

Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade ambiental dos recifes de arenito da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco)

Danielle Ferreira Gomes Avelino^{1*}, Adriana Maria Cunha da Silva², Patrick Gomes Avelino³,
Mariana Mirelly da Silva Sá⁴, Alice Xavier Soares⁵

¹Graduanda em Engenharia de Pesca, Departamento de Educação – Campus VIII, Universidade do Estado da Bahia, Brasil. (*Autor correspondente: danielleferreira0821@gmail.com).

²Professora Doutora no curso de Engenharia de Pesca, Departamento de Educação – Campus VIII, Universidade do Estado da Bahia, Brasil.

³Graduando em Engenharia de Pesca, Departamento de Educação – Campus VIII, Universidade do Estado da Bahia, Brasil.

⁴Mestranda em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

⁵Mestranda em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, Brasil.

Histórico do Artigo: Submetido em: 22/10/2022 – Revisado em: 13/12/2022 – Aceito em: 01/02/2023

RESUMO

Recifes de coral são ambientes importantes do ponto de vista ecológico, visto que os mesmos costumam abrigar uma grande diversidade biológica. Uma das práticas turísticas bastante comuns nos recifes da praia de porto de Galinha é a visitação aos topos recifais, que muitas vezes, ficam completamente imersos durante as marés baixas de sizígia, formando verdadeiras piscinas naturais. Como consequência, os organismos bentônicos, presentes nessas áreas, são pisoteados. Este trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade ambiental através da bioindicação da macrofauna bentônica e caracterizar a sua diversidade e distribuição espaço-temporal nos recifes de arenito da praia de Porto de Galinhas-PE, verificando também os fatores abióticos (pluviosidade, granulometria) e a influência exercida do pisoteio pela ação turística no meio. O estudo obteve licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Nas três piscinas da área de preservação foram coletadas amostras para análise granulométrica e identificação da composição da macrofauna nas marés de sizígia em novembro de 2018 (período estiagem) e maio de 2019 (período chuvoso). O material coletado foi levado ao Laboratório de Geologia e Sedimentologia para triagem. As amostras de sedimentos caracterizam como granulometria grossa a muito grossa, com classificação de moderadamente selecionada a bem selecionada. A fauna esteve composta por 10 táxons para macrofauna, totalizando 266 no mês de novembro e 358 no mês de maio. Os grupos dominantes para os períodos de estudos foram: Polychaeta, Nematoda, Oligochaeta. Sendo o grupo dos Polychaeta mais abundante para as duas campanhas, o que pode estar relacionado a granulometria encontrada.

Palavras-Chaves: Biodiversidade dos Recifes; Área Controle; Fauna bentônica.

Benthic macroinvertebrates as bioindicators of the environmental quality of the sandstone reefs of Porto de Galinhas beach (Brazil)

ABSTRACT

Coral reefs are important environments from an ecological point of view, as they tend to harbor great biological diversity. One of the very common tourist practices on the reefs of Porto de Galinha beach is visiting the reef tops, which are often completely immersed during low spring tides, forming true natural pools. As a consequence, the benthic organisms present in these areas are trampled. This work aimed to evaluate the environmental quality through the bioindication of the benthic macrofauna and to characterize its diversity and space-time distribution in the sandstone reefs of the beach of Porto de Galinhas-PE, also verifying the abiotic factors (pluviosity, granulometry) and the influence originated from the trampling by the tourist action in the middle. The study was licensed by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio). In the three pools in the preservation area, samples were collected for Avelino, D. F. G., Silva, A. M. C., Avelino, P. G., Sá, M. M. S., Soares, A. X. (2023). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade ambiental dos recifes de arenito da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.11, n.1, p.182-201.



granulometric analysis and identification of the composition of the macrofauna in the spring tides in November 2018 (dry season) and May 2019 (rainy season). The collected material was taken to the Laboratory of Geology and Sedimentol for sorting. Sediment samples are characterized as coarse to very coarse granulometry, with classification from moderately selected to well selected. The fauna was composed of 10 taxa for macrofauna, totaling 266 in November and 358 in May. The dominant groups for the study periods were: Polychaeta, Nematoda, Oligochaeta. Being the Polychaeta group more abundant for both campaigns, which may be related to the granulometry found.

Keywords: Reef Biodiversity; Control Area; benthic fauna.

1. Introdução

O crescente grau de urbanização da costa brasileira, sobretudo na região Nordeste, promove vários impactos nas comunidades marinhas. Esses impactos influenciam diretamente os organismos que habitam a região entremarés dos recifes costeiros. Os ecossistemas recifais estão entre os principais atrativos turísticos do litoral da região nordeste devido à sua beleza cênica e pela grande oferta de bens e serviços, atraindo uma grande quantidade de visitantes todos os anos, acarretando inúmeros impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, causadas por diversos usos diretos e indiretos provenientes de atividades turísticas inadequadas e desordenadas (Castro, Pires, 2001).

Os recifes possuem uma grande diversidade biológica e produtividade, assim como ajudam na proteção costeira e apresentam beleza cênica que favorece o turismo e a recreação de pessoas, mas em todo o mundo estão sendo degradados por impactos humanos (Roberts et al., 2002, Wilkinson, 2008). Por serem ambientes onde se processa a reciclagem de matéria, ou seja, restos orgânicos dissolvidos no ambiente são prontamente utilizados (Villaça, 2002). Sua estrutura tridimensional abriga uma infinidade de organismos diferentes, essa diversidade apresenta grande potencial farmacológico, sendo inúmeras drogas extraídas dos organismos marinhos recifal (Villaça, 2002). Apesar da sua importância, estes ecossistemas estão entre os mais ameaçados no mundo (Halpern et al., 2007; Mora et al., 2013; Palumbi et al., 2014).

Segundo Vieira et al. (2012), A perturbação decorrente das atividades turísticas, pisoteio e das construções afetam a estrutura da comunidade macrobentônica, com a redução do número de espécies e abundância total de organismos. Desta forma, estes organismos funcionam como bioindicadores, indicando os níveis de distúrbios ambientais pelo declínio da riqueza de espécies, pelo aumento na abundância de alguns táxons, pela mudança na composição da comunidade ou por alterações morfológicas (Rebouças et al., 2017).

Pesquisas sobre a estrutura de comunidades bentônicas estão sendo utilizadas para monitoramento e acompanhamento de alterações no ambiente marinho. Os macroinvertebrados bentônicos desempenham importante papel como indicadores biológicos em ambientes aquáticos. Queiroz et al. (2000) apontam o uso de indicadores biológicos de qualidade de água, como mais vantajoso que os métodos convencionais de análises físicas e químicas, porque apresentam maior rapidez e eficácia na obtenção de resultados, baixo custo e podem fornecer avaliação da qualidade da água in situ, maior abrangência de estressores e possibilitam a avaliação e monitoramento ambiental em grande escala.

Estudos a respeito do uso da avaliação dos organismos da macrofauna estão ganhando espaço e reconhecimento entre os trabalhos de avaliação de impactos sobre ecossistemas aquáticos (Brigante et al., 2003). Giménez-Casalduero (2001) aponta poliquetas e os gastrópodes como os mais usados como indicadores biológicos entre os macroinvertebrados.

Dentre as formas de avaliação, controle, manejo e conservação destes ecossistemas, os programas de monitoramento têm obtido respostas mais satisfatórias (Callisto e Gonçalves, 2005; Moreno e Callisto, 2005). Rosenberg e Resh (1993) definem biomonitoramento como sendo o “uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças no ambiente com o objetivo de utilizar estas informações em Programas de Controle de Qualidade Ambiental”. Estes programas conjugam parâmetros abióticos e bióticos, nos quais são identificadas espécies ou comunidades sensíveis aos impactos ocorridos nos ecossistemas.

