



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

CAROLINE CIBELLE CORREIA CLEMENTE

IMPACTO DA PRESENÇA DE DETRITOS PLÁSTICOS SOBRE COMUNIDADE
MACROBENTÔNICA ESTUARINA

RECIFE

2018

CAROLINE CIBELLE CORREIA CLEMENTE

IMPACTO DA PRESENÇA DE DETRITOS PLÁSTICOS SOBRE A COMUNIDADE
MACROBENTÔNICA ESTUARINA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia Biológica.

Orientador: Profº Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos.

RECIFE

2018

Catálogo na fonte

Biblioteca Margareth Malta, CRB-4 / 1198

C626i Clemente, Caroline Cibelle Correia.

Impacto da presença de detritos plásticos sobre a comunidade macrobentônica estuarina / Caroline Cibelle Correia Clemente. – 2018.
55 folhas, il. color.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2018.
Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Estuário. 3. Poluição marinha. 4. Sacolas plásticas. 5. Bentos. I. Santos, Paulo Jorge Parreira dos. (Orientador). II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2018-287

Caroline Cibelle Correia Clemente

IMPACTO DA PRESENÇA DE DETRITOS PLÁSTICOS SOBRE A COMUNIDADE
MACROBENTÔNICA ESTUARINA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Aprovada em 26 de Fevereiro de 2018

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos (orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dra. Mônica Ferreira da Costa (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. André Morgado Esteves (membro externo)
Universidade Federal de Pernambuco/Centro de Biociências

Prof. Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Ana Paula M. C. Valença de Barros (membro externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho a todas as pessoas que contribuem diariamente para um ambiente melhor através do consumo consciente e sustentável.

AGRADECIMENTOS

“Agradecer é reconhecer a nossa dimensão humana.”

Leandro Karnal

Agradeço primeiramente a Deus, que se apresenta nas diversas formas de amor e compaixão, e faz parte da minha crença pessoal.

Agradeço muito a minha irmã e aos meus pais pelo amor, encorajamento e educação que sempre me deram. Além da minha linda Avó materna (em memória) que sempre me apoiou e por mais que não entendesse muito bem os níveis acadêmicos, me incentivou a estudar e aproveitar a vida, porém com responsabilidade sobre mim e sobre os outros que estão à minha volta.

Agradeço a todos os integrantes do LABDIN (Laboratório de Dinâmica de Populações): Luiza, Thaís Mesquita, Marina Siqueira, Nayra de Moura, Catarina Silva e Edivaldo Junior; aos biólogos Fred Brainer, Julia Neves e Ana Paula; à Professora Karla Paresque e ao Professor e orientador Paulo Santos, os quais me ajudaram muito nas coletas de campo, que foram super, hiper, mega cansativas.

Por falar em coleta, agradeço ao meu amigo irmão, Mateus Cabral, por passar a madrugada decifrando uma técnica de embalagem a vácuo (com um saco plástico e um isqueiro na mão), com o objetivo de vedar a passagem de água e ocasionalmente apagar as etiquetas referentes à coleta e identificação do material coletado. Além disso, agradeço também todo o apoio moral e psicológico que me proporciona.

Agradeço muitíssimo a Dra. Ana Paula Valença por todo ensinamento passado desde a minha graduação. Toda base de conhecimento que tive sobre comunidade bentônica estuarina deve-se primeiramente a ela. Agradeço também todo o apoio durante o presente projeto. Também sou muito grata a Ed (Edivaldo) por toda paciência e por colocar-se à disposição para explicar o uso do programa Statistica. Também agradeço a Catarina por sempre predispor-se a me ajudar.

Agradeço a professora Karla Paresque por vir às pressas junto com a trocoforinha baby, Marina, para identificar a fauna do segundo experimento e por todo o incentivo

científico através de materiais e conversas. Agradeço também a Professora Adriane Wandeness que sempre se colocou à disposição para ajudar na taxonomia.

Agradeço ao meu orientador Paulo por todo apoio. Desde o suporte na mudança do projeto, onde buscou saber o que era importante pra mim, com o que eu queria e o que eu não queria trabalhar. Agradeço as horas dedicadas a me ensinar a identificação do primeiro experimento. Agradeço também a enorme paciência que teve, pois perturbo muito. E por fim, porém não menos importante, quero agradecer pelas inúmeras vezes que me enxergou melhor do que eu sou, me incentivando a evoluir profissionalmente.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia e aos membros. Apreendi muito com as disciplinas. Agradeço também a ex-secretária Dona Myrna por toda ajuda e paciência nos trâmites. E, atualmente, meu agradecimento é para o Tom, atual secretário. Que já atende ao telefone: “Oi, Carol”, antes mesmo que eu me identifique. Penso que eu já o perturbei “um pouco”, assim como perturbei a todos as outras pessoas supracitadas.

Agradeço profundamente a Dona Edileusa por todos os: “Quer um cafezinho, minha princesa?”, por todas as conversas e por ser uma flor em pessoa.

Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

E por fim, agradeço de todo meu coração aos que me fazem sorrir, MUITO OBRIGADA. ♥

“Se eu vi mais longe foi por estar de pé sobre ombros de gigantes”

Isaac Newton

RESUMO

Os detritos marinhos, na sua maioria constituídos por plástico, são um problema global devido a sua persistência no ambiente e aos efeitos negativos sobre a vida selvagem. Tais efeitos foram bastante reportados ao nível de espécie e população, mas em comunidades ecológicas permanecem pouco conhecidos. Dentro dos ecossistemas aquáticos, os habitats bentônicos são locais favoráveis ao acúmulo de lixo marinho, o que pode afetar diretamente as comunidades bentônicas infaunais. Dessa forma, o objetivo principal do presente trabalho foi avaliar o possível impacto gerado pela presença de sacolas plásticas sobre a comunidade macrobentônica estuarina em ambientes com diferentes históricos de deposição de sacolas plásticas. O estudo foi realizado em dois ambientes estuarinos localizados na costa do estado de Pernambuco (Brasil): um com histórico de forte deposição de sacolas plásticas (Complexo Estuarino da Bacia do Pina) e o outro sem histórico de forte deposição (estuário do rio Maracaípe). Na Bacia do Pina, o efeito histórico foi estudado através de amostragens *in situ* (embaixo da sacola plástica, na borda e 50 cm distante da mesma); no Maracaípe, o efeito da presença dos plásticos foi avaliado experimentalmente seguindo o design BACI (Inicial-Final, Controle-Impacto). Na Bacia do Pina foi encontrada diferença significativa na estrutura da comunidade entre os tratamentos. A densidade de várias espécies aumentou sob as sacolas plásticas, embora a espécie dominante, *Streblospio sp.* diminuiu; acreditamos que esta diminuição ocorreu devido a sua estratégia de alimentação de suspensão. Sugerimos também que a migração de microalgas para a superfície do sedimento, devido a restrições de luz em situação de cobertura do sedimento por sacolas plásticas, atraiu alimentadores de depósitos; aumentando a densidade de alguns táxons abaixo das solas plásticas. No estuário do rio Maracaípe, os parâmetros biogeoquímicos não foram significativamente alterados no fim do experimento, contudo a estrutura da comunidade macrobentônica embaixo das sacolas plásticas foi afetada quando comparada com a área controle, evidenciando o potencial de perturbação causado pela deposição de sacolas plásticas no sedimento.

Palavras-chave: Estuário. Poluição marinha. Sacolas plásticas. Bentos.

ABSTRACT

Marine debris, mostly made of plastic, is a global problem due to its persistence in the environment and the negative effects on wildlife. Such effects have been widely reported at the species and population level, but in ecological communities remain little known. Within aquatic ecosystems, benthic habitats are sites favorable to the accumulation of marine litter, which can directly affect the infaunal benthic communities. Thus, the main objective of this work was to evaluate the possible impact generated by the presence of plastic bags on the macrobenthic estuarine community in environments with different deposition histories of plastic bags. The study was conducted in two estuarine environments located on the coast of the state of Pernambuco (Brazil): one with a history of strong deposition of plastic debris (Pina Basin Estuary Complex) and the other with no history of strong deposition (Maracaípe estuary). In the Pina Basin, the historical effect was studied through in situ sampling (under the bag, at the border and 50 cm distant from it); in Maracaípe, the effect of the presence of plastics was evaluated experimentally following the BACI (Before-After, Control-Impact) design. In the Pina Basin there was a significant difference in the structure of the community among the treatments. The density of various species increased under plastic bags, although the dominant species, *Streblospio* sp. decreased; we believe that this decrease occurred because of its suspension feeding strategy. We also suggest that the migration of microalgae to the sediment surface, due to light constraints in sediment cover by plastic bags, attracted deposit feeders; increasing the density of some taxa below the plastic bags. In the Maracaípe estuary, the biogeochemical parameters were not significantly altered at the end of the experiment, however the structure of the macrobenthic community under the plastic bags was affected when compared to the control area, evidencing the potential of perturbation caused by the deposition of plastic bags in the sediment.

Keywords: Estuary. Marine pollution. Plastic bags. Benthos.

LISTA DE FIGURAS

THE EFFECTS OF PLASTIC BAGS PRESENCE ON A MACROBENTHIC COMMUNITY IN A POLLUTED ESTUARY

- Figure 1** - Location of the study area on the coast-line of Pernambuco, North-eastern Brazil..... 17
- Figure 2** - Abundance (average $\pm$ 95% confidence interval of individuals/core) of the taxa for treatments Under, Border and Distant of plastic bags. 23
- Figure 3** - Photographic record of a plastic bag effect on microphytobenthic algae vertical migration towards sediment surface..... 27

IMPACTO DE SACOLAS PLÁSTICAS SOBRE A COMUNIDADE BENTÔNICA ESTUARINA: UM ESTUDO EXPERIMENTAL

- Figura 1** - Localização do ponto de montagem do experimento num braço de maré no estuário do Rio Maracaípe, Nordeste do Brasil..... 33
- Figura 2** - Sacola plástica posicionada e fixada na planície de maré do estuário. Setas indicam pinos utilizados para marcação do tratamento Controle..... 34
- Figura 3** - Ordenação MDS de todos os parâmetros ambientais de superfície dos tratamentos Controle (triângulo verde) e Impacto (triângulo invertido azul) no tempo Final..... 40
- Figura 4** - Composição dos táxons no tempo Inicial dos tratamentos Controle e Impacto..... 41
- Figura 5** - Composição dos táxons do tratamento Controle no tempo Final 42
- Figura 6** - Variação dos atributos univariados da comunidade bentônica nos tratamentos Controle e Impacto do tempo Final. Abundância, Riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener, Equitabilidade e Densidade..... 43
- Figura 7** - Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para os tratamentos Controle e Impacto com estrato (S-Superfície e F-Fundo) no tempo Final 46
- Figura 8** - Densidade média da macrofauna dos tratamentos Controle e Impacto no tempo Final..... 48

LISTA DE TABELAS

THE EFFECTS OF PLASTIC BAGS PRESENCE ON A MACROBENTHIC COMMUNITY IN A POLLUTED ESTUARY

Table 1 - Sampling procedure, number of replicas collected and methods used to analyze abiotic parameters and microphytobenthos	18
Table 2 - Results (minimum-maximum; average $\pm$ standard variation) for Redox potential, photosynthetic pigments (Chlorophyll-a and phaeopigment), Organic matter, silt-clay and sediment compaction in relation to treatments under, border and distant.....	21
Table 3 - Results (minimum-maximum; average $\pm$ standard variation) for total macrofauna density, species richness, equitability and Shannon-Wiener diversity in relation to treatments under, border and distant.	24
Table 4 - SIMPER analysis showing the taxonomic group contributions to dissimilarity between Under, Border and Distant samples.....	24

IMPACTO DE SACOLAS PLÁSTICAS SOBRE A COMUNIDADE BENTÔNICA ESTUARINA: UM ESTUDO EXPERIMENTAL

Tabela 1 - Procedimento de amostragem, número de réplicas coletadas e métodos aplicados para análise de parâmetros abióticos e microfitobentos	35
Tabela 2 - Resultados do teste de Tukey para as diferenças entre os tratamentos ControleInicial, ImpactoInicial e ControleFinal. Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito	39
Tabela 3 - Resultado da ANOVA 2-way para os índices de Riqueza (S), Abundância (N), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H'). Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito	44
Tabela 4 - Resultados do teste a posteriori de Tukey para os resultados para as interações significativas que ocorreram entre os fatores de cada atributo. Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito.....	45

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2	THE EFFECTS OF PLASTIC BAGS PRESENCE ON A MACROBENTHIC COMMUNITY IN A POLLUTED ESTUARY.....	15
3	IMPACTO DE SACOLAS PLÁSTICAS SOBRE A COMUNIDADE BENTÔNICA ESTUARINA: UM ESTUDO EXPERIMENTAL.....	32
4	CONCLUSÃO FINAL.....	53
	REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO GERAL

De acordo com a Lei de Resíduos Marinhos (33 U.S Code § 1951 et seq.), detritos marinhos constituem-se de qualquer material sólido persistente que pode ser fabricado ou processado e que, direta ou indiretamente, de maneira intencional ou não, são eliminados/abandonados no meio marinho. Podem compreender produtos sintéticos constituídos por plástico, vidro, metais ou borracha, assim como materiais de artes de pesca e embarcações abandonadas (UNEP, 2009, 2014; LIPPIATT et al., 2013; BERGMANN et al., 2015). Há uma série de caminhos pelos quais os detritos entram no meio marinho, podendo ser transportados através dos rios, sistemas de drenagem, esgotos e vento (BARNES et al., 2009).

A degradação de habitats costeiros devido à deposição de detritos pode gerar impactos de longo alcance na biodiversidade marinha, visto que a maioria das espécies está presente em áreas críticas (ex: recifes de corais, manguezais, pântanos salgados, prados de gramíneas marinhas e de algas) (NOAA, 2016). Destacando-se o ambiente de manguezal que se encontra entre os mais sujeitos à deposição e retenção desses detritos (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; CORDEIRO & COSTA, 2010).

