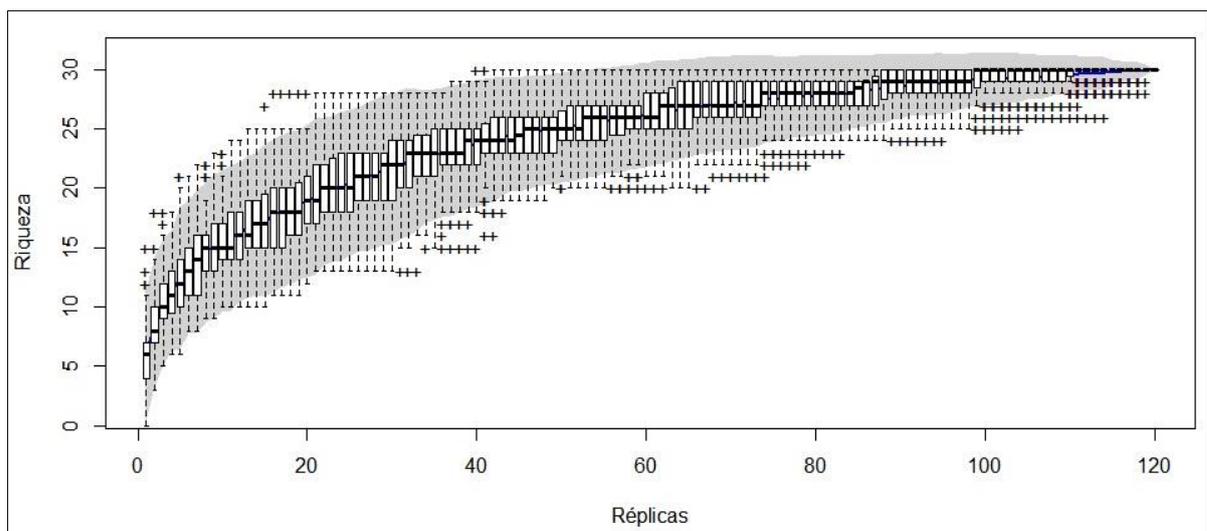


Fig. 4. Curva de rarefação mostrando a riqueza de táxons em todas as réplicas analisadas em Salvador.

A praia do Farol da Barra foi o local com o menor índice de riqueza de táxons (6), enquanto os locais com maior índice de riqueza de táxons foram o costão do Forte de Santa Maria (21) e a Praia da Sereia em Itapuã, com 19 táxons (**Fig. 5**).

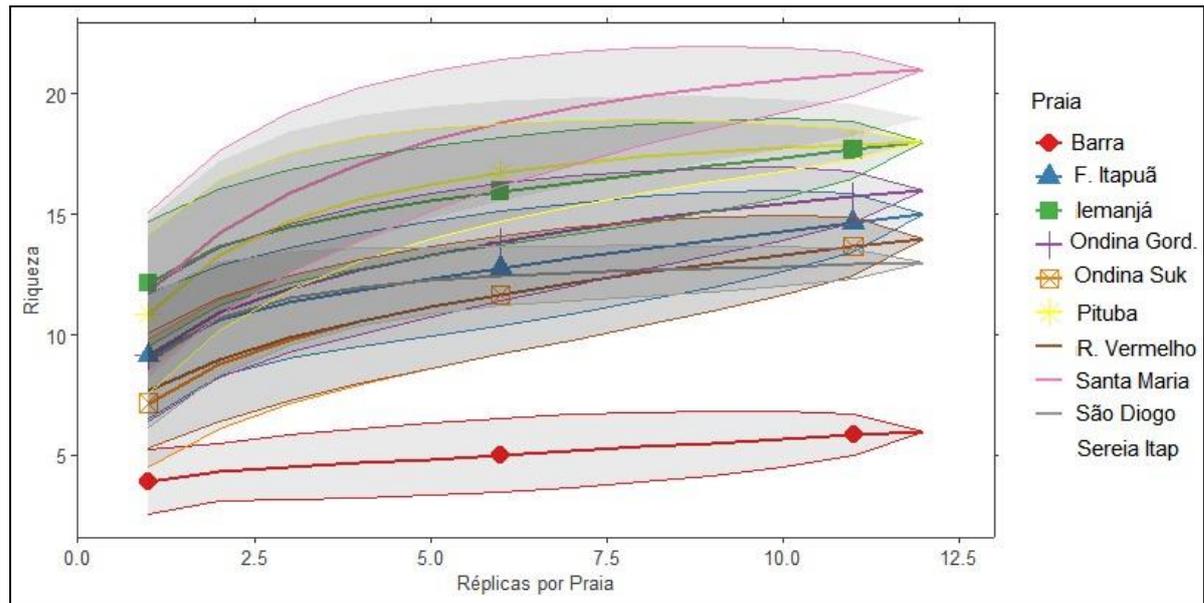


Fig. 5. Curva de rarefação da Riqueza de táxons encontrados nas praias analisadas em Salvador, Bahia.

A classe Polychaeta apresentou nove famílias: Eunicidae, Nereididae, Syllidae, Oenicidae, Serpulidae, Phyllodoceidae, Ampharetidae, Cirratulidae e Terebellidae, sendo o grupo mais diversificado dentre os amostrados, com as famílias Nereididae (317) e Syllidae (171) sendo as mais abundantes (**Fig. 6**). A classe Gastropoda foi a segunda mais diversificada, com sete espécies identificadas (Tabela 1).

