



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

**RELAÇÃO DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL COM A  
PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE POLYCHAETA EM ESTUÁRIOS TROPICAIS**

CAMPINA GRANDE-PB

2019

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

**RELAÇÃO DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL COM A  
PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE POLYCHAETA EM ESTUÁRIOS TROPICAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Biodiversidade

**Orientador:** Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Joseline Molozzi

CAMPINA GRANDE-PB

2019

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.

P149r Paiva, Franciely Ferreira.  
Relação da diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária de Polychaeta em estuários tropicais [manuscrito] / Franciely Ferreira Paiva. - 2019.  
51 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Pós Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2019.  
"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS."  
1. Produtividade ecossistêmica. 2. Produção bentônica. 3. Biomassa. 4. Diversidade taxonômica. I. Título  
21. ed. COD 577.6

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

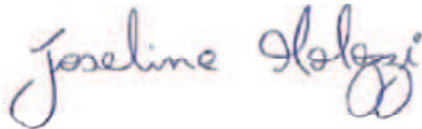
**RELAÇÃO DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL COM A  
PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE POLYCHAETA EM ESTUÁRIOS TROPICAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Biodiversidade

Aprovada em: 04/02/2019

**BANCA EXAMINADORA**



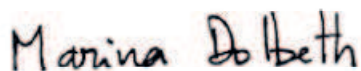
---

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup> Joseline Molozzi (Orientadora)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



---

Prof. Dr. André Pessanha (Membro interno)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Marina Dolbeth (Membro externo)

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Universidade do Porto

---

Dedico minha dissertação a todos que amam a natureza e se ocupam  
em cuidar do planeta Terra.

A Deus por ter me proporcionado a existência e realização  
desta pesquisa.

A minha família pela fonte de amor dispensada a mim.

A minha própria pessoa por ter dado o seu melhor possível!

A estes dedico meu trabalho.

## AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos a Deus, por me agraciar com a oportunidade de cursar mestrado e desenvolver pesquisa científica. Um sonho distante da minha realidade mas que Ele me fez realizar.

A meus pais, Francisco e Maria, meus irmãos, Davi e Neidinha, agradeço pela força e orações direcionadas a mim. Tenho certeza que vocês são a base de tudo que eu sou. Agradeço ao meu esposo Jonatas Arthur pelo companheirismo, por fazer dos meus sonhos também os seus, por entender minha ausência em prol de meus estudos, e torcer junto comigo para que eu possa ir sempre além. Você é minha força quando bate o desânimo.

A todos que fazem parte do laboratório de Ecologia de Bentos da UEPB, a cada companheiro de laboratório sejam estagiários, alunos de TCC, mestrandos, doutorandos, cada um foi fundamental no processamento das amostras para a realização da minha pesquisa. A minha admirável orientadora Joseline, meus agradecimentos por toda atenção e pela dedicação direcionada a nós alunos, com certeza você Josy é nosso exemplo de profissional e de ser humano.

Agradeço a minhas amigas Milena, Dalescka, Izabelly e Carlinda por todo o tempo que vocês ouviram minhas lamentações, dramas, bobagens e brincadeiras. Pelos açaís tomados para não enlouquecer, pelas ‘gordurices’ que comemos porque trabalhamos muito e pela vezes que combinamos de sair e não fomos, mas ‘agora a gente vai’ (risos).

Aos meus professores durante o mestrado agradeço por todas discussões proveitosas sobre ecologia. Agradeço aos amigos de turma, Raíla, Diego, Ignácio, Nathália, D’ávilla, Mário, Eyllen e Mayara, mesmo eu sendo um pouco distante de vocês (não consigo fazer amizades com facilidade) tenho certeza que posso contar com cada um em qualquer momento. Contém sempre comigo!

Agradeço a Universidade Estadual da Paraíba por todo apoio para a realização da minha pesquisa. Agradeço a CAPES pela bolsa concedida durante os dois anos de mestrado. Enfim, só tenho motivos para agradecer!

## RESUMO GERAL

Na avaliação da produtividade ecossistêmica, a produção secundária é tida como um processo chave, visto que pode ser uma medida direta do provisionamento e disponibilidade de energia no sistema. Diante disso, o objetivo deste trabalho é avaliar a relação da diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária dos poliquetas de estuários tropicais. Como hipóteses temos que, (i) a diversidade funcional é o componente de diversidade que apresenta relação positiva com a produção secundária, ou seja, quanto maior a diversidade funcional, maior será a produção secundária dos ecossistemas; e (ii) a produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies de maior biomassa na comunidade, como sugerido pela hipótese da razão de massa. Para testar as hipóteses, as coletas foram realizadas em dois estuários localizados no estado da Paraíba/Brasil, (estuário Paraíba e estuário Mamanguape), e em um estuário localizado no estado de Pernambuco/Brasil (estuário Passos), no período de novembro de 2016, sendo que em cada estuário foram definidas quatro zonas amostrais de acordo como o gradiente salino, e em cada zona amostrados três pontos, e cada ponto com três réplicas. Foram selecionadas cinco características funcionais para poliquetas: tamanho máximo do corpo, estratégia alimentar, vida útil, desenvolvimento larval e fecundidade. Para medir a diversidade funcional, foi calculado a Entropia quadrática de RAO, a Riqueza funcional e o CWM, e como medida de diversidade taxonômica foi utilizado a Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica. Para mensurar a produção secundária, foi determinada a biomassa dos poliquetas através do peso seco livre de cinzas e então utilizado o método de Brey (2001). Foi realizado o teste de correlação de Spearman entre os índices de diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária, e para aqueles que apresentaram correlação significativa com a produção secundária foram gerados modelos de regressão linear. A medida que se aumenta a diversidade taxonômica nos estuário Passos e Paraíba há o aumento concomitante da produção secundária. A diversidade funcional apresentou relação com a produção secundária apenas no estuário Paraíba. No Mamanguape a produção secundária não apresentou relação com a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas. A resposta da diversidade taxonômica e funcional em relação a produção secundária pode variar dependendo da composição e estrutura da comunidade de poliquetas de acordo com cada estuário. Quanto as características funcionais, se faz necessário investigar como a função de cada atributo funcional numa comunidade pode influenciar os níveis de produção secundária.

**Palavras-chaves:** Produtividade; Produção bentônica; Biomassa.

## GENERAL SUMMARY

In the evaluation of ecosystem productivity, the secondary production is considered as a key process, since it can be a direct measure of the provisioning and availability of energy in the system. Therefore, the objective of this work is to evaluate the relationship of taxonomic and functional diversity with the secondary production of polychaetes from tropical estuaries. As hypotheses we have that (i) functional diversity is the component of diversity that has a positive relation with secondary production, ie, the greater the functional diversity, the greater the secondary production of ecosystems; and (ii) secondary production is positively related mainly to the functional characteristics of the species with higher biomass in the community, as suggested by the mass ratio hypothesis. To test the hypotheses, the samples were collected in two estuaries located in the state of Paraíba / Brazil, (Paraíba estuary and Mamanguape estuary), and in an estuary located in the state of Pernambuco / Brazil (Passos estuary) in the period of November 2016, and in each estuary were defined four sample zones according to the salt gradient, and in each zone sampled three points, and each point with three replicates. Five functional characteristics were selected for polychaetes: maximum body size, feeding strategy, shelf life, larval development and fecundity. In order to measure functional diversity, the quadratic Entropy of RAO, Functional Wealth and CWM was calculated, and Shannon-Wiener Diversity and Taxonomic Wealth were used as a measure of taxonomic diversity. To measure the secondary production, the biomass of the polychaetes was determined by the ash-free dry weight and then the Brey (2001) method was used. The Spearman correlation test was performed between the taxonomic and functional diversity indexes with the secondary production, and for those that presented a significant correlation with the secondary production, linear regression models were generated. As the taxonomic diversity in Passos and Paraíba estuaries increases, there is a concomitant increase in secondary production. Functional diversity was related to secondary production only in Paraíba estuary. In Mamanguape the secondary production was not related to the taxonomic and functional diversity of the polychaetes. The response of taxonomic and functional diversity to secondary production may vary depending on the composition and structure of the polychaete community according to each estuary. Regarding the functional characteristics, it is necessary to investigate how the function of each functional attribute in a community can influence the levels of secondary production.

**Key-words:** Productivity; Benthic production; Biomass.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Mapa da área de estudo com os estuários Mamanguape (A) e Paraíba (B), localizados no estado da Paraíba/Brasil, e o estuário Rio dos Passos (C), localizado no estado de Pernambuco/Brasil. Distribuição dos doze pontos de coleta nas quatro zonas (Z1, Z2, Z3 e Z4) ao longo do corpo estuarino.....24
- Figura 2** - Análise de regressão linear entre os índices de diversidade taxonômica (Diversidade de Shannon-Wiener e Riqueza taxonômica) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.....31
- Figura 3** - Análise de regressão linear entre os índices de diversidade funcional (Entropia quadrática de RAO e Riqueza funcional) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.....32
- Figura 4** - Análise de regressão linear entre os CWMs das características funcionais e a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba.....33

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Características funcionais dos poliquetas com suas respectivas categorias e a importância de cada característica em refletir as relações dos espécimes com o ecossistema.....26
- Tabela 2** - Valores da correlação de Spearman da relação entre a produção secundária e a diversidade taxonômica e funcional nos estuários Rio dos Passos, Rio Paraíba e Rio Mamanguape. Valores de P significativo em negrito.....30
- Tabela 3** - Valores da correlação de Spearman entre os CWMs das características funcionais e a produção secundária, e valores dos CWMs para cada categoria das características funcionais nos estuários Rio dos Passos, Rio Paraíba e Rio Mamanguape. Valores de P significativos em negrito.....33

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>12</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	12
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
<b>3</b>	<b>PERGUNTAS E HIPÓTESES.....</b>	<b>13</b>
<b>4</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO I - RELAÇÃO DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL COM A PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE POLYCHAETA EM ESTUÁRIOS TROPICAIS.....</b>		
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>21</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>24</b>
2.1	Área de estudo.....	24
2.2	Períodos de coleta e desenho amostral.....	25
2.3	Identificação da macrofauna estuarina.....	25
2.4	Características funcionais dos poliquetas.....	26
2.5	Índices de diversidade taxonômica e funcional.....	27
2.6	Medida de produção secundária.....	28
2.7	Análise de dados.....	28
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>30</b>
	<i>Diversidade taxonômica e funcional versus produção secundária.....</i>	<i>30</i>
	<i>Composição das características funcionais versus produção secundária.....</i>	<i>32</i>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>34</b>
	<i>Diversidade taxonômica e funcional versus produção secundária.....</i>	<i>34</i>
	<i>Composição das características funcionais versus produção secundária.....</i>	<i>36</i>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>39</b>
	<b>APÊNDICE 1.....</b>	<b>46</b>
	<b>APÊNDICE 2.....</b>	<b>48</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A fim de compreender quais as possíveis consequências do declínio da biodiversidade nos ecossistemas, estudos tem analisado a distribuição espacial e temporal das comunidades biológicas como também as características funcionais e abundância das espécies (LOREAU *et al.*, 2001; HOOPER *et al.*, 2005). A diversidade taxonômica por muito tempo foi vista como uma medida principal de diversidade que apresenta relação com os processos ecossistêmicos. Com o avanço das pesquisas, foi possível perceber que a diversidade funcional dos organismos também é um fator que está diretamente relacionado ao funcionamento dos ecossistemas (HOOPER *et al.*, 2005; MCGILL *et al.*, 2006; MOKANY *et al.*, 2008; ROSCHER *et al.*, 2012).

