

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos/PPG-DIBICT

ANNA KAROLINE AZEVEDO FARAS

LACUNAS NO CONHECIMENTO DE ANELÍDEOS MARINHOS: esforço de amostragem e riqueza de espécies ao longo do Atlântico Sudoeste

MACEIÓ
Fevereiro/2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos/PPG-DIBICT

ANNA KAROLINE AZEVEDO FARIAS

LACUNAS NO CONHECIMENTO DE ANELÍDEOS MARINHOS: esforço de amostragem e riqueza de espécies ao longo do Atlântico Sudoeste

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Karla Paresque
Coorientador: Prof. Dr. Robson Guimarães dos Santos

MACEIÓ
Fevereiro/2020

Catalogação na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

F224l Farias, Anna Karoline Azevedo.
Lacunas no conhecimento de anelídeos marinhos : esforço de amostragem e riqueza de espécies ao longo do Atlântico sudoeste / Anna Karoline Azevedo Farias. – 2020.
53 f. : il.

Orientadora: Karla Paresque.
Co-orientador: Robson Guimarães dos Santos.

Dissertação (mestrado em ciências biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos. Maceió, 2020.

Inclui bibliografias.
Apêndice: f. 53
1. Viés amostral. 2. NONATObase. 3. Anelídeos. 4. Biodiversidade. I. Título.

CDU: 595.1

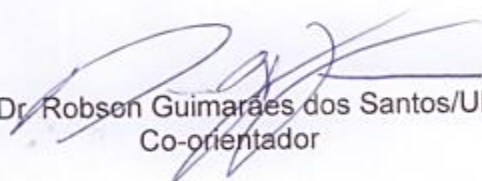
Folha de aprovação

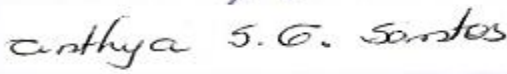
Anna Karoline Azevedo Farias

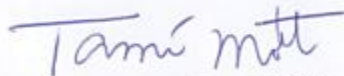
Lacunhas no conhecimento de anelídeos marinhos: esforço de amostragem e riqueza de espécies no Atlântico Sudoeste


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 17 de fevereiro de 2020.


Prof. Dr. Robson Guimarães dos Santos/UFAL
Co-orientador


Profa. Dra. Cinthya Simone Gomes Santos/UFF
(membro titular)


Profa. Dra. Tamí Mott/UFAL
(membro titular)


Prof. Dr. Paulo Da Cunha Lana/UFPR
(membro titular)

MACEIÓ - AL
Fevereiro/2020

DEDICATÓRIA

A todos aqueles que persistem, mesmo em tempos obscuros, a buscar por conhecimento e evolução. Para si e seu meio, aprendendo a descobrir o prazer da caminhada, ainda que as dificuldades não cessem. Indo contra a correnteza, cientistas, humanos, um só. Dedico este trabalho a todos os que resistem.

AGRADECIMENTOS

Tudo o que conquistamos na vida é fruto de um processo longo, que inclui diversas coisas das quais nem sempre temos pleno conhecimento. E por isso, agradecer a todos que fizeram parte desse processo, é praticamente impossível. Mas irei pontuar alguns nomes que não podem ficar sem esse reconhecimento.

Aos meus pais agradeço pelo incentivo ao estudo, pelo suporte e por me fazer sentir especial com o que estava construindo.

Ao meu companheiro Jones, eu nem teria assistido as primeiras semanas de aula sem a ajuda com o transporte e comida. Além disso, a parceria foi fundamental para manter o foco.

Ao meu amigo Rafael, que a vida e o Everton me trouxeram ainda na graduação. Agradeço por embarcar nessa aventura acadêmica comigo, vivendo todos os altos e baixos que ela tem pra oferecer.

As amizades construídas nesses dois anos: Daniele, Thainá, Aldo, Jéssica, Ciro, Gustavo, Gilmar, Ivan, Felipe, Bruna, Guilherme, João. Em especial o Victor, que me acudiu em vários momentos que me desafiaram no desenvolvimento desse projeto.

A Gracielle Higino e o André Andrade da UFG, que foram fundamentais me ensinando a domar o R (na medida do possível).

Ao Paulo Pagliosa da UFSC, que me ajudou durante a atualização dos registros da base NONATO.

A meus orientadores Karla Paresque e Robson Santos pelo acolhimento em seus grupos de laboratório e aprendizagem.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos (PPG-DiBiCT) da Universidade Federal de Alagoas, por todo conhecimento repassado.

Um obrigado muito especial a Juliane (secretária do PPG), que desde o início me auxiliou e com toda paciência do mundo conseguiu resolver todos os problemas burocráticos.

E a CAPES, Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo apoio financeiro.

Obrigada!

“Mas quanto mais pensava sobre o assunto, tanto mais claro lhe parecia que, no fundo, saber que não se sabe também é uma forma de conhecimento.”

Gaarder, Jostein – O mundo de Sofia

RESUMO

A análise sistematizada de grandes conjuntos de dados sobre biodiversidade fornece subsídios para uma ampla gama de estudos ecológicos, além de informações para a tomada de decisões pelos gestores, principalmente com foco na conservação. No entanto, os conjuntos de dados tendem a ter grandes lacunas de amostragem que limitam generalizações sobre biodiversidade. Neste trabalho analisamos a distribuição de anelídeos marinhos na costa do Atlântico Sudoeste coberta por quinze ecorregiões, avaliando possíveis assimetrias espaciais a partir de dados disponíveis na NONATObase. Reconhecendo e identificando lacunas no conhecimento e possíveis vieses associados, nós avaliamos se o esforço amostral está igualmente distribuído entre as ecorregiões. Em seguida, utilizamos o modelo Hurdle para avaliar se a distância dos centros de pesquisa mais próximos e a batimetria poderiam ser fatores influentes em possíveis assimetrias. Além disso, estimamos a riqueza potencial de cada área e a completude do inventário usando curvas de interpolação/extrapolação desenvolvidas com o pacote iNEXT. A distribuição desigual do esforço de amostragem ao longo do Atlântico Sudoeste se reflete na distribuição desigual da riqueza de espécies, e isso se deve ao viés relacionado aos centros de pesquisa próximos. Todo o litoral do Atlântico Sudoeste apresenta uma diversidade potencial de espécies ainda desconhecidas, e algumas áreas mostram um grande déficit de conhecimento devido à ausência de esforço amostral, provavelmente devido à falta de recursos humanos nessas áreas. São necessárias iniciativas que promovam a capacitação de pesquisadores para regiões com grandes déficits. Os dados aqui apresentados constituem uma avaliação preliminar para uma direção mais efetiva no avanço do conhecimento e conservação do grupo, de caráter norteador para futuros modelos preditivos mais sofisticados.

Palavras-chave: Viés amostral. Nonatobase. Análise de completude.

ABSTRACT

Systematic analysis of large dataset on biodiversity provides subsidies for a wide range of ecological studies, in addition to information for decision-making by managers, mainly with focus on conservation. However, datasets tend to have large sampling gaps that limit generalizations about biodiversity. Therefore, we analyzed the distribution of marine annelids at Southwestern Atlantic coast covered by fifteen marine ecoregions, evaluating possible spatial asymmetries from data available at NONATObase, recognizing and identifying gaps in knowledge and possible associated biases. We checked if sampling effort is equally distributed among ecoregions. Then, we evaluated through a hurdle model whether variables, such as the distance to nearest research centers and bathymetry, could be influential factors in possible asymmetries. In addition, we estimate the potential richness of each area, and inventory completeness using interpolation/extrapolation curves developed with iNEXT package. An unequal distribution of sampling effort along the Southwest Atlantic reflects the unequal distribution of species richness, and this is due to the bias related to nearby research centers. The entire coastline of Southwest Atlantic presents potential diversity of species still unknown, and some areas show a high deficit of knowledge due to absence of sample effort, which is probably due to lack of human resources in these areas. Initiatives that promote the training of human resources for regions with great deficits are necessary. Data presented here constitute a preliminary assessment for a more effective direction in the advancement of knowledge and conservation of the group, of a guiding character for future predictive models more sophisticated.

Key-word: Sampling bias. NONATObase. Completeness inventory.

LISTA DE FIGURAS

Figure 1. A. Distribution records of marine annelids along the Southwestern Atlantic marine ecoregions (left). B. Marine annelid species richness distributed along the Southwestern Atlantic marine ecoregions (right). The colours indicate the number of records/species in 0.08° grid cells. White grid cells did not show any record at literature. Numbers 1-15 indicate ecoregions from north to south, such as: Guianan [1], Amazonia [2], São Pedro and Sao Paulo Islands [3], Fernando de Noronha and Atoll das Rocas [4], Northeastern Brazil [5], Eastern Brazil [6], Trindad and Martin Vaz Islands [7], Southeastern Brazil [8], Rio Grande [9], Rio de la Plata [10], Uruguay-Buenos Aires Shelf [11], North Patagonian Gulfs [12], Patagonian Shelf [13], Malvinas/Falklands [14] and Channels and Fjords of Southern Chile [15].

Figure 2. Proportion of all records against the proportion of the total area of the ecoregions. The 1:1 line identifies those areas with proportionately more (points above the line) or less (points below the line) records than expected given their area. This gives a conservative view of under- and over- representation based on the surface of each ecoregion evaluated.

Figure 3. A. Number of records against ocean depth; horizontal dashed lines indicate the divisions into regions defined by depth (Continental Shelf at 200 m; Continental Slope/Mesopelagic at 200-1000 m; Continental Slope/Bathypelagic at 1000-4000 m). B. Number of records against weighted distance values; horizontal dashed line marks the zero point and emphasize the density of records between zero-one. The colors indicate the number of records/species in 0.08° grid cells.

Figure 4. Sample-size-based interpolation (solid lines) and extrapolation (dashed lines) sampling curves with 95% confidence intervals (shaded areas, based on a bootstrap method with 200 replications) comparing species richness for data of twelve areas in Southwestern Atlantic. Observed samples are denoted by the solid dot, with respective values from axis x/y and percentage of sample coverage. The extrapolation extends up to double of sample size. The estimated richness and percentage of sample coverage for each curve is shown at the right-hand end of curve (in red).

LISTA DE TABELAS

Table 1. Observed marine annelids species richness and sampling effort among Southwestern Atlantic marine ecoregions. Total area covered by each marine ecoregion calculated from the sum of the area of the grid cells ($\approx 10\text{km}^2$) that compose them. a Total area (km^2) and percentage (in parentheses) of the marine ecoregion with at least one marine annelid record. b Number of species observed strictly in the marine ecoregion. c. Percentage of the sampled area with only a single record (compare with the percentage in a).

Table 2. Observed records and richness, expected richness by extrapolation and analysis of completeness for each marine ecoregion along the Southwestern Atlantic. Values of expected species richness and Completeness were calculated only for areas with at least 25 records. a,b Calculated by iNEXT package.

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	13
2 REVISÃO DA LITERATURA	14
2.1 Desafios no conhecimento da biodiversidade.....	14
2.2 Conhecimento Digital Acessível (CDA) e biodiversidade	17
2.3 Status do conhecimento de anelídeos marinhos	19
REFERÊNCIAS	23
3 KNOWING THE GAPS: SAMPLING EFFORT AND SPECIES RICHNESS OF MARINE ANNELIDS AT SOUTHWESTERN ATLANTIC	30
3.1 Introduction.....	31
3.2 Material and Methods	33
3.2.1 NONATObase and study area.....	33
3.2.2 Influence of sampling effort and richness patterns	34
3.3 Results.....	36
3.4 Discussion	43
3.5 References	47
4 CONCLUSÃO	52
Apêndices	53

1 APRESENTAÇÃO

Diante de estimativas alarmantes sobre eventos de extinção em massa (Briggs, 2017; Tilman et al., 2017), os cientistas têm buscado compreender melhor os padrões da biodiversidade. Isso acabou promovendo uma onda de estudos explorando a distribuição das espécies, a partir de grandes conjuntos de dados (Gaston K.J., 2000; Hawkins, Rueda, & Rodríguez, 2008; Hobern, Appeltans, & Costello, 2014), para auxiliar em um gerenciamento mais efetivo. Contudo, para que dados digitalizados representem uma fonte confiável e aplicável para a teoria e prática, é necessário compreender a extensão das lacunas de conhecimento e os vieses associados (Hortal et al., 2015a). Alguns estudos indicaram que a completude espacial dos dados tem implicações diretas nas predições e isso pode promover generalizações equivocadas acerca da biodiversidade (Boakes et al., 2010; Kindsvater, Dulvy, Horswill, Mangel, & Matthiopoulos, 2018; C. Zhang, Chen, Xu, Xue, & Ren, 2019), principalmente quando se trata de regiões e/ou grupos taxonômicos subrepresentados, na maioria dos casos devido à problemática social que interfere no avanço científico de determinado domínio do conhecimento (Cardoso, Erwin, Borges, & New, 2011; Troudet, Grandcolas, Blin, Vignes-Lebbe, & Legendre, 2017).