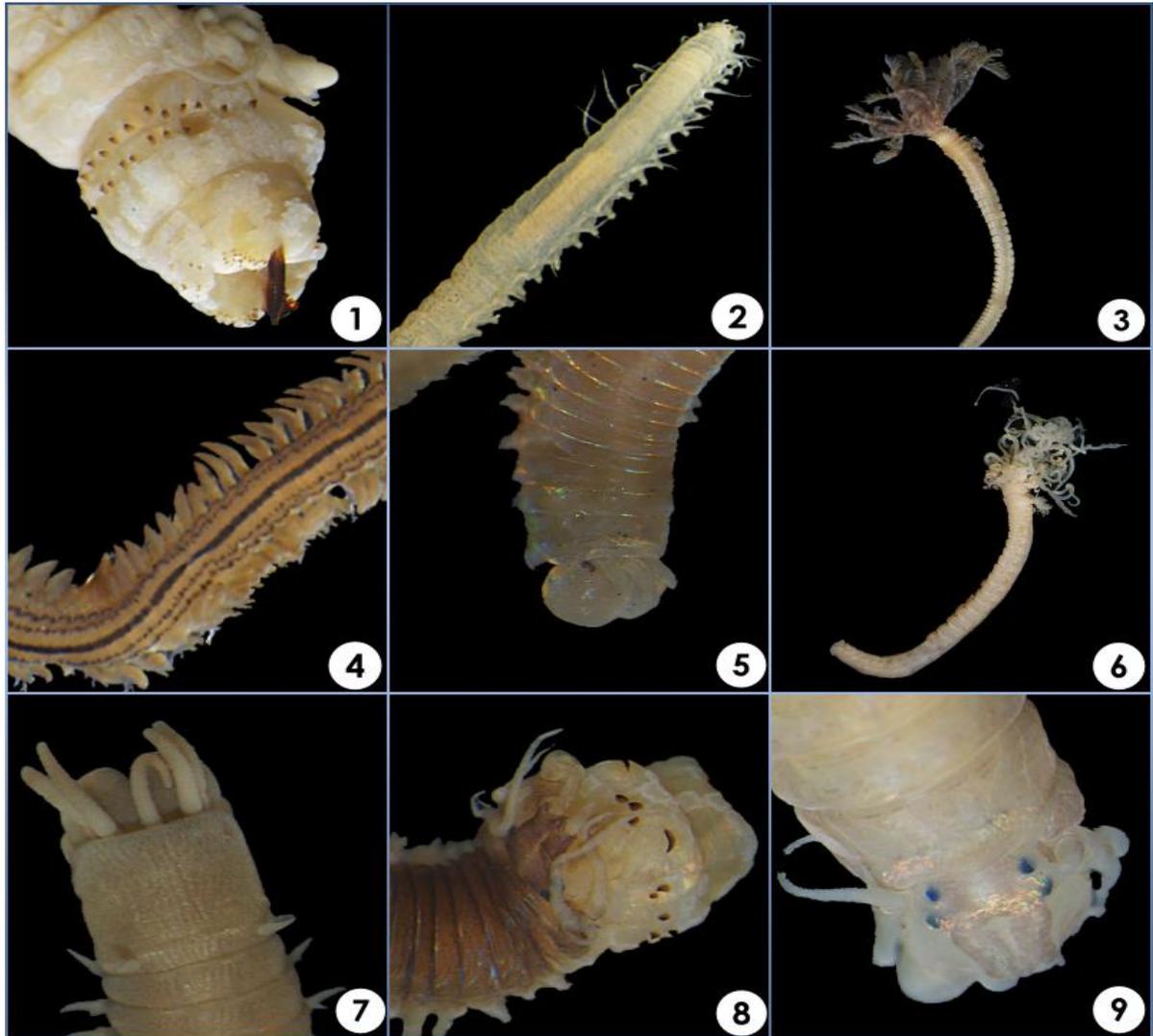


Fig. 6. Alguns representantes da classe Polychaeta encontrados em associação com bancos de bivalves em costões rochosos antropizados. Sendo: 1) *Perinereis* sp.; 8) *Perinereis andersoni*; 9) Nereididae; 2) Syllidae, evidenciando o barrelete; 3) Serpullidae; 4) Phyllodocidae; 5 e 7) Eunicidae; 6) Ampharetidae.

Quanto as variáveis antropogênicas, a porcentagem de vezes em que cada praia foi considerada própria variou de 40% a 89%; a urbanização variou de 0% a 74% na escala de 50 m e de 61% a 86% na escala de 500 m (Tabela 2).

Tabela 2

Variáveis antropogênicas utilizadas para as análises biológicas, sendo Balneabilidade a frequência que as praias foram consideradas próprias ao longo de três anos e Urbanização a porcentagem de área terrestre urbanizada em *buffers* circulares de diferentes raios.

Balneabilidade	Urbanização
----------------	-------------

Praia	Próprio	Impróprio	50 m	100 m	250 m	500 m
Forte de Santa Maria	83%	17%	14%	40%	74%	65%
Forte de São Diogo	87%	13%	34%	53%	64%	68%
Farol da Barra	89%	11%	87%	74%	48%	61%
Ondina (Gordinhas)	81%	19%	20%	62%	82%	65%
Ondina	81%	19%	25%	67%	82%	73%
Rio Vermelho	57%	43%	11%	40%	74%	82%
Casa de Iemanjá	40%	60%	11%	40%	73%	83%
Pituba	67%	33%	32%	60%	80%	86%
Farol de Itapuã	71%	29%	0%	33%	64%	73%
Sereia de Itapuã	88%	12%	0%	0%	64%	83%

A seleção de modelos para cada espécie revelou a predominância do modelo nulo, o qual foi selecionado para a maior parte dos grupos analisados. Os únicos grupos para os quais o modelo nulo não foi selecionado foram: *Brachidontes exustus* – Urbanização 50m; *E. lineolata* – Urbanização 250m; Diptera – Balneabilidade e Urbanização 100m; Gastropoda – Urbanização 250m; Nematoda – Urbanização 100m (Tabela 3). A abundância de *B. exustus* atingiu valores máximos em áreas com menor urbanização na escala de 50 m e diminuiu com o aumento da urbanização (**Fig. 7 a**). Por outro lado, a abundância de *E. lineolata* e da classe Gastropoda aumentou com a urbanização em 250 m (**Fig. 7 b, e**). A ordem Diptera (Arthropoda: Insecta) diminuiu com a urbanização em 100 m e aumentou com o aumento da balneabilidade, mas estes efeitos foram pouco expressivos (**Fig. 7 c, d**). Finalmente, a abundância de Nematoda atingiu valores intermediários em níveis intermediários de urbanização (**Fig. 7 f**). Para alguns grupos (*Lottia subrugosa*, Syllidae, Amphipoda e Polychaeta), embora algum dos modelos alternativos tenha sido o com o menor valor de AICc, o modelo nulo teve $\Delta AICc \leq 2$ e por isso foi escolhido.