A diversidade taxonômica é uma medida quantitativa definida através da riqueza e abundância das espécies em determinado local (CADOTTE & DAVIES, 2010). A diversidade taxonômica pode ser quantificada por índices como o índice de Diversidade de Shannon-Wiener, que considera a riqueza e a equitabilidade de cada espécie na comunidade, e a Riqueza taxonômica, que leva em consideração o número de táxons (SHANNON & WEAVER, 1949).

Por sua vez, diversidade funcional é medida por meio da análise de características funcionais mensuráveis que refletem informações relacionadas ao modo de vida, comportamento e morfologia das espécies, sendo estas capazes de influenciar diretamente o desempenho de cada organismo no ecossistema (MCGILL *et al.*, 2006). A composição funcional de uma comunidade na maioria das vezes, explica melhor os processos ecossistêmicos do que a diversidade taxonômica (DÍAZ *et al.*, 2007; LAVOREL & GRIGULIS, 2012; FU *et al.*, 2014). A diversidade funcional pode ser medida por índices como o de Entropia quadrática de RAO, que medem o grau de dissimilaridade funcional das características funcionais como também, pelo o índice de Riqueza funcional que apresenta relação com a diversidade de espécies, e representa o valor do espaço funcional que é preenchido pela comunidade (VILLÉGER *et al.*, 2008; LEPSŠ *et al.*, 2011). A composição das características funcionais dominantes em uma comunidade pode ser mensurada pelo valor médio ponderado da característica funcional das espécies (CWM). O CWM é um índice que expressa o valor da característica funcional média por amostra, ponderada pela abundância relativa de espécies (LEPSŠ *et al.*, 2011). Desta forma, as medidas de diversidade baseadas em

aspectos funcionais das comunidades podem constituir em uma abordagem complementar as métricas tradicionais de diversidade taxonômica (AUBIN *et al.*, 2013).

As características funcionais das espécies dominantes em biomassa no nível trófico a qual pertence, exercem um efeito fundamental sobre os principais processos ecossistêmicos como sugerido pela hipótese da razão de massa (GRIME, 1998). Alguns autores em ecossistemas aquáticos (e.g., BOLAM & EGGLETON, 2014; DOLBETH *et al.*, 2015) como também terrestres (e. g., ROSCHER *et al.*, 2012; ZHU *et al.*, 2016) tem relacionado as métricas de diversidade com a biomassa dos organismos de forma a trazer inferências sobre a relação diversidade\produtividade dos ecossistemas. Quantificar a produtividade ecossistêmica é algo bastante complexo, pois engloba a análise de diversos componentes como os fatores físicos, químicos e biológicos, como também processos como ciclagem de nutrientes, produção e decomposição (DOLBETH *et al.*, 2015). Na avaliação da produtividade ecossistêmica, a produção secundária pode ser vista como um processo chave, sendo uma medida direta para quantificar a disponibilidade e provisionamento de energia no ecossistema (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013). A produção secundária é a quantidade de biomassa nos indivíduos potencialmente disponível para níveis tróficos superiores, produzida em determinada área geográfica durante um período de tempo (HERSHEY *et al.*, 2010). Estudos mostram que tanto em ambientes terrestres como nos ambientes aquáticos, pode existir uma relação positiva entre o aumento da produção secundária e a diversidade (NAEEM *et al.*, 2009; SOLAN *et al.*, 2012).

A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser uma ferramenta útil que traga inferências sobre a produtividade ecossistêmica, visto que os macroinvertebrados desempenham papel vital na decomposição, reciclagem de nutrientes e no fluxo de energia dentro da cadeia trófica (NUNES *et al.*, 2008; WILDSMITH *et al.*, 2011; TWEEDELEY *et al.*, 2012). Os poliquetas apresentam destaque dentre os macroinvertebrados, devido a sua ampla diversidade taxonômica, ou seja, são dominantes tanto em número de indivíduos como em espécies, contribuindo representativamente para diversidade da comunidade macrobentônica (SCHÜLLER *et al.*, 2009; PACHECO *et al.*, 2011). A diversidade funcional deste grupo, pautada nos diversos modos de reprodução, estratégia alimentar, tamanho do corpo, desenvolvimento larval, entre outros, é capaz gerar padrões na comunidade em reflexo as características do ambiente (OLSGARD & SOMERFIELD, 2000; SCHÜLLER *et al.*, 2009; PACHECO *et al.*, 2011).

Relacionar a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas com a produção secundária nos ecossistemas estuarinos, podem trazer inferências sobre a importância da manutenção da biodiversidade nesses ambientes. Os estuários podem apresentar uma produção secundária alta, devido a estes ecossistemas apresentarem grandes concentrações de matéria orgânica proveniente principalmente do mangue, como também apresentam uma grande heterogeneidade de habitats (MCLUSKY *et al.*, 2004; ELLIOTT & WHITFIELD, 2011). São considerados ecossistemas altamente produtivos e fornecem inúmeros bens e serviços ecossistêmicos, pois atuam como locais de refúgio, alimentação e reprodução para diversas espécies (ELLIOTT & MCLUSKY, 2002; KAISER *et al.*, 2005; VASCONCELOS *et al.*, 2007). Estes podem ser classificados como ambientes semi-fechados visto que apresentam uma livre conexão com o mar, onde ocorre a diluição da água doce da drenagem continental, à medida que se avança para o ambiente marinho, promovendo assim, um gradiente estuarino ao longo do ecossistema (PRITCHARD, 1967). A mistura da água doce da deriva continental com a água salobra do mar fornece aos estuários uma dinâmica única, gerando a característica mais marcante destes ambientes que é o gradiente de salinidade (POTTER *et al.*, 2010). A salinidade nos estuários é tida como um dos fatores que atua sobre a distribuição e persistência dos organismos (MEDEIROS *et al.*, 2016). A ação da maré nos estuários fornece energia para o ecossistema, como também a descarga de nutrientes e sedimentos da foz dos rios serve como subsídio para a alta produtividade biológica destes ecossistemas (ODUM & BARRET, 2007; BASSET *et al.*, 2013).

Diante dessas características, relacionar a produção secundária e diversidade da comunidade de poliquetas em estuários tropicais, pode fornecer informações como a diversidade das comunidades apresenta papel importante sobre o funcionamento do ecossistema, como também servir de suporte para o biomonitoramento e conservação (WOODIN, 1987; AARNIO *et al.*, 2011; MAGALHÃES & BARROS, 2011). Diante disso, a presente dissertação é composta por um capítulo que busca avaliar a relação da diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária de poliquetas em estuários tropicais.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Relacionar a diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária da comunidade de poliquetas em estuários tropicais.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os poliquetas quanto aos seus aspectos funcionais;
- Aplicar índices de diversidade taxonômica;
- Aplicar os índices de diversidade funcional a partir das características funcionais dos poliquetas;
- Calcular a produção secundária;
- Relacionar os índices de diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária dos poliquetas.

### 3 PERGUNTAS E HIPÓTESES

#### PERGUNTAS

- 1) Qual componente de diversidade, taxonômico ou funcional, apresenta relação positiva com a produção secundária nos estuários tropicais?
  
- 2) De que forma a composição das características funcionais dos poliquetas se relaciona com a produção secundária?

#### HIPÓTESES

- 1) A diversidade funcional é o componente de diversidade que apresenta relação positiva com a produção secundária, ou seja, quanto maior a diversidade funcional, maior será a produção secundária dos ecossistemas, visto que todos os mecanismos pelos quais a diversidade afeta o funcionamento dos ecossistemas depende fortemente dos atributos funcionais das comunidades.
  
- 2) A produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies de maior biomassa na comunidade, como sugerido pela hipótese da razão de massa.

#### 4 REFERÊNCIAS

- AARNIO, K., MATTILA, J., TÖRNROOS, A., & BONSDORFF, E. (2011). Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. **Marine Ecology**, 32, 58-71. Doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00417.x
- AUBIN, I., VENIER, L., PEARCE, J., & MORETTI, M. (2013). Can a trait-based multi-taxa approach improve our assessment of forest management impact on biodiversity?. **Biodiversity and Conservation**, 22(12), 2957-2975. Doi:10.1007/s10531-013-0565-6
- BASSET, A., ELLIOTT, M., WEST, R. J., & WILSON, J. G. (2013). Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 132(1), 1-4. Doi:10.1016/j.ecss.2013.05.018
- BOLAM, S. G., & EGGLETON, J. D. (2014). Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. **Journal of Sea Research**, 88, 47-58. Doi:10.1016/j.seares.2014.01.001
- BOTTA-DUKÁT, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, 16, 533-540. Doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x
- CADOTTE, M. W., & DAVIES, J. T. (2010). Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. **Diversity and Distributions**, 16, 376-385. Doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00650.x
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., & ROBSON, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(52), 20684-20689. Doi:10.1073/pnas.0704716104
- DÍAZ, S., & CABIDO, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology & evolution**, 16(11), 646-655. Doi: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2



DOLBETH, M., CUSSON, M., SOUSA, R., & PARDAL, M. A. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 69(7), 1230-1253. Doi:10.1139/cjfas-2012-050

DOLBETH, M., DOLÉDEC, S., & PARDAL, M. Â. (2015). Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. **Marine Ecology Progress Series**, 539, 33-46. Doi:10.3354/meps11473

ELLIOTT, M., & MCLUSKY, D. S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 55(6), 815-827. Doi:10.1006/ecss.2002.1031

ELLIOTT, M., & WHITFIELD, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 94(4), 306-314. Doi:10.1016/j.ecss.2011.06.016

FU, H., ZHONG, J., YUAN, G., NI, L., XIE, P., & CAO, T. (2014). Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. **Ecology and Evolution**, 4(9), 1516–1523. Doi:10.1002/ece3.1022

GRIME, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, 86, 902-910. Doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

HAINES-YOUNG R., & POTSCHIN M. (2013). **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES):consultation on version 4, August–December 2012**. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. University of Nottingham.

HERSHEY, A. E., LAMBERTI, G. A., CHALONER, D. T., & NORTINGTON, R. M. (2010). Aquatic insect ecology. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates (pp. 659-694). **Academic Press**. Doi:10.1016/B978-0-12-374855-3.00017-0

HOOPER, D. U., CHAPIN, F. S., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J. H., LODGE, D. M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A. J., VANDERMEER, J., & WARDLE, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, 75, 3-35. Doi:10.1890/04-0922

KAISER, M. J., ATTRILL, M. J., JENNINGS, S., THOMAS, D. N., & BARNES, D. K. (2011). **Marine ecology: processes, systems, and impacts**. Oxford University Press.

