



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

WILMA IZABELLY ANANIAS GOMES

**ATRIBUTOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE POLYCHAETA COMO
FERRAMENTAS ECOLÓGICAS PARA O MONITORAMENTO DE ESTUÁRIOS
TROPICAIS**

CAMPINA GRANDE-PB

2020

WILMA IZABELLY ANANIAS GOMES

**ATRIBUTOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE POLYCHAETA COMO
FERRAMENTAS ECOLÓGICAS PARA O MONITORAMENTO DE ESTUÁRIOS
TROPICAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como parte de requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Engenharia ambiental.

Área de concentração: Qualidade de sistemas ambientais.

ORIENTADOR (A): PROF^a. DR^a. JOSELINE MOLOZZI.

CAMPINA GRANDE-PB

2020

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

G633a Gomes, Wilma Izabelly Ananias.
Atributos taxonômicos e funcionais de polychaeta como ferramentas ecológicas para o monitoramento de estuários tropicais [manuscrito] / Wilma Izabelly Ananias Gomes. - 2020.
83 p. : il. colorido.
Digitado.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.
"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS."
1. Ecossistema costeiro. 2. Qualidade ambiental. 3. Macrofauna estuarina. 4. Diversidade funcional. I. Título
21. ed. CDD 577

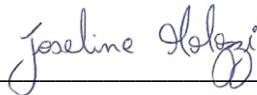
WILMA IZABELLY ANANIAS GOMES

ATRIBUTOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE POLYCHAETA COMO
FERRAMENTAS ECOLÓGICAS PARA O MONITORAMENTO DE ESTUÁRIOS
TROPICAIS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, como parte de
requisitos necessários para obtenção do título de
Doutor em Engenharia ambiental.

Aprovada em: 27 / 04 / 2020

BANCA EXAMINADORA



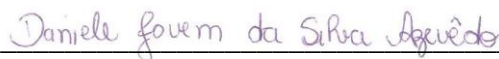
Prof^a. Dr^a. Joseline Molozzi (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba- UEPB



Prof^a. Dr^a. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Universidade Estadual da Paraíba- UEPB



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Universidade Estadual da Paraíba- UEPB



Prof^a. Dr^a. Daniele Jovem da Silva Azevêdo
Universidade Federal de Campina Grande- UFCG



Prof^a. Dr^a. Silvia Vendruscolo Milesi
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões no Rio Grande do Sul- URI

*A Deus, que concebeu o dom da vida e que me sustenta
nos momentos de aflições.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A palavra hoje é GRATIDÃO!

Sou muito grata a Deus por tudo que tem feito em minha vida, até pelas coisas que ainda não compreendo o real sentido de terem acontecido. Se hoje estou escrevendo estes agradecimentos, certamente é porque Deus me sustentou nos momentos de aflições, me dando força e coragem para superar cada obstáculo e caminhar até aqui. A caminhada não foi fácil nem nunca será, mas quando colocamos amor naquilo que fazemos tudo fica mais leve!

Aos meus pais Washington Alves Gomes (In memoriam) e Luzia Borges Ananias Gomes que diante de tantas limitações não mediram esforços para me educar e transmitir princípios e valores que levo sempre comigo, sou eternamente grata por tudo, amo vocês!

Ao meu noivo Fábio Cavalcante (In memoriam) que partiu há 9 meses de forma tão inesperada e dolorosa, antes que eu realizasse o nosso sonho, o de me tornar doutora em engenharia ambiental. Você foi embora e levou consigo um pedaço de mim, me deixando completamente sem rumo e com a missão de realizar sozinha um sonho que antes era nosso. Você foi um dos meus maiores incentivadores, me ouvia quando estava estressada com as disciplinas ou com alguma análise estatística, me aconselhava nos dias tristes, sorria junto comigo nos momentos de felicidade, me dava bronca quando eu reclamava da biomassa (rsrsr), me amava. A sua ausência ainda dói e não sei até quando irá doer, mas sempre serei “a sua doutora”! Obrigada pelos 8 anos que passamos juntos, Amo você!

A minha orientadora Joseline Molozzi a qual tenho imenso orgulho, carinho, respeito e admiração! Muito obrigada pela oportunidade de trabalhar contigo desde a época da graduação e estender nossa relação além dos muros da universidade. Obrigada por confiar em mim, pelos ensinamentos transmitidos, conselhos partilhados e desafios lançados! Você é um exemplo de ser humano e profissional, a qual me inspiro. Serei eternamente grata por tudo!

Ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental-UEPB e aos Professores que se empenharam em partilhar seus conhecimentos e experiências no decorrer do curso.

A Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos pelo auxílio financeiro nas coletas de campo e apoio logístico nas coletas realizadas no estado de Pernambuco. Muito obrigada pela parceria!

Aos professores Dr. José Etham de Lucena Barbosa e Dr^a. Beatriz Susana Ovruski que participaram da construção deste trabalho como membros da banca avaliadora desde o projeto, muito obrigada!

A Prof^á. Dr^a. Silvia Milese pelas contribuições no exame de qualificação e por ter aceito o convite de participar da banca de avaliação da Tese. Sempre aprendo demais com você!

A minha amiga e parceira de trabalho durante a graduação e mestrado, Prof^á. Dr^a. Daniele Jovem da Silva Azevêdo, por sua preciosa amizade e por ter aceito o convite de fazer parte da banca de avaliação da Tese!

A Carlinda, Francieli, Daleska e Milena que estiveram diretamente envolvidas na coleta e processamento das amostras. Obrigada por fazerem meus dias mais leves durante o longo período necessário para o processamento das amostras. Sem vocês seria impossível a construção deste trabalho.

A todos do Laboratório de Ecologia de Bentos, em especial a Monalisa, Luana, Eralayne e Sara que auxiliaram no processamento das amostras!

Aos técnicos do laboratório, em especial a Adriano que sempre esteve disposto a ajudar nas análises físicas e química da água. Agradeço também a Clímelia pela colaboração!

Ao barqueiro Luiz Carlos, mais conhecido por POP que esteve presente alegrando todas as coletas e ao Prof. André Pessanha pelo empréstimo do barco!

As minhas irmãs Larissa Izabella e Wiliane Izabel que mesmo distante sei que torcem pelo meu sucesso e os meus sobrinhos Maria Izabel e João Victor que chegaram para alegrar a nossa família. Amo vocês!

A minhas tias Mariza, Lourdes e Inez que sempre torceram pelo meu sucesso.

Aos meus primos André, Samira, Luciana, Artur e especialmente a Priscila, por estarem comigo no momento mais difícil que vivi até hoje que foi a morte de Fábio. Agradeço todo carinho, amor e atenção!

A minhas amigas Vanessa, Bárbara e Gabriela por estarem ao meu lado em todos os momentos!

A Márcia, Romildo, Léo, Ana Lígia, Silvana, Kelly, Dindo, Melchior pela amizade de vocês!

Sou imensamente grata e todos vocês!

*Quando tudo for escuro e nada iluminar.
Quando tudo for incerto e você só duvidar.
É hora do recomeço. Recomece a acreditar.*

*Quando a estrada for longa e seu corpo fraquejar.
Quando não houver caminho nem um lugar pra chegar.
É hora do recomeço. Recomece a caminhar.*

*Quando o mal for evidente e o amor se ocultar.
Quando o peito for vazio e o abraço faltar.
É hora do recomeço. Recomece a amar.*

*Quando você cair e ninguém lhe amparar.
Quando a força do que é ruim conseguir lhe derrubar.
É hora do recomeço. Recomece a levantar.
E quando a falta de esperança decidir lhe açoitar.
Se tudo que for real for difícil suportar.
É hora do recomeço. Recomece a sonhar.*

Bráulio Bessa

RESUMO

O balanço entre entrada de água doce e a evaporação, pode ser utilizado para classificar os estuários em positivos e inversos. Os estuários positivos possuem salinidade menor a montante (drenagem continental), enquanto os estuários inversos os menores valores de salinidade são encontrados a jusante (próximo ao mar). Apesar de diferirem quanto ao gradiente salino, ambos os estuários são ecossistemas produtivos, biodiversos e dinâmicos, embora as ações antrópicas vêm colocando em risco esse status. Nesse contexto, é fundamental que programas de biomonitoramento adotem métodos que forneçam resultados precisos, rápidos e de baixo custo para avaliar a qualidade ambiental de estuários. Além disso, compreender a relação entre a riqueza taxonômica e a diversidade funcional é fundamental, tendo em vista as modificações que os impactos antrópicos exercem sobre a biodiversidade. Desde modo, o **capítulo 1** objetivou testar a eficiência de peneiras com malha de 1mm e a combinação entre as malhas 1 + 0,5 mm em estimar a composição e estrutura da fauna de Polychaeta ao longo do gradiente estuarino durante os períodos chuvoso e seco. Os principais resultados indicam que a inclusão dos dados da malha de 0,5 mm não aumenta o poder estatístico na detecção de diferenças significativas na estruturada da fauna de Polychaeta ao usar a malha de 1 mm ou as malhas combinadas. No entanto, os táxons exclusivos da malha de 0,5 mm podem contribuir com informações essenciais, especialmente quando a avaliação é feita puramente com base na riqueza taxonômica. Portanto, sugerimos que a malha de 1 mm pode ser utilizada em estudos de biomonitoramento de estuários tropicais, desde que a avaliação seja feita com base na combinação entre atributos estruturais e índices de diversidade. O **capítulo 2** objetivou avaliar a relação da riqueza taxonômica (S) com a riqueza funcional ($FRic$), uniformidade funcional ($FEve$), divergência funcional ($FDiv$) e redundância funcional ($FRed$) de Polychaeta em estuários tropicais típico e estuários tropicais semiárido, nordeste do Brasil. Os principais resultados mostram que nos estuários tropicais semiárido a $FRic$ aumentou com a riqueza taxonômica, pois novas combinações de categorias funcionais foram acrescentadas a comunidade, ocasionando também a redução da $FRed$. A $FEve$ e $FDiv$ reduziram com a riqueza taxonômica, sugerindo o aumento na sobreposição funcional da comunidade. Enquanto nos estuários tropicais típico, apenas a $FRic$ mostrou relação positiva significativa, os demais componentes funcionais não estiveram relacionados com a riqueza

taxonômica. Portanto, os componentes da diversidade funcional respondem de diferentes maneiras a riqueza taxonômica, dependendo da intensidade de distúrbios antrópicos ao qual cada ecossistema está submetido. Portanto, os dados gerados ao final da tese contribuem com informações inéditas e de grande relevância para a comunidade científica e os gestores de órgãos ambientais no Brasil e no mundo.

PALAVRAS-CHAVE: atributo funcional, bioindicador, divergência funcional, eficiência de malhas, ecossistema costeiro, qualidade ambiental, macrofauna estuarina, riqueza taxonômica, riqueza funcional, redundância funcional, traits, uniformidade funcional

ABSTRACT

The balance between fresh water input and evaporation can be used to classify estuaries as positive and inverse. Positive estuaries have a progressive saline gradient downstream of the sea, while in inverse estuaries the highest salinity values are found upstream of the sea. Although they differ in terms of the saline gradient, both estuaries are productive, biodiverse and dynamic ecosystems, although human actions have been putting this status at risk. In this context, it is essential that biomonitoring programs adopt methods that provide accurate, fast and low-cost results to assess the environmental quality of estuaries. In addition, understanding the relationship between taxonomic wealth and functional diversity is fundamental, in view of the changes that human impacts have on biodiversity. Thus, chapter 1 aimed to test the efficiency of sieves with 1 mm mesh and the combination of 1 + 0.5 mm meshes in estimating the composition and structure of the Polychaeta fauna along the estuarine gradient during the rainy and dry periods. The main results indicate that the inclusion of the 0.5 mm mesh data did not increase the statistical power in detecting significant differences in the structure of the Polychaeta fauna when using the 1 mm mesh or combined meshes. However, exclusive taxa of the 0.5 mm mesh can contribute with essential information, especially when the assessment is made purely based on taxonomic wealth. Therefore, we suggest that the 1 mm mesh can be used in biomonitoring studies in tropical estuaries, as long as the assessment is made based on the combination of structural attributes and diversity indexes. Chapter 2 aimed to evaluate the relationship between taxonomic richness (S) with functional richness (FRic), functional uniformity (FEve), functional divergence (FDiv) and functional redundancy (FRed) of Polychaeta in typical tropical estuaries and tropical semiarid estuaries, northeast of Brazil. The main results show that in the semi-arid tropical estuaries, FRic increased with taxonomic richness, as new combinations of functional categories were added to the community, also causing the reduction of FRed. FEve and FDiv decreased with taxonomic wealth, suggesting an increase in the functional overlap of the community. While in typical tropical estuaries, only FRic showed a significant positive relationship, the other functional components were not related to taxonomic richness. Therefore, the components of functional diversity respond in different ways to taxonomic wealth, depending on the intensity of anthropogenic disturbances in each ecosystem. The data

generated at the end of the thesis contribute with unprecedented information of great relevance to the scientific community and the managers of environmental agencies in Brazil and worldwide.

KEY WORDS: functional attribute, bioindicator, functional divergence, mesh efficiency, coastal ecosystem, environmental quality, estuarine macrofauna, taxonomic richness, functional richness, functional redundancy, functional uniformity

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

FIGURA 1- Localização dos estuários e seus respectivos pontos (1 a 12) e zonas de amostragem (Z I; Z II; Z III; Z IV). Estuário do Mamanguape (A) e Estuário do Paraíba do Norte (B), estado da Paraíba, Nordeste do Brasil..... 39

FIGURA 2- Proporção da contribuição da densidade, biomassa e riqueza taxonômica de Polychaeta retida na malha de 1mm e malha 0,5 mm, durante os períodos chuvoso e seco nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Paraíba, Nordeste do Brasil..... 42

FIGURA 3- Resultados da análise "non-metric Multidimensional Scaling Analysis"(nMDS) baseados na densidade e biomassa de Polychaeta, considerando a malha de 1mm e as malhas combinadas 1+0,5mm. Sendo: (A1*; A2*) densidade Mamanguape, (A3**; A4**) densidade Paraíba do Norte; (B1*; B2*) biomassa Mamanguape, (B3**; B4**) biomassa Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil..... 43

FIGURA 4- Box plots da densidade (A), biomassa (B) e riqueza taxonômica (C) de poliquetas coletados nos estuários Mamanguape (*) e Paraíba do Norte (**), Nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham uma letra são significativamente diferentes (“teste post-hoc”).....45

FIGURA 5- Box plots dos índices de Shannon-Wiener (A), Pielou (B), Margalef (C) e Simpson (D) de Polychaeta coletados nos estuários Mamanguape (*) e Paraíba do Norte (**), Nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham uma letra são significativamente diferentes (“teste post-hoc”).....46

Capítulo 2

FIGURA 1- Hipóteses propostas para avaliar a relação entre a riqueza taxonômica e os componentes funcionais: riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional em estuários tropicais típico (A) e estuários tropicais semiárido (B), nordeste do Brasil..... 62

FIGURA 2- Localização dos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte (Paraíba); Passos (Pernambuco); Galinhos, Casqueira e Tubarão (Rio Grande do Norte) e seus respectivos pontos de amostragem, Nordeste do Brasil..... 64

FIGURA 3- Valores das medidas de diversidade taxonômica e funcional de poliquetas calculadas para cada site distribuídos nos estuários tropicais típico e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham as mesmas letras são significativamente diferentes (ANOVA, one way). (A) Riqueza taxonômica; (B) Riqueza funcional; (C) Uniformidade funcional; (D) Divergência funcional e (E) Redundância funcional. ETT= estuários tropicais típicos; ETS= estuários tropicais semiáridos..... 70

FIGURA 4- Resultados das análises de regressão entre a riqueza taxonômica como os componentes da diversidade funcional de poliquetas coletados em estuários tropicais típicos e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. Onde: (A, E) Riqueza funcional; (B, F) Uniformidade funcional; (C, G) Divergência funcional; (D, H) Redundância funcional..... 71

FIGURA 1 (Material suplementar) - Lista de poliquetas presentes nos estuários tropicais típico e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. Os quadrados indicam a presença do gênero independente de sua abundância e os círculos indicam a ausência do táxon..... 82

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

TABELA 1- Resultados das análises de PERMANOVA para densidade, biomassa, riqueza taxonômica, índice de Shannon-Wiener, índice de Pielou, índice de Margalef e índice de Simpson de Polychaeta coletados nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil..... 44

TABELA 2- Resultados das análises SIMPER para a composição de até 98% da fauna de Polychaeta coletada durante os períodos chuvoso e seco, nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil. (**) dados não representados..... 47

Capítulo 2

TABELA 1- Atributos e categorias funcionais utilizados para calcular a diversidade funcional de Polychaeta em estuários tropicais típicos e estuários tropicais semiárido, nordeste do Brasil..... 67

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	16
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	17
2. REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL.....	24

CAPÍTULO 1- Efeito da seleção do tamanho das malhas de peneiras sobre a composição e estrutura de Polychaeta em estuários tropicais: implicações para o biomonitoramento.....	32
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------

RESUMO.....	34
--------------------	-----------

ABSTRAT.....	35
---------------------	-----------

1. INTRODUÇÃO	36
----------------------------	-----------

2 MATERIAIS E MÉTODOS	38
------------------------------------	-----------

2.1 Área de estudo	38
--------------------------	----

2.2 Locais de amostragem e períodos de coleta	40
-----------------------------------------------------	----

2.3 Polychaeta.....	40
---------------------	----

2.4 Análise de dados.....	40
---------------------------	----

3. RESULTADOS.....	41
---------------------------	-----------

4. DISCUSSÃO.....	48
--------------------------	-----------

REFERÊNCIAS.....	50
-------------------------	-----------

CAPÍTULO 2- Como as medidas de diversidade funcional respondem a diversidade taxonômica de Polychaeta em estuários de clima tropical típico e tropical semiárido?.....	55
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------

RESUMO.....	57
--------------------	-----------

ABSTRAT.....	58
---------------------	-----------

1. INTRODUÇÃO	60
----------------------------	-----------

2 MATERIAIS E MÉTODOS	64
------------------------------------	-----------

2.1 Área de estudo	64
--------------------------	----

2.2 Locais de amostragem e períodos de coleta	65
-----------------------------------------------------	----

2.3 Diversidade taxonômica e funcional de Polychaeta.....	65
-----------------------------------------------------------	----

2.4 Análise de dados.....	67
---------------------------	----

3. RESULTADOS.....	68
4. DISCUSSÃO.....	72
5. CONCLUSÃO.....	75
REFERÊNCIAS.....	75
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	82
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	83

APRESENTAÇÃO

Esta tese teve como principais objetivos i) testar a eficiência de peneiras com malha de 1mm e a combinação entre as malhas 1 + 0,5 mm em estimar a composição e estrutura da fauna de Polychaeta ao longo do gradiente estuarino durante os períodos chuvoso e seco em estuários tropicais e ii) avaliar a relação da riqueza taxonômica com a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional de Polychaeta em estuários tropicais. Portanto, a tese contribui com informações que possibilitam o conhecimento mais aprofundado sobre a eficiência de peneiras com malhas de diferentes aberturas em refletir a composição e estrutura de Polychaeta, podendo auxiliar para otimização de programas de biomonitoramento. Além disso, a tese ilustra os efeitos da riqueza taxonômica sobre a diversidade funcional de Polychaeta em estuários, informações essenciais para o melhor entendimento da atuação da riqueza taxonômica sobre o funcionamento dos ecossistemas.

De forma a atingir os objetivos propostos, a tese está estruturada em quatro seções. A primeira seção consiste na *introdução geral* que aborda o contexto teórico e histórico utilizado para embasar a construção de dois capítulos. A segunda seção compreende o *primeiro capítulo* da tese que foi construído utilizando dados coletados em 2 estuários tropicais positivos, durante os períodos chuvoso e seco de 2016 e 2017, juntamente com dados coletados em 2013 e 2014 pertencente ao banco de dados do laboratório de Ecologia de Bentos da Universidade Estadual da Paraíba. A terceira seção é composta pelo *segundo capítulo* que utilizou dados coletados em 6 estuários tropicais, sendo 3 classificados como positivos e 3 como inversos, nos anos de 2016 e 2017. Por fim, a quarta seção consiste nas *considerações finais*, onde são apresentadas as principais conclusões desta tese.

1 INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são ecossistemas costeiros de transição em que a água do mar é diluída pela água doce, resultando em um gradiente de condições ambientais (PRITCHARD, 1967). O gradiente salino é a característica natural mais marcante desse sistema, já que a salinidade é um dos principais parâmetros ambientais que definem as características estruturais e funcionais da biota aquática estuarina (TELESH; KHLEBOVICH, 2010).

A salinidade associada ao balanço entre entrada de água doce e evaporação, podem ser utilizados como base para classificação dos estuários. Segundo Pritchard, (1952) a salinidade de um estuário pode ser igual, menor ou superior a salinidade do mar, sendo esta característica fundamental para classificar os estuários em neutro, positivo e inverso. Estuários neutros são caracterizados por apresentarem um equilíbrio entre a entrada de água doce e a evaporação, fazendo com que a salinidade varie pouco ao longo do ecossistema; os estuários positivos são caracterizados pela elevada entrada de água doce oriunda de rios e baixa evaporação, resultando em um gradiente salino progressivo em direção ao mar; enquanto nos estuários inversos a evaporação excede a entrada de água doce, resultando em um gradiente salino inverso, onde os maiores valores de salinidade são encontrados a montante do mar (PRITCHARD, 1967; TUNDISI; TUNDISI, 2016).

