

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE- FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA-PPGOB

IMPACTO DE VEÍCULOS SOBRE A MACROFAUNA
BENTÔNICA EM UMA PRAIA ARENOSA SUBTROPICAL

FABIO CAVALCA BOM

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Oceanografia Biológica da
Universidade Federal do Rio Grande- FURG,
como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE

Orientador: Leonir André Colling

RIO GRANDE
MARÇO 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE- FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA-PPGOB

IMPACTO DE VEÍCULOS SOBRE A MACROFAUNA
BENTÔNICA EM UMA PRAIA ARENOSA SUBTROPICAL

FABIO CAVALCA BOM

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Oceanografia Biológica da
Universidade Federal do Rio Grande- FURG,
como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE

Orientador: Leonir André Colling

RIO GRANDE
MARÇO 2018

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à minha família, que esteve ao meu lado em todas as decisões de minha vida, desde a escolha de fazer graduação em um lugar tão distante de casa até a escolha pelo mestrado, dando amor e conselhos em todos os momentos da minha vida!

Também é necessário agradecer aos professores que me deram aula durante o mestrado, cada aula com certeza teve grande importância para o aprendizado adquirido durante esses dois anos.

Agradeço também ao meu orientador André Colling, pelas infindáveis sugestões, ensinamentos e companheirismo demonstrados desde o 1º dia que entrei no laboratório. Seu auxílio nesses dois anos, somados aos seis da graduação, com certeza me fizeram crescer profissionalmente e também como pessoa. Muito obrigado!

Aos membros da banca, Dr. Carlos Alberto Borzone, Dr. Milton Asmus e Dr. Leandro Bugoni, muito obrigado pelas sugestões e críticas relacionadas à dissertação, que com certeza a deixaram melhor e mais completa.

Não posso deixar de agradecer também a todos os membros do Lab. Bentos e demais colegas que me ajudaram e muito nas coletas. Sem vocês a dissertação não seria possível!

Por fim, tenho muito a agradecer a todos os amigos feitos ao longo destes oito anos de Cassinão. Esses anos incríveis foram por conta da presença de vocês, obrigado!

ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
OBJETIVOS	6
<i>Objetivo Geral</i>	6
<i>Objetivos específicos – Capítulo 1</i>	6
<i>Objetivos específicos – Capítulo 2</i>	6
MATERIAL E MÉTODOS.....	7
<i>Área de Estudo</i>	7
<i>Amostragem Biológica</i>	7
<i>Parâmetros Abióticos</i>	8
PRINCIPAIS RESULTADOS.....	8
CONCLUSÕES.....	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
CAPÍTULO 1 - Impacto de veículos sobre a comunidade macrobentônica na Praia do Cassino, região sul do Brasil	16
INTRODUÇÃO.....	18
MATERIAL E MÉTODOS.....	20
<i>Área de Estudo</i>	20
<i>Amostragem Biológica</i>	20
<i>Parâmetros Abióticos</i>	21
<i>Análise de Dados</i>	21
RESULTADOS.....	23
<i>Características do substrato</i>	23
<i>Contagem de veículos</i>	24
<i>Densidade, diversidade e número de espécies da comunidade</i>	25
<i>Alterações na estrutura da comunidade</i>	27
<i>Relação entre os dados abióticos e biológicos</i>	28
DISCUSSÃO	28
<i>Tamanho de grão e Impactos físicos de veículos sobre o sedimento</i>	28
<i>Impacto de veículos sobre a macrofauna</i>	29

<i>Auxílio em gestões de manejo</i>	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
FIGURAS.....	39
TABELAS.....	46
CAPÍTULO 2 - Os bivalves <i>Donax hanleyanus</i> e <i>Amarilladesma mactroides</i> como bioindicadores do impacto de veículos em uma praia arenosa subtropical	50
RESUMO	51
INTRODUÇÃO	52
MATERIAL E MÉTODOS.....	54
<i>Área de Estudo</i>	54
<i>Amostragem Biológica</i>	54
<i>Parâmetros Abióticos</i>	55
<i>Análise de Dados</i>	55
RESULTADOS.....	56
<i>Características do substrato</i>	56
<i>Contagem de veículos</i>	57
<i>Dados biológicos</i>	58
<i>Classes de Tamanho</i>	59
<i>Relação entre os dados abióticos e biológicos</i>	60
DISCUSSÃO	60
CONCLUSÕES.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
FIGURAS.....	70
TABELAS.....	75

RESUMO

Praias arenosas são amplamente utilizadas pelas populações humanas, podendo proporcionar elevados impactos nestes ecossistemas, principalmente através do desenvolvimento crescente nas áreas costeiras e sua utilização para recreação e usos econômicos. Porém, apenas recentemente estudos objetivaram identificar e mensurar os impactos ecológicos em praias, associando-os às atividades humanas, especialmente relacionando o trânsito de veículos com as assembleias bentônicas. A Praia do Cassino, localizada no litoral sul do Rio Grande do Sul, possui cerca de 20 km de intenso tráfego de veículos, principalmente durante o verão, onde milhares de carros circulam diariamente. Deste modo, o presente estudo objetiva identificar possíveis relações entre a estrutura da macrofauna bentônica e o intenso uso de veículos na faixa de praia, investigando tanto a componente espacial quanto a abrangência temporal desta fonte de impacto. Foram realizadas coletas do macrozoobentos em três períodos do ano (Pré-Verão, Verão e Pós-Verão) e em setores com níveis de tráfego de veículos distintos (Impacto Alto, Impacto Moderado e Controle), avaliando-se também alterações físicas do substrato ocasionadas por este tipo de impacto. Os resultados encontrados mostram que o tráfego de veículos é significativamente diferente entre os setores e entre os períodos amostrais, alterando fisicamente o substrato e ocasionando maior compactação do sedimento, observado através dos dados de penetrabilidade e percolação, sobretudo no setor Impacto Alto. Essas alterações acarretam em menores densidades, diversidade e número de espécies da macrofauna bentônica neste setor, comparado aos demais. Além disso, os bivalves *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides* foram utilizados como bioindicadores deste tipo de impacto, com resultados evidenciando que de fato estas espécies são influenciadas pelos veículos, com baixas densidades e baixo número de organismos juvenis e adultos no setor em que o tráfego é mais intenso. Conclui-se deste modo que os resultados encontrados podem servir como novos subsídios ecológicos que auxiliarão a normatização e regulamentação do uso da faixa de praias, tema abordado de forma recorrente por órgãos governamentais.

Palavras-chave: Alterações Físicas, Manejo Costeiro, Conservação, Impacto Antrópico, Bioindicadores.

ABSTRACT

Sandy beaches are widely used by human populations, and can provide high impacts on these ecosystems, mainly through increasing development in coastal areas and their use for recreation and economic uses. However, only recently studies aimed to identify and measure ecological impacts on beaches, associating them with human activities, especially relating vehicle traffic to benthic assemblies. Praia do Cassino, located on the southern coast of Rio Grande do Sul, has about 20 km of intense vehicular traffic, mainly during the summer, where thousands of cars circulate daily. Thus, the present study aims to identify possible relationships between the structure of the benthic macrofauna and the intense use of vehicles in the beach, investigating both the spatial component and the temporal range of this source of impact. Macrozoobenthos were collected in three periods of the year (Pre-Summer, Summer and Post-Summer) and in sectors with different vehicular traffic levels (High Impact, Moderate Impact and Control), and physical alterations of the substrate were also evaluated by this type of impact. The results show that vehicle traffic is significantly different between sectors and between sample periods, physically altering the substrate and causing higher sediment compaction, observed through the penetration and percolation data, especially in the High Impact sector. These changes lead to lower densities, diversity and number of species of macrofauna in this sector, compared to the others. In addition, the bivalves *Donax hanleyanus* and *Amarilladesma mactroides* were used as bioindicators of this type of impact, with results evidencing that in fact these species are influenced by the vehicles, with low densities and low number of juvenile and adult organisms in the sector in which the traffic is more intense. It is concluded that the results found may serve as new ecological subsidies that will help regulate and regulate the use of the beach strip, a theme that is recurrently addressed by government agencies.

Keywords: Physical Changes, Coastal Management, Conservation, Anthropogenic Impact, Bioindicators.

INTRODUÇÃO GERAL

A degradação de habitats naturais ocasionada pelas populações humanas se expandiu rapidamente nas últimas décadas, gerando grandes impactos aos ecossistemas costeiros (Defeo et al. 2009; McLachlan & Brown 2006). Amplificados pelo aumento populacional em regiões costeiras (Roberts & Hawkins 1999), muitos destes impactos influenciam de maneira direta os ecossistemas litorâneos, os quais são dominados por praias arenosas ao longo do globo (McLachlan & Brown 2006).

Poluição, mineração, modificações estruturais e o desenvolvimento do turismo, entre outras atividades humanas, afetam as condições morfológicas e químicas de praias arenosas (Brown & McLachlan 2002) e podem ocasionar também impactos ecológicos na biota residente destes ambientes (e.g. Barros 2001; Hardiman & Burgin 2010; Marshall et al. 2014), sendo particularmente problemáticas para as comunidades controladas primeiramente pelos fatores físicos do meio em que habitam (Brown & McLachlan 2002).

Porém, a gestão das praias arenosas tem se concentrado quase que exclusivamente na restauração das feições geomorfológicas e no uso recreativo, ignorando quase que totalmente a ecologia e os valores ambientais mais amplos (James 2000). Assim, apenas nas últimas décadas houve um acréscimo de estudos relacionando os impactos antrópicos com as comunidades de praias arenosas.

Atualmente, os trabalhos que avaliam as assembleias do zoobentos estão principalmente relacionados a derramamentos de óleo (e.g. Seo et al. 2014; Berjamaro & Michel 2016), pisoteio humano (e.g. Ugolini et al. 2008; Machado et al. 2017), limpezas de praia (e.g. Dugan et al. 2003; Gheskiere et al. 2005) e alterações morfológicas/estruturais (e.g. Schlacher et al. 2012; Bessa et al. 2013).

Além dessas, outra atividade antrópica abordada de forma crescente nos últimos anos é o impacto ocasionado pela utilização de veículos nas praias arenosas. Estes trabalhos relacionam o impacto físico do trânsito a diversos elementos da biota destes ambientes, tais como composição e abundância das aves (e.g. Watson et al. 1996; Williams et al. 2004; Schlacher et al. 2013), da

vegetação de dunas (e.g. Groom et al. 2007; Schlacher & Thompson 2009; Houser et al. 2013), de insetos (e.g. van Dam & van Dam 2008), de tartarugas marinhas (e.g. Nester 2006; Antworth et al. 2006) e principalmente da macrofauna bentônica (e.g. Schlacher et al. 2008a; Sheppard et al. 2009; Lucrezi & Schlacher 2010; Davies et al. 2016).

Além destes estudos, que relacionam o impacto de veículos com a biota, há diversos outros que abordam possíveis alterações nos padrões físicos do sedimento praial ocasionado por este distúrbio (e.g. Anders & Leatherman 1987, Priskin 2003; Vieira et al. 2004; Schlacher & Thompson 2008a). Anders & Leatherman (1987) sugerem que o uso de veículos em praia uma das EUA poderia contribuir à taxa geral de erosão nesta praia, fornecendo grandes quantidades de areia para a zona de varrido. Já Schlacher & Thompson (2008a) evidenciaram que quanto maior o número de trilhas de pneus em praias australianas, maior a compactação do sedimento, além de ocasionar o aumento da mobilidade da areia.

Resultados similares foram observados por Vieira et al. (2004) na Praia do Cassino (Brasil), através de ensaios de permeabilidade e penetrabilidade do sedimento, evidenciando alterações físicas associadas ao trânsito de carros nesta praia, através da compactação da camada superficial do substrato.

Estudo realizado por Davies et al. (2016) e Schlacher et al. (2008a) mostraram que as alterações morfológicas e estruturais ocasionadas por veículos nas praias arenosas são particularmente problemáticas para as comunidades bentônicas, sobretudo por serem organismos controlados primeiramente pelos fatores físicos do meio em que habitam.

Os trabalhos pioneiros que avaliaram os impactos do tráfego de veículos sobre as assembleias bentônicas de praias arenosas foram desenvolvidos nas décadas de 1980-90, sendo evidenciados poucos danos, baixas taxas de mortalidade e até mesmo elevada tolerância do macrozoobentos intermareal à passagem de carros (Wolcott & Wolcott 1984; van der Merwe & van der Merwe 1991). Ademais, van der Merwe & van der Merwe (1991) evidenciaram alta vulnerabilidade do isópode do supralitoral *Tylos capensis* Krauss, 1843 devido ao maior número de veículos transitando nessa zona da praia.

Estudos sobre este tema nos últimos anos mostraram a elevada importância na gestão e conservação do macrozoobentos nos habitats praias devido aos impactos negativos sobre organismos das regiões supralitoral e intermareal. Schlacher et al. (2008a) em uma praia com elevado número de carros e Davies et al. (2016) em praias com baixo número de veículos evidenciaram que, independente da intensidade e da zona de praia habitada pelos organismos, impactos negativos ocorreram sobre a macrofauna bentônica.

Além destes estudos, que avaliam a assembleia da comunidade bentônica como um todo, são também comuns trabalhos que utilizam espécies-chave destes ambientes, como caranguejos do gênero *Ocypode* (e.g. Moss & McPhee 2006; Schlacher et al. 2007; Lucrezi et al. 2014) e bivalves do gênero *Donax* (Sheppard et al. 2009 e Schlacher et al. 2008b) para avaliação do impacto ocasionado pelos veículos. Estes estudos também evidenciaram elevada vulnerabilidade destes organismos à passagem de veículos, com diminuições em suas densidades em áreas mais impactadas por veículos, além de efeitos subletais ocasionados pela ação direta do tráfego sobre eles.

Na Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil, há elevado tráfego de veículos (carros de passeio, motos, bicicletas, ônibus e caminhões) e pessoas em cerca de 20 km, entre o Molhe Oeste da Barra de Rio Grande e o navio encalhado Altair, principalmente durante o verão (Vieira et al. 2004). Porém, poucos trabalhos avaliaram a influência de veículos sobre os organismos bentônicos nesta praia, destacando-se os de Viana (2008) que avaliou o poliqueta *Thoracophelia furcifera* Ehlers, 1897, Girão (2009) considerando o caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787).

Os resultados experimentais de Viana (2008) evidenciaram que este poliqueta possui elevada taxa de mortalidade ocasionada pela passagem de veículos, além de uma tendência de migração a estratos mais profundos do substrato, minimizando o impacto direto dos veículos. Girão (2009) também observou impactos negativos ocasionados pelo tráfego de veículos, com menores densidades deste caranguejo em áreas com maior influência desta atividade.

Apesar disto, a gestão ambiental é negligenciada na Praia do Cassino, potencializando o impacto desmedido e sem restrições de uso, o que representa uma ambiguidade entre os serviços recreativos e a elevada importância ecológica desta região (Vieira et al. 2004).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a ocorrência de impacto do trânsito de veículos sobre as assembleias da macrofauna bentônica e seus atributos ecológicos em diferentes áreas e períodos do ano, na Praia do Cassino.

Objetivos específicos – Capítulo 1

Avaliar as respostas da composição específica, diversidade, densidades e número de espécies da macrofauna bentônica ao impacto do trânsito de áreas com Impacto Alto, Impacto Moderado e área Controle do trânsito de veículos.

Avaliar as respostas da composição específica, densidade e número de espécies da macrofauna bentônica ao impacto do trânsito durante os períodos de Pré-Verão, Verão e Pós-Verão.

Investigar as propriedades granulométricas, compactação e permeabilidade do substrato nas distintas áreas e períodos estudados.

Objetivos específicos – Capítulo 2

Caracterizar as abundâncias e tamanhos das espécies *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides* nas áreas com Impacto Alto, Impacto Moderado e área Controle do trânsito de veículos.

Caracterizar as abundâncias e tamanhos das espécies *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides* nos períodos de Pré-Verão, Verão e Pós-Verão.

Investigar as propriedades granulométricas, compactação e permeabilidade do substrato nos níveis do mesolitoral inferior nas distintas áreas e períodos estudados.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A macrofauna bentônica foi comparada entre uma área impactada pelo trânsito de veículos e uma área controle da Praia do Cassino, localizada no litoral sul do estado do Rio Grande do Sul - Brasil, perfazendo uma distância de cerca de 30 km. Esta região da praia apresenta características dissipativas a intermediárias, presença predominante de areia fina, com regime médio de energia de ondas e regime de micromarés (Calliari & Klein 1993, Pereira et al. 2010).

Na área impactada foram amostrados dois setores: Impacto Alto (localizado entre as latitudes 32°9'S e 32°10'S, próximo à área urbana) e Impacto Moderado (localizada entre as latitudes 32°15'S e 32°16'S, 15 km ao sul do setor mais impactado). Já a área controle teve apenas um setor (localizado entre as latitudes 32°23'S e 32°24'S, 30 km ao sul do setor mais impactado). Cada setor foi representado por dois pontos de coleta, totalizando 6 pontos amostrais. Os pontos foram representados por seis níveis verticais da praia, desde o máximo do varrido até a região supralitoral, com três réplicas em cada nível. Apenas os dois primeiros níveis foram considerados no segundo capítulo uma vez que as espécies analisadas neste capítulo se concentram principalmente nesta zona da praia por serem migradores mareais.

Amostragem Biológica

As amostragens foram realizadas durante três períodos: outubro e novembro de 2016 (Pré-Verão), fevereiro e março (Verão) e junho e julho de 2017 (Pós-Verão), com duas amostragens em cada período. As amostras foram coletadas com um tubo tipo PVC, com 20 cm de diâmetro (0,031 m²), coletando 20 cm de profundidade do substrato.

As amostras biológicas foram previamente peneiradas em malhas com abertura de 0,5 mm e fixadas em formol 4%. Em laboratório, com auxílio de microscópio estereoscópico (lupa; 40x) os organismos bentônicos foram

identificados ao menor táxon possível, quantificados e conservados em álcool 70%.

Parâmetros Abióticos

Simultaneamente às amostragens biológicas de cada ponto, uma amostra de 50 g de sedimento foi coletada em cada nível vertical da praia para a realização de análises granulométricas seguindo o protocolo de peneiramento ($> 0,062$ mm de diâmetro), descrito por Suguio (1973).

Foram medidos dados de percolação da água no sedimento (dados pelo tempo em que a água percola 5 cm no interior do sedimento), através do método descrito por Caputo (1987) e penetrabilidade do sedimento (dados em cm penetrados utilizando 40 kgf.cm^{-2}), com uso de penetrômetro de subsolagem, a partir da modificação do método descrito em McLachlan & Brown (2006), que evidenciam o nível de compactação do substrato.

Foram realizadas também contagens de veículos durante uma hora em quatro dias aleatórios de cada período de coleta (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) nos setores de Impacto Alto e Impacto Moderado, totalizando 24 horas de contagem durante o estudo.

PRINCIPAIS RESULTADOS

Os resultados do Capítulo 1 evidenciaram que a granulometria não se alterou espaço-temporalmente, tendo características similares ao longo de todo o estudo, com as amostras apresentando sedimento muito bem selecionado e com predominância de areia fina.

Por outro lado, foram identificadas elevadas alterações físicas no substrato, observadas pelos dados de penetrabilidade e percolação da água, ocasionando alta compactação do sedimento, sobretudo no setor Impacto Alto durante o Verão, em que o número de veículos foi significativamente mais elevado.

Do mesmo modo, a macrofauna bentônica mostrou ser altamente impactada pelos veículos, com um grande número de amostras não contendo

organismos da macrofauna bentônica, representando mais de 45% do total de amostras no setor Impacto Alto.

Além disso, observaram-se baixas densidades de organismos no setor Impacto Alto, especialmente no período de Verão, diferentemente do setor Controle, no qual se observaram elevadas densidades durante os períodos de Pré-Verão e Verão.

