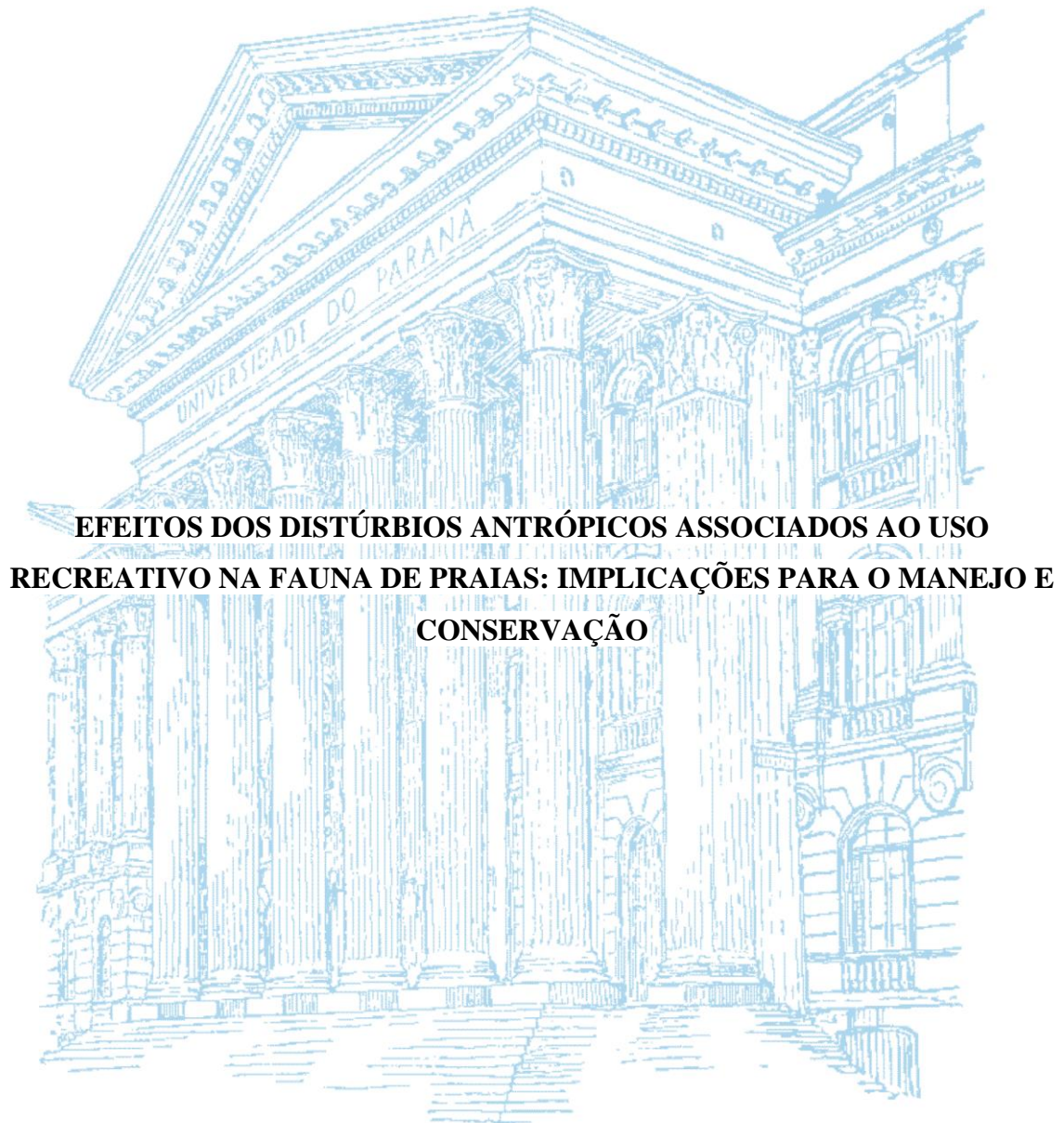


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

JENYFFER VIERHELLER VIEIRA



**EFEITOS DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS ASSOCIADOS AO USO
RECREATIVO NA FAUNA DE PRAIAS: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E
CONSERVAÇÃO**

CURITIBA

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

JENYFFER VIERHELLER VIEIRA

**EFEITOS DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS ASSOCIADOS AO USO
RECREATIVO NA FAUNA DE PRAIAS: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E
CONSERVAÇÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

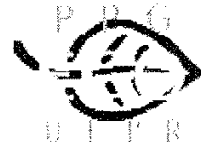
Orientador: Dr. Carlos Alberto Borzone

CURITIBA

2015



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Jenyffer Vierheller Vieira** para fins de adquirir o título de Doutora em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 30 de junho de 2015.