Tabela 3

Modelos da abundância dos grupos e espécies, em negrito os modelos com melhores ajustes com base nos menores valores de $\Delta AICc$ e parâmetros de complexidade (graus de liberdade).

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade
----------	--------	---------------	--------------------

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade	
<i>Brachidontes exustus</i> (Mollusca: Bivalvia)	balneabilidade	12,6	5	
	urbanização 50m	0,0	5	
	urbanização 100m	10,8	5	
	urbanização 250m	8,6	5	
	urbanização 500m	3,8	5	
	balneabilidade e urbanização 50	5	7	
	balneabilidade e urbanização 100	Não convergiu		
	balneabilidade e urbanização 250	13,4	7	
	balneabilidade e urbanização 500	6,9	7	
	nulo	9,7	3	
	<i>Isognomon bicolor</i> (Mollusca: Bivalvia)	balneabilidade	1,3	5
		urbanização 50m	5,5	5
		urbanização 100m	3,8	5
urbanização 250m		5,2	5	
urbanização 500m		2,7	5	
balneabilidade e urbanização 50		8,6	7	
balneabilidade e urbanização 100		6,2	7	
balneabilidade e urbanização 250		7	7	
balneabilidade e urbanização 500		6	7	
nulo		0	3	
<i>Echinolittorina lineolata</i> (Mollusca: Gastropoda)		balneabilidade	14,6	5
	urbanização 50m	1,4	5	
	urbanização 100m	13,6	5	
	urbanização 250m	0	5	
	urbanização 500m	11,8	5	
	balneabilidade e urbanização 50	6,6	7	
	balneabilidade e urbanização 100	18,5	7	
	balneabilidade e urbanização 250	6	7	
	balneabilidade e urbanização 500	19,7	7	
	nulo	10	3	

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade
<i>Lottia subrugosa</i> (Mollusca: Gastropoda)	balneabilidade	0	5
	urbanização 50m	5,2	5
	urbanização 100m	4,4	5
	urbanização 250m	5,3	5
	urbanização 500m	43,2	5
	balneabilidade e urbanização 50	51,9	7
	balneabilidade e urbanização 100	45,4	7
	balneabilidade e urbanização 250	44,1	7
	balneabilidade e urbanização 500	46,7	7
	nulo	1	3
	<i>Chthamalus</i> (Crustacea: Cirripedia)	balneabilidade	3,3
urbanização 50m		3,9	5
urbanização 100m		4,3	5
urbanização 250m		3,7	5
urbanização 500m		4,0	5
balneabilidade e urbanização 50		7,1	7
balneabilidade e urbanização 100		8,0	7
balneabilidade e urbanização 250		7,2	7
balneabilidade e urbanização 500		8,6	7
nulo		0,0	3
Syllidae (Annelida: Polychaeta)		balneabilidade	0,0
	urbanização 50m	5,2	5
	urbanização 100m	4,4	5
	urbanização 250m	5,3	5
	urbanização 500m	1,1	5
	balneabilidade e urbanização 50	5,4	7
	balneabilidade e urbanização 100	4,4	7
	balneabilidade e urbanização 250	4,4	7
	balneabilidade e urbanização 500	5,4	7
	nulo	1,0	3

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade
Nereididae (Annelida: Polychaeta)	balneabilidade	2,4	5
	urbanização 50m	9,5	5
	urbanização 100m	4,2	5
	urbanização 250m	6,3	5
	urbanização 500m	1,8	5
	balneabilidade e urbanização 50	11,7	7
	balneabilidade e urbanização 100	6,9	7
	balneabilidade e urbanização 250	10,9	7
	balneabilidade e urbanização 500	6,2	7
	nulo	0,0	3
	Sphaeromatidae (Crustacea: Malacostraca)	balneabilidade	4,3
urbanização 50m		5,9	5
urbanização 100m		4,4	5
urbanização 250m		12,4	5
urbanização 500m		3,4	5
balneabilidade e urbanização 50		10,9	7
balneabilidade e urbanização 100		8,9	7
balneabilidade e urbanização 250		17,1	7
balneabilidade e urbanização 500		7,6	7
nulo		0,0	3
Diptera (Crustacea: Insecta)		balneabilidade	88,4
	urbanização 50m	12,0	5
	urbanização 100m	11,3	5
	urbanização 250m	54,6	5
	urbanização 500m	83,1	5
	balneabilidade e urbanização 50	15,5	7
	balneabilidade e urbanização 100	0,0	7
	balneabilidade e urbanização 250	62,9	7
	balneabilidade e urbanização 500	57,1	7
	nulo	83,8	3