Os diferentes tipos climáticos presentes na região tropical favorecem a ocorrência de estuários positivos e inversos. Em regiões de clima tropical quente/úmido é comum encontrarmos estuários classificados como positivos, aqui tratado como estuários tropicais típico, enquanto em regiões de clima tropical semiárido é comum a ocorrência de estuários classificados como inverso, aqui tratado como estuários tropicais semiárido. Apesar de diferirem quanto ao gradiente salino, estes estuários possuem características em comum, pois são ecossistemas produtivos e dinâmicos que sustentam uma fauna diversificada e abundante, além de servirem de berçário e área de refúgio para aves e peixes (FEEBARANI et al., 2016; ROBINS et al., 2016). No entanto, as ações antrópicas relacionadas ao uso e ocupação do solo, poluição e contaminação das águas, modificação na morfologia do canal fluvial, dentre outros usos, vem colocando em risco o status de ecossistemas produtivos e biodiversos em todo o mundo (VAN DER LINDEN et al., 2012). Na região tropical, especialmente no nordeste do Brasil, os ecossistemas estuarinos também sofrem com os efeitos das ações antrópicas, principalmente do lançamento de esgoto sem tratamento prévio, rejeitos de

atividades de carcinocultura, uso indiscriminado de defensivos agrícolas em monoculturas as margens do estuário, remoção de manguezais e crescimento desordenado das cidades (SILVA et al., 2009; VAN DER LINDEN et al., 2017). Além disso, é esperado que os efeitos das ações antrópicas locais sejam ampliados pela mudança climáticas através de efeitos cumulativos (TEICHERT et al., 2018).

Nesse contexto, avaliar a qualidade ambiental de estuários tem se tornado cada vez mais importante, tendo em vista a necessidade de garantir a manutenção e a qualidade dos serviços ecossistêmicos a longo prazo (VASCONCELOS et al., 2017). Desse modo, é fundamental a utilização de instrumentos de avaliação capazes de refletir a qualidade ambiental e com isso auxiliar na proposição de ações prioritárias para restauração desses ecossistemas, além de orientar políticas de preservação (NEVES et al., 2011). O biomonitoramento é um tipo de avaliação da qualidade ambiental que se baseia nas respostas dos organismos a diferentes graus de pressão antrópicas, a partir de atributos taxonômicos e funcionais das comunidades biológicas (FERNÁNDEZ-TAJES et al., 2011; DE-LA-OSSA-CARRETERO et al., 2012). Nesse tipo de avaliação é possível utilizar ferramentas de avaliação rápida ou outras mais robustas para determinar a qualidade ambiental dos ecossistemas. Dentre as diferentes comunidades que ocorrem nos estuários, a de macroinvertebrados bentônicos é a mais utilizada como bioindicadora (SIVADAS et al., 2016; BORJA et al., 2012), por responderem a mudanças no gradiente ambiental induzidas principalmente por estressores que interferem nas características do sedimento e química da água (QUINTINO et al., 2006).

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que vivem no sedimento durante todo o seu ciclo de vida ou parte dele, podem ser encontrados em substratos consolidado ou inconsolidado. São organismos de grande importância ecológica, pois atuam na bioturbação, ciclagem de nutrientes e transferência de energia, sendo elo entre os produtores primários e consumidores (BORJA et al., 2015). Entre as vantagens da utilização dos macroinvertebrados em programas de biomonitoramento estão: i) são organismos com pouca mobilidade refletindo as condições ambientais do sistema antes da coleta; ii) com períodos de vida longo quando comparado aos organismos planctônicos, permitindo avaliar a qualidade do ambiente em relação a eventos de distúrbios anteriores; iii) espécies que exibem diferentes níveis de tolerâncias ao estresse, enquanto outras sensíveis a pequenas alterações; iv) são ubíquos e possuem elevada diversidade taxonômica e funcional (BONADA et al., 2005; BORJA et al., 2012).

Em estuários, a comunidade macrobentônica é composta principalmente pelos grupos Mollusca, Crustacea e Polychaeta (BORJA et al., 2012). Polychaeta se destaca dos demais por se tratar de um grupo diverso e abundante, que se distribui ao longo de todo gradiente estuarino (BORJA et al., 2015; NASI et al., 2018). Os poliquetas ocupam maior parte dos nichos, pois apresentam diversas estratégias de alimentação podendo ser predadores, detritívoros, raspadores, depositívoros e suspensívoros; podem ser construtores de tubos, habitantes de tocas ou habitantes de superfície; seu tempo de vida pode variar entre curto (<1 ano), médio (1-3 anos) ou longo (>3 anos); o desenvolvimento larval pode ser do tipo direto, lecitotrófico ou planctotrófico; a preferência a salinidade pode variar entre os níveis (salinidade >10), (salinidade 10-20), (salinidade >30) (PEARSON and ROSENBERG, 1978; FAULWETTER et al., 2014; VAN DER LINDEN et al., 2017).

A maioria dos estudos envolvendo a comunidade de macroinvertebrados bentônicos realizados em ambientes costeiros no Brasil, especialmente nos estuários, estão mais concentrados na região sul e sudeste (p. ex.: AMARAL; JABLONSKI, 2005; MENDES et al., 2007; VALENÇA; SANTOS, 2012; BERNARDINO et al., 2015; OTEGUI et al., 2016; VALENÇA et al., 2016; VINAGRE et al., 2018; PUGA et al., 2019) embora a região nordeste tenha avançado (p. ex.: VALENÇA et al., 2013; BOTTER-CARVALHO et al., 2014; NÓBREGA et al., 2015; MEDEIROS et al., 2016a; VAN DER LINDEN et al., 2016; LIRA et al., 2018), contudo os estuários inversos ainda são poucos estudados (p. ex.: MEDEIROS et al., 2016b; DE SOUZA DUARTE et al., 2020). Em geral estes estudos reforçam o potencial de bioindicação dos atributos estruturais das comunidades bentônicas ao refletir as características ambientais naturais e o impacto antrópico exercido sobre os ambientes.

Apesar das características que tornam os macroinvertebrados excelentes bioindicadores e sua ampla utilização em escala mundial, o biomonitoramento utilizando esta comunidade tem sido criticado pela necessidade de um longo tempo para o processamento das amostras (MENDES et al., 2007). Desse modo, tem crescido o interesse dos pesquisadores em utilizar métodos que forneçam resultados mais rápidos, a exemplo da utilização de peneiras com malha de maior diâmetro para reter os organismos durante o processamento do material de campo (COUTO et al., 2010; PINNA et al., 2013). Tradicionalmente a combinação de peneiras com malha de 1mm e malha de 0,5 mm é utilizada em procedimentos que envolvem o processamento de amostras da comunidade de macroinvertebrados (ELEFTHERIOU;

HOLME, 1984). O desvio dos dados obtidos utilizando a malha de 1mm e as malhas combinadas 1 + 0,5 mm pode ser considerado mínimo se a variação entre as medidas de diversidade for tão pequena ao ponto de não gerar resultados estatisticamente diferentes (BARBA et al., 2010). Geralmente, as peneiras com malhas de 0,5 mm retêm maior número de organismos juvenis, quando comparado a malha de maior diâmetro (1 mm), resultando em um longo tempo para o processamento e identificação dos táxons (PINNA et al., 2013).

Estudos comparativos sobre a eficiência de diferentes tamanhos de malhas em refletir informações sobre a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, ressaltam que apenas a utilização de peneiras com malhas de 1mm é suficiente para refletir informações sobre a qualidade ambiental de estuários (FERRARO et al., 1994, 2006; LAMPADARIOU et al. 2005; 2008; COUTO et al. 2010), enquanto outros destacam a importância da malha de 0,5mm para obtenção de resultados mais precisos, principalmente quando a avaliação é realizada com base na abundância ou riqueza de espécies (RODRIGUES et al. 2007; PINTO et al., 2009). Na região tropical, os estudos que discutem essa temática são escassos (ex.: TANAKA; LEITE, 1998; VALENÇA et al., 2013), mas recomendam a utilização da malha de 0,5mm. No entanto, esses estudos ressaltam que para alguns componentes da estrutura da comunidade, a exemplo da biomassa e índices de diversidade, a malha de 1mm se mostrou eficiente. Assim sendo, em virtude da divergência entre os estudos é relevante investigar a eficiência da malha 1mm e das malhas combinadas 1 + 0,5 mm para reter informações que permitam uma avaliação adequada da qualidade ambiental de estuários tropicais, e com isso contribuir com informações que possam otimizar futuros programas de biomonitoramento de estuários no nordeste do Brasil.

A estrutura da comunidade pode ser avaliada considerando seus atributos taxonômicos, a exemplo da abundância, biomassa e riqueza, além dos índices de diversidade taxonômica, a exemplo de Shannon-Wiener (SHANNON; WEAVER 1963), Pielou (PIELOU, 1969), Margalef (MARGALEF, 1969) e Simpson (SIMPSON, 1949). Essas medidas ainda são as mais utilizadas para avaliar os efeitos do gradiente ambiental sobre a comunidade bentônica ou para investigar alterações no funcionamento dos ecossistemas estuarinos em todo o mundo (BOTTER-CARVALHO et al., 2014; NÓBREGA et al., 2015; MEDEIROS et al., 2016a,b; LIMA et al., 2017; CHEN et al., 2018; MAGALHÃES et al., 2019). Estas medidas são consideradas simples e de fácil interpretação, pois os efeitos dos impactos antrópicos sobre as comunidades bentônicas frequentemente implicam em mudanças em seus valores, além de

alterações na presença, distribuição e abundância de espécies tolerantes e sensíveis (VERISSIMO et al., 2012). Geralmente é esperado que *sites* ou ecossistemas que sustentam elevada diversidade biológica, sejam funcionalmente mais diversos (HOOPER et al., 2005; MELO; HEPP, 2008; SONG et al., 2014; MORELLI et al., 2018). Entretanto, as medidas de diversidade taxonômica não consideram as diferentes funções ecológicas desempenhadas por cada táxon, limitando assim a avaliação da qualidade ambiental (DARR et al., 2014; VINAGRE et al., 2017). Consideremos três situações hipotéticas a seguir.

A primeira situação em que duas comunidades (X e Y) possuem a mesma riqueza taxonômica, mas a comunidade X engloba apenas espécies detritívoras e a comunidade Y possuem espécies raspadoras, depositívoras e suspensívoras. Apesar de ambas comunidades possuírem a mesma riqueza taxonômica, a comunidade Y será funcionalmente mais diversa quanto as estratégias de alimentação que a comunidade X. Na segunda situação a comunidade W apresenta uma riqueza taxonômica de 10 espécies e a comunidade Z de 5 espécies, mas todas as espécies da comunidade W são predadoras, enquanto as da comunidade Z varia entre predadora, detritívora e suspensívora. Embora a comunidade W possua maior riqueza taxonômica, a comunidade Z será funcionalmente mais diversa quanto as estratégias de alimentação. Na terceira situação a comunidade K possui uma riqueza taxonômica de 20 espécies e a comunidade R de 10 espécies, mas em ambas as comunidades existem espécies raspadoras, depositívoras, predadoras, detritívoras e suspensívoras em proporções iguais. Mesmo que a riqueza taxonômica seja maior na comunidade K, ambas as comunidades são funcionalmente diversas quanto as estratégias de alimentação. Sendo assim, o uso de abordagens que consideram os atributos funcionais das espécies pode produzir resultados mais precisos, quando comparados as abordagens que consideram os atributos taxonômicos, a exemplo da riqueza de espécies.

Os atributos funcionais representam características mensuráveis utilizadas para refletir informações relacionadas à morfologia, características comportamentais e de história de vida dos organismos que influenciam seu desempenho no ecossistema (MCGILL et al., 2006; POFF et al., 2006). A relação entre os atributos dos organismos e características ambientais é baseada em teorias ecológicas desenvolvidas ao longo das últimas décadas (CULP et al., 2011). A principal base teórica é o modelo “habitat template” proposto por Southwood (1977, 1988) e adaptado para ecossistemas aquáticos por Townsend e Hildrew (1994). Este modelo prevê que as espécies possuem um conjunto de atributos adequados às características locais e

que estes devem convergir além das fronteiras biogeográficas. A teoria concentra-se na premissa de que o habitat oferece condições para a evolução das estratégias de vida dos organismos, selecionando atributos funcionais que permitem as espécies sobreviver e reproduzir.

Ao contrário da abordagem taxonômica, os atributos funcionais não variam com a ecorregião, grupo taxonômico e variabilidade sazonal (TOMANOVA et al., 2008; STATZNER; BECHE, 2010), além de permitir compreender a disponibilidade de recursos, estabilidade, produtividade e resiliência nos ecossistemas (TILMAN, 2001). Os atributos funcionais podem ser avaliados isoladamente ou incorporados a índices de diversidade funcional, os quais calculam diferentes componentes da estrutura funcional, refletindo a distribuição das espécies e sua abundância no espaço funcional (MASON et al., 2005; VILLÉGER et al., 2008). Os componentes da estrutura funcional incluem a (i) riqueza funcional - representa a quantidade de nicho ocupado pela comunidade no espaço funcional; (ii) uniformidade funcional - avalia a regularidade com que a abundância dos organismos é distribuída no espaço funcional; (iii) divergência funcional - mede o grau de dissimilaridade entre os atributos, sendo ponderada pela abundância relativa de espécies (MASON et al., 2005; VILLÉGER et al., 2008). Para uma avaliação da diversidade funcional é necessário mensurar cada componente da estrutura funcional, afinal estes índices são complementares (MOUCHET et al., 2010). Alguns estudos incorporaram o conceito de redundância funcional como um importante componente capaz de refletir a capacidade de resiliência do ecossistema (TÖRNROOS; BONSDORFF, 2012; DAR et al., 2014; VAN DER LINDEN et al., 2015). A redundância funcional avalia a similaridade entre os atributos funcionais dos táxons em uma comunidade, independentemente da abundância das espécies (VAN DER LINDEN et al., 2015).

As discussões envolvendo abordagens funcionais já foram desenvolvidas com diversos grupos de organismos, entre eles: plantas (SCHWOERTZIG et al., 2016); mamíferos, (SAITO; KOIKE, 2015); aves (AMANO; YAMAURA, 2007); peixes, (BRACCIALI et al., 2016); fitoplâncton (DA COSTA SANTANA et al., 2017) zooplâncton (DE MOURA et al., 2016). Considerando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, há pouco tempo essa abordagem foi aplicada a ecossistemas estuarinos, especialmente os localizados na região temperada (BREMNER et al., 2006a,b; MOUILLOT et al., 2007; VAN DER LINDEN et al., 2012; 2015; CULHANE et al., 2014; DARR et al., 2014; KOKAREV et al., 2017; NASI et

al., 2018; D’ALESSANDRO et al., 2020) e estudos na região tropical ainda são escassos (GUSMÃO et al., 2016; OTEGUI et al., 2016; VAN DER LINDEN et al., 2017; WOUTERS et al., 2018) ou raros, quando se trata de estuários inversos (DE SOUZA DUARTE et al., 2020). Destacando especificamente os estudos em estuários da região tropical, os autores relatam dificuldades e limitações na seleção dos atributos de muitos táxons que ocorrem na região tropical. Apesar das dificuldades, os estudos demonstram a sensibilidade dos atributos funcionais em responder as alterações nas características naturais e de origem antrópica, e encorajam o desenvolvimento de novos estudos a fim de se construir uma base de dados que permita uma melhor compreensão da relação entre os atributos funcionais, características ambientais e funcionamento dos ecossistemas.

Outra questão que ainda é pouco compreendida é a relação entre a riqueza taxonômica e os componentes da diversidade funcional em ecossistemas estuarinos. Até o momento, estudos que avaliam a relação direta entre a riqueza taxonômica e os componentes da diversidade funcional em ecossistemas estuarinos são raros (TÖRNROOS et al., 2014; WONG; DOWD, 2015; LEUNG; CHEUNG, 2017) ou ainda não foram desenvolvidos em estuários tropicais semiárido. Estes estudos demonstram que a relação entre essas medidas de diversidade varia com as características ambientais e impacto antrópico.

Por fim, espera-se que os resultados gerados com a tese contribuam para otimização de programas de biomonitoramento e possibilitem uma melhor compreensão a respeito dos efeitos da riqueza taxonômica sobre a diversidade funcional de Polychaeta em estuários tropicais.

2 REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL

AMANO, T.; YAMAURA, Y. Ecological and life-history traits related to range contractions among breeding birds in Japan. **Biological Conservation**, v. 137. p. 271-282, 2007.

AMARAL, A. C. Z.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. (2005).

BARBA, B.; LARRAÑAGA ARRIZABALAGA, A.; OTERMIN, A.; BASAGUREN DEL CAMPO, A.; POZO MARTÍNEZ, J. The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. **Limnetica**, v. 29, p. 211-220, 2010.

BERNARDINO, A. F.; NETTO, S. A.; PAGLIOSA, P. R.; BARROS, F.; CHRISTOFOLETTI, R. A.; ROSA FILHO, J. S.; LANA, P. C. Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 74-82, 2015.

BONADA, N.; ZAMORA-MUÑOZ, C.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 781-797, 2005.

BORJA, Á.; MARÍN, S. L.; MUXIKA, I.; PINO, L.; RODRÍGUEZ, J. G. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures?. **Marine pollution bulletin**, v. 97, p. 85-94, 2015.

BORJA, A.; BASSET, A.; BRICKER, S.; DAUVIN, J. C.; ELLIOT, M.; HARRISON, T.; WEST, R. Classifying ecological quality and integrity of estuaries, **Treatise on Estuarine and Coastal Science**, v. 1. p. 125-162, 2012

BOTTER-CARVALHO, M. L.; CARVALHO, P. V.; VALENÇA, A. P. M.; SANTOS, P. J. Estuarine macrofauna responses to continuous in situ nutrient addition on a tropical mudflat. **Marine pollution bulletin**, v. 83, p. 214-223, 2014.

BRACCIALI, C.; GUZZO, G.; GIACOMA, C.; DEAN, J. M.; SARÀ, G. Fish functional traits are affected by hydrodynamics at small spatial scale. **Marine environmental research**, v.113. p.116-123, 2016.

BREMNER, J.; ROGERS, S. I.; FRID, C. L. J. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). **Ecological Indicators**, v. 6, p. 609-622, 2016a.

BREMNER, J.; ROGERS, S. I.; FRID, C. L. J. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. **Journal of Marine Systems**, v. 60, p. 302-316, 2006b.

COUTO, T.; PATRÍCIO, J.; NETO, J. M.; CEIA, F. R.; FRANCO, J.; MARQUES, J. C. The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1162-1173, 2010.

CHEN, Q.; ZHAO, Q.; JIAN, S.; CHEN, P. Changes in the functional feeding groups of macrobenthic fauna during mangrove forest succession in Zhanjiang, China. **Ecological research**, v. 33, p. 959-970, 2018.

CULHANE, F. E.; BRIERS, R. A.; TETT, P.; FERNANDES, T. F. Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. **Ecological indicators**, v. 43, p. 271-280, 2014.

CULP, J. M.; ARMANINI, D. G.; DUNBAR, M. J.; ORLOFSKE, J. M.; POFF, N. L.; POLLARD, A. I.; YATES, A. G.; HOSE, G. C. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. **Integrated environmental assessment and management**, v. 7, p. 187-197, 2011.

D'ALESSANDRO, M.; PORPORATO, E. M.; ESPOSITO, V.; GIACOBBE, S.; DEIDUN, A.; NASI, F.; SCOTTI, G. Common patterns of functional and biotic indices in response to multiple stressors in marine harbours ecosystems. **Environmental Pollution**, p.113959, 2020.

DARR, A.; GOGINA, M.; ZETTLER, M. L. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient—a western Baltic case study. **Journal of Sea Research**, v. 85, p. 315-324, 2014.

DA COSTA SANTANA, R. M.; DOLBETH, M. DE LUCENA BARBOSA, J. E.; PATRÍCIO, J. Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. **Ecological Indicators**, v. 86, p. 81-93, 2018.

DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A.; DEL-PILAR-RUSO, Y.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, p. 2133-2149, 2012.

DE MOURA, G. C.; DE LUCENA BARBOSA, J. E.; PATRÍCIO, J.; NERY, J. F.; GONÇALVES, A. M. M. Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. **Ecological indicators**, v. 69, p. 284-294, 2016.

DE SOUZA DUARTE, R. C., DE BARROS, G., MILESI, S. V., & DIAS, T. L. P. Influence of macroalgal morphology on the functional structure of molluscan community from hypersaline estuary. **Hydrobiologia**, p.1-13, 2020.

ELEFThERIOU, A.; HOLME, N. A. Macrofauna techniques. In: Holme, N.A., McIntyre, A.D. (Eds.), *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 140–216, 1984.