BANCA EXAMINADORA:

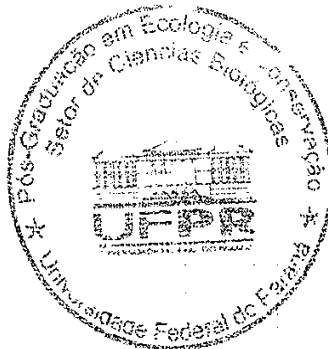
Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Alexandre Turra
Membro

Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza
Membro

Profa. Dra. Carla Penna Ozório
Membro

Profa. Dra. Yara Aparecida Garcia Tavares
Membro



Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO

“Descobri como é bom chegar quando se tem paciência. E para se chegar, onde quer que seja, aprendi que não é preciso dominar a força, mas a razão. É preciso antes de mais nada, QUERER.”

(Amyr Klink)

Agradecimentos

Agradeço a minha família (especialmente mãe e irmãos) por compreenderem a minha ausência e, principalmente, por aguentarem meus momentos de ‘loucura’ na reta final da redação da tese. Sou grata a vocês pelo incentivo, interesse no meu trabalho e apoio incondicional!

Ao Fabiano, meu amigo, companheiro, terapeuta, ‘co-orientador’, etc. Sou imensuravelmente grata à você pelo seu constante apoio, carinho, inúmeras discussões ecológicas e, em especial, a paciência nos últimos meses do doutorado. Obrigada por acreditar no meu potencial e me animar naqueles momentos em que os pensamentos negativos dominavam.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone por estar sempre disponível a ajudar, pela confiança, orientação e por compartilhar comigo seu vasto conhecimento acerca da ecologia de praias arenosas. Agradeço as oportunidades profissionais e pessoais oferecidas a mim ao longo destes 4 anos de doutorado, em particular às práticas docentes junto ao curso de Oceanografia – CEM, doutorado sanduíche e momentos compartilhados no território espanhol. Muito obrigada por tudo!

A Profa. Dra. Valéria Gomes Veloso, cuja trajetória foi infelizmente interrompida, os meus mais sinceros agradecimentos pela oportunidade da realização do doutorado sanduíche, pelos ensinamentos e entusiasmo que colaboraram significativamente para a minha formação profissional.

Ao Prof. Dr. José Francisco García García pela orientação do estágio no exterior. Obrigada por abrir as portas do seu laboratório e da sua casa. Também agradeço aos momentos de lazer compartilhados junto à sua família nas terras espanholas e portuguesas.

Às amigas irmãs Cynthia (Cy) e Michele (Mel), mesmo estando longe e não entendendo muito o que faço, sempre se preocuparam comigo e apoiaram minhas decisões. Obrigada por terem tido paciência de escutar minhas angústias, entenderem minha ausência e por proporcionarem momentos únicos de descontração.

Às amigas Luciana (Lu) e Bárbara (Ba) pela amizade verdadeira, pelos sábios conselhos, pelas longas conversas presenciais e ao telefone. Obrigada por sempre me incentivarem a seguir meus sonhos e não me deixarem desanimar.

Aos companheiros do laboratório de Ecologia de Praias: Ana Luiza Gandara-Martins, Larissa Regina Pinto, Pablo Damian Borges Guilherme, Priscilla Lucena de Oliveira e Angélica Xavier de Miranda Ribas Vianna agradeço de coração as conversas e discussões científicas, as festas e churrascos, ótimos cafés, risadas, choros e angústias compartilhadas. Por entenderem meus momentos de ‘reflexão’, minhas constantes ‘pirações’ e meu jeito metódico de ser.

