

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Zoologia

Micaele Niobe Martins Cardoso

Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental

Belo Horizonte - MG
2021

Micaele Niobe Martins Cardoso

Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental

Versão Final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Zoologia

Orientador: Ubirajara Oliveira
Co-orientadora: Fernanda Correa Azevedo

Belo Horizonte - MG
2021

043 Cardoso, Micaele Niobe Martins.
Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental [manuscrito]
/ Micaele Niobe Martins Cardoso. – 2021.
43 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Ubirajara de Oliveira.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Zoologia. 2. Ambiente Marinho. 3. Biodiversidade. 4. Viés de Seleção. I. Oliveira, Ubirajara de. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 591



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

MICAELE NIOBE MARTINS CARDOSO

Ao trigésimo primeiro dia do mês de maio do ano de dois mil e vinte e um, às quatorze horas, ocorreu a defesa de Mestrado da Pós-Graduação em Zoologia, de autoria da Mestranda Micaele Niobe Martins Cardoso intitulada: "**Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental**". Abrindo a sessão, o Presidente da Banca, Prof. Dr. Ubirajara de Oliveira, após dar a conhecer aos presentes o teor das Normas Regulamentares do Trabalho Final, passou a palavra para a candidata para apresentação de seu trabalho.

Esteve presente a Banca Examinadora composta pelos membros: Hudson Tercio Pinheiro, Lucília Souza Miranda, e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa da candidata.

Após a arguição, apenas os Srs. Examinadores permaneceram na sala para avaliação e deliberação acerca do resultado final, a saber: a dissertação foi **APROVADA COM ALTERAÇÕES**.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Banca encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 31 de maio de 2021.

Assinatura dos membros da banca examinadora:



Documento assinado eletronicamente por **Ubirajara de Oliveira, Usuário Externo**, em 01/06/2021, às 22:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lucília Souza Miranda, Professora do Magistério Superior**, em 02/06/2021, às 14:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Hudson Tercio Pinheiro, Usuário Externo**, em 07/06/2021, às 13:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0760149** e o código CRC **F0703840**.

Agradecimentos

Agradeço a minha família, especialmente meus pais Valéria e Heloísio, pelo apoio incondicional que me deram desde os meus primeiros passos nos estudos e por mostrarem a importância da educação e o mais importante, por construírem grande parte da minha formação de caráter. A vocês toda a gratidão do mundo pelo amor incondicional.

Sou muito grata ao meu orientador e salvador nos piores momentos da dissertação, Ubirajara Oliveira que me acolheu prontamente. Agradeço imensamente pela paciência, pelos ensinamentos durante a dissertação (e de vida!).

A minha co-orientadora Fernanda Azevedo, idealizadora do Programa BioGeoMar. Agradeço pelo aprendizado durante a trajetória dessa dissertação que me proporcionou deslumbrar o mundo dos organismos marinhos.

A Alexandre que eu conheci durante essa empreitada chamada mestrado e que me disse que eu era capaz de terminar essa dissertação. Juntos vamos conseguir!

As amigas que construí pela vida e que me acompanharam por todo esse caminho complicado que pode ser o mestrado.

Aos colegas do PGZoo UFMG vocês são pesquisadores maravilhosos. Ficarei de longe torcendo por vocês!

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pela bolsa concedida, agradeço também ao apoio do Programa de Pós-Graduação em Zoologia da UFMG.

Enfim, agradeço a cada pessoa que contribuiu na minha vida nesse momento intenso de escrita da dissertação em uma pandemia com um governo que não vê a ciência como prioridade, mas eu consegui!

Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental

Resumo

A biota do oceano Atlântico possui lacunas de amostragem que são uma consequência do viés de coleta. Compreender quais fatores contribuem para o viés amostral é importante para estimar os indicadores da biodiversidade. O presente estudo analisou as possíveis causas do viés de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental. Foram selecionados treze grupos taxonômicos nas plataformas GBIF e OBIS. Nós fizemos os *downloads* dos registros de 46 territórios. Realizamos análises de autocorrelação para verificar se havia viés de coleta. Posteriormente, fizemos uma análise de correlação do esforço amostral dos registros com dois grupos de variáveis para verificar o que poderia causar o viés. Um dos grupos de variáveis são de acessibilidade às coletas. Outro grupo de variáveis foi relacionado aos habitats dos táxons, que denominamos de preferência ambiental. Realizamos uma análise de correlação do esforço amostral com a riqueza de espécies e endemismo. Todos os grupos taxonômicos apresentaram viés de coleta, concentrando a maioria das coletas próximas a costa da América do Norte e no Caribe. A correlação do esforço amostral com as variáveis de acessibilidade e preferência ambiental se relacionou com pequena parte dos registros. O esforço amostral é mais relacionado ao padrão de riqueza do que ao endemismo observado. Assim, os padrões de riqueza observados nos grupos estudados devem ser menos realistas do que o endemismo observado no Oceano Atlântico ocidental.

Palavras chaves: Biodiversidade marinha, esforço amostral, riqueza de espécies, endemismo

Abstract

The Atlantic Ocean biota has sampling gaps that are a consequence of the collection bias. Understanding which factors contribute to the collection bias is important for estimating biodiversity indicators. The present study analyzed the possible causes of the collection bias in the Western Atlantic Ocean biota. Thirteen taxonomic groups were selected on the GBIF and OBIS platforms. We downloaded the records from 46 territories. We performed autocorrelation analysis to check for collection bias. Subsequently, we analysed the correlation between the sampling effort of the records and two groups of variables to verify what could cause the bias. One of the groups of variables is a factor that guarantees greater accessibility to collections. Another group of variables was related to the habitats of the taxa, which we called environmental preference. We performed a correlation analysis of the sampling effort with the species richness and endemism. All taxonomic groups showed collection bias, the majority of collections concentrated near the coast of North America and the Caribbean. The correlation of the sampling effort with variables of accessibility and environmental preference was related to a fraction of the records. The sample effort result is more related to species richness than the observed endemism. Thus, sampling bias influences patterns in marine invertebrate richness, but not endemism, in the western Atlantic Ocean.

Keywords: Marine biodiversity, sampling effort, species richness, endemism

Lista de Figuras

Figura 1. A. Mapa geral do esforço amostral; B. Mapa geral da riqueza de espécies.....	24
Figura 2. A. Mapa geral do esforço amostral; B. Mapa geral do endemismo observado.....	25
Figura 3. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos A. Ascidiacea; B. Brachiopoda; C. Bryozoa; D. Cnidaria.....	26
Figura 4. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos. A. Echinodermata; B. Halacaridae; C. Kinoryncha; D. Nudibranchia; E. Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	27
Figura 5. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos. A. Polycladida; B. Porifera; C. Pycnogonida; D. Sessilia.....	28
Figura 1, Material Suplementar. Teste de unidade amostral (hexágono) com a análise de riqueza de espécies para o táxon Porifera. A. 1 hexágono; B. 1,5 hexágono; C. 2 hexágonos; D. 3 hexágonos.....	43
Figura 2, Material Suplementar. Teste de tipos de interpolação na análise de riqueza de espécies para o táxon Porifera. A. Interpolação por <i>Krigagem</i> ; B. Interpolação por <i>Nearest neighbor</i> ; C. Interpolação por <i>Spline</i>	43

Lista de Tabelas

Tabela 1. Registros e espécies por grupos taxonômicos nas plataformas GBIF e OBIS.....	21
Tabela 2. Índice de Moran I dos mapas de densidade de registros.....	22
Tabela 1, Material Suplementar. Proporção da explicação dos eixos da PCA das variáveis de acessibilidade.....	40
Tabela 2, Material Suplementar. Proporção da explicação dos eixos da PCA das variáveis de preferência ambiental.....	40
Tabela 3, Material Suplementar. Correlação das variáveis de preferência ambiental com o primeiro eixo da PCA.....	40
Tabela 4, Material Suplementar. Correlação das variáveis de acessibilidade com o primeiro eixo da PCA.....	40

Tabela 5, Material Suplementar. Correlação do esforço amostral e PCA das variáveis de acessibilidade e preferência ambiental com os grupos taxonômicos.....	41
Tabela 6, Material Suplementar. Correlação do esforço amostral com os padrões de riqueza e de endemismo observado dos grupos taxonômicos	42

Sumário

Introdução Geral.....	11
Referências Bibliográficas.....	13

Viés e lacunas de coleta na biota bentônica do Oceano Atlântico Tropical Ocidental

Resumo.....	6
Abstract.....	7
Introdução.....	15
Material e Métodos.....	17
Resultados.....	21
Discussão.....	30
Referências Bibliográficas.....	34
Material Suplementar.....	40

Introdução Geral

As comunidades marinhas vêm sofrendo grandes impactos negativos devido as atividades antrópicas, devido à pesca excessiva, introdução de espécies exóticas e poluição que podem levar à redução de populações marinhas e ao colapso do ecossistema (Sala & Knowlton, 2006). Para a implementação de quaisquer políticas de conservação, são necessários estudos que permitam compreender a composição da biodiversidade marinha (Griffiths et al., 2010) e sua biogeografia (Lourie & Vincent, 2004). Um dos modos de mensurar os impactos antrópicos na biota marinha, é através de estudos sobre a distribuição das espécies (O'Hara et al., 2017). As informações acerca da distribuição dos organismos podem ser obtidas por meio de coletas *in situ*, através de registros fornecidos por museus (Suarez & Tsutsui, 2004) e por informações advindas da literatura (Hortal et al., 2007). Atualmente, como forma de facilitar o acesso a esses dados foram criadas plataformas globais voltadas para compilar grande volume de informação sobre diversos organismos (Miloslavich et al., 2011; Tyberghein et al., 2017).

Dados obtidos em plataformas globais, relacionados aos registros de ocorrência, possuem viés amostral (May, 1988; Gaston, 1992). O viés amostral em dados de ocorrência prejudica o mapeamento da biodiversidade, interferindo, por exemplo, no mapeamento de padrões de riqueza e endemismo (Troudet et al., 2017). Estas são estimativas imprescindíveis para a definição de ações de manejo e a implementação de medidas de conservação (Ford et al., 2017).

Os vieses amostrais podem ser causados por diversos fatores, como, por exemplo, acessibilidade aos locais de coleta e conspicuidade dos organismos (Wilson et al., 2007). Locais próximos as regiões de coleta, podem facilitar e reduzir o custo, sendo, frequentemente mais coletados (Pawar, 2003). Alguns organismos possuem características que permitem serem amostrados com mais facilidade do que outros, sendo mais visíveis no campo ou mais abundantes, por exemplo (Wilson et al., 2007). Organismos com tamanho populacional e corporal maiores podem ser visualizados com maior facilidade, diminuindo o tempo de procura (Wilson et al., 2007).