No Capítulo 2, de modo semelhante, observaram-se distinções espaciais entre os parâmetros físicos do substrato, sem, no entanto, diferenças significativas entre os períodos, mostrando que este tipo de impacto nas zonas mais próximas à água ocorre de forma contínua ao longo do ano.

Ainda neste capítulo foi possível identificar que os bivalves *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides* foram altamente impactados pelo tráfego de veículos, com as menores densidades destas espécies observadas no setor Impacto Alto, enquanto que nos demais setores observaram-se altas densidades, especialmente no período de Verão.

Foram identificadas diferenças na estrutura de tamanhos destas espécies, com o setor mais impactado pelos veículos com densidades próximas a zero indivíduos por m² de organismos juvenis e adultos, possivelmente pela dificuldade do desenvolvimento até os maiores tamanhos.

CONCLUSÕES

Através destes resultados conclui-se que este estudo ressalta de maneira evidente que o tráfego de veículos afeta o ambiente físico da praia e, conseqüentemente, a comunidade bentônica nesse habitat diante dessa perturbação.

Além disso, as baixas densidades destes organismos podem afetar os demais níveis da cadeia trófica, sobretudo algumas aves costeiras, que possuem como fonte principal de alimento estes bivalves. São necessários estudos que avaliem as relações entre os compartimentos tróficos, tornando mais evidente o problema que os veículos ocasionam na biota deste ecossistema costeiro e podendo auxiliar como um subsídio para a gestão futura deste ecossistema.

As duas espécies de bivalves avaliadas no Capítulo 2 apresentaram potencial como bioindicadoras do impacto do tráfego de veículos na Praia do Cassino, mostrando que são altamente impactadas, sobretudo no setor em que o tráfego é mais intenso. Esses resultados mostram que são fundamentais os esforços para o monitoramento da macrofauna na Praia do Cassino, principalmente através da otimização de esforços no entendimento da dinâmica de espécies bioindicadoras. Além disso, abordagens complementares poderão contribuir de forma importante para a caracterização de populações destas espécies. Entre potenciais abordagens, destaca-se a necessidade de estudos que avaliem a colonização de praias arenosas pelo meroplâncton de espécies bentônicas bioindicadoras. A observação e compreensão de possíveis recrutamentos equivalentes nos distintos setores, e sazonalidade do aporte meroplanctônico, poderão auxiliar futuros planos de manejo que considerem aspectos bioecológicos destas espécies indicadoras..

Sugere-se, através dos resultados encontrados ao longo deste estudo, que são necessárias a criação de áreas de exclusão de veículos nos setores de Impacto Alto e Moderado e a realização de monitoramentos contínuos nessas áreas, permitindo deste modo a observação das respostas da comunidade bentônica. Além disso, indica-se a continuação das áreas de exclusão já existentes durante o verão, viabilizadas pelo ICMBio, NEMA e FEPAM, que estão localizadas no setor Controle do presente estudo, local onde se observou a maiores densidades da macrofauna bentônica.

Por fim, é importante destacar a importância de Grupos de Trabalhos como o formado por membros do ICMBio, NEMA, FEPAM e pesquisadores da FURG, que formulam pareceres técnicos utilizando estudos como o atual para evidenciar aos órgãos governamentais a necessidade de conservação e controle destes ecossistemas. Estes grupos e instituições também são fomentados de forma importante por pesquisas que geram informações essenciais à estratégias de gestão, o que implica na constante procura por informações e compreensões da dinâmica de espécies, como as que compõe assembleias bentônicas de praias arenosas impactadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anders, F. J., & Leatherman, S. P. (1987). Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology*, 9(3), 183-189.
- Antworth, R. L., Pike, D. A., & Stiner, J. C. (2006). Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biological Conservation*, 130(1), 10-15.
- Barros, F. (2001). Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological conservation*, 97(3), 399-404.
- Bejarano, A. C., & Michel, J. (2016). Oil spills and their impacts on sand beach invertebrate communities: A literature review. *Environmental Pollution*, 218, 709-722.
- Bessa, F., Cunha, D., Gonçalves, S. C., & Marques, J. C. (2013). Sandy beach macrofaunal assemblages as indicators of anthropogenic impacts on coastal dunes. *Ecological indicators*, 30, 196-204.
- Brown, A. C., & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1), 62-77.
- Calliari, L. J., & Klein, A. D. F. (1993). Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. *Pesquisas*, 20(1), 48-56.
- Caputo, H. P. (1987). *Mecânica dos solos e suas aplicações*. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos. 512 p.
- Davies, R., Speldewinde, P. C., & Stewart, B. A. (2016). Low level off-road vehicle (ORV) traffic negatively impacts macroinvertebrate assemblages at sandy beaches in south-western Australia. *Scientific Reports*, 6.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.
- Dugan, J. E., Hubbard, D. M., McCrary, M. D., & Pierson, M. O. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 25-40.

Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., & Degraer, S. (2005). Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60(2), 245-265.

Girão, M. M. L. (2009). Variação espaço-temporal de *Ocypode quadrata* sob a influência de um gradiente antrópico na Praia do Cassino, Rio Grande do Sul – Brasil. (MSc. Dissertation, Federal University of Rio Grande).

Groom, J. D., McKinney, L. B., Ball, L. C., & Winchell, C. S. (2007). Quantifying off-highway vehicle impacts on density and survival of a threatened dune-endemic plant. *Biological Conservation*, 135(1), 119-134.

Hardiman, N., & Burgin, S. (2010). Recreational impacts on the fauna of Australian coastal marine ecosystems. *Journal of environmental management*, 91(11), 2096-2108.

Houser, C., Labude, B., Haider, L., & Weymer, B. (2013). Impacts of driving on the beach: Case studies from Assateague Island and Padre Island National Seashores. *Ocean & coastal management*, 71, 33-45.

James, R. J. (2000). From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43(6), 495-514.

Lucrezi, S., & Schlacher, T. A. (2010). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on burrow architecture of ghost crabs (Genus *Ocypode*) on sandy beaches. *Environmental management*, 45(6), 1352-1362.

Lucrezi, S., Saayman, M., & Van der Merwe, P. (2014). Impact of off-road vehicles (ORVs) on ghost crabs of sandy beaches with traffic restrictions: a case study of Sodwana Bay, South Africa. *Environmental management*, 53(3), 520-533.

Machado, P. M., Suciú, M. C., Costa, L. L., Tavares, D. C., & Zalmon, I. R. (2017). Tourism impacts on benthic communities of sandy beaches. *Marine Ecology*, 38(4).

Marshall, F. E., Banks, K., & Cook, G. S. (2014). Ecosystem indicators for Southeast Florida beaches. *Ecological indicators*, 44, 81-91.

Mclachlan, A., & Brown, A. (2006). Human impacts. In: Mclachlan, A., & Brown, A. (eds.). The ecology of sandy shores. Elsevier Academic Press, USA, Chap. 14: 273-302.

Moss, D., & McPhee, D. P. (2006). The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on a subtropical sandy beach in SE Queensland. *Coastal Management*, 34(1), 133-140.

Nester, L. R. (2006). Effects of Off-road Vehicles on the Nesting Activity of Loggerhead Sea Turtles in North Carolina (Doctoral dissertation, University of Florida).

Pereira, P. S., Calliari, L. J., & do Carmo Barletta, R. (2010). Heterogeneity and homogeneity of Southern Brazilian beaches: A morphodynamic and statistical approach. *Continental Shelf Research*, 30(3), 270-280.

Priskin, J. (2003). Physical impacts of four-wheel drive related tourism and recreation in a semi-arid, natural coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 46(1), 127-155.

Roberts, C. M., & Hawkins, J. P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(6), 241-246.

Schlacher, T. A., & Thompson, L. M. (2008). Physical impacts caused by off-road vehicles to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24(sp2), 234-242.

Schlacher, T. A., Nielsen, T., & Weston, M. A. (2013). Human recreation alters behaviour profiles of non-breeding birds on open-coast sandy shores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 118, 31-42.

Schlacher, T. A., Noriega, R., Jones, A., & Dye, T. (2012). The effects of beach nourishment on benthic invertebrates in eastern Australia: impacts and variable recovery. *Science of the Total Environment*, 435, 411-417.

Schlacher, T. A., Richardson, D., & McLean, I. (2008a). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on macrobenthic assemblages on sandy beaches. *Environmental Management*, 41(6), 878-892.

Schlacher, T. A., Thompson, L. M., & Walker, S. J. (2008b). Mortalities caused by off-road vehicles (ORVs) to a key member of sandy beach assemblages, the surf clam *Donax deltoides*. *Hydrobiologia*, 610(1), 345.

Schlacher, T. A., Thompson, L., & Price, S. (2007). Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: mortalities inflicted by off-road vehicles on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28(3), 354-367.

Schlacher, T., & Thompson, L. (2009). Changes to dunes caused by 4WD vehicle tracks in beach camping areas of Fraser Island. In *Proceedings of the 2009 Queensland Coastal Conference*. SEQ Catchments Ltd.

Seo, J. Y., Kim, M., Lim, H. S., & Choi, J. W. (2014). The macrofaunal communities in the shallow subtidal areas for the first 3 years after the Hebei Spirit oil spill. *Marine pollution bulletin*, 82(1), 208-220.

Sheppard, N., Pitt, K. A., & Schlacher, T. A. (2009). Sub-lethal effects of off-road vehicles (ORVs) on surf clams on sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380(1), 113-118.

Suguio, O. K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, EDUSP. 317p.

Ugolini, A., Ungherese, G., Somigli, S., Galanti, G., Baroni, D., Borghini, F., Cipriani, N., Nebbiani, M., Passaponti, M., & Focardi, S. (2008). The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65(4), 349-357.

van Dam, A. R., & van Dam, M. H. (2008). Impact of off-road vehicle use on dune endemic Coleoptera. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(2), 411-417.

van der Merwe, D., & van der Merwe, D. (1991). Effects of off-road vehicles on the macrofauna of a sandy beach. *South African Journal of Science*, 87(5), 210-213.

Viana, M. G. (2008). *Avaliação de efeitos antrópicos sobre a distribuição do poliqueta *Euzonus furciferus* (Ehlers, 1987) na Praia do Cassino – RS, Brasil*. (Masters dissertation, Federal University of Rio Grande).

Vieira, H., Calliari, L. J., & Oliveira, G. D. (2004). O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros físicos: um estudo de caso. *Engevista*, 6(3). 54-63.

Watson, J. J., Kerley, G. I. H., & McLachlan, A. (1996). Human activity and potential impacts on dune breeding birds in the Alexandria Coastal Dunefield. *Landscape and Urban Planning*, 34(3-4), 315-322.

Williams, A. J., Ward, V. L., & Underhill, L. G. (2004). Waders respond quickly and positively to the banning of off-road vehicles from beaches in South Africa. *Bulletin-Wader Study Group*, 104, 79-81.

Wolcott, T. G., & Wolcott, D. L. (1984). Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29(3), 217-240.

CAPÍTULO 1

Impacto de veículos sobre a comunidade macrobentônica na Praia do Cassino, região sul do Brasil

RESUMO

O trânsito de veículos em praias arenosas pode ocasionar elevados impactos nestes ecossistemas, especialmente sobre as assembleias bentônicas. A Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil, possui cerca de 20 km de intenso uso humano, principalmente durante o verão, onde milhares de carros circulam diariamente nas zonas mesolitoral e supralitoral. Apesar deste elevado uso, nenhum trabalho foi realizado avaliando o impacto de carros sobre a comunidade da macrofauna bentônica. Deste modo, o presente estudo teve como objetivo identificar possíveis relações entre a estrutura da macrofauna bentônica e o intenso uso de veículos na faixa de praia, avaliando também alterações físicas ocasionadas por este tipo de impacto. Dados ambientais mostraram que o sedimento apresenta características granulométricas semelhantes em todos os setores e períodos. Em contrapartida, identificaram-se alterações físicas no substrato, com alta compactação do sedimento no setor mais impactado por veículos, sobretudo durante o Verão, em que o número de veículos foi significativamente mais elevado. A macrofauna bentônica mostrou ser altamente impactada pelos veículos, com baixas densidades de organismos observadas no setor mais impactado, especialmente no período de Verão, diferentemente do setor controle, em que se observaram elevadas densidades durante os períodos de Pré-Verão e Verão. Deste modo, conclui-se que este o trânsito de veículos afeta o ambiente físico da praia e, conseqüentemente, as densidades da comunidade bentônica nesse habitat diante dessa perturbação. Estes resultados podem servir como novos subsídios ecológicos que auxiliarão a normatização e regulamentação do uso da faixa de praia, auxiliando em planos de manejo que levem em consideração não só as demandas socioculturais e econômicas, mas também as questões ecológicas.

Palavras-chave: Alterações Físicas, Manejo Costeiro, Conservação, Impacto Antrópico

INTRODUÇÃO

A degradação de habitats naturais ocasionada pelas populações humanas expandiu-se rapidamente nas últimas décadas, gerando grandes impactos aos ecossistemas costeiros (Defeo et al. 2009; McLachlan & Brown 2006). Em especial, devido ao aumento populacional em regiões costeiras (Roberts & Hawkins 1999), muitos destes impactos influenciam de maneira direta os ecossistemas litorâneos, os quais são dominados por praias arenosas ao longo do globo (McLachlan & Brown 2006).

Dentre as causas principais de impacto ocasionado pelo homem em praias pode-se destacar a poluição, mineração, modificações estruturais e o desenvolvimento do turismo, que afetam as condições morfológicas e químicas de praias arenosas (Brown & McLachlan 2002), podendo afetar também a biota destes ecossistemas (Roberts & Hawkins 1999).

Atualmente, os principais trabalhos que avaliam o impacto em praias arenosas estão relacionados a derramamentos de óleo (e.g. Seo et al. 2014; Berjamaro & Michel 2016), pisoteio humano (e.g. Ugolini et al. 2008; Machado et al. 2017), limpezas de praia (e.g. Dugan et al. 2003; Gheskiere et al. 2005) e alterações morfológicas/estruturais (e.g. Schlacher et al. 2012; Bessa et al. 2013). Também têm sido crescentes trabalhos que abordam a problemática do lixo e suas implicações sobre os ecossistemas costeiros (Thompson et al. 2004; Aloy et al. 2011).

Além desses, outra atividade antrópica estudada de forma recorrente nos últimos anos é o impacto ocasionado pela circulação de veículos em praias arenosas ao longo do globo. Trabalhos relacionam este impacto com diversas alterações geomorfológicas observadas neste ambiente (Anders & Leatherman 1987; Priskin 2003; Schlacher & Thompson 2008), além de diversos impactos na vida selvagem.

Os principais elementos da biota estudados em relação a este tipo de impacto são a composição e abundância das aves (e.g. Schlacher et al. 2013; Bornemam et al. 2016), da vegetação de dunas (e.g. Schlacher & Thompson 2009; Houser et al. 2013), de insetos (e.g. Van Dam & Vam Dam 2008), de tartarugas marinhas (e.g. Nester 2006; Antworth et al. 2006) e principalmente

da macrofauna bentônica (e.g Schlacher et al. 2008a; Sheppard et al. 2009; Lucrezi & Schlacher 2010; Davies et al. 2016).

O zoobentos de praias tem sido abordado de forma recorrente por desempenharem um papel fundamental nas cadeias tróficas em zonas costeiras (McLachlan & Brown 2006) e serem potencialmente vulneráveis a este tipo de impacto por geralmente ocuparem a matriz de areia da zona intermareal, onde a maior parte do tráfego de veículos está concentrado (Schlacher e Thompson 2007; Schlacher et al. 2008a).

Os trabalhos pioneiros que avaliaram os impactos do tráfego de veículos sobre as assembleias bentônicas de praias arenosas evidenciaram poucos danos, baixas taxas de mortalidade e até mesmo elevada tolerância do macrozoobentos intermareal à passagem de carros (Wolcott & Wolcott 1984; van der Merwe & van der Merwe 1991). Entretanto, van der Merwe & van der Merwe (1991) evidenciaram alta vulnerabilidade do isópode do supralitoral *Tylos capensis* Krauss, 1843 devido ao maior número de veículos transitando nessa zona da praia.

Por outro lado, estudos mais recentes sobre este tema mostraram a elevada importância na gestão e conservação do macrozoobentos nos habitats praias, uma vez que foram evidenciados elevados impactos negativos sobre organismos das regiões supralitoral e intermareal (Schlacher et al. 2008a; Davies et al. 2016).

Na Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil, há elevado tráfego de veículos em cerca de 20 km, principalmente durante o verão (Vieira et al. 2004). Porém, apenas poucos trabalhos foram realizados avaliando a influência de veículos sobre os organismos bentônicos nesta praia, investigando o efeito sobre espécies alvo.

Entre os componentes biológicos monoespecíficos avaliados na Praia do Cassino, o poliqueta *Thoracophelia furcifera* Ehlers, 1897 mostrou ser uma espécie altamente impactada pela passagem de veículos (Viana, 2008). Além desta espécie, o caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) ocorreu em menor abundância em regiões da praia com maior trânsito de

veículos, quando comparada a áreas distantes do intenso tráfego (Girão, 2009).

Deste modo, o presente estudo foi o primeiro a investigar o impacto ocasionado por veículos sobre toda a assembleia da macrofauna em diferentes áreas desta praia e em distintos períodos do ano, fornecendo subsídios para a gestão futura deste ecossistema e auxiliando em planos de do meio ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A macrofauna bentônica foi comparada entre área impactada pelo trânsito de veículos e área controle da Praia do Cassino, localizada no litoral sul do estado do Rio Grande do Sul - Brasil, perfazendo uma distância de cerca de 30 km (Figura 1). Seguindo definição de Short & Wright (1983) esta região da praia foi caracterizada por Pereira et al. (2010) como dissipativa a intermediária, possui presença predominante de areia fina, com regime médio de energia de ondas e regime de micromarés (Calliari & Klein 1993).

Na área impactada foram amostrados dois setores: Impacto Alto (localizado entre as latitudes 32°9'S e 32°10'S, próximo à área urbana) e Impacto Moderado (localizada entre as latitudes 32°15'S e 32°16'S, 15 km ao sul do setor Impacto Alto). Já a área Controle teve um setor (localizado entre as latitudes 32°23'S e 32°24'S, 30 km ao sul do setor Impacto Alto) (Figura 1). Cada setor foi representado por dois pontos, totalizando 6 pontos amostrais (Figura 1). As amostragens foram realizadas durante três períodos: Pré-Verão (outubro e novembro de 2016), Verão (fevereiro e março) e Pós-Verão (junho e julho de 2017), configurando duas amostragens por período.

Amostragem Biológica

As amostras biológicas foram obtidas através de um tubo tipo PVC, com 20 cm de diâmetro (0,031 m²), coletando 20 cm do interior do substrato. Cada ponto amostral foi representado por seis níveis verticais da praia, desde o máximo do varrido até a região supralitoral, com três réplicas em cada nível, totalizando 72 amostras biológicas por período para cada setor (Figura 1). Os

níveis de cada setor foram unidos em três grupos, a partir da proximidade do nível máximo do mar: Níveis 1 e 2 (Nível Inferior); 3 e 4 (Nível Médio); e 5 e 6 (Nível Superior).

As amostras biológicas foram previamente peneiradas em malhas com abertura de 0,5 mm e fixadas em formol 4%. Em laboratório, com auxílio de microscópio estereoscópico (lupa; 40x) os organismos bentônicos foram identificados ao menor táxon possível, quantificados e conservados em álcool 70%.

Parâmetros Abióticos

Simultaneamente às amostragens biológicas, uma amostra de 50 g de sedimento foi coletada em cada nível vertical (Nível 1 a 6) para a realização de análises granulométricas seguindo o protocolo de peneiramento (fração > 0,062 mm de diâmetro), descrito por Suguio (1973).