LAVOREL, S., & GRIGULIS, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. **Journal of Ecology**, 100(1), 128-140. Doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x

LEPŠ, J., DE BELLO, F., SMILAUER, P., & DOLEZAL, J. I. (2011). Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. **Ecography**, 34, 856–862. Doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06904.x

LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTTSSON, J., GRIME, J. P., HECTOR, A., HOOPER, D. U., HUSTON, M. A., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., TILMAN, D., & WARDLE, D. A. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, 294, 804-808. Doi:10.1126/science.1064088

MAGALHÃES, W. F., & BARROS, F. (2011). Structural and functional approaches to describe polychaete assemblages: ecological implications for estuarine ecosystems. **Marine and Freshwater Research**, 62(8), 918-926. Doi:10.1071/MF10277

MCGILL, B. J., ENQUIST, B. J., WEIHER, E., & WESTOBY, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, 21(4), 178-185. Doi:10.1016/j.tree.2006.02.002

MCLUSKY, D. S., ELLIOTT, M., & ELLIOTT, M. (2004). **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford University Press on Demand.

MEDEIROS, C. R., HEPP, L. U., PATRÍCIO, J., & MOLOZZI, J. (2016). Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, 11(9), e0161082. Doi:10.1371/journal.pone.0161082

MOKANY, K., ASH, J., & ROXBURGH, S. (2008). Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. **Journal of Ecology**, 96(5), 884-893. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01395.x

NAEEM, S., BUNKER, D., HECTOR, A., LOREAU, M., PERRINGS, C. (2009). **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective**. Oxford University Press, Oxford.

NUNES, M., COELHO, J. P., CARDOSO, P. G., PEREIRA, M. E., DUARTE, A. C., & PARDAL, M. A. (2008). The macrobenthic community along a mercury contamination in a temperate estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal). **Science of the total environment**, 405(1-3), 186-194. Doi:10.1016/j.scitotenv.2008.07.009

ODUM, E. P., BARRETT, G. W. (2007). **Fundamentos de Ecologia**. 5ªed. São Paulo: Thomson Learning.

OLSGARD, F., & SOMERFIELD, P. J. (2000). Surrogates in marine benthic investigations-which taxonomic unit to target?. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 7(1), 25-42. Doi:10.1023/A:1009967313147

PACHECO, A. S., GONZÁLEZ, M. T., BREMNER, J., OLIVA, M., HEILMAYER, O., LAUDIEN, J., & RIASCOS, J. M. (2011). Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. **Helgoland marine research**, 65(3), 413. Doi:10.1007/s10152-010-0238-8

POTTER, I. C., CHUWEN, B. M., HOEKSEMA, S. D., & ELLIOTT, M. (2010). The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 87(3), 497-500. Doi:10.1016/j.ecss.2010.01.021

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

ROSCHER, C., SCHUMACHER, J., GUBSCH, M., LIPOWSKY, A., WEIGELT, A., BUCHMANN, N., BERNHARD, S., & SCHULZE, E. D. (2012). Using plant functional traits to explain diversity–productivity relationships. **PLoS One**, 7(5), e36760. Doi:10.1371/journal.pone.0036760

SCHÜLLER, M., EBBE, B., & WÄGELE, J. W. (2009). Community structure and diversity of polychaetes (Annelida) in the deep Weddell Sea (Southern Ocean) and adjacent basins. **Marine Biodiversity**, 39(2), 95-108. Doi:10.1007/s12526-009-0009-4

SHANNON, C. E., & WEAVER, W. (1949). **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana, Illinois, University of Illinois Press.

SOLAN, M., ASPDEN, R. J., & PATERSON, D. M. (2012). **Marine biodiversity and ecosystem functioning: frameworks, methodologies, and integration**. Oxford University Press, Oxford.

TWEEDLEY, J. R., WARWICK, R. M., VALESINI, F. J., PLATELL, M. E., & POTTER, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, 64(6), 1210-1221. Doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.006

VASCONCELOS, R. P., REIS-SANTOS, P., FONSECA, V., MAIA, A., RUANO, M., FRANÇA, S., VINAGRE, C., COSTA, M. J., & CABRAL, H. (2007). Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. **Science of the Total Environment**, 374(2-3), 199-215. Doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.048

VILLÉGER, S., MASON, N. W., & MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, 89, 2290-2301. Doi:10.1890/07-1206.1

WILDSMITH, M. D., ROSE, T. H., POTTER, I. C., WARWICK, R. M., & CLARKE, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 62(3), 525-538. Doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.031

WOODIN, S. A. (1987). External morphology of the Polychaeta: design constraints by life habit?. **Bulletin of the Biological Society of Washington**, (7), 295-309.

ZHU, J., JIANG, L., & ZHANG, Y. (2016). Relationships between functional diversity and aboveground biomass production in the Northern Tibetan alpine grasslands. **Scientific Reports**, 6, 34105. Doi: 10.1038 / srep34105

## CAPÍTULO I

### RELAÇÃO DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL COM A PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE POLYCHAETA EM ESTUÁRIOS TROPICAIS

Franciely Ferreira Paiva<sup>1</sup>, Joseline Molozzi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: fran.paiva@outlook.com.br

<sup>2</sup> Departamento de Biologia; Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação -Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil.



Revista sugerida para publicação: *Journal of Sea Research*

## RESUMO

A produtividade é um componente fundamental nos ecossistemas, podendo ser mensurada através da análise da produção secundária, onde a energia é armazenada nos consumidores secundários através da sua biomassa. Os macroinvertebrados bentônicos são importantes consumidores secundários que atuam nos processos de decomposição, ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia nos ambientes aquáticos. Desta forma, o objetivo deste trabalho é relacionar a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas com a produção secundária em estuários tropicais, testando as seguintes hipóteses: (i) a diversidade funcional é o componente da diversidade que apresenta relação positiva com a produção secundária, ou seja, quanto maior a diversidade funcional, maior será a produção secundária dos ecossistemas; e (ii) a produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies que apresentam maior biomassa na comunidade, como sugerido pela hipótese da razão de massa. As coletas de amostras foram realizadas em estuários tropicais localizados no Nordeste brasileiro: Paraíba, Mamanguape e Passos. Foram selecionadas cinco características funcionais de poliquetas que potencialmente podem refletir padrões na comunidade de acordo com os fatores ecossistêmicos: tamanho máximo do corpo, estratégia alimentar, vida útil, desenvolvimento larval e fecundidade. Para medir a diversidade funcional foi calculado a Entropia quadrática de RAO, a Riqueza funcional e o CWM, e para mensurar a diversidade taxonômica foi utilizado o índice de Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica. A biomassa dos poliquetas foi mensurada para a utilização no cálculo de produção secundária proposto por Brey (2001). O aumento da diversidade taxonômica nos estuários Passos e Paraíba se dá concomitante com o aumento da produção secundária. No estuário Paraíba quanto maior a diversidade funcional dos poliquetas, maior a produção secundária. No estuário Mamanguape a produção secundária não apresentou relação com diversidade taxonômica e funcional. A resposta da produção secundária em relação a diversidade taxonômica e funcional pode variar dependendo da composição e estrutura da comunidade de poliquetas de acordo com cada estuário. Contudo, a diversidade taxonômica pode prever melhor o processo de produção secundária nos estuários em estudo. Quanto as características funcionais se faz necessário investigar como a função de cada característica pode influenciar os níveis de produção secundária nos ecossistemas.

**Palavras-chaves:** Composição taxonômica; Biomassa; Macroinvertebrados.

## 1 INTRODUÇÃO

O processo de avaliação do funcionamento dos ecossistemas deve levar em consideração aspectos que englobem tanto a estrutura das comunidades como abundância e riqueza taxonômica, além das funções ecossistêmicas, como fluxo de energia e produtividade (BLOMBERG & MONTAGNA, 2014). De acordo com Blomberg e Montagna (2014), a produtividade é tida como um componente funcional de grande importância nos ecossistemas, que pode ser mensurada através da produção secundária, onde a energia produzida pelos produtores primários é convertida pelos consumidores secundários através da sua biomassa.

A produção secundária é a quantidade de biomassa potencialmente disponível para o nível trófico superior ao longo do tempo em determinada área, podendo trazer inferências sobre processos que ocorrem a nível ecossistêmico (HERSHEY *et al.*, 2010; DOLBETH *et al.*, 2012). A produção secundária pode ser vista como uma medida direta para quantificar a disponibilidade e provisionamento de energia no ecossistema (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013). Autores têm correlacionado a produção secundária com a diversidade taxonômica e funcional de comunidades, buscando verificar as relações existentes entre produtividade e biodiversidade (ROSCHER *et al.*, 2012; FU *et al.*, 2014; DOLBETH *et al.*, 2015). Como também, estudos já mostram que pode existir uma relação positiva entre o aumento da produção secundária e a diversidade das comunidades (NAEEM *et al.*, 2009; SOLAN *et al.*, 2012; DOLBETH *et al.*, 2015).

A diversidade apresenta componentes taxonômicos e funcionais (THOMPSON *et al.*, 2015). A diversidade taxonômica pode ser mensurada através do índice de Diversidade de Shannon-Wiener, que leva em consideração a riqueza e equitabilidade das espécies numa comunidade, e a Riqueza taxonômica, que é dada pelo número de diferentes *taxa* em uma comunidade (SHANNON & WEAVER, 1949). A diversidade funcional é medida pela variação, abundância e distribuição das características funcionais das espécies numa comunidade (ex., modo de alimentação, tamanho do corpo) (RICOTTA & MORETTI, 2011; LAURETO *et al.*, 2015). Índices como o CWM (que analisa a característica funcional ponderada pela abundância relativa de espécies), o índice de Entropia quadrática de RAO (que representa a dissimilaridade funcional entre dois indivíduos aleatórios na comunidade), e a Riqueza funcional (que estabelece o número das diferentes características funcionais) podem

ser utilizados para expressar a diversidade funcional das comunidades (VILLÉGER *et al.*, 2008; LEPSŠ *et al.*, 2011).

A diversidade funcional de uma comunidade apresenta maior relação com processos ecossistêmicos do que quando analisado a diversidade taxonômica (DÍAZ *et al.*, 2007; LAVOREL & GRIGULIS, 2012; FU *et al.*, 2014). A hipótese da razão de massa, diz que as características funcionais das espécies que representam a maior parte da biomassa em determinado nível trófico, ou seja, as espécies dominantes em biomassa, podem exercer um maior efeito sobre os processos ecossistêmicos (GRIME, 1998). Desta forma, relacionar a produção secundária e a diversidade funcional das comunidades pode fornecer informações sobre a importância da manutenção da biodiversidade para a produtividade ecossistêmica (WOODIN, 1987; AARNIO *et al.*, 2011).

A comunidade de poliquetas apresenta grande diversidade taxonômica e funcional (SCHÜLLER *et al.*, 2009; PACHECO *et al.*, 2011; TWEEDLEY *et al.*, 2012). Esses organismos são importantes produtores secundários, visto que participam dos processos de decomposição, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia para os níveis tróficos superiores, através da sua biomassa (NUNES *et al.*, 2008; WILDSMITH *et al.*, 2011; TWEEDLEY *et al.*, 2012). Nos ecossistemas estuarinos especificamente, a produção secundária da comunidade macrobentônica corresponde a duas vezes maior do que a produtividade secundária pelágica (BLOMBERG & MONTAGNA, 2014).