Esta dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro, a literatura sobre os desafios que envolvem o conhecimento e a manutenção da biodiversidade é revisada. No primeiro tópico, são destacadas as principais deficiências e a atuação da sociedade com os dilemas sociais que interferem no avanço do conhecimento da biodiversidade. No segundo tópico, são apresentados potenciais da análise sistematizada de dados secundários, quando estes são acessíveis e padronizados, sobretudo para grupos taxonômicos negligenciados em estudos de ciências básica e aplicadas. Neste sentido, estas análises e ferramentas associadas buscam interpretar padrões de distribuição da biodiversidade assim como entender seus processos determinantes. No último tópico da revisão do primeiro capítulo, abordamos brevemente o conhecimento acerca dos anelídeos marinhos no Atlântico Sudoeste, apontando sua importância ecológica e o seu atual status de conhecimento.

O segundo capítulo é o manuscrito principal da dissertação, que teve como objetivo analisar a distribuição dos anelídeos marinhos ao longo do Atlântico Sudoeste, avaliando e reconhecendo a influência de diferentes vieses em possíveis assimetrias espaciais no esforço de amostragem e na riqueza de espécies a partir de dados disponíveis em um conjunto de dados específico (NonatoBase), que reúne dados sobre a ocorrência de espécies no Atlântico sul.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Desafios no conhecimento da biodiversidade

Desde a revolução industrial a influência das atividades antrópicas sobre a biodiversidade global cresceu enormemente (Renner, Lomolino, Riddle, & Brown, 2006). Diante da contínua perda/fragmentação de habitats naturais, propagação de espécies invasoras, super exploração (um dos maiores responsáveis pela perda da biodiversidade nos oceanos), além da eutrofização e outras alterações causadas pela poluição (Pereira, Navarro, & Martins, 2012; Robin, 2011; Tilman et al., 2017), estimativas alarmantes sobre a possibilidade de um sexto evento massivo de extinção têm sido consideradas (Briggs, 2017; Ceballos et al., 2015). Com isso muitos ecólogos se perguntam “quão ruim é a crise da biodiversidade?”. Em outras palavras, a biodiversidade está aumentando ou declinando? Este questionamento ressalta a necessidade e a complexidade em identificar quantas espécies existem no planeta e quantas perdemos. Sua complexidade se deve ao fato da biodiversidade ser multidimensional, além de fornecer a base para os bens e serviços ecossistêmicos, de modo que nenhuma métrica isolada da biodiversidade pode capturar todas as suas dimensões (Pereira et al., 2012; Robin, 2011).

Além disso, a complexa interação entre a dinâmica temporal e espacial da natureza, somada à capacidade humana de examiná-la, torna o conhecimento completo de qualquer característica da biodiversidade praticamente inatingível (Ladle & Hortal, 2013). Logo, a escassez de dados e a descrição limitada de padrões e processos mantém lacunas teóricas nas áreas de estudos de ecologia e evolução. Estes déficits de conhecimento (definidos como a lacuna entre o conhecimento existente e o “conhecimento completo” nas áreas de estudo da biologia em um determinado momento do tempo) foram agrupados em sete categorias principais como: sistemático (Déficit Linneano), biogeográfico (Déficit Wallaceano), de biologia populacional (Déficit Prestoniano), de evolução (Déficit Darwiniano), de ecologia funcional (Déficit Raunkierano), de tolerâncias abióticas (Déficit Hutchinsoniano) e de interações ecológicas (Déficit Eltoniano). Estas lacunas não são exclusivas de certos tipos de dados em apenas uma das áreas de estudo na biologia, em vez disso, estão ligados de diversas formas (Hortal et al., 2015a).

O Déficit Linneano afeta diretamente todos os outros, pois representa uma lacuna no conhecimento sobre a unidade básica de estudos em ecologia e evolução. Recentemente, dois pesquisadores australianos levantaram a discussão sobre as implicações na preservação e

conhecimento da biodiversidade, causada pelas mudanças na nomeação e classificação das espécies (Garnett & Christidis, 2017). Segundo os autores, espécies são frequentemente criadas ou descartadas arbitrariamente. De modo que as inconstâncias na classificação das espécies acabam interferindo nas demais áreas de estudo relacionadas, e programas de conservação (Garnett & Christidis, 2017). Embora os autores apresentem uma solução, ao que chamaram de “anarquia taxonômica”, através do estabelecimento de regras rígidas no delineamento das espécies e revisões taxonômicas padronizadas a partir de uma comissão taxonômica liderada pela União Internacional de Ciências Biológicas, a comunidade de taxonomistas em todo o mundo discorda no debate. Em uma publicação envolvendo taxonomistas de 37 países, é destacado a importância da associação de tradicionais análises morfológicas e modernas técnicas moleculares no avanço do conhecimento científico. Portanto, incluir governança e novas burocracias sobre a ciência da taxonomia, restringindo a liberdade taxonômica e seu progresso, contraria os princípios científicos básicos e poderia danificar ainda mais a credibilidade científica, além de impedir o avanço no conhecimento taxonômico das espécies (Thomson et al., 2018).

Sendo assim, um incremento no conhecimento de qualquer aspecto da biodiversidade deve ser acompanhado do preenchimento de lacunas taxonômicas (Bini, Diniz-Filho, Rangel, Bastos, & Pinto, 2006). Já o déficit Wallaceano está intricadamente relacionado aos Déficit Prestoniano e Darwiniano. A falta de informação para um, necessariamente afeta os outros dois. O déficit Darwiniano, por sua vez, é também fortemente influenciado pelos Déficit Eltoniano, Hutchinsoniano e Raunkierano, já que dados limitados sobre interações e respostas ecofisiológicas e características funcionais dificultam a descrição de processos coevolucionários além das características e evolução de nichos (José Alexandre F. Diniz-Filho, Loyola, Raia, Mooers, & Bini, 2013). Além disso, o conhecimento sobre componentes bióticos e abióticos de um nicho e características funcionais de cada espécie estão intimamente associados (Díaz et al., 2007).

Apesar dos esforços para preencher estas lacunas, alguns organismos costumam receber mais atenção do que outros (principalmente plantas e vertebrados), e são mais propensos a obter financiamento ou serem considerados ecologicamente mais importantes, fazendo das espécies carismáticas o foco das pesquisas frequentemente (Martín-López, Montes, Ramírez, & Benayas, 2009; Watson, Chapman, Althor, Kearney, & Watson, 2017). Estas tendências impedem conclusões globais a respeito da biodiversidade como um todo, além de dificultar o desenvolvimento de planos de conservação mais eficientes ao negligenciar espécies mais raras, pequenas e/ou pouco carismáticas que desempenham também funções essenciais no ecossistema (Troudet et al., 2017).

Esse viés em direção à proteção de determinadas espécies é bastante influenciado pelos interesses da sociedade e tem causas e consequências no valor que a sociedade atribui a diferentes táxons (Wilson, Procheş, Braschler, Dixon, & Richardson, 2007). Dessa forma, a subjetividade na escolha do táxon alvo de estudo alimenta outro mecanismo tendencioso, os Dilemas Sociais. Pois o desconhecimento, por parte do público geral, em relação ao papel ecológico de espécies pequenas e/ou pouco conhecidas, interfere no julgamento que a população faz das ameaças de conservação que esses organismos enfrentam (Dilema Público). Dessa forma, os decisores políticos e gestores assumem que (Dilema Político), uma vez protegidos os animais grandes e/ou carismáticos, estes podem atuar como uma espécie de “guarda-chuva”. Partindo da premissa de que os requisitos dessas espécies incorporam os requisitos de muitos coabitantes menos exigentes (Roberge & Angelstam, 2004) e portanto seriam suficientes como uma medida de conservação. Esses dilemas (Público e Político) provocam o subfinanciamento da pesquisa básica e a descrença da contribuição científica por parte dos taxonomistas, fazendo com que o Dilema Científico acabe retroalimentando os dilemas anteriores (Cardoso, Erwin, et al., 2011).

Os interesses interrelacionados da ciência, da opinião pública e das políticas de conservação interferem no grau de esforço e nível de financiamento de pesquisa e estratégias de conservação (Martín-López et al., 2009), contribuindo também para os déficits do conhecimento. Nos últimos anos estes problemas têm sido parcialmente resolvidos, com o apoio de grandes projetos como por exemplo, o “REEF volunteer Fish Survey Project”, que coleta informações sobre a ictiofauna, alguns grupos de invertebrados e de algas em recifes de oceanos temperados, obtidas por mergulhadores autônomos (Garcia-Soto et al., 2017). Essas informações são armazenadas e disponibilizadas em um banco de dados no site do projeto e costumam ser utilizados por uma variedade de agências de financiamento e pesquisadores que buscam compreender melhor a dinâmica desses ambientes e as espécies que os habitam. Esse tipo de iniciativa é conhecido como ciência cidadã e pode diminuir as barreiras do financiamento, além de alimentar o engajamento e interesse público pela biodiversidade e pelas ameaças que enfrentam, favorecendo também grandes projetos que produzem conjuntos de dados de longo prazo.

Uma reconhecida iniciativa de sucesso tem sido o projeto eBird, gerenciado pelo Laboratório de Ornitologia de Cornell (Nova York, Estados Unidos). Com mais de 100 milhões de avistamentos de pássaros anualmente, é considerado o maior projeto de ciência cidadã relacionado a biodiversidade do mundo, documentando a distribuição, abundância, uso de habitat e tendências de aves a partir de um aplicativo móvel gratuito utilizado por observadores do mundo todo (eBird, 2020). De fato, o projeto eBird tem contribuído consideravelmente para

preencher lacunas no conhecimento da biodiversidade de aves: Amano et al. (2016) compararam as taxas de acumulação de registros de ocorrência entre aves e demais grupos taxonômicos entre os anos de 1979 a 2013 armazenados no GBIF (Global Biodiversity Information Facility). No estudo foi demonstrado o quanto o projeto eBird contribuiu para a coleta e compartilhamento de informações mesmo nos países mais pobres em dados, enquanto que para os demais grupos taxonômicos não apenas não melhoraram, como também potencialmente diminuíram as taxas nas últimas décadas (Amano, Lamming, & Sutherland, 2016).

Portanto, o desenvolvimento de iniciativas que fomentem o conhecimento digital acessível (CDA) a respeito da biodiversidade pode contribuir consideravelmente no preenchimento de lacunas no conhecimento básico (taxonômico e biogeográfico), detectando eventos e espécies raras que poderiam ser negligenciadas na ciência e programas de conservação (McKinley et al., 2017). Uma vez que o número e extensão das áreas protegidas estão mudando constantemente, já que na mesma medida em que os governos designam novas áreas eles também as diminuem ou rebaixam o nível de proteção (processo conhecido como PADDD – “Protected Area Downgrading, Downsizing and Degazettement”) (UNEP-WCMC, IUCN, & NGS, 2018), o monitoramento e compreensão das mudanças na biodiversidade faz do conhecimento digital e acessível (CDA) uma ferramenta imprescindível também para a criação de áreas protegidas. Dessa forma, contribuindo para manutenção da biodiversidade e promovendo um melhor gerenciamento e conservação de habitats e o aprimoramento dos serviços ecossistêmicos (C. L. Gray et al., 2016; Li, Powers, Xu, Zheng, & Zhao, 2018).

2.2 Conhecimento Digital Acessível (CDA) e Biodiversidade

Apesar de historicamente termos acumulado conhecimento sobre a biodiversidade em coleções científicas (com quase todas possuindo informações taxonômicas, geográficas e temporais), a disponibilidade destas informações muitas vezes é limitada. Esta limitação se deve a poucas instituições oferecerem acesso digital aberto a informações acerca dos táxons, quer seja por limitação em recursos humanos para digitalização das mesmas, quer seja por opção dos seus respectivos curadores. Com isso o acesso a estas coleções também fica limitado aos pesquisadores locais e àqueles pesquisadores externos que consegue visitar o acervo pessoalmente. Por isso a disponibilidade de informações precisas e acessíveis tem se tornado cada vez mais importante, permitindo acesso às coleções a um público mais amplo de pesquisadores, motivando-os a uma variedade de questionamentos acerca da biodiversidade,

além de assegurar que estas instituições e museus permaneçam na vanguarda da ciência (Nelson & Ellis, 2019).

Neste cenário, a tecnologia digital tem despertado o interesse de cientistas. Vislumbra-se a possibilidade de compilação/conectividade de uma grande quantidade de dados (Big Data), criando uma revolução na maneira que as informações da biodiversidade são obtidas, mantidas, distribuídas e utilizadas (Soberón & Peterson, 2004), além de desempenhar papel fundamental no monitoramento da biodiversidade e no engajamento público digital (Amano et al., 2016; Buckland & Johnston, 2017; Soberón & Peterson, 2004; Wal & Arts, 2015).