Os itens plásticos são os principais constituintes dos detritos encontrados no oceano (RYAN et al., 2009), constituindo cerca de 80% dos detritos antropogênicos encontrados em pesquisas (UNEP, 2014). Esses itens estão presentes no meio ambiente em uma variedade de tamanhos, podendo apresentar-se de metros até micrômetros (BARNES et al., 2009). Não há uma padronização para caracterizar o tamanho do plástico, mas geralmente são divididos em três categorias de tamanho: macro- (> 5 mm), micro- (< 5 mm) (BARNES et al., 2009) e nanoplásticos (< 100 nm) (BERGAMI et al., 2016).

Pouco mais de 45% do lixo marinho global (> 5 mm) presente no fundo oceânico corresponde a materiais plásticos em geral, seguido de derivados de artes da pesca (12%). Em terceiro lugar outros detritos de materiais diversos advindos da pesca representam 11% do lixo marinho. Demais tipos de produtos compostos por madeira, metal, vidro, cerâmica, corda e outros estão representados em menor quantidade (Fonte: LITTERBASE).

Considerando informações reunidas em 949 publicações, o LITTERBASE concluiu que um total de 1.529 espécies são afetadas pelo lixo marinho. Somente os materiais plásticos representam cerca de 64% do lixo que afeta de alguma maneira a vida selvagem. Dos habitats

mais afetados pelo lixo marinho encontra-se o habitat bentônico (39%), seguido da coluna d'água (22%), superfície da água (16%) e praias/bancos (15%).

Grandes quantidades de detritos plásticos têm se acumulado no fundo do mar o que levou esse habitat a ser considerado como sumidouro (WOODALL et al., 2014). Sua presença afeta diretamente a complexidade do habitat bentônico (GILARDI et al., 2010), reduzindo as trocas gasosas entre coluna d'água e superfície do sedimento, podendo levar a hipóxia e/ou anóxia; consequentemente interferindo no funcionamento normal do sistema (GOLDBERG, 1995; UNEP, 2009). O acúmulo de detritos plásticos gera não somente custos ecológicos, com mortalidade da fauna e extinção de habitat, bem como os custos econômicos e estéticos, ligados à evasão turística (KLEIN et al., 2004; ARAÚJO & COSTA, 2006).

O impacto dos macroplásticos foi bem reportado no que se refere principalmente ao seu efeito físico no ambiente (RYAN et al., 2009; GREGORY, 2009). Porém até o presente momento, não houve uma ampla avaliação da proporção do problema dos detritos marinhos e seu potencial efeito negativo sobre a biodiversidade (GALL & THOMPSON, 2015). Além disso, as informações sobre os efeitos deletérios em indivíduos são notáveis (ROBARDS et al., 1997; MALLORY et al., 2006; RYAN, 2008; GUSMÃO et al., 2016), sendo necessário ter também evidências de tais efeitos em níveis hierárquicos mais altos, como populações e comunidades (BROWNE et al., 2015). Dessa forma, estas evidências podem ser usadas por tomadores de decisão para adaptar medidas ou políticas de conservação (GREEN et al., 2015).

Portanto, o objetivo da presente dissertação foi avaliar o possível impacto gerado pela presença de sacolas plásticas na comunidade macrobentônica estuarina em ambientes com diferentes históricos de deposição de detritos.

Esta dissertação está apresentada em formato de artigo. Estando constituída por uma introdução geral, seguida do primeiro artigo e segundo artigo. Por fim a conclusão geral do trabalho e as referências gerais.

2 THE EFFECTS OF PLASTIC BAGS PRESENCE ON A MACROBENTHIC COMMUNITY IN A POLLUTED ESTUARY

2.1 INTRODUCTION

In accordance with the Law of Marine Residues (33 U.S. Code § 1951 et seq.), marine debris is defined as any solid and persistent material that is fabricated or processed and is directly or indirectly, in an intentional or unintentional manner, eliminated/abandoned in the marine environment. This includes synthetic products made of plastic, glass, metal or rubber, such as abandoned fishing and boating equipment, varying in size from micrometres (plastic pellets) to meters (UNEP, 2009, 2014; LIPPIATT et al., 2013; BERGMANN et al., 2015).

Marine debris can accumulate on beaches, oceanic gyres and in areas of ocean convergence (GOLDSTEIN et al., 2012; LEICHTER, 2011; BERON-VERA et al., 2016), becoming a threat to human and marine life. The adverse effects of marine debris on wildlife are often displayed through the direct observation of animals that digest and/or become entangled in debris (LAIST, 1987; DERRAIK, 2002; KATSANEVAKIS, 2008; GREGORY, 2009; RYAN et al., 2009; LUSHER et al., 2013; GALL & THOMPSON, 2015).

The degradation of coastal habitats due to debris deposition associated with other pollution sources, can cause long-term effects on marine biodiversity. This is due to the fact that the majority of marine species are present in areas that are of great ecological importance, for example coral reefs, mangroves, salt marshes, marine sea grass and algae meadows (NOAA, 2016), which function as growth sites or nurseries for almost all marine species. Among these significant areas, mangroves stand out as one of the ecosystems most subjected to debris deposition (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; CORDEIRO & COSTA, 2010).

The focus of most concern, regarding marine litter, is plastic debris, which accounts for approximately 80% of anthropogenic debris according to studies on marine litter (UNEP, 2014). Plastic items represent a class of materials with highly multifunctional and desired commercial properties; including resistance, durability, low density, thermal and electric isolation and barrier capacity (LAW, 2017). For this reason, they have become an icon of the disposable consummation society. According to Plastic Europe (Association of Plastics Manufacturers), in 2015 the global production of plastic material was estimated as 269 million tonnes. In the same year, Jambeck and collaborators estimated that 275 million metric

tonnes of plastic residues were produced in 192 coastal countries in 2010, with approximately 4.8 to 12.7 million metric tonnes of plastic residue entering the ocean.

Trawling and direct observation research has shown that plastics and other persistent products are found in all ocean seabeds across the world (BARNES et al., 2009). The majority of plastics are deposited in benthic environments due to the encrustation of organisms on the material, which increases the material's density causing it to sink (YE & ANDRADY, 1991). The presence of debris directly affects benthic sediment, due to structural modifications that alter microhabitats which are home to diverse communities of animals, plants and algae (GILARDI et al., 2010). Consequences associated with the accumulation of plastic debris include ecological costs that result in the direct mortality of fauna and the loss of habitat, as well as economic and aesthetic costs associated with diminished tourism (KLEIN et al., 2004; ARAÚJO & COSTA, 2006).

However, few studies have evaluated the effects of plastic debris cover on infaunal organisms in soft bottom benthic habitats, with the exception of the manipulative study by Green et al. (2015). The authors observed that plastic bags promoted anoxic conditions in sediments, reducing primary productivity and consequently, the abundance of infaunal invertebrates. Information on benthic community composition in areas with and without plastic debris is available in Uneputty and Evansh (1997), for a bay in Indonesia. In their observational study, the authors concluded that there was an increase in the abundance of meiofauna individuals and a reduction of diatoms in areas with litter when compared to litter-free sites. Meanwhile, no significant changes were observed for macrofauna density. In a revision, Moore (2008), concluded that the accumulation of plastics in benthic sediments could lead to the inhibition of gas exchange at the water-sediment interface, suffocating benthic organisms.

There is a greater abundance of information on the effects of marine litter on individuals on consolidated substrates (CHIAPPONE et al., 2005; RICHARDS & BEGER, 2011; ALOY et al., 2011; CARSON et al., 2011). Although information on the harmful effects of plastic debris at an individual level are ample, it is also necessary to collect evidence on the effects of plastic debris at higher biological organizational levels, for example, associations of species or communities, as this evidence can be used to tailor conservation measures and/or policies (GREEN et al., 2015). Browne et al. (2015) recently

observed that the effects of marine debris on populations and at the community level are relatively unknown.

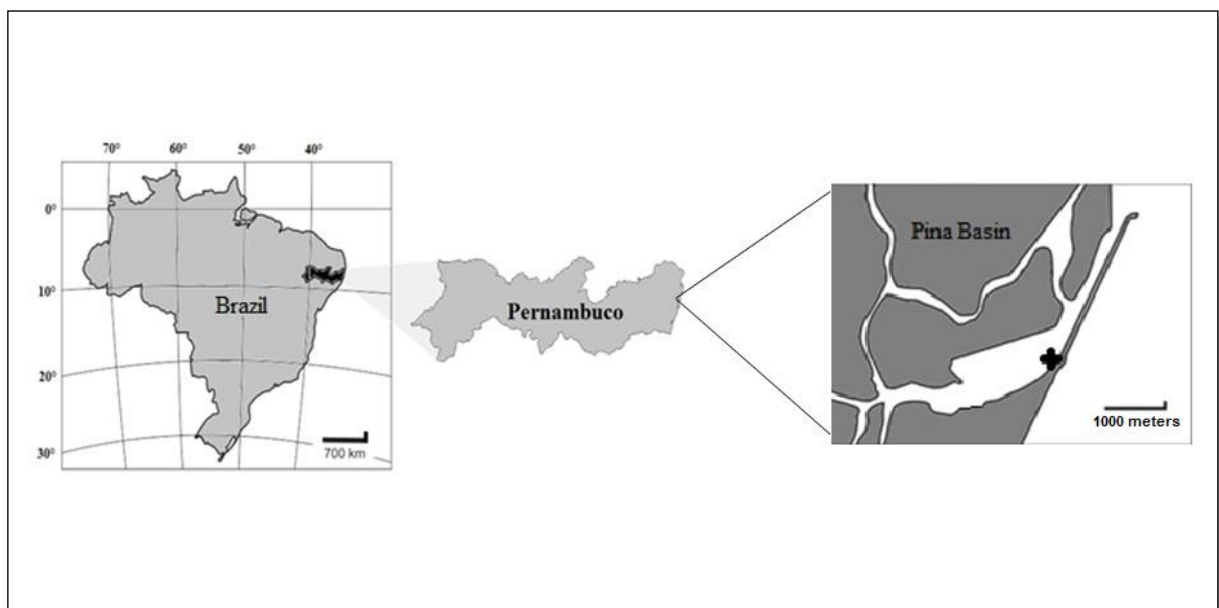
In this way, this observational study examined the possible impacts of the deposition of commercially circulated plastic bags on macrobenthic communities in an estuarine environment with a strong history of environmental disturbance.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 Study area

This study was carried out in Pina Basin ($08^{\circ}4'38.7''\text{S}/34^{\circ}52'29.7''\text{W}$) (see Figure 1), located in the most internal part of the Recife Port, North-eastern Brazil. The Pina Basin is formed by the confluence of the rivers Tejipió, Jiquiá, Jordão, Pina and the southern arm of the river Capibaribe and as a result is considered a complex estuary. Through the rivers, the Pina Basin receives domestic effluents, storm water runoff and diverse types of industrial discharge (NOBREGA, 2011) and is characterized as moderately disturbed (VALENÇA & SANTOS, 2012) with eutrophic conditions (SILVA et al., 2017).

Figura 1 - Location of the study area on the coast-line of Pernambuco, North-eastern Brazil.



Fonte: O Autor.

2.2.2 Sampling design

In May 2017, samples were collected to analyse the abiotic and biotic variables in the intertidal zone of the Pina river basin. Ten locations with naturally weathered and deposited plastic bags in the intertidal zone were identified during the low tide, where samples of the sediment under the bag (under), near the bag (border) and at a distance of approximately 50 cm (distant) were collected to evaluate the effect of the plastic debris on the macrobenthic community. Therefore, two factors were considered for analysis: location and treatment.

2.2.3 Samples and data processing

The sampling procedure and the methodology used for the analysis of the environmental parameters and microphytobenthos parameters are listed in Table 1. For the collection of the environmental and microphytobenthos parameters we used cylindrical samplers with varying surface sample areas: granulometry and organic material (area: 17.4 cm²) where the sediment was collected up to a depth of 5 cm; microphytobenthos (area 1.13 cm²) where samples were collected up to a depth of 2 cm from the surface. The potential of oxidation-reduction (Eh) was measured in the field at a depth of 2 cm.

Table 1 - Sampling procedure, number of replicas collected and methods used to analyse abiotic parameters and microphytobenthos.

Parameter (unit)	Replicates/ treatment	Sampling strategy	Equipment	Reference
Microphytobenthos (Chlorophyll-<i>a</i> and Phaeopigments µg/cm²)	10 repl./ treatment	Cylindrical core (area: 1.13 cm ² , 0–2 cm)	Spectrophotometer	Modification of COLIJN & DIJKEMA (1981) and equation of LORENZEN (1967)

Organic material (%)	10 repl./ treatment	Cylindrical core (area: 17.4 cm ² , 0–5 cm)	Incineration	WETZEL & LIKENS (1990)
Granulometry (%)	10 repl./ treatment	Cylindrical core (area: 17.4 cm ² , 0–5 cm)	Procedure wet sieving	SUGUIO (1973)
Redox potential (Eh mV)	10 repl./ treatment	Field measures (~2 cm)	Platinum electrode	APHA (1989)
Sediment compaction (kg/cm²)	10 repl./ treatment	Field measures	Hand penetrometer	MORAES et al. (2014)

Fonte: O Autor.

Macrofauna samples were collected with cylindrical samplers (area 78.5 cm²) up to a depth of 10 cm, packed in plastic bags and fixed in 4% formaldehyde solution. In the laboratory the samples were stained with Rose Bengal, sieved in 0.3 mm mesh and maintained in 4% formaldehyde. Samples were screened with the help of a stereomicroscope and the macrofauna individuals that were collected were identified to the lowest possible taxonomic level.

2.2.4 Statistical analysis

Location (deposition points 1 to 10) and treatment (under, border and distant) effects were investigated using univariate and multivariate analyses for both environmental and macrofauna data.