Estas comunidades, grupos de organismos e espécies identificadas são classificados como

bioindicadores, cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático (Callisto e Gonçalves, 2002). Dentre os bioindicadores, que podem ser peixes, plâncton, macrófitas aquáticas e microorganismos dentre outros, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados frequentemente na avaliação de impactos ambientais e saúde desses ecossistemas (Callisto et al., 2001; Moreno e Callisto, 2005).

A macrofauna bentônica, são organismos que ficam em peneiras granulométricas de abertura de malha de 500 μm e que habitam o sedimento de ecossistemas aquáticos. Seus representantes mais abundantes pertencem à ordem decápode, moluscos, poliquetas e equinodermos. (Calazans, 2011). Estes organismos colonizam substratos como restos de troncos, acúmulos de folhas, pedras, macrófitas aquáticas e algas filamentosas durante parte ou por todo o seu ciclo de vida. (Morgan et al., 2006). O biomonitoramento pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos possui diversas vantagens, dentre estas a rapidez e eficiência na obtenção de resultados, baixo custo, maior susceptibilidade a uma grande variedade de estressores e avaliação e monitoramento ambiental de um ecossistema (Rosenberg e Resh, 1993; Callisto et al., 2001). Esta fauna é extremamente relacionada com as características físicas e químicas do sedimento, granulometria, teor de matéria orgânica e intensidade de ondas, sendo uma ferramenta importante em estudos que visem avaliação de impactos antrópicos e climáticos (Keough e Quinn, 1991; Alves e Pezzuto, 2009).

Sendo assim, a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos são componentes chave dentro dos ecossistemas aquáticos, uma vez que participa intensamente nas atividades de manutenção e regulação dos processos ecossistêmicos como decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Adicionalmente, ocupa uma posição essencial nas cadeias alimentares aquáticas, por serem os principais consumidores secundários. (Nybakken, 1997; Lana, 1996; Amaral et al., 2003; Barros et al., 2012).

Desta forma, a avaliação das comunidades bentônicas recifais e da pressão antrópica ambiental com o objetivo de formular políticas de conservação é considerada uma prioridade em todo o mundo (Halpern et al., 2012); e continua a ser um problema não resolvido (Johnston; Roberts, 2009). A avaliação das condições ambientais, normalmente, é realizada usando-se indicadores biológicos (Goodsell; Underwood; Chapman, 2009) e os índices de diversidade e bióticos podem ser utilizados como indicadores das condições ambientais em nível de comunidade (Hasan e Melek, 2011).

Os impactos são normalmente investigados em nível de população ou comunidade, devido às populações e as comunidades apresentarem variabilidade no espaço e no tempo sob influência de fatores físicos e biológicos (Crowe, 2000). Segundo Walker et al. (2006) os bioindicadores são respostas biológicas para mudanças nas condições ambientais em níveis de organização superiores como população, comunidade e ecossistema. Os organismos bentônicos sésseis respondem diretamente às mudanças ocorridas no ambiente (Orfanidis; Panayotidis; Stamatis, 2003), sendo assim são considerados excelentes bioindicadores das modificações antrópicas (Gall et al., 2016; Orfanidis; Panayotidis; Stamatis, 2001; Orfanidis; Panayotidis; Stamatis, 2003).

O grande número de turistas nas praias de Porto de Galinhas, principalmente no verão, exerce diferentes pressões sobre a biodiversidade local, estando entre as mais evidentes as ações de transporte, ancoragem de embarcações, bem como o pisoteio desacertado (Silva, 2014; Costa e Miranda, 2016). Ambos podem causar danos físicos, prejudicar o meio ambiente e afetar diretamente a composição dos animais bentônicos. Além de destruir e esmagar organismos, os possíveis impactos incluem ruptura e compactação do substrato (Chandrasekara e Frid, 1996; Reyes-Martínez et al., 2015).

Entender os fatores e interações que afetam a estrutura de comunidade em um ambiente recifal é importante para a compreensão e elaboração de propostas de manejo que visem a resiliência e conservação de populações instáveis no ambiente. Portanto, este trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade ambiental através da bioindicação da macrofauna bentônica e caracterizar a sua diversidade e distribuição espaço-temporal nos recifes de arenito da praia de Porto de Galinhas-PE, Brasil, verificando também os fatores abióticos (pluviosidade, granulometria) e a influência exercida do pisoteio pela ação turística no meio.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A praia de Porto de Galinhas está localizada no litoral Sul do estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil), 64 km a Sul da capital, Recife. Apresenta um clima tropical úmido, com estações seca e chuvosa e uma temperatura do ar média de 24°C (CPRH, 2001), com uma extensão de 6,3 km (Barradas et al., 2010).

A presente pesquisa obteve a licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (licença n° 48589-1) para a realização da coleta do material sedimentológico.

Figura 1. Localização da área de estudo na praia de Porto de Galinhas-PE.



Fonte: Google Earth adaptado pelos autores (2022).

2.2 Procedimento em campo

O estudo foi realizado ao longo de 12 meses, com realização de duas coletas de campo, uma no mês de novembro de 2018 (período de estiagem) e outra no mês de maio de 2019 (período chuvoso). O material utilizado neste estudo foi coletado em 3 pontos. Essas formações estão localizadas entre as coordenadas: ponto 1 8°30'32.39"S 34°5'9'54.54"O; ponto 2 8°30'30.25" S 34°59'55.05"O; ponto 3 8°30'29.26"S 34°59'53.95" O, perfazendo um total de 9 amostras.

Figura 2. Localização dos pontos de coleta nas piscinas de Porto de Galinhas-PE.



Fonte: Google Earth (2022).

As amostras da fauna bêntica foram obtidas em poças de marés (piscinas), ao longo do recife de arenito, no qual foram obtidas 3 réplicas através de testemunho cilíndrico em PVC, com área total aproximada de 10 cm², (2,5 cm de diâmetro e 10 cm de comprimento) nos moldes descritos por Hope (Hullings; Gray, 1971), e pós coleta esse material foi acondicionado em potes plásticos etiquetados e fixado com formol salino a 4 % (Figura 2).

Para os estudos sedimentológicos foram coletadas amostras de sedimentos através de coleta manual em poças de maré, no qual cerca de 300 g foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados, para identificação de cada uma, onde foram separados para as análises de granulometria, parâmetros textuais e principais componentes.

Figura 3. Etapas da obtenção do material coletado nos recifes de Porto de Galinhas-PE.



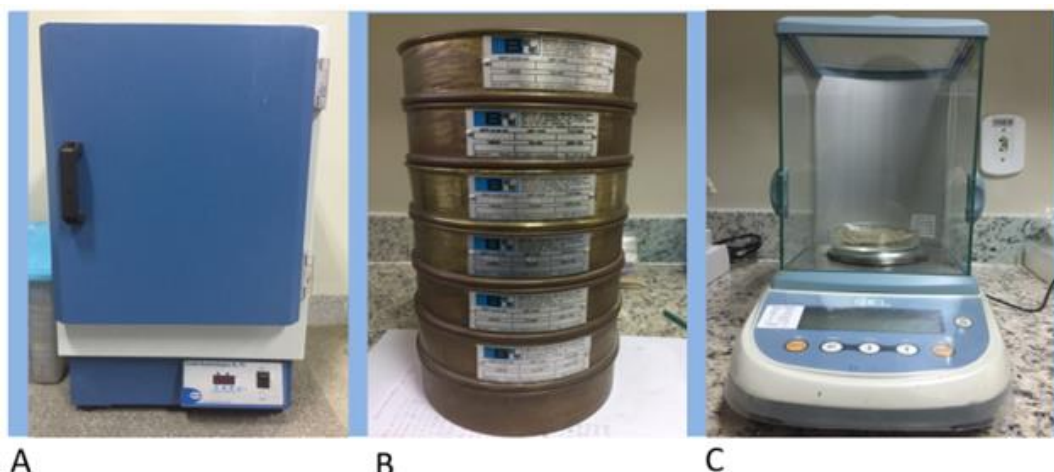
Legenda: A- Coleta com auxílio do cano pvc; B- Amostras fixadas com formol salino; C- Pote com amostra identificada conforme local e data de coleta.