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade
Amphipoda (Crustacea: Malacostraca)	balneabilidade	0,0	5
	urbanização 50m	9,9	5
	urbanização 100m	9,1	5
	urbanização 250m	9,3	5
	urbanização 500m	5,2	5
	balneabilidade e urbanização 50	16,3	7
	balneabilidade e urbanização 100	6,8	7
	balneabilidade e urbanização 250	6	7
	balneabilidade e urbanização 500	1,9	7
	nulo	0,9	3
	Polychaeta (Annelida)	balneabilidade	1,1
urbanização 50m		0,4	5
urbanização 100m		2,9	5
urbanização 250m		2,8	5
urbanização 500m		0,0	5
balneabilidade e urbanização 50		2,0	7
balneabilidade e urbanização 100		4,2	7
balneabilidade e urbanização 250		3,6	7
balneabilidade e urbanização 500		4,2	7
nulo		0,7	3
Malacostraca (Crustacea)		balneabilidade	3,6
	urbanização 50m	9,1	5
	urbanização 100m	3,8	5
	urbanização 250m	10,2	5
	urbanização 500m	4,3	5
	balneabilidade e urbanização 50	13,4	7
	balneabilidade e urbanização 100	7,9	7
	balneabilidade e urbanização 250	14,7	7
	balneabilidade e urbanização 500	5,3	7
	nulo	0,0	3

Espécies	Modelo	$\Delta AICc$	Graus de liberdade
Thecostraca (Crustacea)	balneabilidade	3,3	5
	urbanização 50m	3,9	5
	urbanização 100m	4,3	5
	urbanização 250m	3,8	5
	urbanização 500m	4,0	5
	balneabilidade e urbanização 50	7,0	7
	balneabilidade e urbanização 100	8,0	7
	balneabilidade e urbanização 250	7,1	7
	balneabilidade e urbanização 500	8,6	7
	nulo	0,0	3
	Gastropoda (Mollusca)	balneabilidade	13,5
urbanização 50m		2,7	5
urbanização 100m		13,1	5
urbanização 250m		0,0	5
urbanização 500m		12,7	5
balneabilidade e urbanização 50		7,6	7
balneabilidade e urbanização 100		17,7	7
balneabilidade e urbanização 250		5,2	7
balneabilidade e urbanização 500		20,5	7
nulo		9,3	3
Nematoda		Balneabilidade	31,5
	urbanização 50m	28	5
	urbanização 100m	0,0	5
	urbanização 250m	30,4	5
	urbanização 500m	21	5
	balneabilidade e urbanização 50	40,4	7
	balneabilidade e urbanização 100	36,1	7
	balneabilidade e urbanização 250	42,1	7
	balneabilidade e urbanização 500	33	7
	nulo	15,9	3

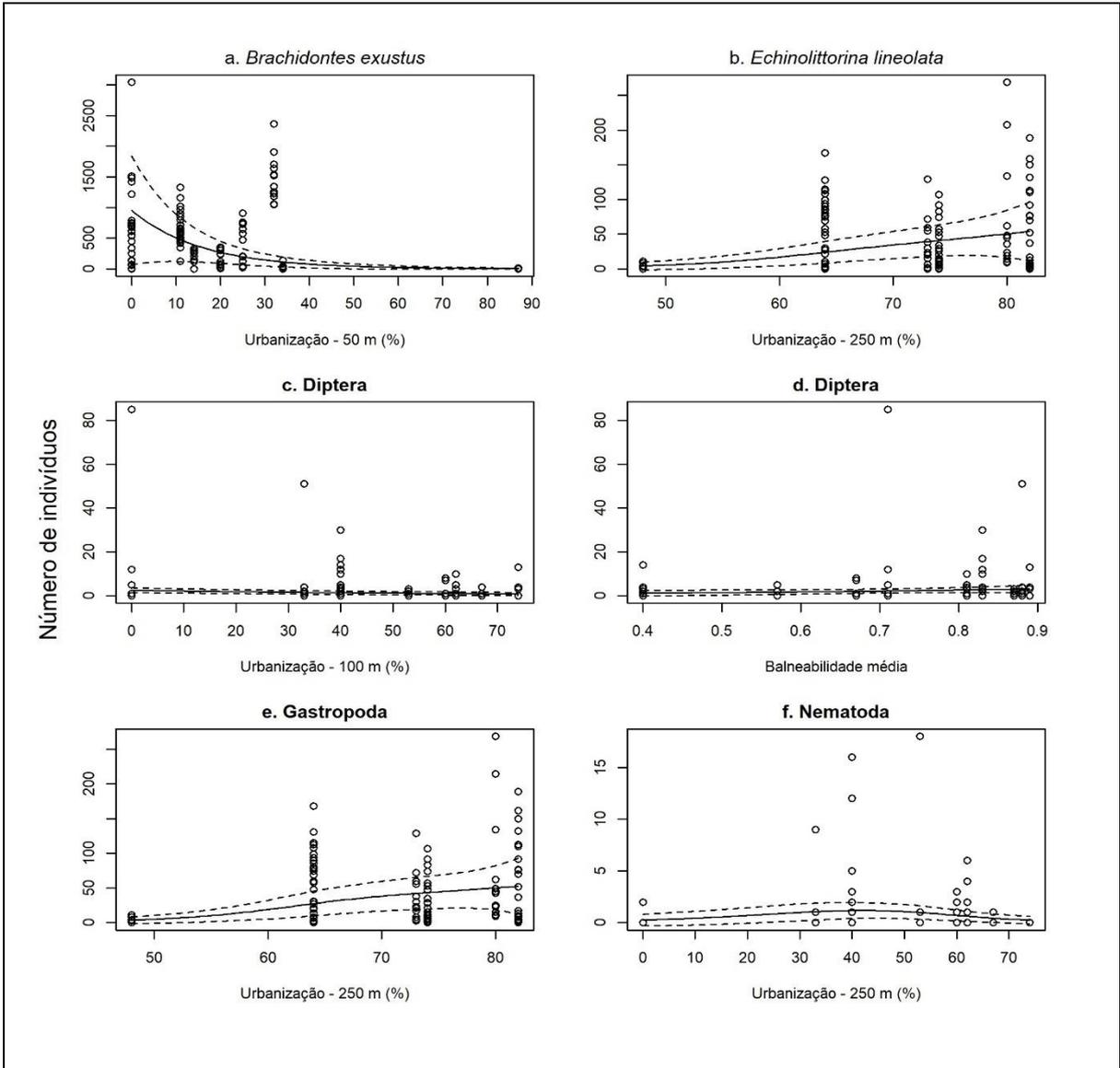


Fig. 7. Seleção de modelos, mostrando os gráficos para os táxons com melhor ajuste para as variáveis de antropização balneabilidade e urbanização.