FAULWETTER, S.; MARKANTONATOU, V.; PAVLOUDI, C.; PAPAGEORGIOU, N.; KEKLIKOGLOU, K.; CHATZINIKOLAOU, E.; PAFILIS, E.; CHATZIGEORGIOU, G.;

FEEBARANI, J.; JOYDAS, T. V.; DAMODARAN, R.; BORJA, A. Benthic quality assessment in a naturally-and human-stressed tropical estuary. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 380-390, 2016.

FERRARO, S. P.; SWARTZ, R. C.; COLE, F. A.; DEBEN, W. A. Optimum macrobenthic sampling protocol for detecting pollution impacts in the Southern California Bight. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 29, p. 127-153, 1994.

FERRARO, S. P.; COLE, F. A.; OLSEN, A. R. A more cost-effective EMAP benthic macrofaunal sampling protocol. **Environmental monitoring and assessment**, v. 116, p. 275-290, 2006.

FERNÁNDEZ-TAJES, J.; FLÓREZ, F.; PEREIRA, S.; RÁBADE, T.; LAFFON, B.; MÉNDEZ, J. Use of three bivalve species for biomonitoring a polluted estuarine environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, p. 289-300, 2011.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; SCHMID, B. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

KOKAREV, V. N.; VEDENIN, A. A.; BASIN, A. B.; AZOVSKY, A. I. Taxonomic and functional patterns of macrobenthic communities on a high-Arctic shelf: a case study from the Laptev Sea. **Journal of Sea Research**, v. 129, p. 61-69, 2017.

LAMPADARIOU, N.; KARAKASSIS, I.; PEARSON, T. H. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 1606-1618, 2005.

LAMPADARIOU, N.; AKOUMIANAKI, I.; KARAKASSIS, I. Use of the size fractionation of the macrobenthic biomass for the rapid assessment of benthic organic enrichment. **Ecological indicators**, v. 8, p. 729-742, 2008.

LIMA, S. F. B.; LUCENA, R. A.; SANTOS, G. M.; SOUZA, J. W.; CHRISTOFFERSEN, M. L.; GUIMARÃES, C. R.; OLIVEIRA, G. S. Inventory of mollusks from the estuary of the Paraíba River in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, 2017.

LIRA, A.; ANGELINI, R.; LE LOC'H, F.; MÉNARD, F.; LACERDA, C.; FRÉDOU, T.; FRÉDOU, F. L. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. **Journal of Marine Systems**, v. 182, p. 31-45, 2018.

MARGALEF, R. Perspectives in Ecological Theory. The University of Chicago Press, Chicago, p. 111, 1969.

MAGALHÃES, L.; PIRES, A.; VELEZ, C.; MARTINS, R.; FIGUEIRA, E.; SOARES, A. M.; FREITAS, R. Seasonal and spatial alterations in macrofaunal communities and in *Nephtys cirrosa* (Polychaeta) oxidative stress under a salinity gradient: A comparative field monitoring approach. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 192-201, 2019.

MASON, N. W.; MOUILLOT, D. LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-118, 2005.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, p. 178-185, 2006.

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v. 11, p. 1-14, 2016.

MEDEIROS, C. R. F.; COSTA, A. K. D. S.; LIMA, C. S. D. S.; OLIVEIRA, J. M.; MOLOZZI, J. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, p. 8, 2008.

MENDES, C. L. T.; TAVARES, M.; SOARES-GOMES, A. Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 377-384, 2007.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, p. 443-456, 2007.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867-876, 2010.

MORELLI, F.; BENEDETTI, Y.; PERNA, P.; SANTOLINI, R. Associations among taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary distinctiveness vary among environments. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 8-16, 2018.

NASI, F.; NORDSTRÖM, M. C.; BONSDORFF, E.; AURIEMMA, R.; CIBIC, T.; DEL NEGRO, P. Functional biodiversity of marine soft-sediment polychaetes from two Mediterranean coastal areas in relation to environmental stress. **Marine environmental research**, v. 137, p. 121-132, 2018.

NEVES, R. A.; VALENTIN, J. L. Revisão bibliográfica sobre a macrofauna bentônica de fundos não-consolidados, em áreas costeiras prioritárias para conservação no Brasil, 2011.

NÓBREGA-SILVA, C.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; SANTOS, M. O.; FARIAS, J. N. B.; MOLOZZI, J. Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?. **Acta Oecologica**, v. 77, p. 50-58, 2016.

OTEGUI, M.B.; BRAUKO, K.M.; PAGLIOSA, P. R. Matching ecological functioning with polychaete morphology: Consistency patterns along sedimentary habitats. **Journal of Sea Research**, v. 114, p. 13-21, 2016.

PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology**, v. 16, p. 229-311, 1978.

PINNA, M.; MARINI, G.; ROSATI, I.; NETO, J. M.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; BASSET, A. The usefulness of large body-size macroinvertebrates in the rapid ecological assessment of Mediterranean lagoons. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 48-61, 2013.

PINTO, R.; PATRÍCIO, J.; BAETA, A.; FATH, B. D.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. **Ecological indicators**, v. 9, p. 1-25, 2009.

PIELOU, E.C., 1969. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience, New York, 286 pp.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P.; KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 730-755, 2006.

PRITCHARD, D. W. Estuarine hydrography. *Advances in geophysics*, v. 1, p. 243-280, 1952.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint. **American Association for the Advancement of Science**, v.15, p.200- 257, 1967.

PUGA, C. A.; TORRES, A. S.; PAIVA, P. C.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; JUNQUEIRA, A. O. Multi-year changes of a benthic community in the mid-intertidal rocky shore of a eutrophic tropical bay (Guanabara Bay, RJ-Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, p. 106265, 2019.

QUINTINO, V.; ELLIOTT, M.; RODRIGUES, A. M. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 330, p. 368-382, 2006.

ROBINS, P. E.; SKOV, M. W.; LEWIS, M. J.; GIMÉNEZ, L.; DAVIES, A. G., MALHAM, S. K.; JAGO, C. F. Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 169, p. 119-135, 2016.

RODRIGUES, A. M., MEIRELES, S., PEREIRA, T., & QUINTINO, V. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. **Hydrobiologia**, v. 587, p. 37-50, 2007.

SAITO, M. U.; KOIKE, F. Trait-dependent changes in assemblages of mid-sized and large mammals along an Asian urban gradient. **Acta Oecologica**, v.67. p.34-39, 2015.

SCHWOERTZIG, E.; POULIN, N.; HARDION, L.; TRÉMOLIÈRES, M. Plant ecological traits highlight the effects of landscape on riparian plant communities along an urban–rural gradient. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 568-576, 2016.

SHANNON, C. E.; WIENER, W. The mathematical theory of communication. Illinois: The University of Illinois Press, 1963.

SILVA, M. H. D.; SILVA-CUNHA, M. D. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. D. O.; GREGO, C. K. D. S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v.23, p. 355-368, 2009.

SIMPSON, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*.

SIVADAS, S. K.; NAGESH, R.; GUPTA, G. V. M.; GAONKAR, U.; MUKHERJEE, I.; RAMTEKE, D.; INGOLE, B. S. Testing the efficiency of temperate benthic biotic indices in assessing the ecological status of a tropical ecosystem. **Marine pollution bulletin**, v. 106, p. 62-76, 2016.

SONG, Y.; WANG, P.; LI, G.; ZHOU, D. Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 34, p. 85-91, 2014.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **The Journal of Animal Ecology**, v. 46, p. 336-365, 1977.

SOUTHWOOD, T. R. E. Tactics, strategies and templets. **Oikos**, 52, 3-18, 1988.

STATZNER, B.; BECHE, L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? **Freshwater Biology**, v.55, p. 80-119, 2010.

TANAKA, M. O.; LEITE, F. P. P. The effect of sieve mesh size on the abundance and composition of macrophyte-associated macrofaunal assemblages. **Hydrobiologia**, v. 389, p. 21-28, 1998.

TEICHERT, N.; LEPAGE, M.; LOBRY, J. Beyond classic ecological assessment: The use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 465-475, 2018.

TELESH, I. V.; KHLEBOVICH, V. V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, p. 149-155, 2010.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., & SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

TOMANOVA, S.; MOYA, N.; OBERDORFF, T. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications*, v. 24, p. 1230-1239, 2008.

TÖRNROOS, A.; BONSDORFF, E. Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. **Ecological Applications**, v. 22, p. 2221-2236, 2012.

TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater biology**, 31, 265-275, 1994.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. Oficina de Textos, 2016.

VALENÇA, A. P. M.; SANTOS, P. J. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. **Marine pollution bulletin**, v. 64, p. 1809-1820, 2012.

VALENÇA, A. P. M. C.; DOS SANTOS, P. J. P. Macrobenthic community structure in tropical estuaries: the effect of sieve mesh-size and sampling depth on estimated abundance, biomass and composition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, p. 1441-1456, 2013.

VALENÇA, A. P.; CLEMENTE, C. C.; NEVES, J. R.; SILVA, J. F.; BEZERRA, R. S.; BOTTER-CARVALHO, M. L.; ... SANTOS, P. J. Effects of algal mats on a tropical estuarine benthic system: sediment biogeochemistry and macrofauna. **Hydrobiologia**, v. 775, p. 197-211. 2016.

VAN DER LINDEN, P.; PATRÍCIO, J.; MARCHINI, A.; CID, N.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 20, p. 121-133, 2012.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; SMITH, C. J.; DOLBETH, M.; SIMONE, L. R. L.; MARQUES, J. C.; PATRÍCIO, J. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 187, p. 62-73, 2017.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; DOLBETH, M.; PATRÍCIO, J.; VERÍSSIMO, H.; MARQUES, J. C. The performance of trait-based indices in an estuarine environment. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 378-389, 2016.

VASCONCELOS, R. P.; BATISTA, M. I.; HENRIQUES, S. Current limitations of global conservation to protect higher vulnerability and lower resilience fish species. **Scientific reports**, v. 7, p. 1-12, 2017.

VASILEIADOU, K.; DAILIANIS, T. Polytraits: a database on biological traits of marine polychaetes. *Biodivers. Data J.* 2, e1024, 2014.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290-2301, 2008.

VINAGRE, P. A.; VERÍSSIMO, H.; PAIS-COSTA, A. J.; HAWKINS, S. J.; BORJA, Á.; MARQUES, J. C.; NETO, J. M. Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. **Ecological indicators**, 75, 57-72, 2017.

VINAGRE, C.; MENDONÇA, V.; FLORES, A. A.; BAETA, A.; MARQUES, J. C. Complex food webs of tropical intertidal rocky shores (SE Brazil)–An isotopic perspective. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 485-491, 2018.

Capítulo 1

Efeito da seleção do tamanho das malhas de peneiras sobre a composição e estrutura de Polychaeta em estuários tropicais: implicações para o biomonitoramento



Efeito da seleção do tamanho das malhas de peneiras sobre a composição e estrutura de Polychaeta em estuários tropicais: implicações para o biomonitoramento

Wilma Izabelly Ananias Gomes¹, Joseline Molozzi²

¹Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, Avenida das Baraúnas, 351, Bodocongó, Campina Grande, PB, CEP: 58429-500, Brasil. e-mail: wilmaizabelly@hotmail.com, Tel.: +55 08398833-5945

²Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental- Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, Avenida das Baraúnas, 351, Bodocongó, Campina Grande, PB, CEP: 58429-500, Brasil

Resumo

Os programas de biomonitoramento necessitam de indicadores biológicos que reflitam mudanças nas condições ambientais e fornecem resultados rápidos e precisos. Tradicionalmente a combinação entre peneiras com malha de 1 + 0,5 mm é utilizada para processar amostras de macroinvertebrados bentônicos. No entanto, o uso da malha de 0,5 mm requer mais tempo para processamento do material. Este estudo teve como objetivo testar a eficiência de peneiras com malha de 1mm e a combinação entre as malhas 1 + 0,5 mm em estimar a composição e estrutura da fauna de Polychaeta ao longo do gradiente estuarino durante os períodos chuvoso e seco em estuários tropicais. O estudo foi realizado em dois estuários localizados no litoral do estado da Paraíba, nordeste do Brasil. Os poliquetas foram coletados na região subtidal ao longo do gradiente estuarino e identificados a nível de gênero. Os resultados indicaram que a malha de 1 mm reteve entre 61 a 79% da densidade, 73 a 87% da biomassa e 74 a 87% da riqueza taxonômica, quando comparada aos valores obtidos com as malhas combinadas em ambos os estuários e períodos amostrais. Não foram encontradas diferenças significativas para densidade, biomassa, riqueza taxonômica e índices de diversidade entre a malha de 1 mm e as malhas combinadas. A inclusão dos dados da malha de 0,5 mm não aumentou o poder estatístico na detecção de diferenças significativas na estruturada da fauna de Polychaeta ao usar a malha de 1 mm ou malhas combinadas. No entanto, os táxons exclusivos da malha de 0,5 mm podem contribuir com informações essenciais, especialmente quando a avaliação é feita puramente com base na riqueza taxonômica. Portanto, sugerimos que a malha de 1 mm pode ser utilizada em estudos de biomonitoramento de estuários tropicais, desde que a avaliação seja feita com base na combinação entre atributos estruturais e índices de diversidade de poliquetas.

Palavras-chave: Bioindicador, eficiência de malhas, ecossistema costeiro, qualidade ambiental, macrofauna estuarina.

Abstract

Biomonitoring programs need biological indicators that reflect changes in environmental conditions and provide fast and accurate results. Traditionally, the combination of sieves with 1 + 0.5 mm mesh is used to process samples of benthic macroinvertebrates. However, using the 0.5 mm mesh requires more time to process the material. This study aimed to test the efficiency of sieves with 1 mm mesh and the combination of 1 + 0.5 mm meshes in estimating the composition and structure of the Polychaeta fauna along the estuarine gradient during the rainy and dry periods in tropical estuaries. The study was carried out in two estuaries located on the coast of the state of Paraíba, northeastern Brazil. The polychaetes were collected in the subtidal region along the estuarine gradient and identified at the gender level. The results indicated that the 1 mm mesh retained between 61 to 79% of the density, 73 to 87% of the biomass and 74 to 87% of the taxonomic richness, when compared to the values obtained with the combined meshes in both estuaries and sample periods. No significant differences were found for density, biomass, taxonomic richness and diversity indexes between the 1 mm mesh and the combined meshes. However, exclusive taxa of the 0.5 mm mesh can contribute with essential information, especially when the assessment is made purely based on taxonomic wealth. Therefore, we suggest that the 1 mm mesh can be used in biomonitoring studies in tropical estuaries, as long as the assessment is made based on the combination of structural attributes and polychaete diversity indices.

Key words: Bioindicator, mesh efficacy, coastal ecosystem, environmental quality, estuarine macrofauna.

1. Introdução

Os estuários são ecossistemas costeiros de transição, onde a água do mar é diluída pela água doce originária da drenagem continental, resultando em um gradiente de condições ambientais (PRITCHARD, 1967). As características ambientais ao longo desse gradiente variam em escala temporal. Durante as estações chuvosas, os estuários recebem maior contribuição de água doce e sedimentos finos, enquanto durante os períodos secos ocorrem maiores concentrações de sais na água, alterando naturalmente a estrutura das comunidades biológicas (CHOLLETT; BONE, 2007). Além das alterações nas características naturais ao longo de um gradiente, os estuários também estão sujeitos a uma degradação progressiva da qualidade ambiental, como resultado da pressão antrópica constante e crescente exercida sobre esses ambientes (BORJA et al., 2015; SIVADAS et al., 2016; VAN DER LINDEN et al., 2017). Dessa forma, é necessário o uso de ferramentas sensíveis para avaliar e monitorar a qualidade ambiental desses ecossistemas (BORJA et al., 2015). O biomonitoramento é baseado nas respostas dos organismos a diferentes graus de impacto antrópico e pode incluir vários aspectos estruturais e funcionais das comunidades biológicas, a exemplo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (FERNÁNDEZ-TAJES et al., 2011; DE-LA-OSSA-CARRETERO et al., 2012).

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos de grande importância ecológica para os ecossistemas, pois atuam na bioturbação, ciclagem de nutrientes e transferência de energia, sendo um elo entre produtores e consumidores primários (BORJA et al., 2015). A comunidade é composta por organismos relativamente sedentários com um longo ciclo de vida, quando comparados aos organismos planctônicos, permitindo avaliar a qualidade do ambiente em relação aos distúrbios anteriores. Além disso, alguns organismos são sensíveis a impactos antrópicos, enquanto outros são tolerantes a perda da qualidade ambiental (BORJA et al., 2012). Polychaeta é o grupo bentônico mais utilizado em estudos de avaliação da qualidade ambiental e programas de biomonitoramento em todo o mundo (NÓBREGA-SILVA et al., 2016; MAGALHÃES et al., 2019). Os poliquetas apresentam elevada abundância e estão distribuídos ao longo do gradiente estuarino, contribuindo com maior biomassa e diversidade quando comparado a outros grupos macrobênticos (HUTCHINGS, 1998; VALENÇA et al., 2013; MEDEIROS et al., 2016a).

A composição e estrutura da comunidade bentônica são utilizadas como base para estudos ecológicos e de biomonitoramento, podem ser avaliados isoladamente ou incorporado a índices biológicos, multimétricos ou termodinâmicos (COUTO et al., 2010; PINNA et al. 2013). Os valores de densidade e biomassa juntamente com os índices de diversidade, podem refletir mudanças nas condições ambientais, sejam de origem natural, a exemplo do gradiente salino, ou antrópicas, como o enriquecimento orgânico (PEARSON; ROSENBERG, 1978; BORJA et al., 2015; NÓBREGA-SILVA et al., 2016; MEDEIROS et al., 2016a, b).

Apesar da reconhecida sensibilidade dos macroinvertebrados bentônicos em refletir a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, alguns autores criticam seu uso devido ao longo tempo necessário para a triagem e identificação dos organismos (MENDES et al., 2007). Desse modo, é essencial a utilização de metodologias que proporcionem resultados confiáveis em menor prazo, uma vez que os macroinvertebrados possuem todas as características que os tornam excelentes bioindicadores. Entre as metodologias que podem ser adotadas, está a seleção de peneiras com abertura de malhas adequada para reter os macroinvertebrados durante a lavagem do material coletado em campo (COUTO et al., 2010; PINNA et al., 2013).

Tradicionalmente, a combinação entre peneiras com malha de 1 + 0,5 mm é utilizada em procedimentos que envolvem o processamento de amostras da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (ELEFTHERIOU; HOLME, 1984). Peneiras com malha de 0,5 mm geralmente retêm mais organismos juvenis quando comparado à malha de maior diâmetro (1 mm), resultando em longo tempo para o processamento das amostras e identificação dos táxons (PINNA et al. 2013). Alguns estudos sugerem que o uso de peneira de malha de 1 mm é suficiente para obter informações sobre a qualidade ambiental dos estuários (FERRARO et al., 1994, 2006; LAMPADARIOU et al. 2005; 2008; COUTO et al. 2010). Enquanto outros apontam a importância da malha de 0,5 mm para obter resultados mais precisos, principalmente quando a avaliação se baseia puramente na abundância ou riqueza de espécies (SCHLACHER; WOOLDRIDGE, 1996; RODRIGUES et al. 2007; PINTO et al., 2009; VALENÇA et al., 2013). A divergência entre esses estudos pode estar relacionada ao tipo de habitat, região geográfica e grupo bentônico considerado (THOMPSON et al., 2003; COUTO et al., 2010). Para nosso conhecimento, este é o primeiro estudo a comparar a composição e a estrutura da comunidade Polychaeta retida na malha de 1 mm com a obtida utilizando uma combinação de malhas de 1 + 0,5 mm ao longo do gradiente

estuarino durante os períodos chuvoso e seco em estuários tropicais. Ao avaliar a composição e a estrutura da comunidade Polychaeta, esperamos que o uso da malha de 1 mm não produza dados significativamente diferentes daqueles obtidos com a combinação de malhas de 1 + 0,5 mm, ao longo do gradiente estuarino e durante os períodos chuvoso e seco em estuários tropicais.