O termo Big Data é usado para descrever conteúdo digital massivo, heterogêneo, muitas vezes não estruturado, mas preciso e de rápida captura/análise e valor, representado pelos 5 V's: Volume, Variedade, Veracidade, Velocidade e Valor (Rodríguez-mazahua, Lisbeth Rodríguez-enríquez, Sánchez-Cervantes, Cervantes, García-Alcaraz, & Alor-Hernández, 2016). Em 1999, a partir da recomendação do subgrupo de Informática da Biodiversidade, do Fórum Megascience da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), o Global Biodiversity Informatics Facility (GBIF) foi criado. Sua principal finalidade é permitir aos usuários navegar, depositar e utilizar vastas quantidades de informação sobre a biodiversidade (GBIF, 2020). A partir da compilação destes dados, a plataforma promove a investigação científica e possibilita o rápido crescimento do nosso conhecimento da biodiversidade. A compilação e acesso a estas informações também se tornaram úteis para evitar duplicação de esforços e poupar despesas no levantamento de dados já previamente levantados.

Após mais de uma década, diversas outras iniciativas para a compilação de dados primários da biodiversidade, em bancos de dados padronizados e acessíveis, têm recuperado cada vez mais registros relevantes para o aumento do conhecimento digital acessível (CDA) (Hampton et al., 2013; Nelson & Ellis, 2019). Então a partir do CDA os cientistas buscam quantificar a biodiversidade utilizando métricas fundamentais como riqueza e abundância de espécies (Gotelli & Colwell, 2001; A E Magurran, 2005; Anne E. Magurran, 2004). Com a associação dessas métricas da biodiversidade aos dados ambientais em diferentes resoluções espaciais, os cientistas têm feito predições das distribuições das espécies em muitos estudos macroecológicos através de técnicas de modelagem (Hawkins et al., 2008; Jenkins et al., 2011; Tittensor et al., 2010; Wüest et al., 2019). Dessa forma, estes estudos permitem identificar mudanças nos padrões espaciais de distribuição, e podem nos informar sobre o risco comum, raro ou potencial de extinção, garantindo um efetivo monitoramento, conectividade e proteção das espécies (Jetz et al., 2019).

Estes modelos relacionam observações de campo/espécimes de museu a dados abióticos com o intuito de gerar modelos que expliquem a distribuição probabilística de uma espécie no ambiente, para então prever a diversidade e distribuição das espécies espacialmente (De Marco Jr & De Siqueira, 2009; Randin et al., 2020). Como esses preditores ambientais podem exercer efeitos diretos ou indiretos, e são escolhidos de modo a refletir os principais tipos de influência sobre as espécies (sejam fatores limitantes, distúrbios no ambiente e/ou recursos associados aos organismos), é possível observar diferentes padrões espaciais em diferentes escalas (Guisan & Thuiller, 2005; Guisan et al., 2013; Mateo, Mokany, & Guisan, 2017). Além disso, existem modelos multiespecíficos que permitem explorar as generalidades entre as espécies que compartilham características evolutivas e/ou ecológicas (utilizando informações compartilhadas entre os taxa com base na proximidade filogenética), preenchendo lacunas cruciais no status das espécies (Kindsvater et al., 2018).

Uma vez conhecidas estas distribuições, é possível entender os processos que as definem e avaliar os riscos de extinção e de propagação de espécies invasoras, prever respostas aos impactos humanos e às mudanças climáticas, promovendo um gerenciamento mais efetivo para a proteção das espécies (Gaston K.J., 2000; Hawkins et al., 2008; O'Hara, Afflerbach, Scarborough, Kaschner, & Halpern, 2017a). No entanto, a qualidade e quantidade dos dados, além da resolução e escolha das variáveis, afetam fortemente os resultados de modelos preditivos, e quando se trata de grupos taxonômicos negligenciados, a incerteza e o desconhecimento no que se refere aos dados secundários, mantém esses animais sujeitos as ameaças frequentes (Hernández-Quiroz, Badano, Barragán-Torres, Flores, & Pinedo-Álvarez, 2018; Owens et al., 2013; Troudet et al., 2017). É o que acontece com muito grupos de invertebrados que, embora abundantes, continuam intensamente subrepresentados quanto aos Déficits de conhecimento (Ballesteros-Mejia, Kitching, Jetz, & Beck, 2017; Cardoso, Erwin, et al., 2011; Jose Alexandre Felizola Diniz-Filho, de Marco, & Hawkins, 2010).

2.3 Status do conhecimento de anelídeos marinhos

O Filo Annelida compreende mais de 17000 espécies descritas, incluindo 38 espécies extintas já conhecidas (Z. Q. Zhang, 2013). Nas últimas décadas, o conhecimento sobre as relações filogenéticas dentro do filo tem passado por mudanças (Struck, 2011), e análises moleculares evidenciam que alguns grupos antes considerados filios independentes fazem parte de Annelida. Além disso, com a ordenação sistemática das classes mais antigas sendo revisadas, a antiga classe Polychaeta atualmente apontada como parafilética, passou a ser

sinônimo de Annelida, já que engloba os “Clitellata” (Weigert & Bleidorn, 2016). Portanto, considerando os taxa tradicionalmente referidos como Polychaeta dentro de Annelida, além dos Pogonophora, Vestimentífera (atualmente os Sibognilideos), e os Echiura mais recentemente adicionados, os anelídeos marinhos compreendem a 12.000 espécies descritas (1417 gêneros e 85 famílias), com previsão de mais 5200 espécies serem descobertas ao final deste século (Pamungkas, Glasby, Read, Wilson, & Costello, 2019).

Dentre os invertebrados bênticos, os anelídeos marinhos são um dos grupos dominantes, tanto em termos de abundância, quanto diversidade e biomassa – muito comuns em sedimentos moles e/ou substratos duros associados a algas (Díaz-Castañeda & Reish, 2009; Magalhães & Bailey-Brock, 2014), esponjas (Lattig & Martín, 2011; Paresque & Nogueira, 2014; Sarda, Avila, & Paul, 2002), corais (Ben-Tzvi, Einbinder, & Brokovich, 2006; Martin, Núñez, Riera, & Gil, 2002) entre outros. Em geral, habitam todo o ambiente marinho, desde lamas estuarinas, corais e recifes rochosos, ao leito oceânico e coluna d’água (Rouse, 2004), e algumas espécies podem ser encontradas em fossas profundas se estendendo até a zona hadal (Jamieson, 2015). Parte do sucesso destes animais se deve à plasticidade evolutiva de seus corpos segmentados, à grande variedade de histórias de vida e estratégias de alimentação, o que lhes confere extensa variação morfológica e se reflete na grande diversidade do grupo, tornando sua taxonomia complexa (Coutinho, Teixeira, & Santos, 2018).

O grupo desempenha um papel primordial nos processos de transformação de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e bioturbação, como engenheiros do ecossistema e compoendo também uma importante base alimentar para animais de níveis tróficos superiores (J. S. Gray & Elliot, 2009). Esses animais são alimento de uma enorme variedade de espécies marinhas (diferentes espécies de peixes, crustáceos e outros animais que se alimentam do fundo), ocupando diferentes níveis tróficos, e, portanto, de grande valor para manutenção de ecossistemas aquáticos (Díaz-Castañeda & Reish, 2009; Fauchald & Jumars, 1979; J. S. Gray & Elliot, 2009). Além disso, os anelídeos também têm sido apontados como importantes indicadores da qualidade ambiental (Díaz-Castañeda & Reish, 2009). E diferentes aspectos da sua biologia tem sido utilizados para investigar os impactos em ecossistemas aquáticos, como mudanças na estrutura da comunidade e ocorrência de espécies oportunistas, por exemplo (Day Jr, Byron, Kemp, & Yáñez-Arancibia, 2013; Díaz-Castañeda & Reish, 2009). Estes fatores fazem dos anelídeos marinhos um componente funcional dominante em ecossistemas aquáticos, devido à sua plasticidade e tolerância fisiológica a alterações envolvendo a temperatura, salinidade e oxigênio, além da acumulação de compostos químicos (Coutinho et al., 2018; Giangrande et al., 2017).

O nível de conhecimento sobre este grupo é bastante escasso. Troudet et al., (2017) demonstraram a disparidade entre dados da biodiversidade e preferências sociais na pesquisa entre diferentes grupos, ressaltando os Déficits Linneano e Wallaceano entre os anelídeos. Essa lacuna de informação fica ainda mais evidente quando observamos a disparidade de representação na lista vermelha de espécies da IUCN entre os anelídeos e outros táxons (Collier, Probert, & Jeffries, 2016), até mesmo outros grupos de invertebrados. Em função da emergente preocupação com a segurança alimentar, os grupos melhor representados na lista são insetos polinizadores (Eisenhauer, Bonn, & A. Guerra, 2019), e para os anelídeos a representação é predominantemente de organismos terrestres, caso dos representantes de “Clitellata” (IUCN, 2020).

Apesar do crescente aumento na taxa de descoberta das espécies de anelídeos marinhos, em função do aumento no número de especialistas descrevendo novas espécies (Pamungkas et al., 2019), existem poucos trabalhos voltados para uma avaliação quantitativa e/ou biogeográfica da diversidade de anelídeos. Em sua maioria são estudos locais como o recentemente documentado para as águas Canadense dos oceanos Ártico, Pacífico e Atlântico Norte, onde 1.200 foram registradas para os últimos 150 anos, sendo as águas do Pacífico a região de maior diversidade e 13% das espécies foram relatadas nos três oceanos (Carr, 2012). Houve outros estudos no Pacífico, para a região do Golfo da Califórnia, onde foi reportada a riqueza de 224 espécies (Hernández-Alcántara, Salas-de León, Solís-Weiss, & Monreal-Gómez, 2013), e para a costa do Chile, discutindo sobre padrões de endemismo com uma lista de 178 espécies registradas no país (Moreno, Hernández, Rivadeneira, Vidal, & Rozbaczylo, 2006). No Brasil, aproximadamente 1.400 espécies foram registradas ao longo do litoral (Lana et al., 2017), e muito se discute sobre a necessidade de maior capacitação de recursos humanos para avançar no conhecimento da diversidade dos anelídeos no país.

No Brasil, o Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA) lançou em 2002 a rede SpeciesLink, integrando dados de espécies e espécimes depositados em Museus de História Natural, herbários e outras coleções (CRIA, 2020). Fazem parte deste acervo informações das coleções: Coleção Helmintológica do Instituto Oswaldo Cruz (Fiocruz-CHIOC), Museum of Comparative Zoology (HU-Zoo), Coleção de Anelídeos INPA (INPA-Annelida), Laboratório de Zooplâncton (LabZoo), Zoological collection (NHM-London-ZOO), OBIS Brasil (OBIS_BR), Sistema de Informação do Programa Biota/Fapesp (SinBiota), NMNH Extant Specimen and Observation Records (US-Animalia), Coleção de Polychaeta do Museu de Zoologia da UNICAMP (ZUEC-POL), totalizando para anelídeos marinhos 1.667 espécies (incluindo nomes aceitos, sinônimos e ambíguos) de 43.570 registros (Fiocruz-CHIOC, HU-Zoo, INPA-Annelida, LabZoo, NHM-London-ZOO, OBIS_BR, SinBiota, NMNH, US-Animalia, ZUEC-

POL, 2020). O sistema disponibiliza as informações de modo gratuito na internet, além de promover outras ferramentas de visualização, limpeza e gerenciamento dos dados, incluindo modelagem de distribuição (Nelson & Ellis, 2019).

Impulsionado por esta iniciativa e pela necessidade de um banco de dados integrativo, pesquisadores brasileiros, uruguaios e argentinos criaram a NONATObase (Pagliosa et al., 2014). Esta base de dados é o resultado da compilação de dados da literatura dos registros de ocorrência de espécies de anelídeos marinhos no Atlântico Sudoeste e Península Antártica (Pagliosa et al., 2014). Sua última atualização ocorreu em 2013 e, para a realização deste projeto, está sendo novamente atualizada com a adição de 3.095 novas ocorrências.

Contudo, ainda não existe uma análise espacial robusta considerando a área abrangida pelo banco de dados. Existem outras questões que devem ser levadas em consideração na tentativa de avançar no conhecimento da diversidade deste grupo, especialmente por se tratar de animais com elevado nível de desconhecimento por parte da sociedade, e, portanto, pouco considerados em pautas de conservação. Além disso, mesmo com o bom nível de conhecimento em alguns países, em muitas regiões existem poucos investigadores se dedicando ao estudo dos anelídeos, assim como instituições onde depositar coleções (Díaz-Díaz, Bone, Rodríguez, & Delgado-Blas, 2017).