2.3 Procedimento em laboratório

Em laboratório, a fauna foi extraída por elutrição manual com água corrente através de peneiras geológicas sobrepostas entre si (Figura 4B), com intervalos de malha de 1,00 mm e 0,500 mm. O material retido na peneira de 0,500 mm foi vertido em uma placa de Petri para análise manual, de acordo com o protocolo indicado por Elmgren, 1976. A triagem e contagem da macrofauna foram feitas com auxílio de uma placa de Dolffus sob estereomicroscópio óptico.

Para a granulometria, uma subamostra (cerca de 200 gramas), foi levada à estufa (Figura 4A) com temperatura de 80°C por 48 horas, para remoção de toda umidade (Suguió, 2003). Após secagem, foi retirado uma alíquota para pesagem de 100 g em balança de precisão (Figura 4C), e submetida ao agitador de peneiras do tipo “ro-tap” por 10 minutos para separação das frações inteiras de phi (mm): 2,00 mm (cascalho), 1,0 mm (areia muito grossa), 0,50 mm (areia grossa), 0,250 mm (areia média), 0,125 mm (areia fina), 0,063 mm (areia muito fina), 0,063 mm (silte+argila ou lama).

Figura 4. Equipamentos utilizados para a análise de granulométrica, remoção de umidades e pesagem do material coletado.



Legenda: A - Estufa; B - Peneiras geológicas e C - Balança de precisão.

Fonte: Autores (2022).

2.4 Análise de dados

Para a análise da estrutura das comunidades de organismos macrofaunais foram utilizados os Índices de frequência, abundância relativa e índice de constância. A realização dos cálculos desses índices permite compreender a estrutura desta comunidade e suas respostas diante aos múltiplos impactos ocorridos nos trechos estudados. Para determinação e caracterização da macrofauna bentônica foram analisados com base em Ludwig e Regnolds (1988) e Dajos (1973) as seguintes variáveis:

$$F = D \cdot \left(\frac{100}{d} \right) \quad (1)$$

Onde: F= frequência de ocorrência,
D= número de amostra que o táxon ocorreu e
d= número total de amostras.

A distribuição do percentual de frequência de ocorrência dos organismos foi classificada por Bodin (1977), que consiste de: 1- grupos dominantes (acima de 75 %); 2- grupos abundantes (51 – 75%); 3- grupos comuns (26 – 50%); 4- grupos raros (1 – 25%).

$$Ar = N \cdot \left(\frac{100}{Na}\right) \quad (2)$$

Onde: Ar = Abundância relativa
N = Número de organismos de cada táxon na amostra
Na = Número total de organismos na amostra.

A constância dos grupos de organismos identificados foi avaliada de acordo com Odum, 1977 *apud* Dajos, 1973.

$$C = p \cdot \left(\frac{100}{P}\right) \quad (3)$$

Onde: C = Constância
p = número de 188ensos contendo o grupo
P = número total de census efetuadas.

2.5 Tratamento estatístico

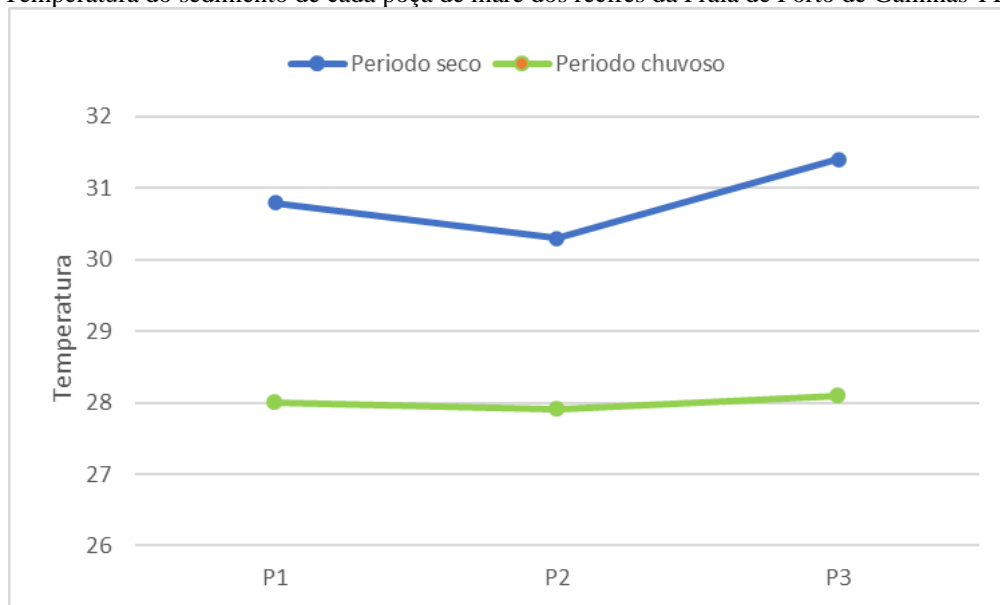
Foi utilizado o teste de Tukey para comparação das médias ao longo do tempo de estudo com finalidade de identificar as diferenças significativas entre as médias (Zar 1996). Foram consideradas significativas as diferenças encontradas entre amostras cujos testes comparativos indicaram um nível de significância de até 5%.

3. Resultados e Discussão

3.1. Variáveis Ambientais

A região possui clima tropical, do tipo Am, com verão quente, cujas máximas podem alcançar 35°C. O inverno é chuvoso e ameno, com mínimas que descem a 16°C em alguns dias. O município registra em média 2144 mm de precipitação anualmente, com temperatura média de 24,8°C (Climate-Data.org). De acordo com a Figura 5, a temperatura do sedimento variou de 30,3 °C a 31,4 °C em novembro de 2018 e para o mês de maio de 2019 variou de 27,9 °C a 28,1°C em área protegida.

Figura 5. Temperatura do sedimento de cada poça de maré dos recifes da Praia de Porto de Galinhas-PE.



Fonte: Autores (2022).

De acordo com a análise estatística dos grãos realizados com auxílio do Sysgran 3.0, foram obtidas as descrições das amostras no tocante a seus padrões texturais nos quais os grãos foram classificados segundo a suas medidas (Tabela 1).

Tabela 01. Classificação dos grãos segundo análise de classificação verbal de Folk e Ward (1957).

1º Coleta					
	Média	Classificação	Mediana Seleção		Classificação do grão
P1	0,4592	Areia grossa	0,4836	0,9161	Moderadamente selecionado
P2	-0,2348	Areia muito grossa	-0,5283	0,4231	Bem selecionado
P3	-0,1412	Areia muito grossa	-0,2367	0,6438	Moderadamente selecionado
2º Coleta					
	Média	Classificação	Mediana Seleção		Classificação do grão
P1	0,1805	Areia grossa	0,2181	0,8746	Moderadamente selecionado
P2	-0,01251	Areia muito grossa	-0,3192	0,6293	Moderadamente selecionado
P3	0,03582	Areia grossa	0,1438	0,7307	Moderadamente selecionado

A distribuição do diâmetro médio do grão para primeira coleta (período estiagem) evidenciou duas categorias distintas na área total estudada, que esteve representado por areia grossa e areia muito grossa. Segundo Sahu (1964), a distribuição do tamanho médio do grão está intimamente associada à energia cinética média do agente de deposição e do tamanho dos grãos das fontes disponíveis.