Univariate environmental variables (silt-clay and organic matter percentages, microphytobenthic pigments chlorophyll a and phaeopigments, potential of oxidation-reduction and sediment compaction) and macrofauna indices [total density, species richness, Pielou's evenness and Shannon-Wiener's diversity (log₂)] were tested for factors' effects using Friedman tests.

A Euclidean distance matrix for abiotic data (normalized data) and a Bray-Curtis dissimilarity matrix for macrofauna (untransformed data) were used to run a Similarity Analysis (ANOSIM 2-way) (CLARKE, 1993) in order to evaluate the effects of treatment and location factors. The Similarity Percentage procedure (SIMPER) (CLARKE, 1993) was performed to determine which macrofauna taxa contributed most to the average Bray-Curtis dissimilarity. To evaluate the relationship between community structure and environmental variables, we used the BIO-ENV routine (CLARKE & AINSWORTH, 1993). Multivariate analyses were carried out using the PRIMER v.6+PERMANOVA programme and univariate tests were carried out using Bioestat v.5.3, all tests used a significance level of 5%.

2.3 RESULTS

2.3.1 Environmental data

Water parameters

Water presented a temperature of 27.8 °C, a salinity of 31 pss (practical salinity scale) and a dissolved oxygen value of 6.8 mg/l. Precipitation from the month in which the data was collected was characteristic of a typical rainy period with a total of 350 mm.

2.3.2 Sediment parameters

The redox potential (Eh) of the sediment demonstrated high variation (Table 2). Values varied between negative and positive in the treatments “under” and “border” whereas values from the treatment “distant” were exclusively positive. The Friedman test indicated significant differences between locations (Fr=18.4; df=9; p=0.031) but not for treatment factor (Fr=0.2; df=2; p=0.905).

The results for microphytobenthic chlorophyll a and phaeopigments demonstrated average values that tended to increase with increasing distance from the plastic bags, especially for chlorophyll a (Table 2). However, Friedman tests showed no significant differences for the treatment factor for chlorophyll a (Fr=0.6; df=2; p=0.741) or for phaeopigments (Fr=4.2; df=2; p=0.122) separately. Chlorophyll a did not show significant differences between locations (Fr=16.45; df=9; p=0.058) but phaeopigments showed a

significant location effect ($Fr=18.2$; $df=9$; $p=0.033$). Sediment microphytobenthic pigments (chlorophyll a + phaeopigments) however, showed significant effects for both location ($Fr=21.5$; $df=9$; $p=0.010$) and treatment ($Fr=7.4$; $df=2$; $p=0.024$). A posteriori analyses showed that differences for treatments were only localized for under versus distant sample comparisons ($p<0.05$).

The silt-clay percentage showed no evident spatial trend (Table 2) and no significant differences for treatment ($Fr=1.4$; $df=2$; $p=0.497$) or for location ($Fr=15.58$; $df=9$; $p=0.076$) effects were found.

Organic matter showed high but quite stable values for all samples (Table 2) with no significant differences found for treatment ($Fr=1.4$; $df=2$; $p=0.497$) or for location ($Fr=13.33$; $df=9$; $p=0.148$) effects.

Sediment compaction presented average values that tended to decrease under the plastic bags (Table 2). The Friedman test indicated no significant differences between locations ($Fr=10.5$; $df=9$; $p=0.312$) nor for treatment factor ($Fr=4.2$; $df=2$; $p=0.122$).

The multivariate analysis of similarity (ANOSIM 2-way) for normalised environmental data did not show significant differences for treatment ($Rho=-0.078$; $p=0.83$). However, significant differences were found between locations (sampling points 1 to 10) ($Rho=0.338$; $p=0.003$).

Table 2 - Results (minimum-maximum; average $\pm$ standard variation) for Redox potential, photosynthetic pigments (Chlorophyll-a and phaeopigment), Organic matter, silt-clay and sediment compaction in relation to treatments under, border and distant.

Variable	Under	Border	Distant
Redox potential	-15.6 – 52.5	-4.1 – 52.8	20.8 – 42.1
	21.22 $\pm$ 25.42	21.00 $\pm$ 18.16	26.59 $\pm$ 7.23
Chlorophyll-a	9.2 – 28.4	10.6 – 32.6	7.8 – 57.8
	18.20 $\pm$ 6.69	20.36 $\pm$ 8.62	25.12 $\pm$ 15.91

Phaeopigments	23.6 – 65.2	30.8 – 66.9	27.5 – 73.6
	46.92 ± 14.38	48.41 ± 12.61	53.74 ± 14.44
Organic matter	7.2 – 16.4	11.3 – 17.3	8.5 – 17.9
	12.89 ± 2.99	13.88 ± 2.07	13.86 ± 2.57
Silt-clay	19.1 – 46.8	20.2 – 71.3	17.1 – 76.3
	34.74 ± 8.97	37.77 ± 16.04	36.56 ± 18.80
Sediment Compaction	0.7 – 1.4	0.8 – 1.8	0.9 – 1.7
	1.09 ± 0.27	1.31 ± 0.28	1.23 ± 0.29

Fonte: O Autor.

2.3.3 Macrofauna

A total of 51.302 individuals from 43 taxa were found in the samples. More than 93% of individuals belonging to 28 taxa were assigned to species level and 8 other taxa were identified to genus or family level. There was a larger dominance of individuals from the family Spionidae (Figure 2), mainly *Streblospio* sp. and *Pygospio* sp., which represented approximately 90% of the relative abundance in the three treatments.

Total macrofauna density (Table 3) did not show significant differences between treatments (Fr=0.2; df=2; p=0.905). However, significant differences were observed between locations (Fr=21.62; df=9; p=0.010).

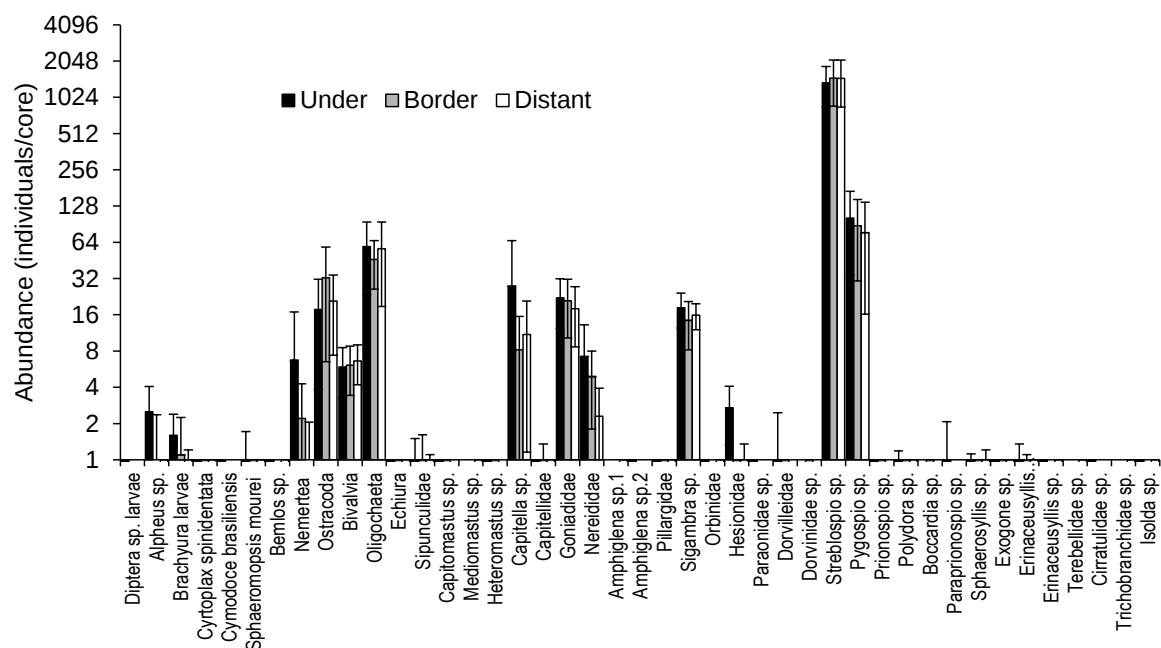
Taxonomic richness was found to increase slightly under the plastic bags (Table 3). However, the Friedman test indicated no significant differences between locations (Fr=6.76; df=9; p=0.662) nor for treatment factor (Fr=4.55; df=2; p=0.103). Evenness demonstrated a large variation (Table 3) and no significant difference for treatment effect (Fr=5.6; df=2; p=0.061), even though the location effect was statistically significant (Fr=21.33; df=9; p=0.011). Shannon-Wiener diversity presented a small increase under plastic bags (Table 3) with no significant effect of treatments (Fr=5.4; df=2; p=0.067) however, a significant difference between locations (Fr=21.91; df=9; p=0.009) was found.

Contrary to the univariate analyses, the results of the ANOSIM (2-way) analysis showed significant differences for community structure between treatments (Rho=0.567; $p<0.001$). Significant differences (Rho=0.618; $p<0.001$) were also observed between locations (deposition points 1 to 10).

According to the results of the SIMPER (Table 4), greater dissimilarity occurred between samples under and distant from the plastic bags (average dissimilarity 34.27%) when compared to under versus border samples (average dissimilarity 18.97%) or border versus distant samples (average dissimilarity 26.16%). The taxa that contributed most to these differences were *Streblospio* sp., *Capitella* sp., *Pygospio* sp. and Oligochaeta annelids, which together contributed approximately 80% of the differences found. *Streblospio* sp. demonstrated a decrease in the number of individuals under the plastic bags when compared to the other samples. The taxa *Capitella* sp., *Pygospio* sp. and Oligochaeta annelids presented more individuals under plastic bags when compared to the border or distant samples (Figure 2).

BIO-ENV routine selected the oxidation-reduction potential and the percentages of silt-clay and organic matter (Spearman $r=0.425$; $p=0.004$) as the abiotic factors that best explained the macrofauna community structure variation.

Figure 2 - Abundance (average $\pm$ 95% confidence interval of individuals/core) of the taxa for treatments Under, Border and Distant of plastic bags.



Fonte: O Autor.

Table 3 - Results (minimum-maximum; average $\pm$ standard variation) for total macrofauna density, species richness, equitability and Shannon-Wiener diversity in relation to treatments under, border and distant.

Variable	Under	Border	Distant
Density	296 – 3153	269 – 3079	129 – 3225
	1629 $\pm$ 844	1706 $\pm$ 1040	1683 $\pm$ 1069
Richness	12 – 20	10 – 16	9 – 18
	16.0 $\pm$ 2.21	13.6 $\pm$ 1.64	13.2 $\pm$ 2.57
Equitability	0.17 – 0.53	0.15 – 0.48	0.14 – 0.80
	0.30 $\pm$ 0.12	0.28 $\pm$ 0.12	0.30 $\pm$ 0.20
Diversity	0.65 – 2.29	0.57 – 1.94	0.50 – 2.55
	1.21 $\pm$ 0.56	1.05 $\pm$ 0.44	1.06 $\pm$ 0.61

Fonte: O Autor.

Table 4 - SIMPER analysis showing the taxonomic group contributions to dissimilarity between Under, Border and Distant samples.

Under versus Border		Under versus Distant		Border versus Distant	
Diss. = 18.97	Contrib. %	Diss. = 34.27	Contrib. %	Diss. = 17.76	Contrib. %
<i>Streblospio</i> sp.	57.73	<i>Streblospio</i> sp.	72.53	<i>Streblospio</i> sp.	71.04
<i>Capitella</i> sp.	9.07	<i>Capitella</i> sp.	6.87	<i>Pygospio</i> sp.	9.58
<i>Oligochaeta</i>	7.27	<i>Pygospio</i> sp.	5.50	<i>Ostracoda</i>	5.93
<i>Ostracoda</i>	6.01	<i>Oligochaeta</i>	5.11	<i>Capitella</i> sp.	4.09
<i>Pygospio</i> sp.	5.60				
<i>Sigambra</i> sp.	2.47				

Fonte: O Autor.

2.4 DISCUSSION

The results of this study demonstrate a significant effect of plastic bags on the community structure of macrofauna. Significant effects of plastic bag cover were also found

by Green et al. (2015) in a study using biodegradable and conventional bags that did not differ from each other.

In their manipulative experiment, Green et al. (2015) observed that, after nine weeks, the presence of plastic bags created anoxic conditions in the sediment, reducing primary productivity and organic matter, as well as resulting in a significantly lower abundance of infaunal invertebrates compared to the control area. In this observational study, significant changes in the geochemical parameters of the sediment in the presence of plastic bags were not detected when compared to samples collected at the border or 50 cm distant from the plastic bags. It should be noted, that in our study the amount of time each plastic bag was in the sediment was unknown. Data (unpublished) from a short-period experiment showed that, only 1 out of 10 plastic bags with two ends buried remained in the same sediment area after 24 hours of its placement (these results are similar to C. Clemente's personal observations of the removal rate of weathered plastic bags). Thus, plastic bags most likely only remain covering the sediment during part of the tidal cycle. This may explain the absence of significant differences for abiotic variables. In their observational study, Uneputty & Evans (1997) also noted that plastic bags tended to be only partly buried in the sediment, suffocating the sediment for periods ranging from days to weeks, which certainly makes it difficult to compare the effects of plastic bags in non-manipulative studies. Unfortunately, in the study by Uneputty & Evans (1997) the abiotic variables were not examined for areas with and without litter, which does not allow for the elimination of differences resulting from macrofauna being associated with the natural variation between the two areas.