REFERÊNCIAS

- Amano, T., Lamming, J. D. L., & Sutherland, W. J. (2016). Spatial Gaps in Global Biodiversity Information and the Role of Citizen Science. *BioScience*, 66(5), 393–400. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw022>
- Ballesteros-Mejia, L., Kitching, I. J., Jetz, W., & Beck, J. (2017). Putting insects on the map: near-global variation in sphingid moth richness along spatial and environmental gradients. *Ecography*, 40(6), 698–708. <https://doi.org/10.1111/ecog.02438>
- Ben-Tzvi, O., Einbinder, S., & Brokovich, E. (2006). A beneficial association between a polychaete worm and a scleractinian coral? *Coral Reefs*, 25(1), 98. <https://doi.org/10.1007/s00338-005-0084-3>
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 12(5), 475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Boakes, E. H., McGowan, P. J. K., 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 Biology*, 8(6), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>
- Briggs, J. C. (2017). Emergence of a sixth mass extinction? *Biological Journal of the Linnean Society*, 122, 243–248.
- Buckland, S. T., & Johnston, A. (2017). Monitoring the biodiversity of regions: Key principles and possible pitfalls. *Biological Conservation*, 214(May), 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.034>
- Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., & New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144(11), 2647–2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- Carr, C. M. (2012). Polychaete diversity and distribution patterns in Canadian marine waters. *Marine Biodiversity*, 42(2), 93–107. <https://doi.org/10.1007/s12526-011-0095-y>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human – induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1, 1–5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- 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. <https://doi.org/10.1002/aqc.2710>
- Coutinho, M. C. L., Teixeira, V. L., & Santos, C. S. G. (2018). A Review of “Polychaeta” Chemicals and their Possible Ecological Role. *Journal of Chemical Ecology*, 44(1), 72–94. <https://doi.org/10.1007/s10886-017-0915-z>

- CRIA. Centro de Referência em Informação Ambiental disponível na rede CRIA (<http://www.cria.org.br>) em Janeiro de 2020.
- Day Jr, J. W., Byron, C. C., Kemp, W. M., & Yáñez-Arancibia, A. (2013). *Estuarine Ecology* (Second; J. W. Day Jr, C. C. Byron, W. M. Kemp, & A. Yáñez-Arancibia, eds.). <https://doi.org/10.1038/234422c0>
- De Marco Jr, P., & De Siqueira, M. F. (2009). Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, 5(1–2), 65–76.
- Díaz-Castañeda, V., & Reish, D. J. (2009). Polychaetes in Environmental Studies. In *Annelids in Modern Biology*. <https://doi.org/10.1002/9780470455203.ch11>
- Díaz-Díaz, O., Bone, D., Rodríguez, C. T., & Delgado-Blas, V. H. (2017). *Poliquetos de Sudamérica* (Volumen Es). Cumaná, Venezuela: Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684 LP – 20689. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Diniz-Filho, José Alexandre F., Loyola, R. D., Raia, P., Mooers, A. O., & Bini, L. M. (2013). Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(12), 689–695. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.09.003>
- Diniz-Filho, Jose Alexandre Felizola, de Marco, P., & Hawkins, B. A. (2010). Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3), 172–179. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x>
- eBird. 2020. eBird: An online databse of bird distribution and abundance. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Disponível em: <http://www.ebird.org>. Acesso em Janeiro de 2020.
- Eisenhauer, N., Bonn, A., & A. Guerra, C. (2019). Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications*, 10(1), 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07916-1>
- Fauchald, K., & Jumars, P. a. (1979). The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 17(May), 193–284. <https://doi.org/10.12691/marine-1-1-6>
- Fiocruz-CHIOC, Coleção Helmintológica do Instituto Oswaldo Cruz; HU-Zoo, Museum of Comparative Zoology; INPA-Annelida, Coleção de Anelídeos INPA; LabZoo, Laboratório de Zooplâncton; NHM-London-ZOO, Zoological collection; OBIS_BR, OBIS Brasil; SinBiota, Sistema de Informação do Programa Biota/Fapesp; US-Animalia, NMNH Extant Specimen and Observation Records; ZUEC-POL, Coleção de Polychaeta do Museu de Zoologia da

- UNICAMP. Disponível na rede speciesLink (<http://www.splink.org.br>) em Janeiro de 2020.
- Garcia-Soto, C., Van der Meeren, G. I., Bush, J. A., Delany, J., Domegan, C., Dubsy, K., ... Zielinski, O. (2017). *Advancing Citizen Science for Coastal and Ocean Research* (V. French, P. Kellett, J. Delany, & N. McDonough, eds.). Ostend, Belgium: European Marine Board.
- Garnett, S. T., & Christidis, L. (2017). Taxonomy anarchy hampers conservation. *Nature*, *546*(7656), 25–27. <https://doi.org/10.1038/546025a>
- Gaston K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, *405*, 220–227.
- GBIF. 2020. GBIF Home Page. Disponível em: <http://www.gbif.org>. Acesso em Janeiro de 2020.
- Giangrande, A., Licciano, M., del Pasqua, M., Fanizzi, F. P., Migoni, D., & Stabili, L. (2017). Heavy metals in five Sabellidae species (Annelida, Polychaeta): ecological implications. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(4), 3759–3768. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8089-8>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, *4*(4), 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gray, C. L., Hill, S. L., Newbold, T., Hudson, L., Börger, L., Contu, S., ... Scharlemann, J. P. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, *7*(12306), 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Gray, J. S., & Elliot, M. (2009). *Ecology of Marine Sediments: From science to management* (Second). United States: Oxford University Press.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, *8*, 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hampton, S. E., Strasser, C. A., Tewksbury, J. J., Gram, W. K., Budden, A. E., Batcheller, A. L., ... Porter, J. H. (2013). Big data and the future of ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *11*(3), 156–162. <https://doi.org/10.1890/120103>
- Hawkins, B. A., Rueda, M., & Rodríguez, M. Á. (2008). What do range maps and surveys tell us about diversity patterns? *Folia Geobotanica*, *43*(3), 345–355. <https://doi.org/10.1007/s12224-008-9007-8>
- Hernández-Alcántara, P., Salas-de León, D. A., Solís-Weiss, V., & Monreal-Gómez, M. A. (2013). Geographical patterns in species richness of the benthic polychaetes in the continental shelf of the Gulf of California, Mexican Pacific. *Helgoland Marine Research*, *67*(3), 579–589.

<https://doi.org/10.1007/s10152-013-0345-4>

- Hernández-Quiroz, N. S., Badano, E. I., Barragán-Torres, F., Flores, J., & Pinedo-Álvarez, C. (2018). Habitat suitability models to make conservation decisions based on areas of high species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation*, 27(12), 3185–3200. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1596-9>
- Hoborn, D., Appeltans, W., & Costello, M. J. (2014). Advancing online databases and information systems for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 173, 65–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.008>
- 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(1), 523–549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em Janeiro de 2020.
- Jamieson, A. (2015). Microbes, protists and worms. In *The Hadal Zone: Life in the Deepest Oceans* (Vol. 41, pp. 127–147). Retrieved from <https://doi.org/10.1017/CBO9781139061384>
- Jenkins, C. N., Sanders, N. J., Andersen, A. N., Arnan, X., Brühl, C. A., Cerda, X., ... Dunn, R. R. (2011). Global diversity in light of climate change: The case of ants. *Diversity and Distributions*, 17(4), 652–662. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00770.x>
- Jetz, W., McGeoch, M. A., Guralnick, R., Ferrier, S., Beck, J., Costello, M. J., ... Turak, E. (2019). Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 539–551. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0826-1>
- Kindsvater, H. K., Dulvy, N. K., Horswill, C., Mangel, M., & Matthiopoulos, J. (2018). Overcoming the Data Crisis in Biodiversity Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(9), 676–688. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.06.004>
- Ladle, R., & Hortal, J. (2013). Mapping species distributions: living with uncertainty. *Frontiers of Biogeography*, 5(1), 4–6. <https://doi.org/10.21425/f5fbg12942>
- Lana, P. C., Pagliosa, P. R., Paiva, P. C., Carrerette, O., Paresque, K., Nogueira, J. M. M., ... Fukuda, M. V. . (2017). Polychaetes in Brazil: People and places, past, present and future. In *Poliquetos de Sudamérica: Vol. Volumen Es* (pp. 24–50). <https://doi.org/10.1109/TII.2012.2189221>
- Lattig, P., & Martín, D. (2011). Sponge-associated Haplosyllis (Polychaeta: Syllidae: Syllinae) from the Caribbean Sea, with the description of four new species. *Scientia Marina*, 75(4), 733–758. <https://doi.org/10.3989/scimar.2011.75n4733>
- Li, R., Powers, R., Xu, M., Zheng, Y., & Zhao, S. (2018). Proposed biodiversity conservation areas: gap analysis and spatial prioritization on the inadequately studied Qinghai Plateau,

- China. *Nature Conservation*, 24, 1–20. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20942>
- Magalhães, W. F., & Bailey-Brock, J. (2014). Polychaete assemblages associated with the invasive green alga *Avrainvillea amadelpha* and surrounding bare sediment patches in Hawaii. *Memoirs of Museum Victoria*, 71, 161–168. Retrieved from <http://museumvictoria.com.au/about/books-and-journals/journals/memoirs-of-museum-victoria/>
- Magurran, A. E. (2005). Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology*, 19, 177–181.
- Magurran, Anne E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Malden: Blackwell Science Ltd.
- Martín-López, B., Montes, C., Ramírez, L., & Benayas, J. (2009). What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation*, 142(7), 1370–1380. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.030>
- Martin, D., Núñez, J., Riera, R., & Gil, J. (2002). On the associations between Haplosyllis (Polychaeta, Syllidae) and gorgonians (Cnidaria, Octocorallaria), with the description of a new species. *Biological Journal of the Linnean Society*, 77(4), 455–477. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2002.00117.x>
- Mateo, R. G., Mokany, K., & Guisan, A. (2017). Biodiversity Models: What If Unsaturation Is the Rule? *Trends in Ecology and Evolution*, 32(8), 556–566. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.05.003>
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., ... Soukup, M. A. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15–28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- Moreno, R. A., Hernández, C. E., Rivadeneira, M. M., Vidal, M. A., & Rozbaczylo, N. (2006). Patterns of endemism in south-eastern Pacific benthic polychaetes of the Chilean coast. *Journal of Biogeography*, 33(4), 750–759. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01394.x>
- Nelson, G., & Ellis, S. (2019). The history and impact of digitization and digital data mobilization on biodiversity research. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1763), 2–10. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0391>
- O'Hara, C. C., Afflerbach, J. C., Scarborough, C., Kaschner, K., & Halpern, B. S. (2017). Aligning marine species range data to better serve science and conservation. *PLoS ONE*, 12(5), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175739>
- Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J., ... Peterson, A. T. (2013). Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*, 263, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011>

- Pagliosa, P. R., Doria, G., Misturini, D., Otegui, M. B. P., Oortman, M. S., Weis, W. A., ... Ceci, A. (2014). NONATObase: a database for Polychaeta (Annelida) from the Southwestern Atlantic Ocean. *Database*, 2014, 1–8. <https://doi.org/10.1093/database/bau002>
- Pamungkas, J., Glasby, C. J., Read, G. B., Wilson, S. P., & Costello, M. J. (2019). Progress and perspectives in the discovery of polychaete worms (Annelida) of the world. *Helgoland Marine Research*, 73(4), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s10152-019-0524-z>
- Paresque, K., & Nogueira, J. M. de M. (2014). The genus *Haplosyllis* Langerhans , 1879 (Polychaeta: Syllidae) from northeastern Brazil , with descriptions of two new species. *Marine Biology Research*, 10(6), 554–476. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.841941>
- Pereira, H. M., Navarro, L. M., & Martins, I. S. (2012). Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 25–50. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>
- Randin, C. F., Ashcroft, M. B., Bolliger, J., Cavender-Bares, J., Coops, N. C., Dullinger, S., ... Payne, D. (2020). Monitoring biodiversity in the Anthropocene using remote sensing in species distribution models. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111626. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111626>
- Renner, S. S., Lomolino, M. V., Riddle, B. R., & Brown, J. H. (2006). Biogeography. *Systematic Biology*, 55(4), 696–698. <https://doi.org/10.1080/10635150600899764>
- Roberge, J. M., & Angelstam, P. (2004). Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
- Robin, L. (2011). The rise of the idea of biodiversity: crises , responses and expertise. *Quaderni*, 76, 25–37. <https://doi.org/10.4000/quaderni.92>
- Rodríguez-mazahua, Lisbeth Rodríguez-enríquez, C.-A., Sánchez-Cervantes, J. L., Cervantes, J., García-Alcaraz, J. L., & Alor-Hernández, G. (2016). A general perspective of Big Data: applications, tools, challenges and trends. *The Journal of Supercomputing*, 72(8), 3073–3113. <https://doi.org/10.1007/s11227-015-1501-1>
- Rouse, G. W. (2004). Annelida: Polychaeta. In *Freshwater Invertebrates of the Malaysian Region* (pp. 194–206). Academy of Sciences Malaysia.
- Sarda, R., Avila, C., & Paul, V. J. (2002). An association between a syllid polychaete, *Haplosyllis basticola* n. sp., and the sponge *Ianthella basta*. *Micronesica*, 34(2), 165–175.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2004). Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 359(1444), 689–698. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1439>
- Struck, T. H. (2011). Direction of evolution within Annelida and the definition of Pleistoannelida. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 49(4), 340–345.