Em relação aos efeitos da abundância de *B. exustus* sobre as outras espécies, constatamos que há efeito sobre uma série de grupos Polychaeta, Thecostraca, Malacostraca, Isopoda, Gastropoda, Diptera, Syllidae, Nereididae, *Chthamalus* sp. e espécie *Echinolittorina lineolata* (Tabela 4, **Fig. 8**). Com exceção de Sphaeromatidae e Malacostraca, todos estes grupos aumentaram de abundância em maiores abundância de bivalves. Sphaeromatidae e Malacostraca foram mais abundantes em baixas abundâncias de *B. exustus*. Não houve relação para os grupos Amphipoda e Nematoda.

Tabela 4

Efeito da densidade do bivalve *Brachidontes exustus* sobre os grupos bentônicos associados através do Modelo Linear Generalizado-GLM.

	Estimativa	<i>Brachidontes exustus</i> (p-valor)
<i>Chthamalus</i> (Cirripedia)	2.406e-04	<2e-16
<i>Echinolittorina lineolata</i> (Gastropoda)	6.101e-04	<2e-16
<i>Lottia subrugosa</i> (Gastropoda)	-0.0003937	0.0649
Nereididae (Annelida: Polychaeta)	7.972e-04	<2e-16
Syllidae (Annelida: Polychaeta)	7.798e-04	<2e-16
Polychaeta (Annelida)	7.307e-04	<2e-16
Diptera (Insecta)	7.966e-04	7.966e-04
Malacostraca	-6.722e-04	5.76e-12
Thecostraca	2.416e-04	<2e-16
Nematoda	-0.0001997	0.316
Gastropoda	5.837e-04	<2e-16
Amphipoda	-0.0002074	0.323
Sphaeromatidae	-0.0007165	5.89e-11

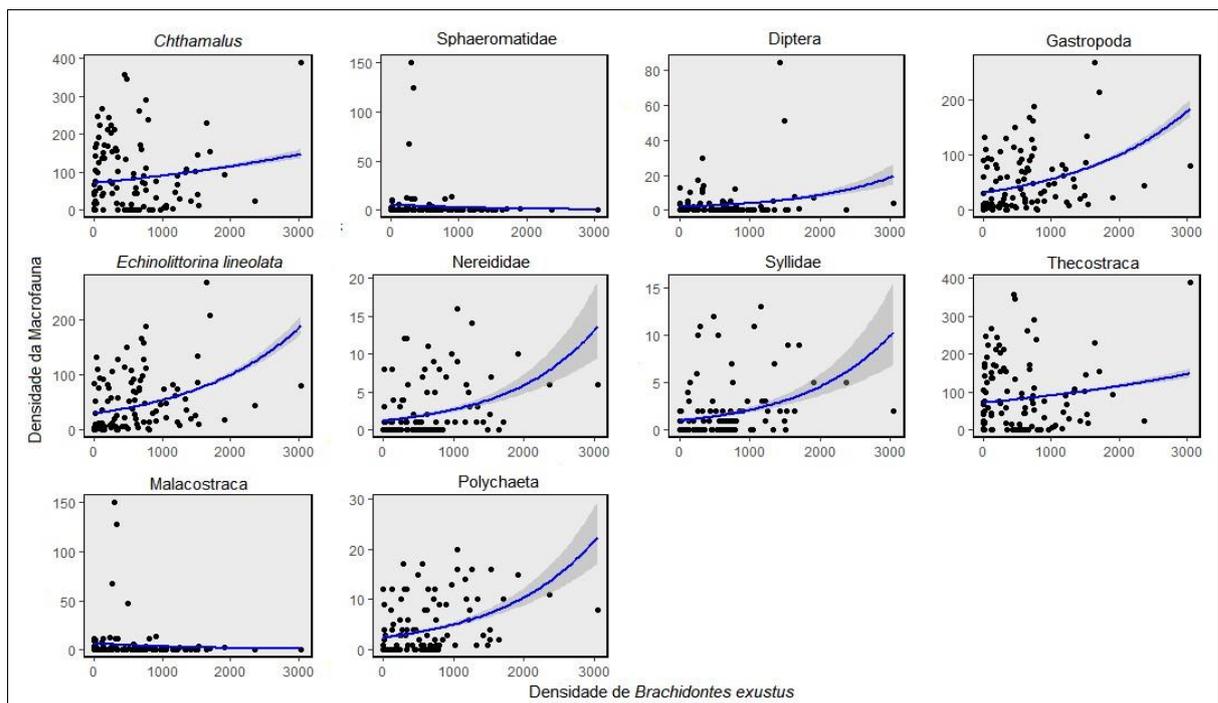


Fig. 8. Densidade de diferentes táxons em relação à densidade do bivalve *Brachidontes exustus*. Cada ponto representa uma observação, enquanto a linha suavizada indica a tendência estimada pelo modelo. O eixo x representa a densidade de *B. exustus*, enquanto o eixo y representa a densidade dos grupos correspondentes.

A análise SIMPER entre os locais de amostragem, mostrou que alguns táxons desempenham funções significativas na caracterização da composição de espécies ao longo

das praias estudadas. *Brachidontes exustus* apresentou a maior contribuição para essa dissimilaridade entre as praias analisadas, representando 67,93% da variação total com uma dissimilaridade média de 46,15, sugerindo uma distribuição heterogênea ao longo das áreas estudadas. A craca *Chthamalus* sp. contribuiu com 17,04% e dissimilaridade média de 11,57, e o gastrópode *Echinolittorina lineolata* também contribuiu com cerca de 7,82% para a dissimilaridade, com dissimilaridade média 5,31. *Isognomon bicolor* contribuiu com 1,4% e dissimilaridade média de 0,98, as demais espécies tiveram contribuições muito baixas.