Foram medidos dados de percolação da água no sedimento (dados pelo tempo em que a água percola 5 cm no interior do sedimento), através do método descrito por Caputo (1987) e penetrabilidade do sedimento (dados em cm penetrados utilizando 40 kgf.cm^{-2}), com uso de penetrômetro de subsolagem, a partir da modificação de um método descrito em McLachlan & Brown (2006). Ambos os parâmetros auxiliam na verificação do nível de compactação do substrato.

Foram realizadas também contagens de veículos durante uma hora em quatro dias aleatórios de cada período de coleta (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) nos setores de Impacto Alto e Impacto Moderado, sendo excluídos dias com interferência atmosférica, que poderia influenciar o tráfego de veículos na praia. A contagem de veículos foi dividida em duas zonas da face praial: zona inferior (níveis 1 a 3 dos transectos biológicos) e zona superior (níveis 4 a 6 dos mesmos).

Análise de Dados

Foram utilizadas formas gráficas para os dados biológicos (densidade, diversidade e número de espécies) e dados ambientais (penetrabilidade e

percolação). Utilizando o software R (Venables & Smith, 2009), testes ANOVA de três vias foram realizados utilizando os valores de permeabilidade, penetrabilidade e número de veículos com o objetivo de identificar diferenças significativas entre os setores, períodos e níveis. Para obedecer aos pré-requisitos de normalidade, homogeneidade das variâncias e independência os dados originais foram transformados pelo método de Box-Cox.

Para a realização de ANOVA de três vias, as variáveis incluídas foram: (i) setores (Impacto Alto, Impacto Moderado e Controle), (ii) períodos (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) e (iii) níveis verticais da praia (Inferior, Médio e Superior). Testes de *post-hoc* de Tukey foram realizados para a identificação de quais pares de grupos se diferem.

Para os dados biológicos (densidade, diversidade de Shannon-Wiener, número de espécies) foram realizados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal (Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,05$). Foram utilizadas para estes testes as mesmas variáveis independentes empregadas nos testes de ANOVA dos parâmetros ambientais. Foram ainda realizados testes qui-quadrado para a verificação de diferenças significativas entre o número de amostras vazias e amostras com organismos para os períodos e setores.

Ainda utilizando o software R, análises multivariadas nMDS (Escalonamento Multidimensional Não-Métrico) foram executadas para avaliar a formação de grupos de amostras com relação à composição e densidades do macrozoobentos entre os setores amostrais, através de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis com os dados transformados em $\log(x+1)$ (Clarke & Warwick 2001).

Diferenças significativas entre os grupos formados foram testados através de análises ANOSIM ($p < 0,05$) e posteriormente foram realizados testes SIMPER para mensurar as contribuições de táxons individuais para dissimilaridades totais na estrutura da comunidade entre os setores. Para a realização destas análises foi considerado cada nível vertical da praia em separado (Inferior, Médio e Superior).

Utilizando o programa BioEstat 5.1 (Ayres et al. 2007) foram aplicados testes de Correlação de Spearman para avaliar possíveis influências significativas dos parâmetros ambientais do sedimento (Penetrabilidade, Percolação e Número de Veículos) sobre as variabilidades da macrofauna bentônica (Densidade, Número de Espécies e Diversidade).

RESULTADOS

Características do substrato

As amostras de sedimento tiveram tamanho do grão similar durante todos os períodos, setores e níveis, com 215 das 216 amostras apresentando areia fina, com tamanho de grão médio e com elevado grau de seleção. Os tamanhos médios de grão observados foram 2,70 phi para o setor Impacto Alto, 2,51 phi no setor Impacto Moderado e 2,50 phi no setor Controle, com valores similares entre os níveis de cada setor.

Os dados de penetrabilidade, por sua vez, tiveram resultados distintos, com valores médios menores no setor Impacto Alto e maiores no setor Controle (Figura 3). Os valores máximos foram encontrados no nível 1 de todos os setores, durante todo o estudo, com valores sempre maiores que 23 cm, exceto no setor Impacto Alto no período Pós-Verão. O nível 6 também apresentou maior penetrabilidade, maiores que 22 cm, nos setores Impacto Moderado e Controle (Figura 4). Por outro lado, os menores resultados de penetrabilidade foram observados nos níveis 3 a 5 do setor Impacto Alto, durante os períodos de Pré-Verão e Verão, com valores inferiores a 15 cm (Figura 4).

Através de ANOVA três vias foi possível identificar diferenças significativas entre os setores para os dados de penetrabilidade ($p < 0,001$), sendo cada setor distinto dos demais. Os períodos também tiveram diferenças significativas ($p < 0,001$), sendo cada um distinto dos demais, assim como os níveis ($p < 0,001$), com os níveis inferior, médio e superior sendo diferentes entre si.

Os dados de percolação também mostraram distinções entre os valores encontrados, com maiores tempos de percolação no setor Impacto Alto e

diminuindo para os demais setores (Figura 3). Novamente o nível 1 apresentou os tempos mais elevados, sempre maiores que os demais níveis, em todos os períodos e setores (Figura 4). Em contrapartida, os menores tempos de percolação foram observados nos níveis 2 a 5, principalmente nos setores Impacto Moderado e Controle (Figura 4).

Também se observaram diferenças significativas para os valores de percolação, entre os setores ($p < 0,001$) e entre os níveis ($p < 0,001$), sem, no entanto, diferenças significativas entre os períodos ($p = 0,110$). O setor de Impacto Alto foi distinto dos demais, assim como o nível Médio diferiu significativamente dos restantes.

Contagem de veículos

O trânsito de veículos foi maior no setor Impacto Alto (Figura 3) e não ficou concentrado em determinada zona da praia, apresentando contagens em que o maior tráfego foi observado na zona superior e outras em que foi observado na zona inferior. As maiores quantidades de veículos foram observadas no período do Verão, quando contabilizou-se em média 427,5 veículos/h no setor de Impacto Alto (valor máximo de 712 veículos/h) e 152 veículos/h no setor de Impacto Moderado (valor máximo de 444 veículos/h) (Tabela 1).

O número de veículos contados foi menor nos períodos de Pós-Verão e Pré-Verão no setor de Impacto Moderado, com média de 9,25 veículos/h (valor mínimo de 1 veículo/h) e 17,75 veículos/h (valores mínimos de 12 veículos/h), respectivamente (Tabela 1). Os resultados de ANOVA de três vias mostraram diferenças significativas entre os setores ($p < 0,001$), sendo o setor de Impacto Alto diferente do setor de Impacto Moderado. Para os períodos também se observaram diferenças significativas ($p < 0,001$), com o período de Verão diferindo do período de Pós-Verão ($p < 0,001$), enquanto o período de Pré-Verão não diferiu do Verão e do Pós-Verão ($p = 0,08$ e $0,14$, respectivamente). Ademais, a contagem de veículos nas zonas superior e inferior da praia não tiveram diferenças significativas ($p = 0,180$).

Densidade, diversidade e número de espécies da comunidade

Foram registrados durante o período de estudo organismos bentônicos de quatro grandes grupos taxonômicos, com um total de 20 espécies. O subfilo Crustacea foi o mais representativo (11 spp.), seguido pela classe Polychaeta (6 spp.), o filo Mollusca (2 spp.) e o filo Nemertea (1 spp.). Além destes, foram identificadas espécies de Insetos e Aracnídeos, sendo estes os principais representantes nos níveis 5 e 6.

Do total de 49012 organismos coletados, o poliqueta *Scoelepis gaucha* (Orensanz & Gianuca, 1974) foi a espécie mais abundante, com 32309 organismos coletados (65,9% do total), seguido pelos bivalves *Donax hanleyanus* Philippi, 1847 (4051 organismos; 8,3%) e *Amarilladesma mactroides* (Reeve, 1854) (3672; 7,5%) e do poliqueta *Thoracophelia furcifera* (3552; 7,25%).

Ao longo do estudo, 190 amostras (29,3% do total) não continham fauna. Destas, 104 amostras eram do setor Impacto Alto, principalmente no nível superior da praia (57 amostras), o que representa 79% do total de amostras deste nível (Tabela 2). Já no setor Controle, os invertebrados foram encontrados em elevados percentuais das amostras, com apenas 26 das 216 amostras não contendo organismos (12% do total), sendo 18 destas no nível superior (Tabela 2).

Esses contrastes na ocorrência da fauna entre os setores de Impacto e Controle foram menos pronunciados nos níveis inferiores da praia, com apenas 6 e 3 amostras vazias no setores de Impacto Alto e Moderado, respectivamente e nenhuma amostra vazia no setor Controle (Tabela 2). Sob o critério temporal, foi possível observar que a quantidade de amostras vazias não se altera de forma evidente entre os períodos para os setores Impactados (Alto e Moderado), enquanto no setor Controle observou-se uma diminuição no número de amostras vazias do período Pré-Verão em comparação aos demais (Tabela 2). Corroborando estes resultados, os testes qui-quadrado evidenciaram diferenças significativas ($p < 0,001$) entre o número de amostras vazias e amostras que continham fauna, avaliando-se tanto os distintos períodos como os setores.

As densidades da comunidade bentônica apresentaram diferenças significativas entre os setores, períodos e também nos distintos níveis da praia (Figura 5, Tabela 3). No setor Impacto Alto observaram-se baixas densidades médias durante o período de Verão no nível Inferior (1194 ± 359 ind. m^{-2} ; densidade $\pm$ erro padrão), seguido por um significativo aumento no Pós-Verão (9672 ± 3755 ind. m^{-2}). Neste mesmo setor foram observadas densidades sempre próximas a zero ind. m^{-2} para os níveis Médio e Superior (Figura 5).

No nível Inferior do setor de Impacto Moderado, por outro lado, observaram-se maiores densidades no Verão (11933 ± 3460 ind. m^{-2}), seguido por um elevado decréscimo no Pós-Verão (3282 ± 1033 ind. m^{-2}). Já para os níveis Médio e Superior identificaram-se baixas densidades de organismos, próximas à zero ind. m^{-2} durante todo o estudo (Figura 5). No nível inferior do setor Controle observaram-se maiores densidades no Pré-Verão (13357 ± 4301 ind. m^{-2}), seguido de decréscimos no Verão e Pós-Verão (10128 ± 1277 e 4619 ± 388 ind. m^{-2} , respectivamente). Neste setor também não se observaram elevadas densidades de organismos nos níveis Médio e Superior, porém maiores que nos demais setores (Figura 5).

Os resultados de diversidade (Shannon-Wiener) também mostraram diferenças significativas para todas as variáveis (Tabela 3), com maiores valores no nível Inferior do setor Controle, durante o Verão e Pós-Verão ($H' = 1,10 \pm 0,09$ e $1,09 \pm 0,06$, respectivamente), além do nível Superior neste mesmo setor durante o período de Verão ($H' = 1,06 \pm 0,09$) (Figura 5). Por outro lado, foi registrada baixa diversidade para o setor Impacto Alto, sobretudo no nível Superior nos três períodos estudados, sempre menores que $H' = 0,03$ (Figura 5).

Da mesma forma, o número de espécies evidenciou diferenças significativas (Tabela 3), com maiores valores no nível Inferior do setor Controle no Verão e Pós-Verão ($6,45 \pm 0,31$ e $6,75 \pm 0,34$ spp., respectivamente) (Figura 5). Os menores números de espécies foram também evidenciados no nível superior do setor Impacto Alto com valores de $0,25 \pm 0,10$ e $0,16 \pm 0,07$ espécies durante os períodos Pré-Verão e Pós-Verão, respectivamente (Figura 5).

Alterações na estrutura da comunidade

A ordenação observada através de nMDS não mostrou agrupamentos claros entre os distintos setores (Figura 6), porém os resultados de ANOSIM mostraram diferenças significativas entre os setores analisados para os níveis Inferior ($F = 2,78$; $p = 0,001$) e Superior ($F = 4,00$; $p = 0,001$), diferentemente do nível Médio ($F = 1,27$; $p = 0,199$).

As mudanças na estrutura da comunidade entre o setor Impacto Alto e os demais setores do nível Inferior foram relacionados principalmente a menores valores na abundância do poliqueta *S. gaucha* neste setor, comparado ao Impacto Moderado e ao Controle (Tabela 4).

Esta espécie ocorreu com uma densidade média de 5518 ± 1530 e 4485 ± 1308 ind. m^{-2} nos setores Controle e Moderado, respectivamente, sendo menor no setor Impacto Alto (4114 ± 1366 ind. m^{-2}) (Figura 7). Outras espécies, como o poliqueta *T. furcifera*, os bivalves *A. mactroides* e *D. hanleyanus* e o anfípoda Phoxocephalopsidae também contribuíram significativamente para a distinção entre setores, com valores de abundância menores no setor Impacto Alto e aumentando para os demais setores (Figura 7, Tabela 4).

A importância do poliqueta *S. gaucha* torna-se ainda mais evidente na estruturação da comunidade no nível Inferior quando analisadas as densidades deste organismo ao longo do tempo em cada setor (Figura 8). No setor Impacto Alto foram observadas baixas densidades nos períodos de Pré-Verão e Verão, com um elevado aumento no Pós-Verão. Em contrapartida, nos demais setores, as menores densidades foram identificadas no último período (Figura 8).

Já as diferenças na estrutura da comunidade do nível Superior foram ocasionadas principalmente por insetos e aracnídeos, representando mais de 88% da contribuição de diferenças entre o setor Controle e os demais (Tabela 4). As densidades médias destes organismos foram de 477 ± 84 ind. m^{-2} para o setor Controle, enquanto que os setores Impacto Moderado e Alto tiveram densidades de apenas 50 ± 13 e 6 ± 3 ind. m^{-2} , respectivamente (Figura 7).

Além destes, as espécies *S. gaucha* e *T. furcifera*, mesmo em baixas abundâncias, também contribuíram para a estruturação da comunidade, com

maiores valores no setor Controle, comparado aos demais setores (Figura 7, Tabela 4).

Relação entre os dados abióticos e biológicos

As correlações de Spearman evidenciaram que os parâmetros biológicos (Densidade, Número de Espécies e Diversidade) estiveram significativamente correlacionados com os dados de Penetrabilidade do sedimento e com o Tráfego de Veículos, diferentemente dos dados de Percolação, em que não se observou correlação (Tabela 5). Os dados de Penetrabilidade foram correlacionados positivamente com os parâmetros biológicos para todos os níveis, principalmente no nível Superior, enquanto o tráfego de veículos correlacionou-se negativamente com estes parâmetros, novamente em todos os níveis (Tabela 5).

DISCUSSÃO

Tamanho de grão e Impactos físicos de veículos sobre o sedimento

Os resultados de granulometria do presente estudo mostraram ser semelhantes aos encontrados por Pereira et al. (2010), os quais caracterizaram os setores da Praia do Cassino como áreas de perfil Dissipativo (Impacto Alto e Moderado) e Intermediário de Baixa Mobilidade (Controle), segundo definição de Short & Wright (1983).

Estes resultados sugerem que as características granulométricas de cada setor não são as responsáveis pela variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica, uma vez que a granulometria torna-se importante quando apresenta propriedades distintas, como por exemplo, entre os extremos dissipativo e reflectivo (McLachlan, 2001).

Os resultados encontrados para os parâmetros de penetrabilidade e percolação evidenciam que os veículos ocasionam importantes alterações no substrato. Verifica-se através destes resultados um aumento da densidade do pacote sedimentar pela redução dos vazios disponíveis, dificultando a circulação de oxigênio e água dentro do sedimento, originando maior

compactação do sedimento principalmente no setor Impacto Alto. Esse fato comprova-se pelos dados de contagem de veículos, em que se observaram significativas diferenças entre o número de veículos entre os setores e entre as estações, ocorrendo especialmente no setor Impacto Alto durante o período de Verão.

Em outros locais, como em praias arenosas dos EUA (Anders & Leatherman 1987) e da Austrália (Schlacher & Thompson 2008) demonstrou-se que quanto maior o número de trilhas de pneus, maior a compactação do sedimento, além de ocasionar o aumento da mobilidade da areia, que possibilitaria maiores taxas de erosão nessas praias.

Além destes, Vieira et al. (2004) também observou elevada compactação do sedimento na Praia do Cassino, com resultados de penetrabilidade e percolação similares aos encontrados no presente trabalho, demonstrando que este tipo de impacto é temporalmente significativo já há vários anos.

Priskin (2003) evidenciou, através de fotografias aéreas em praias da Austrália, considerável aumento de trilhas de veículos em praias ao longo de décadas de estudo, mostrando que este tipo de impacto vem crescendo ao longo do tempo. Este fato também foi observado por Vieira et al. (2004) na Praia do Cassino, com crescente número de veículos na praia desde a década de 1970 e corroborados no presente estudo, mostrando que este é um impacto recorrente há várias décadas.

Impacto de veículos sobre a macrofauna

O elevado número de amostras vazias, sobretudo no setor mais impactado e nos níveis superiores da praia foi também observado por Davies et al. 2016 e Schlacher et al. 2008a, em praias nas quais o tráfego foi menor que o quantificado na Praia do Cassino. O fato de se observar essas elevadas porcentagens de amostras não contendo fauna em todos os períodos evidencia que este impacto é contínuo ao longo do ano, com eventos de pico no verão, resultados também encontrados por estes autores.

O setor mais impactado por veículos apresentou baixas densidades, menor número de espécies e menores valores de diversidade de organismos, em comparação aos demais, especialmente no período de Verão, em que o tráfego foi mais intenso. A explicação mais factível para essas diferenças é a passagem de veículos nesse setor da praia, uma vez que as características granulométricas foram similares entre eles. Além disso, a passagem de veículos provocou maior compactação do sedimento, o que pode ter influenciado negativamente a macrofauna devido à redução dos espaços intersticiais, dificultando o enterramento dos organismos.

Resultados similares foram observados por Davies et al. (2016) em praias da Austrália em que a passagem de veículos é baixa, mostrando que mesmo em condições não tão elevadas de tráfego, a macrofauna é influenciada negativamente, sobretudo nos períodos em que houve maior número de veículos. Este trabalho ainda mostrou que o impacto sobre a macrofauna ocorre em todos os níveis da praia, semelhante ao encontrado no presente estudo, mas distinto do observado por Schlacher et al. (2008a), que apesar de mostrar impacto no nível inferior, este foi mais evidente nos níveis médio e superior da praia.

Experimentos realizados por van der Merwe & van der Merwe (1991) também evidenciaram que as espécies que habitam a região intermareal, como bivalves do gênero *Donax*, por exemplo, mostraram tolerância à passagem de veículos. Já em nosso estudo, os bivalves *D. hanleyanus* e *A. mactroides* mostraram-se bastante vulneráveis à passagem de veículos, com baixas densidades no setor mais impactado pelo tráfego, durante todos os períodos. Além disso, foi visualizado em dias de coleta um elevado número de organismos sofrendo ação direta pelos veículos na zona intermareal (Figura 2).

Estes resultados corroboram os estudos de Sheppard et al. (2009) e Schlacher et al. (2008b) que utilizaram o bivalve *Donax deltoides* Lamarck, 1818 em experimentos para a verificação de efeitos sub-letais e letais da passagem de veículos em praias arenosas. O tráfego prejudica significativamente a taxa de enterramento e as condições corporais desses organismos, podendo aumentar a taxa de mortalidade e intensificando o risco

de predação e dessecação (Sheppard et al. 2009). Já Schlacher et al. 2008b demonstraram certa tolerância deste bivalve a baixas intensidades de trânsito (passagem de 5 veículos), mas elevadas taxas de mortalidade conforme aumentou o tráfego sobre os organismos (passagem de 75 veículos).