As companheiras espanholas Maria del Carmen Ruiz Delgado e Maria José Reyes Martínez sou grata primeiramente à amizade. Obrigada por tornarem minha estadia em Sevilla agradável e proveitosa. Agradeço a valiosa parceria profissional estabelecida a

partir de 2012 quando ambas cruzaram o Atlântico para iniciarmos o trabalho de limpeza das praias paranaenses.

À companheira Helena Gomez Alvarez pela hospitalidade e por compartilhar seu apartamento durante minha estadia em Sevilla.

A todos que auxiliaram no trabalho de campo: Fabiano, Borzone, Luciana, Larissa, Pablo, Maristela, Barbara, Angélica, Ana Luiza, Marta Sixto, Ana Emília, Pepe, Marcela, Yuli. Sem dúvida, o esforço de vocês foi crucial para a execução desta tese.

Aos docentes do PPGECO, em especial Dr. Luís Fernando Fávaro, Dr. André Andrian Padial, Dr. Maurício Oswaldo Moura e Dra. Rosana Moreira da Rocha, pelos ensinamentos em bancas examinadoras durante o período do doutorado (prova de seleção, simpósios organizados pelo PPGECO e prova de qualificação).

Aos Profs. Dr. José Roberto Botelho de Souza (UFPE), Dr. Alexander Turra (IO-USP), Dra. Yara Aparecida Garcia Tavares (FAFIPAR) e Dra. Carla Penna Ozório (UFRGS) por aceitarem participar da banca examinadora desta tese e pelas valiosas contribuições e sugestões.

Ao Prof. Dr. Omar Defeo pela paciência, conhecimento científico compartilhado e pela revisão e sugestões ao capítulo 1 desta tese.

Ao Prof. Dr. Maurício Camargo e Dr. Leonardo Sandrini pela valiosa ajuda nas inúmeras dúvidas estatísticas.

Aos taxonomistas Dr. Angélico Asenjo e Dr. Janael Ricetti pelo auxílio na identificação dos coleópteros e aranhas, respectivamente.

Ao Pablo e Fabiano pela elaboração dos mapas das áreas de estudo.

Ao Laboratório de Oceanografia Geológica (Prof. Dr. Marcelo Lamour, Ghisi e Pâmela) pelas análises sedimentológicas.

Ao Centro de Estudos do Mar pela infra-estrutura disponibilizada à execução desta tese;

Aos motoristas, em especial Alexandre, Agnaldo e 'Fumaça', que sempre foram muito atenciosos e por vezes, colocaram o pé na areia também.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão das bolsas de doutorado no país, e no exterior, através do Projeto de Cooperação Internacional (Brasil/Espanha - Capes DGU n° 206/09), fundamentais a realização deste trabalho.

GRATIDÃO!

Sumário

Resumo.....	1
Abstract	3
Introdução geral	5
Referências.....	14
Capítulo 1. Temporal responses of ghost crab <i>Ocypode quadrata</i> Fabricius, 1787 to recreational pressure in a subtropical sandy beach in southern Brazil.....	19
1.1. Introduction	19
1.2. Materials and methods	22
1.2.1. Study area.....	22
1.2.2. Sampling	24
1.2.3. Data analysis	25
1.3. Results	27
1.3.1. Effects of recreational pressure on abundance and population structure of crabs.....	27
1.3.2. Intra-annual biological responses (Years: 2010 and 2011)	30
1.4. Discussion	32
1.5. References	38
Capítulo 2. Vulnerabilidade de <i>Bledius</i> Leach, 1819 (Coleoptera: Staphylinidae) ao uso recreativo da faixa praias	42
2.1. Introdução	42
2.2. Materiais e métodos	45
2.2.1. Área de estudo.....	45
2.2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras.....	46
2.2.3. Análise de dados.....	48
2.3. Resultados	49
2.4. Discussão.....	53
2.5. Referências.....	59
Capítulo 3. Are supralittoral arthropods affected by manual removal of wrack debris? An experimental approach on Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain.....	63
3.1. Introduction	63
3.2. Materials and methods	66
3.2.1. Study area.....	66
3.2.2. Experimental design and field procedures	69