The community structure differences found were not reflected in the decrease of total macrofauna density nor in the significant variations of ecological indices. However, it should be noticed that richness, diversity and evenness p-values were almost significant ($p=0.103$, $p=0.067$ and $p=0.061$ respectively) and these indices showed slight increases under the plastic bags. Uneputty & Evans (1997) also observed that the abundance of macrofauna in areas covered by litter was not significantly different from litter-free areas. Furthermore, they observed that the community structure in the two areas was different from one another: decapod crustaceans and oligochaetes were dominant in the areas covered by garbage. In their study, the litter-free area was dominated by polychaetes from Nereididae and Spionidae families. Their results corroborate the data presented in this study, where oligochaetes and Crustacea (except Ostracoda) were more abundant under plastic bags than in border or distant samples. In this current study, two Spionidae family taxa contributed to the differences

between treatments: *Streblospio* sp. demonstrated a lower abundance under plastic bags and *Pygospio* sp. presented a greater abundance under the plastic bags. The abundance of *Capitella* sp., and Nereididae (mainly *Laeonereis culveri*) was also found to increase under the plastic bags.

The increase of several taxa abundances and almost significant increases of taxonomic richness, diversity and evenness were unexpected results. The short time period of plastic bags covering the sediment may have been insufficient to generate major adverse sediment changes like anoxic conditions as observed by Green et al. (2015). On the other hand, it was observed that sediment cover by plastic bags clearly affected the vertical distribution of microalgae. Figure 3 shows a strong increase of microalgae on the sediment surface under plastic bags. Light limitation due to plastic bag cover may have induced vertical migration, a pattern well documented in the literature (see COELHO et al., 2011 and references therein), concentrating microalgae on the surface sediments. Although non-significant, both chlorophyll a and pheopigments decreased (both average and maximum values) under plastic bags, and a significant decrease was found for total pigments (chlorophyll a + phaeopigments) between under and distant samples. This pattern contrasts with the pigment exuberance found on the surface sediment under plastic bags. It is likely that deposit feeder species are attracted to the concentrated microalgae on the surface sediments, increasing both their densities and grazing pressure over microphytobenthos under the plastic bags and therefore, decreasing microalgal biomass. Attraction of benthic fauna to microphytobenthic patches and increased grazing rates within patches have already been documented by Santos et al. (1995) on the Gironde estuary (France).

Increased microphytobenthos on the surface sediment may have also contributed to the non-reduced conditions measured under the plastic bags and to maintaining most macrofauna species unaffected. However, the increase of Crustacea (except Ostracoda) under plastic bags cannot be directly associated to an increase in surface sediments microalgal biomass, since some species like the isopods *Sphaeromopsis mourei*, *Cymodoce brasiliensis* and the burrowing shrimp *Alpheus* sp. are detritus feeders. The high frequency of foraging waders and small white herons (*Egretta thula*) may exert significant predation pressure, causing densities of uncovered/unprotected animals to decrease.

Valença & Santos (2012) evaluated the health of tropical estuaries through macrobenthic communities and characterised the Spionidae *Streblospio* sp. as an

opportunistic species, indicative of pollution and eutrophication. Nevertheless, plastic bags were found to affect *Streblospio* sp., the dominant species of the Pina Basin macrobenthic community, reducing its densities. Since this genus is associated with a facultative suspension feeding strategy (DAUER et al., 2003), the restricted feeding activity in the sediment-water interface due to the presence of plastic bags may have determined animals' displacement.

Figure 3 - Photographic record of a plastic bag effect on microphytobenthic algae vertical migration towards sediment surface.



Fonte: O Autor.

2.5 CONCLUSION

In this study a significant difference in community structure was found between treatments. The density of several species increased under the plastic bags, although the dominant species, the opportunistic polychaete *Streblospio* sp., showed a decrease in density. We suggest that migration of microalgae to the sediment surface due to light limitations imposed by plastic bag coverture, attracted deposit feeders that increase grazing pressure and diminish the microphytobenthic biomass under the plastic bags. A mechanical effect of the plastic bags seems to be the main factor decreasing *Streblospio* sp. density due to its suspension feeding strategy however, plastic bags may also protect some species from being preyed upon by birds. Plastic bags exert significant, though unexpected, effects by altering the complex ecological interactions between species representing an additional threat, even in polluted estuaries.

REFERÊNCIAS

- ALOY, A. B.; VALLEJO Jr, B. M.; JUINIO-MEÑEZ, M. A. Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1772-1779, 2011.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed. American Public Health Association, Washington, DC, p. 1550, 1989.
- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Municipal services on tourist beaches: Costs and benefits of solid waste collection. **Journal of Coastal Research**, v. 22, p. 1070-1075, 2006.
- BARNES, D. K.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. **Marine Anthropogenic Litter**. Cham: Springer International Publishing, p. 447, 2015.
- BERON-VERA, F. J.; OLASCOAGA, M. J.; LUMPKIN, R. Inertia-induced accumulation of flotsam in the subtropical gyres. **Geophysical Research Letters**, v. 43, n. 23, p. 12228-12233, 2016.
- BROWNE, M. A.; UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; WILLIAMS, R.; THOMPSON, R. C.; VAN FRANEKER, J. A. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 282, n. 1807, p. 2014-2929, 2015.
- CARSON, H. S.; COLBERT, S. L.; KAYLOR, M. J.; MCDERMID, K. J. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1708-1713, 2011.
- CHIAPPONE, M.; DIENES, H.; SWANSON, D. W.; MILLER, S. L. Impacts of lost fishing gear on coral reef sessile invertebrates in the Florida Keys National Marine Sanctuary. **Biological Conservation**, v. 121, n.2, p. 221-230, 2005.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Austral Ecology**, v. 18, n.1, p. 117-143, 1993.
- CLARKE, K. R.; AINSWORTH, M. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series**, p. 205-219, 1993.

- COELHO H.; VIEIRA S.; SERÔDIO J. Endogenous versus environmental control of vertical migration by intertidal benthic microalgae. **European Journal of Phycology**, v. 46, n. 3, p. 271-281, 2011.
- COLIJN, F.; DIJKEMA, K. S. Species composition of benthic Diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. **Marine Ecology Progress Series** 4, p. 9-21, 1981.
- CORDEIRO, C.; COSTA, T. M. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the Sao Vicente Estuary, SP, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1762-1767, 2010.
- DAUER D. M.; MAHON H. K.; SARDÁ R. Functional morphology and feeding behavior of *Streblospio benedicti* and *S. shrubsolii* (Polychaeta: Spionidae). **Hydrobiologia**, v. 496, p. 207-213, 2003.
- DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 8420-852, 2002.
- GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. (1-2), p. 170-179, 2015.
- GILARDI, K. V. K.; CARLSON-BREMER, D.; JUNE, J. A.; ANTONELIS, K.; BROADHURST, G.; COWAN, T. Marine species mortality in derelict fishing nets in Puget Sound, WA and the cost/benefits of derelict net removal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 376-382, 2010.
- GOLDSTEIN, M. C.; ROSENBERG, M.; CHENG, L. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. **Biology Letters**, v. 8, n. 5, p. 817-820, 2012.
- GREEN, D. S.; BOOTS, B.; BLOCKLEY, D. J.; ROCHA, C.; THOMPSON, R. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. 5380-5389, 2015.
- GREGORY, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings - entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, n. 1526, p. 2013-2025, 2009.
- JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Advances in Marine Biology**, v. 40, p. 81-251, 2001.

KATSANEVAKIS, S. Marine debris, a growing problem: Sources, distribution, composition, and impacts. In T. Hofer (Ed.), **Marine Pollution: New Research**. Nova Science Publishers, New York, p. 53-100, 2008.

KLEIN, Y. L.; OSLEEB, J. P.; VIOLA, M. R. Tourism-generated earnings in the Coastal Zone: a regional analysis. **Journal of Coastal Research**, v. 20, p. 1080-1088, 2004.

LAIST, D.W. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6, p.319–326, 1987.

LAW, K. L. Plastics in the Marine Environment. **Annual Review of Marine Science**, v. 9, p. 205-229, 2017.

LEICHTER, J.J. Investigating the accumulation of plastic debris in the North Pacific Gyre. **Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry-Marine Environmental Modeling & Analysis**, p. 251-259, 2011.

LIPPIATT, S.; OPFER, S.; ARTHUR, C. Marine debris monitoring and assessment: Recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. **NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46**, 2013.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine pollution bulletin**, v. 67, n. (1-2), p. 94-99, 2013.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. **ENVIRONMENTAL RESEARCH**, v. 108, n. 2, p.131-139, 2008.

MORAES, M. T. D.; SILVA, V. R. D.; ZWIRTES, A. L.; CARLESSO, R. Use of penetrometers in agriculture: a review. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 179-193, 2014.

National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. **Report on Marine Debris Impacts on Coastal and Benthic Habitats**. Silver Spring, MD, 2016.

NÓBREGA, A. S. C. **Fontes de contaminação no estuário do Rio Capibaribe, Pernambuco. Monografia de Graduação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil**. Unpublished results, p. 48, 2011.

Plastic, Valuing. **The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**. United Nations Environment Programme, 2014.

Plastics Europe. *Plastics-The Facts 2016: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*.

EUROPE, Plastic. *Plastics—the facts 2016 an analysis of European plastics production, demand and waste data*. 2016.

RICHARDS, Z. T.; BEGER, M. A quantification of the standing stock of macrodebris in Majuro lagoon and its effect on hard coral communities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1693-1701, 2011.

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 2009.

SANTOS, P. J. P.; CASTEL, J.; SOUZA-SANTOS, L. Microphytobenthic patches and their influence on meiofaunal distribution. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 36, p. 133-139, 1995.

SILVA, F. B.; SILVA, J. F.; BEZERRA, R. S; SANTOS, P. J. P. Are biochemical composition parameters of sediment good tools for assessing the environmental quality of estuarine areas in tropical systems? **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, p. 1-10, 2017. doi:10.1017/S0025315417001795

SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. Edgard Blücher, São Paulo, p. 318, 1973.

UNEPUTTY, P.; EVANS, S. M. The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (eastern Indonesia). **Marine Environmental Research**, v. 44, n. 3, p. 233-242, 1997.

United Nations Environment Programme. **Marine litter: A global challenge**. Nairobi: UNEP, p. 232, 2009.

VALENÇA, A. P. M. C; SANTOS, P. J. P. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 9, p. 1809-1820, 2012.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**, 2 ed. Springer-Verlag, p. 338, 1990.

YE, S.; ANDRADY, A. L. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, n. 12, p. 608-613, 1991.

3 IMPACTO DE SACOLAS PLÁSTICAS SOBRE A COMUNIDADE BENTÔNICA ESTUARINA: UM ESTUDO EXPERIMENTAL

3.1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são geralmente polímeros orgânicos sintéticos, comumente derivados de produtos petroquímicos, cujas propriedades (versatilidade, densidade, durabilidade, resistência) permitem sua persistência no meio marinho por muito tempo (GALLOWAY, 2015; LAW, 2017). A poluição por macroplásticos é um problema global e é considerada como uma das formas mais severas de poluição nas zonas costeiras, corpos de água doce e oceanos (LI et al, 2016). Segundo o LITTERBASE, 72% do lixo plástico encontrado nos oceanos e corpos de água que interagem com a vida marinha são macroplásticos.

Nos trabalhos revisados na LITTERBASE, as principais interações dos seres vivos com o lixo marinho ocorrem através da colonização do mesmo (34%), ingestão (33%), estrangulamento (28%) e em menor quantidade, interações por cobertura (3%). Dentre os habitats mais afetados pelo lixo marinho encontra-se o habitat bentônico. Grande quantidade dos plásticos tem se acumulado no fundo do mar o que levou Woodall e colaboradores (2014) a considerar esse habitat como sumidouro.

Em geral, as alterações danosas à vida selvagem são consequências do emaranhamento e da ingestão do plástico (LAIST, 1997; PAGE et al., 2004; OHLENDORF et al., 1978; DAY et al., 1985). Além disso, o acúmulo de detritos plásticos no sedimento pode ser considerado como uma fonte de perturbação ao ambiente e à fauna, já que pode levar à inibição das trocas gasosas entre a interface água-sedimento, resultando em hipóxia e até mesmo anóxia; à redução da produtividade primária; à alteração do teor de matéria orgânica (GREEN et al., 2015), interferindo no funcionamento da comunidade bentônica e do sistema como um todo (GOLDBERG, 1997; GREGORY & ANDRADY, 2003; UNEP, 2009; GILARDI et al., 2010).

De todos os detritos plásticos que aderem aos sedimentos, frações consideráveis se localizam em zonas de entremarés (BARNES et al., 2009). Porém os estudos que avaliaram os efeitos desses detritos sobre essa zona bentônica são pontuais: Unepatty & Evansh (1997) avaliaram a composição da comunidade bentônica em áreas com e sem lixo em uma

baía na Indonésia; Green e colaboradores (2015) que examinaram experimentalmente o efeito de sacolas plásticas convencionais e biodegradáveis sobre a infauna bêntica em habitats de entremarés. Dessa forma, os possíveis impactos gerados pelos plásticos em populações e comunidades são amplamente desconhecidos (BROWNE et al., 2015), apesar de serem classificados entre as principais ameaças à biodiversidade (GRAY, 1997).