Os estuários apresentam alta produtividade, servindo como locais de reprodução, refúgio e alimentação para inúmeras espécies (ELLIOT & MCLUSCKY, 2002; KAISER *et al.*, 2005; VASCONCELOS *et al.*, 2007). Estes ecossistemas apresentam grandes concentrações de matéria orgânica de origem principalmente alóctone, proveniente da região de mangue, assim as comunidades bentônicas que habitam os estuários podem apresentar uma produção secundária alta (MCLUSKY *et al.*, 2004; DOLBETH *et al.*, 2011, ELLIOTT & WHITFIELD, 2011).

Desta forma, buscamos relacionar a diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária dos poliquetas em estuários tropicais, testando as hipóteses de que (i) a diversidade funcional é o componente de diversidade que apresenta relação positiva com a produção secundária, ou seja, quanto maior a diversidade funcional, maior será a produção secundária dos ecossistemas, visto que todos os mecanismos pelos quais a diversidade afeta o funcionamento dos ecossistemas depende fortemente das características funcionais das

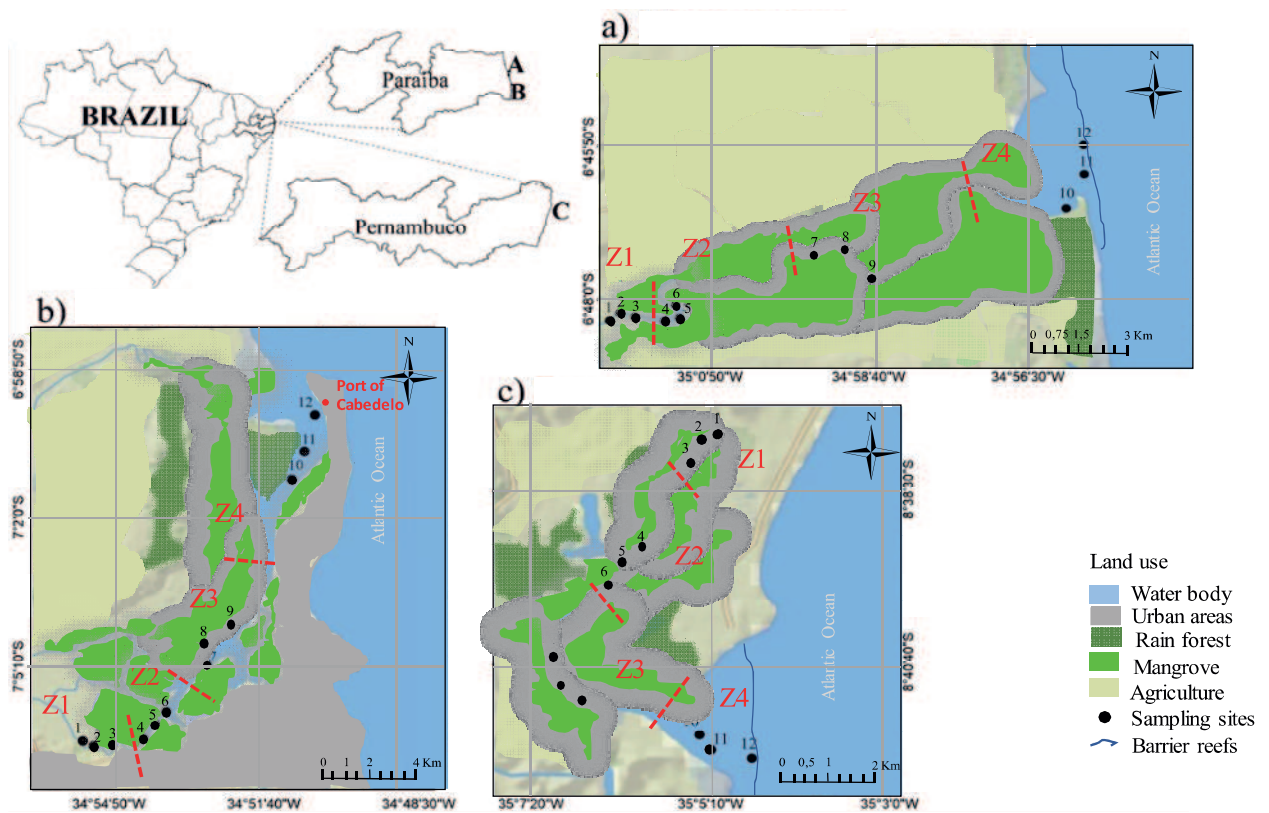


comunidades; e (ii) a produção secundária apresenta relação positiva principalmente com as características funcionais das espécies que apresentam maior biomassa na comunidade, como sugerido pela hipótese da razão de massa.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

As coletas para o estudo foram realizadas em três ecossistemas estuarinos, o estuário do Rio Paraíba ( $6^{\circ} 54'14''$ - $7^{\circ} 07'36''$  S;  $34^{\circ} 58'16''$ -  $34^{\circ} 49'31''$  O), estuário do Rio Mamanguape ( $6^{\circ} 43'02''$ -  $6^{\circ} 51'54''$  S;  $35^{\circ} 67'46''$ -  $34^{\circ} 54'04''$  W), localizados no estado da Paraíba/Brasil, e o estuário do Rio dos Passos ( $8^{\circ} 37'67''$ -  $8^{\circ} 40'50''$  S;  $35^{\circ} 5'81''$ -  $35^{\circ} 6'44''$  O) localizado no estado do Pernambuco/Brasil (Fig. 1).



**Figura 1:** Mapa da área de estudo com os estuários Mamanguape (A) e Paraíba (B), localizados no estado da Paraíba/Brasil, e o estuário Rio dos Passos (C), localizado no estado de Pernambuco/Brasil. Distribuição dos doze pontos de coleta nas quatro zonas (Z1, Z2, Z3 e Z4) ao longo do corpo estuarino.

O estuário do Rio Paraíba apresenta aproximadamente 22km de comprimento, e o estuário do Rio Mamanguape possui aproximadamente 25km, em ambos estuários a estação chuvosa ocorre de fevereiro a agosto, com o maior volume de chuvas ocorrendo em junho e o menor em novembro (AESA, 2018). De acordo com a classificação Köppen-Geiger o clima da

região é do tipo “As” (Tropical with dry summer) (ALVARES *et al.*, 2013). O estuário do Rio dos Passos está inserido em uma região de mesomare, sofrendo grande influência marinha. Este estuário faz parte de um complexo estuarino, juntamente com os estuários do Rio Formoso, Rio Ariquindá e Rio União, os quais promovem o fluxo de água doce proveniente da deriva continental ao Rio dos Passos (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2013). O clima na região é do tipo “As” (Tropical with dry summer) de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, e o período de chuva se dá entre os meses de fevereiro e agosto e a estiagem entre outubro e dezembro (ALVARES *et al.*, 2013).

O estuário do Rio Paraíba sofre forte influência da ocupação humana e do Porto de Cabedelo através do escoamento de efluentes, como também apresenta plantações de cana-de-açúcar e atividades de carcinicultura ao seu entorno (GUEDES *et al.*, 2011). O estuário do Rio Mamanguape, apesar de estar situado numa área de proteção ambiental (APA da Barra do Rio Mamanguape) e possuir a maior área de mangue do estado da Paraíba, também sofre ação antrópica através do escoamento de efluentes provenientes do plantio da cana-de-açúcar e da carcinicultura (NISHIDA *et al.*, 2006). O estuário Rio dos Passos também está situado numa área de proteção ambiental, a APA Guadalupe, a principal fonte de impacto neste estuário se dá através do lançamento de esgotos e resíduos da indústria de açúcar (LIRA & FONSECA, 1980; SILVA *et al.*, 2009).

## **2.2 Períodos de coleta e desenho amostral**

As coletas foram realizadas no período de novembro de 2016 nos três estuários. Em cada estuário foram definidas quatro zonas de amostragem, sendo uma zona a montante (próximo ao rio), duas zonas intermediárias e uma zona a jusante (próximo ao mar), de acordo com o gradiente de salinidade no estuário. As amostragens foram realizadas na região subtidal dos estuários e durante a maré baixa. Em cada zona estabelecida, foram amostrados três pontos, cada ponto com três réplicas, totalizando 36 unidades amostrais por estuário (Fig.1).

## **2.3 Identificação da macrofauna estuarina**

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada em cada unidade amostral, na região subtidal ao longo dos estuários, utilizando-se uma draga modelo van Veen, com 477 cm<sup>2</sup> de área amostral. Após a coleta, o material foi lavado em peneiras sobrepostas de malhas 1 e

0,5 mm. Em laboratório os organismos foram triados e conservados em etanol a 70%. Após esta separação, os poliquetas foram identificados ao menor nível taxonômico possível (família/gênero) com chave especializada (AMARAL & NONATO, 1996).

## 2.4 Características funcionais dos poliquetas

Foram utilizadas cinco características funcionais dos poliquetas, totalizando dezessete categorias. Essas características foram selecionadas visto que potencialmente podem refletir padrões na comunidade de acordo com os fatores ecossistêmicos como, **i) tamanho máximo do corpo**: pequeno (2,5-21 mm), médio (21-100 mm) e grande (>100 mm); **ii) estratégia alimentar**: predador (alimenta-se de presas vivas), detritívoro (alimenta-se de pedaços de animais mortos ou vivos), herbívoro (consome materiais vegetais marinhos, como algas), depositívoro (ingere partículas de material mineral diluídas) e suspensívoros (alimenta-se de partículas selecionadas na coluna d'água); **iii) vida útil**: vida curta (<1 ano), vida média (1-3 anos) e vida longa (>3 anos); **iv) desenvolvimento larval**: desenvolvimento direto (sem fase larval), desenvolvimento lecitotrófico (à custa de recursos internos, ou seja, gema) e desenvolvimento plânctotrófico (alimentado pelo menos em parte, por materiais capturados a partir do plâncton); e **v) fecundidade**: fecundidade baixa (1-2500 ovos), fecundidade média (2500-100,000 ovos) e fecundidade alta (>100.000 ovos) (Tabela 1). As informações sobre as características funcionais dos poliquetas foram coletadas dos bancos de dados on-line MarLIN (MARLIN, 2006), Polytraits (FAULWETTER *et al.*, 2014) e Genus Trait Handbook, como também em artigos publicados (FAUCHALD & JUMARS, 1979; JUMARS *et al.*, 2015).

**Tabela 1:** Características funcionais dos poliquetas com suas respectivas categorias e a importância de cada característica em refletir as relações dos espécimes com o ecossistema.