É importante ressaltar que estes resultados encontrados para os bivalves *D. hanleyanus* e *A. mactroides* evidenciam o impacto ocasionado pelos veículos não só sobre espécies que habitam o supralitoral, mas também sobre organismos que habitam a região intermareal. Estas espécies são migradoras mareais e muitas vezes têm o comportamento de não acompanharem a maré baixa, ficando aprisionadas no mesolitoral e estando deste modo, sujeitas ao impacto direto do trânsito na Praia do Cassino, que ocorre justamente sobre essa faixa de praia durante a maré baixa.

As densidades de *S. gaucha* também evidenciaram que essa espécie é altamente influenciada pelo tráfego de veículos, com baixas densidades no setor mais impactado, sobretudo no Verão e uma elevada recuperação no período de Pós-Verão, em que a passagem de veículos é significativamente menor. A rápida recuperação em suas densidades pode ser explicada pelos picos de recrutamento e por sua estratégia reprodutiva.

Santos (1994) observou dois picos reprodutivos de *S. gaucha* na Praia do Cassino, em Maio (Outono) e Setembro (Inverno), evidenciando também elevadas diferenças espaciais desta espécie em sua fase planctônica, dependentes das correntes de cada período. Nossos resultados podem ser comparáveis a este estudo, uma vez que houve um pico de densidade desta espécie no Pré-Verão no setor Controle, provavelmente depois do recrutamento de Inverno e outro no Pós-Verão no setor Impacto Alto, logo após o Outono.

Com relação à estratégia reprodutiva, Souza & Borzone (2000) e MacCord & Amaral (2007) mostraram que espécies do gênero *Scoleclopis* possuem curto período de vida, elevado esforço reprodutivo e comportamento oportunista, apresentando assim características de uma espécie r-estrategista. A espécie *S. gaucha* possivelmente possa ser classificado do mesmo modo, o que auxiliou em sua rápida colonização no setor mais impactado no período em

que o tráfego foi significativamente menor, representando mais de 90% da densidade total de organismos neste setor.

Do mesmo modo, os resultados de densidade de insetos e aracnídeos mostraram-se distintos, com maiores valores no setor Controle durante o Pós-Verão e valores próximos à zero ind. m⁻² no setor com maior tráfego, sugerindo que estes grupos também são impactados pelos veículos. Veloso et al. (2006) encontraram resultados semelhantes para o coleóptero *Phaleria testacea* Say, 1824 em praias do Rio de Janeiro, observando maiores densidades deste organismo em praias não urbanizadas durante o Verão, concluindo que estes organismos também são influenciados negativamente pelo uso humano nas praias.

As relações entre o tráfego de veículos e a macrofauna bentônica também foram encontrados por Schlacher et al. 2008a, mostrando significativas correlações negativas entre a abundância de organismos e o número de veículos, enquanto os parâmetros do sedimento não demonstraram correlações significativas. Do mesmo modo, os resultados de correlação encontrados no presente trabalho entre os parâmetros biológicos e ambientais, especificamente penetrabilidade e número de veículos, comprovam que estes organismos são altamente vulneráveis a este tipo de impacto.

Auxílio em gestões de manejo

O primeiro passo para a realização de planos de manejo seria a combinação entre os objetivos de desenvolvimento ecologicamente sustentável e os demais usos da praia (James 2000). De modo similar, Lucrezi et al. 2016 identificaram a elevada importância de coletar informações sobre percepções e expectativas das pessoas em relação ao ambiente da praia, que devem ser empregadas juntamente com abordagens de gestão, fornecendo diretrizes para projetar esquemas de gerenciamento de praia (por exemplo, educação, ciência cidadã). Tais estratégias deveriam considerar tanto as necessidades sociais quanto os potenciais conflitos.

Schlacher et al. (2008a) identificaram que as estratégias e ações de gerenciamento precisam incluir medidas de conservação baseadas em dados

defensáveis e robustos sobre as respostas ecológicas das praias às pressões humanas. Deste modo, os resultados aqui apresentados podem ser utilizados para o auxílio em planos de manejo que levem em consideração não só as demandas socioculturais e econômicas, mas também as questões ecológicas. Isto se deve pelo fato de mostrarem de maneira robusta que a macrofauna bentônica é altamente impactada pelo trânsito de veículos na Praia do Cassino, sobretudo no período de Verão, em que o tráfego é mais relevante.

Assim, conclui-se que, embora o tráfego de veículos não seja totalmente excluído, são necessárias alternativas a esse impacto, como a criação de áreas de restrições ou permissão de determinado número de veículos por dia, auxiliando na recuperação da macrofauna bentônica desta praia e consequentemente de todo o ecossistema praial.

Além disso, são necessários estudos contínuos da biota deste ambiente, não só da macrofauna, mas também das aves marinhas e da vegetação de dunas para se conseguir dados mais concretos do impacto ocasionado pelos veículos na Praia do Cassino, auxiliando deste modo em estratégias de manejo que levem em consideração as espécies que habitam este habitat.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aloy, A. B., Vallejo Jr, B. M., & Juinio-Meñez, M. A. (2011). Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1772-1779.

Anders, F. J., & Leatherman, S. P. (1987). Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology*, 9(3), 183-189.

Antworth, R. L., Pike, D. A., & Stiner, J. C. (2006). Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biological Conservation*, 130(1), 10-15.

Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D. L., & Santos, A. D. A. (2007). Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Instituto Mamirauá, Belém, 364.

Bejarano, A. C., & Michel, J. (2016). Oil spills and their impacts on sand beach invertebrate communities: A literature review. *Environmental Pollution*, 218, 709-722.

Bessa, F., Cunha, D., Gonçalves, S. C., & Marques, J. C. (2013). Sandy beach macrofaunal assemblages as indicators of anthropogenic impacts on coastal dunes. *Ecological indicators*, 30, 196-204.

Borneman, T. E., Rose, E. T., & Simons, T. R. (2016). Off-road vehicles affect nesting behaviour and reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus*. *Ibis*, 158(2), 261-278.

Brown, A. C., & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1), 62-77.

Calliari, L. J., & Klein, A. D. F. (1993). Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. *Pesquisas*, 20(1), 48-56.

Caputo, H. P. (1987). Mecânica dos solos e suas aplicações. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos. 512 p.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth, PRIMER E. 234p.

Davies, R., Speldewinde, P. C., & Stewart, B. A. (2016). Low level off-road vehicle (ORV) traffic negatively impacts macroinvertebrate assemblages at sandy beaches in south-western Australia. *Scientific reports*, 6.

Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.

Dugan, J. E., Hubbard, D. M., McCrary, M. D., & Pierson, M. O. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 25-40.

Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., & Degraer, S. (2005). Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60(2), 245-265.

Girão, M. M. L. (2009). Variação espaço-temporal de *Ocypode quadrata* sob a influência de um gradiente antrópico na Praia do Cassino, Rio Grande do Sul – Brasil. (Masters dissertation, Federal University of Rio Grande).

Houser, C., Labude, B., Haider, L., & Weymer, B. (2013). Impacts of driving on the beach: Case studies from Assateague Island and Padre Island National Seashores. *Ocean & coastal management*, 71, 33-45.

James, R. J. (2000). The first step for the environmental management of Australian beaches: establishing an effective policy framework. *Coastal Management*, 28(2), 149-160.

Lucrezi, S., & Schlacher, T. A. (2010). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on burrow architecture of ghost crabs (Genus *Ocypode*) on sandy beaches. *Environmental management*, 45(6), 1352-1362.

Lucrezi, S., Saayman, M., & Van der Merwe, P. (2016). An assessment tool for sandy beaches: A case study for integrating beach description, human dimension, and economic factors to identify priority management issues. *Ocean & Coastal Management*, 121, 1-22.

MacCord, F. S., & Amaral, A. C. Z. (2007). The reproductive cycle of *Scolecopsis goodbodyi* (Polychaeta, Spionidae). *Marine Biology*, 151(3), 1009-1020.

Machado, P. M., Suciú, M. C., Costa, L. L., Tavares, D. C., & Zalmon, I. R. (2017). Tourism impacts on benthic communities of sandy beaches. *Marine Ecology*, 38(4).

McLachlan, A. (2001). Coastal beach ecosystems. *Encyclopedia of biodiversity*, 1, 741-751.

McLachlan, A., & Brown, A. (2006). Human impacts. In: McLachlan, A., & Brown, A. (eds.). *The ecology of sandy shores*. Elsevier Academic Press, USA, Chap. 14: 273-302.

Nester, L. R. (2006). Effects of Off-road Vehicles on the Nesting Activity of Loggerhead Sea Turtles in North Carolina (Doctoral thesis, University of Florida).

Pereira, P. S., Calliari, L. J., & do Carmo Barletta, R. (2010). Heterogeneity and homogeneity of Southern Brazilian beaches: A morphodynamic and statistical approach. *Continental Shelf Research*, 30(3), 270-280.

Priskin, J. (2003). Physical impacts of four-wheel drive related tourism and recreation in a semi-arid, natural coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 46(1), 127-155.

Roberts, C. M., & Hawkins, J. P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(6), 241-246.

Santos, P. J. P. (1994). Population dynamics and production of *Scolecopsis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on the sandy beaches of Southern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 159-165.

Schlacher, T. A., & Thompson, L. M. (2007). Exposure of fauna to off-road vehicle (ORV) traffic on sandy beaches. *Coastal Management*, 35(5), 567-583.

Schlacher, T. A., & Thompson, L. M. (2008). Physical impacts caused by off-road vehicles to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24(2), 234-242.

Schlacher, T. A., Nielsen, T., & Weston, M. A. (2013). Human recreation alters behaviour profiles of non-breeding birds on open-coast sandy shores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 118, 31-42.

Schlacher, T. A., Noriega, R., Jones, A., & Dye, T. (2012). The effects of beach nourishment on benthic invertebrates in eastern Australia: impacts and variable recovery. *Science of the Total Environment*, 435, 411-417.

Schlacher, T. A., Richardson, D., & McLean, I. (2008a). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on macrobenthic assemblages on sandy beaches. *Environmental Management*, 41(6), 878-892.

Schlacher, T. A., Thompson, L. M., & Walker, S. J. (2008b). Mortalities caused by off-road vehicles (ORVs) to a key member of sandy beach assemblages, the surf clam *Donax deltoides*. *Hydrobiologia*, 610(1), 345-350.

Schlacher, T., & Thompson, L. (2009). Changes to dunes caused by 4WD vehicle tracks in beach camping areas of Fraser Island. In *Proceedings of the 2009 Queensland Coastal Conference*. SEQ Catchments Ltd.

Seo, J. Y., Kim, M., Lim, H. S., & Choi, J. W. (2014). The macrofaunal communities in the shallow subtidal areas for the first 3 years after the Hebei Spirit oil spill. *Marine pollution bulletin*, 82(1), 208-220.

Sheppard, N., Pitt, K. A., & Schlacher, T. A. (2009). Sub-lethal effects of off-road vehicles (ORVs) on surf clams on sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380(1), 113-118.

Short, A. D., & Wright, L. D. (1983). Physical variability of sandy beaches. In *Sandy beaches as ecosystems* (pp. 133-144). Springer, Dordrecht.

Souza, J. R., & Borzone, C. A. (2000). Population dynamics and secondary production of *Scolecopsis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of marine Science*, 67(1), 221-233.

Suguio, O. K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, EDUSP. 317p.

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838.

Ugolini, A., Ungherese, G., Somigli, S., Galanti, G., Baroni, D., Borghini, F., Cipriani, N., Nebbiani, M., Passaponti, M., & Focardi, S. (2008). The

amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65(4), 349-357.

van Dam, A. R., & van Dam, M. H. (2008). Impact of off-road vehicle use on dune endemic Coleoptera. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(2), 411-417.

van der Merwe, D., & van der Merwe, D. (1991). Effects of off-road vehicles on the macrofauna of a sandy beach. *South African Journal of Science*, 87(5), 210-213.

Veloso, V. G., Silva, E. S., Caetano, C. H., & Cardoso, R. S. (2006). Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127(4), 510-515.

Venables, W. N., & Smith, D. M. (2009). An introduction to R. Network Theory Limited.

Viana, M. G. (2008). Avaliação de efeitos antrópicos sobre a distribuição do poliqueta *Euzonus furciferus* (Ehlers, 1987) na Praia do Cassino – RS, Brasil. (Masters dissertation, Federal University of Rio Grande).

Vieira, H., Calliari, L. J., & Oliveira, G. D. (2004). O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros físicos: um estudo de caso. *Engevista*, 6(3). 54-63.

Wolcott, T. G., & Wolcott, D. L. (1984). Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29(3), 217-240.

FIGURAS

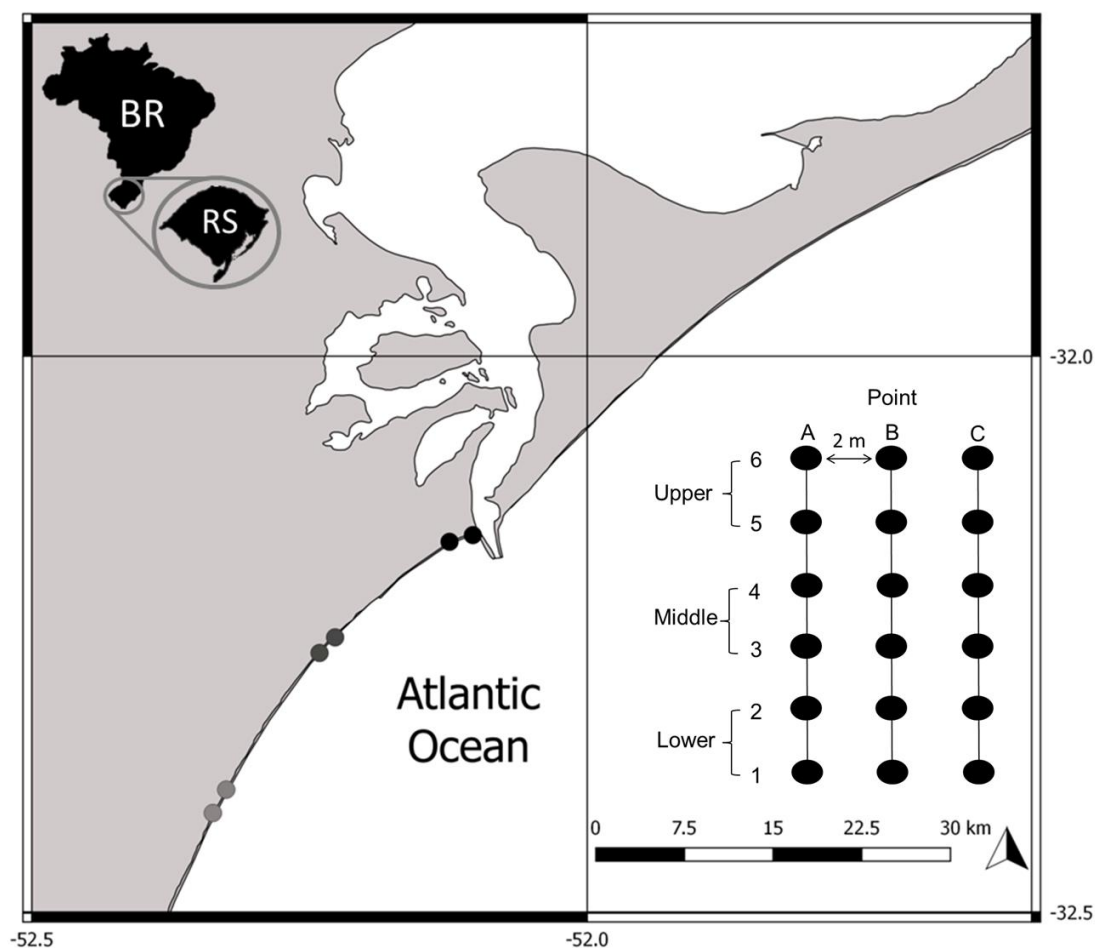


Figura 1: Localização dos distintos setores amostrais na Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil. Pontos pretos representam o setor Impacto Alto, cinza escuro o setor Impacto Moderado e cinza claro o setor Controle. Em destaque o desenho amostral de cada ponto, totalizando 18 amostras biológicas em cada ponto por período.



Figura 2: Distintos setores da Praia do Cassino: (a) Impacto Alto; (b) Impacto Moderado; e (c) Controle. (d) Bivalve *Donax hanleyanus* mortos por ação direta dos veículos.

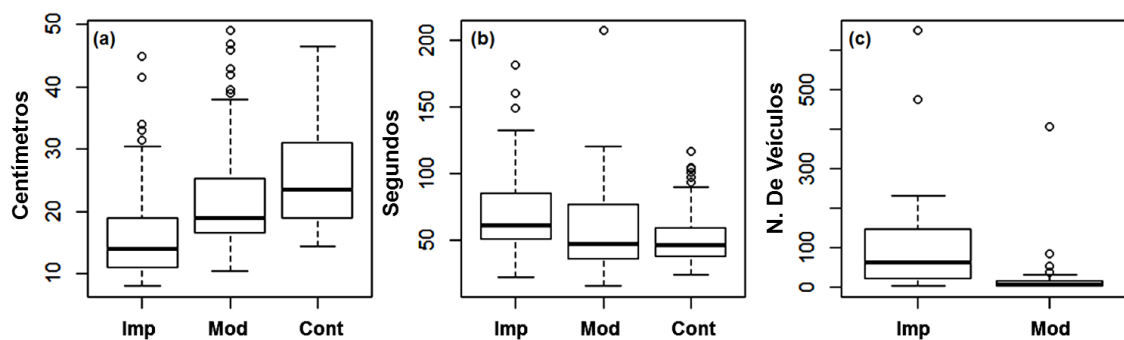


Figura 3: Boxplots dos dados de (a) Penetrabilidade; (b) Percolação e (c) Número de Veículos para cada setor amostral. Barra em Negrito representa a mediana dos dados; Pontos extremos representam os valores máximos e mínimos; Círculos representam os *outliers*.

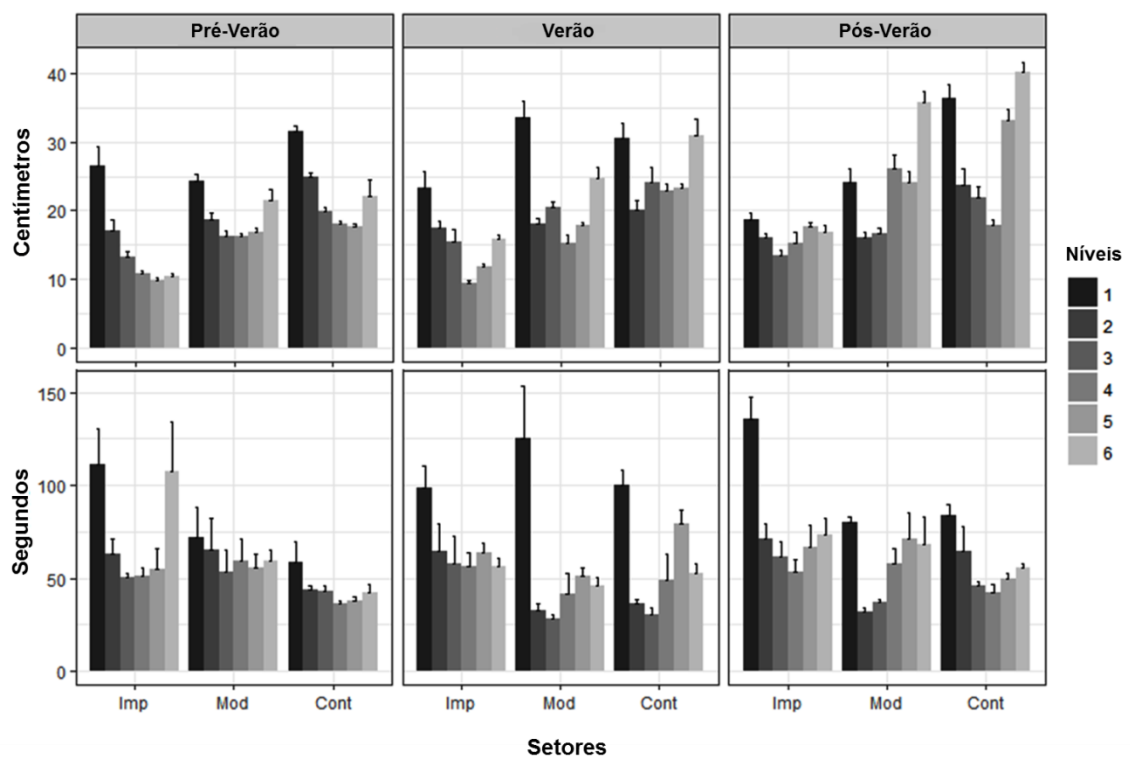


Figura 4: Variações nos dados de penetrabilidade (gráficos superiores) e percolação (gráficos inferiores) entre setores para cada período de coleta. Cada barra representa os níveis verticais da praia.