Os dados de ocorrência da biota marinha no Oceano Atlântico, no continente da América do Sul, possuem lacunas amostrais, uma consequência do viés de coleta (Miloslavich et al., 2011). Apesar das lacunas de coleta, a fauna do Oceano Atlântico possui regiões de endemidade, pois somente no Caribe são descritas 12.000 espécies exclusivas (Miloslavich et al., 2010). Diante do exposto, o objetivo é verificar a existência de vieses

amostrais, inferir quais as possíveis causas e determinar seus impactos nos padrões biogeográficos da biota do Oceano Atlântico, considerando os seguintes grupos taxonômicos: Ascidiacea, Brachiopoda, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Halacaridae, Kinorhyncha Nudibranchia, Polychaeta *sensu-stricto*, Polycladida, Porifera, Pycnogonida, Sessilia. Os táxons utilizados no estudo foram selecionados diante do relato na literatura como sendo subamostrados e propensos a viés de amostragem (Melo-Merino et al., 2020; Garraffoni et al., 2021). O estudo irá subsidiar informações para auxiliar na identificação dos efeitos desse viés, caso haja no mapeamento de padrões de riqueza de espécies, fornecer informações sobre a endemidade local e também informar áreas prioritárias para futuros inventários para suprir lacunas de amostragem.

Referências Bibliográficas

- Bouchet P. (2006). The magnitude of marine biodiversity. In: Duarte CM, editor. *The Exploration of Marine Biodiversity: Scientific and Technological Challenges*. Madrid: Fundación BBVA. pp. 32–64.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., ... & Danovaro, R. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PloS one*, 5(8), e11842.
- Ford, A. T., Cooke, S. J., Goheen, J. R., & Young, T. P. (2017). Conserving megafauna or sacrificing biodiversity?. *BioScience*, 67(3), 193-196.
- Gaston, K. J. (1992). Taxonomy of taxonomists. *Nature*, 356, 281-282.
- Garraffoni, A., Sørensen, M. V., Worsaae, K., Di Domenico, M., Sales, L. P., Santos, J., & Lourenço, A. (2021). Geographical sampling bias on the assessment of endemism areas for marine meiobenthic fauna. *Cladistics*.
- Griffiths, C. L., Robinson, T. B., Lange, L., & Mead, A. (2010). Marine biodiversity in South Africa: an evaluation of current states of knowledge. *PloS one*, 5(8), e12008.
- Hortal, J., Lobo, J. M., & Jiménez-Valverde, A. (2007). Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology*, 21(3), 853-863.
- Lourie, S. A., & Vincent, A. C. (2004). Using biogeography to help set priorities in marine conservation. *Conservation Biology*, 18(4), 1004-1020.
- May, R. M. (1988). How many species are there on earth?. *Science*, 241(4872), 1441-1449.
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence, *Ecological Modelling*, 415, 108837.
- Miloslavich, P., Díaz, J. M., Klein, E., Alvarado, J. J., Díaz, C., Gobin, J., ... & Ortiz, M. (2010). Marine biodiversity in the Caribbean: regional estimates and distribution patterns. *PloS one*, 5(8), e11916.
- Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernandez, C. E., Bigatti, G., Campos, L., ... & Carranza, A. (2011). Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PloS one*, 6(1), e14631.
- Pawar, S. (2003). Taxonomic chauvinism and the methodologically challenged. *Bioscience*, 53(9), 861-864.
- Sala, E., & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 31, 93-122.

Suarez, A. V., & Tsutsui, N. D. (2004). The value of museum collections for research and society. *BioScience*, 54(1), 66-74.

Troudet, J., Grandcolas, P., Blin, A., Vignes-Lebbe, R., & Legendre, F. (2017). Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports*, 7(1), 9132.

Wilson, J. R., Procheş, Ş., Braschler, B., Dixon, E. S., & Richardson, D. M. (2007). The (bio) diversity of science reflects the interests of society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 409-414.

Viés e lacunas de coleta na biota do Oceano Atlântico Ocidental

Introdução

No ambiente terrestre são previstos aproximadamente mais de 8,7 milhões de espécies e no marinho mais de 2,2 milhões (Mora et al., 2011), mas há uma estimativa de entorno de 86% das espécies terrestres e 91% das espécies marinhas ainda não foram descritas (Mora et al., 2011). Sendo assim, apesar da grande quantidade de espécies conhecidas, ainda há deficiência de conhecimento sobre a biota (Hortal et al., 2015). Desta maneira, táxons se encontram subamostrados pelas coletas não serem uniformes (Boakes et al., 2010). As lacunas de coleta são uma consequência de as amostragens não serem bem distribuídas no espaço (Ready et al., 2010). Portanto, há lacunas de amostragem entre os mais variados táxons em várias localidades (Miloslavich et al., 2011; Troudet et al., 2017; Stahl et al., 2020; Garraffoni et al., 2021).

As lacunas de amostragem são uma consequência do viés de coleta, que consiste na concentração das coletas espacialmente (Mentges, 2021). Uma das explicações para as diferenças de amostragem entre os táxons é o interesse público, relacionado ao viés taxonômico. O financiamento de pesquisas com alguns grupos são mais frequentes do que para outros grupos (Ford et al., 2017). Por exemplo, são descritas aproximadamente 18.043 espécies de aves (Barrowclough et al., 2016) das quais possuem 345 milhões de ocorrências na base de dados do GBIF (Troudet et al., 2017). Insetos possuem aproximadamente 6,5 milhões de espécies (Stork, 2018), mas somente com 2,17 milhões de ocorrências no GBIF (Troudet et al., 2017). Outra possível causa do viés de coleta é que alguns organismos são visualizados mais facilmente, o que permite serem amostrados com mais frequência (Wilson et al., 2007). Por exemplo, organismos com tamanho corporal menor e/ou aqueles que se encontram em regiões mais profundas do oceano, apresentam maiores lacunas de coletas (Stork et al., 2008; Higgs & Attrill, 2015). Provavelmente, relacionado às dificuldades de coleta devido ao pequeno tamanho corporal, no caso dos organismos microscópicos (Fonseca et al., 2014), e pela necessidade de maior infraestrutura de coleta em maiores profundidade (Mayer et al., 2018).

O viés de coleta gera deficiências na estimativa da distribuição de espécies (Sastre & Lobo, 2009; Boakes et al., 2010) e, conseqüentemente, afeta o conhecimento sobre os padrões de distribuição da biodiversidade. As deficiências podem ser na taxonomia das espécies (Déficit Linneano), distribuição (Déficit Wallaceano) e nicho (Déficit

Hutchinsoniano) (Hortal et al., 2015). A investigação da existência do viés de coleta, requer analisar grande quantidade de dados de ocorrência de espécies (Stahl et al., 2020).

Grande parte biota marinha possui lacuna de amostragem (Mora et al., 2011). Estima-se que entre um terço a dois terços das espécies marinhas ainda não foram amostradas (Appeltans et al., 2013). As dificuldades de amostragem da biota marinha podem ser causadas pela maior área dos oceanos em relação à terrestre (Bouchet, 2006) e às grandes variações de profundidade (Costello et al., 2015). Métodos de coletas são específicos para cada profundidade (Appeltans et al., 2013), também para cada táxon e ciclo de vida (Kraft et al., 2012). Além disso, há especificidades para cada ecossistema (Spalding et al., 2007), o que dificulta ainda mais as amostragens e torna algumas áreas inacessíveis.

O oceano Atlântico apresenta uma alta biodiversidade (Costello et al., 2010). Apesar disso, ainda apresenta grandes lacunas de coleta (Miloslavich et al., 2011). Diferentes regiões do Atlântico podem apresentar distinção no histórico de pesquisas sobre a biota marinha, havendo locais com maior concentração de centros de pesquisa (Miloslavich et al., 2011). O que pode ser causado por diferenças em investimentos em pesquisa científica em cada região (Coll et al., 2010; Miloslavich et al., 2011). Algo que pode ser aplicado para explicar as dessemelhanças de amostragem entre o Atlântico e outros oceanos. Estima-se que a biota marinha do Atlântico Tropical possui menos de 50% das espécies descritas (Miloslavich et al., 2011), uma parcela reduzida quando comparada com a Austrália, China e todas regiões da Europa (Costello et al., 2010). A costa leste tropical do Oceano Atlântico é uma região com muitos registros, quando comparada com outras regiões do Atlântico (Miloslavich et al., 2011). Entretanto, essa região possui menos registros no *Ocean Biodiversity Information System* (OBIS) do que a região com menor número de registros do leste tropical do Oceano Pacífico (Miloslavich et al., 2011).

Há uma grande diversidade de invertebrados amostrados no Atlântico (Bigatti & Penchaszadeh, 2008; Orensanz et al., 2008; Collier et al., 2016). Apesar disso, grande parte ainda se encontra subamostrada (Stern et al., 2019; Chapman, 1999) e menos representados na literatura quando comparado a outros táxons (Melo-Merino et al., 2020). Essa subamostragem pode ser causada pela dificuldade de estabelecer uma metodologia de coleta universal (Fonseca et al., 2018). Além disso, há muitas áreas que são pouco amostradas e descritas no ambiente marinho (Shenkar & Swalla, 2011) e aumentando a área de amostragem pode ocorrer um aumento significativo na riqueza e endemismo de vários grupos taxonômicos (Rocha et al., 2018).

Há estudos que investigaram lacunas de coletas no Oceano Atlântico (Hutchinson et al., 2013) e vieses amostrais (Garraffoni et al., 2021; Wacker et al., 2021). Entretanto, esses estudos focaram em áreas específicas da plataforma continental, focando apenas em alguns países (Costello et al., 2010; Miloslavich et al., 2011). Estudos mais amplos, geograficamente e taxonomicamente, podem fornecer um panorama mais preciso da situação do conhecimento da biodiversidade no Atlântico. Portanto, o presente estudo analisou se há, e quais as possíveis causas, do viés e lacunas de coleta das ocorrências obtidas nas plataformas OBIS e GBIF nos grupos: Ascidiacea, Brachiopoda, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Halacaridae, Kinorhyncha Nudibranchia, Polychaeta *sensu stricto*, Polycladida, Porifera, Pycnogonida, Sessilia. Os táxons selecionados para o estudo foram escolhidos pelos relatos na literatura como sendo subamostrados e propensos a viés de amostragem (Garraffoni et al., 2021). Com o intuito de testar uma área ampla do Atlântico Ocidental, nós escolhemos como área de estudo regiões com diferentes climas e ecossistemas compreendendo toda a extensão da costa Atlântica das Américas da região temperada do estado da Carolina do Norte dos Estados Unidos ao clima subártico da Patagônia, passando por regiões subtropicais, tropicais e equatoriais. Além disso, nós comparamos como as diferenças de amostragem podem afetar padrões de diversidade, como riqueza e endemismo.