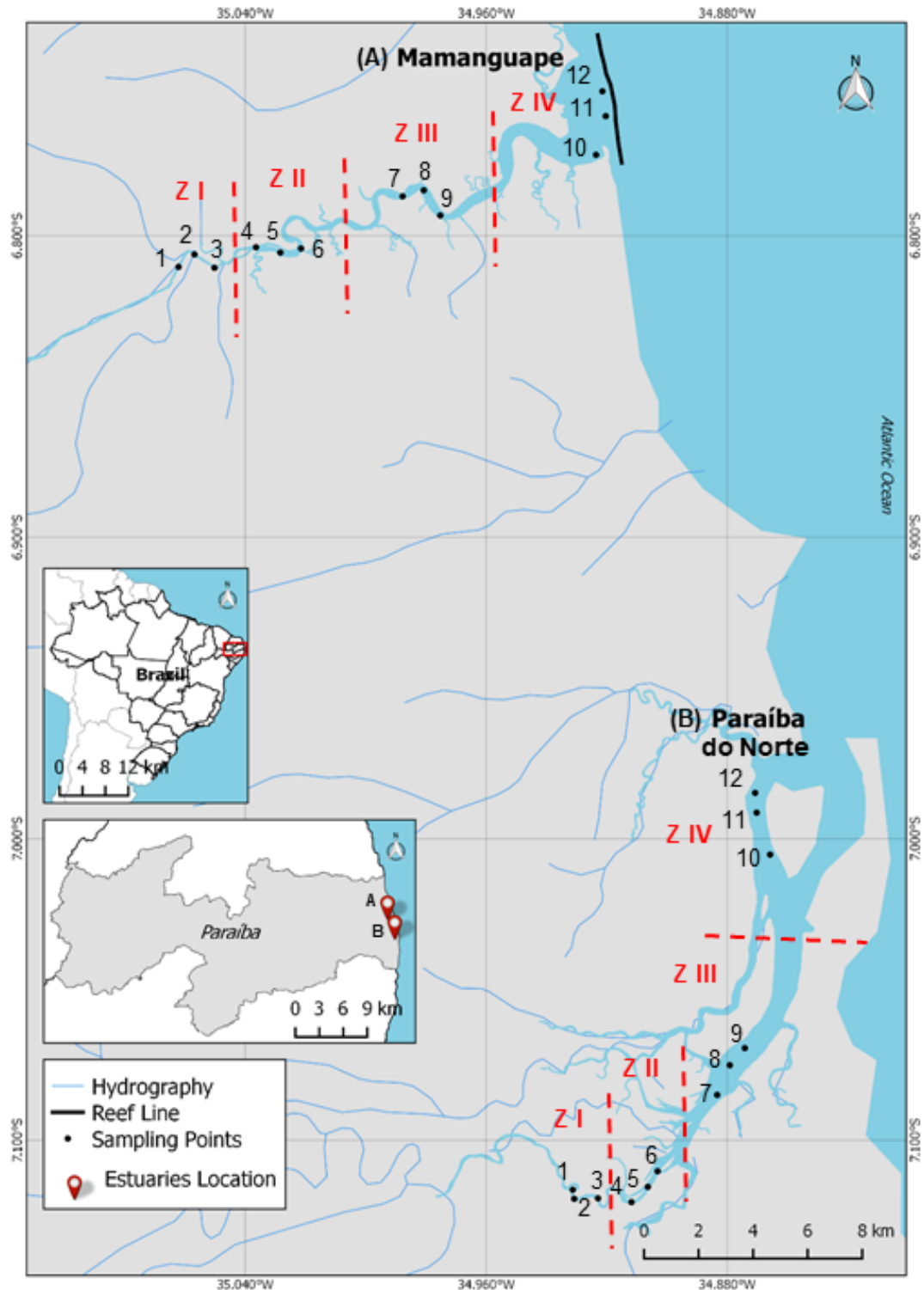
2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Foram selecionados dois estuários localizados no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil: A) Mamanguape ($6^{\circ} 43'02''$ - $6^{\circ} 51'54''$ S; $35^{\circ} 67'46''$ - $34^{\circ} 54'04''$ W) e B) Paraíba do Norte ($6^{\circ} 54'14''$ - $7^{\circ} 07'36''$ S; $34^{\circ} 58'16''$ - $34^{\circ} 49'31''$ W) (Figura 1). O clima da região é do tipo As' (tropical quente e úmido, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger), com temperaturas variando entre 25 e 30°C (ALVARES et al., 2013). O período chuvoso ocorre entre os meses de junho a agosto e o período seco entre os meses de dezembro a março (CPTEC, 2018).

Os estuários Mamanguape e Paraíba do Norte diferem principalmente quanto ao nível de impacto antrópico ao qual estão submetidos (MEDEIROS et al., 2016a, NÓBREGA-SILVA et al., 2016; VAN DER LINDEN et al., 2017). O estuário Mamanguape possui aproximadamente 25 km de extensão e apesar de estar localizado em uma Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape, que consiste na maior área de mangue do estado, também é impactado por produtos provenientes do cultivo da cana de açúcar e atividades de carcinicultura (ROCHA et al., 2008). Este estuário é cercado por pequenas cidades que juntas somam aproximadamente 60.000 habitantes (MEDEIROS et al., 2016a; NÓBREGA-SILVA et al., 2016). O estuário Paraíba do Norte possui aproximadamente 22 km de extensão e está localizado em uma área urbana em constante expansão, cercado por cidades que sustentam mais de 1 milhão de habitantes (MEDEIROS et al., 2016a). Este estuário é diretamente impactado pelo crescimento desordenado das cidades, produtos provenientes do cultivo da cana de açúcar, atividades de carcinicultura e portuária, além de efluentes industriais e domésticos não tratados (VAN DER LINDEN et al., 2017).

Figura 1- Localização dos estuários e seus respectivos pontos (1 a 12) e zonas de amostragem (Z I; Z II; Z III; Z IV). Estuário do Mamanguape (A) e Estuário do Paraíba do Norte (B), estado da Paraíba, Nordeste do Brasil.



2.2 Locais de amostragem e períodos de coleta

Para avaliar o gradiente ambiental, foram delimitadas quatro zonas de amostragem ao longo de cada estuário. A definição das zonas foi estabelecida a *priori* através de imagens de satélites e estudo piloto. As zonas diferem quanto aos valores de salinidade, composição granulométrica do sedimento e profundidade (MEDEIROS et al., 2016a; NÓBREGA-SILVA et al., 2016) (Figura 1). Em cada zona foram estabelecidos três locais de amostragem com três unidades amostrais. Foram realizadas quatro coletas na região subtidal de cada estuário durante maré baixa, sendo duas coletas no período chuvoso (2013/2016) e duas no período seco (2014/2017).

2.3 Polychaeta

As amostras foram coletadas com amostrador van Veen (0,1m²) em 2013/2014 e van Veen (0,0500 m²) em 2016/2017. No laboratório, o material foi lavado em peneiras sobrepostas com malhas de 1 mm e 0,5 mm para a separação dos táxons retidos nas diferentes malhas. Os poliquetas foram preservados em álcool a 70% e identificados ao nível taxonômico de gênero seguindo literatura especializada (AMARAL; NONATO, 1996; AMARAL et al., 1998).

Para estimar a biomassa, os táxons foram secos em estufa a 60°C por 72 horas e em seguida pesados em balança de precisão (peso seco (DW)). Após a secagem, os organismos foram submetidos à combustão em forno mufla a 550°C durante 8 horas para determinar o peso seco livre de cinzas. Posteriormente a determinação da abundância e biomassa, os dados foram convertidos em densidade para minimizar as diferenças entre as áreas dos amostradores.

2.4 Análise de dados

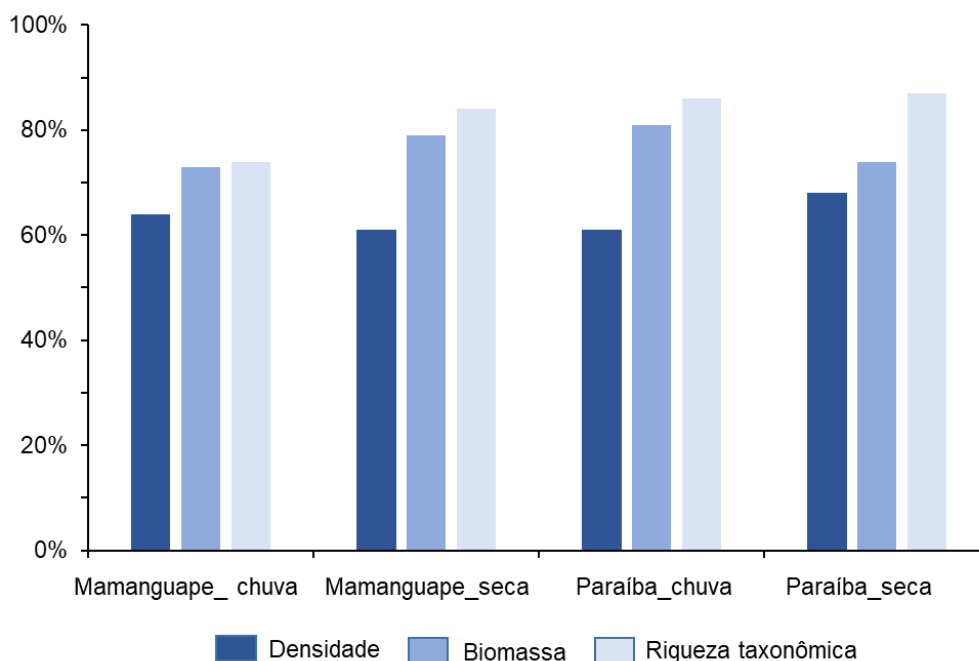
A estrutura da fauna de Polychaeta foi avaliada considerando os atributos estruturais: densidade (indivíduos/m²), biomassa (gAFDW/m²) e riqueza taxonômica, além dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (SHANNON; WEAVER 1963), Pielou (PIELOU, 1969), Margalef (MARGALEF, 1969) e Simpson (SIMPSON, 1949) de cada estuário.

Para avaliar a similaridade da densidade e biomassa de poliquetas entre a malha 1mm e malhas combinadas (1 + 0,5mm) durante os períodos chuvoso e seco foram realizadas “non-metric Multidimensional Scaling Analysis” (nMDS, similaridade de Bray-Curtis) (CLARKE; GORLEY, 2006). Para avaliar diferenças significativas na estrutura da fauna Polychaeta entre as malhas das peneiras (níveis: 1mm; 1 + 0,5 mm e interações das malhas vs. zonas e malhas vs. períodos de amostragem, utilizamos “Permutational Multivariate Analysis of Variance” (PERMANOVA, 9999 permutations; $\alpha \leq 0.05$) (ANDERSON, 2001; ANDERSON; BRAAK 2003, ANDERSON et al. 2008). Diferenças significativas também foram testadas para a estrutura da fauna Polychaeta dentre as malhas 1 mm e malhas combinadas em cada zona através do “Pair-wise test”. Os dados de densidade e a biomassa foram transformados em raiz quadrada e o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis foi considerado. A riqueza taxonômica foi calculada a partir da matriz de ausência/ presença e como medida de similaridade utilizamos Jaccard. Para dados univariados consideramos a distância euclidiana. Os taxóons que mais contribuíram para a densidade de poliquetas na malha de 1 mm e nas malhas combinadas foram determinados pela análise “Similarity percentage” (SIMPER). Todas as análises foram realizadas no software PRIMER + PERMANOVA 6.0 (2006).

3. Resultados

Nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte a malha de 1mm reteve entre 61 a 79% da densidade, 73 a 87% da biomassa e 74 a 87% da riqueza taxonômica dos poliquetas, quando comparada aos valores obtidos com as malhas combinadas 1 + 0,5mm, durante os períodos chuvoso e seco (Figura 2). Treze táxons durante o período chuvoso e 8 táxons durante o período seco foram exclusivos da malha de 0,5 mm no estuário de Mamanguape. No estuário da Paraíba, 9 táxons foram exclusivos da malha de 0,5 mm no período chuvoso e 6 táxons no período seco.

Figura 2- Proporção da contribuição da densidade, biomassa e riqueza taxonômica de Polychaeta retida na malha de 1mm durante os períodos chuvoso e seco nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Paraíba, Nordeste do Brasil.



A nMDS mostra elevada similaridade na densidade e biomassa de poliquetas entre as malha de 1 mm e malhas combinadas, em ambos os estuários e períodos de amostragem (Figura 3). Densidade, biomassa, riqueza taxonômica e índices de Shannon-Wiener, Pielou, Margalef e Simpson não mostraram diferenças significativas entre os níveis do fator de malha, bem como para as interações entre malhas *vs.* zonas e malhas *vs.* períodos de amostragem ($p > 0,05$) (Tabela 1). O “Pair-wise test” mostrou que não houve diferenças significativas para a estrutura da fauna de Polychaeta dentre as malhas de 1mm e malhas combinadas em cada zona, durante os períodos chuvoso e seco, em ambos os estuários (Figura 4, Figura 5).

A análise SIMPER mostrou que os táxons com maior representatividade para malha de 1 mm foram os mesmos que ocorreram nas malhas combinadas (Tabela 2). Os táxons mais representativos nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte foram *Laeonereis* (HARTMAN, 1945), contribuindo com 50 a 70% dos organismos retidos na malha de 1 mm e malhas combinadas, durante os períodos chuvoso e seco.

Figura 3- Resultados da análise "non-metric Multidimensional Scaling Analysis"(nMDS) baseados na densidade e biomassa de Polychaeta, considerando a malha de 1mm e as malhas combinadas 1+0,5mm. Sendo: (A1*; A2*) densidade Mamanguape, (A3**; A4**) densidade Paraíba do Norte; (B1*; B2*) biomassa Mamanguape, (B3**; B4**) biomassa Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil.

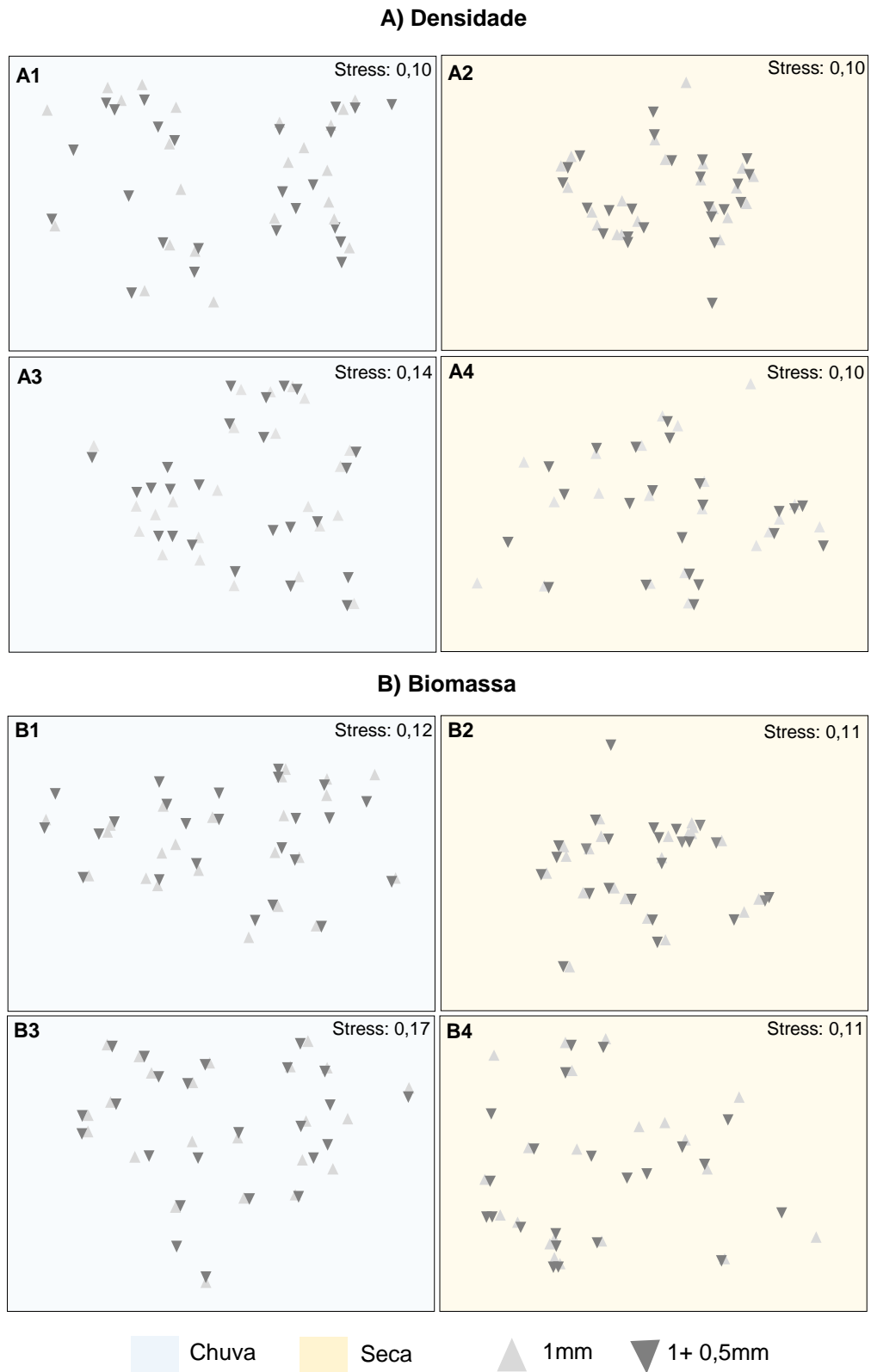


Tabela 1- Resultados das análises de PERMANOVA para densidade, biomassa, riqueza taxonômica, índice de Shannon-Wiener, índice de Pielou, índice de Margalef e índice de Simpson de Polychaeta coletados nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil.

Estuário Mamanguape												
Fatores	Densidade			Biomassa			Riqueza taxonômica			Índice de Shannon-Wiener		
	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)
Malhas	1	0,5232	0,867	1	0,2550	0,9988	1	0,5101	0,9332	1	3,0419	0,0849
Malhas x Zonas	3	0,3045	1	3	0,1812	1	3	0,3212	1	3	0,1743	0,9146
Malhas x Períodos de amostragem	1	0,1867	0,9995	1	0,1161	1	1	0,2827	0,9993	1	0,0802	0,9777
Total	91			91			91			95		
Fatores	Índice de Pielou			Índice de Margalef			Índice de Simpson					
	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)
Malhas	1	0,9272	0,3267	1	3,1204	0,086	1	2,3293	0,1341			
Malhas x Zonas	3	0,0258	0,9943	3	0,4304	0,7254	3	0,1022	0,9579			
Malhas x Períodos de amostragem	1	0,5103	0,4667	1	0,0037	0,9517	1	0,1717	0,6787			
Total	95			95			95					

Estuário Paraíba do Norte												
Fatores	Densidade			Biomassa			Riqueza taxonômica			Índice de Shannon-Wiener		
	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)
Malhas	1	0,2900	0,9919	1	0,1253	0,9999	1	0,2595	0,9997	1	1,1569	0,2810
Malhas x Zonas	3	0,1428	1	3	0,0636	1	3	0,1524	1	3	0,0078	0,9729
Malhas x Períodos de amostragem	1	0,1634	0,9995	1	0,0843	1	1	0,1719	1	1	0,0013	0,9074
Total	89			89			89			95		
Fatores	Índice de Pielou			Índice de Margalef			Índice de Simpson					
	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)	df	Pseudo-F	P (perm)
Malhas	1	0,2688	0,6084	1	2,1215	0,1543	1	0,6288	0,4230			
Malhas x Zonas	3	0,1992	0,8961	3	0,3694	0,7738	3	0,0506	0,9827			
Malhas x Períodos de amostragem	1	0,0521	0,9827	1	0,0897	0,7687	1	0,0164	0,8987			
Total	95			95			95					

Figura 4 - Box plots da densidade (A), biomassa (B) e riqueza taxonômica (C) de poliquetas coletados nos estuários Mamanguape (*) e Paraíba do Norte (**), Nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham uma letra são significativamente diferentes (“teste post-hoc”).