<https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2011.00640.x>

- Thomson, S. A., Pyle, R. L., Ah Yong, S. T., Alonso-Zarazaga, M., Ammirati, J., Araya, J. F., ... Zhou, H.-Z. (2018). Taxonomy based on science is necessary for global conservation. *PLoS Biology*, *16*(3), e2005075. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005075>
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, *546*(7656), 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Tittensor, D. P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H. K., Ricard, D., Berghe, E. Vanden, & Worm, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, *466*(7310), 1098–1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>
- 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. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09084-6>
- UNEP-WCMC, IUCN, & NGS. (2018). *Protected Planet Report 2018*. Washington, D.C.
- Wal, V. Der, & Arts, K. (2015). Digital conservation: An introduction. *Ambio*, *44*, 517–521. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0701-5>
- Watson, J. E. M., Chapman, S., Althor, G., Kearney, S., & Watson, J. E. M. (2017). Changing trends and persisting biases in three decades of conservation science. *Global Ecology and Conservation*, *10*, 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.01.008>
- Weigert, A., & Bleidorn, C. (2016). Current status of annelid phylogeny. *Organisms Diversity & Evolution*, *16*(2), 345–362. <https://doi.org/10.1007/s13127-016-0265-7>
- Wilson, J. R. U., 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. <https://doi.org/10.1890/060077.1>
- Wüest, R. O., Zimmermann, N. E., Zurell, D., Alexander, J. M., Fritz, S. A., Hof, C., ... Karger, D. N. (2019). Macroecology in the age of Big Data – Where to go from here? *Journal of Biogeography*, 1–12. <https://doi.org/10.1111/jbi.13633>
- Zhang, C., Chen, Y., Xu, B., Xue, Y., & Ren, Y. (2019). How to predict biodiversity in space? An evaluation of modelling approaches in marine ecosystems. *Diversity and Distributions*, (May), 1–12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12970>
- Zhang, Z. Q. (2013). Animal biodiversity: An update of classification and diversity in 2013. *Zootaxa*, Vol. 3703, pp. 5–11. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3703.1.3>

3 KNOWING THE GAPS: SAMPLING EFFORT AND SPECIES RICHNESS OF MARINE ANNELIDS ALONG THE SOUTHWESTERN ATLANTIC

Authors: Karoline Azevedo^{1*}, Paulo Roberto Pagliosa Alves ², Karla Paresque¹

¹ Institute of Biological Science and Health, Federal University of Alagoas, Campus A. C. Simões, Av. Lourival Melo Mota, S/N, Tabuleiro dos Martins, Maceió, Alagoas, Brazil.

² Center for Physical and Mathematical Sciences. Federal University of Santa Catarina. R. Eng. Agrônômico Andrei Cristian Ferreira, s/n - Trindade, Florianópolis – Santa Catarina, Brazil.

*Corresponding author: karolineakaf@gmail.com

Este segundo capítulo está no formato do periódico Journal of Biogeography.

Abstract

Aim: Systematic analysis of large dataset on biodiversity provides subsidies for a wide range of ecological studies, in addition to information for decision-making by managers, mainly with focus on conservation. However, datasets tend to have large sampling gaps that limit generalizations about biodiversity. Therefore, we analyzed the distribution of marine annelids, evaluating possible spatial asymmetries from data available at NONATObase, recognizing and identifying gaps in current knowledge and possible associated biases.

Location: Southwestern Atlantic coast: we assessed data available on 15 marine ecoregions as defined by Spalding.

Taxon: Marine annelids.

Methods: We assessed if sampling effort is equally distributed among ecoregions. Then, we evaluated through a hurdle model whether distance to nearest research centers and bathymetry could be in the source of putative e asymmetries. In addition, we estimated the potential species richness of each area, and inventory completeness using interpolation/extrapolation curves developed with iNEXT package.

Results: An unequal distribution of sampling effort along the Southwestern Atlantic reflects the unequal distribution of species richness, and according to our analysis this is due to the bias related to nearby research centers. The entire coastline presents high potential diversity of species still unknown, and some areas show a great deficit of knowledge due to absence of sampling effort, probably related to lack of human resources in these areas.

Main conclusion: The results allow us to draw a general conclusion about the level of knowledge or lack of in the spatial patterns of species richness of marine annelids along the Southwestern Atlantic. The spatial inequality in research effort is also reflected in the data aggregation of species richness is under strong effect on nearby research centers, with the “Museum effect” related to the deficit of human resources promoted by social dilemmas such as political and scientific.

Key-word: Social dilemmas. NONATObase. Sampling bias.

3.1 Introduction

In last decades, many studies have explored the distribution of species from large datasets (Mora, Tittensor, & Myers, 2008; Sousa-Baena, Garcia, & Peterson, 2013; Troia & McManamay, 2016), searching to better understand patterns of biodiversity and support more effective species management (Abram et al., 2015; O'Hara, Afflerbach, Scarborough, Kaschner, & Halpern, 2017). However, results have indicated that spatial completeness of the data has direct implications for their respective predictions, and that datasets characterized by large sampling gaps limit generalizations about biodiversity (Boakes et al., 2010; Kindsvater et al., 2018; C. Zhang et al., 2019).

In general, data on all aspects of biodiversity are taxonomically and geographically biased, known as Linnean and Wallacean deficits, respectively (Bini et al., 2006). Our knowledge (or lack of knowledge) of nature tends to be influenced by the way that biological entities are classified and understood for scientific use, since these classifications often reflect the objectives and interests of researchers (Hortal et al., 2015). Several studies have already addressed the interference of unequal sampling effort in the perception of species distribution patterns (Fernandez & Marques, 2017; Menegotto & Rangel, 2018), which may be under the influence of access routes (Oliveira, Paglia, Brescovit, Carvalho, et al., 2016), proximity to research centers (Oliveira, Brescovit, & Santos, 2017), or bathymetry in the case of marine habitats (Duffy & Chown, 2017; Webb, vanden Berghe, & O'Dor, 2010).

In addition, many animal groups can be neglected by social dilemmas. For instance, ecological services provided by most species are unknown to the general public (Public dilemma), which lead decision-makers to disregard their value for conservation actions (Political dilemma), reflecting in the underfunding of basic research for these taxa (Scientific dilemma) (Cardoso, Erwin, et al., 2011). One good example are the invertebrates which are rarely considered in conservation policies, with global efforts depending on some emblematic groups due, in large part, to the umbrella species concept (Martín-López et al., 2009). This is problematic, due to the fact that despite their great abundance in nature, invertebrates are typically the first group to face extinction due to habitat loss and/or disturbance (Cardoso, Borges, Triantis, Ferrández, & Martín, 2011; Muñoz, 2007).

Among marine invertebrates, annelids represent one of the dominant groups, with about 12000 valid species, in 85 families, exhibiting a wide variety of morphology and lifestyles (Pamungkas et al., 2019). In Brazil, knowledge about the taxon has been increasing in the last years with about 1400 species, in 70 families, currently registered for its coast (Lana et al., 2017). This increase led brazilian, uruguayan and argentinean researchers to create a dataset compiling

literature data on the occurrence of annelids from the Southwestern Atlantic (Pagliosa et al., 2014). To transform this dataset in a reliable and applicable source for theoretical and practical research, it is necessary to understand the extent of knowledge gaps and their associated biases. In this context it is possible to apply methods to deal with or explain the intrinsic limitations of data quality and coverage of biodiversity data (Hortal et al., 2015). Yet, there is still no quantitative study on the patterns of spatial distribution and sampling completeness of marine annelids for the entire region.

Therefore, this study aimed to analyze the distribution of marine annelids along the Southwestern Atlantic, evaluating possible spatial asymmetries in sampling effort and richness of species, based on data from the NONATObase. Assuming that possible asymmetries may be due to varying biases, we tested whether distance to the nearest research centers and bathymetry could be influential factors.

3.2 Materials and methods

3.2.1 NONATObase and study area

This study is based on records of marine annelids along the coast of the Southwestern Atlantic, dated from 1859 to 2018, available at the NONATObase (Pagliosa et al., 2014). For greater reliability in the identification of species, only records from taxonomic studies (approximately 30% of the database records) were used. The scientific nomenclature was checked according to the WoRMS website - World Registry of Marine Species (<http://www.marinespecies.org>) consulted in 2020. For the purpose of this study, the marine ecoregions (ERs) defined by Spalding (Spalding, Fox, Allen, Davidson, Ferdaña, Finlayson, Halpern, Jorge, Lombana, Lourie, Martin, Manus, et al., 2007) were used (Fig. 1): Guianan [1], Amazonia [2], Sao Pedro and Sao Paulo Islands [3], Fernando de Noronha and Atoll das Rocas [4], Northeastern Brazil [5], Eastern Brazil [6], Trinidad and Martin Vaz Islands [7], Southeastern Brazil [8], Rio Grande [9], Rio de la Plata [10], Uruguay-Buenos Aires Shelf [11], North Patagonian Gulfs [12], Patagonian Shelf [13], Malvinas / Falklands [14] and Channels and Fjords of Southern Chile [15]. These ERs are areas of great human interest as marine biodiversity thus there is a complex synergy of threats (United Nations Environment Programme, 2006). These areas extend for 200 nautical miles offshore (Spalding, Fox, Allen, Davidson, Ferdaña, Finlayson, Halpern, Jorge, Lombana, Lourie, Martin, McManus, et al., 2007).

3.2.2 Influence of sampling effort and richness patterns

The number of records and species (richness) per spatial unit (cells) was calculated, considering number of records as an indicator of sampling effort. The spatial variation of the sampling effort and the observed richness were expressed on maps with 5 arcmin grid cell (approximately 10 km). This grid cell size was considered ideal because raster maps with larger cells would not reveal gaps in knowledge and could overestimate the quality of data. The percentage of sampled area for each ecoregion was calculated as the sum of the areas of cells with at least one record divided by the total area of the ecoregion. In order to assess whether sampling effort was spatially aggregated, Moran I spatial autocorrelation index was applied.

In addition, the observed frequency of the records was compared with the expected frequency using the chi-square test (X^2) to assess if distribution of the sampling effort was homogeneous among the ERs. The expected values for each region were estimated as follows:

$$\frac{N \text{ total records at Southwestern Atlantic} \times \text{area of the ecoregion}}{\text{total area of Southwestern Atlantic}}$$

Thus, the expected frequency for each ecoregion expresses the null hypothesis that spatial distribution of sampling effort is homogeneous, with number of records in each ER proportional to its respective area.

We assume that sampling effort may be influenced by different biases. In particular, bathymetry and distance to research centers with researchers who work or have worked with the annelids can play an important role in faunal surveys. (It is expected that there will be a greater number of records in shallower depths and in localities close to the research centers) The excess of zeros in too many cells without records can represent both (i) the real absence of species, and (ii) the absence of species due to lack of sampling effort. To address this issue, we used the Hurdle model to assess the relationship among bathymetry and distance to research centers, and number of records.

Weighted distance to research centers was calculated by equation: $DW_e = \frac{\sum d_i w_i}{n \cdot \sum w_i}$ where DW_e is the weighted distance, d_i is the distance to each of the centers, w_i is the number of researchers in that center, $\sum w_i$ is the total number of researchers, and n is the number of records in that spatial unit. Due the historical nature of occurrence records from NONATObase, we also consider the historic of specialists who work or have worked at any time with marine annelids. Therefore, to compose the weighted distance equation, we compiled information from institutions and researchers who contributed to these occurrence records for Brazil, Argentina and Uruguay (see appendices with research centers list). Information of depth values were extract from

MARSPEC website (<http://marspec.weebly.com/>) and used in the format of negative depth values. This model has two components: a 'hurdle' component that takes into consideration the zero counts, and a truncated count component for positive counts (Zeileis, Kleiber, & Jackman, 2008). We modeled the effect of these predictors in relation to the number of records per spatial unit, using a multi-model inference approach we calculated the effect of each predictor, considering the most appropriate hypothesis that explains the distribution of most records. The most appropriate model was selected according to the corrected AIC ($\Delta AICc < 4$) (Burnham, Anderson, & Huyvaert, 2011; Zuur, Ieno, & Elphick, 2010).

There are undetected species in almost every taxonomic inventory, and the simple count of species (empirical/observed) in a sample may underestimate the real richness (observed but not detected) (Chao & Chiu, 2016a). To address this issue, we estimated species richness through interpolated (rarefied) and extrapolated curves, combined with a 95% confidence interval based on 200 bootstraps, guided by an asymptotic richness estimate (Chao & Chiu, 2016a; Chao & Jost, 2012). This method allows for obtaining a percentage of completeness or coverage of the sample (which represents the observed number of species, in each sample size, in relation to the predicted). Therefore, as the empirical richness depends strongly on the sampling effort and sample coverage, the curves were extrapolated to the double of a reference size which was considered as the observed sampling effort for this work. Completeness inventory was obtained by subtracting the final sample coverage value from the unit. This difference represents the probability that a new species previously undetected will be found if the sample is expanded with the addition of a new record (Chao & Jost, 2012; Olszewski, 2004).