4. Material e Métodos

4.1. Dados de ocorrência

Nós compilamos dados a partir das bases de dados do *Global Biodiversity Facility* (GBIF) e do *Ocean Biodiversity Informations System* (OBIS) de 46 territórios e países que são banhados pelo Oceano Atlântico Ocidental. Nós utilizamos na busca como filtro, em ambas bases de dados, os seguintes nomes de territórios: Anguilla, Antígua e Barbuda, Argentina, Aruba, Bahamas, Barbados, Belize, Bermudas, Brasil, Colômbia, Costa Rica, Cuba, Curaçao, Dominica, Estados Unidos (somente os estados Alabama, Carolina do Norte e do Sul, Flórida, Georgia, Louisiana, Mississippi, Texas), Granada, Guadalupe, Guatemala, Guiana, Guiana Francesa, Haiti, Honduras, Ilha de São Martinho (França), Ilha de São Martinho (Países Baixos), Ilhas Cayman, Ilhas Malvinas, Ilhas Virgens Americanas, Ilhas Virgens Britânicas, Jamaica, Martinica, México, Montserrat, Nicarágua, Panamá, Porto Rico, Países Baixos Caribenhos, República Dominicana, Santa Lúcia, São

Bartolomeu, São Cristóvão e Nevis, São Vicente e Granadinas, Suriname, Trinidad e Tobago, Turks e Caicos, Uruguai e Venezuela.

Escolhemos os grupos de organismos baseados em maiores diferenças morfológicas e ecológicas, tais como variação no tamanho corporal e tipo de habitat para evitar efeitos de preferências por habitat ou especificidades ecológicas que pudessem enviesar os resultados. Realizamos os *downloads* dos dados dos seguintes grupos: Ascidiacea, Brachiopoda, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Halacaridae, Kinorhyncha, Nudibranchia, Polychaeta *sensu-stricto*, Polycladida, Porifera, Pycnogonida e Sessilia.

As coordenadas geográficas dos registros do GBIF e OBIS foram conferidas por meio de duas plataformas *online*, o *Open Street Map* e pelos próprios dados de coordenadas do GBIF. Caso a espécie possuísse mais de cinco pontos de ocorrência, era verificado, espécie por espécie, se cada ponto de ocorrência, representa um *outlier* na distribuição, em relação aos demais pontos. Durante o tratamento foram excluídas as ocorrências de táxons terrestres do GBIF. Após todas as ocorrências serem tratadas, eliminou-se as ocorrências duplicadas. Nós realizamos também a exclusão de todos os registros que estavam no Oceano Pacífico. A função utilizada para a limpeza dos dados foi a *Geocode (in press)* do programa Dinâmica Ego do pacote Biodinâmica (Oliveira et al., 2019).

Como forma de conferir os nomes científicos das espécies removendo nomes inválidos e sinônimas, nós utilizamos a plataforma de taxonomia marinha World Register of Marine Species ¹ (WoRMS) (WoRMS Editorial Board, 2021). As ocorrências em que não haviam os nomes das espécies, foram descartadas para as análises de riqueza e endemismo (item 4.4).

4.2 Esforço amostral e viés de coleta

Para estimar o esforço amostral, nós utilizamos a interpolação de densidade Kernel, esse método que gera um índice de densidade, dando valores mais altos para as maiores para agregações de registros, representando maior esforço amostral (Sheather & Jones, 1991). Nós usamos um raio da área de influência dos registros, igual a 100 km. Para testar agregação das ocorrências, de forma comparativa e quantitativa, nós utilizamos o teste de Moran I de autocorrelação espacial (Sokal & Oden, 1978). Nós testamos a autocorrelação espacial dos mapas de kernel e comparamos os resultados entre os grupos analisados. Como esse resultado é quantitativo, ele fornece uma forma de avaliação mais precisa que a

¹ Disponível em <<https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=match>>, acesso em 1 de dezembro de 2020

comparação visual dos mapas. Os mapas de esforço amostral de cada táxon foram comparados por meio de uma análise de correlação de mapas (índice de Pearson). Nós utilizamos essa análise para estimar quais são as possíveis diferenças e similaridades de amostragem entre os grupos. Todas as análises foram realizadas no pacote BioDinamica do *software* Dinamica-EGO (Oliveira et al., 2019)

4.3 Fatores relacionados ao viés de coleta

Para verificar quais fatores podem estar relacionados ao esforço amostral, nós utilizamos uma análise de correlação de Pearson. Nós testamos a correlação de fatores de acessibilidade e preferência ambiental com o esforço amostral, pois esses fatores podem implicar na escolha das áreas para amostragem. Para sumarizar as diversas variáveis que estão relacionadas a acessibilidade e preferência ambiental, nós utilizamos uma análise de componentes principais (PCA) para cada conjunto de dados. Assim, as variáveis originais foram substituídas na correlação por eixos de PCA que representem essas variáveis. Com isso, removemos a correlação interna das variáveis dentro de cada grupo.

Nós utilizamos como preferência ambiental, variáveis que estão relacionadas com o habitat da biota marinha tais como: distância de praias arenosas, distância de costões rochosos, distância de recifes de corais e produtividade primária. Como variáveis de acessibilidade, nós utilizamos a distância de batimetria, de instituições de pesquisa, de centros urbanos nas regiões costeiras, de portos, de áreas emersas e de unidades de conservação.

Nós mapeamos as praias arenosas e costões rochosos utilizando o *software Google Earth Pro* versão 7.3.3. Os mapas de recifes de corais foram obtidos no *Ocean Data Viewer* (UNEP-WCMC), *WorldFish Centre* WRI, TNC (2018)². Os dados de produtividade marinha foram obtidos da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA)³ e rasterizados por Santos (2020).

Nós utilizamos os mapas de portos⁴ e grandes centros urbanos costeiros da plataforma *Natural Earth*⁵. Para se mapear as instituições de pesquisas, realizou-se uma busca em sites governamentais e posteriormente na página da própria instituição para verificar se possuíam curso na área de biológicas em unidade ou *campus* litorâneos. As instituições listadas tiveram o seu nome buscado no *Google Maps* e as coordenadas

² Disponível em <<https://data.unep-wcmc.org/datasets/1>>, acesso em 10 de outubro de 2020

³ Disponível em <https://www.st.nmfs.noaa.gov/copepod/atlas/html/taxatlas_2000000.html>, acesso em 02 de março de 2020

⁴ Disponível em <<https://www.naturalearthdata.com/downloads/50m-cultural-vectors/ports-2/>>, acesso em 20 de junho de 2020

⁵ Disponível em <<https://www.naturalearthdata.com/downloads/50m-cultural-vectors/>>, acesso em 10 de outubro de 2020.

geográficas foram utilizadas para mapear tais instituições. O mapa batimétrico foi obtido na *General Bathymetric Chart of the Oceans* (GEBCO)⁶. As áreas emersas foram obtidas por meio dos mapas de batimetria. Os mapas de unidades de conservação marinhas foram obtidos no Centro de Sensoriamento Remoto da UFMG⁷. Para todos os mapas relacionados a acessibilidade, nós calculamos mapas de distância, por meio do *software* Dinamica-EGO (Oliveira et al., 2019).

4.4 Relação do esforço amostral com padrões de endemidade e riqueza de espécies

As diferenças de esforço amostral e o viés de coleta podem afetar diretamente medidas de biodiversidade, como riqueza e endemidade (Oliveira et al., 2016). Para estimar o efeito do esforço amostral nos padrões observados de riqueza e endemidade, nós mapeamos esses padrões de diversidade para cada grupo analisado e verificamos a correlação desses padrões com os mapas de esforço amostral (item 4.2). Para mapear a riqueza, nós utilizamos uma contagem do número de espécies por unidades amostrais uniformes, hexágonos de área igual, e depois interpolamos os mapas por meio de *krigagem* (Figura 2, Material Suplementar). Para mapear a endemidade, utilizamos o método de pesagem de endemismo corrigido (Williams & Humphries, 1994).

Nós calculamos o índice de endemismo em hexágonos de área igual e interpolamos os resultados por meio de *krigagem*. A *krigagem* foi utilizada como método de interpolação, pois tem como premissa a presença de autocorrelação espacial (Chilès & Desassis, 2018), o que é condizente com os dados de riqueza e endemidade. Parâmetros como tamanho da unidade amostral podem interferir diretamente no mapeamento de riqueza e endemismo, assim, nós realizamos testes para calibrar esses parâmetros. Nós realizamos quatro testes para verificar o tamanho das unidades amostrais (hexágonos). O tamanho de hexágonos testados foram de 1; 1,5; 2 e 3 graus. Nós escolhemos o tamanho de hexágono de 1,5 graus (Figura 1, Material Suplementar), pois esse tamanho atendeu ao objetivo de que a amostra não fosse pequena demais, que não agruparia registros suficientes, e nem grande demais que geraria generalizações em áreas muito grandes. Todas as análises foram realizadas no pacote Biodinamica no programa Dinamica Ego (Oliveira et al., 2019).

⁶ Disponível em <<https://download.gebco.net>>, acesso em 20 de outubro de 2020

⁷ Disponível em <<https://maps.csr.ufmg.br/>>, acesso em 01 de março 2020

5. Resultados

5.1 Dados de ocorrência

Nós compilamos 505.734 registros com coordenadas geográficas das bases de dados GBIF e no OBIS (Tabela 1). Desses dados, apenas 351.514 registros (Tabela 1) apresentavam identificação taxonômica até o nível de espécie, e após a conferência taxonômica, esses registros resultaram em 12.670 espécies (Tabela 1). A quantidade de espécie por táxon variou não só pela especificidade do agrupamento taxonômico, mas também a variação pode estar relacionada a quantidade de pesquisador no táxon.