A classificação do grão da área total estudada refletiu um sedimento que variou de moderadamente selecionado a bem selecionado. Para Suguio (2003), o grau de selecionamento juntamente com o tamanho médio do grão é mediado pela eficiência do agente de transporte, no processo de fracionamento sedimentar, durante a dispersão do sedimento.

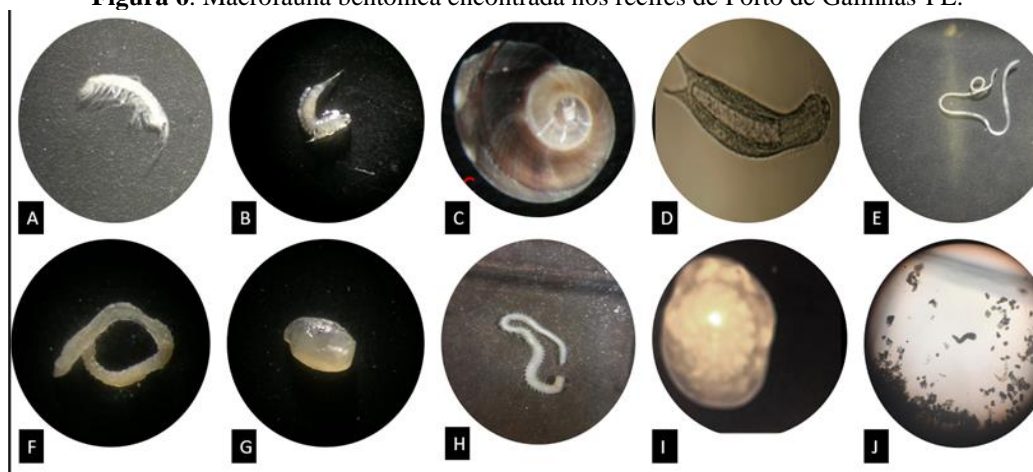
Para a segunda coleta (período chuvoso), a distribuição do diâmetro médio do grão compôs por areia grossa e areia muito grossa e a classificação do grão foi moderadamente selecionado e bem selecionado. Quando comparamos a composição sedimentar das duas campanhas, observamos que não houve variação significativa. Kempf (1967) menciona, ao estudar a plataforma continental de Pernambuco, que os sedimentos mais grossos estão mais associados a proximidade com os recifes e com a presença de algas calcárias em forma de talos livres ou incrustantes e formando blocos maciços. No entanto, a fração predominante no sedimento foi areia muito grossa aproximando-se do que já estava descrito por Michelli et al. (2001), que encontraram a areia grossa carbonática de origem biológica como a principal fração encontrada ao estudar a mesma região.

Um sedimento bem selecionado possui uma pequena dispersão dos seus valores granulométricos (Toldo Jr. 1998). Muitas vezes é possível associar ambientes de alta energia com sedimentos bem selecionados pois a dinâmica local consegue agrupar os grãos segundo seu diâmetro médio, enquanto sedimentos mal selecionados, geralmente, representam ambientes de baixa energia pela ineficácia dos agentes em distribuir o sedimento segundo seu tamanho médio. O grau de seleção dos sedimentos reflete, principalmente, o processo de velocidade da corrente, fatores que estando ligado diretamente à composição qualitativa da meiofauna e macrofauna. Os sedimentos bem selecionados, evidenciam um elevado grau de energia e uma intensa dinâmica sedimentar, o que proporcionou o domínio do grupo Polychaeta.

3.2 Estrutura da comunidade

No período de estudo foram identificados um total de 624 organismos, para primeira coleta que corresponde o período de estiagem foram encontrados 266 indivíduos e na segunda (período chuvoso) 358 indivíduos (Tabela 2). A macrofauna esteve composta para duas coletas por 10 táxons, sendo eles: Amphipoda, Copepoda, Gastropoda, Gastrotricha, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda, Polychaeta, Sarcomastigophora e Turbellaria (Figura 6). Corroborando com os resultados encontrados por Silva (2018) em estudo realizado com a macrofauna, em praias arenosas do litoral Sul de Pernambuco.

Figura 6. Macrofauna bentônica encontrada nos recifes de Porto de Galinhas-PE.



Legenda: A-Amphipoda, B-Copepoda C-Gastropoda, D-Gastrotricha, E-Nematoda, F-Oligochaeta, G-Ostracoda, H-Polychaeta, I-Sarcomastigophora, J-Turbellaria.

Fonte: A, B, E, F, G, H e J (Autores, 2019); C, D e I (Google Imagens, 2022).

Tabela 02: Composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos identificados na primeira e segunda coleta nos recifes de Porto de Galinhas-PE, 2019.

1ª COLETA					2ª COLETA				
ORGANISMOS	PONTOS			TOTAL	ORGANISMOS	PONTOS			TOTAL
	P1	P2	P3			P1	P2	P3	
Amphipoda	6	1	24	31	Amphipoda	1		40	41
Copepoda		1		1	Copepoda		1	4	4
Gastropoda	1	1	1	3	Gastropoda		3	5	8
Gastrotrica			3	3	Gastrotrica			7	7
Nematoda	20	8	22	50	Nematoda	34	8	31	73
Oligochaeta	6	19	3	28	Oligochaeta	22	5	37	64
Ostracoda	6	6		12	Ostracoda	7	5	2	14
Polychaeta	29	70	31	130	Polychaeta	73	9	58	140
Sarcomastigophora	4			4	Sarcomastigophora	1		2	1
Turbellaria	2		2	4	Turbellaria	2	1	3	6
TOTAL	74	106	86	266	TOTAL	140	32	189	358

Os polychaeta são geralmente encontrados em sedimentos com grãos médios e grosseiros, formando associações e seguindo padrões de zonação no infralitoral (Westheide, 1972; Villora-Moreno et al. 1991). Um ambiente com alta heterogeneidade formará vários micro-habitats, aumentando a diversidade dos polychaetas intersticiais (Villora-Moreno, 1997). Assim como, para a meiofauna de forma geral, o principal fator para a presença de polychaetas num ambiente seria a disponibilidade de espaço intersticial (Lee et al., 2005). Dentre os outros táxons, o grupo do polychaeta obteve resultados mais satisfatórios para as duas coletas.

Na primeira coleta o ponto que obteve maiores resultados foi o ponto 2 que totalizou 106 ind.10cm⁻², sendo Polychaeta como organismo mais abundante, os demais organismos seguem divididos em outros grupos, com menor quantidade sendo eles: Oligochaeta, Nematoda, Ostracoda, Gastropoda, Amphipoda e copepoda. Houve a ausência dos organismos Gastrotrica, Sarcomastigophora e Tubellaria.

Na segunda coleta, em correlação com a primeira coleta, o ponto 3 sobressaiu todos os pontos estudados, com um total de 189 ind.10cm⁻². Os Polychaeta, Nematodas e Oligochaeta destacaram-se significativamente

em quantidade, em relação aos demais grupos, com 140 ind.10cm⁻², 73 ind.10cm⁻² e 64 ind.10cm⁻², respectivamente.

No período chuvoso, foi demonstrado um aumento significativo na quantidade de indivíduos. Braga et al. (2013) menciona que o padrão da chuva e as consequentes mudanças no fluxo hídrico podem influenciar a biota costeira. Souza et al. (2013), ao estudar a fauna do infralitoral, comentaram que alterações na fauna em seu estudo estariam associadas a um aumento na precipitação pluviométrica que por sua vez influenciaria também em fatores químicos e sedimentares do local.