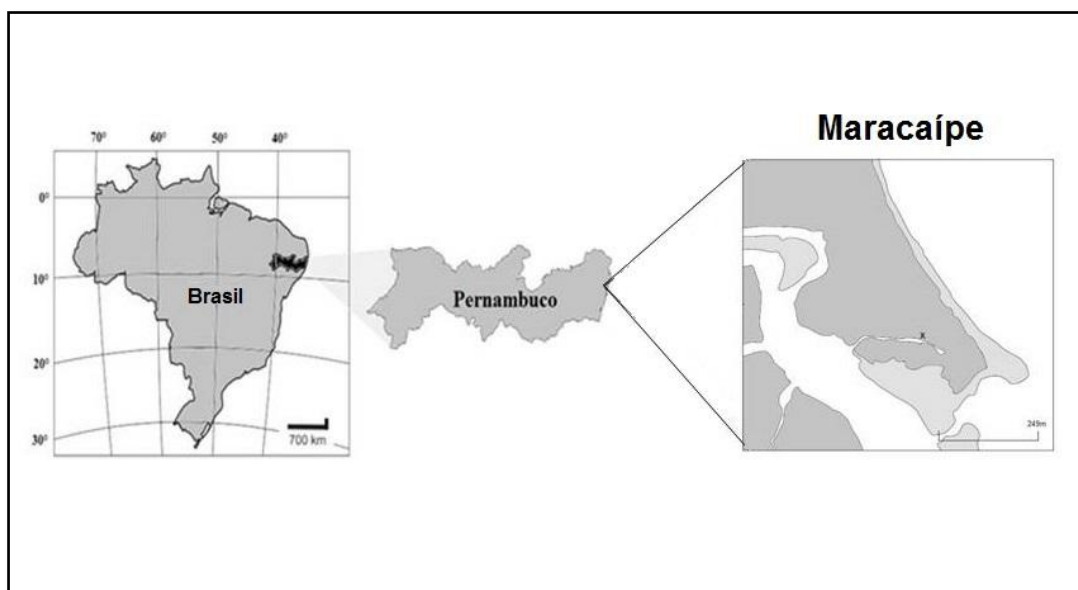
Por isso, o objetivo do presente trabalho foi avaliar experimentalmente o efeito de sacolas plásticas, de ampla circulação comercial e descarte, sobre a comunidade macrobentônica e os componentes biogeoquímicos do sedimento em uma planície de maré estuarina tropical.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Área de estudo

O presente trabalho foi realizado no estuário do rio Maracaípe, no qual, em observações de campo, é possível notar que o estuário não apresenta histórico de forte deposição de detritos. O estuário está situado no município de Ipojuca, Litoral Sul do estado de Pernambuco, Brasil ($8^{\circ}32'14,9''S$ e $35^{\circ}00'17,8''W$). O rio é considerado litorâneo e se estende paralelo à costa, é estreito com cerca de 13 km de extensão, possuindo margens formadas por manguezais e coqueirais (CPRH, 2003; ANDRADE et al., 2004) (Figura 1).

Figura 1 - Localização do ponto de montagem do experimento num braço de maré no estuário do Rio Maracaípe, Nordeste do Brasil.



Fonte: O Autor.

3.2.2 Desenho experimental

O experimento foi realizado, no mediolitoral de uma planície estuarina, seguindo o design BACI (Inicial-Final, Controle-Impacto) descrito em Stewart-Oaten et al. (1986). Nove pontos foram determinados, contendo parcelas com sacolas plásticas (Impacto) e sem sacolas plásticas (Controle) paralelos à linha da maré. Os pares de tratamentos (Impacto e Controle) foram separados por pelo menos 2 m para evitar potenciais efeitos entre eles. Cada sacola plástica foi firmemente posicionada no sedimento utilizando pinos inseridos em três extremidades e as parcelas controle também foram demarcadas com pinos em três extremidades para identificá-las, com dimensão similar às sacolas (Figura 2).

Figura 2 - Sacola plástica posicionada e fixada na planície de maré do estuário. Setas indicam pinos utilizados para marcação do tratamento Controle.



Fonte: O Autor.

3.2.3 Procedimento de amostragem

Foram realizadas coletas no início (27 de Julho de 2017, Tempo Inicial) e após nove semanas (21 de Setembro de 2017, Tempo Final) da montagem do experimento (Controle e Impacto). Totalizando, aproximadamente 60 dias de experimento.

O procedimento de amostragem e a metodologia para análise dos parâmetros ambientais e microfitobentos estão listados na Tabela 1. Para coleta dos parâmetros ambientais e microfitobentos utilizamos amostradores do tipo *corer* com áreas superficiais e de amostragem variadas: para granulometria e matéria orgânica (área: 17,4 cm²) foi

coletado o sedimento até 5 cm de profundidade; para microfitobentos (área: 1,13 cm²) foi coletado até 2 cm de profundidade da superfície. O potencial de oxi-redução (Eh) e a compactação do sedimento foram mensurados em campo.

Tabela 1- Procedimento de amostragem, número de réplicas coletadas e métodos aplicados para análise de parâmetros abióticos e microfitobentos.

Parâmetro (unidade)	Réplicas/tratamento	Estratégia de amostragem	Equipamento	Referência
Microfitobentos (Clorofila-<i>a</i> e Feopigmentos µg/cm²)	9 réplicas/ tratamento	Core cilíndrico (área: 1,13 cm ² , 0– 2 cm)	Espectrofotômetro	Modificado de COLIJN & DIJKEMA (1981) e equação de LORENZEN (1967)
Matéria orgânica (%)	9 réplicas/ tratamento (Inicial) 18 réplicas/tratamento (Final)	Core cilíndrico (área: 17,4 cm ² , 0– 5 cm)	Incineração	WETZEL & LIKENS (1990)
Granulometria (%)	9 réplicas/ tratamento (Inicial) 18 réplicas/tratamento (Final)	Core cilíndrico (área: 17,4 cm ² , 0– 5 cm)	Procedimento Peneiramento úmido	SUGUIO (1973)
Potencial Redox (Eh mV)	9 réplicas/ tratamento	Mensurado em campo, no topo (~2 cm)	Eletrodos de platina APHA (1989)	APHA (1989)
Compactação do sedimento (kg/cm²)	9 réplicas/ tratamento	Mensurado em campo, na superfície	Penetrômetro	MORAES et al. (2014)

Fonte: O Autor.

As amostras referentes à macrofauna foram coletadas com amostrador do tipo *corer* (área: 78,5 cm²) até uma profundidade de 10 cm, acondicionadas em sacos plásticos e fixadas em formol salino a 4%. Em laboratório as amostras foram coradas com Rosa Bengala, peneiradas

em malha de 0,3 mm e fixadas em formol a 4%. A triagem das amostras foi realizada com o auxílio de estereomicroscópio e os indivíduos coletados foram identificados ao menor nível taxonômico possível.

Ao final do experimento observou-se que os plásticos tinham sido soterrados por em aproximadamente 2 cm. Devido a isto, a coleta no Tempo Final foi diferente da metodologia proposta no Tempo Inicial para matéria orgânica, silte-argila e macrofauna. Para o Tempo Final foi incluído o fator Estrato, sendo “Superfície” para o que foi coletado acima do plástico (0-2 cm) e “Fundo” para o sedimento coletado abaixo do plástico (2-5 cm para matéria orgânica e silte-argila; 2-8 cm para a macrofauna). Este mesmo procedimento de coleta (com estratificação) foi realizado para as áreas Controle, de modo a permitir as comparações estatísticas. Para o Microfitobentos e grau de compactação do sedimento, as amostragens (Impacto e Controle) ocorreram apenas no estrato “Superfície” e o potencial redox (Eh) foi mensurado a aproximadamente 2 cm da superfície do sedimento nos dois tempos de coleta (Tempo Inicial e Final).

3.2.4 Análises estatísticas

Análises de Variância (ANOVA 1- ou 2-fatores) foram calculadas para testar diferenças entre os tratamentos (Controle e Impacto) e sua eventual interação com o fator tempo (Inicial e Final) em relação aos parâmetros biogeoquímicos e dados univariados da macrofauna (abundância, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e equitatividade de Pielou). Os dados foram previamente verificados quanto à homocedasticidade usando o teste de Levene. As ANOVAs foram calculadas utilizando o programa STATISTICA v.12.

Devido à mudança no procedimento amostral, a estrutura da comunidade dos tratamentos Controle e Impacto do Tempo Inicial juntamente com o Controle do Tempo Final (Superfície + Fundo / Final) foi analisada através da ANOVA 1-fator. A partir destas comparações foi possível inferir sobre a possível existência prévia de variações espaciais (Controle vs. Impacto / Tempo Inicial) e temporais (Tempo Inicial vs. Final / tratamento Controle). Não havendo diferenças espaciais no tempo Inicial, presumiu-se que não haveria no tempo final a não ser aquelas decorrentes do efeito do tratamento com saco plástico.

A estrutura da comunidade foi avaliada através das medidas multivariadas: Ordenação por Escalonamento Multidimensional (MDS) e PERMANOVA para testar a significância dos agrupamentos segundo métodos descritos por Clarke e Warwick (1994).

Em caso de significância, aplicamos o teste *a posteriori PAIR-WISE* para o termo interação aos pares de níveis (Superfície/Fundo) do fator tratamento (Controle/Impacto). A rotina PERMDISP foi calculada para avaliar a dispersão das amostras de macrofauna. As análises MDS, PERMANOVA e PERMDISP foram executadas através do programa PRIMER v.6+PERMANOVA.

Para os parâmetros ambientais medidos na superfície (0-2 cm) como compactação, microfitobentos e potencial-redox foram feitas análises de variância com dois fatores: tratamento (Controle-Impacto) e tempo (Inicial-Final). Para analisar o percentual de matéria orgânica e silte-argila, as análises foram feitas de duas formas. Foram analisados três tratamentos Controle-Inicial, Impacto-Inicial e Controle-Final (com estratos Superfície e Fundo) (Anova 1-fator); em caso de significância foi aplicado a análise *Post hoc* de Tukey.

Para todas as análises estatísticas foi adotado o nível de significância de 5%.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Parâmetros da água

No início do experimento, os dados hidrológicos mensurados em campo indicaram temperatura de 22°C, salinidade de 25 e teor de oxigênio dissolvido de 13 mg/l. A precipitação pluviométrica foi de aproximadamente 400 mm para o mês de Julho-2017, comum durante a estação chuvosa na região. Ao final do experimento, os dados hidrológicos mensurados em campo variaram muito pouco, com temperatura de 22,5°C, salinidade de 26 e teor de oxigênio dissolvido de 10,2 mg/l. A precipitação pluviométrica foi de aproximadamente 125 mm para o mês de Setembro-2017, representando o início da estação seca local. (Fonte: INPE).

3.3.2 Parâmetros do sedimento

No início do experimento (Tempo Inicial), o potencial médio de oxi-redução (Eh) do tratamento Controle foi de -12,38 mV (variação de -44,8 a 8,2 mV) enquanto que o tratamento Impacto foi de 5,87 mV (variação de -35,7 a 14,2 mV). Após 9 semanas (Tempo Final), os valores de Eh foram negativos em todos os tratamentos: média de -35,37 mV (variação de -47,8 a -10,6mV) no tratamento Controle e média de -38,86 mV (variação de -55,8 a -12,2mV) no tratamento Impacto.

No tempo Inicial, a concentração de clorofila-*a* presente no sedimento dos tratamentos Controle e Impacto foi similar, apresentando média de 17,70 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (8,87 – 39,09 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) e 17,42 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (5,32 – 34,41 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$), respectivamente. A quantidade de feopigmentos nos tratamentos também seguiu um padrão similar: média de 121,08 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (21,82 – 236,66 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) para o tratamento Controle e média de 114,65 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (28,95 – 328,21 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). Ao final do experimento, uma maior quantidade de clorofila-*a* foi observada no tratamento Impacto ($\bar{x}$ = 5,24 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; 3,19 – 8,16 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) em relação ao tratamento Controle ($\bar{x}$ = 3,82 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; 2,83 – 6,38 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). A quantidade de feopigmentos, por outro lado, se manteve similar entre os tratamentos (Controle: $\bar{x}$ = 34,59 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; 24,73 – 48,25 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ e Impacto: $\bar{x}$ = 31,10 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; 9,18 – 50,98 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$).

O Potencial de oxi-redução, Clorofila-*a* e feopigmentos apresentaram valores significativos apenas para fator tempo ($F_{1,33} = 23.14804$, $p < 0,05$; $F_{1,33} = 81.8447$, $p < 0,05$; $F_{1,33} = 22.835$, $p < 0,05$).

No início do experimento, a compactação média dos tratamentos Controle e Impacto foi de 1,33 e 1,02 kg/cm^2 , respectivamente, com pouca variabilidade entre as réplicas de cada tratamento. Este padrão foi observado igualmente ao final do experimento, com os tratamentos Controle e Impacto apresentando valores médios de 1,16 e 1,39 kg/cm^2 respectivamente.

No início do experimento, o sedimento apresentou média de 7,69% (5,92 – 9,16%) em teor de matéria orgânica nas áreas Controle e 8,08% (5,82 – 10,16%) nas parcelas denominadas Impacto. No fim do experimento, a média geral do conteúdo de matéria orgânica no tratamento Controle foi de 7,21%, onde o valor médio na superfície correspondeu a 6,90% enquanto no estrato fundo apresentou valor pouco maior, 7,53%. Já o tratamento Impacto apresentou valor médio geral de 8,53%, onde a superfície apresentou 6,80% de matéria orgânica enquanto abaixo do plástico apresentou maior teor, 10,27%.

No tempo Inicial, os tratamentos Controle e Impacto apresentaram 8,52 e 8,19 % de silte-argila, respectivamente, com pouca variabilidade entre as réplicas. No tempo Final, seguindo o mesmo padrão do teor de matéria orgânica, a quantidade de silte-argila foi maior no estrato no fundo comparado com a superfície dos tratamentos Controle (superfície 13,61%; fundo 14,15%) e tratamento Impacto (superfície 13,66%; fundo 17,13%). Os valores médios dos tratamentos somando os estratos foram de 13,88% para a parcela Controle e 15,39% para o tratamento Impacto.

O teor de matéria orgânica não foi significativamente diferente entre os tratamentos ($F=0.989$, $p>0,05$) enquanto o percentual de finos foi significativo entre os tratamentos ($F=12.377$, $p<0,05$), aplicando o teste Tukey foi possível observar diferenças significativas entre o Tratamento Controle-Final e os tratamentos Controle e Impacto Inicial, não havendo diferenças entre estes (Tabela 2).

Tabela 2 - Resultados do teste de Tukey para as diferenças entre os tratamentos ControleInicial, ImpactoInicial e ControleFinal. Diferenças significativas ($p<0,05$) em negrito.