Tabela 1. Registros e espécies por grupos taxonômicos nas plataformas GBIF e OBIS

Táxons	Número de registro	Número de registros com nomes científicos válidos	Número de espécies
Ascidiacea	22.235	17.067	887
Brachiopoda	566	498	54
Bryozoa	7.481	7.225	1.347
Cnidaria	285.042	153.009	3.526
Echinodermata	22.035	21.973	979
Halacaridae	204	39	22
Kinorhyncha	533	134	58
Nudibranchia	1.276	1.216	309
Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	138.426	130.123	2.698
Polycladida	2.916	2.435	236
Porifera	16.539	10.436	1.988
Pycnogonida	5.770	5.265	440
Sessilia	2.711	2.109	126
Total	505.734	351.514	12.670

5.2 Esforço Amostral e viés de coleta

Há uma maior densidade de coletas nos locais próximos a costa atlântica ocidental que margeia a América do Norte e em torno das ilhas na América Central para todos os grupos (Figura 1). As Bermudas também apresentam alta densidade de registros para todos os grupos (Figura 1), exceto para Brachiopoda, Halacaridae e Polychaeta *sensu-stricto* (Figuras 3 e 4). Nas águas da América Central, as regiões de maiores densidades de registros foram Belize, exceto para Brachiopoda, Bryozoa e Halacaridae (Figuras 3 e 4), Panamá na Laguna de Chiriquí e na Baía de Limon Bay (Figura 1). O Caribe foi a região que apresentou maior densidade de registros (Figura 1), exceto para Bryozoa

(Figura 3) que foi somente em Havana e Barbados. *Polychaeta sensu-stricto* apresentou maior densidade de registros no Caribe somente em Porto Rico e Havana (Figura 4) e Kinorhyncha somente na Jamaica, Haiti e República Dominicana (Figura 4). Na costa atlântica da América do Sul as regiões de maior concentração de registros foram Colômbia e/ou Venezuela (Figura 1), exceto para Nudibranchia e Kinorhyncha (Figura 4). No Brasil também houve grandes concentrações de registros na região sudeste e sul (Figura 1), exceto para Halacaridae (Figura 4). Na Argentina houve muitos registros na região da Patagônia (Figura 1), exceto para Halacaridae, Kinorhyncha e Cnidaria (Figuras 3 e 4).

Os resultados do índice de Moran I mostraram que os grupos apresentam um índice alto de autocorrelação espacial ($>0,9$), indicando a existência de forte viés de coleta (Tabela 2). O grupo que apresentou o menor índice de autocorrelação espacial foi Sessilia com aproximadamente 0,93, seguindo dos Nudibranchia (0,95), demonstrando coletas mais espaçadas pela área de estudo (Tabela 2; Figuras 4 e 5); e os maiores em Halacaridae, Bryozoa e Kinorhyncha (0,99), havendo concentrações de coletas em certas áreas na região de estudo (Tabela 2; Figuras 3 e 4). Echinodermata, apesar de apresentar, visualmente, a densidade de registros pouco concentrada (Figura 4), apresentam o índice de Moran I alto (0,98) (Tabela 2), o que pode estar associado a concentração de registros em vários locais (Figura 4).

A correlação par-a-par dos mapas de esforço amostral entre os grupos foi alta ($>0,60$), somente para o conjunto de táxons Pycnogonida-Polycladida (0,94), Cnidaria-Porifera (0,80), Halacaridae-Kinorhyncha (0,71), *Polycheta sensu-stricto*-Sessilia (0,65) e Echinodermata-*Polycheta sensu-stricto* (0,61) (Tabela 5, Material Suplementar). Halacaridae foi táxon que apresentou menor correlação com os demais táxons, apresentando uma correlação alta apenas com Kinorhyncha (Tabela 5, Material Suplementar), podendo ser visualizado no mapa de esforço amostral de ambos (Figura 4).

Tabela 2. Índice de Moran I dos mapas de densidade dos registros

Táxons	Moran I
Asciacea	0,97
Brachiopoda	0,97
Bryozoa	0,99
Cnidaria	0,97
Echinodermata	0,98
Halacaridae	0,99
Kinorhyncha	0,99

Nudibranchia	0,95
Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	0,98
Polycladida	0,96
Porifera	0,97
Pycnogonida	0,96
Sessilia	0,93

A. Esforço Amostral



B. Riqueza de Espécies

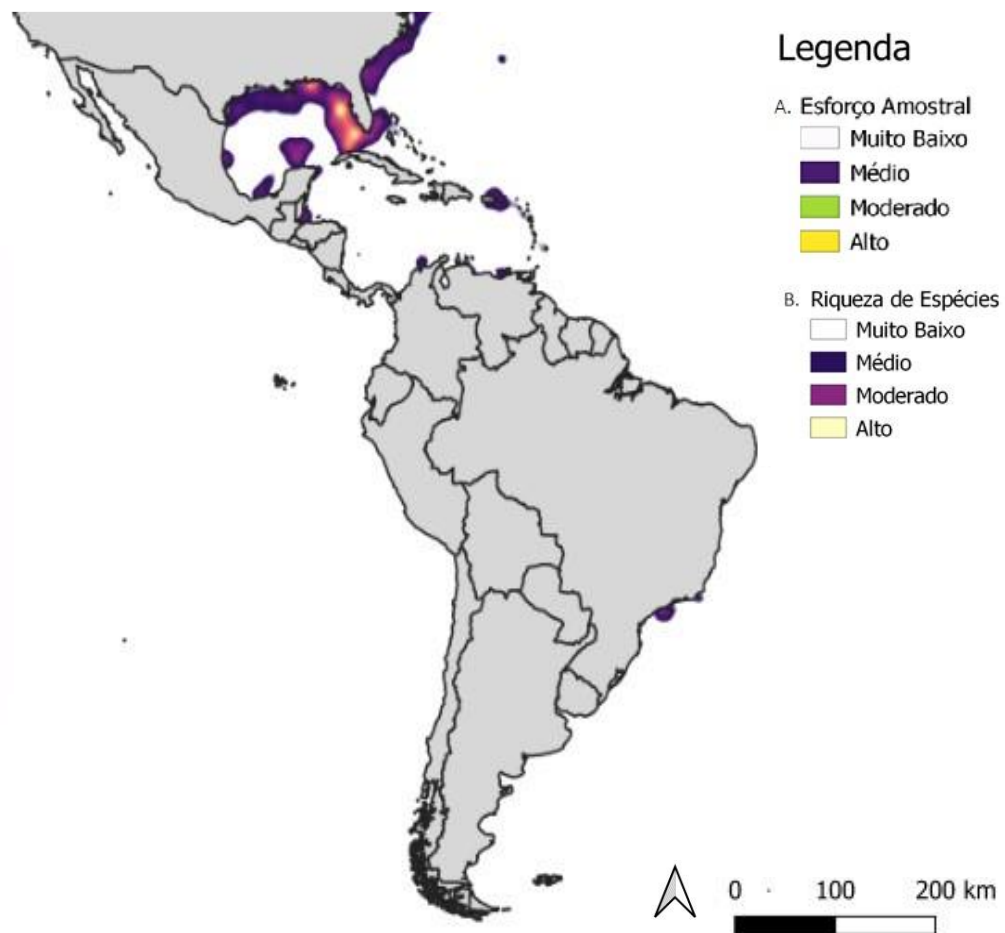


Figura 1. **A.** Mapa geral do esforço amostral; **B.** Mapa geral da riqueza de espécies

A. Esforço Amostral



B. Endemismo

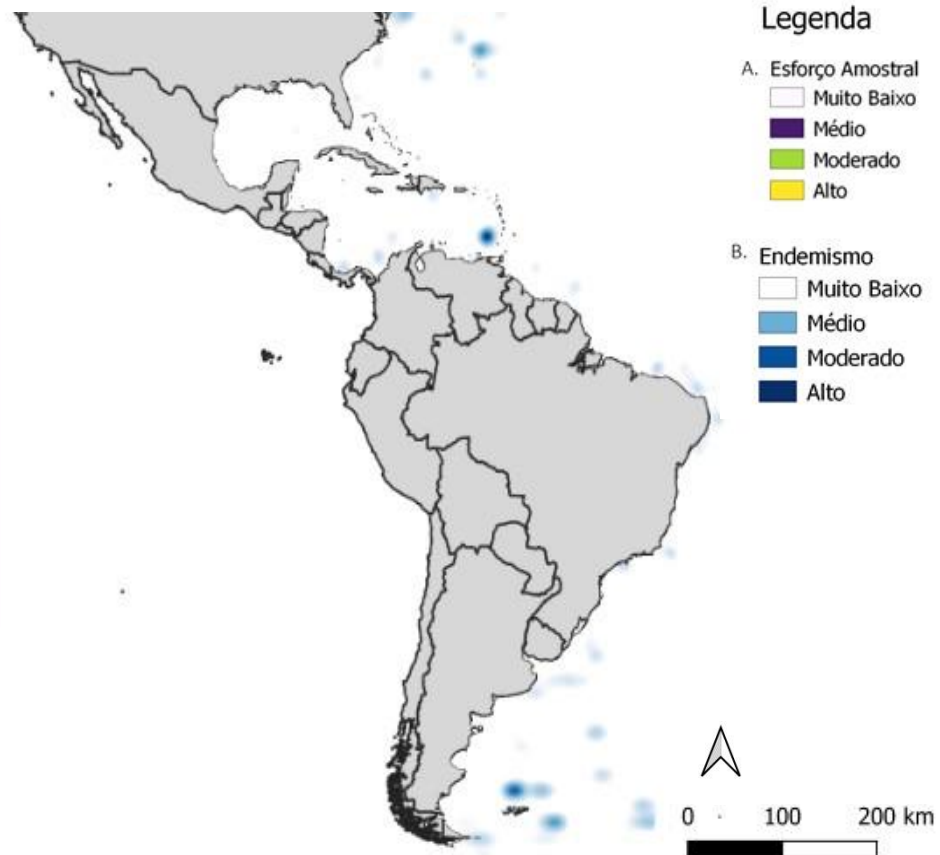


Figura 2. **A.** Mapa geral do esforço amostral; **B.** Mapa geral do endemismo observado