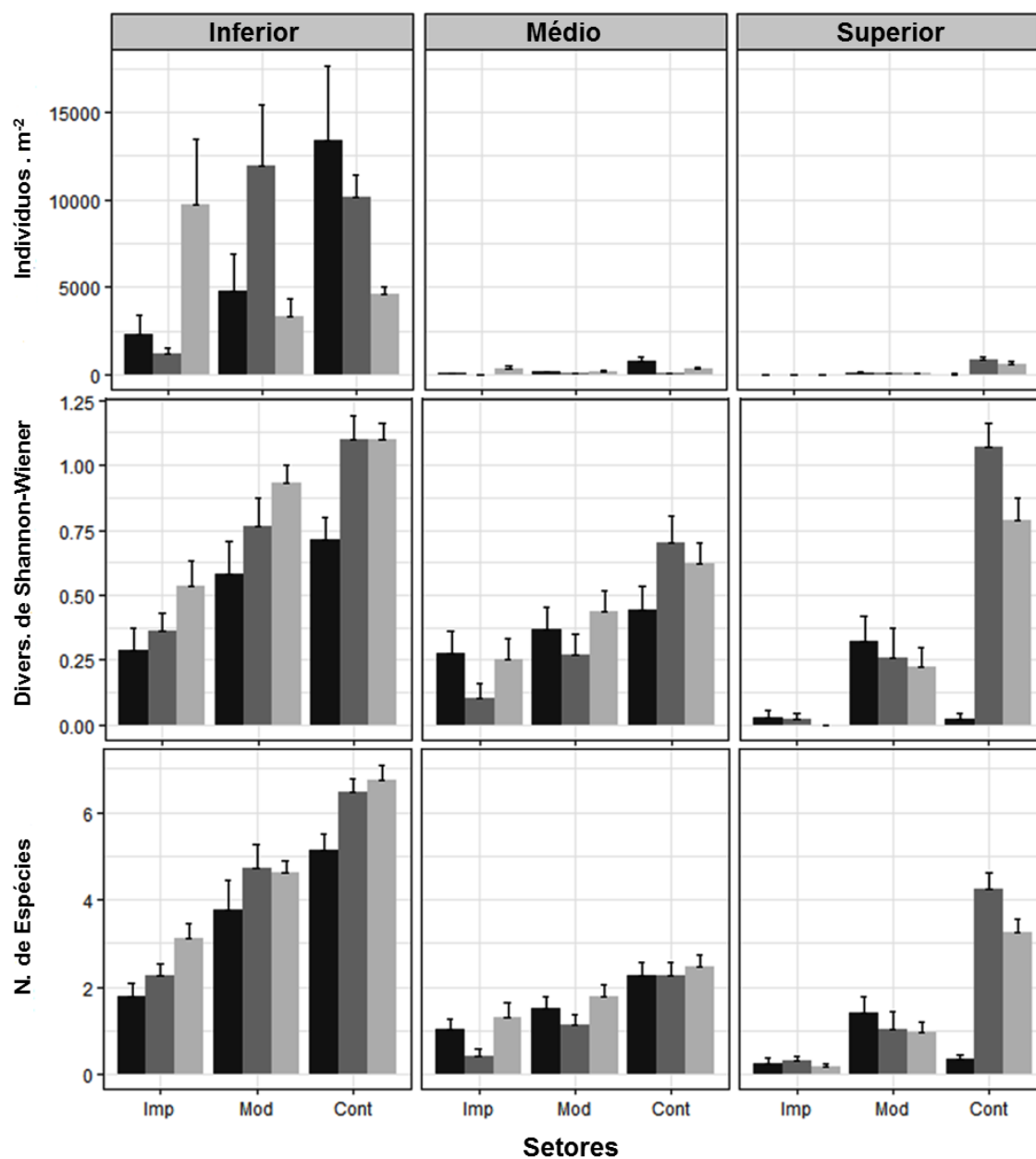


Figura 5: Variações na densidade da macrofauna total, diversidade de espécies (índice Shannon Wiener) e número de espécies entre os distintos setores para cada período amostral. Barras pretas representam o período de Pré-Verão, barras cinza escuro o período de Verão e barras cinza claro o período de Pós-Verão.

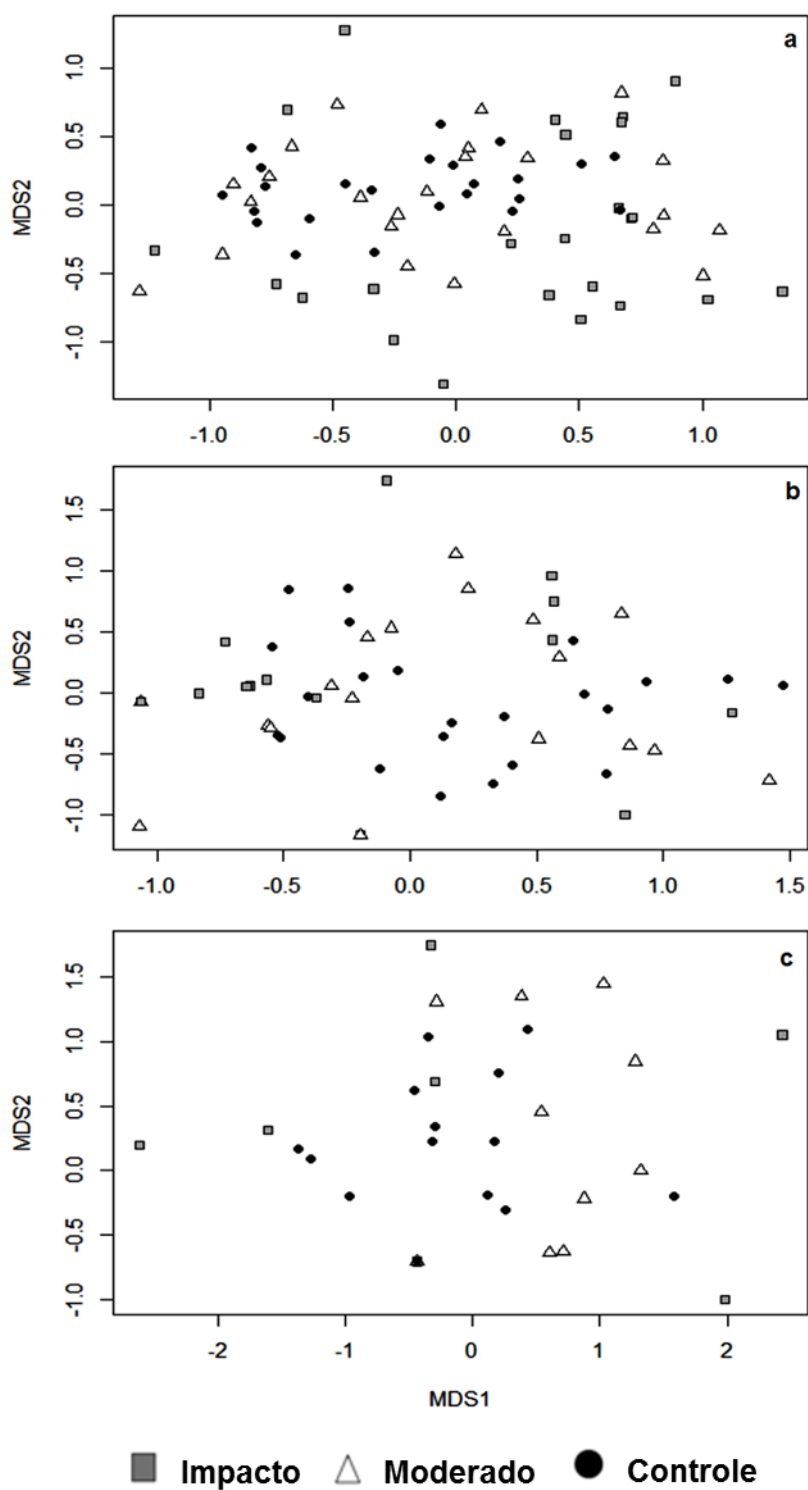


Figura 6: nMDS (escalonamento dimensional não métrico) que compara a estrutura da comunidade entre os distintos setores. (a) Nível Inferior; (b) Nível Médio; e (c) Nível Superior.

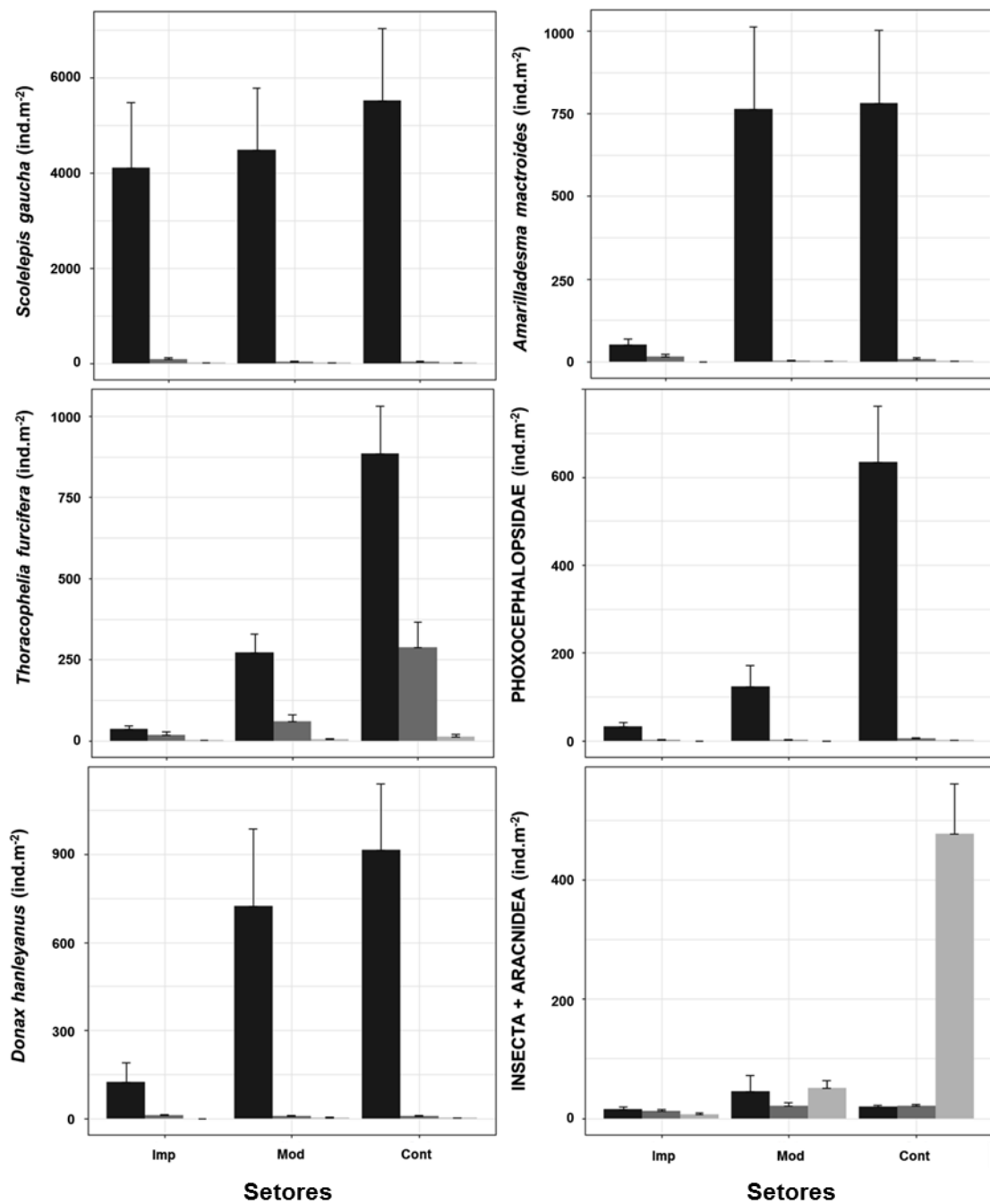


Figura 7: Densidade média + erro padrão das principais espécies nos distintos setores e níveis da praia. Barras pretas representam o nível Inferior, barras cinza escuro o nível Médio e barras cinza claro o nível Superior.

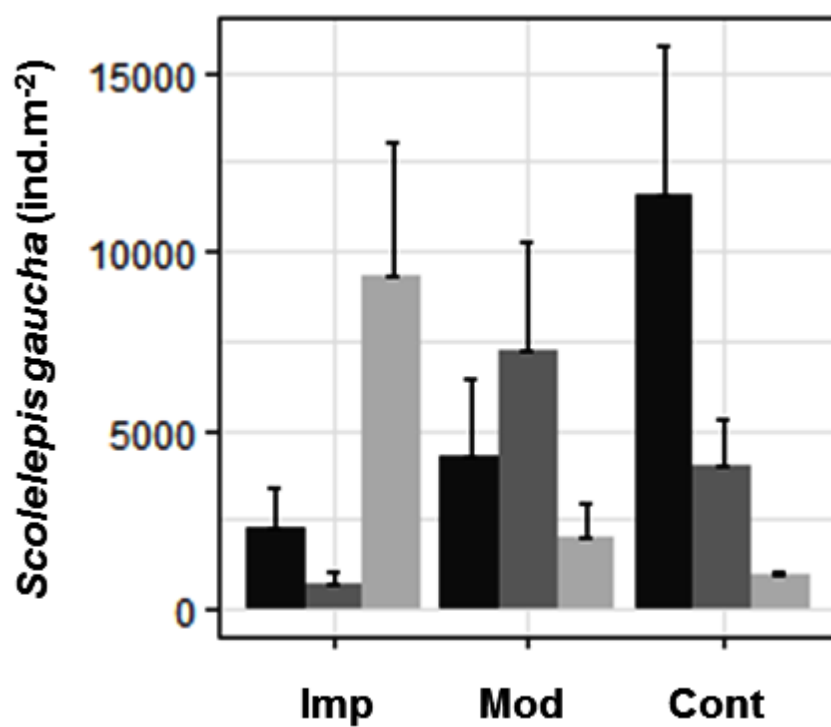


Figura 8: Densidade média + erro padrão do poliqueta *Scololepis gaúcha* nos distintos setores e períodos amostrais. Barras pretas representam o período de Pré-Verão, barras cinza escuro o período de Verão e barras cinza claro o período de Pós-Verão.

TABELAS

Tabela 1: Contagens de veículos em cada período de coleta (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) nos setores de Impacto Alto e Impacto Moderado. As contagens foram divididas em dois níveis (Inferior e Superior).

		Pré-Verão		Verão		Pós-Verão	
Contagem		Alto	Moderado	Alto	Moderado	Alto	Moderado
1	Superior/Médio	13	6	33	12	14	2
	Médio/Inferior	81	6	95	3	54	18
2	Superior/Médio	218	2	147	53	146	0
	Médio/Inferior	127	10	28	2	40	10
3	Superior/Médio	61	31	477	84	2	0
	Médio/Inferior	232	2	218	10	52	6
4	Superior/Médio	8	1	62	36	11	0
	Médio/Inferior	69	13	650	408	7	1
Média por setor		202.25	17.75	427.5	152	81.5	9.25

Tabela 2: Comparação da proporção de amostras que não continham organismos bentônicos entre setores e períodos. As amostras de cada setor foram divididas nos níveis Inferior, Médio e Superior.

	Pré-Verão			Verão			Pós-Verão		
	Alto	Moderado	Controle	Alto	Moderado	Controle	Alto	Moderado	Controle
Inferior	4 (16%)	2 (8%)	0	1 (4%)	1 (4%)	0	1 (4%)	0	0
Médio	10 (42%)	7 (29%)	4 (16%)	18 (75%)	9 (38%)	4 (16%)	13 (54%)	4 (16%)	0
Superior	19 (79%)	10 (42%)	17 (71 %)	18 (75%)	15 (63%)	0	20 (83%)	11 (46%)	1 (4%)
Total	33 (46%)	19 (26%)	21 (29%)	37 (51%)	25 (35%)	4 (5%)	34 (47%)	15 (21%)	1 (1 %)

Tabela 3: Sumário das análises de Kruskal-Wallis que compara a densidade total da macrofauna, número de espécies e diversidade nos distintos períodos, setores e níveis.

	Densidade	N. de Espécies	Diversidade
Período	p = 0.0098	p = 0.0009	p = 0.0001
	H = 9.24	H = 13.99	H = 18.29
Setores	p = 0.000	p = 0.000	p = 0.000
	H = 94.55	H = 122.18	H = 114.88
Níveis	p = 0.000	p = 0.000	p = 0.000
	H = 270.14	H = 214.22	H = 109.14

Tabela 4: Resumo das análises de SIMPER que identifica a contribuição das espécies individuais para a dissimilaridade total entre as comunidades bentônicas para os distintos setores amostrados. As amostras foram separadas nos níveis Inferior, Médio e Superior.