Tukey HSD test; variable %Finos (Spreadsheet5) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .10051, df = 33.000				
	Tratamento	{1}	{2}	{3}
1	ControleInicial			
2	ImpactoInicial	0.998897		
3	ControleFinal	0.000972	0.000853	

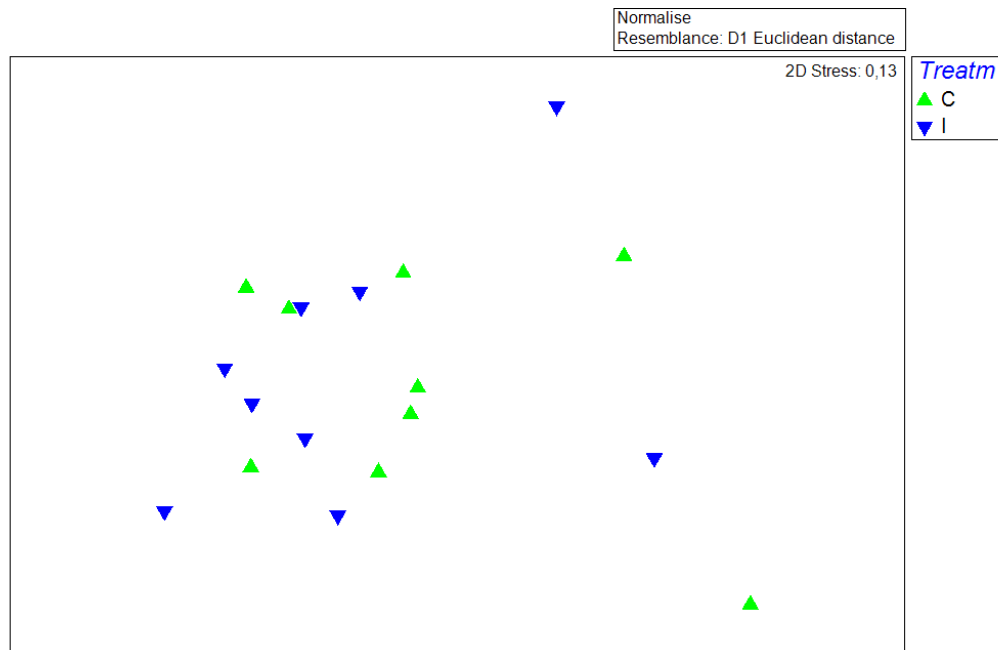
Fonte: O Autor.

Posteriormente, apenas com os dados do Tempo Final foi aplicada a ANOVA 2-fatores para os fatores tratamento e estrato. Dessa vez, somente o teor de matéria orgânica foi significativo para o fator estrato ($F_{1,33} = 5.113$, $p < 0,05$).

3.3.2.1 Análise multivariada

A ordenação MDS para os parâmetros de sedimento clorofila-*a*, feopigmentos, potencial redox, compactação, matéria orgânica e granulometria para as amostras de superfície dos tratamentos Controle e Impacto no tempo Final (Figura 3), não apresentou tendência de agrupamento entre os tratamentos, sendo corroborado pela PERMANOVA (Pseudo- $F = 0.86294$, $p > 0.05$).

Figura 3 - Ordenação MDS de todos os parâmetros ambientais de superfície dos tratamentos Controle (triângulo verde) e Impacto (triângulo invertido azul) no tempo Final.



Fonte: O Autor.

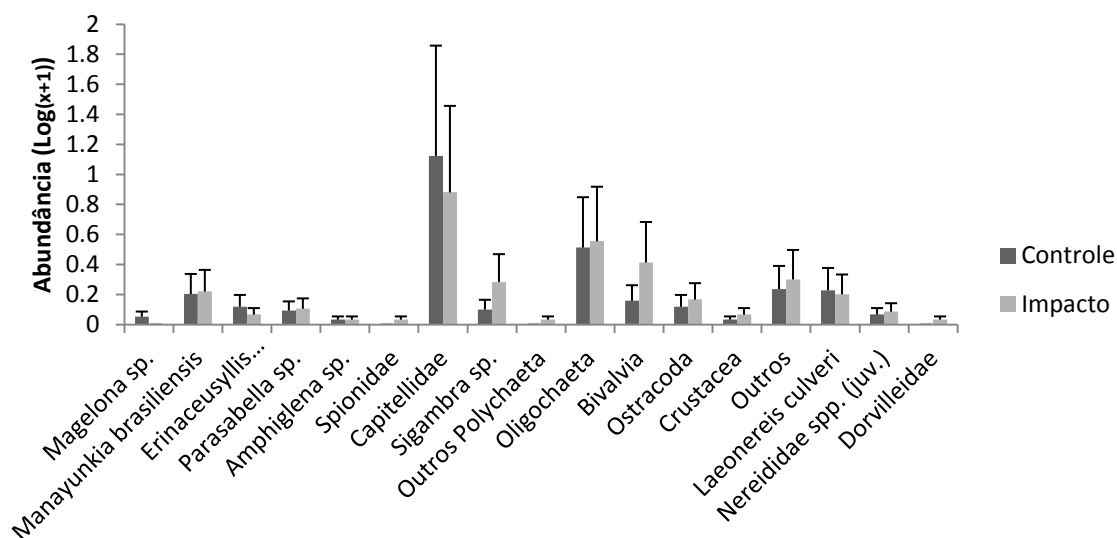
3.4 MACROFAUNA

3.4.1 Composição dos táxons

A macrofauna bentônica foi composta por um total de 7.653 indivíduos distribuídos em 27 táxons. Destes, 1.184 indivíduos foram coletados no início do experimento e 6.469 no fim do mesmo.

No tempo Inicial, do total de indivíduos encontrados, 462 foram coletados em áreas do tratamento Controle e 722 nas áreas do tratamento Impacto, em que posteriormente foram colocados os sacos plásticos (Figura 4). Em termos de abundância, os táxons mais representativos no tratamento Controle foram os poliquetas da família Capitellidae (46%), seguidos de oligoquetas (25%) e o poliqueta sabelídeo *Manayunkia brasiliensis* Banse, 1956 (15%). No tratamento Impacto, os mesmos táxons foram abundantes, porém com diferentes ordens de dominância: Oligoquetas representaram 45% do total de indivíduos neste tratamento, seguidos de poliquetas da família Capitellidae (26%) e o poliqueta sabelídeo *Manayunkia brasiliensis* (13%) (Figura 4).

Figura 4 - Composição dos táxons no tempo Inicial dos tratamentos.

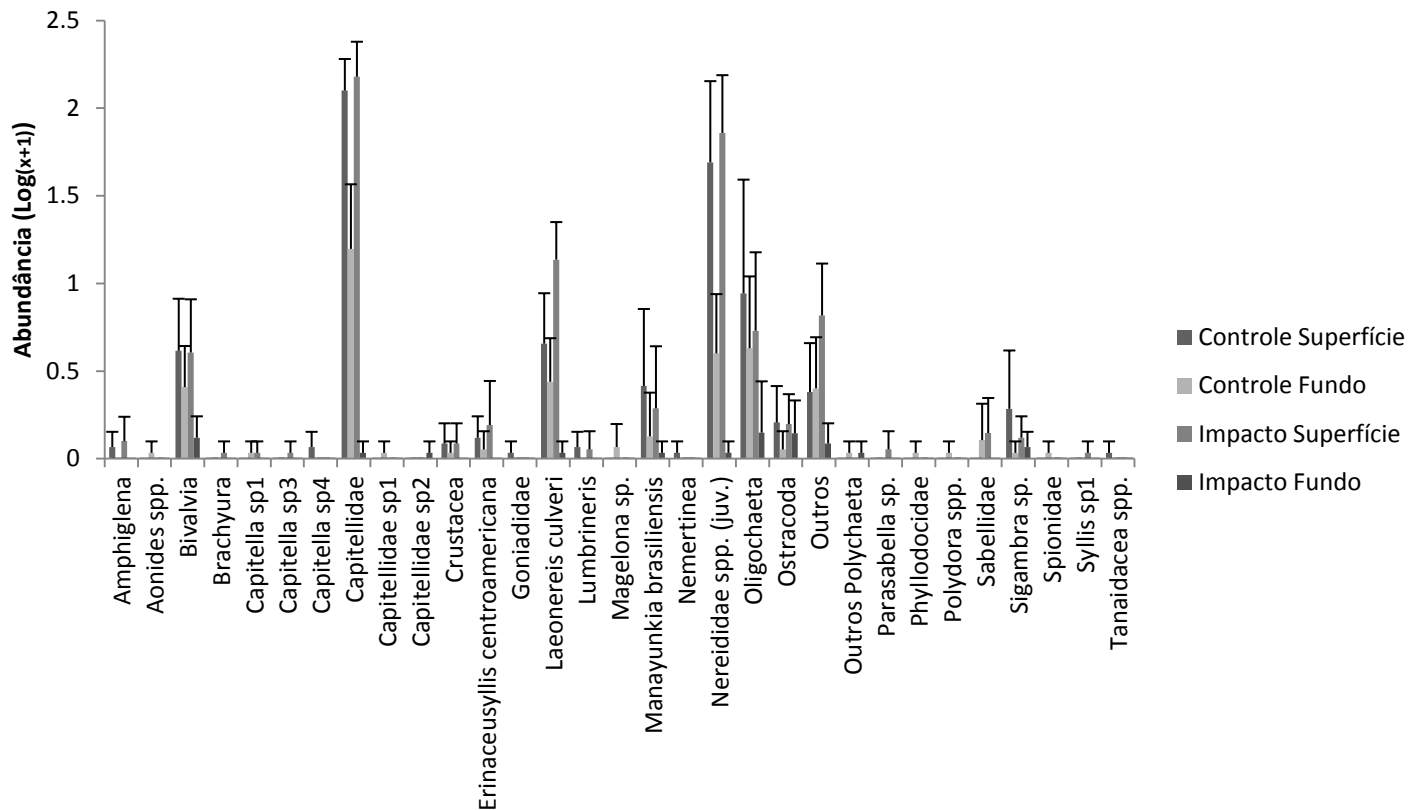


Fonte: O Autor.

Ao final do experimento, o tratamento Controle apresentou 3.320 indivíduos (Figura 5), com a maioria dos indivíduos encontrados no estrato Superfície (85%) (2.821 indivíduos). Neste estrato, observou-se a dominância de poliquetas da família Capitellidae (46%), juvenis de poliquetas da família Nereididae (30%) e oligoquetas (14%). No estrato Fundo (499 indivíduos), as poliquetas da família Capitellidae representaram 49% da fauna, seguidos por oligoquetas (17%) e juvenis de poliquetas da família Nereididae (12%).

Já no tratamento Impacto (3.149 indivíduos) (Figura 5), a fauna esteve presente em sua totalidade no estrato Superfície (3.106) (98,6%), sendo dominada por poliquetos das famílias Capitellidae (53%) e formas juvenis de Nereididae (31%). No estrato Fundo (43 indivíduos) deste tratamento, os táxons mais representativos foram oligoquetas (48%) e ostracódes (16%).

Figura 5 - Composição dos táxons do tratamento Controle e Impacto no tempo Final.



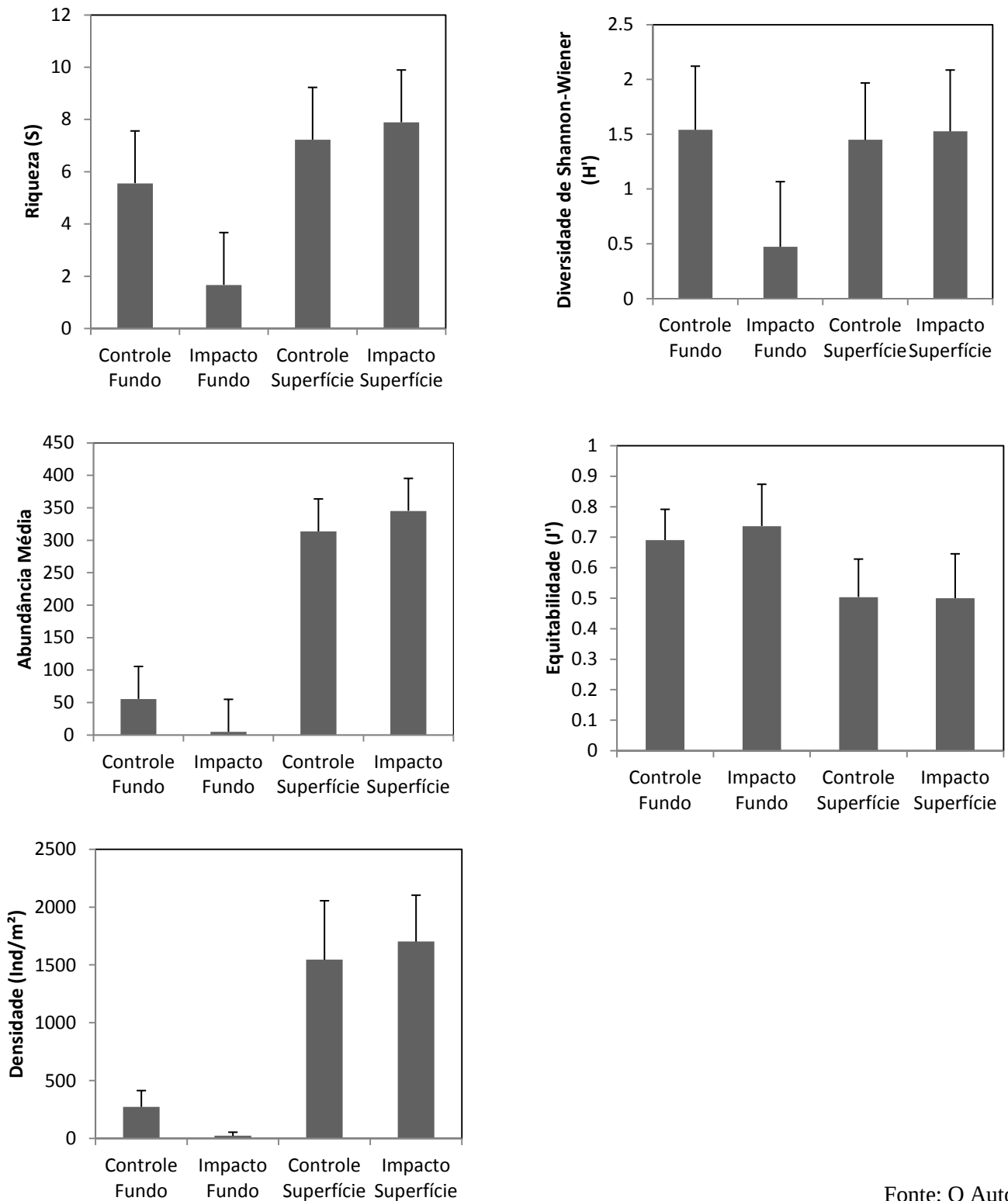
Fonte: O Autor.