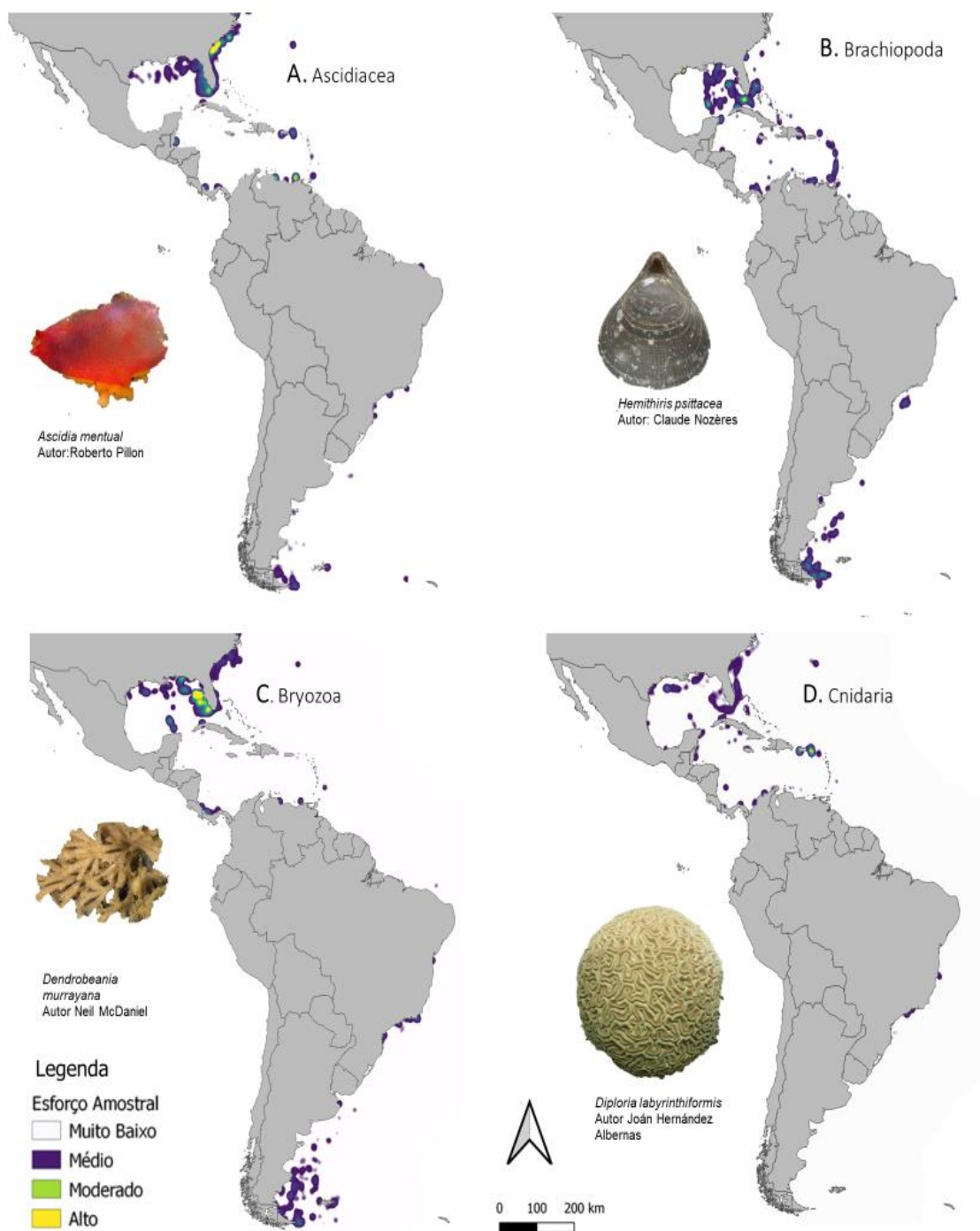


Figura 3. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos **A.** Ascidiacea; **B.** Brachiopoda; **C.** Bryozoa; **D.** Cnidaria

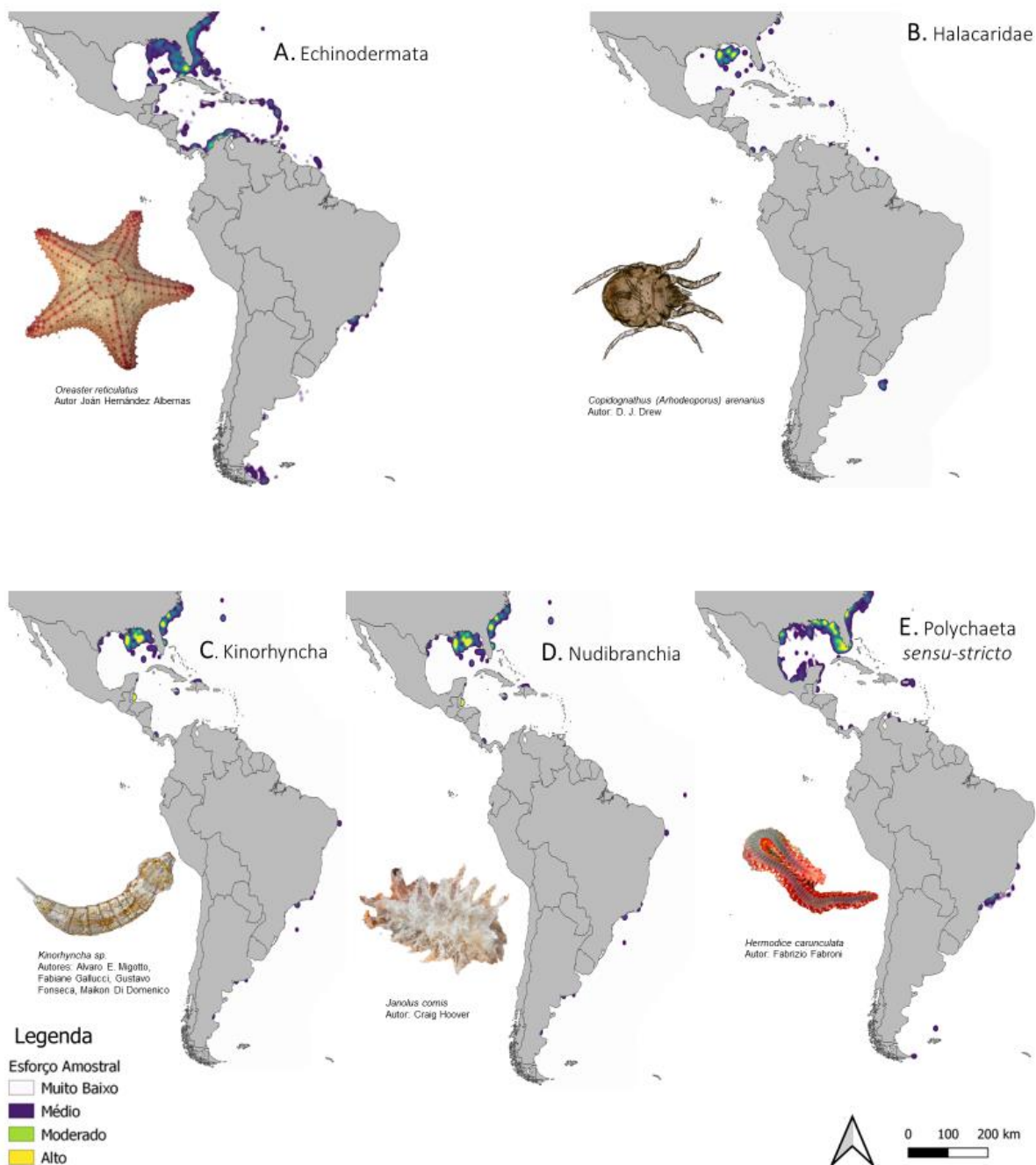


Figura 4. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos. **A.** Echinodermata; **B.** Halacaridae; **C.** Kinorhyncha; **D.** Nudibranchia; **E.** Polychaeta *sensu-stricto*



Figura 5. Mapa do esforço amostral por grupos taxonômicos. **A.** Polycladida; **B.** Porifera; **C.** Pycnogonida; **D.** Sessilia

5.3 Fatores relacionados ao viés

A análise de componente principal para as variáveis de acessibilidade apresentou apenas o primeiro eixo como significativo (Tabela 1, Material Suplementar). A PCA das variáveis da preferência ambiental também apresentou apenas o primeiro eixo como significativo (Tabela 2, Material Suplementar). Na PCA de acessibilidade, esse eixo apresentou 74% da explicação global, com as variáveis costões rochosos e praias arenosas contendo a maior explicação no eixo que recife de corais e produtividade (Tabela 3, Material Suplementar). O eixo da PCA das variáveis de preferência ambiental, essa explicação foi de 66% (Tabelas 1 e 2, Material Suplementar). As variáveis de instituições de pesquisa e unidades de conservação foram mais explicativas (Tabela 4, Material Suplementar). Ainda no eixo da PCA das variáveis de acessibilidade, a batimetria foi a única variável com correlação positiva com o eixo (Tabela 3, Material Suplementar). No PCA das variáveis de preferência ambiental, todas as variáveis apresentaram correlação positiva com o primeiro eixo (Material Suplementar, Tabela 3).

A correlação entre as variáveis de acessibilidade e o esforço amostral, na análise de todos os grupos juntos, foi de 0,27 e com preferência ambiental de -0,21. Cada táxon separadamente obteve correlação do esforço amostral com as variáveis de acessibilidade e preferência ambiental baixa ($\leq 0,29$) (Tabela 5, Material Suplementar).

5.4 Relação do esforço amostral com padrões de endemidade e riqueza de espécies

A correlação entre do esforço amostral e a riqueza em espécies foi de 0,67 e pode ser visualizado que às regiões de maior esforço são similares as regiões de maior riqueza de espécies (Figura 1). O que sugere que as áreas de maior esforço amostral podem corresponder às áreas em que há maior riqueza de espécies. Alguns grupos apresentaram a alta correlação de esforço amostral com a riqueza de espécies ($>0,60$) (Tabela 6, Material Suplementar). O esforço amostral de Bryozoa correlaciona em 0,86 com a riqueza, Polychaeta *sensu-stricto* em 0,70, Echinodermata em 0,69 (Tabela 6, Material Suplementar). O táxon que possui menor correlação do esforço amostral com a riqueza foi Halacaridae com o valor de 0,10 (Tabela 6, Material Suplementar).

A Correlação entre o esforço amostral e padrões de endemismo observado foi 0,08. Tal fato, pode ser visualizado, dado que às regiões de maior esforço exibem diferenças com as regiões de maior endemismo observado (Figura 2). O táxon cujo endemismo observado mais se correlacionou com o esforço amostral foi Pycnogonida com o índice de 0,32

(Tabela 6, Material Suplementar). O táxon que possui menor correlação do esforço amostral com o endemismo foi *Sessilia* com o índice de 0,04 (Tabela 6, Material Suplementar).

6. Discussão

Todos os grupos taxonômicos analisados apresentaram uma grande concentração de coletas em determinados locais e grandes áreas com lacunas de coleta, caracterizando viés de coleta no GBIF e OBIS. Os padrões de riqueza em espécies estão fortemente correlacionados com o esforço amostral, algo encontrado na literatura para dados obtidos no GBIF (Maldonado et al., 2015). O que pode sugerir que os padrões de riqueza não estão necessariamente refletindo a realidade. Por outro lado, apesar da variação entre os grupos (Tabela 6, Material Suplementar), os padrões de endemismo observados são pouco relacionados com o esforço amostral. Como o viés de coleta pode alterar as estimativas para espécies raras nas amostras (Gaston et al., 1996), o endemismo também pode ser afetado. Sendo assim, os padrões de riqueza e endemismo observados, estão sendo afetados pelas diferenças de amostragem entre os locais.

As áreas de maior esforço amostral para todos os grupos são mais próximas às regiões costeiras. O que pode estar relacionado a maior infraestrutura necessária para se coletar em alto-mar (Pons & Hilborn, 2018), dificultando as atividades de campo nesses locais. Essa infraestrutura pode não existir, ou ser rara, em alguns países, principalmente os em desenvolvimento (Burke et al., 1994). Nesses casos, as coletas se concentrariam próximas à costa (Griffiths et al., 2010). Tal padrão também é visualizado em organismos terrestres em que se há maior quantidade de coletas próximo às vias de acesso (Oliveira et al., 2016).