Results may differ in quality and reliability between ERs, depending on the number of records. Thus, here we present estimates for ERs with at least 25 records, in order to remove less reliable estimates. All analyzes were performed using Software R version 3.6.1 (R Core Team, 2019), using the "spdep 1.1-2" packages for Moran I index, "pscl 1.5.2" for the Hurdle model; "MuMIn 1.43.6" to compare and select the best model; and "iNEXT 2.0.19" to develop interpolation (rarefaction) and extrapolation curves, besides of completeness.

3.3 Results

A total of 6024 records were analyzed with occurrence of 757 species belonging to 333 genera and 66 families in 203126 spatial units covering 15 marine ERs along the coast of the Southwestern Atlantic (see appendix with species list). The number of records per spatial unit was not randomly distributed in the study area, and Moran Index showed that its distribution was strongly aggregated ($R = 2.14$, $Z = 150.85$, $p < 0.001$) (Fig. 1). Less than 30% of the surface sampled contains one or more records, and at least 10% of that surface comprises single records, or spatial units with one record. The number of records per ER ranged from 1 to 2098, while the number of species ranged from 1 to 349 per ER (Table 1).

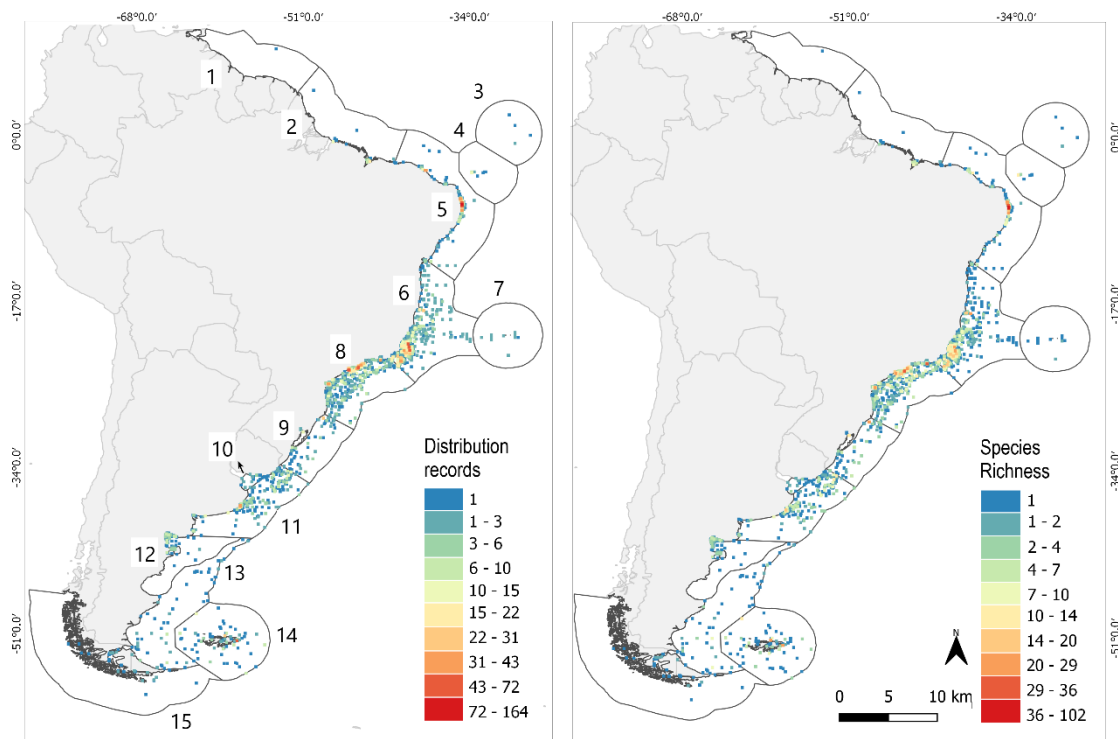


Figure 1. A. Distribution records of marine annelids along the Southwestern Atlantic marine ecoregions (left). B. Marine annelid species richness distributed along the Southwestern Atlantic marine ecoregions (right). The colours indicate the number of records/species in 0.08° grid cells. White grid cells did not show any record at literature. Numbers 1-15 indicate ecoregions from north to south, such as: Guianan [1], Amazonia [2], São Pedro and Sao Paulo Islands [3], Fernando de Noronha and Atoll das Rocas [4], Northeastern Brazil [5], Eastern Brazil [6], Trindad and Martin Vaz Islands [7], Southeastern Brazil [8], Rio Grande [9], Rio de la Plata [10], Uruguay-Buenos Aires Shelf [11], North Patagonian Gulfs [12], Patagonian Shelf [13], Malvinas/Falklands [14] and Channels and Fjords of Southern Chile [15].

Table 1. Observed marine annelid species richness and sampling effort among Southwestern Atlantic marine ecoregions.

Marine ecoregions	Area		Records	Richness	Restricted species ^b	Uniques ^c
	Total (km ²)	Sampled ^a (%)				
<i>Guianan</i>	445133.4	0.02	1	1	-	0.02
<i>Amazonia</i>	537636.5	0.21	63	32	12	0.14
<i>Sao Pedro and Sao Paulo Islands</i>	405012.1	0.08	6	5	-	0.06
<i>Fernando de Noronha and Atoll das Rocas</i>	309996.8	0.22	32	19	10	0.14
Northeastern Brazil	655848	1.19	847	204	101	0.48
Eastern Brazil	629657.2	4.72	2098	216	100	1.10
<i>Trinidad and Martin Vaz Islands</i>	434993	0.18	20	4	-	0.02
Southeastern Brazil	374550.3	6.08	1651	349	155	1.99
<i>Rio Grande</i>	260204.5	1.43	145	96	15	0.72
<i>Rio de la Plata</i>	22453.6	4.04	30	15	-	2.18
<i>Uruguay – Buenos Aires Shelf</i>	365521	3.07	575	113	34	1.52
<i>North Patagonian Gulfs</i>	208047.1	1.84	178	35	7	0.83
<i>Patagonian Shelf</i>	435978	0.74	101	38	3	0.55
<i>Malvinas/Falklands</i>	415009.9	0.71	238	69	31	0.46
<i>Channels and Fjords of Southern Chile</i>	669363.1	0.19	39	18	7	0.14

Total area covered by each marine ecoregion calculated from the sum of the area of the grid cells ($\approx 10\text{km}$) that compose them.

^a Percentage of the marine ecoregion with at least one marine annelid record.

^b Number of species observed only in the marine ecoregion.

^c Percentage of the sampled area with only a single record (compare with the percentage in ^a)

By assessing the distribution of marine annelid records along the Southwestern Atlantic, we found that sampling effort is unevenly distributed. Northeastern Brazil, Eastern Brazil, Southeastern Brazil and Uruguay-Buenos Aires Shelf areas contain together more than 80% of all records, and many of the species have been recorded reported only for these areas (see “Restricted species” Table 1). This result was observed with the homogeneity hypothesis tested among areas, in which the number of observed and expected records for each ER was compared. Showing that Northeastern-, Eastern-, Southeastern Brazil and Uruguay-Buenos Aires Shelf contain significantly more records than expected. On the other hand, other ERs such as

Guyana, Amazonia, Sao Pedro and Sao Paulo Island, Fernando de Noronha and Atoll das Rocas, Trinidad and Martin Vaz Islands, Rio Grande, Patagonian Shelf, Malvinas/Falklands and Channels and Fjords of Southern Chile showed a significantly lower amount than expected ($\chi^2 = 113.07$, $p < 0.001$). Only Rio de la Plata and North Patagonian Gulfs have a number of records according to their area, conform hypothesis. This comparison indicates a non-homogeneity in the sampling effort between the different ERs (Fig. 2) given the total number of records and each ER considered in this study.

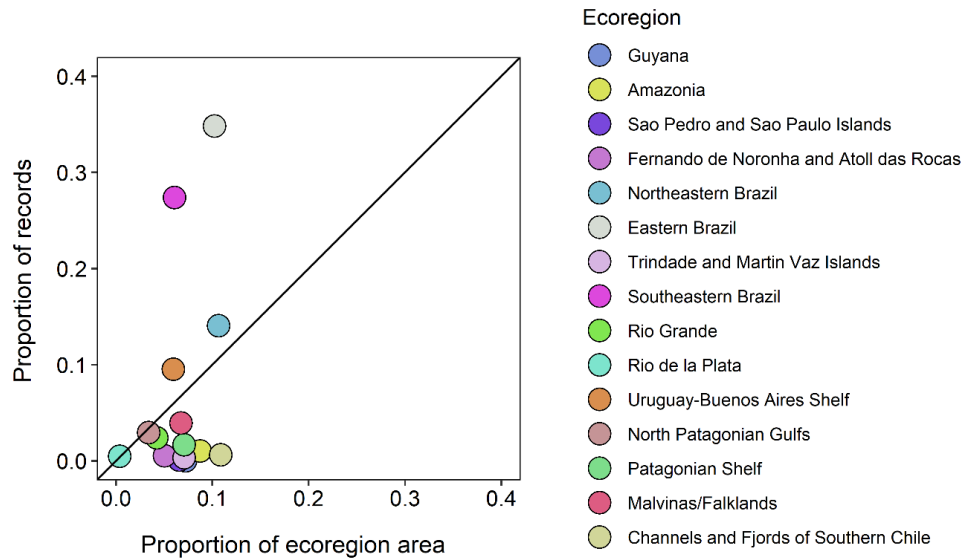


Figure 2. Proportion of all records against the proportion of the total area of the ecoregions. The 1:1 line identifies those areas with proportionately more (points above the line) or less (points below the line) records than expected given their area. This gives a conservative view of under- and over- representation based on the surface of each ecoregion evaluated.

The Hurdle model applied to test the sample bias hypothesis related to research centers explains this scenario. Although the weighted distance and bathymetry did not show a positive or negative relationship with the number of records in relation to the zero counts component. For the positive counts component, when there is a greater number of records, the weighted distance values are lower ($\beta = -3.75$, $p < 0.001$), which in the equation involves not only the distance between centers, but also the number of researchers and records contained in that spatial unit. In opposition, bathymetry show a positive and weak relationship (considering the nature of bathymetry values which are negative) with the number of records ($\beta = 1.05$, $p < 0.001$). In absolute values, 4956 records (82% of the total of 6024 analyzed here) were made at depths less than 200 m (Fig. 3).

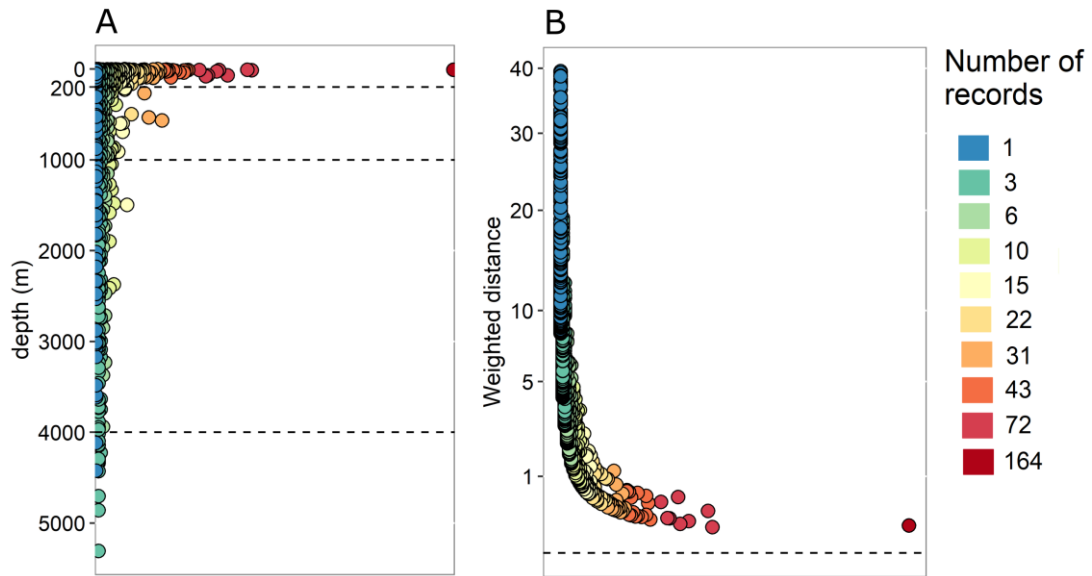


Figure 3. A. Number of records against ocean depth; horizontal dashed lines indicate the divisions into regions defined by depth (Continental Shelf at 200 m; Continental Slope/Mesopelagic at 200-1000 m; Continental Slope/Bathypelagic at 1000-4000 m). B. Number of records against weighted distance values; horizontal dashed line marks the zero point and emphasize the density of records between zero-one. The colors indicate the number of records/species in 0.08° grid cells.