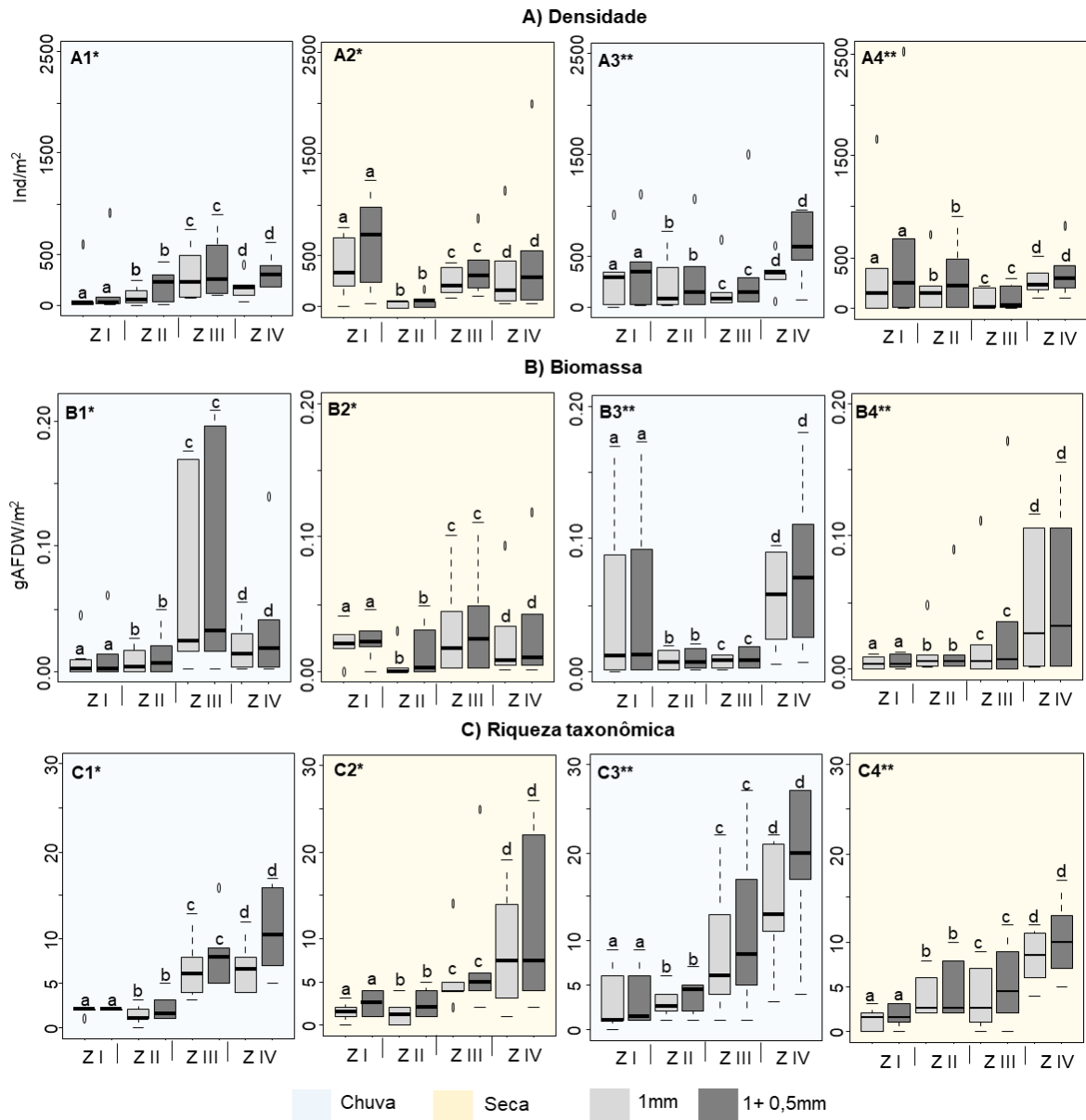
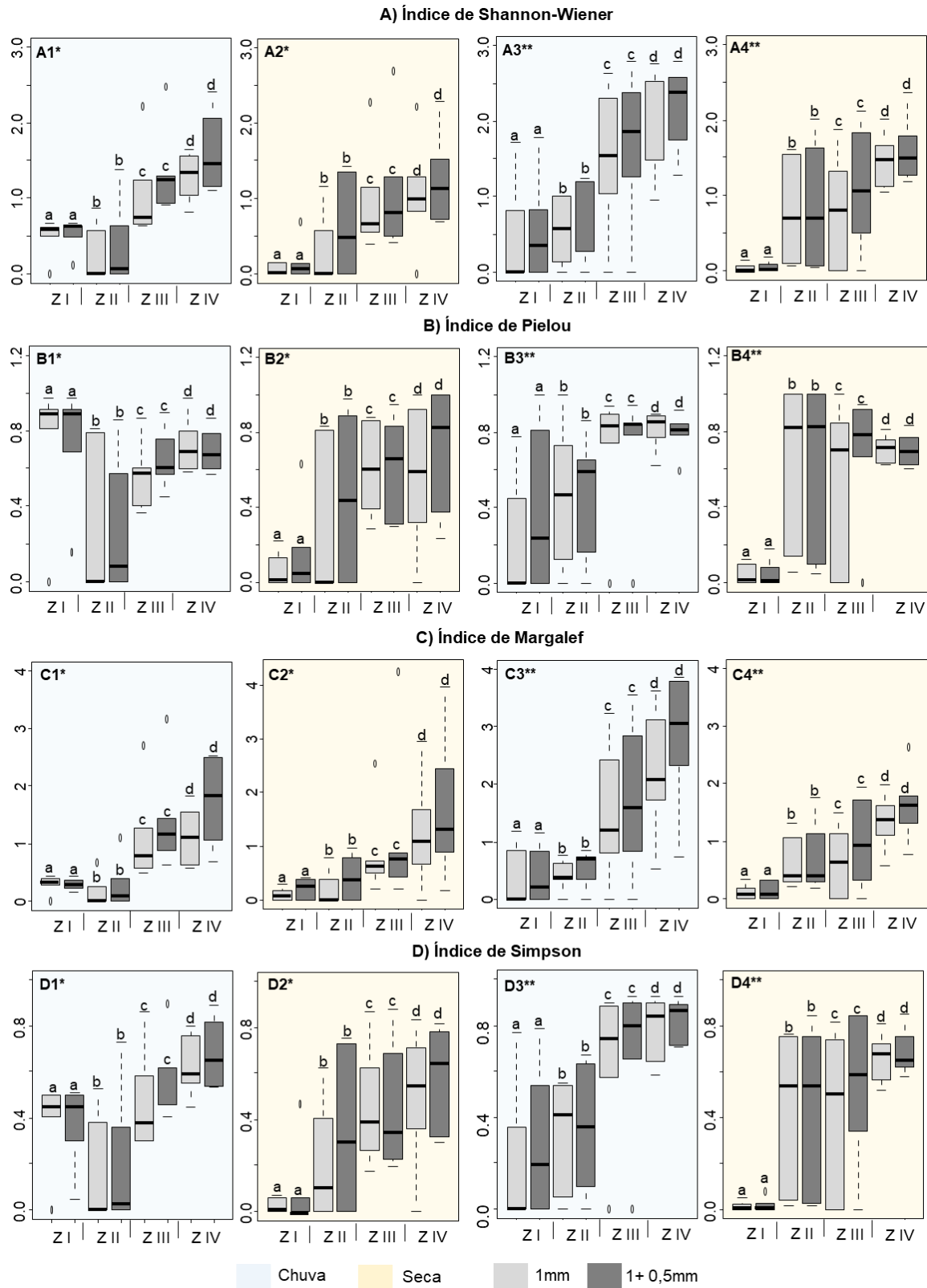


Figura 5- Box plots dos índices de Shannon-Wiener (A), Pielou (B), Margalef (C) e Simpson (D) de Polychaeta coletados nos estuários Mamanguape (*) e Paraíba do Norte (**), Nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham uma letra são significativamente diferentes (“teste post-hoc”).



Taxa	Estuário Mamanguape				Estuário Paraíba do Norte			
	Chuva		Seca		Chuva		Seca	
	1mm	1+0,5mm	1mm	1+0,5mm	1mm	1+0,5mm	1mm	1+0,5mm
<i>Laonereis</i> (HARTMAN, 1945)	40-50%	40-50%	40-50%	40-50%	40-50%	40-50%	40-50%	40-50%
<i>Lumbrineris</i> (BLAINVILLE, 1828)	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%
<i>Glycinde</i> (MÜLLER, 1858)	5-10%	5-10%	10-20%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%
<i>Armandia</i> (FILIPPI, 1861)	5-10%	10-20%	5-10%	5-10%				
<i>Aricia</i> (READ; FAUCHALD, 2018)	10-20%	10-20%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%
<i>Nereis</i> (LINNAEUS, 1758)	10-20%	10-20%			5-10%	5-10%		
<i>Hemipodia</i> (KINBERG, 1865)					5-10%	5-10%	10-20%	10-20%
<i>Glycera</i> (LAMARCK, 1818)	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	5-10%	10-20%	10-20%
<i>Sigambra</i> (MÜLLER, 1858)		5-10%		5-10%		5-10%		5-10%
<i>Acromegalomma</i> (GIL; NISHI, 2017)							10-20%	10-20%
<i>Magelona</i> (MÜLLER, 1858)	10-20%	10-20%			10-20%	10-20%		
<i>Mediomastus</i> (HARTMAN, 1944)	5-10%	10-20%			5-10%	5-10%		
<i>Heteromastus</i> (EISIG, 1887)	5-10%				5-10%			
<i>Notomastus</i> (SARS, 1851)					5-10%	5-10%		
<i>Diopatra</i> (AUDOIM; MILNE, 1833)					5-10%	5-10%	5-10%	5-10%
<i>Goniadides</i> (HARTMAN-SCHRÖDER, 1960)				5-10%			5-10%	5-10%
<i>Euone</i> (MALMGREN, 1965)							5-10%	5-10%
<i>Isolda</i> (MÜLLER, 1858)						5-10%	5-10%	
<i>Chaetozone</i> (MALMGREN, 1967)				5-10%				5-10%
<i>Dorvillea</i> (PARFITT, 1966)								5-10%
<i>Clymenella</i> (VERRILL, 1873)					5-10%	5-10%		
<i>Owenia</i> (CHIAJE, 1844)					5-10%	5-10%		
<i>Euclymene</i> (VERRILL, 1900)					5-10%	5-10%		
<i>Sternaspis</i> (OTTO, 1820)		5-10%			5-10%	5-10%		
<i>Kinbergonuphis</i> (FAUCHALD, 1982)		5-10%			5-10%	5-10%		
<i>Cabira</i> (WEBSTER, 1879)					5-10%			
<i>Spiophanes</i> (GRUBE, 1860)						5-10%		
<i>Eteone</i> (SAVIGNY, 1822)						5-10%		
<i>Capitella</i> (BLAINVILLE, 1828)						5-10%		
<i>Allita</i> (KINBERG, 1865)			5-10%	5-10%				
<i>Hemipodia</i> (KINBERG, 1865)	5-10%	5-10%						
<i>Paraonis</i> (GRUBE, 1873)		5-10%						
<i>Prionospio</i> (MALMGREN, 1867)		5-10%						



Tabela 2- Resultados das análises SIMPER para a composição de até 98% da fauna de Polychaeta coletada durante os períodos chuvoso e seco, nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil. (**) dados não representados.

4. Discussão

A alta eficiência da malha de 1 mm na retenção dos componentes estruturais da fauna de Polychaeta contribuiu para a ausência de diferenças significativas da abundância, biomassa, riqueza taxonômica e índices de diversidade entre a malha de 1 mm e malhas combinadas. Portanto, a inclusão dos dados da malha de 0,5 mm não aumentou o poder estatístico na detecção de diferenças significativas na estrutura da fauna de Polychaeta ao usar a malha de 1 mm ou malhas combinadas ao longo do gradiente estuarino durante os períodos chuvoso e seco. Resultados semelhantes aos nossos também foram registrados em outros estudos (FERRARO et al., 1994, 2006; LAMPADARIOU et al. 2005; 2008; COUTO et al. 2010).

Já é conhecido que o sucesso de programas de biomonitoramento está relacionado ao baixo custo, rapidez para aquisição dos dados e resultados confiáveis (PINNA et al., 2013). Estudos indicam que a exclusão da malha de 0,5 mm proporciona uma redução de aproximadamente 65% no tempo necessário para lavagem, triagem e identificação dos táxons quando comparado às malhas combinadas (LAMPADARIOU et al., 2005; COUTO et al., 2010; PINNA et al., 2013). Assim, o tempo economizado com a exclusão da malha de 0,5 mm pode ser utilizado para garantir: i) entrega mais rápida dos relatórios de avaliação da qualidade ambiental aos órgãos competentes; ii) ampliação dos locais de amostragem para uma melhor representação das condições ambientais da área de estudo; iii) avaliação dos atributos funcionais dos organismos como complemento as características estruturais, para garantir uma melhor avaliação da qualidade ambiental e do funcionamento do ecossistema (PINTO et al., 2009; COUTO et al., 2010; BARBA et al., 2010). Além disso, o uso exclusivo de peneiras com malhas de 1 mm reduz os custos de programas de biomonitoramento, pois o número de especialistas necessários para a triagem e identificação de organismos é menor (PINNA et al., 2013).

Ao avaliar a composição taxonômica retida nas diferentes malhas, observamos a dominância dos mesmos táxons quando usamos a malha de 1 mm e as malhas combinadas, resultados semelhantes aos nossos também foram observados por Rodrigues et al. (2007) no

estuário do Rio Tejo em Portugal e Somerfield et al. (2018) em ilhas no Reino Unido. Desse modo, os táxons retidos pela malha de 1 mm são um subconjunto daqueles retidos nas malhas combinadas, pois a malha de 0,5 mm retém principalmente indivíduos juvenis que quando adultos ficam retidos na malha de 1mm (THOMPSON et al., 2003; COUTO et al., 2010). Além dos organismos juvenis, a malha de 0,5 mm também retém táxons de pequeno porte, alguns que ainda não desenvolveram características morfológicas importantes que os diferenciam de outros táxons, por isso, são mais difíceis de identificar, aumentando o tempo e o risco de erros de identificação (THOMPSON et al., 2003; PINNA et al., 2013; VALENÇA et al., 2013). Por outro lado, quando identificados corretamente, os táxons de pequeno porte exclusivos da malha de 0,5mm, podem contribuir com informações essenciais sobre a qualidade do ecossistema, especialmente quando a avaliação é feita puramente com base na riqueza taxonômica (SCHLACHER; WOOLDRIDGE, 1996; TANAKA; LEITE, 1998; RODRIGUES et al., 2007; VALENÇA et al., 2013).

A elevada retenção da fauna de Polychaeta na malha de 1 mm foi independente dos períodos de amostragem, embora a densidade, biomassa e riqueza taxonômica da fauna bentônica sejam direta e indiretamente influenciadas por mudanças nas características ambientais durante os períodos chuvoso e seco (BERGAMINO et al., 2009; BLANCHET et al., 2014), condição que poderia demonstrar a ineficiência da malha de 1mm durante algum período de amostragem. Contrariando nossos resultados, Couto et al. (2010) observou que a eficiência da malha de 1mm e das malhas combinadas em refletir informações sobre componentes estruturais e índices de diversidade da comunidade bentônica, variou entre os períodos de amostragem (outono e inverno) no estuário Mondego em Portugal. Segundo os autores, estes resultados são reflexo de mudanças nas características do habitat, níveis de salinidade e poluição orgânica durante o período de estudo.

É importante enfatizar que a seleção da malha de 1 mm ou a combinação de malhas deve estar alinhada com o objetivo do trabalho e o grupo bioindicador considerado, uma vez que o tamanho da malha considerada resultará em uma redução arbitrária no tamanho dos organismos amostrados. Neste estudo, consideramos a fauna de Polychaeta como grupo bioindicador e características morfológicas peculiares do grupo pode ter contribuído para a alta retenção da fauna na malha de 1 mm ao longo do gradiente estuarino e períodos chuvoso e seco. Os poliquetas podem apresentar apêndices desenvolvidos na cabeça e no corpo; tentáculos; cápsula cefálica (> 1 mm); penacho branquial; o corpo pode ser discoide,

cilíndrico robusto, cilíndrico alongado; viverem em tubos incrustado de grãos de areia ou fragmentos de conchas (AMARAL; NONATO, 1996; AMARAL et al., 1998; OTEGUI et al., 2016), essas características aumentam a probabilidade dos poliquetas ficarem retidos na malha de 1 mm.

Neste estudo, a malha de 1 mm se mostrou suficiente para refletir informações relacionadas aos atributos taxonômicos e índices de diversidade da fauna de Polychaeta em dois estuários tropicais durante os períodos chuvoso e seco. Assim, sugerimos que a malha de 1 mm pode ser usada em estudos de biomonitoramento de estuários tropicais, tendo em vista que o sucesso desses programas está relacionado a sensibilidade de diagnosticar as reais condições ambientais dos ecossistemas em curto prazo de tempo e com baixo custo. Porém, ressaltamos que o uso exclusivo da malha de 1mm deve ser combinado a avaliação de diferentes atributos taxonômicos e índices de diversidade da fauna bentônica. Esses resultados podem auxiliar na elaboração de futuros programas de biomonitoramento no Brasil e em todo mundo, pois os atributos e índices avaliados são os comumente utilizados para avaliação da qualidade ambiental.

Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- AMARAL, A. C.; MORGADO, E. H; SALVADOR, L. B., 1998. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 307-316, 1998.
- AMARAL, A. C.; NONATO, E. F. Annelida Polychaeta- características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1996.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, 2008.
- ANDERSON, M. J.; TER BRAAK, C. J. F. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73, p. 85-113, 2003.
- ANDERSON, M. J., 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, p. 626-639, 2001.

BARBA, B.; LARRAÑAGA ARRIZABALAGA, A.; OTERMIN, A.; BASAGUREN DEL CAMPO, A.; POZO MARTÍNEZ, J. The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. **Limnetica**, v. 29, p. 211-220, 2010.

BERGAMINO, L.; MUNIZ, P.; DEFEO, O. Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 584-587, 2009.

BLANCHET, H.; GOUILLIEUX, B.; ALIZIER, S.; AMOUROUX, J. M.; BACHELET, G.; BARILLÉ, A. L., et al. Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries. **Journal of Sea Research**, v. 90, p. 95-110, 2014.

BORJA, A.; BASSET, A.; BRICKER, S.; DAUVIN, J.; ELLIOT, M.; HARRISON, T.; MARQUES, J.; WEISBERG, S.; WEST, R. Classifying ecological quality and integrity of estuaries. In E. Wolanski & D. McLusky (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science* Vol. 1 (pp. 125-162). Waltham: Academic Press, 2012.

BORJA, Á.; MARÍN, S. L.; MUXIKA, I.; PINO, L.; RODRÍGUEZ, J. G. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures?. **Marine pollution bulletin**, v. 97, p. 85-94, 2015.

CHOLLETT, I., BONE, D. Effects of heavy rainfall on polychaetes: Differential spatial patterns generated by a large-scale disturbance. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 340, p. 113-125, 2007.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. M. Primer v. 6: user manual (p. 192). Plymouth: PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, 2006.

COUTO, T.; PATRÍCIO, J.; NETO, J. M.; CEIA, F. R.; FRANCO, J.; MARQUES, J. C. The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1162-1173, 2010.

CPTEC, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos, 2018. Retrieved from: <http://clima1.cptec.inpe.br/estacoes/> on June 04th, 2018.

DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A.; DEL-PILAR-RUSO, Y.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, p. 2133-2149, 2012.

ELEFThERIOU, A.; HOLME, N. A. Macrofauna techniques. **Methods for the study of marine benthos**, p.140-216, 1984.

FERNÁNDEZ-TAJES, J.; FLÓREZ, F.; PEREIRA, S.; RÁBADE, T.; LAFFON, B.; MÉNDEZ, J. Use of three bivalve species for biomonitoring a polluted estuarine environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, p. 289-300, 2011.

FERRARO, S. P.; SWARTZ, R. C.; COLE, F. A.; DEBEN, W. A. Optimum macrobenthic sampling protocol for detecting pollution impacts in the Southern California Bight. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 29, p. 127-153, 1994.

FERRARO, S. P.; COLE, F. A.; OLSEN, A. R. A more cost-effective EMAP benthic macrofaunal sampling protocol. **Environmental monitoring and assessment**, v. 116, p. 275-290, 2006.

HUTCHINGS, P. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, p. 1133-1145, 1998.

LAMPADARIOU, N.; KARAKASSIS, I.; PEARSON, T. H. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 1606-1618, 2005.

LAMPADARIOU, N.; AKOUMIANAKI, I.; KARAKASSIS, I. Use of the size fractionation of the macrobenthic biomass for the rapid assessment of benthic organic enrichment. **Ecological indicators**, v. 8, p. 729-742, 2008.

MAGALHÃES, L.; PIRES, A.; VELEZ, C.; MARTINS, R.; FIGUEIRA, E.; SOARES, A. M.; FREITAS, R. Seasonal and spatial alterations in macrofaunal communities and in *Nephtys cirrosa* (Polychaeta) oxidative stress under a salinity gradient: A comparative field monitoring approach. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 192-201, 2019.

MARGALEF, R. Perspectives in Ecological Theory. The University of Chicago Press, Chicago, 111 pp, 1969.

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v. 11, p. 1-14, 2016a.

MEDEIROS, C. R. F.; COSTA, A. K. D. S.; LIMA, C. S. D. S.; OLIVEIRA, J. M.; JÚNIOR, M. M. C.; SILVA, M. R. A.; et al. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016b.

MENDES, C. L. T.; TAVARES, M.; SOARES-GOMES, A. Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 377-384, 2007.

NÓBREGA-SILVA, C.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; DOS SANTOS OLÍMPIO, M.; FARIAS, J. N. B.; MOLOZZI, J. Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?. **Acta Oecologica**, v. 77, p. 50-58, 2016.

OTEGUI, M. B.; BRAUKO, K. M.; PAGLIOSA, P. R. Matching ecological functioning with polychaete morphology: Consistency patterns along sedimentary habitats. **Journal of Sea Research**, v. 114, p. 13-21, 2016.

PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology, An Annual Review**, v. 16, p. 229-311, 1978.

PIELOU, E.C. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley–Interscience, New York, 286 pp, 1969.

PINNA, M.; MARINI, G.; ROSATI, I.; NETO, J. M.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; BASSET, A. The usefulness of large body-size macroinvertebrates in the rapid ecological assessment of Mediterranean lagoons. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 48-61, 2013.

PINTO, R.; PATRÍCIO, J.; BAETA, A.; FATH, B. D.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. **Ecological indicators**, v. 9, p. 1-25, 2009.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint. American Association for the Advancement of Science, 1967.

ROCHA, M. D. S. P.; MOURÃO, J. D. S.; SOUTO, W. D. M. S.; BARBOZA, R. R. D.; ALVES, R. R. D. N. Utilización de los recursos pesqueros en el estuario del río mamanguape, estado de Paraíba, Brasil. **Interciencia**, v. 33, p. 903-910, 2008.

RODRIGUES, A. M.; MEIRELES, S.; PEREIRA, T.; QUINTINO, V. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. **Hydrobiologia**, v. 587, p. 37-50, 2007.

SCHLACHER, T. A.; WOOLDRIDGE, T. H. How sieve mesh size affects sample estimates of estuarine benthic macrofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 201, p. 159-171, 1996.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, 1963.