3.4.2 Atributos univariados

No fim do experimento, a comunidade bentônica abaixo do plástico apresentou uma queda acentuada nos valores de riqueza, abundância, densidade e diversidade de Shannon-Wiener quando comparadas com a área controle (Figura 6).

Através dos dados de abundância, a rotina PERMDISP não detectou diferenças de dispersão entre os tratamentos Controle e Impacto na montagem do experimento ($F=0.26225$, $p>0,05$), sendo corroborado pela PERMANOVA (Pseudo- $F = 0.88577$, $p > 0,05$).

Figura 6 - Variação dos atributos univariados da comunidade bentônica nos tratamentos Controle e Impacto do tempo Final. (a) Abundância, (b) Riqueza, (c) Diversidade de Shannon-Wiener, (d) Equitabilidade e (e) Densidade.



Fonte: O Autor.

Dentre os índices avaliados, Riqueza (S) ($F=5.4401$, $p<0,05$), Abundância (em Log (x+1)) ($F=23.4938$, $p<0,05$), Diversidade de Shannon-Wiener (H') ($F=5.4660$, $p<0,05$) e Densidade em L (x+1) ($F=20.3249$, $p<0,05$) apresentaram interação entre os fatores Tratamento e Estrato (ANOVA 2-way). Apenas o índice de equitabilidade não foi significativo para a interação entre os fatores, mostrando-se significativo apenas para estrato ($F= 10,0516$, $p<0,05$) (Tabela 3).

Dentre os índices avaliados, Riqueza (S), Abundância (N, dados em Log (x+1)), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e apresentaram interação entre os fatores Tratamento e Estrato. Segundo o teste Tukey, diferenças significativas foram evidenciadas entre Controle Superfície e Controle Fundo (Abundância); Impacto Superfície e Impacto Fundo (índices S, N, H'); Controle Fundo e Impacto Fundo (índices S, N, H'). O índice de Equitabilidade (J') mostrou diferenças significativas apenas para estrato ($F= 10,0516$, $p<0,05$) (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultado da ANOVA 2-way para os índices de Riqueza (S), Abundância (N), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H'). Diferenças significativas ($p<0,05$) em negrito.

ATRIBUTO	EFEITO	GRAUS DE LIBERDADE	F	p
S	Tratamento	1	2,7217	0,108777
	Estrato	1	16,3139	0,000314
	Tratamento*Estrato	1	5,4401	0,026130
N	Tratamento	1	16,3595	0,000309
	Estrato	1	119,9658	0,000000
	Tratamento*Estrato	1	23,4938	0,000031
J'	Tratamento	1	0,1009	0,753254
	Estrato	1	10,0516	0,003876
	Tratamento*Estrato	1	0,1387	0,712642
H'	Tratamento	1	4,0793	0,051850
	Estrato	1	3,8579	0,058247
	Tratamento*Estrato	1	5,4660	0,025803

Fonte: O Autor.

O teste a posteriori de Tukey foi aplicado para as interações significativas que ocorreram entre os fatores de cada atributo. Para todas as variáveis (riqueza, diversidade, abundância e

densidade) o tratamento Impacto no estrato Fundo foi significativamente diferente do Controle Fundo. Para todas estas variáveis não houve diferença significativa entre Controle superfície e Impacto superfície (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultados do teste a posteriori de Tukey para os resultados para as interações significativas que ocorreram entre os fatores de cada atributo. Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito.

Tukey HSD test; variable S (Spreadsheet1) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 8.5833, df = 32.000 . Riqueza (S)

	Tratamento	Estrato	{1}	{2}	{3}
1	Controle	Fundo			
2	Controle	Superfície	0,627218		
3	Impacto	Fundo	0,039317	0,001893	
4	Impacto	Superfície	0,345792	0,962447	0,000598

Tukey HSD test; variable ln N+1 (Spreadsheet1) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .86493, df = 32.000 Abundância (N)

	Tratamento	Estrato	{1}	{2}	{3}
1	Controle	Fundo			
2	Controle	Superfície	0,000912		
3	Impacto	Fundo	0,000166	0,000165	
4	Impacto	Superfície	0,000302	0,941112	0,000165

Tukey HSD test; variable H' (Spreadsheet1) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = .53939, df = 32.000. Diversidade de Shannon-Wiener (H')

1	Controle	Fundo			
2	Controle	Superfície	0,993473		
3	Impacto	Fundo	0,020947	0,039206	
4	Impacto	Superfície	0,999980	0,995970	0,023036

Tukey HSD test; variable Densidade (Spreadsheet1) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 3.6945, df = 32.000. Densidade (d)

	Tratamento	Estrato	{1}	{2}	{3}
1	Controle	Fundo			
2	Controle	Superfície	0.165891		
3	Impacto	Fundo	0.000168	0.000165	
4	Impacto	Superfície	0.096271	0.992467	0.000165

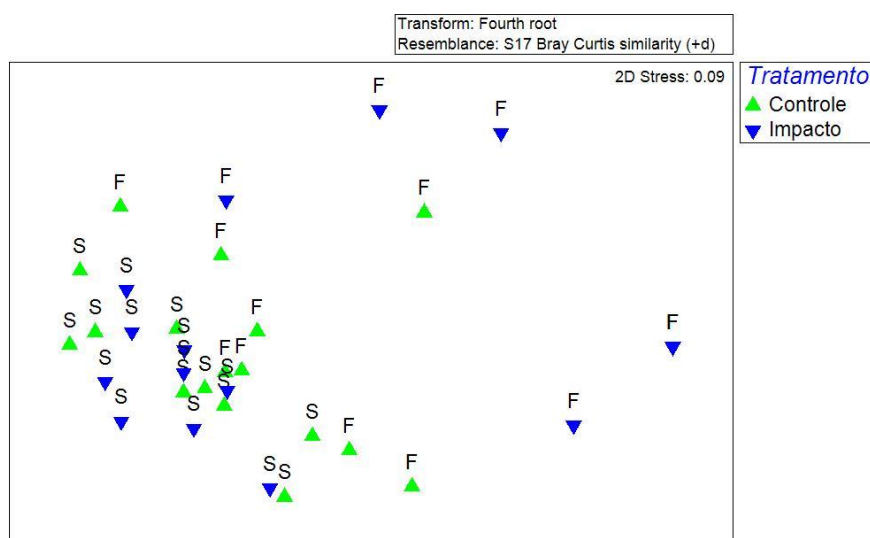
Fonte: O Autor.

3.4.3 Análises multivariadas

Na ordenação MDS (Figura 7) é possível verificar um agrupamento dos tratamentos Controle e Impacto em relação ao estrato Superfície, diferentemente dos tratamentos para o estrato Fundo. A PERMANOVA indicou diferenças significativas entre os tratamentos (Pseudo-F=5.8711, $p<0,05$), estratos (Pseudo-F=17.048, $p<0,05$) e interação dos fatores (Pseudo-F=7.00, $p<0,05$).

Os resultados do teste *a posteriori* indicaram que a superfície dos tratamentos Controle e Impacto não foram diferentes ($P(\text{perm})= 0.7811$, $p>0,05$), no entanto para o nível Fundo, os resultados entre os tratamentos foram significativamente diferentes ($P(\text{perm})= 0.0003$, $p<0,05$).

Figura 7 - Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para os tratamentos Controle e Impacto com estrato (S-superfície e F-Fundo) no tempo Final.



Fonte: O Autor.

3.5 DISCUSSÃO

No presente estudo foi observado que a comunidade macrobentônica estuarina foi afetada pela cobertura experimental do sedimento por sacolas plásticas. Tais resultados estão de acordo com os encontrados por Green et al. (2015), que também de forma experimental, mostraram que a presença de sacola plástica reduziu significativamente a abundância de

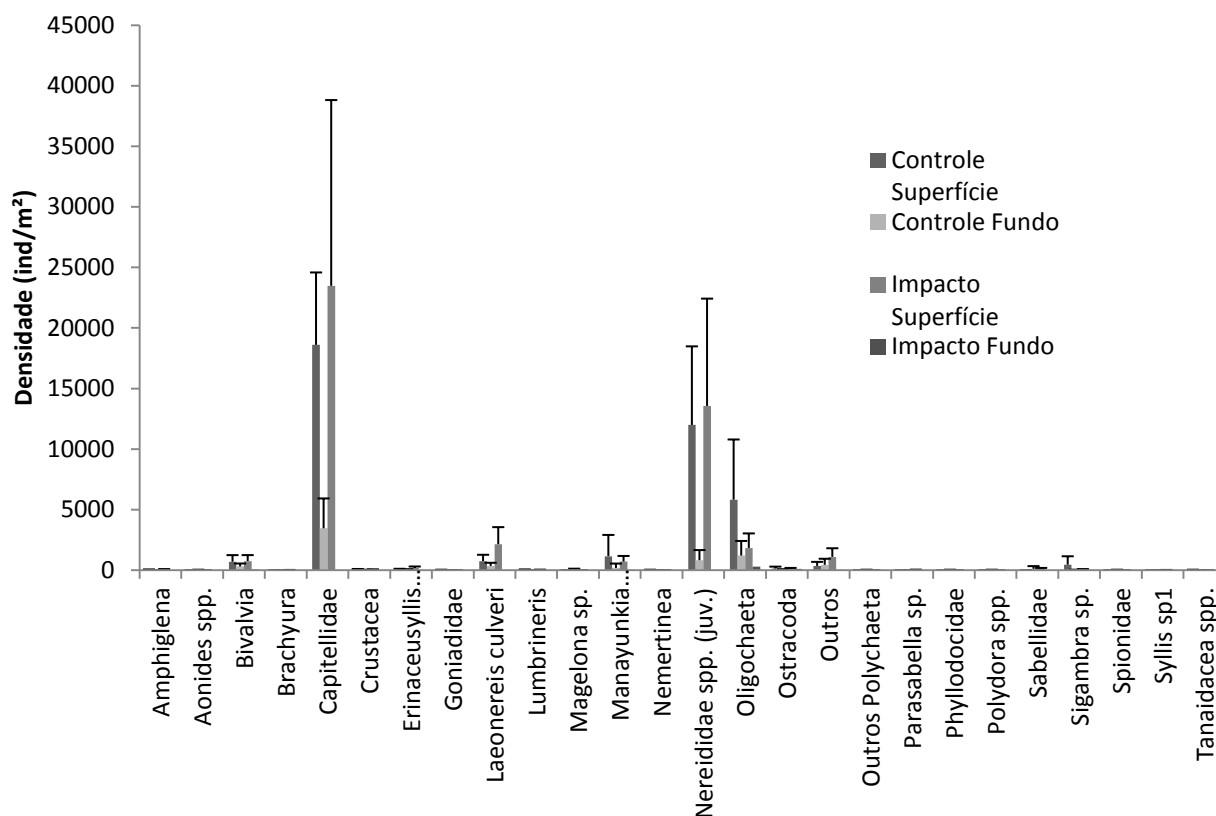
invertebrados infaunais. Contudo, diferindo do observado no presente experimento, os resultados de riqueza de espécies (S) e a diversidade de Shannon-Wiener (H') encontrado por esses autores não foram significativamente diferente entre tratamentos com e sem plástico.

A presença de detritos plásticos no sedimento pode acarretar a inibição das trocas gasosas entre interface água-sedimento, resultando em hipóxia ou anóxia (GOLDBERG, 1997; UNEP, 2009). No entanto, os parâmetros biogeoquímicos do sedimento não sofreram alterações significativas em suas características quando comparados os tratamentos Controle e Impacto. Green et al. (2015) observaram que a presença das sacolas plásticas criou condições anóxicas no sedimento; outros estudos reforçam a redução da abundância infauna em situação de hipóxia/anóxia (LEVIN et al., 2009; BOTTER-CARVALHO et al., 2011, GARCÍA-ROBLEDO & CORZO, 2011; VALENÇA et al., 2016). No estuário do rio Maracaípe, a ausência de efeito das sacolas plásticas sobre as condições de oxigênio do sedimento pode ser parcialmente explicada pelo procedimento metodológico adotado: o potencial-redox não foi mensurado abaixo das sacolas plásticas (apenas estrato Superfície). Dessa forma, é possível que o sedimento presente abaixo possa ter apresentado uma redução na disponibilidade de oxigênio, afetando a estrutura da comunidade macrobentônica do tratamento Impacto.

A composição taxonômica da infauna da no tratamento Impacto sob o plástico foi dominada principalmente por anelídeos oligoquetas. Os anelídeos oligoquetas são considerados tolerantes a baixas concentrações de oxigênio e são encontrados normalmente em camadas mais profundas do sedimento (COGNETTI & MALTAGLIATI, 2000; CLARK, 2001).

Ao se analisar os dados quanto a estratificação vertical do sedimento, as maiores abundâncias estiveram concentradas na superfície, com destaque para poliquetas juvenis da família Nereididae e Capitellidae (Figura 8), comuns em estuários tropicais, como relatado por Botter-Carvalho et al. (2011) e Valença et al. (2016).

Figura 8 - Densidade média da macrofauna dos tratamentos Controle e Impacto no tempo Final.



Fonte: O Autor.