Característica	Categorias	Função
Tamanho máximo do corpo	Pequeno	Apresenta relação com funções ecossistêmicas como ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. Invertebrados com pequena massa corporal podem apresentar melhor capacidade de resiliência, como também podem indicar ambientes que sofrem ou sofreram perturbação e/ou instabilidade. (NORKKO <i>et al.</i> , 2013; DOLBETH <i>et al.</i> , 2015)
	Médio	
	Grande	

Estratégia alimentar	Predador	Reflete a estrutura trófica, a disponibilidade e distribuição de recursos. Apresenta relação com o fluxo de energia e o ciclo de nutrientes, podendo indicar perturbação. (PEARSON & ROSENBERG, 1978)
	Detrito	
	Herbívoro	
	Depósito	
	Suspensão	
Vida útil	Curto	Influencia a dinâmica das comunidades através das respostas dos organismos a perturbações. Espécies de menor longevidade podem apresentar maior capacidade de resiliência após distúrbio. (PEARSON & ROSENBERG, 1978)
	Médio	
	Longo	
Desenvolvimento larval	Direto	Está relacionado ao potencial de dispersão das espécies. Espécies com desenvolvimento planctotrófico apresentam alto potencial de dispersão, o que pode influenciar em uma maior capacidade de colonização frente a distúrbios. As espécies de desenvolvimento lecitotrófico (potencial de dispersão média) e direto (sem potencial de dispersão) apresentam maior risco de extinção em casos distúrbios. (MCHUGH & FONG, 2002)
	Lecitotrófico	
	Planctotrófico	
Fecundidade	Baixo	Espécies com alta fecundidade apresentam maior propensão de sobrevivência a distúrbios. Em contrapartida, espécies que apresentam baixa fecundidade investem em produzir descendentes com melhores aptidões. (WILLIAMS, 1996)
	Médio	
	Alto	

## 2.5 Índices de diversidade taxonômica e funcional

Como medida da diversidade taxonômica foi calculado os índices de Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica. O índice de Diversidade de Shannon-Wiener leva em consideração a riqueza e a equitabilidade das espécies em determinada comunidade. A Riqueza taxonômica considera o número de diferentes táxons em cada local (SHANNON & WEAVER, 1949).

Para medir a diversidade funcional foi calculado a Entropia quadrática de RAO, a Riqueza funcional e o CWM (característica funcional média por amostra ponderada pela abundância relativa de espécies ou biomassa) (VILLÉGER *et al.*, 2008; LEPŠ *et al.*, 2011). O índice de Entropia quadrática de RAO é um modelo generalizado do índice de diversidade de Simpson que calcula a dissimilaridade entre dois indivíduos aleatórios na comunidade baseado em uma única característica funcional ou várias características (LEPŠ *et al.*, 2011). A Riqueza funcional representa o valor do espaço funcional que é preenchido pela comunidade, sem levar

em consideração a abundância das espécies e não apresenta um valor de superior limite (VILLÉGER *et al.*, 2008). O CWM foi calculado com base na biomassa dos indivíduos para cada categoria de características funcionais, expressando o valor médio da característica funcional, ponderado pela biomassa relativa de espécies, representando assim a característica dominante na comunidade (LEPŠ *et al.*, 2011).

## 2.6 Medida de produção secundária

Para estimar a biomassa, os organismos foram colocados em estufa a 60° C durante 72 horas e posteriormente pesados, em seguida, submetidos à combustão em forno mufla a 550° C por 8 horas, onde novamente foram pesados e então determinado o peso seco livre de cinzas (AFDW). A biomassa estimada foi utilizada para o cálculo da produção secundária proposto por Brey (2001), na versão do modelo 4-04 disponível on-line em uma planilha de cálculo (Brey 4-04) (<http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>). Este método proposto por Brey (2001) é capaz de estimar a produção anual dos macrobentos e é considerado como um dos métodos empíricos mais robustos (DOLBETH, 2005). As conversões necessárias para o cálculo foram: 1 g AFDW=23,33 kJ, para a classe Polychaeta (BREY, 2001). Os resultados finais foram convertidos para g AFDW m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> (produção secundária anual).

A produção secundária estimada no presente estudo foi gerada a partir de dados obtidos de amostragens realizadas apenas considerando uma coleta no ano, não sendo dados anuais conforme exigido no modelo de Brey (2001). Assim como o trabalho de Bolam e Eggleton (2014), nossos dados não assumem um estado de variação da biomassa ao longo do ano, de tal forma, a produção secundária em estudo está subavaliada, e os resultados obtidos não são comparáveis a outras regiões, como também as conclusões sobre a relação diversidade/produktividade podem ser válidas apenas para os estuários em estudo.

## 2.6 Análise de dados

Para verificar a relação da produção secundária com a diversidade taxonômica e funcional em cada estuário, inicialmente, os dados de abundância e biomassa foram transformados em log (x+1). Para verificar a correlação e significância entre os índices de diversidade taxonômica e funcional com a produção secundária foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman (P ≤0.05). A correlação de Spearman avalia a intensidade da relação

entre duas variáveis, seja linear ou não (SPEARMAN, 1904). Posteriormente, foram gerados modelos de regressão linear para cada um dos índices que apresentaram correlação significativa com a produção secundária. Todas estas análises foram realizadas no software R, versão 1.9.0, utilizando o pacote 'FD' função dbFD e functcomp (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

### 3 RESULTADOS

#### *Diversidade taxonômica e funcional versus produção secundária*

Foram identificados 1.480 poliquetas, sendo 619 no estuário Rio dos Passos, 329 no Paraíba e 532 no Mamanguape (Material suplementar 1). A correlação de Spearman mostrou que a produção secundária apresentou correlação significativa positiva com a Diversidade de Shannon-Wiener e a Riqueza taxonômica nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba (Tabela 2). O mesmo não foi verificado no estuário Rio Mamanguape.

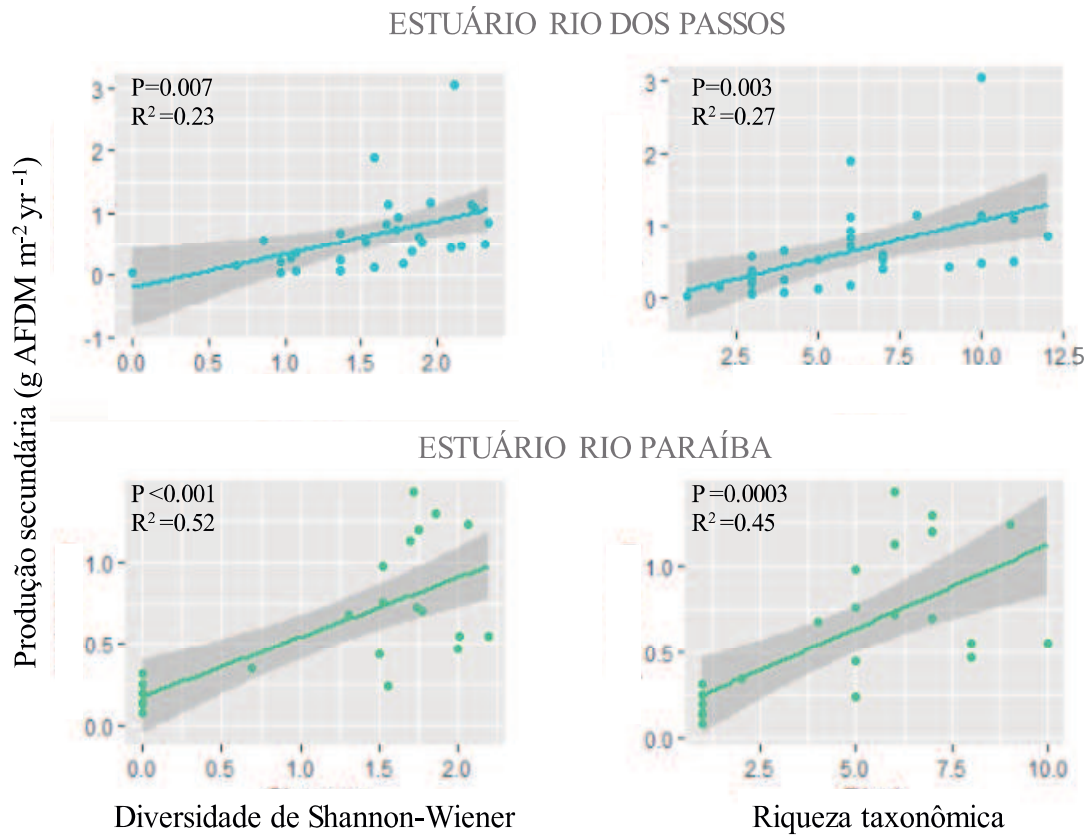
**Tabela 2:** Valores da correlação de Spearman da relação entre a produção secundária e a diversidade taxonômica e funcional nos estuários Rio dos Passos, Rio Paraíba e Rio Mamanguape. Valores de P significativo em negrito.

Estuário	Shannon-Wiener		Riqueza taxonômica		RAO		Riqueza funcional	
	R	P	R	P	R	P	R	P
Rio dos Passos	0.59	<b>0.0005</b>	0.64	<b>0.0001</b>	0.35	<b>0.05</b>	0.48	<b>0.009</b>
Rio Paraíba	0.71	<b>0.0001</b>	0.72	<b>&lt;0.001</b>	0.52	<b>0.01</b>	0.01	0.9
Rio Mamanguape	0.18	0.3	0.31	0.09	0.14	0.4	0.02	1

A Entropia quadrática de RAO apresentou relação positiva e significativa com a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba. A Riqueza funcional apresentou correlação significativa positiva com a produção secundária apenas no estuário Rio dos Passos (Tabela 2). A produção secundária no estuário Rio Mamanguape não apresentou correlação significativa com a diversidade funcional dos poliquetas.

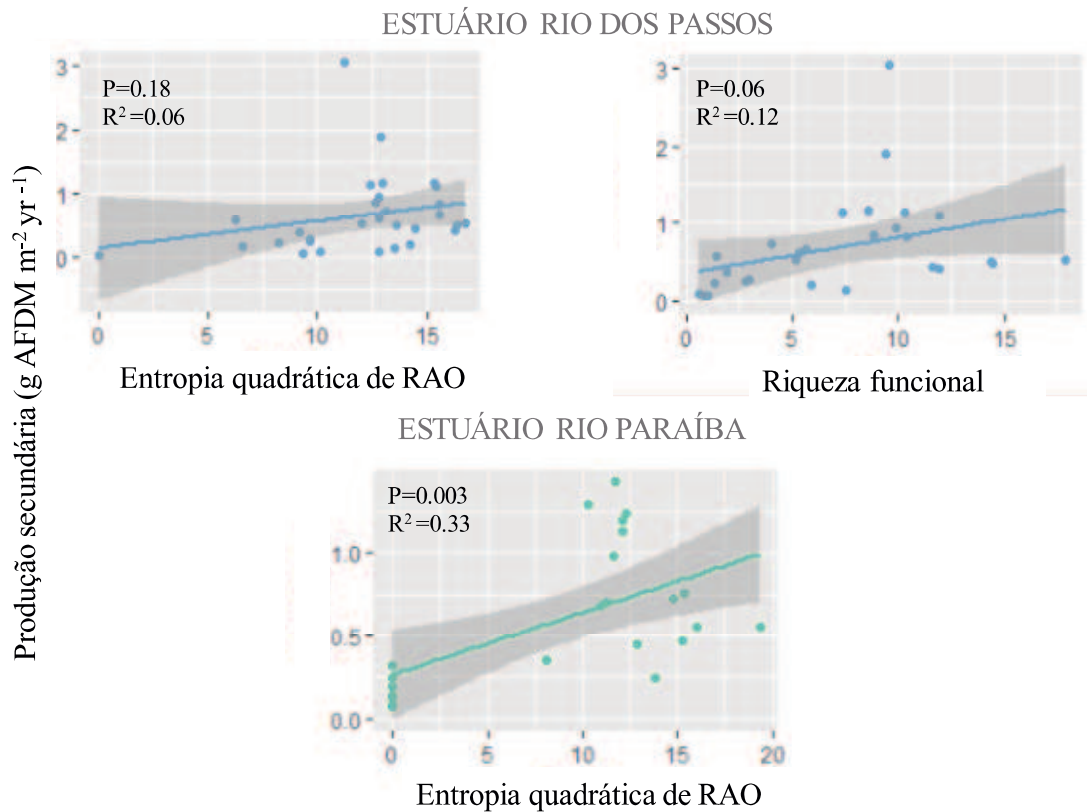


Os modelos de regressão linear gerados mostraram que quanto maior a diversidade taxonômica da comunidade de poliquetas nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba, maior é a produção secundária (Figura 2).