Performance of the interpolation/extrapolation curves (iNEXT) was very heterogeneous among the ERs, as a reflection of the highly uneven sampling effort between these areas, standardization of this measure for direct comparison was impossible. Consequently, uneven distribution of records was strongly reflected in observed patterns of richness, with the number of records and observed richness showing a strong correlation (*Pearson's* $r = 0.92$. $p < 0.001$).

Thus, difference in distribution of observed and estimated richness among areas is evident (Fig. 4), as well as the generalizations of sampling effort on estimated richness. Despite the concentration of records in few areas, none of ERs can be considered saturated in species diversity, since all ERs evaluated potentially have species to be described or recorded according to the completeness inventory and estimated richness. Northeastern-, Eastern-, Southeastern Brazil and Uruguay-Buenos Aires Shelf areas, with high species richness, still show some increase when doubling sampling effort, indicating that there are undetected species to be described. On the other hand, areas such as Rio de la Plata, North Patagonian Gulfs, Patagonian Shelf and Malvinas/Falklands exceed 90% of sample coverage with double the sampling effort,

however they remain with less species richness than areas with same coverage still in the reference sample (interpolated line).

Therefore, caution is needed when considering predictions of estimated richness for some areas such as Amazonia, Fernando de Noronha and Atoll das Rocas, Rio de la Plata and Channels and Fjords of Southern Chile. As the low number of records influences the length of the confidence interval, for these areas the lower limit generated in the curve (base of the shaded area) is very close and/or lower than the observed richness (Chao & Chiu, 2016b). Which means that with double of effort we could increment species richness found in these areas or found nothing. This was observed for the Amazon, Fernando de Noronha and Atoll das Rocas, Rio de la Plata and Channels and Fjords of Southern Chile areas, with relatively scarce data (less than 100 records), extrapolation (dashed line) inevitably generates broader confidence intervals than the others.

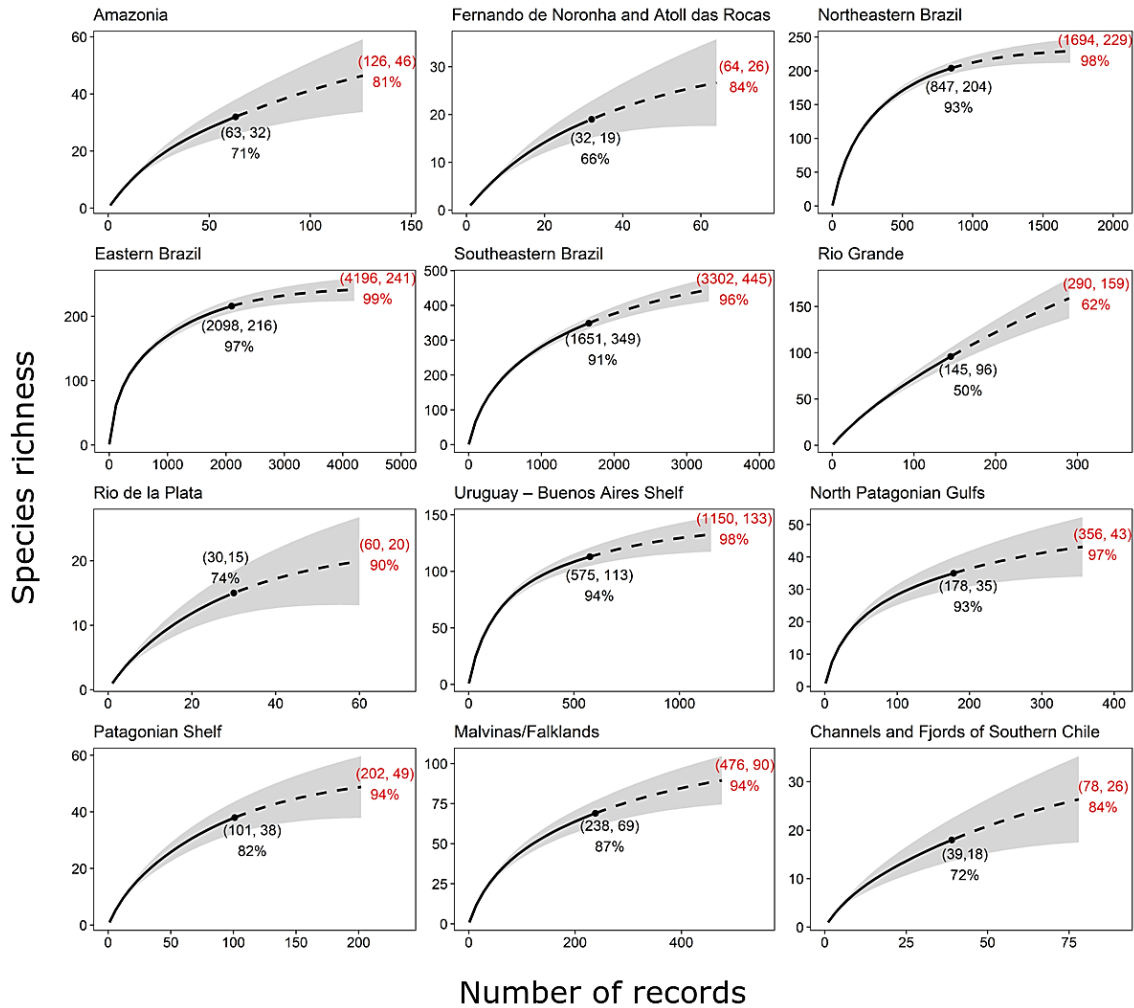


Figure 4. Sample-size-based interpolation (solid lines) and extrapolation (dashed lines) sampling curves with 95% confidence intervals (shaded areas, based on a bootstrap method with 200 replications) comparing species richness for data of twelve areas in Southwestern Atlantic. Observed samples are denoted by the solid dot, with respective values from axis x/y and percentage of sample coverage. The extrapolation extends up to double of sample size. The estimated richness and percentage of sample coverage for each curve is shown at the right-hand end of curve (in red).

In addition, according to completeness inventory, the probability that a new sampled record will report a previously undetected species range from 1-40% ($C = 0.01-0.38$) among the ER assessed (Table 2). Rio Grande bears the largest proportion of undetected species, even with half the sampling effort and number of species than other ERs.

Table 2. Observed records and richness, expected richness by extrapolation and analysis of completeness for each marine ecoregion over the Southwestern Atlantic.

	Records	Species richness		Completeness ^b
		Observed	Expected ^a	
<i>Guianan</i>	1	1	-	-
<i>Amazonia</i>	63	32	46	0.19
<i>Sao Pedro and Sao Paulo Islands</i>	6	5	-	-
<i>Fernando de Noronha and Atoll das Rocas</i>	32	19	26	0.16
<i>Northeastern Brazil</i>	847	204	229	0.02
<i>Eastern Brazil</i>	2098	216	241	0.01
<i>Trinidad and Martin Vaz Islands</i>	20	4	-	-
<i>Southeastern Brazil</i>	1651	349	445	0.04
<i>Rio Grande</i>	145	96	159	0.38
<i>Rio de la Plata</i>	30	15	20	0.10
<i>Uruguay – Buenos Aires Shelf</i>	575	113	133	0.02
<i>North Patagonian Gulfs</i>	178	35	43	0.03
<i>Patagonian Shelf</i>	101	38	49	0.06
<i>Malvinas/Falklands</i>	238	69	90	0.06
<i>Channels and Fjords of Southern Chile</i>	39	18	26	0.16

Values of expected species richness and Completeness were calculated only for areas with at least 25 records.

^{a,b} Calculated by iNEXT package.

3.4 Discussion

Most of the knowledge on the biodiversity of marine annelids in Uruguay and Argentina has historically been due to efforts of foreign experts (Díaz-Díaz et al., 2017), and has been concentrated close to large cities, such as Montevideo and Rocha in Uruguay; and Buenos Aires, Rio Negro and Santa Cruz in Argentina (Lana et al., 2017; Miloslavich et al., 2011). In both countries, studies on the taxon are considered incomplete and currently out of date with only a few projects in taxonomy and ecology supported by national institutions (Díaz-Díaz et al., 2017).

The coasts of Eastern Brazil and Southeastern Brazil concentrates most of the records and research centers. The states of São Paulo, Rio de Janeiro and Paraná hold together more than 50% of the marine biodiversity research groups (Lana et al., 2017; Longo & Amado Filho, 2014), and 3749 records (62% of the total). The pioneer in the study of marine annelids, Prof. Edmundo Ferraz Nonato (1920-2019), based at the Oceanographic Institute of the University of São Paulo, carried out several taxonomic studies with the group and was a great enthusiast and responsible for the formation of the first generation of taxonomists in marine annelids in Brazil. At first, taxonomic and ecological studies were concentrated in the states of São Paulo and Paraná (Lana et al., 2017). Only from the 2000s there is a greater range of studied areas and a considerable increase in the training of human resources specialized in the group (Lana et al., 2017). When comparing the training of human resources and the number of publications with annelids, the southeastern region of Brazil presents more than four times than the total of other regions (Northeast and South) (Lana et al., 2017) over time. This entire history of the emergence, maturation and strengthening of Brazilian annelids science is reflected in the spatial bias of Brazilian inventories for the group, concentrated mainly in the southeastern region of the country.

This reflects the so-called “museum effect”, where areas closest to research centers are the most commonly known (de Gasper, Eisenlohr, & Salino, 2016; Oliveira et al., 2017). Spatial bias can also be caused by ease of access, such as reported for in terrestrial environments where the biodiversity of areas close to highways or navigable rivers are better known (Mair & Ruete, 2016; Oliveira, Paglia, Brescovit, de Carvalho, et al., 2016). In the marine environment, shallower areas are easier to access. In absolute values, of the total of 6024 records, 4956 were taken at depths less than 200 m. However, contrary to what was expected, results of the model do not indicate a strong influence of depth on record distribution. This is possibly due to the majority of spatial units with no record in all bathymetric extracts, plus with the presence of spatial units with up to 15 records in 200-5000 m extracts, especially in the Northeastern and Eastern Brazil areas (where the continental shelf is shorter) southern on the coast of Uruguay and Argentina where continental shelf is greater (Miloslavich et al., 2011). In addition, the set of zeros inflated in extracts up to 200 m and the format of values of bathymetry applied (negative values)

could influenced this result. An analysis considering the Southwestern Atlantic at all depths, and not just the waters delimited by ER, could show the data poverty on the slope and higher depths, and possibly detect bathymetric bias that we do not find here. Deep regions in the marine environment are difficult to reach, and therefore expensive and time-consuming to study. As a result, biodiversity data at greater depths are scarce, with less spatial and historical coverage compared to other habitats (Costello, Lane, Wilson, & Houlding, 2015; Peterson & Herkül, 2019; Tittensor et al., 2010; Webb et al., 2010).

Some recent Brazilian research programs such as the HABITATS/PETROBRAS (Campos Basin Environmental Heterogeneity), AMBES (Marine Environmental Characterization of the Espírito Santos Basin and Northern portion of the Campos Basin), and MARSEAL (Physical-Chemical Characterization of Marine Waters and Geological, Geochemistry and Biological Sediment of the Slope of Sergipe and South of Alagoas) had the purpose of recognizing biodiversity in previously unexplored areas, accessing deeper and unknown places to science (Lana et al., 2017). In these programs, the annelids and other components of the marine benthic fauna were studied by specialists and several taxonomists could be trained.

Such initiatives could be implemented to study biodiversity of the neglected areas pointed here. Other types of incentives, such as financing programs for taxonomic studies, could also encourage the training of human resources and better reveal the marine biodiversity of the Southwester Atlantic. An example that this strategy can generate good products can be recognized in the ER Northeastern Brazil (states of Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe and the northern part of the Bahia coast). This ER is the third in number of records (847 records, Tab. 1), although it does not contain any significant research center in the study of annelids actually. Instead of this, different master and PhD students worked with the marine annelids at some moment during historical development on Brazilian annelids science. For instance, out of the 847 ER records, 590 (~ 70%) are concentrated in only a small area on the beaches of Paraíba and Pernambuco (Fig. 1) and they resulted from the work led by three PhD students at the time (Assis, Alonso, Brito, Santos, & Christoffersen, 2012; Carrerette, 2015; Paresque, 2014). Assis et al. (2012) provided 176 records, 103 species from 32 families, analyzing material from different projects, deposited in the collection of marine invertebrates Paulo Young, Department of Systematics and Ecology, Federal University of Paraíba. Paresque (2014) (283 records, 57 species of the Syllidae family) and Carrerette (2015) (provided 121 records, 27 species of the Sabellidae family and the Terebelliformia group) made these records in their respective doctoral theses, developed at the University of São Paulo, funded by CNPq (National Council for Scientific and Technological Development) and FAPESP (São Paulo State Research Support Foundation).