Diversos trabalhos têm comentados sobre a dominância de poliquetas, moluscos e crustáceos na zona de mediolitoral, sendo os poliquetas os principais representantes de praias protegidas, os moluscos de praias intermediárias e os crustáceos de praias expostas (Dexter, 1983, 1984 e 1985).

3.3 Frequência de ocorrência

De acordo com a composição quantitativa da primeira coleta (período de estiagem), os grupos: Amphipoda, Gastropoda, Nematoda, Oligochaeta e Polychaeta representaram a fauna dominante. Ostracoda e Turbellaria representaram a fauna abundante e Copepoda, Gastrotrica e Sarcomastigophora apresentaram a fauna de caráter comum. Na segunda coleta, os táxons: Polychaeta, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda e Turbellaria corresponderam à fauna dominante. Sarcomastigophora, Gastropoda, Copepoda e Amphipoda foram abundantes e apenas táxon Gastrotrica apresentou-se como comum (Figuras 7 e 8).

Figura 7: Frequência de Ocorrência (FO) da primeira coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos recifes de Porto de Galinhas-PE, 2019.

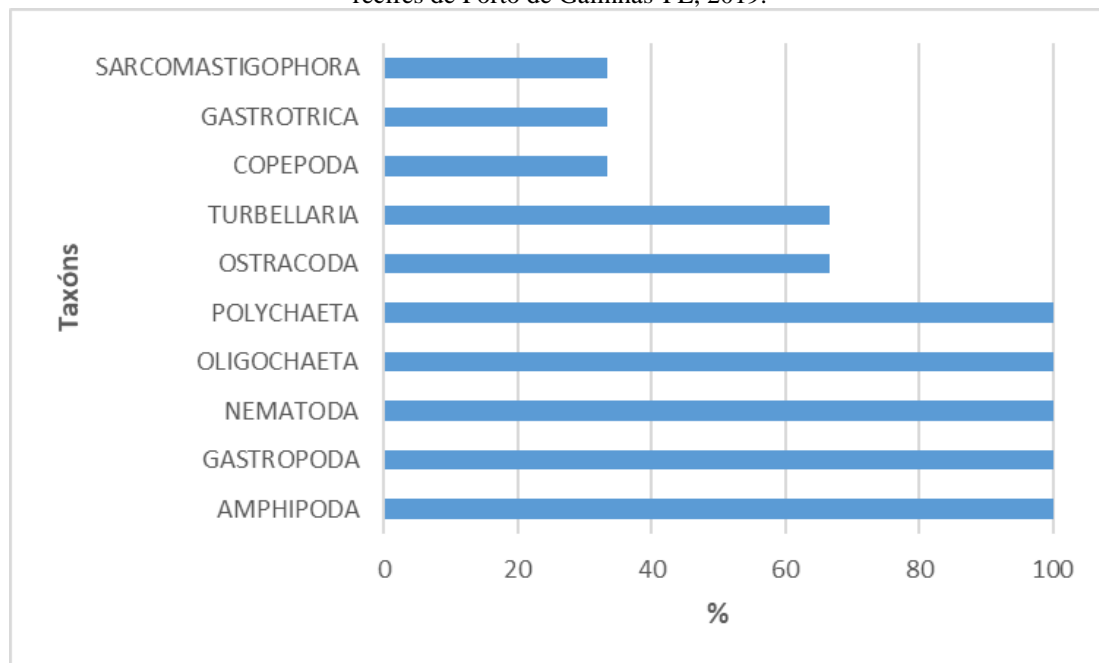
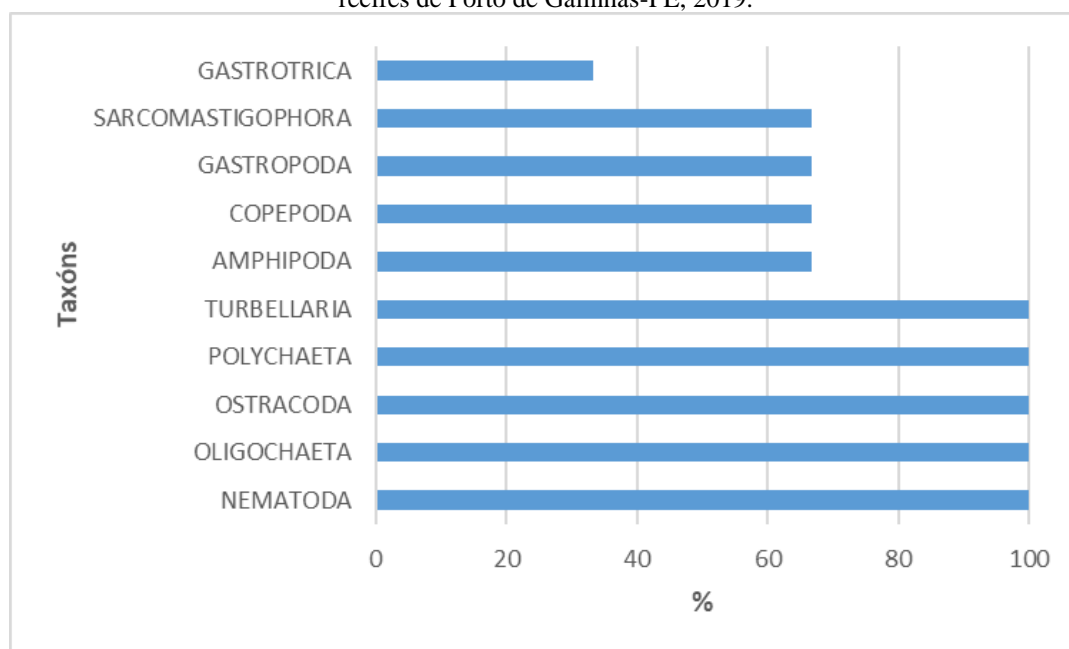


Figura 8: Frequência de Ocorrência (FO) da segunda coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos recifes de Porto de Galinhas-PE, 2019.

Silva (2006), avaliando a dinâmica espacial do macrozoobentos na praia dissipativa do Cassino, observou no seu trabalho que a classe Polychaeta e o subfilo crustáceo foram dominantes, o mesmo foi observado por Neves (2015) onde encontrou no seu estudo sobre a estrutura da fauna bentônica em uma Área de Proteção Ambiental o domínio dos Polychaetas e Nematodas. Minasi (2013) registrou os grupos Polychaeta e Mollusca como os mais importantes e frequentes contribuintes na composição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos.