**Figura 2:** Análise de regressão linear entre os índices de diversidade taxonômica (Diversidade de Shannon-Wiener e Riqueza taxonômica) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.

Apesar da Entropia quadrática de RAO e Riqueza funcional apresentarem correlação significativa positiva com a produção secundária no estuário Rio dos Passos, não foi encontrado uma tendência linear nem estatisticamente significativa de acordo com a inferência do modelo de regressão (Figura 3). No estuário Rio Paraíba o aumento da Entropia quadrática de RAO se dá concomitante com o aumento da produção secundária como mostra a Figura 3.



**Figura 3:** Análise de regressão linear entre os índices de diversidade funcional (Entropia quadrática de RAO e Riqueza funcional) com a produção secundária no estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba.

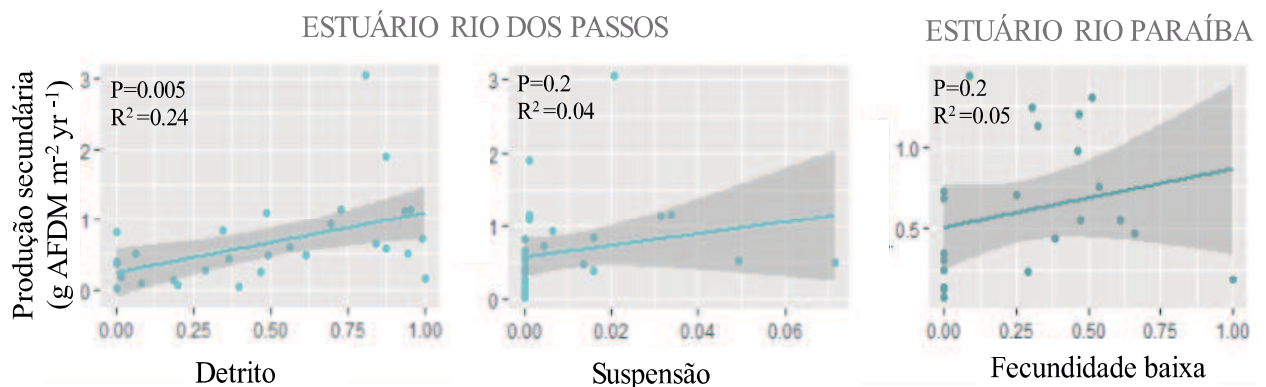
#### *Composição das características funcionais versus produção secundária*

No estuário Rio dos Passos a produção secundária apresentou correlação significativa e positiva com as categorias alimentadores de suspensão e detrito; e no estuário Mamanguape com a categoria de fecundidade baixa (Tabela 3). Contudo, nenhuma dessas categorias apresentaram valores de CWM dominantes em biomassa dentro do grupo funcional ao qual pertencem (Tabela 3). No estuário Rio Mamanguape nenhuma categoria das características funcionais apresentaram correlação com a produção secundária.

**Tabela 3:** Valores da correlação de Spearman entre os CWMs das características funcionais e a produção secundária, e v-cores dos CWMs para cada categoria das característica funcional nos estuários Rio dos Passos, Rio Paraíba e Rio Mamanguape. Valores de P significativos em negrito.

Característica funcional	Categorias	Rio dos Passos			Rio Paraíba			Rio Mamanguape		
		R	P	CWM	R	P	CWM	R	P	CWM
Tamanho do corpo (máx)	Pequeno	-0.38	0.06	0.11	-0.002	0.9	0.004	-0.02	0.8	0.10
	Médio	0.32	0.08	0.34	-0.15	0.4	0.40	-0.04	0.8	0.50
	Grande	-0.09	0.6	0.54	-0.14	0.5	0.58	-0.1	0.6	0.38
Estratégia de alimentar	Predador	0.2	0.2	0.57	-0.45	0.5	0.67	-0.08	0.6	0.72
	Detrito	<b>0.55</b>	<b>0.001</b>	0.47	0.1	0.6	0.47	0.09	0.6	0.66
	Herbívoro	-0.31	0.09	0.09	-0.09	0.6	0.009	-0.22	0.2	0.03
	Depósito	-0.18	0.3	0.60	-0.08	0.6	0.74	-0.11	0.5	0.85
Vida útil	Suspensão	0.61	<b>0.0002</b>	0.008	0.21	0.3	0.16	0.18	0.3	0.006
	Curto	-0.08	0.6	0.06	-	-	-	-0.14	0.4	0.10
Desenvolvimento larval	Médio	0.25	0.1	0.60	-0.1	0.6	0.51	-0.11	0.5	0.52
	Longo	-0.19	0.2	0.45	-0.04	0.8	0.72	0.11	0.5	0.48
Fecundidade	Direto	0.13	0.4	0.44	-0.15	0.4	0.61	0.15	0.4	0.61
	Lecitotrófico	0.26	0.1	0.48	-0.05	0.8	0.51	-0.11	0.5	0.51
	Planctotrófico	-0.16	0.3	0.48	0.16	0.4	0.34	-0.10	0.5	0.32
Fecundidade	Baixo	-0.06	0.7	0.39	0.40	<b>0.05</b>	0.27	0.15	0.4	0.26
	Médio	0.25	0.1	0.44	0.20	0.3	0.23	0.9	0.02	0.58
	Alto	0.23	0.2	0.15	0.05	0.7	0.48	-0.07	0.6	0.15

O modelo de regressão linear gerado com as categorias de características funcionais que apresentaram correlação significativa com a produção secundária mostrou que no estuário Rio dos Passos a medida que se aumenta os alimentadores de detrito se tem o aumento da produção secundária (Figura 4). Apesar dos organismos alimentadores de suspensão no estuário Rio dos Passos, e de fecundidade baixa no estuário Rio Paraíba apresentarem correlação significativa positiva com a produção secundária, a tendência gerada pelo modelo de regressão não foi linear nem estatisticamente significativa.



**Figura 4:** Análise de regressão linear entre os CWMs das características funcionais e a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba.

## 4 DISCUSSÃO

### *Diversidade taxonômica e funcional versus produção secundária*

As medidas de diversidade baseadas em características funcionais na maioria das vezes são melhores preditoras dos processos e funções a nível de ecossistema (DÍAZ *et al.*, 2007; FU *et al.*, 2014; GAGIC *et al.*, 2015). No entanto, para os ecossistemas estuarinos em estudo, encontramos respostas diferentes entre os estuários. No estuário Rio dos Passos o aumento da diversidade taxonômica da comunidade de poliquetas prediz o aumento da produção secundária. Enquanto que no estuário Rio Paraíba o aumento da diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas se dá concomitante com o aumento da produção secundária. Sendo assim, nossa primeira hipótese explica em parte a relação diversidade/produção, visto que a diversidade taxonômica também apresentou relação positiva com a produção secundária nos estuários analisados.

Outros estudos, como de Dolbeth *et al.* (2015) utilizando a comunidade de macroinvertebrados de um estuário temperado, mostrou que a diversidade funcional pode explicar a variação da produção secundária, resultados semelhantes aos nossos, contudo o mesmo não foi testado para a diversidade taxonômica. Bolam e Eggleton (2014) analisando a relação diversidade/produção com a macrofauna, concluíram que a análise das características funcionais da comunidade descreve melhor o funcionamento do ecossistema do que a estrutura taxonômica. O que pode ter influenciado a relação da diversidade taxonômica com a produção secundária nos nossos resultados foi o fato de analisarmos apenas a comunidade de poliquetas, diferentemente de Bolam e Eggleton (2014) que analisou toda a macrofauna. Os autores destacam que a escala espacial também pode ter influência sobre a diferença nas respostas das características funcionais e da estrutura taxonômica em relação a processos ecossistêmicos. O estudo de Bolam e Eggleton (2014) em grande escala geográfica (abrangendo toda a plataforma continental do Reino Unido) mostrou que a análise da estrutura taxonômica pode trazer inferências a processos ecossistêmicos diferentes de quando se é analisado a composição funcional. Enquanto em estudos de escalas menores pode haver maior similaridade entre as repostas geradas pela composição funcional e taxonômica. Nossos estuários podem ser considerados escalas espaciais pequenas quando comparadas aos estudos

abrangendo toda a plataforma continental do Reino Unido. Assim se faz necessário a investigação da diversidade taxonômica e funcional sobre as funções ecossistêmicas em diferentes escalas espaciais.

A influência da diversidade taxonômica e funcional sobre os processos ecossistêmicos pode variar de acordo com o tipo do ambiente (MORELLI *et al.*, 2018). Habitats de maior heterogeneidade oferecem mais oportunidades de nicho e partição de recursos, o que incrementa tanto a diversidade taxonômica quanto funcional das comunidades, potencializando os processos ecossistêmicos, como a produtividade (KISEL *et al.*, 2011; BOLAM & EGGLETON, 2014; MORELLI *et al.*, 2018). Isso pode explicar a relação da diversidade taxonômica com a produção secundária nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba, visto que os ecossistemas estuarinos apresentam alta heterogeneidade de habitats, promovendo uma série de nichos e a sustentação de diversas espécies (MCLUSKY *et al.*, 2004; ODUM & BARRET, 2007; ELLIOTT & WHITFIELD, 2011).

Para os estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba, a análise da diversidade taxonômica reflete melhor o processo de produção secundária do que quando analisado a diversidade funcional. Em alguns casos a diversidade taxonômica pode ser tida como substituta da diversidade funcional, visto que a perda ou adição de táxons pode refletir também em perda ou adição características funcionais e conseqüentemente de processos ecossistêmicos (CULHANE *et al.*, 2014; VAN DER LINDEN *et al.*, 2016; VAN DER LINDEN *et al.*, 2017). Contudo, ainda temos um conhecimento limitado sobre o nível de relação das respostas da diversidade taxonômica e funcional em reflexo a processos ecossistêmicos (BOLAM & EGGLETON, 2014). Para o estuário Rio Mamanguape a produção secundária não apresentou relação com a diversidade taxonômica e funcional dos poliquetas, isto pode ter se dado ao fato da baixa riqueza de espécies e a dominância de táxons generalistas como *Laeonereis* e *Lumbrineris*. A dominância de táxons generalista numa comunidade pode ocasionar homogeneização biótica e comprometer processos e serviços ecossistêmicos (MORI *et al.*, 2018).