SIMPSON, E. H., 1949. Measurement of diversity. *nature*.

SIVADAS, S. K.; NAGESH, R.; GUPTA, G. V. M.; GAONKAR, U.; MUKHERJEE, I.; RAMTEKE, D.; INGOLE, B. S. Testing the efficiency of temperate benthic biotic indices in assessing the ecological status of a tropical ecosystem. **Marine pollution bulletin**, v. 106, p. 62-76, 2016.

SOMERFIELD, P. J.; DASHFIELD, S. L.; WARWICK, R. M. The structure and organisation of integral marine benthic communities in relation to sieve mesh size. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 502, p. 164-173, 2018.

THOMPSON, B. W.; RIDDLE, M. J.; STARK, J. S. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p. 232-243, 2003.

VALENÇA, A. P. M. C.; DOS SANTOS, P. J. P. Macrobenthic community structure in tropical estuaries: the effect of sieve mesh-size and sampling depth on estimated abundance, biomass and composition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, p. 1441-1456, 2013.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; SMITH, C. J.; DOLBETH, M.; SIMONE, L. R. L.; MARQUES, J. C.; et al. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Scienc**, v. 187, p. 62-73, 2017.

Capítulo 2

Como as medidas de diversidade funcional respondem a diversidade taxonômica de Polychaeta em estuários de clima tropical típico e tropical semiárido?



**Como as medidas de diversidade funcional respondem a diversidade taxonômica de
Polychaeta em estuários de clima tropical típico e tropical semiárido?**

Wilma Izabelly Ananias Gomes¹, Joseline Molozzi²

¹Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, Avenida das Baraúnas, 351, Bodocongó, Campina Grande, PB, CEP: 58429-500, Brasil. e-mail: wilmaizabelly@hotmail.com, Tel.: +55 08398833-5945

²Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental- Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, Avenida das Baraúnas, 351, Bodocongó, Campina Grande, PB, CEP: 58429-500, Brasil

Resumo

A diversidade taxonômica e os componentes da diversidade funcional refletem aspectos complementares da diversidade biológica. Apesar de importante, a relação entre essas medidas de diversidade é pouco explorada em ecossistemas estuarinos. Este estudo teve como objetivo avaliar a relação da riqueza taxonômica (S) com a riqueza funcional ($FRic$), uniformidade funcional ($FEve$), divergência funcional ($FDiv$) e redundância funcional ($FRed$) de Polychaeta em três estuários tropicais típicos e três estuários tropicais semiáridos, nordeste do Brasil. Os poliquetas foram coletados na região subtidal em 12 sites distribuídos ao longo do gradiente estuarino. Os componentes da diversidade funcional foram calculados com base em cinco atributos funcionais que refletem a capacidade de diferentes espécies conviverem no mesmo habitat. Nos estuários tropicais semiáridos a $FRic$ aumentou com a riqueza taxonômica, pois novas combinações de categorias funcionais foram acrescentadas a comunidade, ocasionando também a redução da $FRed$. A $FEve$ e $FDiv$ reduziram com a riqueza taxonômica, sugerindo o aumento na sobreposição funcional da comunidade. Enquanto nos estuários tropicais típicos, apenas a $FRic$ mostrou relação positiva significativa, os demais componentes funcionais não estiveram relacionados com a riqueza taxonômica. Estes resultados podem ser reflexo dos efeitos sinérgicos das atividades antrópicas as margens dos estuários tropicais típicos que dificultaram o estabelecimento de relações entre a riqueza taxonômica com a $FEve$, $FDiv$ e $FRed$. Portanto, os componentes da diversidade funcional respondem de diferentes maneiras a riqueza taxonômica de Polychaeta em estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos, tendo em vista que além de diferirem quanto ao gradiente salino, estes estuários diferem em relação ao nível de impacto antrópico ao qual estão submetidos.

Palavras-chaves: atributo funcional, riqueza taxonômica, riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional, redundância funcional.

Abstract

Taxonomic diversity and the components of functional diversity reflect complementary aspects of biological diversity. Although important, the relationship between these measures of diversity is little explored in estuarine ecosystems. This study aimed to evaluate the relationship between taxonomic richness (S) with functional richness ($FRic$), functional uniformity ($FEve$), functional divergence ($FDiv$) and functional redundancy ($FRed$) of Polychaeta in three typical tropical estuaries and three tropical estuaries semiarid, northeastern Brazil. The polychaetes were collected in the subtidal region at 12 sites distributed along the estuarine gradient. The polychaetes were collected in the subtidal region at 12 sites distributed along the estuarine gradient. The components of functional diversity were calculated based on five functional attributes that reflect the ability of different species to coexist in the same habitat. In semi-arid tropical estuaries, $FRic$ increased with taxonomic richness, as new combinations of functional categories were added to the community, also causing the reduction of $FRed$, $FEve$, and $FDiv$ decreased with taxonomic wealth, suggesting an increase in the functional overlap of the community. While in typical tropical estuaries, only $FRic$ showed a significant positive relationship, the other functional components were not related to taxonomic richness. These results may reflect the synergistic effects of anthropic activities on the margins of typical tropical estuaries that hindered the establishment of relationships between taxonomic wealth with $FEve$, $FDiv$, and $FRed$. Therefore, the components of functional diversity respond in different ways to the taxonomic richness of Polychaeta in typical tropical and semi-arid tropical estuaries, given that in addition to differing in the salt gradient, these estuaries differ in relation to the level of anthropogenic impact to which they are subjected.

Key words: functional attribute, taxonomic richness, functional richness, functional uniformity, functional divergence, functional redundancy.

1. Introdução

Diversidade biológica é definida como a variedade de vida e os processos ecológicos e evolutivos que estão envolvidos para sua manutenção (GASTON, 1996). Por se tratar de um conceito amplo e complexo, diversas abordagens baseadas em atributos taxonômicos e atributos funcionais foram propostas para avaliar a diversidade de comunidades ou ecossistemas, a exemplo dos índices de Margalef (MARGALEF, 1969), Shannon-Wiener (SHANNON; WEAVER, 1963) e índices funcionais (MASON et al., 2005; VILLÉGER et al., 2008). Particularmente, a riqueza taxonômica é a medida de diversidade mais utilizada por ser considerada simples e de fácil interpretação, pois é esperado que ecossistemas que sustentam elevada riqueza, apresentem maior estabilidade das funções ecossistêmicas (HOOPER et al., 2005; MELO; HEPP, 2008; SONG et al., 2014). Desse modo, a redução na riqueza taxonômica pode ser interpretada como indicador potencial de perda da qualidade ambiental (LOREAU et al., 2001; ELLIOTT; QUINTINO, 2007). Apesar da dinâmica da riqueza taxonômica fornecer informações importantes, essa medida não considera as diferentes funções ecológicas desempenhadas por cada táxon (HOOPER et al., 2005; VINAGRE et al., 2017).

Diferente das medidas de diversidade taxonômica, a diversidade funcional fornece informações sobre a distribuição dos atributos funcionais no espaço n-dimensional (HUTCHINSON, 1957; VILLÉGER et al., 2008). Particularmente, os atributos funcionais representam características mensuráveis, as quais refletem as funções desempenhadas pelos organismos no ambiente, logo são considerados indicadores do funcionamento do ecossistema (VIOLE et al. 2007; DIMITRIADIS et al., 2012). Os atributos funcionais podem ser avaliados isoladamente ou incorporados a índices de diversidade funcional, os quais calculam diferentes componentes da estrutura funcional: (i) riqueza funcional - representa a quantidade de nicho ocupado pela comunidade no espaço funcional; (ii) uniformidade funcional - avalia a regularidade com que a abundância dos organismos é distribuída no espaço funcional; (iii) divergência funcional - mede o grau de dissimilaridade entre os atributos, sendo ponderada pela abundância relativa de espécies; e iv) redundância funcional - avalia a similaridade entre os atributos funcionais dos táxons em uma comunidade, independentemente da abundância das espécies (MASON et al., 2005; VILLÉRGE et al., 2008; VAN DER LINDEN et al., 2016).

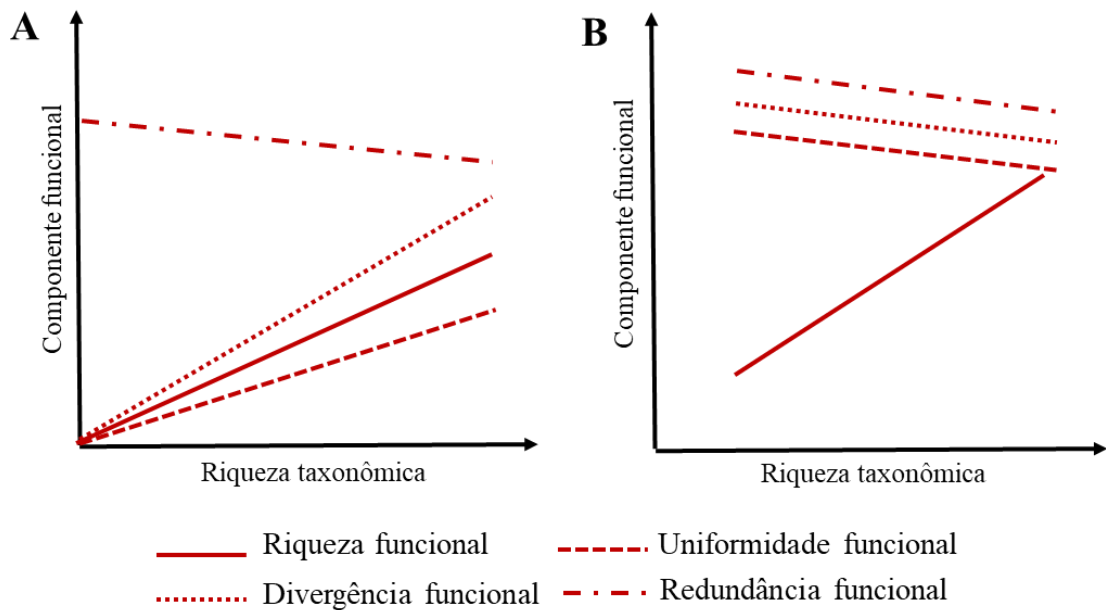
A maioria dos estudos que investigam a diversidade funcional da comunidade bentônica em ecossistemas estuarinos são desenvolvidos na região temperada (p. ex., SONG et al., 2014; VAN DER LINDEN et al., 2016; KOKAREV et al., 2017), embora recentemente observamos o aumento no número de estudos desenvolvidos em estuários na região tropical (p. ex., GUSMÃO et al., 2016; VAN DER LINDEN et al., 2017; WOUTERS et al., 2018). Mas, apesar desse avanço e da diversidade taxonômica e os componentes da diversidade funcional refletirem aspectos complementares da diversidade biológica, até o momento, estudos que avaliam a relação direta entre a riqueza taxonômica e os componentes da diversidade funcional em ecossistemas estuarinos são raros (TÖRNROOS et al., 2015; WONG; DOWD, 2015; LEUNG; CHEUNG, 2017), ou ainda não foram desenvolvidos em estuários tropicais semiáridos.

Tradicionalmente, os estuários são definidos como áreas de transição entre ecossistemas marinhos e de água doce, podendo ser classificados em positivos ou inversos com base no balanço entre a entrada de água doce e a evaporação (PRITCHARD, 1967). Os diferentes tipos climáticos encontrados na região tropical favorecem a ocorrência de estuários positivos e estuários inversos. Em regiões de clima tropical quente/úmido é comum encontrarmos estuários classificados como positivos, aqui tratado como estuários tropicais típicos. Esses estuários recebem grande aporte de água doce do continente, favorecendo a formação de um gradiente salino amplo em que a salinidade, diversidade taxonômica e funcional da comunidade bentônica aumentam a jusante (mar) (PRITCHARD, 1967; MEDEIROS et al., 2016a; VAN DER LINDEN et al., 2017). Associado a menor diversidade taxonômica e funcional a montante do mar, é possível observar a dominância de espécies nessa região (NÓBREGA-SILVA et al., 2016). Enquanto em regiões de clima tropical semiárido é comum a ocorrência de estuários classificados como inversos, aqui tratado como estuários tropicais semiáridos. Esses estuários recebem pouca recarga de água doce e estão submetidos a elevadas taxas de evaporação, condições que favorecem o aumento nos níveis de salinidade e a formação do gradiente salino curto e inverso, em que a salinidade é maior a montante do mar (PRITCHARD, 1967; POTTER et al., 2010). A diversidade taxonômica e funcional nos estuários tropicais semiáridos é maior que a dos estuários tropicais típicos, sendo variável ao longo do gradiente salino (MACKAY et al., 2010; QUEIROZ; DIAS, 2014; MEDEIROS et al., *no prelo*).

Considerando a forte influência que os fatores ambientais exercem sobre diversidade taxonômica e os componentes da diversidade funcional, a relação entre essas medidas de diversidade pode variar entre positiva, negativa ou ausente (KARADIMOU et al., 2016; MORELLI et al., 2018). Desse modo, objetivamos avaliar a relação da riqueza taxonômica com a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional de Polychaeta em estuários tropicais típicos e estuários tropicais semiáridos. Selecionamos a classe Polychaeta por se tratar de um grupo diverso e abundante, que se distribui ao longo de todo gradiente estuarino com organismos de diversos hábitos alimentares e modo vida, ocupando a maioria dos nichos (BORJA et al., 2015; NASI et al., 2018). Compreender a relação entre essas medidas de diversidade contribui para o entendimento sobre o papel da riqueza taxonômica no funcionamento dos ecossistemas; auxilia a identificar os processos que atuam na montagem das comunidades; bem como fornecer informações que poderá ajudar na elaboração de planos de restauração e programas de monitoramento (CADOTTE et al., 2011; LEUNG: CHEUNG, 2017; MORELLI et al., 2018).

Sabendo que nos estuários tropicais típicos a baixa riqueza taxonômica em regiões com baixa salinidade é acompanhada da dominância de espécies, então podemos prever uma relação linear positiva da riqueza taxonômica com a riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional, e uma relação linear negativa com a redundância funcional (Figura 1A). Por outro lado, com a elevada riqueza taxonômica presente ao longo dos estuários tropicais semiárido, podemos sugerir uma relação linear positiva da riqueza taxonômica com a riqueza funcional e relações lineares negativas com a uniformidade, divergência e redundância funcional (Figura 1B).

Figura 1- Hipóteses propostas para avaliar a relação entre a riqueza taxonômica e os componentes funcionais: riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional em estuários tropicais típico (A) e estuários tropicais semiárido (B), nordeste do Brasil.



2. Materiais e métodos

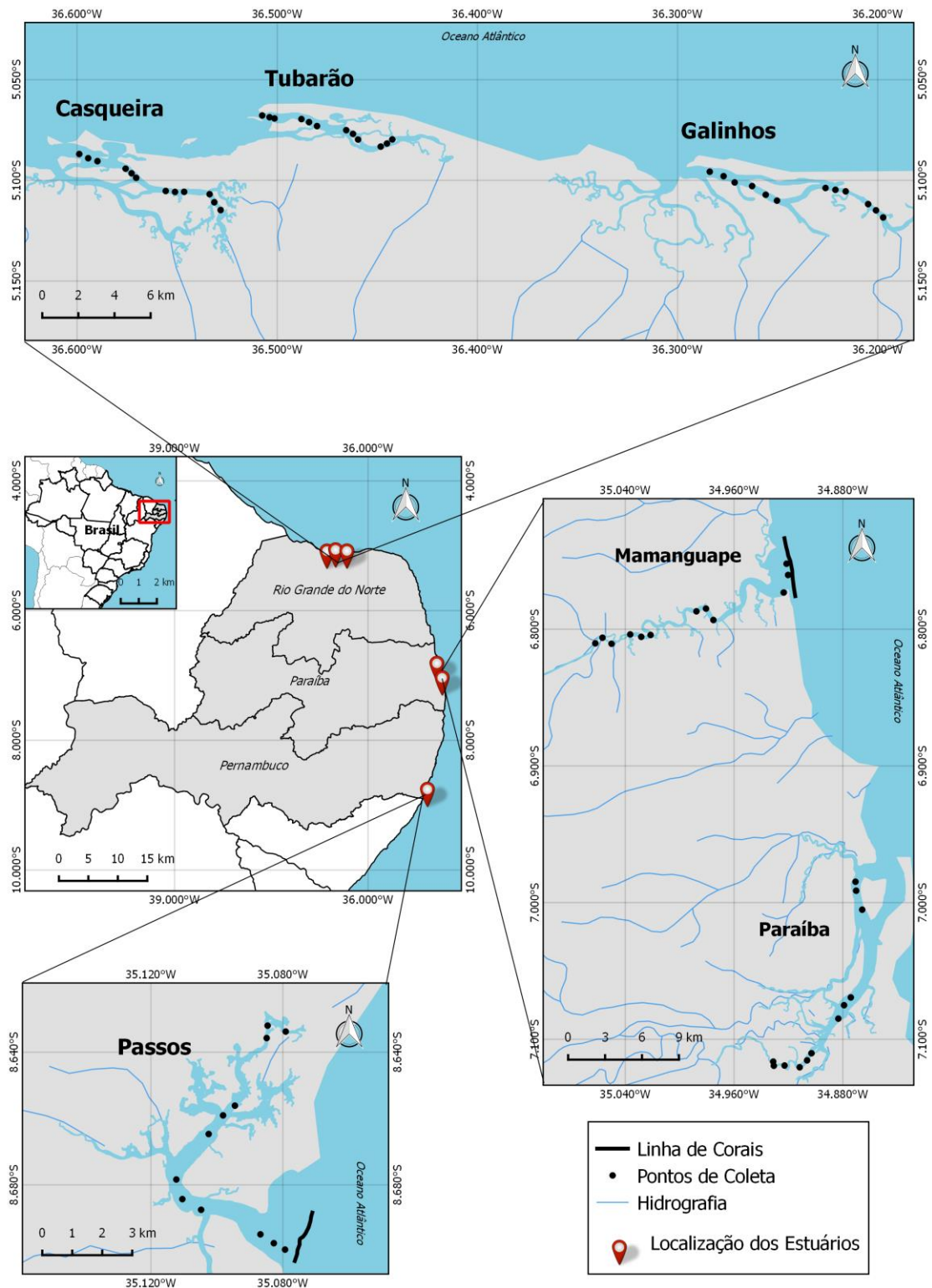
2.1 Área de estudo

Foram selecionados seis estuários localizados em dois tipos climáticos distintos no nordeste do Brasil (Figura 1). No estado da Paraíba estão os estuários Mamanguape ($6^{\circ}43'02''S$; $34^{\circ}54'04''O$) e Paraíba do Norte ($6^{\circ}54'14''S$; $34^{\circ}58'16''O$) e no estado de Pernambuco o estuário Passos ($8^{\circ}37'41''S$; $35^{\circ}04'08''O$). Esses estuários possuem em média 20 km de extensão e recebem descarga de água doce de importantes rios da região. De acordo com classificação de Köppen-Geiger o clima é o tropical quente/úmido, aqui tratado por tropical típico, com inverno seco e temperaturas que variam entre 25 e 30°C (ALVARES et al., 2013). A salinidade nestes estuários varia em média de 6 (montante do mar) a 36 (jusante do mar) (VASCONCELOS et al., 2004; NÓBREGA-SILVA et al., 2016). Durante o período deste estudo a menor salinidade registrada foi 3 (montante do mar) e 40 (jusante do mar). Na região é possível observar remanescentes de Mata Atlântica e áreas de mangue (CAMPOS et

al., 2015). Particularmente, o estuário Paraíba do Norte está localizado em área urbana e recebe forte influência antrópica de efluentes domésticos, atividades de carcinicultura e portuária (VAN DER LINDEN et al., 2017), enquanto os estuários Mamanguape e Passos estão localizados em Áreas de proteção ambiental (APA). As APA da Barra de Mamanguape e APA Guadalupe, também são impactadas por efluentes domésticos, escoamento de produtos oriundos das plantações de cana-de-açúcar e carcinicultura (SILVA et al., 2009; VAN DER LINDEN et al., 2017).

No Rio Grande do Norte estão os estuários Galinhos (5°06'19"S; 36°12'57"O), Casqueira (5°05'37"S; 36°32'21"O) e Tubarão (5°04'37"S; 36°27'24"O). De acordo com a classificação de Köppen-Geiger estes estuários estão localizados em região de clima semiárido quente, com precipitação anual inferior a 650mm e temperatura média anual superior a 26,5°C, considerada a região costeira mais quente e seca do Brasil (ALVARES et al., 2013). A principal contribuição de água doce para esses estuários é através dos lençóis freáticos e das escassas chuvas na região (SANTIAGO et al., 2005). Em função das características climáticas e ação da maré, a salinidade pode exceder a do mar e configurar a condição de estuário inverso hipersalino (DIAS et al., 2007; MEDEIROS et al., 2016a). No entanto, durante este estudo a salinidade variou de 25 a jusante (drenagem continental) e 41 a montante (próximo ao mar), não configurando a condição de hipersalinidade. Estes estuários possuem cerca de 10 km de extensão e estão circundados por pequenos municípios e comunidades pesqueiras. A pesca e a presença de salinas solares constituem a principal atividade antrópica na região, mas no complexo estuarino Galinhos-Guamaré é possível encontrar Porto, Pólo Petrolífero e Parque eólico. A vegetação na região é típica da caatinga, com áreas de restinga, bosque de mangues, campos de dunas e falésia (DÍAS et al., 2007; QUEIROZ; DIAS, 2014).