The current lack of knowledge about the diversity of annelids in Brazil, as well as other components of marine biota, can be associated with social dilemmas. Due to the scientific dilemma, few resources are allocated to the inventory of groups of organisms that policy makers may consider irrelevant (Political dilemma) and whose ecosystemic values are not recognized by the population its (Public dilemma). The National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), which is an organization linked to the Ministry of Science, Technology, Innovations and Communications to encourage research in Brazil created a program for the training of taxonomist. Aimed supply the lack of these professionals and so that the country can manage and learn about Brazilian biodiversity, the program provide resources for more than 150 projects (for two stages in the years 2010 and 2015), however it is a huge challenge contemplate all territorial range and megadiversity of the country. Consequently, these dilemmas have maintained the Wallacean (species distribution) and Linnean (species identification) deficits in most large datasets (Cardoso, Erwin, et al., 2011). Clearly, the solution to resolve these deficits is to invest and encourage studies of biodiversity inventory, in addition to supporting basic science. If this effort does not occur, not only the basic knowledge of the diversity of marine annelids be compromised, but also any measures for their conservation.

The best example of this dilemma is the enormous underrepresentation of annelids in the Red List of species - IUCN, which is an important reference for species threats, but that reproduces a taxonomic bias excluding species of smaller body size and little dispersion ability (Cardoso, Borges, et al., 2011). In general, invertebrates represent only 2% of the species evaluated, while the rate of vertebrates represents almost 70% (Eisenhauer et al., 2019), and when we look at IUCN data for marine annelids, the scenario is worse, with only 0.01% of the annelid species assessed by IUCN (2020).

Another impression of devaluation of the recognition of this diversity is the lack of incentive to create and maintain scientific reference collections of marine invertebrates. In Brazil, although there are some zoological collections with annelids, only the collection of the Zoology Museum of the University of Campinas/UNICAMP (ZUEC) has both specialized curation and digitization and online availability for data consultation. In Argentina, although the two most representative collections, the Natural Sciences Museum de la Plata and the Argentine Museum of Natural Sciences “Bernardino Rivadavia” have specialized curators and accessible data in digital format, with a high number of lots deposited in the collection, both are insufficiently studied, since only 42.9% of the lots are identified at the species level (Díaz-Díaz et al., 2017). In Uruguay, the National Museum of Natural History of Uruguay does not have specific lots of cataloged specimens, but only a general collection of invertebrates. In addition, there are no institutionalized reference collections, only private collections that are most often lost when these

researchers retire (Díaz-Díaz et al., 2017).

In conclusion, the results presented allow us to draw a general conclusion about the level of knowledge or lack of in the spatial patterns of species richness of marine annelids along the Southwestern Atlantic. The spatial inequality in research effort, there are also reflected in the data aggregation of species richness is under strong effect on nearby research centers. This is evident when we look at the research infrastructure and human resources available in areas with the greatest knowledge gap. Therefore, considering that species reported in this assessment represent approximately 6% of the global described fauna for marine annelids (Pamungkas et al., 2019), and all areas assessed have potentially unknown species, we recommend a significant investment and incentive to studies of biodiversity inventory. Support to basic science is necessary specially to reverse the consequences of social dilemmas that support taxonomic and geographic ignorance about the group. Initiatives such as citizen science, effective marketing for scientific dissemination and maintenance of a collaborative network between specialists (Cardoso, Erwin, et al., 2011; Mair & Ruete, 2016; McKinley et al., 2017) are also recommended in order to overcome barriers of social dilemmas that neglect marine annelids and other invertebrates.

3.5 References

- Abram, N. K., Meijaard, E., Wells, J. A., Ancrenaz, M., Pellier, A. S., Runting, R. K., ... Mengersen, K. (2015). Mapping perceptions of species' threats and population trends to inform conservation efforts: The Bornean orangutan case study. *Diversity and Distributions*, 21(5), 487–499. <https://doi.org/10.1111/ddi.12286>
- Assis, J. E. De, Alonso, C., Brito, R. J. De, Santos, A. S. dos, & Christoffersen, M. L. (2012). Polychaetous annelids from the coast of Paraíba state, Brazil. *Revista Nordestina de Biologia*, 21(1), 3–45.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 12(5), 475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Boakes, E. H., McGowan, P. J. K., 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 Biology*, 8(6), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 23–35. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>
- Cardoso, P., Borges, P. A. V., Triantis, K. A., Ferrández, M. A., & Martín, J. L. (2011). Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation*, 144, 2432–2440. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.020>
- Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., & New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144(11), 2647–2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- Carrerette, O. (2015). *Diversity of sedentary polychaetes of the families Terebellidae, Thelepodidae, Polycirridae, Trichobranchidae and Sabellidae (Annelida) along the Brazilian coast, between the states of São Paulo and Paraíba*. University of Sao Paulo.
- Chao, A., & Chiu, C.-H. (2016a). Nonparametric Estimation and Comparison of Species Richness. *ELS. John Wiley & Sons*, 1–11. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>
- Chao, A., & Chiu, C.-H. (2016b). Species Richness: Estimation and Comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1–26. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat03432.pub2>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Costello, M. J., Lane, M., Wilson, S., & Houlding, B. (2015). Factors influencing when species are

- first named and estimating global species richness. *Global Ecology and Conservation*, 4, 243–254. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.001>
- de Gasper, A. L., Eisenlohr, P. V., & Salino, A. (2016). Improving collection efforts to avoid loss of biodiversity: Lessons from comprehensive sampling of lycophytes and ferns in the subtropical atlantic forest. *Acta Botanica Brasílica*, 30(2), 166–175. <https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0292>
- Díaz-Díaz, O., Bone, D., Rodríguez, C. T., & Delgado-Blas, V. H. (2017). *Poliquetos de Sudamérica* (Volumen Es). Cumaná, Venezuela: Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela.
- Duffy, G. A., & Chown, S. L. (2017). Explicitly integrating a third dimension in marine species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, 564, 1–8. <https://doi.org/10.3354/meps12011>
- Eisenhauer, N., Bonn, A., & A. Guerra, C. (2019). Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications*, 10(1), 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07916-1>
- Fernandez, M. O., & Marques, A. C. (2017). Diversity of Diversities: A Response to Chaudhary, Saeedi, and Costello. *Trends in Ecology and Evolution*, 32(4), 232–234. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.013>
- 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(1), 523–549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em Janeiro de 2020.
- Kindsvater, H. K., Dulvy, N. K., Horswill, C., Mangel, M., & Matthiopoulos, J. (2018). Overcoming the Data Crisis in Biodiversity Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(9), 676–688. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.06.004>
- Lana, P. C., Pagliosa, P. R., Paiva, P. C., Carrerette, O., Paresque, K., Nogueira, J. M. M., ... Fukuda, M. V. . (2017). Polychaetes in Brazil: People and places, past, present and future. In *Poliquetos de Sudamérica: Vol. Volumen Es* (pp. 24–50). <https://doi.org/10.1109/TII.2012.2189221>
- Longo, L. de L., & Amado Filho, G. M. (2014). Knowledge of Brazilian benthic marine fauna throughout time. *História, Ciências, Saúde-Manguinhos*, 21(3), 995–1010. <https://doi.org/10.1590/s0104-59702014000300011>
- Mair, L., & Ruete, A. (2016). Explaining spatial variation in the recording effort of citizen science data across multiple taxa. *PLoS ONE*, 11(1), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147796>

- Martín-López, B., Montes, C., Ramírez, L., & Benayas, J. (2009). What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation*, *142*(7), 1370–1380. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.030>
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., ... Soukup, M. A. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, *208*, 15–28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- Menegotto, A., & Rangel, T. F. (2018). Mapping knowledge gaps in marine diversity reveals a latitudinal gradient of missing species richness. *Nature Communications*, *9*(1), 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07217-7>
- Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernández, C. E., Bigatti, G., Campos, L., ... Martín, A. (2011). Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: Knowledge and gaps. *PLoS ONE*, *6*(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>
- Mora, C., Tittensor, D. P., & Myers, R. A. (2008). The completeness of taxonomic inventories for describing the global diversity and distribution of marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *275*(1631), 149–155. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1315>
- Muñoz, J. (2007). Biodiversity conservation including uncharismatic species. *Biodiversity and Conservation*, *16*(7), 2233–2235. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9147-1>
- O'Hara, C. C., Afflerbach, J. C., Scarborough, C., Kaschner, K., & Halpern, B. S. (2017). Aligning marine species range data to better serve science and conservation. *PLoS ONE*, *12*(5), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175739>
- Oliveira, U., Brescovit, A. D., & Santos, A. J. (2017). Sampling effort and species richness assessment: a case study on Brazilian spiders. *Biodiversity and Conservation*, *26*, 1481–1493. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1312-1>
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., Carvalho, C. J. B. De, Silva, D. P., Rezende, D. T., ... Santos, A. J. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, 1–13. <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J. B., Silva, D. P., Rezende, D. T., ... Santos, A. J. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, *22*(12), 1232–1244. <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>
- Olszewski, T. D. (2004). A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. *Oikos*, *104*, 377–387.
- Pagliosa, P. R., Doria, G., Misturini, D., Otegui, M. B. P., Oortman, M. S., Weis, W. A., ... Ceci, A. (2014). NONATObase: a database for Polychaeta (Annelida) from the Southwestern Atlantic Ocean. *Database*, *2014*, 1–8. <https://doi.org/10.1093/database/bau002>

- Pamungkas, J., Glasby, C. J., Read, G. B., Wilson, S. P., & Costello, M. J. (2019). Progress and perspectives in the discovery of polychaete worms (Annelida) of the world. *Helgoland Marine Research*, 73(4), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s10152-019-0524-z>
- Paresque, K. (2014). *Diversity of Syllidae (Polychaeta: Annelida) on hard substrates off the State of Paraíba and Pernambuco, northeastern Brazil*. University of Sao Paulo.
- Peterson, A., & Herkül, K. (2019). Mapping benthic biodiversity using georeferenced environmental data and predictive modeling. *Marine Biodiversity*, 49(1), 131–146. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0765-5>
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Sousa-Baena, M. S., Garcia, L. C., & Peterson, A. T. (2013). Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. *Diversity and Distributions*, 20(4), 369–381. <https://doi.org/10.1111/ddi.12136>
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. A. X., ... Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), 573–583.
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., ... Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/b570707>
- Tittensor, D. P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H. K., Ricard, D., Berghe, E. Vanden, & Worm, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466(7310), 1098–1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>
- Troia, M. J., & McManamay, R. A. (2016). Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4654–4669. <https://doi.org/10.1002/ece3.2225>
- United Nations Environment Programme. (2006). *Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-being: A Synthesis Report Based on the Findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. Nairobi.
- Webb, T. J., vanden Berghe, E., & O'Dor, R. (2010). Biodiversity's big wet secret: The global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. *PLoS ONE*, 5(8), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010223>
- Zeileis, A., Kleiber, C., & Jackman, S. (2008). Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software*, 27(8), 1–25. <https://doi.org/10.18637/jss.v027.i08>
- Zhang, C., Chen, Y., Xu, B., Xue, Y., & Ren, Y. (2019). How to predict biodiversity in space? An evaluation of modelling approaches in marine ecosystems. *Diversity and Distributions*, (May), 1–12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12970>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos mostram a importância de incentivo a ciência básica e colaboração entre especialistas. Apesar da existência de uma base de dados com informações especializadas em anelídeos marinhos, é evidente a relação entre a ausência de esforço amostral e deficiência nos recursos humanos para estudos com o grupo nessas regiões. Isso demonstra também o quanto a manutenção desse tipo de ferramenta é necessária para acompanhar o quanto sabemos sobre a diversidade de anelídeos. E, para isso é necessário também a manutenção/criação de vastas coleções com curadoria especializada, além de iniciativas que incorporem o público geral no reconhecimento de animais de pequeno porte, pouco carismáticos e cujo papel ecológico é até então desconhecido para a maioria.

Além disso, o estudo serve como base para abordagens que utilizem ferramentas de modelagem de distribuição, considerando o nível de incerteza em algumas regiões, que apresentaram estimativas de riqueza com amplos intervalos de confiança. Possibilitando preencher as lacunas descritas aqui, com análises mais sofisticadas, através de modelos multiespecíficos que incorporem as características compartilhadas (proximidade filogenética) entre as espécies listadas neste estudo, para predizer o padrão de distribuição dos anelídeos.

Apêndices

Devido ao grande volume de informações, o apêndice foi anexado separadamente em documento formato Excel. No apêndice consta:

- i. ABA1. Lista de espécies dos anelídeos marinhos utilizados neste trabalho com: código AphiaID, nomenclatura aceita, autor da espécie, Classe-Ordem-Família-Gênero a que pertencem.
- ii. ABA2. Distribuição por espécie entre as ecorregiões avaliadas. Incluindo lista por ecorregião de espécies encontradas estritamente naquela área.
- iii. ABA3. Todas as ocorrências dos anelídeos marinhos utilizados neste trabalho com: ID da unidade espacial, Longitude e Latitude, tipo de amostrador utilizado na coleta, ano da coleta ou publicação.
- iv. ABA4. Lista dos centros de pesquisa utilizados na análise do viés de amostragem com: Longitude e Latitude, nacionalidade, nome/sigla do centro, número de pesquisadores especialistas que trabalham ou trabalharam com os anelídeos.