A relação da produção secundária com diversidade taxonômica através dos índices de Riqueza taxonômica e Diversidade de Shannon-Wiener pode indicar que organismos raros como os mais abundantes desempenham funções na comunidade que contribuem para a produtividade nos estuários Rio dos Passos e Rio Paraíba. A relação diversidade/produtividade gerada pelo índice de Entropia quadrática de RAO no estuário Rio Paraíba deve ser analisada com mais cautela. A relação RAO/produção secundária mostra que quanto maior a distância

funcional entre os organismos na comunidade, maior a produção secundária. Contudo, o índice de Entropia quadrática de RAO pode estimar uma diversidade funcional inflacionada, pois reflete a distância funcional entre pares de espécies de forma independente (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Ao considerar que as distâncias funcionais entre os pares de organismos são independentes, este índice ignora a forte pressão no nicho funcional que os indivíduos exercem uns sobre os outros (PETCHEY & GASTON, 2006). Apesar de nossas coletas não apresentarem uma periodicidade ao longo de todo ano, nossos resultados mostram que o aumento da diversidade na comunidade poliquetas prediz o aumento da produção secundária. Nossos resultados corroboram com outros estudos que foram realizados com coletas periódicas anuais como Dolbeth *et al.* (2014; 2015).

Cada componente de diversidade, seja taxonômico e/ou funcional pode explicar um processo ecossistêmico diferente (MORELLI *et al.*, 2018). Sendo assim, se faz necessário desenvolvimento de estudos que englobem a influência dos diferentes componentes de biodiversidade sobre os processos ecológicos e biológicos nos ecossistemas.

#### *Composição das características funcionais versus produção secundária*

Nossa segunda hipótese baseada na razão de massa de Grime (1998) foi refutada, visto que as categorias de características funcionais que apresentaram correlação com a produção secundária nos estuários não tiveram os maiores valores de biomassa. No estuário Rio dos Passos o fato dos diferentes *taxa* de poliquetas que possuem os maiores valores de biomassa apresentarem estratégia alimentar depositivo e não suspensívoros ou detritívoro (características correlacionadas a produção secundária), pode ter se dado em função da alimentação de depósito ser considerada uma estratégia oportunista (MCLUSKY *et al.*, 2004). A estratégia oportunista dos alimentadores de depósito pode contribuir para uma maior biomassa das espécies que apresentam este hábito alimentar, em contrapartida, a produção sustentada por estas espécies pode prejudicar o funcionamento do ecossistema, diminuindo a diversidade funcional (DOLBETH *et al.*, 2015). Contudo, as espécies que são alimentadores de suspensão geralmente apresentam a capacidade de se enterrar no sedimento, diminuindo assim a chance de serem predados ao longo do tempo, o que pode potencializar seu aumento de

tamanho e massa corporal, contribuindo para o aumento da produção secundária nos ecossistemas (DOLBETH *et al.*, 2015).

No estuário Rio Paraíba, a relação da produção secundária com poliquetas de fecundidade baixa pode ter se dado ao fato de que os organismos que apresentam menores taxas de fecundidade investem em gerar indivíduos com melhores aptidões, seja de competição e/ou aquisição de recursos (WILLIAMS, 1996). Podendo então, ao longo do tempo os espécimes com fecundidade baixa contribuir de forma mais eficiente para a produção secundária.

## 5 CONCLUSÕES

Encontramos resultados que demonstraram que a resposta da produção secundária em relação diversidade taxonômica e funcional pode variar dependendo da composição e estrutura da comunidade de poliquetas de acordo com cada estuário. Contudo, a diversidade taxonômica pode prever de forma mais eficiente o processo de produção secundária nos estuários em estudo. Logo, a medida que se acresce a diversidade taxonômica nos estuário Rio dos Passos e Rio Paraíba também há o aumento da produção secundária nestes ecossistemas. Contudo a relação da diversidade funcional com a produção secundária no estuário Rio Paraíba nos sugere que quando se trata de comunidades biológicas correlacionadas a processos ecossistêmicos se faz necessário a análises tanto de aspectos taxonômicos quanto funcionais da comunidade. Visto que cada componente da diversidade pode trazer explicação a nível de processos que ocorrem nos ecossistemas.

Quanto as características funcionais que podem se relacionar com a produção secundária, se faz necessário investigar como a natureza e a função de cada atributo funcional numa comunidade pode influenciar os níveis de produção secundária nos ecossistemas. Sendo assim, para se ter uma maior explicabilidade sobre os fatores que afetam o funcionamento dos ecossistemas, assim como a relação diversidade/produktividade se faz necessário investigar aspectos que englobem tanto a estrutura quanto a funcionalidade das comunidades.



## 6 REFERÊNCIAS

- AARNIO, K., MATTILA, J., TÖRNROOS, A., & BONSDORFF, E. (2011). Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. **Marine Ecology**, 32, 58-71. Doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00417.x
- AESA (2018). **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba**. Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso 13 de jun.2018.
- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., & SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6), 711-728. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- AMARAL, A. C., & NONATO, E. F. (1996). **Annelida Polychaeta - Características, glossario e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira**. Editora a UNICAMP, Campinas, SP, p. 124.
- AUBIN, I., VENIER, L., PEARCE, J., & MORETTI, M. (2013). Can a trait-based multi-taxa approach improve our assessment of forest management impact on biodiversity?. **Biodiversity and Conservation**, 22(12), 2957-2975. Doi:10.1007/s10531-013-0565-6
- BARBERÁ, C., MORANTA, J., ORDINES, F., RAMÓN, M., DE MESA, A., DÍAZ-VALDÉS, M., GRAU, A. M., & MASSUTÍ, E. (2012). Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, 21(3), 701-728. Doi:10.1007/s10531-011-0210-1
- BLOMBERG, B. N., & MONTAGNA, P. A. (2014). Meta-analysis of Ecopath models reveals secondary productivity patterns across the Gulf of Mexico. **Ocean & coastal management**, 100, 32-40. Doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.07.014
- BOLAM, S. G., & EGGLETON, J. D. (2014). Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. **Journal of Sea Research**, 88, 47-58. Doi:10.1016/j.seares.2014.01.001
- BREY.T. (2001). **Population Dynamics in Benthic Invertebrates. A Virtual Handbook**. Version01.2. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html> Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A., & BATALHA, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, 9(3).

CULHANE, F. E., BRIERS, R. A., TETT, P., & FERNANDES, T. F. (2014). Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. **Ecological indicators**, 43, 271-280. Doi:10.1016/j.ecolind.2014.03.009

DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., & ROBSON, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(52), 20684-20689. Doi:10.1073/pnas.0704716104

DOLBETH, M., CARDOSO, P. G., GRILO, T. F., BORDALO, M. D., RAFFAELLI, D., & PARDAL, M. A. (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 92(1), 10-18. Doi:10.1016/j.ecss.2010.12.006

DOLBETH, M., CUSSON, M., SOUSA, R., & PARDAL, M. A. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 69(7), 1230-1253.. Doi:10.1139/f2012-050

DOLBETH, M., DOLÉDEC, S., & PARDAL, M. Â. (2015). Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. **Marine Ecology Progress Series**, 539, 33-46. Doi:10.3354/meps11473

ELLIOTT, M., & MCLUSKY, D. S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 55(6), 815-827. Doi:10.1006/ecss.2002.1031

ELLIOTT, M., & WHITFIELD, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 94(4), 306-314. Doi:10.1016/j.ecss.2011.06.016

EMMERSON, M. C. (2012). The importance of body size, abundance, and food-web structure for ecosystem functioning. **Marine biodiversity and ecosystem functioning: Frameworks, methodologies, and integration**, 85-100.

FAULWETTER, M. S., MARKANTONATOU, M. V., PAVLOUDI, M. C., PAPAGEORGIOU, N., KEKLIKOGLOU, M. K., CHATZINIKOLAOU, E., PAFILIS, E., CHATZIGEORGIOU, G., VASILEIADOU, K., DAILIANIS, T., FANINI, L., KOULOURI, P., & ARVANITIDIS, C. (2014). Polytraits: A database on biological traits of marine polychaetes. **Biodiversity data journal**, (2). Doi:10.3897/BDJ.2.e1024

FAUCHALD, K., & JUMARS, P.A. (1979). The diet of worms: a study of polychaetes feeding guilds. **Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.** 17, 193–284.

GRIME, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, 86, 902-910. Doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

GUEDES, L. S., AMARO, V. E., & VITAL, H. (2011). Caracterização da morfologia de fundo da porção estuarina do canal do Rio Paraíba do Norte por meio do Sonar de Varredura Lateral e do Ecobatímetro. **In: Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, INPE p.3538

PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, 9(6), 741-758. Doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x

FIGUEIRÊDO, L. G. P., FIDELIS, V. T. P., de AQUINO, E. P., NEUMANN-LEITÃO, S., & DE OLIVEIRA PASSAVANTE, J. Z. (2014). Mesozooplâncton do estuário do Rio dos Passos, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**, 42(3). Doi:10.5914/1679-3013.2013.0089

FU, H., ZHONG, J., YUAN, G., NI, L., XIE, P., & CAO, T. (2014). Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. **Ecology and Evolution**, 4(9), 1516–1523. Doi:10.1002/ece3.1022

GAGIC, V., BARTOMEUS, I., JONSSON, T., TAYLOR, A., WINQVIST, C., FISCHER, C., SLADE, E. M., STEFFAN-DEWENTER, I., EMMERSON, M., POTTS, S.G., TSCHARNTKE, T., WEISSER, W., & BOMMARCO, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, 282(1801), 20142620. Doi:10.1098/rspb.2014.262

HAINES-YOUNG R., & POTSCHIN M. (2013). **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): consultation on version 4**, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. University of Nottingham.

JUMARS, P.A., DORGAN, K.M., & LINDSAY, S.M. (2015). Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. **Ann. Rev. Mari. Sci.** 7, 497–520.

KAISER, M. J., ATTRILL, M. J., JENNINGS, S., THOMAS, D. N., & BARNES, D. K. (2011). **Marine ecology: processes, systems, and impacts**. Oxford University Press.

KISEL, Y., MCINNES, L., TOOMEY, N. H., & ORME, C. D. L. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, 366(1577), 2514–2525. Doi: 10.1098 / rstb.2011.0022

LAVOREL, S., & GRIGULIS, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. **Journal of Ecology**, 100(1), 128–140. Doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x

LAURETO, L. M. O., CIANCIARUSO, M. V., & SAMIA, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, 13(2), 112–116. Doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001

LEPŠ, J., DE BELLO, F., SMILAUER, P., & DOLEZAL, J. I. (2011). Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. **Ecography**, 34, 856–862. Doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06904.x

LIRA, L., & FONSECA, V. G. (1980). **Composição e distribuição faicológica do estuário do Rio Formoso-PE**. An. Univ. Fed. Rur. Pernambuco, 5, 77–104.