O maior esforço amostral concentrou-se nas águas do Atlântico ocidental na margem da América do Norte e nas ilhas do Caribe, para todos os grupos estudados. Essa maior concentração das coletas nesses locais pode estar ligada ao maior incentivo a pesquisa nessas áreas (Index, 2020). As ilhas são, ou foram, territórios de domínio de países europeus ou dos EUA, locais com alto incentivo financeiro a pesquisa científica que disponibilizam mais dados no OBIS/GBIF relacionados aos dados de campanhas de coleta e dados de museu. Países europeus possuem uma grande receita destinada à pesquisa científica (Man et al., 2004). Desta forma, a maior concentração das coletas nessas áreas pode ser um reflexo desse incentivo a pesquisa. Mesmo em países com menor incentivo a

pesquisa, como o Brasil, a maior concentração das coletas ocorre nos locais com mais recursos destinados à pesquisa, como no litoral de São Paulo.

No Brasil, esse maior esforço amostral na região sudeste e sul pode estar associado, também, ao maior número de instituições de pesquisas (Analytics, 2018). Como consequência dessa forte concentração de coletas em determinadas regiões, há grandes lacunas de amostragem ao longo da costa, principalmente no norte e nordeste do país. Isso indica a necessidade de mais coletas nessas regiões, o que também foi sugerido previamente por Menegotto & Rangel (2018).

Bryozoa, Halacaridae e Kinorhyncha apresentaram as maiores lacunas de coleta (Figuras 3 e 4), o que pode prejudicar as estimativas da distribuição e padrões de diversidade para esses grupos (Mentges et al., 2021). Essa concentração das coletas desses grupos pode estar relacionada a existência de poucos pesquisadores que estudem esses grupos. Assim, a distribuição das coletas seria um reflexo da distribuição dos pesquisadores desses táxons, e não um reflexo da real distribuição desses grupos (Fontaneto et al., 2012).

As cracas apresentaram as coletas mais dispersas, sendo o grupo com a melhor amostragem entre os grupos estudados. As cracas são encontradas em zonas entremarés (Foster, 1979), regiões que ficam expostas quando a maré está baixa e, portanto, áreas mais acessíveis para coleta (Nielsen & Navarrete, 2004) pela menor necessidade de infraestrutura. O fator pode contribuir para maior facilidade de acesso as coletas das cracas, e por isso suas ocorrências serem as mais espaçadas pela área de estudo.

A similaridade entre os padrões de coleta de alguns grupos pode ser ocasionada por semelhanças entre esses organismos, como similaridades na metodologia das coletas, nos habitats preferidos ou por serem fonte alimentar um do outro. Halacaridae e Kinorhyncha são organismos que possuem tamanho corporal similar, o que permite que sejam coletados por métodos similares (Giere, 2009). Além disso, são organismos meio-bentônicos e podem ser encontrados nos mesmos locais (Garlitska et al., 2019). Da mesma forma, Pynogonida e Polycladida são organismos que são encontrados nos mesmos habitats, em costões rochosos (1986; Bulnes et al., 2011) e em hidrozoários (Bulnes, 2010; Bettim & Haddad, 2013), apresentando padrões de coleta similares. Cnidaria e Porifera são táxons que podem ser encontrados nos mesmos locais (Wenner et al., 1983), havendo colonização de ambos os táxons em costões rochosos (Oigman-Pszczol et al., 2004) e, além disso, há relatos de hidrozoários vivendo ou realizando simbiose com esponjas (Puce et al., 2005). Polychaeta *sensu-stricto* são encontrados nos mesmos habitats que Echinodermata, em costões rochosos e recifes de corais (González & Borrero-Pérez, 2020) e podem utilizar

como refúgio partes corporais de equinodermos (Granja-Fernández et al., 2013). Polychaeta *sensu-stricto* são encontrados se alimentando de espécimes de Sessilia (Cuevas et al., 2018). Assim, essas similaridades de habitat podem ser uma explicação para as similaridades de coleta observadas nesses grupos.

A acessibilidade e preferência ambiental apresentaram uma correlação fraca com o esforço amostral, apesar desses fatores serem tradicionalmente relacionados como causas de viés de coleta (Griffiths et al., 2010; Leles et al., 2019). A pequena parte do esforço amostral que está relacionada às variáveis de acessibilidade, indica que, essas coletas ocorreram em locais próximos às áreas emersas, instituições de pesquisas, portos, centros urbanos costeiros e unidades de conservação. Entretanto, como a batimetria foi inversamente relacionada ao esforço, a parcela dos registros explicada pela correlação está em regiões mais profundas. O que é inesperado, já que, essas regiões que normalmente são de difícil acesso, e, por isso, há poucas coletas para inventários de biodiversidade marinha (Griffiths et al., 2010).

Em relação às variáveis de preferência ambiental a parcela do esforço amostral relacionada a essas variáveis, está relacionada a coletadas em áreas distantes de costões rochosos, locais de produtividade primária, praias arenosas e recifes de corais. As regiões que contém tais fatores, normalmente se relacionam aos habitats dos grupos estudados (Smith, 2005; Kotta et al., 2008; Quillien et al., 2015, Bosh et al., 2018; Chin et al., 2020). Isso sugere que os fatores de acessibilidade e preferência ambiental não determinam os padrões de coleta. Contudo, o viés de coleta pode ser ocasionado por fatores locais que não foram captados na correlação geral. Assim, mesmo as variáveis de acessibilidade e preferência ambiental podem ser boas explicações para os padrões de coleta, localmente. Estudos futuros devem analisar a correlação local, por meio de métodos não estacionários, que poderia identificar esses padrões locais.

Os padrões de riqueza de espécies dos invertebrados no Oceano Atlântico Ocidental são fortemente influenciados pela distribuição do esforço amostral. O que pode prejudicar o mapeamento de padrões de diversidade em estudos biogeográficos (Tittensor et al., 2010) e seu uso em estratégias de conservação (Botts et al., 2011). Bryozoa, Echinodermata e Polychaeta *sensu-stricto* foram os grupos que apresentaram as mais fortes correlações entre riqueza e esforço amostral. Isso sugere que os padrões de riqueza observados, nesses grupos, devem ser os menos realistas. Apesar disso, Halacaridae parece ser uma exceção. Apesar de apresentar um alto viés de coleta é o táxon que possui menor influência do esforço amostral sobre o padrão de riqueza de espécies e um dos menores índices de

correlação com o endemismo observado. Por outro lado, o endemismo é pouco correlacionado com o esforço amostral de uma forma geral. Essa menor influência do esforço sobre os padrões de endemismo parece ser um padrão geral, já que o mesmo foi observado para grupos terrestres (Oliveira et al., 2016). Além disso, locais de maior endemismo são regiões mais isoladas (Hickman, 2009), sendo assim poderiam dificultar o acesso as essas áreas e por isso seriam menos coletadas.

Com base nos resultados, inventários estruturados devem ser adotados para que seja possível estimar de forma mais precisa e realística os padrões de diversidade de organismos marinhos. A análise de padrões de diversidade, como a riqueza em espécies, deve considerar o efeito observado do viés de coleta nesses padrões. Estudos como esse, que demonstrem as áreas de lacunas amostrais, podem ser úteis para direcionar coletas que reduzirão o viés amostral.

7. Referências Bibliográficas

Analytics, C. (2018). Research in Brazil: Funding excellence: Analysis prepared on behalf of CAPES by the Web of Science Group.

Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., ... & Costello, M. J. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current biology*, 22(23), 2189-2202.

Barrowclough, G. F., Cracraft, J., Klicka, J., & Zink, R. M. (2016). How many kinds of birds are there and why does it matter? *PLoS One*, 11(11), e0166307.

Bettim, A. L., & Haddad, M. A. (2013). First record of endoparasitism of Pycnogonida in Hydrozoan polyps (Cnidaria) from the Brazilian coast. *Biota Neotropica*, 13(2), 319-325

Bigatti, G., & Penchaszadeh, P. E. (2008). Invertebrados del Mar Patagónico, diagnóstico de la problemática actual y potencial de su conservación y manejo. *Estado de Conservación del Mar Patagónico y áreas de influencia [on-line]. Puerto Madryn, Argentina: Edición del Foro*, 105-133.

Boakes, E. H., McGowan, P. J., Fuller, R. A., Chang-qing, D., Clark, N. E., O'Connor, K., & Mace, G. M. (2010). Distorted views of biodiversity: spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS Biol*, 8(6), e1000385.

Bosch, S., Tyberghein, L., Deneudt, K., Hernandez, F., & De Clerck, O. (2018). In search of relevant predictors for marine species distribution modelling using the MarineSPEED benchmark dataset. *Diversity and Distributions*, 24(2), 144-157.

Botts, E. A., Erasmus, B. F., & Alexander, G. J. (2011). Geographic sampling bias in the South African Frog Atlas Project: implications for conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 119-139.

Bouchet, P. (2006). The magnitude of marine biodiversity. *The exploration of marine biodiversity: scientific and technological challenges*, 31-62.

Bulnes, V. N. (2010). Polycladida–Marine Flatworms. In book: Marine Benthic Fauna of Chilean Patagonia. Illustrated identification guide Publisher: *Nature in Focus*. Editors: V. Häussermann & Försterra G.

Bulnes, V. N., Albano, M. J., Obenat, S. M., & Cazzaniga, N. J. (2011). Three Pseudocerotidae species (Platyhelminthes, Polycladida, Cotylea) from the Argentinean coast. *Zootaxa*, 2990(1), 30-44.

Burke, W. T., Freeberg, M., & Miles, E. L. (1994). United Nations resolutions on driftnet fishing: An unsustainable precedent for high seas and coastal fisheries management. *Ocean Development & International Law*, 25(2), 127-186.

Chapman, M. G. (1999). Are there adequate data to assess how well theories of rarity apply to marine invertebrates?. *Biodiversity & Conservation*, 8(10), 1295-1318,).