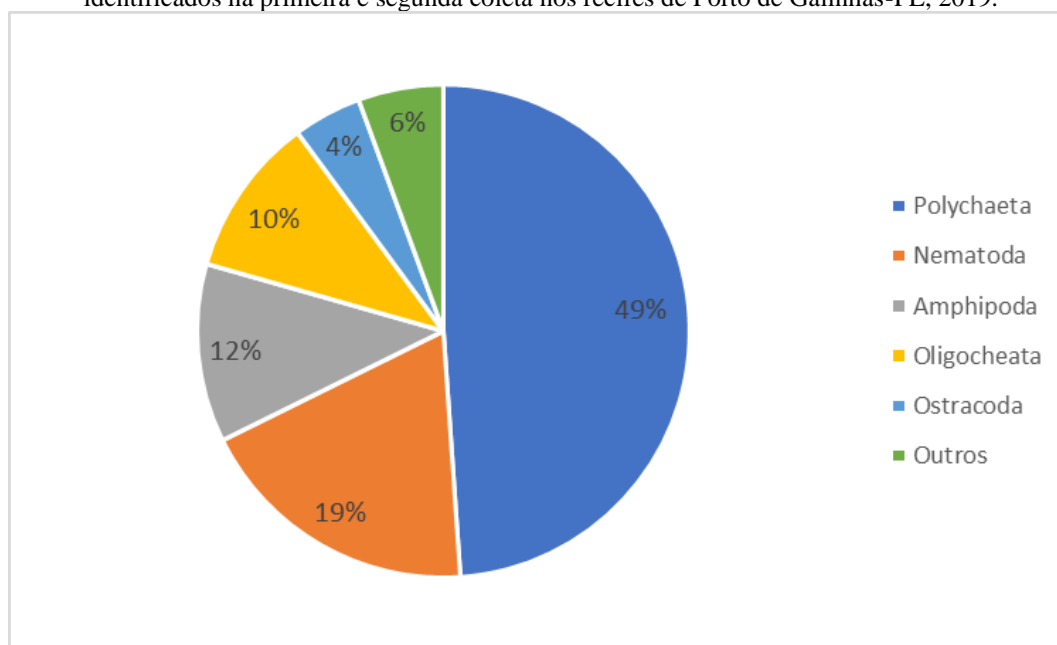
O ambiente recifal, localizado na zona entremarés, está sujeito a condições de estresse que influenciam diretamente a fauna local. Através de pisoteio experimental em costões rochosos cobertos por algas no litoral da Califórnia (EUA), Huff (2011) observou que após 9 meses de cessado o impacto a diversidade da meiofauna tinha aumentado em relação ao controle, e também não havia mudanças entre riqueza e equitabilidade. Beauchamp e Gowing (1982), avaliando os efeitos decorrentes do pisoteio em estudo observacional em costões rochosos que exibiam gradiente de tráfego humano, observaram que os pontos submetidos a estresse mediano, apresentaram a maior riqueza e diversidade entre os demais, corroborando com a hipótese do distúrbio intermediário de Connell (1978), o qual comenta que perturbações intermediárias podem promover uma maior abundância e variabilidade de organismos. Este fato, onde os organismos parecem ter algum grau de indiferença diante ao impacto, pode demonstrar também que em determinados locais os organismos que compõem a comunidade são resultados de uma distinção determinada por um impacto prévio e rotineiro, e isso provavelmente é aplicado a Porto de Galinhas e seu turismo ascendente (Mesquita & Xavier, 2013).

3.4 Abundância relativa e Tratamento estatístico

O grupo dos Polychaetas de acordo com as duas campanhas foi o que teve máxima abundância, correspondendo 49% e 39%, simultaneamente (Figuras 9 e 10). Os poliquetas são considerados bioindicadores de poluição marinha devido à sensibilidade que apresentam em relação às variações do meio e sua abundância em termos qualitativos e quantitativos, quando comparados a outros organismos da fauna bentônica.

Amaral et al. (2013), comentam que muitos Polychaetas são extremamente resistentes à poluição marinha, especialmente aquela causada por poluição orgânica. Por essa razão, são utilizados em muitos casos como indicadores de poluição, devido à sensibilidade que apresentam em relação às variações do meio e sua abundância em termos qualitativos e quantitativos, quando comparados a outros organismos da fauna bentônica. Mesmo retratando uma área protegida, é possível dizer que, esses ecossistemas recifais, provavelmente, podem estar sofrendo influência da ação antrópica devido à grande quantidade de visitação por turistas.

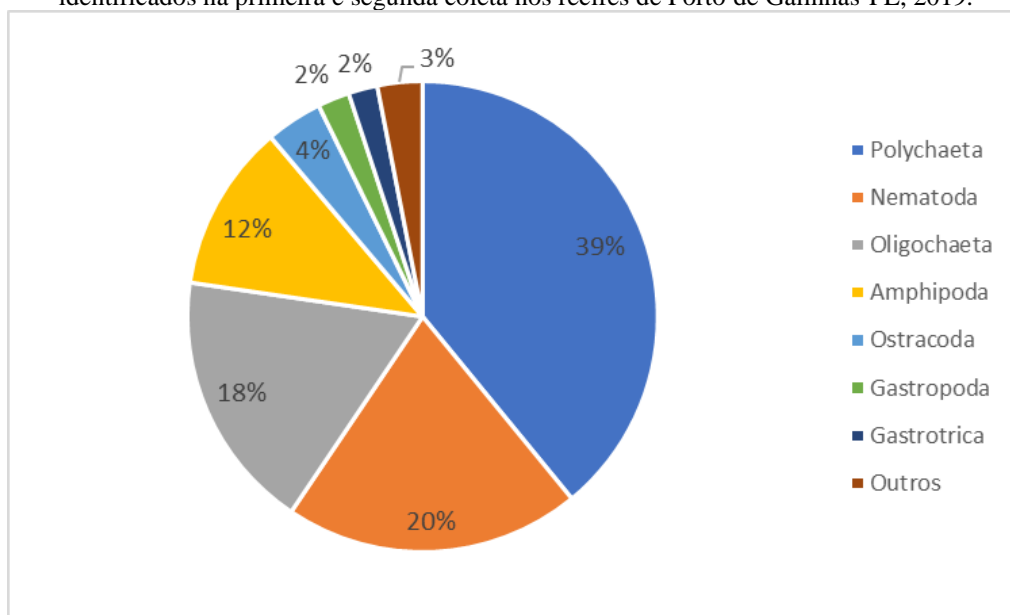
Figura 9: Abundância Relativa (AR%) da primeira coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos identificados na primeira e segunda coleta nos recifes de Porto de Galinhas-PE, 2019.



O segundo grupo mais abundante foram os nematoides com 19% para o período de estiagem e 20% para o período chuvoso. Esse grupo habita nos vazios dos sedimentos são caracterizadas por alta diversidade taxonômica. Segundo Giere (1993), os principais fatores abióticos que influenciam a distribuição da meiofauna e macrofauna são: estrutura do sedimento, tamanho do grão, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e salinidade. Dessa forma, pode dizer-se que elevada densidade dos Nematoda para coletas está relacionada a capacidade de ocupar os espaços intersticiais, devido ao seu tamanho reduzido e ao seu formato fino e por sua tolerância a vários tipos de estresses ambientais.

A Oligochaeta, terceiro grupo mais expressivo, esteve presente em ambas as coletas, tendo uma evidência maior no período chuvoso. Grupo este que é um exemplo de colonizador oportunista. Conde et al. (2013) ao estudar a macrofauna da região entre marés também encontraram modificações na comunidade de Guadiana na Península Ibérica, após as enchentes de inverno. De acordo com os autores, houve modificações tanto na composição quanto na abundância da macrofauna. Os pesquisadores expressam que algumas espécies podem desaparecer em pouco tempo por não serem adaptadas às variações ambientais trazidas pelas cheias. Favorecendo assim, as espécies resilientes e oportunistas de ocuparem o espaço.

Figura 10: Abundância Relativa (AR%) da primeira coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos identificados na primeira e segunda coleta nos recifes de Porto de Galinhas-PE, 2019.



Na primeira coleta o grupo dos polychaeta diante os outros grupos foi o que teve maior significância. Em correlação com os pontos, o ponto 3 foi o que obteve a maior média (Tabela 3). Para segunda coleta, o Teste de Tukey detectou diferenças significativas para os grupos: Polychaeta, Nematoda e Oligochaeta. Nesse tratamento, o ponto 1 alcançou as maiores médias para os três grupos (Tabela 4).

Tabela 03: Teste de Tukey para abundância média na interação entre os táxons e os pontos estudados na praia de Porto de Galinhas-PE, 2019.