INFERIOR	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
ALTO & MODERADO						
<i>Scoelepis gaucha</i>	387.54	422.5	43.6	1.24	50.84	50.84
<i>Thoracophelia furcifera</i>	3.42	25.54	11.16	0.58	13.01	63.85
<i>Amarilladesma mactroides</i>	4.88	72	9.75	0.67	11.38	75.22
<i>Donax hanleyanus</i>	11.75	68.08	8.96	0.59	10.45	85.67
Insecta + Arachnida	1.46	4.29	3.68	0.34	4.29	89.96
Phoxocephalopsidae	2.96	11.58	3.24	0.44	3.78	93.74
ALTO & CONTROLE						
<i>Scoelepis gaucha</i>	387.54	518.88	38.94	1.2	44.68	44.68
<i>Thoracophelia furcifera</i>	3.42	83.5	16.76	0.68	19.24	63.92
<i>Donax hanleyanus</i>	11.75	81.21	9.08	0.54	10.42	74.34
Phoxocephalopsidae	2.96	59.71	7.28	0.68	8.35	82.7
<i>Amarilladesma mactroides</i>	4.88	52.63	7.12	0.69	8.17	90.86
SUPERIOR						
ALTO & MODERADO						
Insecta + Arachnida	1.36	6.71	42.62	1.48	55.87	55.87
<i>Scoelepis gaucha</i>	0.73	0.71	12.47	0.69	16.34	72.21
<i>Thoracophelia furcifera</i>	0.09	0.59	7.84	0.64	10.28	82.48
Platyischnopidae	0.09	0.41	4.38	0.42	5.74	88.22
<i>Donax hanleyanus</i>	0	0.35	3.25	0.34	4.26	92.48
ALTO & CONTROLE						
Insecta + Arachnida	1.36	53.95	70.36	2.19	78.83	78.83
<i>Thoracophelia furcifera</i>	0.09	1.3	8.14	0.38	9.13	87.96
<i>Scoelepis gaucha</i>	0.73	0.7	4.99	0.49	5.59	93.55
MODERADO & CONTROLE						
Insecta + Arachnida	6.71	53.95	62.11	2.05	78.63	78.63
<i>Thoracophelia furcifera</i>	0.59	1.3	6.85	0.41	8.67	87.3
<i>Scoelepis gaucha</i>	0.71	0.7	3.97	0.45	5.03	92.33

Tabela 5: Sumário das análises de correlação de Spearman entre os parâmetros ambientais do sedimento e as variabilidades da macrofauna bentônica. Resultados em negrito mostram resultados significativos

	Densidade	N. De Espécies	Diversidade
<u>Inferior</u>			
Penetrabilidade	0.29	0.50	0.38
Percolação	-0.05	-0.02	0.13
Tráfego de Veículos	-0.38	-0.51	-0.54
<u>Médio</u>			
Penetrabilidade	0.33	0.40	0.39
Percolação	-0.24	-0.22	-0.22
Tráfego de Veículos	-0.44	-0.54	-0.56
<u>Superior</u>			
Penetrabilidade	0.54	0.54	0.57
Percolação	-0.02	-0.01	-0.02
Tráfego de Veículos	-0.43	-0.49	-0.54

CAPÍTULO 2

Os bivalves *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides* como bioindicadores do impacto de veículos em uma praia arenosa subtropical

RESUMO

As praias arenosas são as principais áreas recreativas do mundo, o que ocasiona elevados impactos ambientais, especialmente sobre a macrofauna bentônica, por ocuparem a matriz arenosa e possuírem baixa capacidade de locomoção. Entre os tipos mais comuns de recreação em praias arenosas, o trânsito de veículos é possivelmente o mais impactante, alterando as características físicas do sedimento e muitas vezes agindo diretamente sobre os organismos que habitam esses ecossistemas. A Praia do Cassino, localizada no sul do Brasil, possui cerca de 20 km de intenso uso veicular, onde milhares de carros utilizam diariamente a faixa de praia. Apesar deste elevado uso, faltam dados robustos da resposta das espécies que habitam este habitat a este tipo de impacto. Deste modo, para se avaliar possíveis consequências do impacto de veículos sobre organismos, foram realizadas amostragens que visaram a coleta de duas espécies chave deste ecossistema (os bivalves *Donax hanleyanus* e *Amarilladesma mactroides*) em setores com distintos graus de impacto (Impacto Alto, Impacto Moderado e Controle) e em distintos períodos do ano (Pré-Verão, Verão e Pós-Verão), avaliando também alterações físicas ocasionadas por este tipo de impacto. Dados ambientais mostraram alta compactação do sedimento no setor mais impactado por veículos, sem diferenças significativas entre os períodos, mostrando que este impacto persiste durante todo o ano. Os bivalves mostraram ser altamente impactados pelo tráfego de veículos, com baixas densidades observadas no setor mais impactado, além da presença quase nula de organismos juvenis e adultos nesse setor, demonstrando assim serem bons bioindicadores deste tipo de impacto. Conclui-se que o tráfego de veículos afeta o ambiente físico da praia e, consequentemente, as densidades destes organismos. Deste modo, estes resultados podem auxiliar em planos de manejo do uso da Praia do Cassino, levando em consideração também a ecologia deste ecossistema, além das demandas econômicas e culturais.

Palavras-chave: Compactação, Manejo Costeiro, Ecologia, Impacto Antrópico.

INTRODUÇÃO

Praias arenosas são amplamente utilizadas pelo homem para recreação e usos econômicos, ocasionando importantes impactos nestes ecossistemas, principalmente através do desenvolvimento crescente das áreas costeiras (Defeo et al. 2009; McLachlan & Brown 2006). Apesar do conhecimento atual de que esses impactos ocasionam danos sobre os ambientes costeiros, a gestão muitas vezes não leva em consideração sua ecologia, concentrando-se na restauração das feições geomorfológicas e no uso recreativo, ocasionando deste modo graves problemas ambientais (James 2000).

Dentre os tipos mais comuns de recreação em praias está o uso para caminhadas, acampamento, pesca e em algumas praias em diversos locais do globo, o uso de veículos (Priskin 2003a; McLachlan & Brown 2006). Esta é possivelmente a maneira mais áustera de impacto recreativo nas praias arenosas, alterando as características físicas do sedimento (Anders & Leatherman 1987; Priskin 2003b; Schlacher & Thompson 2008) e muitas vezes agindo diretamente sobre a biota residente (Defeo et al. 2009).

Os principais estudos relacionados a este tipo de impacto são relacionados aos macroinvertebrados bentônicos (e.g Schlacher et al. 2008a; Sheppard et al. 2009; Lucrezi & Schlacher 2010; Davies et al. 2016) por serem organismos potencialmente vulneráveis a este tipo de impacto, uma vez que ocupam a matriz arenosa intermareal, onde ocorre a maior parte do tráfego de veículos (Schlacher e Thompson 2007; Schlacher et al. 2008a).

Estes organismos desempenham um papel fundamental nas cadeias tróficas das praias arenosas, servindo de elo entre os produtores primários e os predadores, como por exemplo, peixes e aves marinhas (McLachlan & Brown 2006). Devido a isto, a mortalidade destes invertebrados em praias arenosas gerada por veículos pode ocasionar efeitos a níveis ecológicos amplos, como modificações das tramas alimentares com peixes e aves marinhas, tornando este impacto ainda mais expressivo (Defeo et al. 2009).

Alguns estudos foram realizados avaliando o impacto de veículos sobre bivalves, sobretudo espécies do gênero *Donax*. Em praias dos EUA, a espécie *Donax variabilis* Say, 1822 apresentou tolerância à passagem de veículos

(Wolcott & Wolcott 1984), assim como *Donax serra* Röding, 1798 em praias arenosas da África do Sul (van der Merwe & van der Merwe 1991). Estes resultados evidenciaram que estas espécies são tolerantes principalmente pelo baixo número de veículos transitando na faixa de areia em que estes organismos habitam.

Diferentemente, Schlacher et al. 2008b e Sheppard et al. (2009) observaram elevado impacto ocasionado pelo tráfego de veículos sobre o bivalve *Donax deltoides* Lamarck, 1818 em praias da Austrália, evidenciando, através de experimentos, significativos efeitos sub-letais e letais nestes organismos provocados por este tipo de perturbação.

Na Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil, há elevado tráfego de veículos em cerca de 20 km, principalmente durante o verão (Vieira et al. 2004), quando milhares de carros circulam diariamente, sem nenhum mecanismo de restrição ou controle de acesso. Raros são os trabalhos que avaliam esta fonte de impacto sobre as comunidades bentônicas, havendo apenas duas dissertações de mestrado a respeito deste tema e que não levaram em consideração duas importantes espécies encontradas nessa praia, os bivalves *Donax hanleyanus* Philippi, 1847 e *Amarilladesma mactroides* (Reeve, 1854).

Essas espécies de bivalve ocupam papel chave na estrutura da macrofauna bentônica da Praia do Cassino, por apresentarem comumente elevadas densidades e as maiores biomassas entre os organismos da zona do varrido (Neves et al. 2007; Queiroz 2009), além de servirem como importante elo entre o fitoplâncton, por serem espécies filtradoras, e organismos de níveis mais elevados na cadeia trófica, como aves marinhas e outros invertebrados bentônicos (Pinotti et al. 2014).

Deste modo, o presente estudo tem como objetivo avaliar a influência espacial e temporal do impacto de veículos sobre estes membros-chaves deste ecossistema (*D. hanleyanus* e *A. mactroides*), possibilitando um subsídio para a gestão futura deste ecossistema. Ademais, foram também coletados parâmetros ambientais do sedimento para identificar possíveis alterações

físicas no substrato, ocasionadas por este tipo de impacto e que podem afetar a distribuição destes organismos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

As espécies de bivalves *D. hanleyanus* e *A. mactroides* foram avaliadas entre áreas impactadas pelo trânsito de veículos e área controle da Praia do Cassino, localizada no litoral sul do estado do Rio Grande do Sul - Brasil, perfazendo uma distância de cerca de 30 km (Figura 1).

Na área Impactada foram amostrados dois setores: Impacto Alto (localizado entre as latitudes 32°9'S e 32°10'S, próximo à área urbana) e Impacto Moderado (localizada entre as latitudes 32°15'S e 32°16'S, 15 km ao sul da região mais impactada). Já a área Controle teve um setor (localizado entre as latitudes 32°23'S e 32°24'S, 30 km ao sul do setor mais impactado) (ver Figura 2 do capítulo anterior). Cada setor foi representado por dois pontos, totalizando 6 pontos amostrais (Figura 1). As amostragens foram realizadas durante três períodos: Pré-Verão (outubro e novembro de 2016), Verão (fevereiro e março) e Pós-Verão (junho e julho de 2017), configurando duas amostragens por período.

Amostragem Biológica

As amostras biológicas foram coletadas através de um tubo tipo PVC, com 20 cm de diâmetro (0,031 m²), coletando 20 cm do substrato. Cada ponto amostral foi representado por dois níveis verticais da praia, próximos à linha d'água (máximo do varrido e 10-12 m em direção às dunas), com três réplicas em cada nível, totalizando 36 amostras biológicas por período (Figura 1).

Os organismos foram previamente peneirados em malhas com abertura de 0,5 mm e fixadas em formol 4%. Em laboratório, com auxílio de microscópio estereoscópico (lupa; 40x) os bivalves foram identificados, quantificados e conservados em álcool 70%. Os comprimentos dos organismos foram medidos com o auxílio de paquímetro e classificados em distintas classes de tamanho segundo Defeo (1998).

Através do comprimento antero-posterior de suas conchas os organismos da espécie *A. mactroides* foram classificados em recrutas (<10,0 mm), juvenis (10,1 – 42,9 mm) e adultos (>43,0 mm). Já os organismos da espécie *D. hanleyanus* foram classificados em recrutas (>5,0 mm), juvenis (5,1 – 14,9 mm) e adultos (>15,0 mm), através da mesma medida de comprimento.

Parâmetros Abióticos

Simultaneamente às amostragens biológicas de cada setor, uma amostra de 50 g de sedimento foi coletada em cada nível vertical da praia para a realização de análises granulométricas seguindo o protocolo de peneiramento (> 0,062 mm de diâmetro), descrito por Suguio (1973).

Foram medidos dados de percolação da água no sedimento (dados pelo tempo em que a água percola 5 cm no interior do sedimento), através do método descrito por Caputo (1987) e penetrabilidade do sedimento (dados em centímetros penetrados utilizando 40 kgf.cm⁻²), com uso de penetrômetro de subsolagem, a partir da modificação de um método descrito em McLachlan & Brown (2006), que auxiliam na verificação do nível de compactação do substrato.

Foram realizadas ainda contagens de veículos na região mais próxima à água (área que compreende os níveis amostrais) durante 1 h em quatro dias aleatórios de cada período de coleta (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) nos setores de Impacto Alto e Impacto Moderado.

Análise de Dados

Foram utilizadas formas gráficas para os dados biológicos (densidade e classe de tamanho de cada espécie) e dados ambientais (penetrabilidade e percolação). Utilizando o software R (Venables & Smith, 2009) foram realizados testes ANOVA de três vias para os dados de penetrabilidade e percolação, avaliando-se os distintos setores, períodos e níveis. Para a contagem de veículos foram realizadas ANOVA de duas vias, avaliando-se os distintos setores e períodos. Para obedecer aos pré-requisitos de normalidade,

homogeneidade das variâncias e independência, os dados originais foram transformados pelo método de Box-Cox.

Para a realização de ANOVA, as variáveis incluídas foram: (i) setores (Impacto Alto, Impacto Moderado e Controle), (ii) períodos (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) e (iii) níveis verticais da praia (1 e 2).

Para os dados biológicos (densidades de *D. hanleyanus* e *A. mactroides*) foram realizados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis, uma vez que não apresentaram distribuição normal (Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,05$). Foram utilizadas para estes testes as mesmas variáveis independentes empregadas nos testes de ANOVA dos parâmetros ambientais.

Utilizando o programa BioEstat 5.1 (Ayres et al. 2007) foram aplicados testes de Correlação de Spearman para avaliar possíveis influências significativas dos parâmetros ambientais do sedimento (Penetrabilidade e Percolação) e Número de Veículos sobre as variabilidades nas densidades dos bivalves *A. mactroides* e *D. hanleyanus*.

RESULTADOS

Características do substrato

As amostras de sedimento mostraram resultados similares para o tamanho do grão durante todos os períodos, setores e níveis, com todas as amostras apresentando tamanho de grão médio de areia fina e com grau de seleção muito bem selecionado. Os tamanhos médios de grão observados foram 2,72 phi para o setor Impacto Alto, 2,50 phi no setor Impacto Moderado e 2,49 phi no setor Controle, com valores similares entre os níveis de cada setor (Figura 2).

Os dados de penetrabilidade, por sua vez, mostraram resultados distintos, com valores médios menores no setor Impacto Alto e maiores no setor Controle (Figura 3). Os valores máximos foram encontrados no nível 1 de todos os setores, durante todo o estudo, com valores sempre maiores que 23 cm, exceto no setor Impacto Alto no período Pós-Verão. No nível 2 se observou menores valores, abaixo de 20 cm, nos setores Impacto Alto e Moderado

(Figura 4). Através de ANOVA três vias foi possível identificar diferenças significativas entre os setores para os dados de penetrabilidade ($p < 0,001$), sendo cada setor distinto dos demais, assim como para os níveis ($p < 0,001$). Por outro lado, os períodos não tiveram diferenças significativas ($p = 0,07$) (Tabela 1). Mesmo não havendo diferenças significativas entre os períodos, somente o Nível 1 do setor Impacto Alto apresentou valores de penetrabilidade gradativamente menores através do ciclo temporal do Pré-Verão, Verão para o Pós-Verão. Ao contrário, o Setor Impacto Moderado apresentou um aumento na penetrabilidade do Pré-verão para o Verão, e o Setor Controle um aumento do Pré-verão para o Pós-verão (Figura 4)

Os dados de percolação também mostraram distinções entre os setores, com maiores tempos no setor Impacto Alto e diminuindo para os setores Impacto Moderado e Controle (Figura 3). Novamente o nível 1 apresentou os tempos mais elevados, em os todos períodos e setores (Figura 4). Em contrapartida, os menores tempos de percolação foram observados no nível 2 nos setores Impacto Moderado e Controle, especialmente no período de Verão (Figura 4).

Igualmente observaram-se diferenças significativas nos valores de percolação, entre os setores ($p < 0,001$) e entre níveis ($p < 0,001$), sem, no entanto, diferenças significativas entre os períodos ($p = 0,44$) (Tabela 1). O setor de Impacto Alto foi distinto dos demais, enquanto os setores Impacto Moderado e Controle não tiveram diferenças significativas entre si. Somente para o setor Impacto Alto, tanto nos níveis 1 e 2, foram observados aumentos graduais na percolação entre os períodos de Pré-Verão, Verão e Pós-Verão (Fig. 4)

Contagem de veículos

O trânsito de veículos foi mais elevado no setor Impacto Alto (Figura 3) com as maiores contagens observadas nos períodos de Verão e Pré-Verão, nos quais se contabilizou médias de 247.75 e 127.25 veículo/h, respectivamente com valores máximos de 650 e 232 veículos/h. Por sua vez, o setor Impacto Moderado não apresentou valores elevados durante as

contagens, exceto em contagem realizada no Verão, na qual foram registrados 408 veículos/h (Tabela 2). Os resultados de ANOVA de duas vias para a contagem de veículos mostraram diferenças significativas para os setores ($p < 0.001$), sem no entanto, se observar diferenças significativas entre períodos ($p = 0.28$) (Tabela 1).

Dados biológicos

Ao longo do estudo, um grande número de amostras não continham os bivalves *A. mactroides* e *D. hanleyanus*, as quais representaram 36,6% do total (79 amostras). Destas, 45 amostras eram do setor Impacto Alto (63%), principalmente no período de Pré-Verão, no qual quase a totalidade das amostras não continha bivalves (Tabela 3). Nos demais setores foram observados baixos números de amostras sem a presença destes bivalves, especialmente no setor Controle, em que apenas 14% do total de amostras não continham representantes de uma dessas espécies (Tabela 3).

Foram registrados um total de 7599 bivalves, dos quais *D. hanleyanus* foi o mais abundante, com 3985 organismos (52,4%), seguido por *A. mactroides*, com 3614 organismos coletados (47,6%).

Com relação aos níveis, maior abundância no nível 1 para ambas as espécies, com *D. hanleyanus* e *A. mactroides* apresentando 77,7% e 80,7% dos organismos coletados neste nível, respectivamente. Diferenças significativas nas densidades médias foram observadas entre os dois níveis para *D. hanleyanus* e *A. mactroides* ($p = 0,003$ e $p < 0,001$, respectivamente) (Tabela 4).

As densidades destas espécies apresentaram diferenças significativas entre os setores e períodos (Figuras 5 e 6, Tabela 4). A espécie *D. hanleyanus* apresentou menores densidades no setor Impacto Alto, com densidades sempre próximas a zero ind. m⁻² e com expressivo aumento nos demais setores, sobretudo no setor Controle (Figura 5). Do mesmo modo, a espécie *A. mactroides* apresentou os menores valores de densidade no setor Impacto Alto, novamente com densidades próximas à zero ind. m⁻² e valores significativamente maiores nos demais setores (Figura 5).

Com relação aos períodos, foi possível identificar padrões similares para as duas espécies, com valores baixos de densidade no período de Pré-Verão (ausência de *D. hanleyanus* durante este período em todos os setores), evidente aumento no Verão, principalmente nos setores Impacto Moderado e Controle, em que as densidades destes bivalves atingiram valores maiores que 1500 ind. m⁻² e posterior queda no Pós-Verão (Figura 6).

Classes de Tamanho

Do total *D. hanleyanus* coletados, 3613 foram classificados como recrutas (90,6%), 371 como juvenis (9,3%) e apenas 1 como adulto (0,02%). Do mesmo modo, a maioria dos organismos de *A. mactroides* também foi classificada como recruta, com 3008 do total de 3614 espécimes apresentando essa classe de tamanho (83,3%), seguido por juvenis (582 organismos; 16,1%) e adultos (24 organismos; 0,66%).

Houve diferenças entre os níveis ocupados por cada classe de tamanho (Tabela 4), com a preferência de recrutas no nível 1 em relação ao nível 2 para ambas as espécies (Tabela 5). Os organismos juvenis de *A. mactroides* também tiveram preferência pelo nível 1, enquanto os espécimes juvenis de *D. hanleyanus* se distribuíram igualmente entre os níveis, assim como os adultos de *A. mactroides*, que também se distribuíram de maneira semelhante entre os níveis (Tabela 5).

Entre os setores também houve diferenças entre as classes de tamanho, com elevadas densidades de recrutas e juvenis de ambas as espécies nos setores Impacto Moderado e Controle enquanto que o setor Impacto Alto teve densidades expressivas apenas de recrutas, com densidades próximas a zero ind. m⁻² para os juvenis (Figuras 7 e 8). Os adultos de *A. mactroides* tiveram predominância no setor Controle, enquanto que no setor Impacto Alto não se observou organismos desta classe de tamanho (Figura 8).

Em relação aos períodos, foram observadas maiores densidades de recrutas e juvenis de ambas as espécies durante o Verão, com menores densidades nos demais períodos avaliados (Figuras 7 e 8). De mesmo modo, os adultos de *A. mactroides* apresentaram maiores densidades durante o

período de Verão, seguido por uma queda no Pós-Verão (Figura 8). Considerando as classes de tamanho de *D. hanleyanus*, os recrutamentos observados no setor Alto Impacto no Verão não são novamente observados no Pós-Verão deste setor, tampouco proporcionam a ocorrência de juvenis no Pós-Verão. Por sua vez, a ocorrência de *A. mactroides* no setor Impacto Alto foi somente registrada para a classe Recrutas, no Pós-verão.