Figura 2- Localização dos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte (Paraíba); Passos (Pernambuco); Galinhos, Casqueira e Tubarão (Rio Grande do Norte) e seus respectivos pontos de amostragem, Nordeste do Brasil.



2.2 Locais de amostragem e períodos de coleta

Para que as amostras representassem todo gradiente estuarino seguimos a metodologia utilizada por Medeiros et al. (2016a) e Nóbrega-Silva et al. (2016) na qual consiste no estabelecimento *a priori* de quatro zonas de amostragem com auxílio de imagens de satélites. Essas zonas diferem principalmente quanto a profundidade e salinidade. Em cada zona foram coletados três pontos equidistantes, totalizando 12 pontos ao longo de cada estuário (Figura 1). Em cada ponto foram amostradas três réplicas na região subtidal e em maré baixa. As coletas foram realizadas no período chuvoso (junho de 2016 para os estuários tropicais semiáridos e agosto de 2016 para os estuários tropicais típicos) e período seco (dezembro de 2016 para os estuários tropicais semiáridos e fevereiro de 2017 para os estuários tropicais típicos) (CPTEC, 2018).

2.3 Diversidade taxonômica e funcional de *Polychaeta*

Os poliquetas foram coletados com draga van Veen (500 cm²) em cada local. O material foi lavado *in situ* com peneiras de malha 0,5 mm e os organismos identificados em nível de gênero utilizando literatura especializada (AMARAL; NONATO 1996; AMARAL et al. 1998). Como medida de diversidade taxonômica consideramos a riqueza taxonômica, ou seja, o número de diferentes táxons presente em cada local.

A diversidade funcional foi calculada com base em informações de cinco atributos funcionais, subdivididos em 21 categorias que refletem diferentes estratégias fisiológicas e de história de vida que possibilitam a sobrevivência de diferentes espécies em condições ambientais específicas (Tabela 1). As informações sobre estratégia alimentar, habitat, tempo de vida e desenvolvimento larval foram retiradas a partir da literatura específica (FAUCHALD; JUMARS, 1979; KNIGHT-JONES; PERKINS, 1998; CASTANEDO et al., 2012; VAN DER LINDEN et al., 2012; 2017; DARBYSHIRE, 2014) e bancos de dados online: MarLIN (MARLIN, 2006), Polytraits (FAULWETTER et al., 2014) e Encyclopedia of Life/TraitBank (PARR et al., 2014). O atributo preferência a salinidade foi categorizado de acordo com a frequência de ocorrência do táxon a determinado intervalo de salinidade, sendo subdividido em quatro categorias: salinidade <10, salinidade 10-20, salinidade 20-30, salinidade >30. A afinidade do táxon a cada categoria funcional foi atribuída através da

codificação *fuzzy coding* que permite capturar a variação na afinidade do táxon as diferentes categorias funcionais (STATZNER BECHE, 2010; CHEVENE et al., 1994). As pontuações variam de "0" a "3", onde "0" indica nenhuma afinidade do táxon com a categoria, "1" fraca afinidade, "2" média afinidade e "3" indica alta afinidade. Para atribuir o mesmo peso a cada táxon em cada atributo funcional, essas pontuações foram convertidas em porcentagens para que a soma das categorias correspondentes a cada atributo fosse igual a 100% (BEAUCHARD et al., 2017). A diversidade funcional foi avaliada com base no proposto por Villéger et al. (2008) que considera a riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional como componentes independentes, mas complementares da diversidade funcional. Além disso, calculamos também a redundância funcional (PETCHEY; GASTON, 2006).

Tabela 1- Atributos e categorias funcionais utilizados para calcular a diversidade funcional de Polychaeta em estuários tropicais típicos e estuários tropicais semiárido, nordeste do Brasil.

Atributo	Categoria	Função
Estratégia alimentar	Predador	Influencia no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, considerando que os organismos se distribuem de acordo com a oferta de alimento (VAN DER LINDEN et al., 2017).
	Detritívoro	
	Raspador	
	Depositívoro	
	Suspensívoro	
Habitat	Construtores de tubos	Auxilia na ciclagem de nutrientes, revolvendo o sedimento e disponibilizando compostos orgânicos e inorgânicos para a coluna d'água através do processo de bioturbação (FAULWETTER et al., 2014).
	Habitantes de tocas	
	Habitantes de superfície	
Tempo de vida	Curta (<1 ano)	Demonstra a capacidade de resiliência do ambiente, pois organismos com vida curta podem elevar sua abundância rapidamente após eventos de distúrbios (PEARSON; ROSENBERG, 1978).
	Média (1-3 anos)	
	Longa (> 3 anos)	
Desenvolvimento larval	Direto	Relacionado ao potencial de dispersão de espécies e resiliência do ambiente, logo organismos com desenvolvimento direto podem atingir elevada abundância após eventos distúrbios (VAN DER LINDEN et al., 2017).
	Lecitotrófico	
	Planctotrófico	
Preferência a salinidade	<10	A salinidade influencia na distribuição e composição funcional das espécies ao longo dos gradientes (VAN DER LINDEN et al., 2017).
	10-20	
	20-30	
	>30	

2.4 Análises de dados

Para testar nossas hipóteses utilizamos as matrizes *fuzzy coding* e de abundância para calcular cada componente da diversidade funcional: riqueza funcional (*FRic*), uniformidade

funcional (*FEve*), divergência funcional (*FDiv*) e a redundância funcional (*FRed*). A *FRic*, *FEve* e *FDiv* foram calculadas através da função *dbFD* do pacote *FD* (VILLÉGER et al., 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), enquanto a *FRed* foi calculada com base no proposto por Van der Linden et al. (2012) em que considera a razão entre a diversidade funcional (entropia quadrática de Raoh) e a diversidade de Shannon-Wiener. Os sites que não atendiam aos pressupostos para o cálculo dos índices, ou seja, não apresentavam o mínimo de táxons com diferentes categorias funcionais, sendo dois táxons para entropia de quadrática de Raoh e três táxons para *FRic*, *FEve* e *FDiv*, foram excluídos das análises seguintes.

Para explorar melhor nossos dados, avaliamos diferenças significativas na riqueza taxonômica (*S*), *FRic*, *FEve*, *FDiv* e *FRed* entre os estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos através de análises de variância (ANOVA one way; $\alpha \leq 0,05$) utilizando o pacote *vegan*. Finalmente, para identificar as relações entre a riqueza taxonômica e cada componente da diversidade funcional e verificar se a direção dessas relações mudam entre estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos, construímos modelos lineares utilizando a função (*lm*) do pacote *vegan*.

Todas as análises foram realizadas no software R, versão 3.5.2 (R Core Development Team, 2018).

3. Resultados

Os sites com maior riqueza taxonômica de poliquetas ocorreu nos estuários tropicais semiáridos (15 gêneros), quando comparado a riqueza taxonômica presente nos estuários tropicais típicos (7 gêneros) (Figura 3). A descrição de todos os táxons identificados nos estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos estão apresentados na Figura 1- Material suplementar. A maior *FRic* também foi registrada nos estuários semiárido (15) comparada aos estuários tropicais típicos (8) (Figura 3). Os demais componentes da diversidade funcional (*FEve*, *FDiv* e *FRed*) apresentaram valores semelhantes em ambos os estuários. Diferenças significativas foram observadas para a riqueza taxonômica (ANOVA: $F_{1,121} = 35,73$; $p = 0,001$) e *FRic* (ANOVA: $F_{1,121} = 18,86$; $p = 0,001$) entre os estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos. Contrariamente, não observamos diferenças significativas para *FEve* (ANOVA:

$F_{1,121} = 1,342$; $p = 0,249$), F_{Div} (ANOVA: $F_{1,121} = 0,155$; $p = 0,694$) e F_{Red} (ANOVA: $F_{1,131} = 2,422$; $p = 0,122$) entre os estuários analisados.

As relações entre a riqueza taxonômica S e os componentes de diversidade funcional ($FRic$, $FEve$, $FDiv$ e $FRed$) variaram entre positiva ou ausente para os estuários tropicais típicos (Figura 4 A-D). A relação positiva significativa foi observada entre S vs $FRic$ ($r^2 = 0,80$; $p = 0,0001$). Enquanto entre S vs. $FEve$ ($r^2 = 0,019$; $p = 0,972$), S vs. $FDiv$ ($r^2 = -0,063$; $p = 0,07$) e S vs. $FRed$ ($r^2 = -0,028$; $p = 0,187$) não observamos existência de relações entre as medidas de diversidade. Para os estuários tropicais semiáridos, as relações variaram entre positiva e negativa (Figura 4 E-H). Relações positivas significativas foram observada entre S vs. $FRed$ ($r^2 = 0,71$; $p = 0,0001$) e S vs. $FRic$ ($r^2 = 0,61$; $p = 0,0001$). Enquanto relações negativas significativas ocorreram entre S vs. $FEve$ ($r^2 = -0,45$; $p = 0,0001$) e S vs. $FDiv$ ($r^2 = -0,12$; $p = 0,002$).

Figura 3- Valores das medidas de diversidade taxonômica e funcional de poliquetas calculadas para cada site distribuídos nos estuários tropicais típico e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. As caixas que não compartilham as mesmas letras são significativamente diferentes (ANOVA, one way). (A) Riqueza taxonômica; (B) Riqueza funcional; (C) Uniformidade funcional; (D) Divergência funcional e (E) Redundância funcional. ETT= estuários tropicais típicos; ETS= estuários tropicais semiáridos.

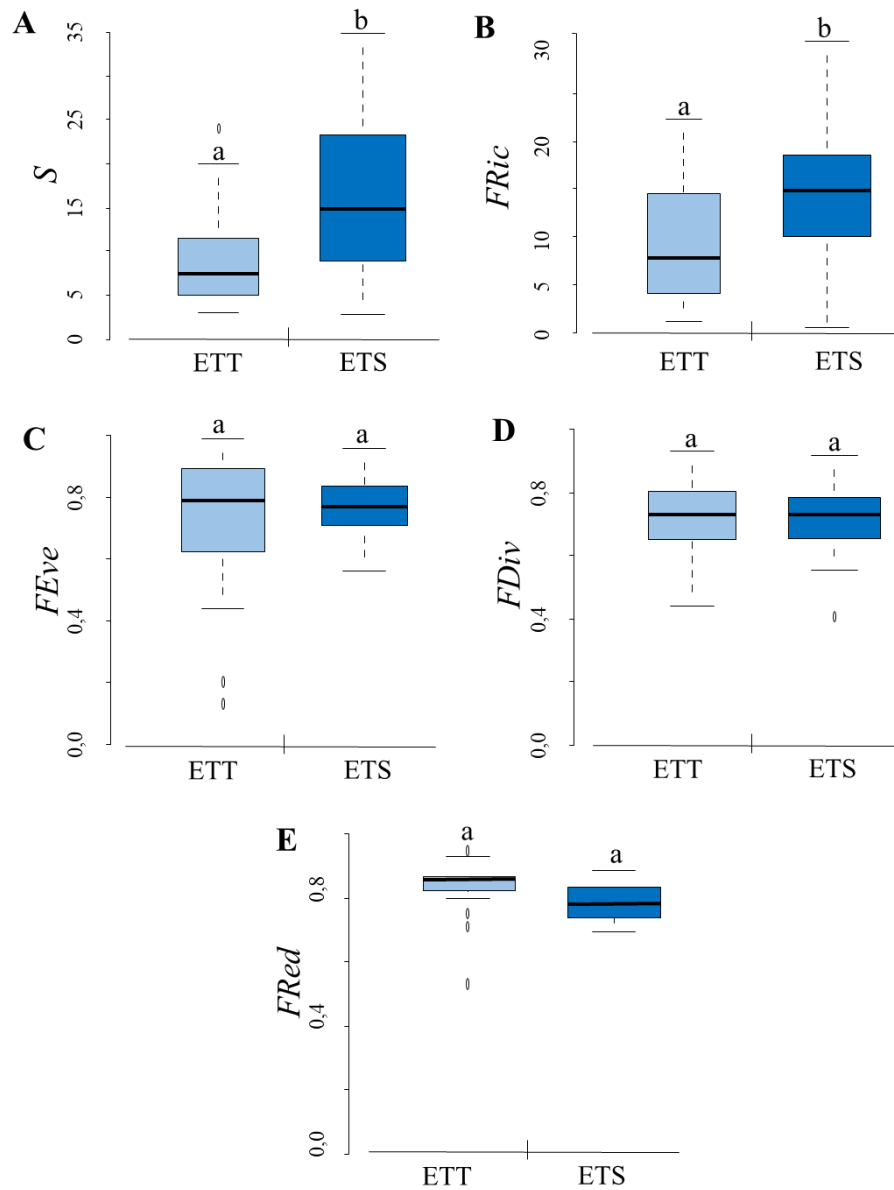
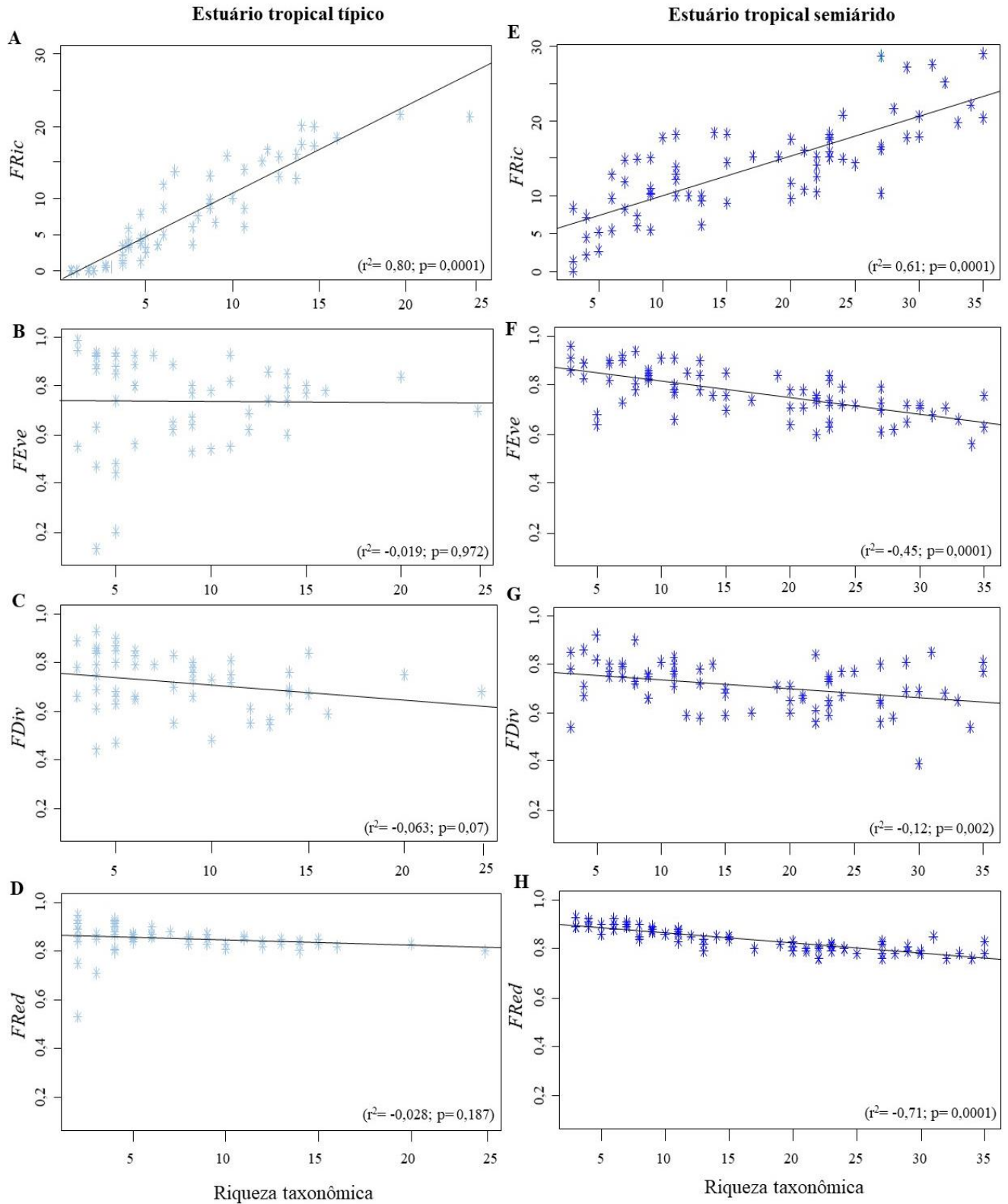


Figura 4- Resultados das análises de regressão entre a riqueza taxonômica como os componentes da diversidade funcional de poliquetas coletados em estuários tropicais típicos e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. Onde: (A, E) Riqueza funcional; (B, F) Uniformidade funcional; (C, G) Divergência funcional; (D, H) Redundância funcional.



4. Discussão

Nos estuários tropicais típicos as relações entre a riqueza taxonômica com a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional variaram entre positiva ou ausente, enquanto para os estuários tropicais semiárido variaram entre positiva ou negativa. Estes resultados sugerem que o aumento no número de táxons pode produzir nenhum ou diferentes efeitos no espaço n-dimensional, dependendo do componente funcional avaliado, que apesar de complementar pode responder de diferentes maneiras ao aumento da riqueza taxonômica, conforme observado em outros estudos (VILLÉGER et al., 2010; WONG; DOWD, 2015; KARADIMOU et al., 2016; MORELLI et al., 2018).

Considerando a riqueza funcional (*FRic*), nosso conjunto de dados indicam que o aumento da *FRic* ocorre com o aumento da riqueza taxonômica em ambos os tipos de estuários. O estabelecimento da relação significativa e positiva entre essas medidas de diversidade ocorre pois em paralelo ao aumento da riqueza taxonômica, aumenta também a possibilidade que diferentes combinações de categorias funcionais sejam acrescentadas a comunidade, resultando no aumento da riqueza funcional (MOUCHET et al., 2010; CULHANE et al., 2014; SONG et al., 2014; MORELLI et al., 2018). No entanto, outros estudos mostram que nem sempre o aumento da riqueza taxonômica implica na inclusão de novas combinações de categorias funcionais (MOUILLOT et al., 2013) ou que em condições de baixa riqueza taxonômica sempre serão observados baixos valores de *FRic* (TÖRNROOS et al., 2014). Van der Linden et al. (2017) ao estudarem estuários tropicais, registraram o aumento na riqueza funcional em locais onde a riqueza taxonômica de poliquetas era baixa. Em nosso estudo, valores mais elevados de riqueza taxonômica e funcional registrados especialmente nos estuários tropicais semiáridos, indicam que os táxons ocupam um grande número de nichos no espaço funcional, condição que dificulta o estabelecimento de espécies invasoras e favorece a resiliência contra as flutuações ambientais (MASON et al., 2005; KARADIMOU et al., 2016).

Para uniformidade funcional (*FEve*), índice que considera a abundância dos táxons, observamos que a sua relação com a riqueza taxonômica mostrou diferentes comportamentos nos diferentes tipos de estuários. No caso dos estuários tropicais semiáridos, já esperávamos a redução dos valores de *FEve*, pois com o aumento da riqueza taxonômica maior a probabilidade que táxons raros sejam adicionados e que táxons comuns se tornam mais

dominantes, fazendo com que a abundância não se distribua uniformemente no espaço funcional (PODANI et al., 2013; VAN DER LINDEN et al., 2015). Desse modo, a relação negativa e significativa observada, indica que alguns nichos estão subutilizados enquanto outros densamente povoados, condição que pode refletir o aumento na sobreposição funcional da comunidade (MOUCHET et al., 2010; MOUILLOT et al., 2013; KARADIMOU et al., 2016). Para os estuários tropicais típicos a *FEve* não mostrou relação significativa com a riqueza taxonômica, contrariando nossa previsão. Entre os fatores que podem explicar esses resultados está a baixa riqueza taxonômica presente nos estuários tropicais típicos, associada a ocorrência de eventos estocásticos que alteram o estabelecimento de relações entre essas medidas de diversidade (MASON et al., 2012; VAN DER LINDEN et al., 2015; PARKER et al., 2018).