4. Discussão

A alta abundância de *Brachidontes exustus* era esperada por ser considerada uma espécie-chave de costões rochosos, demonstrando ser adaptado ao colonizar de forma dominante todos os locais analisados (Ellison, 2019; Gappa et al., 1990; Oliva et al., 2017), sendo superior em termos de abundância à espécie invasora *Isognomon bicolor*. As espécies-chave são fundamentais nesses ecossistemas costeiros pois compõem a estrutura do habitat, dando suporte a uma variedade de táxons, assim como relatado para outras áreas (Peleg et al., 2023; Soria et al., 2022). Por outro lado, encontramos uma riqueza relativamente baixa associada aos bancos de bivalves. O grupo mais diversificado foram os poliquetas, sobressaindo inclusive os gastrópodes, como relatado para costa nordeste do Brasil (Matos et al., 2020; Santos et al., 2020). Assim, nosso estudo corrobora a importância dos bancos de bivalves para estes e outros grupos como substrato biológico.

O invasor *Isognomon bicolor* foi inferior em termos de abundância dentro dos bancos de *Brachidontes*, provavelmente por ocorrer predominantemente em fendas profundas na rocha, poças de maré, e locais mais protegidos que retenham umidade, essa espécie não tolera condições adversas de dessecação (Breves et al., 2014; Domaneschi and Martins, 2002). Apesar de bem adaptado a costa brasileira, não é resistente como *Brachidontes exustus*. Também não esteve relacionado com as variáveis de antropização e tampouco com a abundância de *B. exustus*. Essa espécie compete diretamente com outros bivalves como *Perna perna*, não sendo registrado em nosso estudo, além de cracas maiores como a espécie *Tetraclita stalactifera* (Henriques and Casarini, 2009; Campolim et al., 2017).

O modelo nulo foi predominante na seleção de modelos avaliando os impactos da antropização. Assim, as variáveis antropogênicas não explicaram bem a variação na

abundância de parte dos táxons avaliados, de modo que a antropização não apresentou efeitos evidentes sobre a comunidade de bancos de bivalves. No entanto, alguns táxons, como *Brachidontes exustus*, *E. lineolata*, Diptera e Gastropoda estiveram relacionados com as variáveis antropogênicas específicas de urbanização (50 m, 100 m, 250 m) e balneabilidade. Tais grupos, no entanto, não foram afetados da mesma forma: enquanto *E. lineolata*, Gastropoda tiveram maiores abundâncias em áreas mais antropizadas, o oposto foi observado para *B. exustus* e Diptera, enquanto Nematoda apresentaram padrões não lineares. Assim, grande parte dos grupos associados a *Brachidontes exustus* não demonstraram sofrer efeitos da antropização, apesar da urbanização ser considerada uma grande ameaça aos ambientes costeiros, assim como relatou Barragán and Andrés (2015). É possível que tal ausência de efeitos seja em parte da dificuldade de separar os efeitos das perturbações antrópicas dos fatores naturais (O'Connor, 2013; Thompson et al., 2002), aliada ao fato de termos amostrado apenas dez praias. Assim, para estudos futuros sobre o tema, recomendamos que seja amostrado um número maior de praias em um gradiente de urbanização mais amplo.

Quanto a relação da fauna associada com *B. exustus*, detectamos efeitos significativos da abundância desta espécie sobre a grande maioria dos grupos de fauna associada, não tendo encontrado relação apenas para dois filos, Nematoda e Amphipoda. Os mexilhões formam aglomerados mono- e multicamadas capazes de criar microambientes favoráveis em múltiplos aspectos para a fauna associada, fornecendo proteção para organismos adultos e berçário para juvenis (Veiga et al., 2022a). A maioria dos grupos em associação com *B. exustus* se beneficiam também da maior quantidade de matéria orgânica entre as válvulas, forrageando entre os mexilhões durante a maré baixa (Peleg et al., 2023). Outros grupos, como as larvas de Diptera, podem se beneficiar principalmente da umidade e refúgio (Kirk-Spriggs et al., 2001; Veiga et al., 2022b) – outro aspecto importante para a maioria das espécies de afloramentos rochosos tropicais, mais expostas a altas temperaturas. Esses microambientes, assim como as cracas e macroalgas, contribuem na facilitação ecológica dos táxons que necessitam de condições especiais para prosperar em um ambiente naturalmente sujeito à dessecação (Bulleri et al., 2016).

Os principais táxons responsáveis pelas diferenças na composição das praias estudadas foram *Brachidontes exustus*, *Chthamalus* e *E. lineolata*. Como já discutido, *B. exustus* é considerado bioengenheiro. Cracas do gênero *Chthamalus* também desempenham função semelhante, fornecendo as testas vazias para o gastrópode *E. lineolata*. São grupos comumente encontrados em associação ecológica, sendo *E. lineolata* mais resistente às condições de dessecação, ocupando preferencialmente a faixa superior do costão (supra-

litoral), apesar de ocupar também a porção mediana (médio-litoral) do substrato (Santos et al., 2020). No entanto, é comum que os gastrópodes apresentem comportamento de forrageamento por cima das valvas de *Brachidontes exustus* e nas testas de craca, realizando a raspagem de detritos orgânicos e material biológico da superfície, assim como relatado para costa nordeste do Brasil (Matos et al., 2020).