Relação entre os dados abióticos e biológicos

As densidades das espécies de bivalve estão correlacionadas positivamente entre si. Além disso, as duas espécies estão também correlacionadas significativamente com os dados de Penetrabilidade do sedimento (Positivamente) e com o Tráfego de Veículos (Negativamente), diferentemente dos dados de Percolação, em que não se observaram correlações significativas (Tabela 6). Por fim, os dados de Penetrabilidade e Tráfego de Veículos tiveram correlações negativas entre si, enquanto os dados de Percolação esteve correlacionado apenas com a Penetrabilidade (Tabela 6).

DISCUSSÃO

Os resultados granulométricos encontrado no presente estudo são similares os valores encontrados por Pereira et al. (2010), caracterizando que os setores amostrais do presente estudo como Dissipativo (Impacto Alto e Moderado) e Intermediário de Baixa Mobilidade (Controle), tendo assim classificações próximas em relação aos estágios descritos por Short & Wright (1983).

Estes resultados mostram que a granulometria não foi um fator que influenciou a macrofauna, uma vez que McLachlan (2001) mostrou que as densidades da macrofauna são significativamente maiores em praias dissipativas, diminuindo em abundância conforme as praias sejam mais intermediárias e reflectivas, o contrário do observado no presente estudo, em que se identificaram menores densidades de organismos no setor

caracterizado como dissipativo e maior número de organismos no setor caracterizado como intermediário.

Diferentemente, as alterações físicas encontradas no presente trabalho, identificadas através dos dados de penetrabilidade e percolação, mostraram que o impacto originado pelos veículos nas zonas mais próximas à água ocasionam alterações contínuas no substrato, que acarretam maior compactação do sedimento, principalmente no setor Impacto Alto. Além disso, a ausência de diferenças temporais no número de veículos dessa zona da praia comprova que este é um impacto crônico neste ambiente, com pulsos durante o Verão, especialmente no setor Impacto Alto.

Resultados similares foram identificados por Priskin (2003b), evidenciando um aumento significativo no número de rotas em praias da Austrália nas últimas décadas, originando assim maior degradação destes ambientes e por Schlacher & Thompson (2008), em praias australianas, que observaram que este tipo de impacto ocasionou elevada compactação do sedimento e deslocamento de volumes significativos de areia nas regiões da praia com maior passagem de veículos.

Na Praia do Cassino também observou-se elevada compactação do sedimento, com resultados de penetrabilidade mais baixos nas áreas impactadas e maiores nas áreas sem impacto (Vieira et al. 2004), semelhantes aos encontrados no presente trabalho, mostrando que este tipo de impacto é temporalmente significativo há muitos anos.

Davies et al. (2016) e Schlacher et al. 2008a observaram que as principais correlações para os dados biológicos e os parâmetros ambientais obtidos foram entre as densidades da macrofauna e o tráfego de veículos, resultado similar ao encontrado na Praia do Cassino, em que a penetrabilidade e número de veículos mostraram as maiores correlações com os bivalves. Esses resultados evidenciam que o tráfego de veículos possivelmente seja o fator principal que ocasiona alterações na abundância dos bivalves nos setores amostrados.

O fato de que bivalves são altamente impactados pelo tráfego de veículos, como os valores de densidades observados no presente estudo, foi

observado também por Sheppard et al. (2009) e Schlacher et al. 2008b que evidenciaram através de experimentos que o bivalve *D. deltoides* sofre efeitos letais e sub-letais pela passagem de veículos em praias arenosas, sendo prejudicados pela compactação do sedimento.

Em praias arenosas do leste da Austrália, foi evidenciado que o tráfego de veículos prejudica significativamente as taxas de enterramento e de condição corporal de *D. deltoides*, o que pode implicar em maiores das taxas de mortalidade, aumentando os riscos de predação e dessecação (Sheppard et al., 2009). Já Schlacher et al. 2008b evidenciaram, em praia australiana, certa tolerância desta mesma espécie com a passagem de poucos veículos (passagem de 5 veículos), mas elevadas taxas de mortalidade conforme aumentaram o tráfego sobre os organismos (passagem de 75 veículos).

Com relação às classes de tamanho, foi possível identificar clara predominância de organismos recrutas para ambas as espécies, em todos os níveis, períodos e setores. A presença predominante desta classe de tamanho na zona intermareal pode ser explicada pela distribuição vertical de cada classe de tamanho, identificada por Bergonci & Thomé (2008) utilizando o bivalve *A. mactroides*. Estes autores evidenciaram maior concentração de recrutas no infralitoral raso, enquanto os adultos se concentraram predominantemente na zona infralitoral. Isto ocorre devido aos espécimes recrutas serem menores e mais leves, o que facilitaria seu transporte para essas regiões.

Estudo realizado na África do Sul mostrou que a espécie *D. serra* também possui este mesmo padrão, com organismos recrutas concentrando-se nas zonas mais rasas e os adultos em maiores profundidades (McLachlan & Hanekom 1979). Da mesma forma, Ansell & Lagardère (1980) demonstraram em trabalho realizado na costa francesa que a espécie *Donax trunculus* Linnaeus, 1758 também possui distribuição por classes de tamanho, com os menores espécimes habitando o infralitoral raso.

Foi possível ainda observar a predominância de recrutas de *D. hanleyanus* e *A. mactroides* quando comparados às demais classes através dos períodos, principalmente no Verão. Resultados similares foram observados por Defeo et al. (1992), avaliando recrutamentos de *A. mactroides* em praias do

Uruguai e por Lastra & McLachlan (1996) analisando variações temporais nas classes de tamanho de espécie do gênero *Donax* em praia na África do Sul. Os resultados destes estudos, com maiores densidades de recrutas nos meses de Verão, também em ambientes subtropicais, ocorreram por estas espécies terem recrutamentos mais relevantes nos meses quentes, sugerindo ainda que ambas possuam apenas este pico de recrutamento durante o ano.

Este fato provavelmente potencializa o impacto do tráfego de veículos sobre as duas espécies de bivalves na Praia do Cassino, que ocorre de forma mais intensa e sistemática no Verão, mesmo não tendo sido observado número maior de veículos entre os períodos no setor Alto Impacto. Isso pôde ser observado, de fato, nas densidades de recrutas de *D. hanleyanus* no setor de Alto Impacto, onde se observou um início de colonização da espécie neste setor no período de Verão, porém sem sucesso, o que foi evidenciado pelas densidades próximas a zero ind. m⁻² no Pós-Verão.

O fato de se observar baixas densidades de recrutas e quase ausência de juvenis e adultos no setor Impacto Alto é um forte indício que o tráfego de veículos possivelmente seja o principal fator impede o desenvolvimento pleno nessa zona, uma vez que estudo realizado por Bersano Filho (1994) mostrou altas densidades de larvas de bivalves neste setor. Seus resultados demonstraram que as densidades de bivalves no meroplâncton nos meses de Primavera são maiores no setor Impacto Alto quando comparada ao setor Controle, e as de Verão são maiores no Alto Impacto quando comparadas ao Impacto Moderado e Controle.

Desta forma, há evidências que apontam para a ocorrência de colonizações por bivalves no setor Impacto Alto. Entretanto, de acordo com os resultados aqui apresentados, tais colonizações não garantem o sucesso nos recrutamentos, uma vez que os impactos do trânsito parecem impedir a ocorrência de elevadas densidades destes bivalves.

Esses resultados evidenciam que recrutas possivelmente são os mais afetados pelo tráfego de veículos no setor Impacto Alto, não permitindo seu desenvolvimento às fases juvenis e adultas. Os experimentos de Schlacher et al. (2008b) e Sheppard et al. (2009) utilizando apenas organismos juvenis e

adultos já demonstraram elevado impacto de veículos sobre estes organismos, o que pode ser ainda mais impactante sobre os organismos recrutas por serem menores e mais frágeis, não permitindo que comunidades destas espécies se estabeleçam nessas regiões.

Além disso, estudos que avaliaram o impacto do pisoteio humano sobre bivalves do gênero *Donax* já demonstraram baixas densidades destes organismos em áreas com maior influência antrópica, mesmo esta sendo uma forma menos severa de impacto (Moffett et al. 1998; Viera et al. 2012). Estes estudos mostram que estes organismos são de fato muito sensíveis a perturbações humanas, sendo possivelmente ainda mais severo em determinadas áreas da Praia do Cassino devido ao elevado trânsito de veículos durante todo o ano, o que pôde ser observado no presente estudo.

CONCLUSÕES

As espécies *Donax hanelyanus* e *Amarilladesma mactroides* podem ser consideradas como boas bioindicadoras do impacto do tráfego de veículos na Praia do Cassino, uma vez que são espécies com baixa capacidade de locomoção e por ocuparem justamente a faixa de areia em que o trânsito está presente. Nossos resultados evidenciam deste modo que as duas espécies aqui estudadas são altamente impactadas, sobretudo no setor em que o tráfego é mais relevante, com baixas densidades em todos os períodos amostrais.

Assim, é fundamental a continuação de investigações que abordem este tipo de influência antrópica em praias arenosas sobre estas espécies, uma vez que, sem o conhecimento das assembleias biológicas residentes, não é possível o dimensionamento adequado dos danos ao ecossistema costeiro.

Além disso, é essencial a ampliação de investigações a outras espécies da macrofauna considerando este importante componente antrópico, proporcionando uma maior abrangência na compreensão dos ecossistemas de praias arenosas e auxiliando deste modo em possíveis avanços estratégicos nos planos de manejo e demais ferramentas que proporcionem o equilíbrio do uso da região costeira.

Por fim, as baixas densidades destes organismos podem afetar os demais níveis da cadeia trófica, sobretudo algumas aves costeiras como *Haematopus palliatus* e maçaricos migratórios do gênero *Calidris*, que possuem como fonte principal de alimento estes bivalves. Deste modo, são necessários também estudos que avaliem as relações entre os compartimentos tróficos na Praia do Cassino, que pode proporcionar um maior entendimento do problema que os veículos ocasionam na biota deste ecossistema costeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anders, F. J., & Leatherman, S. P. (1987). Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology*, 9(3), 183-189.
- Ansell, A. D., & Lagardère, F. (1980). Observations on the biology of *Donax trunculus* and *D. vittatus* at Ile d'Oléron (French Atlantic coast). *Marine Biology*, 57(4), 287-300.
- Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D. L., & Santos, A. D. A. (2007). Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Instituto Mamirauá, Belém, 364.
- Bergonci, P. E. A., & Thomé, J. W. (2008). Vertical distribution, segregation by size and recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* Deshayes, 1854 (Mollusca, Bivalvia, Mesodesmatidae) in exposed sandy beaches of the Rio Grande do Sul state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2), 297-305.
- Bersano Filho, J. G. (1994). Zooplâncton da zona de arrebentação de praias arenosas, situadas ao sul de Rio Grande, RS. (Masters dissertation, Federal University of Rio Grande).
- Borneman, T. E., Rose, E. T., & Simons, T. R. (2016). Off-road vehicles affect nesting behaviour and reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus*. *Ibis*, 158(2), 261-278.
- Calliari, L. J., & Klein, A. D. F. (1993). Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. *Pesquisas*, 20(1), 48-56.
- Caputo, H. P. (1987). Mecânica dos solos e suas aplicações. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos. 512 p.
- Davies, R., Speldewinde, P. C., & Stewart, B. A. (2016). Low level off-road vehicle (ORV) traffic negatively impacts macroinvertebrate assemblages at sandy beaches in south-western Australia. *Scientific reports*, 6.
- Defeo, O. (1998). Testing hypotheses on recruitment, growth, and mortality in exploited bivalves: an experimental perspective. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 257-264.

Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.

Defeo, O., Ortiz, E., & Castilla, J. C. (1992). Growth, mortality and recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* on Uruguayan beaches. *Marine Biology*, 114(3), 429-437.

Hosier, P. E., Kochhar, M., & Thayer, V. (1981). Off-road vehicle and pedestrian track effects on the sea-approach of hatchling loggerhead turtles. *Environmental Conservation*, 8(2), 158-161.

Houser, C., Labude, B., Haider, L., & Weymer, B. (2013). Impacts of driving on the beach: Case studies from Assateague Island and Padre Island National Seashores. *Ocean & coastal management*, 71, 33-45.

James, R. J. (2000). From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43(6), 495-514.

Lastra, M., & McLachlan, A. (1996). Spatial and temporal variations in recruitment of *Donax serra* Röding (Bivalvia: Donacidae) on an exposed sandy beach of South Africa. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69, 631-639.

Lucrezi, S., & Schlacher, T. A. (2010). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on burrow architecture of ghost crabs (Genus *Ocypode*) on sandy beaches. *Environmental management*, 45(6), 1352-1362.

McLachlan, A. (2001). Coastal beach ecosystems. *Encyclopedia of biodiversity*, 1, 741-751.

McLachlan, A., & Brown, A. (2006). Human impacts. In: McLachlan, A., & Brown, A. (eds.). *The ecology of sandy shores*. Elsevier Academic Press, USA, Chap. 14: 273-302.

McLachlan, A., & Hanekom, N. (1979). Aspects of the biology, ecology and seasonal fluctuations in biochemical composition of *Donax Serra* in the East Cape. *South African Journal of Zoology*, 14(4), 183-193.

Nester, L. R. (2006). Effects of Off-road Vehicles on the Nesting Activity of Loggerhead Sea Turtles in North Carolina (Doctoral dissertation, University of Florida).

Moffett, M. D., McLachlan, A., Winter, P. E. D., & De Ruyck, A. M. C. (1998). Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4(1), 87-90.

Neves, L. P. D., Silva, P. D. S. R. D., & Bemvenuti, C. E. (2007). Zonation of benthic macrofauna on Cassino Beach, southernmost Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(4), 293-307.

Pereira, P. S., Calliari, L. J., & do Carmo Barletta, R. (2010). Heterogeneity and homogeneity of Southern Brazilian beaches: A morphodynamic and statistical approach. *Continental Shelf Research*, 30(3), 270-280.

Priskin, J. (2003a). Physical impacts of four-wheel drive related tourism and recreation in a semi-arid, natural coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 46(1), 127-155.

Priskin, J. (2003b). Tourist perceptions of degradation caused by coastal nature-based recreation. *Environmental Management*, 32(2), 189-204.

Queiroz, L. R. (2008). Variação espaço-temporal da biomassa macrofaunal bentônica da zona de varrido da Praia do Cassino – RS, Brasil. (Masters dissertation, Federal University of Rio Grande).

Schlacher, T. A., & Thompson, L. M. (2007). Exposure of fauna to off-road vehicle (ORV) traffic on sandy beaches. *Coastal Management*, 35(5), 567-583.

Schlacher, T. A., & Thompson, L. M. (2008). Physical impacts caused by off-road vehicles to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24(sp2), 234-242.

Schlacher, T. A., Nielsen, T., & Weston, M. A. (2013). Human recreation alters behaviour profiles of non-breeding birds on open-coast sandy shores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 118, 31-42.

Schlacher, T. A., Richardson, D., & McLean, I. (2008a). Impacts of off-road vehicles (ORVs) on macrobenthic assemblages on sandy beaches. *Environmental Management*, 41(6), 878-892.

Schlacher, T. A., Thompson, L. M., & Walker, S. J. (2008b). Mortalities caused by off-road vehicles (ORVs) to a key member of sandy beach assemblages, the surf clam *Donax deltoides*. *Hydrobiologia*, 610(1), 345-350.

Schlacher, T., & Thompson, L. (2009). Changes to dunes caused by 4WD vehicle tracks in beach camping areas of Fraser Island. In Proceedings of the 2009 Queensland Coastal Conference. SEQ Catchments Ltd.

Sheppard, N., Pitt, K. A., & Schlacher, T. A. (2009). Sub-lethal effects of off-road vehicles (ORVs) on surf clams on sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380(1), 113-118.

Short, A. D., & Wright, L. D. (1983). Physical variability of sandy beaches. In *Sandy beaches as ecosystems* (pp. 133-144). Springer, Dordrecht.

Suguio, O. K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, EDUSP. 317p.

van der Merwe, D., & van der Merwe, D. (1991). Effects of off-road vehicles on the macrofauna of a sandy beach. *S. AFR. J. SCI./S.-AFR. TYDSKR. WET.*, 87(5), 210-213.

Venables, W. N., & Smith, D. M. (2009). *An introduction to R. Network Theory Limited*.

Vieira, J. V., Borzone, C. A., Lorenzi, L., & Carvalho, F. G. D. (2012). Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2), 135-148.

Vieira, H., Calliari, L. J., & Oliveira, G. D. (2004). O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros físicos: um estudo de caso.

Wolcott, T. G., & Wolcott, D. L. (1984). Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29(3), 217-240.

FIGURAS

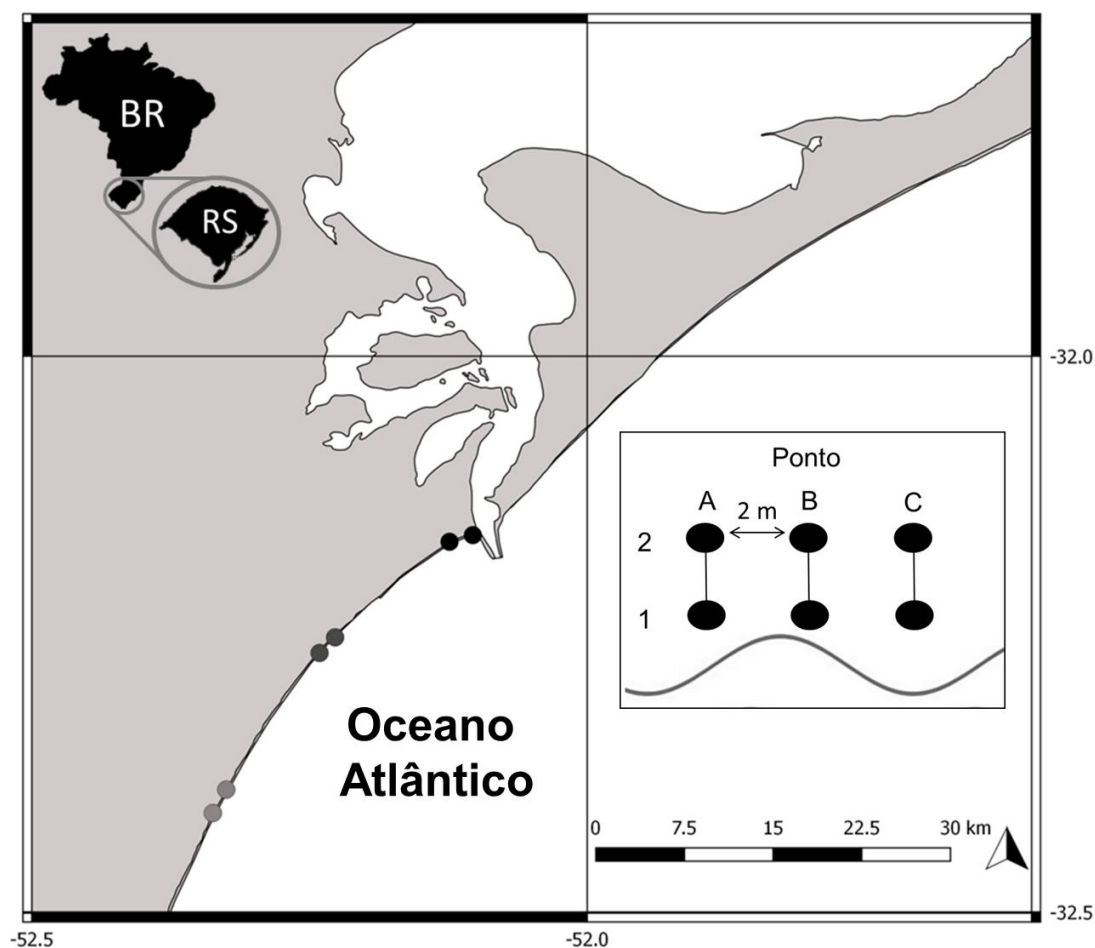


Figura 1: Localização dos distintos setores amostrais na Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil. Pontos pretos representam o setor Impacto Alto, cinza escuro o setor Impacto Moderado e cinza claro o setor Controle. Em destaque o desenho amostral de cada ponto, totalizando 6 amostras biológicas em cada ponto por período.