Assim como a *FEve*, a divergência funcional (*FDiv*) também não mostrou relação significativa com a riqueza taxonômica nos estuários tropicais típicos, enquanto nos estuários tropicais semiáridos a relação foi negativa. Sabendo que a *FDiv* é influenciada pela dissimilaridade funcional entre os táxons mais abundantes (MASON et al., 2005; MOUILLOT et al., 2013), esperávamos encontrar relação positiva significativa entre essas medidas de diversidade nos estuários tropicais típicos, em virtude da distribuição da comunidade bentônica ao longo do gradiente salino. Em zonas com baixa salinidade, a baixa riqueza taxonômica é acompanhada da dominância de táxons, mas a medida que a salinidade se eleva, a riqueza taxonômica também aumenta e os táxons dominantes sofrem redução na abundância ou são substituídos por outros considerados inicialmente raros, mas que aumentam sua abundância ao longo do gradiente (REMANE, 1934; MEDEIROS et al., 2016; NÓBREGA-SILVA et al., 2016; KARADIMOU et al., 2016). Dessa forma, os valores de *FDiv* tenderiam a ser baixos e aumentaria juntamente com a riqueza taxonômica, previsão que não foi observada neste estudo. No caso dos estuários tropicais semiárido onde a riqueza taxonômica é variável ao longo do curto gradiente salino (MACKAY et al., 2010; MEDEIROS et al., *no prelo*), o aumento da riqueza taxonômica promoveu a redução da *FDiv*. Estes resultados parecem contraditórios com os exibidos pela *FRic*, no entanto, é importante ressaltar que o cálculo da *FRic* considera apenas combinações raras de categorias funcionais, enquanto a *FDiv* incorpora os valores de abundância relativa, por isso para avaliar a diversidade funcional de uma comunidade ou ecossistema, é fundamental que os três componentes funcionais sejam calculados (VILLÉGER et al., 2008). Desse modo, a relação

negativa e significativa da riqueza taxonômica com a *FDiv* demonstra que os táxons com maior abundância adicionados ao espaço funcional apresentam categorias funcionais semelhantes, favorecendo a sobreposição de nicho (MASON et al., 2005; GARAFFO et al., 2018). Estes resultados estão de acordo com o proposto por alguns estudos, os quais sugerem que a medida que ocorre o aumento da riqueza taxonômica, menores serão as chances de que os táxons mais abundantes tenham diferentes combinações de categorias funcionais em comparação aos táxons raros (VILLÉGER et al., 2010; DIMITRIADIS et al., 2012; VAN DER LINDEN et al., 2015).

Diferente da *FRic*, *FEve* e *FDiv*, a redundância funcional (*FRed*) não é afetada pela raridade ou dominância dos táxons, pois mede a similaridade dos atributos funcionais entre táxons e não entre indivíduos, logo todos os táxons são igualmente importantes (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; VAN DER LINDEN et al., 2015). Avaliando a relação da riqueza taxonômica com *FRed*, observamos ausência de relações significativas entre essas medidas de diversidade para os estuários tropicais típicos, possivelmente devido a *FRed* manter elevados valores independente do aumento da riqueza taxonômica. Para os estuários tropicais semiáridos, a *FRed* reduziu com o aumento da riqueza taxonômica, demonstrando que a adição de novas combinações de categorias funcionais na comunidade promove o aumento da riqueza funcional e a redução da *FRed* (VAN DER LINDEN et al., 2015). É importante destacar que em ecossistemas estuarinos, os táxons possuem a capacidade de alternar entre diferentes tipos de comportamento, resultando em uma cobertura funcional completa, seguida de uma elevada redundância funcional, típica desses ecossistemas (DARR et al., 2014; TÖRNROOS; BONSDORFF, 2012).

O estabelecimento das relações entre essas medidas de diversidade também varia conforme as características ambientais e intensidade de distúrbios antrópicos (TÖRNROOS; BONSDORFF, 2012; SONG et al., 2014; MORELLI et al., 2018), assim como observado neste estudo ao comparar os resultados obtidos para os estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos. As atividades antrópicas desenvolvidas as margens dos estuários tropicais típicos (eg. centros urbanos, carcinicultura, monocultura de cana de açúcar) podem ter dificultado o estabelecimento de relações significativas entre a riqueza taxonômica com a *FEve*, *FDiv* e *FRed*, pois os efeitos sinérgicos desses distúrbios exercem forte impacto sobre a ocorrência e distribuição das espécies (HELGUERA et al., 2011; SONG et al., 2014; MORELLI et al., 2018). Além disso, vinte sites distribuídos ao longo desses estuários foram excluídos das

análises de regressão, pois não apresentavam o mínimo de táxons com diferentes categorias funcionais para o cálculo da *FEve*, *FDiv* e *FRed*, simplificando o conjunto de dados.

5. Conclusão

O aumento da riqueza funcional associado a redução da uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional observada nos estuários tropicais semiáridos, sugere que o aumento da riqueza taxonômica possibilita aos táxons ocuparem grande número de nichos no espaço funcional, mas que alguns desses nichos estão subutilizados enquanto outros estão densamente povoados. Além disso, os táxons com maior abundância adicionados ao espaço funcional, possuem categorias funcionais semelhantes, favorecendo a sobreposição de alguns nichos. Para os estuários tropicais típicos, a ausência de relações significativas com a uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional, são reflexo dos efeitos das atividades antrópicas presentes as margens dos estuários. Logo, os componentes da diversidade funcional respondem de diferentes maneiras a riqueza taxonômica de Polychaeta em estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos, tendo em vista que além de diferirem quanto ao gradiente salino, estes estuários diferem em relação ao nível de impacto antrópico ao qual estão submetidos.

Referências

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AMARAL, A. C.; MORGADO, E. H; SALVADOR, L. B., 1998. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 307-316, 1998.

AMARAL, A. C.; NONATO, E. F. Annelida Polychaeta- características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1996.

BEAUCHARD, O.; VERÍSSIMO, H.; QUEIRÓS, A. M.; HERMAN, P. M. J. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. **Ecological Indicators**, v. 76, p. 81-96, 2017.

BORJA, Á.; MARÍN, S. L.; MUXIKA, I.; PINO, L.; RODRÍGUEZ, J. G. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures?. **Marine pollution bulletin**, v. 97, p. 85-94, 2015.

BREMNER, J. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, p. 37-47, 2008.

CAMPOS, D. M. D. A. R.; SILVA, A. F. D.; SALES, N. D. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, p. 135-146, 2015.

CASTANEDO, N. D.; ALCÁNTARA, P. H.; SOLÍS-WEISS, V.; BARBA, A. G. Distribution of polychaete feeding guilds in sedimentary environments of the Campeche Bank, Southern Gulf of Mexico. **Helgoland Marine Research**, v. 66, p. 469, 2012.

CHEVENE, F.; DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. **Freshwater biology**, v. 31, p. 295-309, 1994.

CPTEC, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos, 2018. Retrieved from: <http://clima1.cptec.inpe.br/estacoes/> on June 04th, 2018.

CULHANE, F. E.; BRIERS, R. A.; TETT, P.; FERNANDES, T. F. Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. **Ecological indicators**, v. 43, p. 271-280, 2014.

DARR, A.; GOGINA, M.; ZETTLER, M. L. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient—a western Baltic case study. **Journal of Sea Research**, v. 85, p. 315-324, 2014.

DARBYSHIRE, T. Intertidal and nearshore Nereididae (Annelida) of the Falkland Islands, southwestern Atlantic, including a new species of *Gymnonereis*. **ZooKeys**, v. 427, p. 75, 2014.

DIAS, T. L. P.; DE SOUZA ROSA, R.; DAMASCENO, L. C. P. Aspectos socioeconômicos, percepção ambiental e perspectivas das mulheres marisqueiras da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Ponta do Tubarão (Rio Grande do Norte, Brasil). **Gaia Scientia**, v.1, p. 25-35, 2007.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology & evolution**, v. 16, p. 646-655, 2001.

DIMITRIADIS, C.; EVAGELOPOULOS, A.; KOUTSOUBAS, D. Functional diversity and redundancy of soft bottom communities in brackish waters areas: local vs regional effects. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 426, p. 53-59, 2012.

ELLIOTT, M.; QUINTINO, V. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Marine pollution bulletin**, v. 54, p. 640-645, 2007.

FAUCHALD, K.; JUMARS, P. A. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanography and marine Biology annual review**, v. 17, p. 193-284, 1979.

FAULWETTER, S.; MARKANTONATOU, V.; PAVLOUDI, C.; PAPAGEORGIOU, N.; KEKLIKOGLOU, K.; CHATZINIKOLAOU, E.; PAFILIS, E.; CHATZIGEORGIOU, G.; VASILEIADOU, K.; DAILIANIS, T. Polytraits: a database on biological traits of marine par polychaetes. *Biodivers. Data J.* 2, e1024, 2014.

GARAFFO, G. V.; JAUBET, M. L.; LLANOS, E. N.; BOTTERO, M. S.; ELÍAS, R. Assessing functional diversity of macrobenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. **International Aquatic Research**, v. 10, p. 333-347, 2018.

GASTON, K. J. What is biodiversity? In: GASTON, K. J. (Ed.). *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 1-9, 1996.

GUSMAO, J. B.; BRAUKO, K. M.; ERIKSSON, B. K.; LANA, P. C. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological indicators**, 66, 65-75, 2016.

HELGUERA, Y.; DÍAZ-ASENCIO, L.; FERNÁNDEZ-GARCÉS, R.; GÓMEZ-BATISTA, M.; GUILLÉN, A.; DÍAZ-ASENCIO, M.; ARMENTEROS, M. Distribution patterns of macrofaunal polychaete assemblages in a polluted semi-enclosed bay: Cienfuegos, Caribbean Sea. **Marine Biology Research**, 7(8), 757-768, 2011.

HILLEBRAND, H.; MATTHIESSEN, B. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology letters**, v. 12, p. 1405-1419, 2009.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; SCHMID, B. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

HUTCHINSON, G. E. Populations studies - animal ecology and demography - concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, v. 22, p. 415-427, 1957.

KARADIMOU, E. K.; KALLIMANIS, A. S.; TSIRIPIDIS, I.; DIMOPOULOS, P. Functional diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one. **Scientific reports**, v. 6, p. 35420, 2016.

KNIGHT-JONES, P.; PERKINS, T. H. A revision of Sabella, Bispira and Stylomma (Polychaeta: Sabellidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 123, p. 385-467, 1998.

KOKAREV, V. N.; VEDENIN, A. A.; BASIN, A. B.; AZOVSKY, A. I. Taxonomic and functional patterns of macrobenthic communities on a high-Arctic shelf: a case study from the Laptev Sea. **Journal of Sea Research**, v. 129, p. 61-69, 2017.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299-305, 2010.

LEUNG, J. Y.; CHEUNG, N. K. Can mangrove plantation enhance the functional diversity of macrobenthic community in polluted mangroves?. **Marine pollution bulletin**, v. 116, p. 454-461, 2017.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, v. 294, p. 804-808, 2001.

MACKAY, F.; CYRUS, D.; RUSSELL, K. L. Macrobenthic invertebrate responses to prolonged drought in South Africa's largest estuarine lake complex. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, p. 553-567, 2010.

MARGALEF, R. Perspectives in Ecological Theory. The University of Chicago Press, Chicago, 111 pp, 1969.

MARLIN, 2006. BIOTIC – Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network. Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.

MASON, N. W.; MOUILLOT, D. LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-118, 2005.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, p. 178-185, 2006.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, p. 8, 2008.

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v. 11, p. 1-14, 2016a.

MEDEIROS, C. R. F.; COSTA, A. K. D. S.; LIMA, C. S. D. S.; OLIVEIRA, J. M.; JÚNIOR, M. M. C.; SILVA, M. R. A.; et al. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016b.

MEDEIROS, C. R.; HEINO, J.; DOS SANTOS, P. J.; MOLOZZI, J.; LIGEIRO, R. Spatial scale drives beta diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. **Limnology and oceanography (no prelo)**.

MORELLI, F.; BENEDETTI, Y.; PERNA, P.; SANTOLINI, R. Associations among taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary distinctiveness vary among environments. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 8-16, 2018.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867-876, 2010.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, p. 167-177, 2013.

NASI, F.; NORDSTRÖM, M. C.; BONSDORFF, E.; AURIEMMA, R.; CIBIC, T.; DEL NEGRO, P. Functional biodiversity of marine soft-sediment polychaetes from two Mediterranean coastal areas in relation to environmental stress. **Marine environmental research**, v. 137, p. 121-132, 2018.

NÓBREGA-SILVA, C.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; SANTOS, M. O.; FARIAS, J. N. B.; MOLOZZI, J. Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?. **Acta Oecologica**, v. 77, p. 50-58, 2016.

PARR, C.; WILSON, N.; LEARY, P.; SCHULZ, K.; LANS, K.; WALLEY, L.; HAMMOCK, J.; GODDARD, A.; RICE, J.; STUDER, M.; HOLMES, J.; CORRIGAN R2. The Encyclopedia of Life v2: Providing Global Access to Knowledge About Life on Earth. Biodiversity Data Journal, 2014.

PARKER, J.; CAO, Y.; SASS, G. G.; EPIFANIO, J. Large river fish functional diversity responses to improved water quality over a 28 year period. **Ecological indicators**, v. 88, p. 322-331, 2018.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology letters**, v. 5, p. 402-411, 2002.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, p. 497-500, 2010.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; PAUSAS, J. G.; SCHMERA, D. Combinatorial functional diversity: an information theoretical approach. **Community ecology**, v. 14, p. 180-188, 2013.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint. American Association for the Advancement of Science, 1967.

QUEIROZ, R. N. M.; DIAS, T. L. P. Molluscs associated with the macroalgae of the genus *Gracilaria* (Rhodophyta): importance of algal fronds as microhabitat in a hypersaline mangrove in Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. S052-S063, 2014.

REMANE, A. Die Brackwasserfauna. Zoologischer Anzeiger (Supplement), v. 7, p. 34-74, 1934.

RODRIGUES, A. M.; MEIRELES, S.; PEREIRA, T.; QUINTINO, V. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. **Hydrobiologia**, v. 587, p. 37-50, 2007.

SANTIAGO, M. F.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G. Caracterização de parâmetros físicos, químicos e biológico em ambiente hipersalino, estuário do rio pisa sal (Galinhas, Rio Grande do Norte, Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 33, p. 39-55, 2005.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, 1963.

SILVA, M. H. D.; SILVA-CUNHA, M. D. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. D. O.; GREGO, C. K. D. S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta botânica brasileira**, v.23, p. 355-368, 2009.

SONG, Y.; WANG, P.; LI, G.; ZHOU, D. Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 34, p. 85-91, 2014.

STATZNER, B.; BECHE, L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? **Freshwater Biology**, v.55, p. 80-119, 2010.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

TÖRNROOS, A.; BONSDORFF, E.; BREMNER, J.; BLOMQVIST, M.; JOSEFSON, A. B.; GARCIA, C.; WARZOCHA, J. Marine benthic ecological functioning over decreasing taxonomic richness. **Journal of Sea Research**, v. 98, p. 49-56, 2015.

TÖRNROOS, A.; BONSDORFF, E. Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. **Ecological Applications**, v. 22, p. 2221-2236, 2012.

TWEEDLEY, J. R.; WARWICK, R. M.; VALESINI, F. J.; PLATELL, M. E.; POTTER, I. C. The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 1210-1221, 2012.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; SMITH, C. J.; DOLBETH, M.; SIMONE, L. R. L.; MARQUES, J. C.; PATRÍCIO, J. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 187, p. 62-73, 2017.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; DOLBETH, M.; PATRÍCIO, J.; VERÍSSIMO, H.; MARQUES, J. C. The performance of trait-based indices in an estuarine environment. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 378-389, 2016.

VASCONCELOS, D. M.; DOS SANTOS, P. J. P.; TRINDADE, R. L. Distribuição espacial da meiofauna no estuário do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 26, p. 45-54, 2004.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290-2301, 2008.

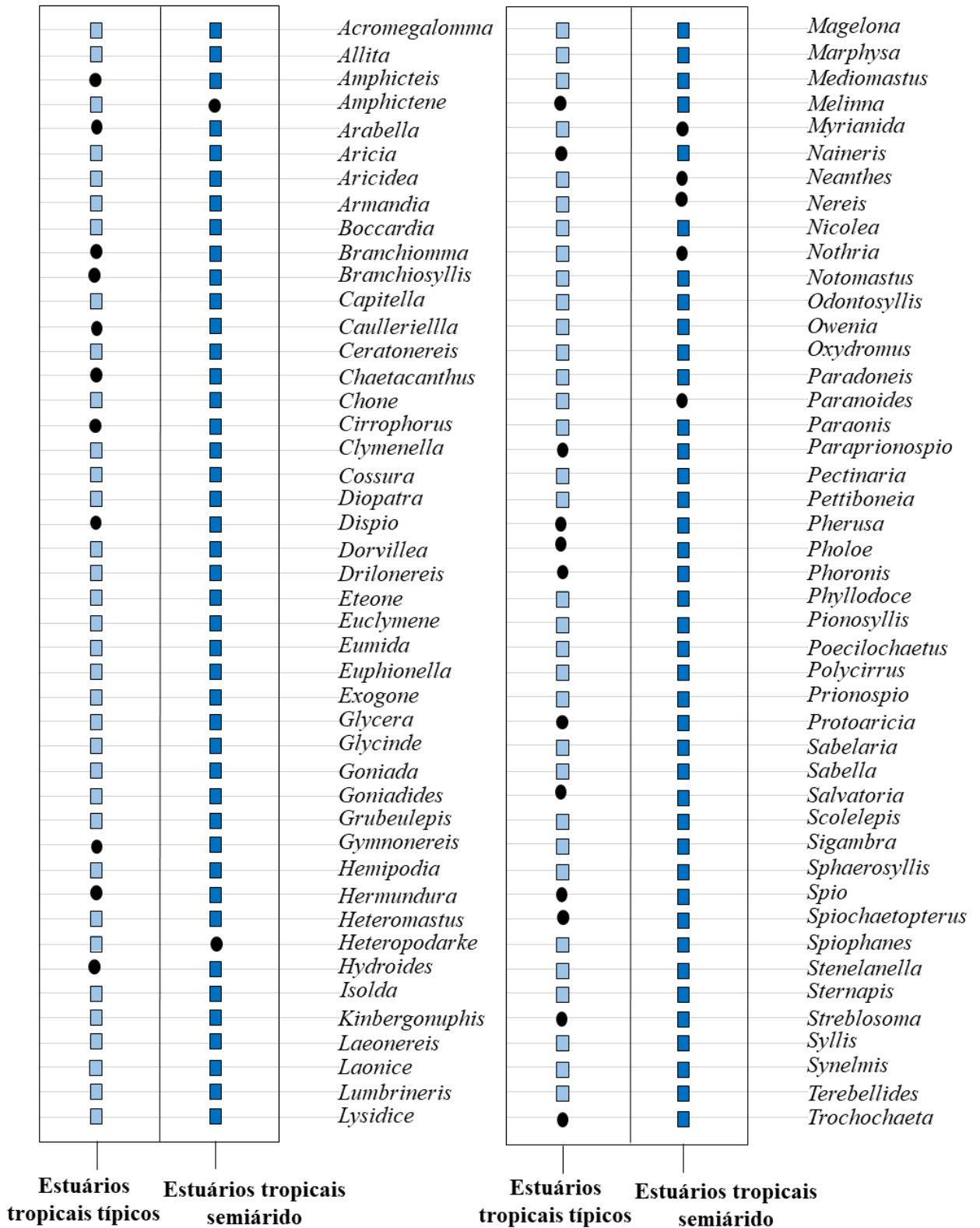
VINAGRE, P. A.; VERÍSSIMO, H.; PAIS-COSTA, A. J.; HAWKINS, S. J.; BORJA, Á.; MARQUES, J. C.; NETO, J. M. Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. **Ecological indicators**, 75, 57-72, 2017.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.

WOUTERS, J. M.; GUSMAO, J. B.; MATTOS, G.; LANA, P. Polychaete functional diversity in shallow habitats: Shelter from the storm. **Journal of sea research**, v. 135, p. 18-30, 2018.

WONG, M. C.; DOWD, M. Patterns in taxonomic and functional diversity of macrobenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. **Estuaries and Coasts**, v. 38, p. 2323-2336, 2015.

Figura 1- Material suplementar Lista de poliquetas presentes nos estuários tropicais típico e tropicais semiárido, nordeste do Brasil. Os quadrados indicam a presença do gênero independente de sua abundância e os círculos indicam a ausência do táxon.



3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados gerados ao final da tese contribuem com informações inéditas e de grande relevância para a comunidade científica e os gestores de órgãos ambientais no Brasil e no mundo.

Os resultados apresentados no capítulo 1 possibilitam o conhecimento mais aprofundado sobre a eficiência de peneiras com malhas de diferentes aberturas em refletir a composição e estrutura de Polychaeta em estuários tropicais típicos, durante os períodos chuvoso e seco. A escassez de estudos que exploram essa temática na região tropical, a necessidade de otimizar os programas de biomonitoramento e a ausência de estudos que avaliam o fator sazonal, reforçam a relevância desde estudo que mostra a eficiência da malha de 1mm em reter informações sobre a fauna de Polychaeta, independentemente do período amostral. No entanto, o estudo reforça que o uso exclusivo da malha de 1mm deve ser combinado a avaliação de diferentes atributos taxonômicos e índices de diversidade. Assim, estes resultados podem auxiliar na redução do tempo e dos custos para o processamento de amostradas que utilizam a fauna de Polychaeta como grupo bioindicador, especialmente em programas de biomonitoramento.

As informações contidas no capítulo 2 contribuem para reduzir a lacuna no conhecimento sobre os atributos funcionais de Polychaeta em estuários tropicais típicos e tropicais semiáridos, além de permitir um melhor entendimento sobre a relação entre a riqueza taxonômica com a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e redundância funcional e os possíveis fatores que interferem no estabelecimento de relações significativas entre essas medidas de diversidade.