1ª COLETA			
Táxon	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Amphipoda	1,20 aA	0,20 aB	4,80 aB
Copepoda	0 aC	0 aA	0 Ab
Gastropoda	0,20 aA	0,20 aB	0,20 aB
Gastrotricha	0 aA	0 aB	0,60 aB
Nematoda	4,0 aA	1,60 aB	4,40 aB
Oligochaeta	1,20 aA	1,80 aB	0,60 aB
Ostracoda	3,00 aA	1,20 aB	0 aB
Polychaeta	5,80 bA	14,0 aA	6,20 bA
Sarcomastigophora	0,80 aA	0 aB	0 aB

Turbellaria	0,40 aA	0 aB	0,40 aB
--------------------	---------	------	---------

Legenda: Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 04: Teste de Tukey para abundância média na interação entre os táxons e os pontos estudados na praia de Porto de Galinhas-PE, 2019.

2ª COLETA

Táxon	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Amphipoda	0,20 aC	0 aA	0,60 aB
Copepoda	0 aC	0 aA	0 aB
Gastropoda	0 aC	0 aA	0 aB
Gastrotrica	0 aC	0 aA	0 aB
Nematoda	6,00 aB	0,80 bA	4,80 aAB
Oligochaeta	3,80 aBC	0,40 aA	4,00 aAB
Ostracoda	1,40 bC	0,20 bA	0 bB
Polychaeta	12,80 aA	0,60 cA	7,60 bAB
Sarcomastigophora	0 aC	0 aA	0 aB
Turbellaria	0 aC	0 aA	0 aB

Legenda: Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As diferenças significativas detectadas na comunidade através da análise do teste de tukey corroboram com os dados encontrados nas análises anteriores que mostram que a macrofauna encontrada responde tanto a variações espaciais quanto temporais. Correspondendo mesmo em um pequeno espaço de tempo (variação anual) e de acordo com a pluviometria e a granulometria.

4. Conclusão

Conforme os resultados obtidos no estudo, a macrofauna esteve representada por 10 táxons ao longo dos dois meses de coleta. Nesse período, foram identificados um total de 624 indivíduos. Para a primeira coleta que corresponde ao período de estiagem, foram encontrados 266 indivíduos e na segunda (período chuvoso) 358 indivíduos. Foi possível detectar que a variação da abundância da comunidade da macrofauna ao longo dos meses apresentou relação direta com o aumento de pluviosidade e com granulometria do local. Dos 10 táxons presentes no estudo, 2 foram os mais representativos. Polychaeta foi o táxon predominante, ocorrendo em todos os pontos, e logo em seguida veio Nematoda. As amostras de sedimentos caracterizaram como

granulometria grossa a muito grossa, com classificação de moderadamente selecionado a bem selecionado, onde favoreceu o número expressivo de polychaetas.

Os 2 táxons em destaque, são organismos bioindicadores de qualidade ambiental, sendo essa possivelmente relacionada a ação antrópica realizada pelas atividades de lazer, como o pisoteio do turismo. As estratégias utilizadas por esses grupos, demonstram a resistências dos mesmos, conseguindo se manterem em evidência mesmo com o ambiente sofrendo ações exercida pelo homem. O gerenciamento de ambientes recifais com intenso fluxo turístico têm sido considerados uma alternativa viável, tomando como prioridade o equilíbrio e manutenção da biodiversidade local. Visto que o pisoteio sobre os substratos costeiros geram consequências imediatas sobre a comunidade afetando o ambiente, reduzindo, e indiretamente atuam nos processos próprios à comunidade. Espera-se que a pesquisa venha colaborar com o fornecimento de dados e informações relevantes para futuras avaliações de qualidade ambiental e para conhecimento dos organismos da macrofauna de um recife de arenito o da praia de Porto de Galinhas.

5. Agradecimentos

A Universidade do Estado da Bahia – *Campus VIII* pela infraestrutura e suporte ao longo da pesquisa.

6. Referências

- Alves, E. D. S., & Pezzuto, P. R. (2009). Effect of cold fronts on the benthic macrofauna of exposed sandy beaches with contrasting morphodynamics. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57, 73-94.
- Amaral, A. C. Z., Denadai, M. R., Turra, A., & Rizzo, A. E. (2003). Intertidal macrofauna in Brazilian subtropical tide-dominated sandy beaches. **Journal of Coastal Research**, 446-455.
- Amaral, A. C. Z., Nallin, S. A. H., Steiner, T. M., Forroni, T. O., & Gomes Filho, G. (2013). Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil.
- Barradas, J. I., Amaral, F. D., Hernández, M. I. M., Montes, M. D. J. F., & Steiner, A. Q. (2010). Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. **Biotemas**, 23(2), 61-67.
- Barros, F., Costa, P. C., Cruz, I., Mariano, D. L., & Miranda, R. J. (2012). Habitats Bentônicos na Baía de Todos os Santos. **Revista Virtual de Química**. 4(5), 551-565.
- Beauchamp, K. A., & Gowing, M. M. (1982). A quantitative assessment of human trampling effects on a rocky intertidal community. **Marine environmental research**, v. 7, n. 4, p. 279-293.
- Bodin, P. (1977). Les peuplements de Copépodes Harpacticoides (Crustacea) des sédiments meubles de la zone intertidale des côtes Charentaises (Atlantique). **Mém. Mus. Hist. Nat.**, Paris, v. 104, 1-120.
- Braga, C. F., Silva, R. F., Rosa-Filho, J. S., & Beasley, C. R. (2013). Spatio-temporal changes in macroinfaunal assemblages of tropical saltmarshes, northern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 8(4), 28-298.
- Brigante, J., Dornfeld, C., Novelli, A., & Morraye, M. (2003). Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. In: J. BRIGANTE and ELG ESPÍNDOLA. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-**

Guaçu. São Carlos: Rima, 181-187.

Calazans, D. (2011). Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático.

Callisto, M., & Gonçalves Júnior, J. F. (2002). vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje**, v. 31, n. 182: 68-71.

Callisto, M., & Gonçalves Júnior, J. F. (2005). Bioindicadores Bentônicos. In: Fabio Roland, Dionéia Cesar e Marcelo Marinho (Eds). **Lições de Limnologia**, cap. 5. p. 371-379.

Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6(1), 71-82.

Castro, C. B., & Pires, D. O. (2001). Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, 69(2), 357-371.

Chandrasekara, W. U., & Frid, C. L. J. (1996). Effects of human trampling on tidalflat infauna. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 6(4), 299-311.

Conde, A., Calvário, J., Sprung, M., Novais, J. M., & Domínguez, J. (2013). Converse effect of flooding on intertidal macrobenthic assemblages in the Guadiana estuary. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 93(6), 1431-1440.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, 199, 1302-10.

Costa, R. J., & de Miranda, G. E. C. (2016). Caracterização da atividade turística/lazer do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha (CABEDELO/PB). **Revista de Estudos Ambientais**, 18(1), 57-65.

CPRH. (2001). Diagnóstico sócio-ambiental do litoral sul de Pernambuco. **Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**, Recife, Brasil, 122p.

Crowe, T. P., Thompson, R. C., Bray, S., & Hawkins, S. J. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. (2000). **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 7, 273-297.

Dajoz, R. (1973). Ecologia Geral. Petrópolis, **Vozes**; São Paulo, EDUSP, 474p.

Dexter, D. M. (1983). Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia. In **Sandy beaches as ecosystems** (pp. 461-472). Springer, Dordrecht.

Dexter, D. M. (1984). Temporal and spatial variability in the community structure of the fauna of four sandy beaches in south-eastern New South Wales. **Marine and Freshwater Research**, 35(6), 663-672.

Dexter, D. M. (1985). Distribution and life histories of abundant crustaceans of four sandy beaches of south-eastern New South Wales. **Marine and Freshwater Research**, 36(2), 281-289.

Elmgren, R. (1976). **Baltic benthos communities and the role of the meiofauna**. Tese de Doutorado. Stockholm University.