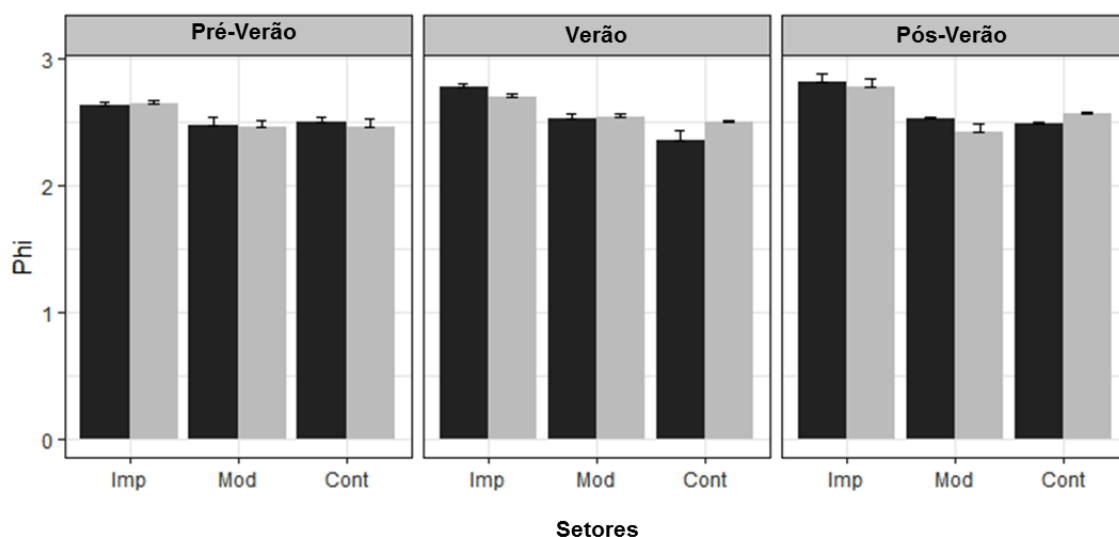


Figura 2: Resultados para os dados de granulometria em phi, entre os distintos setores e períodos. Barras pretas representam o nível 1 e barras cinzas o nível 2 da praia.

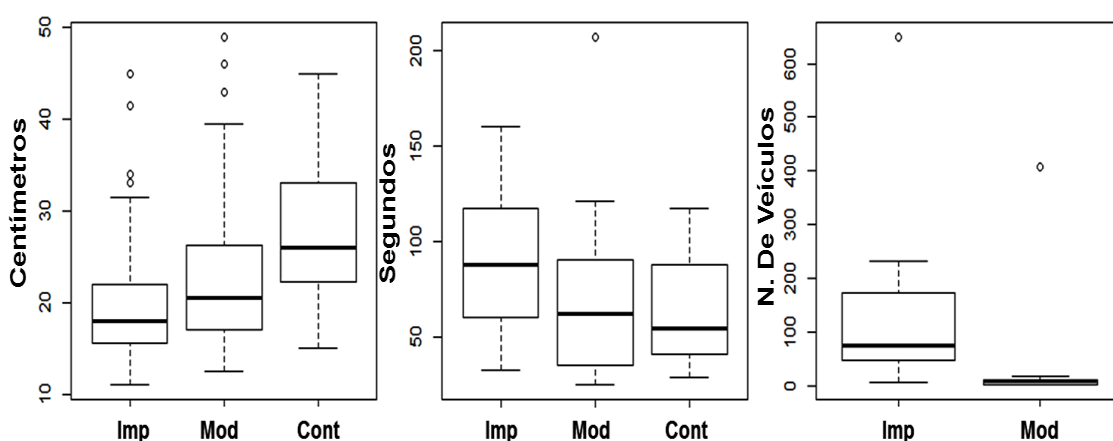


Figura 3: Boxplots dos dados de Penetrabilidade; Percolação e Número de Veículos para cada setor amostral.

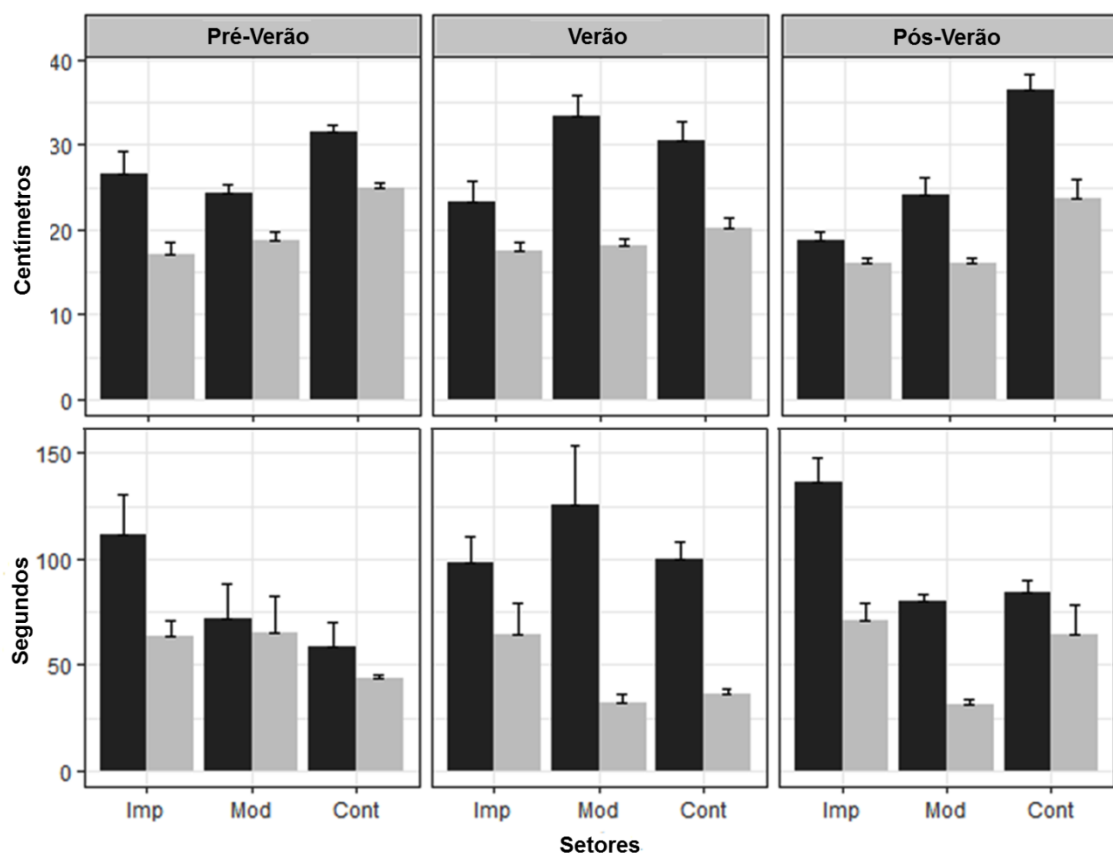


Figura 4: Variações nos dados de penetrabilidade (gráficos superiores) e percolação (gráficos inferiores) entre setores para cada período de coleta. Barras pretas representam o nível 1 e barras cinzas o nível 2 da praia.

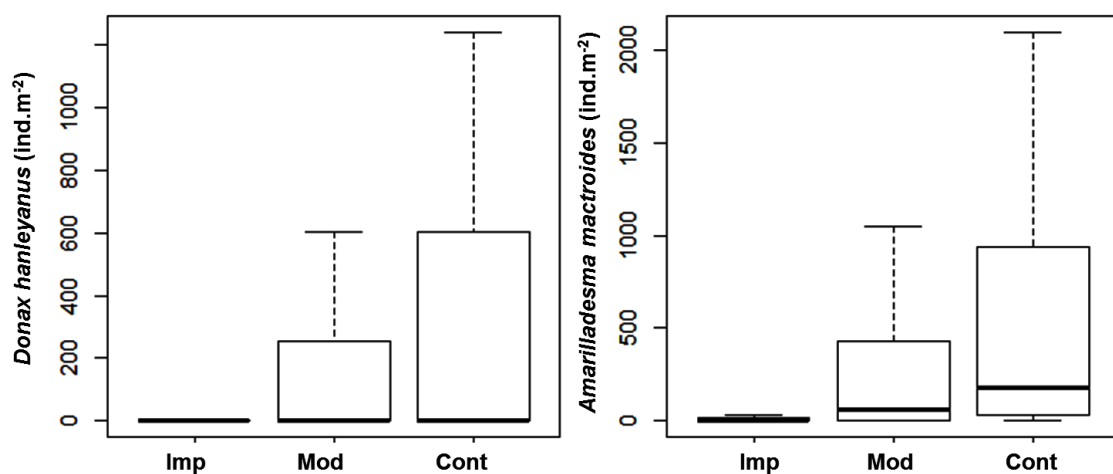


Figura 5: Boxplots das densidades dos bivalves *D.hanleyanus* e *A. mactroides* para cada setor amostral. Barras em negrito representam a mediana dos dados.

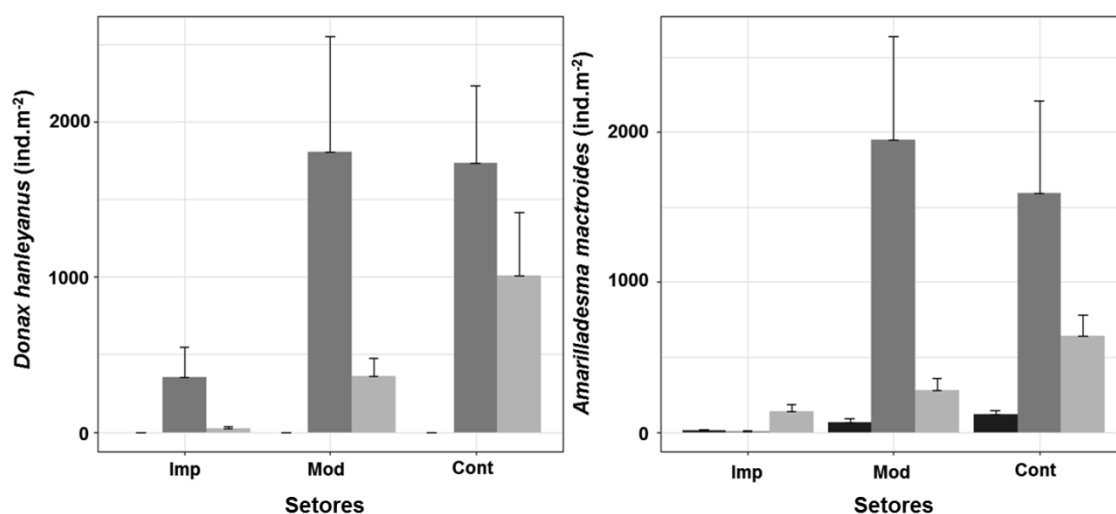


Figura 6: Variações na densidade dos bivalves *D.hanleyanus* e *A. mactroides* entre os distintos setores para cada período amostral. Barras pretas representam o período de Pré-Verão, barras cinza escuro o período de Verão e barras cinza claro o período de Pós-Verão.

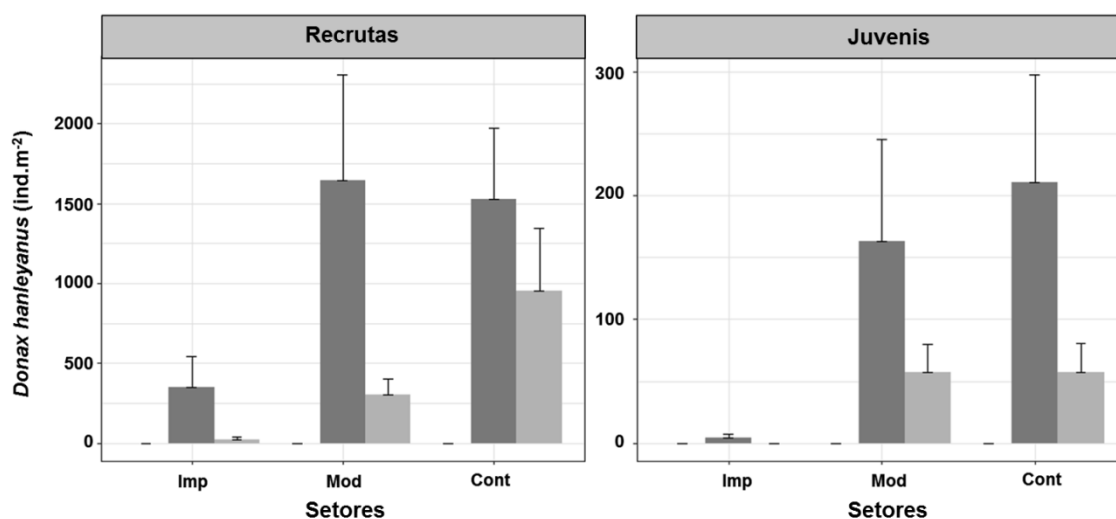


Figura 7: Densidades Médias + Erro Padrão das distintas classes de tamanho para a espécie *D.hanleyanus* entre os distintos setores para cada período amostral. Barras pretas representam o período de Pré-Verão, barras cinza escuro o período de Verão e barras cinza claro o período de Pós-Verão.

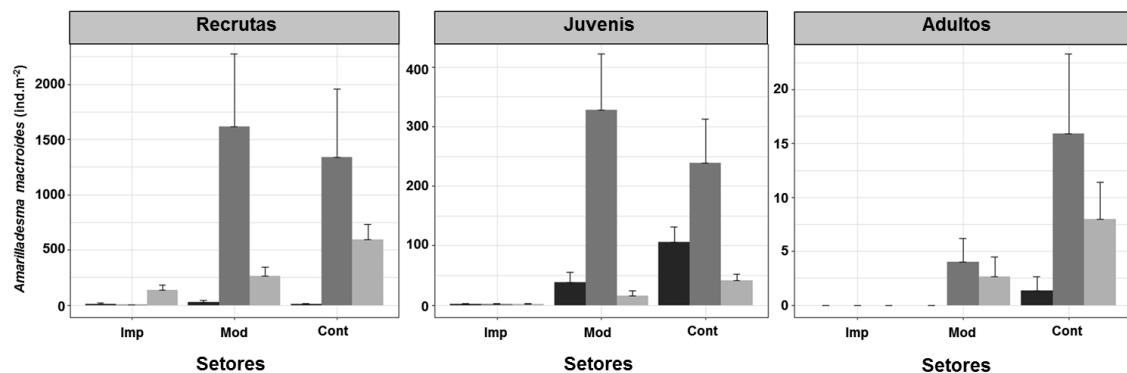


Figura 8: Densidades Médias + Erro Padrão das distintas classes de tamanho para a espécie *A. mactroides* entre os distintos setores para cada período amostral. Barras pretas representam o período de Pré-Verão, barras cinza escuro o período de Verão e barras cinza claro o período de Pós-Verão.

TABELAS

Tabela 1: Sumário dos testes ANOVAS realizados para os parâmetros ambientais: Penetrabilidade, Percolação e Número de Veículos.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Penetrabilidade					
Setores	2	0.062	0.031	42.77	3.6 x 10⁻¹⁶
Períodos	2	0.004	0.002	2.74	0.07
Níveis	1	0.091	0.091	125.32	< 2 x 10⁻¹⁶
Setores x Períodos	4	0.013	0.003	4.73	0.001
Setores x Níveis	2	0.002	0.001	1.68	0.187
Períodos x Níveis	2	0.001	0.0007	1.03	0.358
Setores x Períodos x Níveis	4	0.008	0.002	2.92	0.022
Resíduos	198	0.145	0.0007		
Percolação					
Setores	2	0.004	0.002	10.20	0.0001
Períodos	2	0.0003	0.0001	0.82	0.443
Níveis	1	0.015	0.015	67.82	4.12 x 10⁻¹¹
Setores x Períodos	4	0.002	0.0005	2.18	0.082
Setores x Níveis	2	0.0005	0.0002	1.23	0.299
Períodos x Níveis	2	0.002	0.001	5.96	0.004
Setores x Períodos x Níveis	4	0.002	0.0005	2.38	0.062
Resíduos	54	0.012	0.0002		
Número de Veículos					
Setores	1	0.040	0.040	17.70	0.0005
Períodos	2	0.006	0.003	1.36	0.279
Setores x Períodos	2	0.001	0.008	0.38	0.684
Resíduos	18	0.041	0.002		

Tabela 2: Contagens de veículos em cada período de coleta (Pré-Verão; Verão; e Pós-Verão) nos setores de Impacto Alto e Impacto Moderado.

Contagem	Pré-Verão		Verão		Pós-Verão	
	Alto	Moderado	Alto	Moderado	Alto	Moderado
1	81	6	95	3	54	18
2	127	10	28	2	40	10
3	232	2	218	10	52	6
4	69	13	650	408	7	1
Média	127.25	7.75	247.75	105.75	38.25	8.75

Tabela 3: Quantidade de amostras que não continham fauna entre setores e períodos.

	Alto	Moderado	Controle
Pré-Verão	22 (92%)	15 (63%)	6 (25%)
Verão	11 (46%)	5 (21%)	1 (4%)
Pós-Verão	12 (50%)	4 (17%)	3 (13%)
Total	45 (63%)	24 (33%)	10 (14%)

Tabela 4: Sumário das análises de Kruskal-Wallis que compara a densidade total de *D. hanleyanus* e *A. mactroides* nos distintos períodos, setores, níveis e classes de tamanho.

	<i>Donax hanleyanus</i>	<i>Amarilladesma mactroides</i>
Período	p = 0.000 H = 80.08	p = 0.000 H = 20.73
Setores	p = 0.000 H = 25.71	p = 0.000 H = 63.12
Níveis	p = 0.003 H = 8.45	p = 0.000 H = 19.76
Grupos de Tamanho	p = 0.000 H = 96.59	p = 0.000 H = 86.49

Tabela 5: Densidades Médias + Erro Padrão das distintas classes de tamanho para as espécies *D.hanleyanus* e *A. mactroides* entre os distintos níveis amostrais.

Grupos de Tamanho		Níveis	
		1	2
<i>Donax hanleyanus</i> (ind.m ⁻² ± se)	Recrutas	857 ± 198	207 ± 80
	Juvenis	55 ± 19	53 ± 21
	Adultos	-	-
<i>Amarilladesma mactroides</i> (ind.m ⁻² ± se)	Recrutas	806 ± 209	80 ± 26
	Juvenis	138 ± 28	33 ± 11
	Adultos	3.5 ± 1.4	3.5 ± 1.5

Tabela 6: Sumário das análises de correlação de Spearman entre os parâmetros ambientais do sedimento e as densidades dos bivalves *A. mactroides* e *D. hanleyanus*. Dados em negrito mostram resultados significativos.

	<i>Amarilladesma mactroides</i>	<i>Donax hanleyanus</i>	Penetrability	Percolation	Vehicle traffic
<i>Amarilladesma mactroides</i>	-	0.55	0.47	0.13	-0.44
<i>Donax hanleyanus</i>	0.55	-	0.26	0.17	-0.11
Penetrabilidade	0.47	0.26	-	0.34	-0.35
Percolação	0.13	0.17	0.34	-	0.19
Tráfego de Veículos	-0.44	-0.11	-0.35	0.19	-