- Chilès, J.P. & Desassis, N. (2018). *Fifty Years of Kriging*. Handbook of Mathematical Geosciences. Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-78999-6_29. ISBN 978-3-319-78998-9.
- Chin, Y. Y., Prince, J., Kendrick, G., & Wahab, M. A. A. (2020). Sponges in shallow tropical and temperate reefs are important habitats for marine invertebrate biodiversity. *Marine Biology*, 167(11), 1-20.
- Collier, K. J., Probert, P. K., & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 817-837.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., ... & Danovaro, R. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PloS one*, 5(8), e11842.
- Costello, M. J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., & Miloslavich, P. (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PloS one*, 5(8), e12110.
- Costello, M. J., Cheung, A., & De Hauwere, N. (2015). Topographic statistics for the surface and seabed area, volume, depths, and slopes for the world's seas, oceans and countries. *ScienceOpen Posters*.
- Cuevas, N., Martins, M., Rodrigo, A. P., Martins, C., & Costa, P. M. (2018). Explorations on the ecological role of toxin secretion and delivery in jawless predatory Polychaeta. *Scientific reports*, 8(1), 1-10.
- Ford, A. T., Cooke, S. J., Goheen, J. R., & Young, T. P. (2017). Conserving megafauna or sacrificing biodiversity?. *BioScience*, 67(3), 193-196.
- Fonseca, G., Norenburg, J., & Di Domenico, M. (2014). Diversity of marine meiofauna on the coast of Brazil. *Marine Biodiversity*, 44(3), 459-462.
- Fonseca, G., Fontaneto, D., & Di Domenico, M. (2018). Addressing biodiversity shortfalls in meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 502, 26-38.
- Fontaneto, D., Barbosa, A. M., Segers, H., & Pautasso, M. (2012). The 'rotiferologist' effect and other global correlates of species richness in monogonont rotifers. *Ecography*, 35(2), 174-182.
- Garlitska, L. A., Chertoprud, E. S., Portnova, D. A., & Azovsky, A. I. (2019). Benthic Harpacticoida of the Cara sea: species composition and bathymetric distribution. *Океанология*, 59(4), 600-611.
- Garraffoni, A., Sørensen, M. V., Worsaae, K., Di Domenico, M., Sales, L. P., Santos, J., & Lourenço, A. (2021). Geographical sampling bias on the assessment of endemism areas for marine meiobenthic fauna. *Cladistics*. <https://doi.org/10.1111/cla.12453>

- Gaston, K. J., Quinn, R. M., Wood, S., & Arnold, H. R. (1996). Measures of geographic range size: the effects of sample size. *Ecography*, *19*(3), 259-268.
- Giere, O. (2009). Introduction to Meiobenthology. *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*, 1-6.
- Granja-Fernández, R., Hernández-Moreno, P., & Bastida-Zavala, R. (2013). First record of the association between *Malmgreniella cf. variegata* (Polychaeta, Polynoidae) and *Ophionereis annulata* (Echinodermata, Ophionereididae) in the Mexican Pacific. *Symbiosis*, *60*(2), 85-90.
- Griffiths, C. L., Robinson, T. B., Lange, L., & Mead, A. (2010). Marine biodiversity in South Africa: an evaluation of current states of knowledge. *PLoS one*, *5*(8), e12008.
- González, M. J. V., & Borrero-Pérez, G. H. (2020). First records and new information on the associations of echinoderms with other phyla in the rocky reefs of northern Chocó, Colombian Pacific. *ZooKeys*, *921*, 1.
- Hickman Jr, C. P. (2009). Evolutionary responses of marine invertebrates to insular isolation in Galapagos. *Galapagos Research*, *66*, 32-42.
- Higgs, N. D., & Attrill, M. (2015). Biases in biodiversity: wide-ranging species are discovered first in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, *2*, 61.
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *46*, 523-549.
- Hutchinson, K. A., Swart, S., Ansong, I. J., & Goni, G. J. (2013). Exposing XBT bias in the Atlantic sector of the Southern Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, *80*, 11-22.
- Index, N. (2020). The ten leading countries in natural-sciences research. Available from <https://www.nature.com/articles/d41586-020-01231-w>. Accessed on 2021-04-26. doi.org/10.1038/d41586-020-01231-w
- King, P. E. (1986). Pycnogonida. In the British is les. *Field studies*, *6*, 493-516.77.
- Kotta, J., Paalme, T., Püss, T., Herkül, K., & Kotta, I. (2008). Contribution of scale-dependent environmental variability on the biomass patterns of drift algae and associated invertebrates in the Gulf of Riga, northern Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, *74*, S116-S123.
- Kraft, A., Bauerfeind, E., Nöthig, E. M., & Bathmann, U. V. (2012). Size structure and life cycle patterns of dominant pelagic amphipods collected as swimmers in sediment traps in the eastern Fram Strait. *Journal of Marine Systems*, *95*, 1-15.
- Leles, S. G., Mitra, A., Flynn, K. J., Tillmann, U., Stoecker, D., Jeong, H. J., ... & Zubkov, M. (2019). Sampling bias misrepresents the biogeographical significance of constitutive mixotrophs across global oceans. *Global Ecology and Biogeography*, *28*(4), 418-428.

Maldonado, C., Molina, C. I., Zizka, A., Persson, C., Taylor, C. M., Albán, J., ... & Antonelli, A. (2015). Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases?. *Global Ecology and Biogeography*, 24(8), 973-984.

Man, J. P., Weinkauf, J. G., Tsang, M., & Sin, J. H. D. D. (2004). Why do some countries publish more than others? An international comparison of research funding, English proficiency and publication output in highly ranked general medical journals. *European journal of epidemiology*, 19(8), 811-817.

Mayer, L., Jakobsson, M., Allen, G., Dorschel, B., Falconer, R., Ferrini, V., ... & Weatherall, P. (2018). The Nippon Foundation—GEBCO seabed 2030 project: The quest to see the world's oceans completely mapped by 2030. *Geosciences*, 8(2), 63.

Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence, *Ecological Modelling*, 415, 108837.

Menegotto, A., & Rangel, T. F. (2018). Mapping knowledge gaps in marine diversity reveals a latitudinal gradient of missing species richness. *Nat. Commun.* 9: 4713.

Mentges, A., Blowes, S. A., Hodapp, D., Hillebrand, H., & Chase, J. M. (2021). Effects of site-selection bias on estimates of biodiversity change, *Conservation Biology*, 35(2), 688-698.

Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernandez, C. E., Bigatti, G., Campos, L., ... & Carranza, A. (2011). Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PloS one*, 6(1), e14631.

Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G., & Worm, B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean?. *PLoS Biol*, 9(8), e1001127.

Nielsen, K. J., & Navarrete, S. A. (2004). Mesoscale regulation comes from the bottom-up: intertidal interactions between consumers and upwelling. *Ecology Letters*, 7(1), 31-41.

Oigman-Pszczol, S. S., Figueiredo, M. A. D. O., & Creed, J. C. (2004). Distribution of benthic communities on the tropical rocky subtidal of Armação dos Búzios, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, 25(3), 173-190.

Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J., Silva, D. P., Rezende, D. T., ... & Ascher, J. S. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22(12), 1232-1244.

Oliveira, U., Soares-Filho, B., Leitão, R. F. M., & Rodrigues, H. O. (2019). BioDinamica: a toolkit for analyses of biodiversity and biogeography on the Dinamica-EGO modelling platform. *PeerJ*, 7, e7213.

- Orensanz, J. M., Bogazzi, E., & Parma, A. (2008). Impacto de la pesca sobre el subsistema bentónico. In *Estado de Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia. Puerto Madryn, Forum publication*. <http://www.marpatagonico.org>.
- Pons, M., Melnychuk, M. C., & Hilborn, R. (2018). Management effectiveness of large pelagic fisheries in the high seas. *Fish and Fisheries*, *19*(2), 260-270.
- Puce, S., Calcinai, B., Bavestrello, G., Cerrano, C., Gravili, C., & Boero, F. (2005). Hydrozoa (Cnidaria) symbiotic with Porifera: a review. *Marine Ecology*, *26*(2), 73-81.
- Quillien, N., Nordström, M. C., Guyonnet, B., Maguer, M., Le Garrec, V., Bonsdorff, E., & Grall, J. (2015). Large-scale effects of green tides on macrotidal sandy beaches: Habitat-specific responses of zoobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *164*, 379-391.
- Ready, J., Kaschner, K., South, A. B., Eastwood, P. D., Rees, T., Rius, J., ... & Froese, R. (2010). Predicting the distributions of marine organisms at the global scale. *Ecological Modelling*, *221*(3), 467-478.
- Rocha, L. A., Pinheiro, H. T., Shepherd, B., Papastamatiou, Y. P., Luiz, O. J., Pyle, R. L., & Bongaerts, P. (2018). Mesophotic coral ecosystems are threatened and ecologically distinct from shallow water reefs. *Science*, *361*(6399), 281-284.
- Santos, A. M. (2020). *The geographic patterns of penguins*. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Sastre, P., & Lobo, J. M. (2009). Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation*, *142*(2), 462-467.
- Sheather, S. J., & Jones, M. C. (1991). A reliable data-based bandwidth selection method for kernel density estimation. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, *53*(3), 683-690.
- Shenkar, N., & Swalla, B. J. (2011). Global diversity of Ascidiacea. *PLoS One*, *6*(6), e20657.
- Smith, S. D. (2005). Rapid assessment of invertebrate biodiversity on rocky shores: where there's a whelk there's a way. *Biodiversity & Conservation*, *14*(14), 3565-3576.
- Sokal, R. R., & Oden, N. L. (1978). Spatial autocorrelation in biology: 1. Methodology. *Biological journal of the Linnean Society*, *10*(2), 199-228.
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. A. X., ... & Martin, K. D. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, *57*(7), 573-583.
- Stern, R. F., Horak, A., Andrew, R. L., Coffroth, M. A., Andersen, R. A., Küpper, F. C., ... & Keeling, P. J. (2010). Environmental barcoding reveals massive dinoflagellate diversity in marine environments. *PloS one*, *5*(11), e13991.

- Stahl, K., Lepczyk, C. A., & Christoffel, R. A. (2020). Evaluating conservation biology texts for bias in biodiversity representation. *Plos one*, *15*(7), e0234877.
- Stork, N. E., Grimbacher, P. S., Storey, R., Oberprieler, R. G., Reid, C., & Slipinski, S. A. (2008). What determines whether a species of insect is described? Evidence from a study of tropical forest beetles. *Insect Conservation and Diversity*, *1*(2), 114-119.
- Tittensor, D. P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H. K., Ricard, D., Berghe, E. V., & Worm, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, *466*(7310), 1098-1101.
- Troudet, J., Grandcolas, P., Blin, A., Vignes-Lebbe, R., & Legendre, F. (2017). Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific reports*, *7*(1), 1-14.
- UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI, TNC (2018). Global distribution of warm-water coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project. Version 4.0. Includes contributions from IMaRS-USF and IRD (2005), IMaRS-USF (2005) and Spalding et al. (2001). Cambridge (UK): UN Environment World Conservation Monitoring Centre. URL: <http://data.unep-wcmc.org/datasets/>.
- Wacker, S., Skaug, H. J., Forseth, T., Solem, Ø., Ulvan, E. M., Fiske, P., & Karlsson, S. (2021). Considering sampling bias in close-kin mark–recapture abundance estimates of Atlantic salmon, *Ecology and Evolution*, 2021; 11: 3917– 3932
- Wenner, E. L., Knott, D. M., Van Dolah, R. F., & Burrell Jr, V. G. (1983). Invertebrate communities associated with hard bottom habitats in the South Atlantic Bight. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *17*(2), 143-158.
- Williams, P. H. & Humphries, C. J. (1994). Biodiversity, taxonomic relatedness, and endemism in conservation. (Oxford University Press).
- Wilson, J. R., Procheş, Ş., Braschler, B., Dixon, E. S., & Richardson, D. M. (2007). The (bio) diversity of science reflects the interests of society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *5*(8), 409-414.
- WoRMS Editorial Board (2020). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed on 2020-12-01. doi:10.14284/170.