Gall, E. A., Le Duff, M., Sauriau, P. G., Casamajor, M. N., Gevaert, F., Poisson, E., Hacquebart, P., Joncourt, Y., Barille, A. L., Buchet, R., Breret, M., & Miossec, L. (2016). Implementation of a new index to assess

intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 162-173.

GIERE, O. (1993). Meiobenthology: The microscopic fauna in aquatic sediments. Berlin: **Springer Verlag**, 327p.

Giménez Casalduero, F. (2001). Biondicators. Tools for the impact assessment of aquaculture activities on the marine communities. **Cahiers Options Méditerranéennes (CIHEAM)**.

Goodsell, P. J., Underwood, A. J., & Chapman, M. G. (2009). Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. **Marine Pollution Bulletin**, 58(3), 323-331.

Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. **Conservation biology**, 21(5), 1301-1315.

Hasan, K., & Melek, Z. (2011). An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the Rivers Ağucurca and Isparta (Turkey). **African Journal of Agricultural Research**, 6(1), 19-27.

Huff, T. M. (2011). Effects of human trampling on macro-and meiofauna communities associated with intertidal algal turfs and implications for management of protected areas on rocky shores (Southern California). **Marine Ecology**, v. 32, n. 3, p. 335-345.

Hullings, N. C., & Gray, J. S. (1971). A manual for the study of meiofauna. Smithsonian Contributions to Zoology. **Smithsonian Institution Press**. Washington, 84p.

Johnston, E. L., & Roberts, D. A. (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. **Environmental pollution**, 157, 1745-1752.

Kempf, M. (1967). A plataforma continental de Pernambuco (Brasil): nota preliminar sobre a natureza do fundo. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, 11, 111-124.

Keough, M. J., & Quinn, G. P. (1991). Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. **Marine and Freshwater Research**, 42(5), 539-554.

Lana, P. D. C., Camargo, M. D., Brogim, R. A., & Isaac, V. J. (1996). O bentos da costa brasileira: avaliação crítica e levantamento bibliográfico (1858-1996). **FEMAR, Rio de Janeiro**.

Lee, R. F., Walker, A., & Reish, D. J. (2005). Characterization of lipovitellin in eggs of the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology**, 140(3), 381-386.

Ludwig, J. A., Reynolds, J. F., Quartet, L., & Reynolds, J. F. (1988). **Statistical ecology: a primer in methods and computing** (Vol. 1). John Wiley & Sons.

Mesquita, D., & Xavier, G. (2013). O turismo e a sua atuação na expansão do espaço urbano: o caso Porto de Galinhas – Ipojuca – PE. **Revista Turismo, visão e ação**. ISSN Eletrônico 1983-7151. p. 19.

Michelli, M., Araújo, T. C. M., Maida, M., & Vital, H. (2001). Indicatives of ancient conditions of sea level stability on the southern Pernambuco continental shelf. **Revista Pesquisa em Geociências**, 28(2): 25–33.

Minasi, D. **Composição e variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica da Praia dos Concheiros, extremo sul do Brasil.** (2013). Monografia, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil.

Mora, C.; Frazier, A. G.; Tong, E. J.; Longman, R. J.; Kaiser, L. R.; Dacks, R. S.; Walton, M. M.; Fernandez-Silva, I.; Stender, Y. O.; Anderson, J. M.; Sanchez, J. J.; Ambrosino, C. M.; Giuseffi, L. M.; & Giambelluca, T. W. (2013). The projected timing of climate departure from recent variability. **Nature**, 502(7470), 183-187.

Moreno, P. S. P., & Callisto, M. (2005). Bioindicadores de qualidade de água ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG). Bioindicadores de Qualidade de Água. 5.ed **Embrapa**. p. 95 a 116.

Morgan, K. T., Obreza, T. A., Scholberg, J. M. S., Parsons, L. R., & Whcaton, T. A. (2006). Citrus water uptake dynamics on a sand Florida Entisol. **Soil Scientific Society American**, 70:90-97.

Neves, S. B. **Estrutura da fauna bentônica de rodolitos e sedimento depositados nos recifes lateríticos na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz-ES.** (2015). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, São Matheus, ES, Brasil.

Nybakken, J. W. (1997). Marine biology: an ecological approach.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model Mediterranean. **Marine Science**, 2/2, 45-65.

Orfanidis, S.; Panayotidis, P.; & Stamatis, N. (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). **Ecological Indicators**, 3, 27-33.

Palumbi, S. R., Barshis, D. J., Traylor-Knowles, N., & Bay, R. A. (2014). Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. **Science**, 344(6186), 895-898.

Queiroz, J. F., Trivinho-Strixino, S., & Nascimento, V. D. C. (2000). **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco.** Embrapa Meio Ambiente.

Rebouças, L. D. O. S., Gomes, R. B., Da Silva, E. J., & Martins, I. X. (2017). Variação espaço-temporal da malacofauna de uma praia do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, 5(2), 29-37.

Reyes-Martínez, M. J., Ruíz-Delgado, M. C., Sánchez-Moyano, J. E., & García-García, F. J. (2015). Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach. **Marine environmental research**, 103, 36-45.

Roberts, C. M.; Mcclean, C. J.; Veron, J. E. N.; Hawkins, J. P.; Allen, G. R.; Mcallister, D. E.; Mittermeier, C. G.; Schueler, F. W.; Spalding, M.; Wells, F.; Vynne, C. V., & Werner, T. B. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. **Science**, 295(5558), 1280-1284.

Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall, 488 p

Sahu, B. K. (1964). Depositional mechanisms from the analysis of clastics Sed. Petrol. Tulsa. 34(1): 73 - 83.

Silva, E. G. **Padrões de diversidade e distribuição espacial da macrofauna bentônica e bioclasto da plataforma continental do litoral sul de Pernambuco, Brasil.** (2018). Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.

Silva, M. R. D. O. **Percepção ambiental e turismo sustentável: análise dos impactos da atividade turística em zonas costeiras da grande João Pessoa PB.** (2014). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Da Paraíba.

Silva, P. D. S. R. D. **Estrutura e dinâmica da associação macrozoobentônica da zona entremarés em dois locais sob distintas condições ambientais, praia do Cassino (RS, Brasil).** (2006). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande.

Souza, I. M. M. **Avaliação da cobertura e monitoramento do branqueamento de corais nos recifes de Maracajaú, RN.** (2013). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 2013.

Suguio, K. **Introdução à sedimentologia.** (1973). Edgard Ltda. São Paulo. 318p.

Toldo Jr., E. E. **Sedimentologia.** (1998). Inst. Geociências, Depto. de Mineralogia e Petrologia, UFRS, 20-24. 52p.

Vieira, J. V; Borzone, C. A; Lorenzi, L; & Grecco, F. C. (2012). Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, p. 137-150.

Villaça, R. Recifes Biológicos. (2002). In: **Biologia Marinha.** R.C. Pereira & A. SoaresGomes (Org.). Rio de Janeiro: Editora Interciência.

Villora-Moreno, S. (1997). Environmental heterogeneity and the biodiversity of interstitial polychaeta. **Bulletin of Marine Science**, 60(2), 494-501.

Villora-Moreno, S., Capaccioni-Azzati, R., & Garcia-Carrascosa, A. M. (1991). Meiobenthos of sandy beaches from the Gulf of Valencia (Western Mediterranean): ecology of interstitial polychaetes. **Bulletin of Marine Science**, 48(2), 376-385.

Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (2006). Principles of Ecotoxicology, 3rd Edition. CRC Press: FL.

Westheide, W. (1972). La faune des Polychetes et des Archiannelides dans les plages a Ressac de la cote mediterraneenne de la Tunisie. **Bulletin Institut National des Sciences et Technologie de la mer**, 2(3), p. 449-468.

Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.

Zar, J. H. (1996). **Biological Analysis.** New Jersey, Prentice-Hall, 718 p.