Devido ao ocasional soterramento dos sacos plásticos durante o experimento, o sedimento recém-chegado pode ter criado condições favoráveis para a colonização sobre os sacos plásticos. Vários são os trabalhos que apontam maior abundância de indivíduos na camada superficial do sedimento, seja em condições naturais ou impactadas. Em estuários tropicais, Valença e Santos (2013) observaram que a camada superior do sedimento (0-10 cm) concentrava quase que toda a fauna amostrada no estudo (94% da abundância).

Em dados mais refinados quanto a estratificação, Rodrigues e colaboradores (2007) observaram, para um estuário em Portugal, que 87% da abundância total dos indivíduos coletados estiveram presente nos primeiros 5 cm do sedimento. Em áreas defaunadas e em seguida eutrofizadas experimentalmente, em um estuário tropical, Botter-Carvalho et al. (2011) observaram que as espécies bentônicas apresentaram nítida distribuição vertical. Valença et al. (2016) também observaram que em situações Controle para um experimento de cobertura de tapetes de macroalgas naturais, que a densidade da macrofauna diminuiu

com a profundidade de amostragem, estando a maior abundância dos táxons concentrados no estrato superior (0-2 cm).

Com os dados de dominância da fauna resistente à hipóxia (mesmo com baixa abundância) embaixo do plástico somada aos dados de distribuição vertical da comunidade bentônica com preferência aos primeiros centímetros do sedimento, um efeito mais dramático da associação do plástico ao substrato provavelmente devido ao processo de deposição sedimentar que soterrou os plásticos e criou condições adequadas para colonização da fauna sobre o mesmo.

O impacto no fundo (mesmo o fundo geralmente sendo ocupado por grupos já naturalmente resistentes a condições de hipóxia) com redução de cerca de 90% da densidade/abundância e alterações na riqueza e diversidade, certamente é um indicativo do que poderia suceder na superfície caso a deposição de sedimento não tivesse ocorrido.

3.6 CONCLUSÃO

Através da montagem experimental foi possível concluir que a cobertura do plástico em sedimento afeta significativamente a comunidade bentônica sob o mesmo. Ainda assim, os dados aqui apresentados sustentam a importância da camada superior do sedimento para estimar os reais efeitos deletérios do plástico sobre a estrutura da comunidade.

Contudo para o estudo, utilizamos uma escala pontual em uma área não impactada por lixo. O forte impacto na infauna bentônica sob o plástico permite sugerir que se esses efeitos forem extrapolados para uma área com grandes quantidades de sacolas plásticas e/ou lixo em geral, proporcionando a cobertura do sedimento, certamente haverá um efeito muito mais dramático sobre os parâmetros biogeoquímicos e sobre a comunidade bentônica.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, G. T. C.; PASSAVANTE, J. Z. O.; MUNIZ, K. Biomassa Fitoplanctônica do estuário do rio Maracaípe (Ipojuca, Pernambuco). **Ecologia Aquática Tropical**, v. 1, p. 121-142, 2004.
- BARNES, D. K.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BOTTER-CARVALHO, M. L.; CARVALHO, P. V. V. C.; SANTOS, P. J. P. Recovery of macrobenthos in defaunated tropical estuarine sediments. **Marine pollution bulletin**, n. 62, v. 8, p. 1867-1876, 2011.
- BROWNE, M. A.; UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; WILLIAMS, R.; THOMPSON, R. C.; VAN FRANEKER, J. A. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 282, n. 1807, p. 2014-2929, 2015.
- Clark, R. **Marine Pollution**. 5ed. Oxford. p. 236, 2001.
- CLARKE, K. R.; R. M. WARWICK. An approach to statistical analysis and interpretation. **Change in Marine Communities 2**, 1994.
- COGNETTI, G.; MALTAGLIATI, F. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 1, p. 7-14, 2000.
- COLIJN, F.; DIJKEMA, K. S. Species composition of benthic Diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. **Marine Ecology Progress Series**4, p. 9-21, 1981.
- CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Sul de Pernambuco**, p. 87, 2003.
- DAY, R. H., WEHLE, D. H. S.; COLEMAN, F. C. Ingestion of plastic pollutants by marine birds. In R. S. Shomura; H. O. Yoshida (Eds.), **Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris**. (v. 2, p. 34) p. 344-386). Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS, 1985.
- GALLOWAY, T. Micro-and nano-plastics and human health. **Marine anthropogenic litter**. Springer, Cham, p. 343-366, 2015.

- GARCIA-ROBLEDO, E.; CORZO, A. Effects of macroalgal blooms on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in photoautotrophic sediments: an experimental mesocosm. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 7, p. 1550-1556, 2011
- GILARDI, K. V. K.; CARLSON-BREMER, D.; JUNE, J. A.; ANTONELIS, K.; BROADHURST, G.; COWAN, T. Marine species mortality in derelict fishing nets in Puget Sound, WA and the cost/benefits of derelict net removal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 376-382, 2010.
- GOLDBERG, E. D. Plasticizing the seafloor: an overview. **Environmental Technology**, v. 18, n. 2, p. 195-202, 1997.
- GRAY, J. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. **Biodiversity & Conservation**, v. 6, n. 1, p. 153-175, 1997.
- GREEN, D. S.; BOOTS, B.; BLOCKLEY, D. J.; ROCHA, C.; THOMPSON, R. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. 5380-5389, 2015.
- GREGORY, M. R.; ANDRADY, A. L. Plastics in the marine environment. **Plastics and the Environment**, v. 379, p. 389-90, 2003.
- LAIST, D. W. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. **Marine debris, sources, impacts, and solutions** (eds J. M. Coe; D. B. Rogers) Springer-Verlag, p. 99-139, 1997.
- LAW, K. L. Plastics in the Marine Environment. **Annual review of marine science**, v. 9, p. 205-229, 2017.
- LEVIN, L. A.; EKAU, W.; GOODAY, A. J.; JORISSEN, F.; MIDDELBURG, J. J.; NAQVI, S. W. A.; NEIRA, C.; RABALAIS, N. N.; ZHANG, J. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. **Biogeosciences**, v. 6, n. 10, p. 2063-2098, 2009. DOI: 10.5194/bg-6-2063-2009.
- LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter. <<http://litterbase.awi.de/>>. Acesso em: 1º de Fevereiro de 2018.
- LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the Total Environment**, v. 566, p. 333-349, 2016.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.

- MORAES, M. T. D.; SILVA, V. R. D.; ZWIRTES, A. L.; CARLESSO, R. Use of penetrometers in agriculture: a review. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 179-193, 2014.
- OHLENDORF, H. M.; RISEBROUGH, R. W.; VERMEER, K. **Exposure of marine birds to environmental pollutants**. U.S. Fish and Wildlife Service Research Report 9, 1978.
- PAGE, B.; MCKENZIE, J.; MCINTOSH, R.; BAYLIS, A.; MORRISSEY, A.; CALVERT, N.; et al. Entanglement of Australian Sea Lions and New Zealand Fur Seals in lost fishing gear and other marine debris before and after government and industry attempts to reduce the problem. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 33-42, 2004.
- RODRIGUES A. M., MEIRELES S., PEREIRA T.; QUINTINO V. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. **Hydrobiologia**, v. 587, n. 1, p. 37-50, 2007.
- SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. Edgard Blücher, São Paulo, p. 318, 1973.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 17th ed. **American Public Health Association**, Washington, DC, p. 1550, 1989.
- STEWART-OATEN, A.; MURDOCH, W. W.; PARKER, K. R. Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time?. **Ecology**, v. 67, n. 4, p. 929-940, 1986.
- United Nations Environment Programme, 2009. **Marine litter: A global challenge**. Nairobi: UNEP. p. 232.
- UNEPUTTY, P.; EVANS, S. M. The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (eastern Indonesia). **Marine Environmental Research**, v. 44, n. 3, p. 233-242, 1997.
- VALENÇA, A. P. M. C.; SANTOS, P. J. P. Macrobenthic community structure in tropical estuaries: the effect of sieve mesh-size and sampling depth on estimated abundance, biomass and composition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 6, p. 1441-1456, 2013.
- VALENÇA, A. P., CLEMENTE, C. C., NEVES, J. R., SILVA, J. F., BEZERRA, R. S., BOTTER-CARVALHO, M. L.; SANTOS, P. J. Effects of algal mats on a tropical estuarine benthic system: sediment biogeochemistry and macrofauna. **Hydrobiologia**, v. 775, n. 1, p. 197-211, 2016.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**, second ed. Springer-Verlag, p. 338, 1990.
- WOODALL, L. C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; THOMPSON, R. C. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society open science**, v. 1, n. 4, p. 140317, 2014.

4 CONCLUSÃO FINAL

As sacolas plásticas exerceram efeitos significativos entre os tratamentos, embora inesperados, alterando as complexas interações ecológicas na Bacia do Pina. Sugerimos que a migração de microalgas para a superfície do sedimento, devido às limitações de luz impostas pela cobertura da sacola plástica, atraiu alimentadores de depósito induzindo o aumento da densidade de várias espécies sob tais sacolas. No entanto, houve diminuição na densidade de *Streblospio sp.*, espécie dominante, que pode ter sido prejudicada pela cobertura plástica, pois tal espécie apresenta estratégia de alimentação de suspensão. Além disso, as sacolas plásticas também podem ter protegido algumas espécies de serem predadas por aves marinhas.

Concluimos através de manipulação experimental, no estuário do Rio Maracaípe, que a estrutura da comunidade bentônica foi significativamente afetada com a cobertura do plástico. Ou seja, houve diminuição significativa da fauna abaixo do plástico quando comparada com a área controle. Os índices de riqueza, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e densidade apresentaram diferenças significativa entre áreas controle e impacto no estrato fundo. No entanto, e provavelmente devido ao soterramento dos plásticos, não encontramos um efeito mais dramático da associação desses detritos ao substrato no estrato de superfície, onde a deposição sedimentar criou condições favoráveis à colonização acima do mesmo.

A poluição por plásticos nos oceanos de todo o mundo, até mesmos nos mares e oceanos mais remotos, vêm preocupando os cientistas. Sabendo dos efeitos deletérios desses plásticos nos níveis de população e em menor frequência em níveis mais altos como comunidade, é de suma importância que pesquisas na área sejam incentivadas e técnicas de mitigação sejam adotadas para que se reduza o uso indiscriminado de materiais plásticos.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Municipal services on tourist beaches: Costs and benefits of solid waste collection. **Journal of Coastal Research**, p. 1070-1075, 2006.
- BARNES, D. K.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B. Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BERGAMI, E.; BOCCI, E.; VANNUCCINI, M. L.; MONOPOLI, M.; SALVATI, A.; DAWSON, K. A.; CORSI, I. Nano-sized polystyrene affects feeding, behavior and physiology of brine shrimp *Artemia franciscana* larvae. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 123, p. 18-25, 2016.
- BROWNE, M. A.; UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; WILLIAMS, R.; THOMPSON, R. C.; VAN FRANEKER, J. A. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 282, n. 1807, p. 2014-2929, 2015.
- CORDEIRO, C.; COSTA, T. M. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the Sao Vicente Estuary, SP, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.60, n.10, p.1762-1767, 2010.
- GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. (1-2), p. 170-179, 2015.
- GILARDI, K. V. K.; CARLSON-BREMER, D.; JUNE, J. A.; ANTONELIS, K.; BROADHURST, G.; COWAN, T. Marine species mortality in derelict fishing nets in Puget Sound, WA and the cost/benefits of derelict net removal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, 376-382, 2010.
- GOLDBERG, E. D. Plasticizing the seafloor: an overview. **Environmental Technology**, v. 18, n. 2, p. 195-202, 1997.
- GOLDBERG, E. D. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. **Marine Pollution Bulletin**, v. 31, n. (4-12), p. 152-158, 1995.
- GREEN, D. S.; BOOTS, B.; BLOCKLEY, D. J.; ROCHA, C.; THOMPSON, R. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. (5380-5389), 2015.
- GREGORY, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings - entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, v. 364, n. 1526, p. 2013-2025, 2009.
- GUSMÃO, F.; DI DOMENICO, M.; AMARAL, A. C. Z.; MARTÍNEZ, A.; GONZALEZ, B. C.; WORSAAE, K.; DA CUNHA LANA, P. In situ ingestion of microfibres by meiofauna from sandy beaches. **Environmental pollution**, v. 216, 584-590, 2016.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. **Marine Biology**, v. 40, p. 81-251, 2001.

KLEIN, Y. L., OSLEEB, J. P., VIOLA, M. R. Tourism-generated earnings in the Coastal Zone: a regional analysis. **Journal of Coastal Research**, v. 20, n. 4, p.1080-1088, 2004.

LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter. <<http://litterbase.awi.de/>>. Acesso em: 1º de Fevereiro de 2018.

LIPPIATT, S.; OPFER, S.; ARTHUR, C. Marine debris monitoring and assessment: Recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. **NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46**, 2013.

MALLORY, M. L.; ROBERSTON, G. J.; MOENTING, A. Marine plastic debris in northern fulmars from Davis Strait, Nunavut, Canada. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 7, p. 813-815, 2006.

National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. Report on Marine Debris Impacts on Coastal and Benthic Habitats. Silver Spring, MD: **National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program**, 2016.

RYAN, P. G. Seabirds indicate decreases in plastic pellet litter in the Atlantic and southwestern Indian Ocean. **Marine Pollution Bulletin**. V. 56, p. 1406-1409, 2008.

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, v. 364, p.19990-2012, 2009.

ROBARDS, M. D.; GOULD, P. J.; PIATT, J. F. The highest global concentrations and increased abundance of oceanic plastic debris in the North Pacific: evidence from seabirds. **Marine debris: sources, impacts, and solutions**. p. 99-140, 1997.

United Nations Environment Programme (UNEP). **Marine litter: A global challenge**. p. 232, 2009.

United Nations Environment Programme (UNEP). **Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**, 2014.

WOODALL, L. C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V; THOMPSON, R. C. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society open science**, v. 1, n. 4, p.140317, 2014.