5. Considerações Finais

Consideramos que o mitilídeo *Brachidontes exustus* desempenha um papel fundamental como espécie-chave em locais antropizados e com menor índice de antropização, dominando os substratos analisados e fornecendo suporte para uma importante variedade de táxons. Embora as variáveis antropogênicas não tenham explicado a variação na abundância da maior parte dos táxons, identificamos que a urbanização e a balneabilidade influenciaram a distribuição de espécies específicas, assim como a ocorrência de poliquetas oportunistas, indicando respostas heterogêneas a antropização. Admitimos que podem existir outros fatores no ambiente entre marés que também influenciam a permanência desses grupos em bancos de bivalves, estudos que sejam capazes de minimizar os efeitos ou isolá-los são fundamentais para análises futuras da qualidade ambiental.

O efeito da abundância de bivalves como substrato biológico para a maioria da fauna associada é muito evidente, destacando sua relevância na criação de microambientes favoráveis. A craca *Chthamalus* e o gastrópode *E. lineolata* coocorrem e juntamente com *B. exustus* foram os principais responsáveis pela caracterização da comunidade de bancos de bivalves nos locais analisados.

Destacamos que nem sempre os impactos da antropização acarretam malefícios diretos. De fato, organismos oportunistas podem prosperar e adaptar-se, resultando em elevada abundância e distribuição, como observado para alguns táxons analisados em nosso estudo. Entretanto, é crucial exercer cautela, uma vez que os efeitos não são necessariamente visíveis ou detectáveis. Mais pesquisas em diferentes gradientes ambientais, abrangendo aspectos biológicos, ecológicos, químico-físicos, são essenciais para estabelecer um panorama completo das condições de um ambiente costeiro urbano.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia-Fapesb, pela concessão da bolsa ao longo de todo período de doutorado. Também quero expressar minha gratidão a Ana Júlia Santos pela colaboração na pesquisa de campo e pela identificação dos poliquetas juntamente com professor Rômulo. Além disso, agradeço aos Laboratório de Ecologia e Paleoecologia de Ambientes Aquáticos, o Laboratório de Annelida e ao Ecologia Espacial na UFBA, especialmente a Carmen de Barros Lopes pela ajuda com o mapeamento, e ao Laboratório de Ecologia Bêntica na UESC, pelo auxílio nas análises bentônicas e estatísticas. E minha coorientadora Erminda por me acolher na sua casa e ajuda na identificação dos grupos associados aos bivalves.

Referências

- Arnold, J.B., 2021. ggthemes: Extra Themes, Scales and Geoms for “ggplot2.” R Packag. version 4.2.4.
- Arribas, L.P., Bagur, M., Klein, E., Penchaszadeh, P.E., Palomo, M.G., 2013. Geographic distribution of two mussel species and associated assemblages along the northern Argentinean coast. *Aquat. Biol.* 18, 91–103. <https://doi.org/10.3354/ab00495>
- Barragán, J.M., de Andrés, M., 2015. Analysis and trends of the world’s coastal cities and agglomerations. *Ocean Coast. Manag.* 114, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.004>
- Bates, A.D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Haubo, R., Christensen, B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., 2023. Package ‘lme4.’
- Bocquené, G., Chantereau, S., Clé rendeau, C., Beausir, E., Ménard, D., Raffin, B., Minier, C., Burgeot, T., Leszkowicz, A.P., Narbonne, J.F., 2004. Biological effects of the “erika” oil spill on the common mussel (*Mytilus edulis*). *Aquat. Living Resour.* 17, 309–316. <https://doi.org/10.1051/alr:2004033>
- Bolker, M. Ben, 2023. Package ‘bbmle’.
- Breves, A., Scarabino, F., Carranza, A., Leoni, V., 2014. First records of the non-native bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) rafting to the Uruguayan coast. *Check List* 10, 684–686. <https://doi.org/10.15560/10.3.684>
- Bulleri, F., Bruno, J.F., Silliman, B.R., Stachowicz, J.J., 2016. Facilitation and the niche: Implications for coexistence, range shifts and ecosystem functioning. *Funct. Ecol.* 30, 70–78. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12528>
- Campolim, M.B., Henriques, M.B., Petesse, M.L., Rezende, K.F.O., Barbieri, E., 2017. Metal

- trace elements in mussels in Urubuqueçaba Island, Santos Bay, Brazil. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 52, 1131–1139. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2017001200001>
- Domaneschi, O., Martins, C.M., 2002. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescricao da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. *Rev. Bras. Zool.* 19, 611–627. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200017>
- Elías, R., Rivero, M.S., Vallarino, E.A., 2003. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore, Argentina. *Iheringia. Série Zool.* 93, 309–318. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212003000300009>
- Ellison, A.M., 2019. Foundation Species, Non-trophic Interactions, and the Value of Being Common. *iScience* 13, 254–268. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2019.02.020>
- Gappa, J.J.L., Tablado, A., Magaldi, N.H., 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 63, 163–175. <https://doi.org/10.3354/meps063163>
- Gutiérrez, J.L., Bagur, M., Palomo, M.G., 2019. Algal epibionts as co-engineers in mussel beds: Effects on abiotic conditions and mobile interstitial invertebrates. *Diversity* 11. <https://doi.org/10.3390/d11020017>
- Hammer, Ø., 2018. Reference manual Past Version 3.22 265.
- Kindt, R., 2024. Package ‘BiodiversityR’ CRAN. <https://doi.org/URL>
<http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>
- Kirk-Spriggs, a H., Ismay, J.W., Ackland, M., Rohacek, J., Mathis, W.N., Forster, G. a, Pape, T., Cranston, P.S., Meier, R., 2001. Inter-tidal Diptera of southwestern Africa (Chironomidae, Canacidae, Chloropidae, Milichiidae, Tethinidae, Ephydriidae, Sphaeroceridae, Coelopidae, Sarcophagidae and Anthomyiidae). *Cimbebasia* 17, 85–135.
- Kunze, C., Wölfelschneider, M., Rölfer, L., 2021. Multiple Driver Impacts on Rocky Intertidal Systems: The Need for an Integrated Approach. *Front. Mar. Sci.* 8, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.667168>
- Matos, A.S., Matthews-Cascon, H., Chaparro, O.R., 2020. Morphometric analysis of the shell of the intertidal gastropod *Echinolittorina lineolata* (d’Orbigny, 1840) at different latitudes along the Brazilian coast. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 100, 725–731. <https://doi.org/10.1017/S0025315420000624>
- O’Connor, N.E., 2013. Impacts of sewage outfalls on rocky shores: Incorporating scale, biotic assemblage structure and variability into monitoring tools. *Ecol. Indic.* 29, 501–509. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.020>
- Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., 2012. Package ‘vegan’.
- Oliva, A.L., Arias, A.H., Quintas, P.Y., Buzzzi, N.S., Marcovecchio, J.E., 2017. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mussels from a South American Estuary. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 540–551. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0392-y>