MARLIN (2006). BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network Available from: Marine Biological Association of the United Kingdom, **Plymouth**. [www.marlin.ac.uk/biotic](http://www.marlin.ac.uk/biotic).

MCHUGH, D., & FONG, P. P. (2002). Do life history traits account for diversity of polychaete annelids?. **Invertebrate Biology**, 121(4), 325–338. Doi:10.1111/j.1744-7410.2002.tb00133.x

MCLUSKY, D. S., ELLIOTT, M., & ELLIOTT, M. (2004). **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford University Press on Demand.

MORELLI, F., BENEDETTI, Y., PERNA, P., & SANTOLINI, R. (2018). Associations among taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary distinctiveness vary among environments. **Ecological Indicators**, 88, 8–16. Doi:10.1016/j.ecolind.2018.01.022

MORI, A. S., FOREST, I., & RUPERT, S. (2018).  $\beta$ -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. **Trends in Ecology & Evolution**, 2389. Doi:10.1016/j.tree.2018.04.012

NAEEM, S., BUNKER, D., HECTOR, A., LOREAU, M., & PERRINGS, C. (2009). **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective**. Oxford University Press, Oxford.

NISHIDA, A. K., NORDI, N., & ALVES, R. R. (2006). The lunar-tide cycle viewed by crustacean and mollusc gatherers in the State of Paraíba, Northeast Brazil and their influence in collection attitudes. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, 2(1), 1. Doi.org/10.1186/1746-4269-2-1

NORKKO, A., VILLNÄS, A., NORKKO, J., VALANKO, S., & PILDITCH, C. (2013). Size matters: implications of the loss of large individuals for ecosystem function. **Scientific reports**, 3, 2646. Doi:10.1038/srep02646

NUNES, M., COELHO, J. P., CARDOSO, P. G., PEREIRA, M. E., DUARTE, A. C., & PARDAL, M. A. (2008). The macrobenthic community along a mercury contamination in a temperate estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal). **Science of the total environment**, 405(1-3), 186-194. Doi:10.1016/j.scitotenv.2008.07.009

ODUM, E. P., BARRETT, G. W. (2007). **Fundamentos de Ecologia**. 5<sup>ed</sup>. São Paulo: Thomson Learning.

PACHECO, A. S., GONZÁLEZ, M. T., BREMNER, J., OLIVA, M., HEILMAYER, O., LAUDIEN, J., & RIASCOS, J. M. (2011). Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. **Helgoland marine research**, 65(3), 413. Doi:10.1007/s10152-010-0238-8

PEARSON, T. H., & ROSENBERG, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev**, 16, 229-311.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RICOTTA, C., & MORETTI, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, 167(1), 181-188. Doi:org/10.1007/s00442-011-1965-5

ROSCHER, C., SCHUMACHER, J., GUBSCH, M., LIPOWSKY, A., WEIGELT, A., BUCHMANN, N., BERNHARD, S., & SCHULZE, E. D. (2012). Using plant functional traits to explain diversity-productivity relationships. **PLoS One**, 7(5), e36760. Doi:10.1371/journal.pone.0036760

SCHÜLLER, M., EBBE, B., & WÄGELE, J. W. (2009). Community structure and diversity of polychaetes (Annelida) in the deep Weddell Sea (Southern Ocean) and adjacent basins. **Marine Biodiversity**, 39(2), 95-108. Doi:10.1007/s12526-009-0009-4

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949). **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana, Illinois, University of Illinois Press.

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

SOLAN, M., ASPDEN, R. J., & PATERSON, D. M. (2012). **Marine biodiversity and ecosystem functioning: frameworks, methodologies, and integration**. Oxford University Press, Oxford.

SPEARMAN, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. **The American Journal of Psychology**, 15(1), 72-101. Doi:10.2307/1412159

THOMPSON, P. L., DAVIES, T. J., & GONZALEZ, A. (2015). Ecosystem functions across trophic levels are linked to functional and phylogenetic diversity. **PLoS One**, 10(2), e0117595. Doi.org/10.1371/journal.pone.0117595

TWEEDLEY, J. R., WARWICK, R. M., VALESINI, F. J., PLATELL, M. E., & POTTER, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, 64(6), 1210-1221. Doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.006

VAN DER LINDEN, P., MARCHINI, A., DOLBETH, M., PATRÍCIO, J., VERÍSSIMO, H., & MARQUES, J. C. (2016). The performance of trait-based indices in an estuarine environment. **Ecological indicators**, 61, 378-389. Doi:10.1016/j.ecolind.2015.09.039

VAN DER LINDEN, P., MARCHINI, A., SMITH, C. J., DOLBETH, M., SIMONE, L. R. L., MARQUES, J. C., MOLOZZI, J., MEDEIROS, C. R., & PATRÍCIO, J. (2017). Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 187, 62-73. Doi:10.1016/j.ecss.2016.12.019

VASCONCELOS, R. P., REIS-SANTOS, P., FONSECA, V., MAIA, A., RUANO, M., FRANÇA, S., VINAGRE, C., COSTA, M. J., & CABRAL, H. (2007). Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. **Science of the Total Environment**, 374(2-3), 199-215. Doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.048

VILLÉGER, S., MASON, N. W. & MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, 89, 2290-2301. Doi:10.1890/07-1206.1

WILDSMITH, M. D., ROSE, T. H., POTTER, I. C., WARWICK, R. M., & CLARKE, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 62(3), 525-538. Doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.031

WILLIAMS, D. D. (1996). Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. **Journal of the North American Benthological Society**, 15(4), 634-650.

WOODIN, S. A. (1987). External morphology of the Polychaeta: design constraints by life habit?. **Bulletin of the Biological Society of Washington**, (7), 295-309.

## APÊNDICES

APÊNDICE 1 - Tabela taxonômica dos estuários Rio dos Passos, Paraíba e Mamanguape.

Estuário Rio dos Passos		Estuário Rio Paraíba		Estuário Rio Mamanguape	
<i>Taxa</i>	Abundância	<i>Taxa</i>	Abundância	<i>Taxa</i>	Abundância
<i>Alitta</i>	1	Cirratulidae	12	<i>Armandia</i>	26
<i>Aricidea</i>	3	<i>Diopatra</i>	8	<i>Cossura</i>	1
<i>Armandia</i>	14	<i>Dorvillea</i>	5	<i>Eumida</i>	1
<i>Anoplosyllinae</i>	2	<i>Euclymene</i>	4	<i>Goniadides</i>	5
<i>Boccardia</i>	1	<i>Goniadides</i>	23	<i>Glycera</i>	25
<i>Capitella</i>	15	<i>Glycera</i>	9	<i>Glycinde</i>	75
<i>Ceratonereis</i>	2	<i>Glycinde</i>	17	<i>Heteromastus</i>	1
<i>Clymenella</i>	1	<i>Hemipodia</i>	5	<i>Laeonereis</i>	166
Cirratulidae	53	<i>Isolda</i>	3	<i>Lumbrineris</i>	188
<i>Diopatra</i>	28	<i>Heteromastus</i>	2	<i>Acromegalomma</i>	1
<i>Dorvillea</i>	42	<i>Kinbergonuphis</i>	8	<i>Mediomastus</i>	2
<i>Exogone</i>	27	<i>Lysidice</i>	2	<i>Notomastus</i>	1
<i>Goniadides</i>	9	<i>Laeonereis</i>	7	<i>Phyllodoce</i>	2
<i>Glycera</i>	5	<i>Lumbrineris</i>	70	<i>Syllis</i>	1
<i>Glycinde</i>	14	<i>Lysarete</i>	3	<i>Scoloplos</i>	34
<i>Hemipodia</i>	9	<i>Acromegalomma</i>	42	<i>Sigambra</i>	2
<i>Isolda</i>	6	<i>Maldanidae</i>	1	<i>Terebellides</i>	1
<i>Heteromastus</i>	38	<i>Nothria</i>	1	<b>Total</b>	532
<i>Kinbergonuphis</i>	18	<i>Notomastus</i>	2	<b>Riqueza</b>	17
<i>Lysidice</i>	59	<i>Nicolea</i>	5		
<i>Laeonereis</i>	33	Nereididae	13		
<i>Lumbrineris</i>	1	<i>Owenia</i>	19		
<i>Acromegalomma</i>	6	<i>Pectinaria</i>	1		
<i>Mediomastus</i>	10	<i>Nereis</i>	7		
<i>Marphysa</i>	1	<i>Sthenelanelia</i>	2		
<i>Notomastus</i>	11	<i>Syllis</i>	3		
<i>Nicolea</i>	1	<i>Scoloplos</i>	22		
<i>Owenia</i>	2	<i>Sabellaria</i>	4		
<i>Pionosyllis</i>	1	<i>Sigambra</i>	28		
<i>Polycirrus</i>	1	<i>Terebellides</i>	1		
<i>Oxydromus</i>	1	<b>Total</b>	329		
<i>Paradoneis</i>	12	<b>Riqueza</b>	30		
<i>Sphaerosyllis</i>	5				
<i>Spiophanes</i>	2				
<i>Syllis</i>	17				
<i>Scoloplos</i>	35				



---

<i>Sigambra</i>	133
<b>Total</b>	619
<b>Riqueza</b>	37

---

**APÊNDICE 2 -** Matriz de atributos funcionais e biomassa por *taxa* de poliquetas nos estuários do Rio Paraíba, Rio Mamanguape e Rio dos Passos. As cinco características funcionais foram distribuídas em dezessete categorias, e atribuído o valor de 1 quando o *taxa* apresenta afinidade a determinada categoria funcional e 0 quando não apresenta afinidade.

TAXA	Predador	Detrito	Herbívoro	Depósito	Suspensão	Tamanho pequeno	Tamanho médio	Tamanho grande	Vida curta	Vida média	Vida longa	Direto	Lecitotrófico	Planctotrófico	Fecundidade baixa	Fecundidade média	Fecundidade alta
<i>Allita</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Aricidea</i>	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Armandia</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Anoplosyllinae</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Boccardia</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Cossura</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Capitella</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Ceratonereis</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Chymenella</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0
<i>Cirratulidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Diopatra</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Dorvillea</i>	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Exogone</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Eumida</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Euclymene</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Goniadides</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Glycera</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Glycinde</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Hemipodia</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Isolda</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Heteromastus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Kimbergonuphi</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Lysidice</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Laeonereis</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Lumbrinereis</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0

<i>Lysarete</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Acromegalomma</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
<i>Mediomastus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Marphysa</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
<i>Maldanidae</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Nothria</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Notomastus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Nicolea</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Nereididae</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Owenia</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Pectinaria</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Pionosyllis</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Polycirrus</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Phyllodoce</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Oxydromus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0
<i>Paradoneis</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Nereis</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Sthenelanella</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Sphaerosyllis</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Sphiophanes</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Syllis</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Aricia</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Sabelaria</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Sigambra</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
<i>Terebelides</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0