8. Material Complementar

Tabela 1, Material Suplementar. Proporção da explicação dos eixos da PCA das variáveis de acessibilidade

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Comp.5	Comp.6
Desvio Padrão	2,10	0,84	0,67	0,51	0,32	0,24
Proporção da variância	0,74	0,12	0,08	0,04	0,01	0,01
Proporção acumulativa	0,74	0,86	0,94	0,98	0,99	1,00

Tabela 2, Material Suplementar. Proporção da explicação dos eixos da PCA das variáveis de preferência ambiental

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4
Desvio Padrão	1,63	0,1	0,60	0,06
Proporção da variância	0,66	0,24	0,10	0,00
Proporção acumulativa	0,66	0,90	1,00	1,00

Tabela 3, Material Suplementar. Correlação das variáveis de preferência ambiental com o primeiro eixo da PCA

Eixo	Recifes de Corais	Costões rochosos	Praias arenosas	Produtividade
PCA	0,62	0,91	0,90	0,14

Tabela 4, Material Suplementar. Correlação das variáveis de acessibilidade com o primeiro eixo da PCA

Eixo	Batimetria	Áreas emersas	Instituições de pesquisa	Portos	Unid. Conservação	Centros Urbanos
PCA	0,65	-0,87	-0,95	-0,77	-0,95	-0,93

Tabela 5, Material Suplementar. Correlação do esforço amostral e PCA das variáveis de acessibilidade e preferência ambiental com os grupos taxonômicos

Grupos Taxonômicos	PCA Acessibilidade	PCA Preferência ambiental	Ascidiacea	Brachiopoda	Bryozoa	Cnidaria	Echinodermata	Halacaridae	Kinorhyncha	Nudibranchia	Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	Polycladida	Porifera	Pycnogonida	Sessilia
Ascidiacea	0,17	-0,19	1,00	0,20	0,33	0,29	0,54	0,12	0,36	0,29	0,56	0,43	0,46	0,47	0,52
Brachiopoda	0,21	-0,14	0,20	1,00	0,26	0,18	0,45	0,19	0,18	0,11	0,25	0,27	0,19	0,25	0,32
Bryozoa	0,16	-0,10	0,33	0,26	1,00	0,14	0,46	0,12	0,21	0,20	0,52	0,30	0,26	0,28	0,51
Cnidaria	0,19	-0,17	0,29	0,18	0,14	1,00	0,32	0,09	0,13	0,13	0,24	0,19	0,86	0,22	0,24
Echinodermata	0,29	-0,22	0,54	0,45	0,46	0,32	1,00	0,20	0,36	0,31	0,61	0,54	0,37	0,51	0,54
Halacaridae	0,11	-0,07	0,12	0,19	0,12	0,09	0,20	1,00	0,71	0,06	0,14	0,19	0,07	0,17	0,12
Kinorhyncha	0,14	-0,11	0,36	0,18	0,21	0,13	0,36	0,71	1,00	0,13	0,31	0,34	0,16	0,32	0,26
Nudibranchia	0,16	-0,14	0,29	0,11	0,20	0,13	0,31	0,06	0,13	1,00	0,26	0,25	0,16	0,23	0,35
Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	0,22	-0,15	0,56	0,25	0,52	0,24	0,61	0,14	0,31	0,26	1,00	0,42	0,34	0,40	0,65
Polycladida	0,19	-0,13	0,43	0,27	0,30	0,19	0,54	0,19	0,34	0,25	0,42	1,00	0,27	0,94	0,35
Porifera	0,18	-0,15	0,46	0,19	0,26	0,86	0,37	0,07	0,16	0,16	0,34	0,27	1,00	0,25	0,34
Pycnogonida	0,18	-0,12	0,47	0,25	0,28	0,22	0,51	0,17	0,32	0,23	0,40	0,94	0,25	1,00	0,32
Sessilia	0,24	-0,17	0,52	0,32	0,51	0,24	0,54	0,12	0,26	0,35	0,65	0,35	0,34	0,32	1,00

Tabela 6, Material Suplementar. Correlação do esforço amostral com os padrões de riqueza e de endemismo observado dos grupos taxonômicos

Grupos Taxonômicos	Riqueza	Endemismo
Ascidiacea	0,47	0,27
Brachiopoda	0,38	0,20
Bryozoa	0,86	0,23
Cnidaria	0,36	0,16
Echinodermata	0,69	0,22
Halacaridae	0,10	0,09
Kinorhyncha	0,21	0,23
Nudibranchia	0,45	0,12
Polychaeta <i>sensu-stricto</i>	0,70	0,07
Polycladida	0,50	0,32
Porifera	0,43	0,13
Pycnogonida	0,52	0,32
Sessilia	0,45	0,04

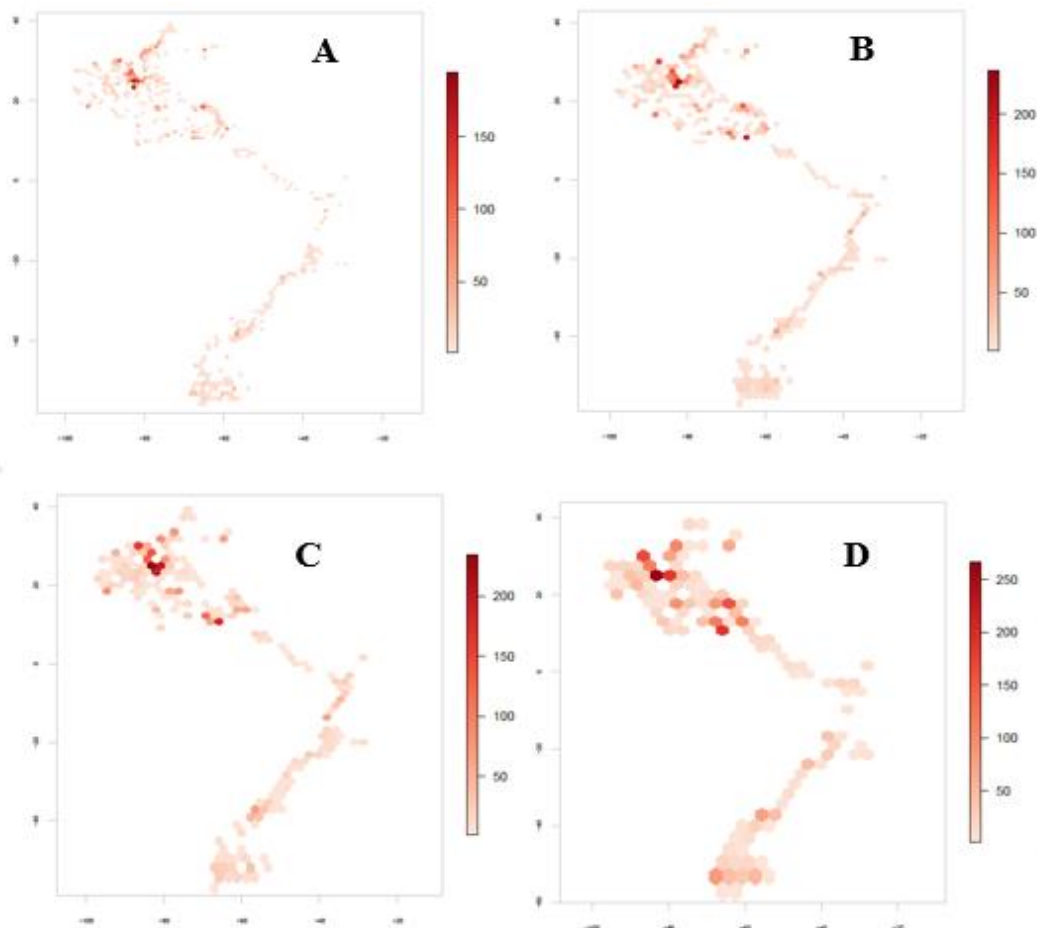


Figura 1, Material Suplementar. Teste de unidade amostral (hexágono) com a análise de riqueza de espécies para o táxon Porifera. **A.** 1 hexágono; **B.** 1,5 hexágono; **C.** 2 hexágonos; **D.** 3 hexágonos.

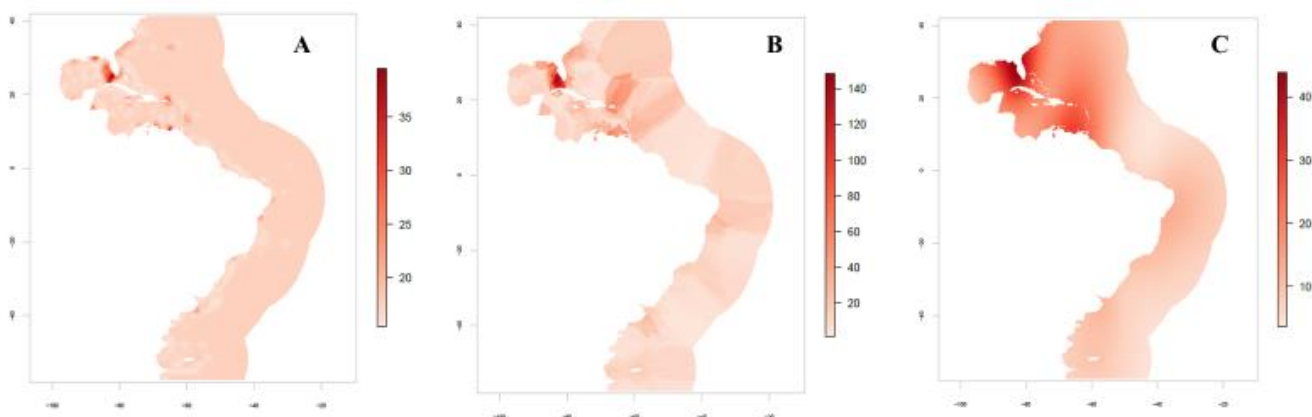


Figura 2, Material Suplementar. Teste de tipos de interpolação na análise de riqueza de espécies para o táxon Porifera. **A.** Interpolação por *Krigagem*; **B.** Interpolação por *Nearest neighbor*; **C.** Interpolação por *Spline*.