- Peleg, O., Blain, C., Shears, N., 2023. Multi-indicator ‘state space’ approach to assessing changes in shallow urban reef ecosystem health. *Mar. Environ. Res.* 186, 105895. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105895>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.
- Sahavacharin, A., Sompongchaiyakul, P., Thaitakoo, D., 2022. The effects of land-based change on coastal ecosystems. *Landsc. Ecol. Eng.* 18, 351–366. <https://doi.org/10.1007/s11355-022-00505-x>
- Safaei, M., Kleinebecker, T., Große-Stoltenberg, A., 2023. Potential of the satellite-based Dynamic Habitat Index (DHI) to capture changes in soil properties and drought conditions across Land Use/Land Cover types in a Central European landscape. *Geocarto Int.* 38. <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2292162>
- Sahu, N., Haldar, S., 2022. Evaluation of benthic quality status and ecosystem functioning of soft bottom macrobenthos in the intertidal region with reference to Gulf of Khambhat, India. *J. Sea Res.* 189, 102273. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102273>
- Sampaio, L., Moreira, J., Rubal, M., Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., 2022. A Review of Coastal Anthropogenic Impacts on Mytilid Mussel Beds: Effects on Mussels and Their Associated Assemblages. *Diversity* 14. <https://doi.org/10.3390/d14050409>
- Santos, E., Craveiro, N., Rosa Filho, J., 2020. O papel do substrato na distribuição espacial de *Echinolitorina lineolata* (Orbigny, 1840) em costões rochosos do Sul da Bahia (BRASIL). *Enciclopédia Biosf.* 17, 530–543. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2020B53
- Soria, S.A., Gutiérrez, J.L., Gonzalez, J.A., Callá, S.L., Palomo, M.G., 2022. Habitat properties and invertebrate composition in mussel-dominated rocky shores: A test of edge effects. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 277, 108035. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108035>
- Thompson, R.C., Crowe, T.P., Hawkins, S.J., 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environ. Conserv.* 29, 168–191. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000115>
- Veiga, P., Moreira, J., Sampaio, L., Rubal, M., 2022a. Influence of Urbanization on Patterns of Variability of *Mytilus galloprovincialis* Populations. *Water* 14, 1570. <https://doi.org/10.3390/w14101570>
- Veiga, P., Moreira, J., Sampaio, L., Troncoso, J.S., Rubal, M., 2022b. Effects of habitat homogenisation on assemblages associated with mussel clumps. *PLoS One* 17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0269308>
- Vieira, T.C., Rodrigues, A.P. de C., Amaral, P.M.G., de Oliveira, D.F.C., Gonçalves, R.A., Rodrigues e Silva, C., Vasques, R.O., Malm, O., Silva-Filho, E. V., Godoy, J.M. d. O., Machado, W., Filippo, A., Bidone, E.D., 2020. Evaluation of the bioaccumulation kinetics of toxic metals in fish (*A. brasiliensis*) and its application on monitoring of coastal ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 151, 110830. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110830>
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemond,

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., 2019. Welcome to the Tidyverse. *J. Open Source Softw.* 4, 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Wood, A.S., Scheipl, F., Wood, M.S., 2022. Package “`gamm4`” Title Generalized Additive Mixed Models using “`mgcv`” and “`lme4`.”

Conclusão Geral

Contatamos que as pesquisas ecológicas ainda são pouco utilizadas para avaliar os efeitos da poluição por efluentes em bivalves, assim como os impactos na diversidade da macrofauna associada a seus bancos. Na região tropical, os aspectos taxonômicos da fauna associada são pouco explorados, com prioridade para pesquisas físico-químicas. Estudos que abordam gradientes ambientais mais amplos, utilizando áreas controle sem interferência humana, são fundamentais para compreender as diferenças na composição de espécies entre bancos de bivalves impactados e não impactados. Isso sugere uma lacuna significativa que poderia ser preenchida com estudos mais integrados que combinam análises químicas e ecológicas.

Observamos que, em praias rochosas urbanas altamente antropizadas, os bivalves são abundantes e ocorrem de forma densa, com uma diversidade moderada de espécies associadas. O gênero *Brachidontes* foi considerado um substrato biológico importante para grupos que não possuem resistência à dessecação, como poliquetas errantes da família Nereididae. Nesse contexto, a comunidade de bancos de bivalves é caracterizada por algumas espécies muito dominantes, como evidenciado pela alta frequência e abundância de espécies como as cracas *Chthamalus* sp. e do gastrópode *E. Lineolata*. Apesar da presença razoável de espécies, a distribuição é desigual e a comunidade é dominada por espécies específicas.

A antropização não afeta de forma homogênea todos os grupos encontrados em associação com os bivalves. Cada grupo pode responder de forma diferente, demonstrando que as relações tróficas podem ser complexas e alguns efeitos podem demorar a ser observados em um curto período. Evidenciando a importância da realização de pesquisas futuras ao longo de períodos prolongados, com o objetivo de analisar mudanças e tendências na comunidade ao longo dos anos.