3.2.3. Data analysis	70
3.3. Results	72
3.3.1. Manipulation effect in wrack biomass	72
3.3.2. Composition and structure of supralittoral arthropods assemblages.....	74
3.3.3. Manipulation effect in structure of the supralittoral arthropods assemblages.....	75
3.3.4. Manipulation effect in assemblage descriptors and in the density of more abundant taxa	78
3.4. Discussion	87
3.4.1. Effects of wrack removal on supralittoral arthropods	87
3.4.2. Beach Management Implications	92
3.5. References	95
3.6. Appendix	100
Capítulo 4. Validação e emprego de métricas biológicas no diagnóstico da qualidade das praias oceânicas do litoral do Paraná.....	106
4.1. Introdução	106
4.2. Materiais e Métodos	111
4.2.1. Área de Estudo	111
4.2.2. Parâmetros físicos	113
4.2.3. Potencial recreativo	114
4.2.4. Métricas biológicas	117
4.2.5. Análise de dados.....	117
4.3. Resultados	118
4.3.1. Caracterização física	118
4.3.2. Potencial recreativo	119
4.3.3. Métricas biológicas: <i>O. quadrata</i> e <i>Bledius</i> spp.....	122
4.3.4. Relação entre as métricas biológicas e os parâmetros abióticos (físicos e antrópico)	123
4.4. Discussão.....	125
4.5. Referências	136
4.6. Apêndice	142
Considerações finais.....	145

Resumo

A utilização das praias para fins recreativos vem crescendo em ritmo acelerado, e cada vez mais, estes ambientes estão submetidos à uma grande variedade de perturbações antrópicas que colocam em risco a biodiversidade e as funções ecológicas do ecossistema. Diante deste cenário, o presente trabalho averiguou os efeitos do pisoteio humano sobre populações de *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) (Capítulo 1) e *Bledius* Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera, Staphylinidae) (Capítulo 2), o impacto da remoção de detrito orgânico nas assembleias de artrópodes (Capítulo 3) e, por fim, validou as populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. como indicadores biológicos da qualidade das praias oceânicas (Capítulo 4). Setores praias expostos a diferentes níveis de pressão recreativa localizados na praia Shangri-lá (Paraná, sul do Brasil) foram analisados em três períodos ('Antes', 'Durante' e 'Depois' a alta temporada de verão). *O. quadrata* apresentou um claro padrão espacial em todos os períodos: baixa abundância (adultos quase ausentes) no setor com alta pressão recreativa ao longo dos três verões analisados. Reduções drásticas na densidade de estafilínídeos adultos *B. bonariensis* Bernhauer, 1912 e *B. fernandezii* Bernhauer, 1939 e larvas foram detectadas no setor mais frequentado por usuários, especialmente nos períodos 'Durante' e 'Depois' da alta temporada de verão 2010/2011 e 2011/2012. Além disso, o setor de 'Alto uso' foi caracterizado pela ausência de estafilínídeos adultos *B. hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007 em todas as amostragens. A avaliação dos efeitos da retirada de detrito orgânico, distúrbio associado à limpeza manual, nas assembleias de artrópodes do sul do Brasil e sudoeste da Espanha foi conduzida através de abordagem experimental em campo. A remoção do detrito causou um decréscimo na densidade de anfípodes talitrídeos e coleópteros (Cleridae, Nitidulidae, Tenebrionidae) nos tratamentos impactados. A recuperação dos artrópodes foi rápida, contudo o tempo de recuperação variou entre praias. Na validação das populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. como indicadores biológicos da qualidade das praias oceânicas do litoral do Paraná (sul do Brasil) foi ilustrado a aplicação no contexto físico e antrópico. Apesar da variabilidade física entre os doze setores analisados, a abundância de *O. quadrata* (adultos) apresentou correlação negativa significativa apenas com o índice do potencial recreativo. Dentre os estafilínídeos, *B. hermani* dominou na maioria dos setores. As características físicas possivelmente não explicam a variabilidade de estafilínídeos (adultos *B. hermani* e larvas) entres setores, portanto, a influência do fator antrópico não

pode ser ignorada. A partir destas análises foi possível identificar setores prioritários à conservação, à recreação e de múltiplos usos e, conseqüentemente, propor diretrizes para a conservação e uso sustentável das praias da costa paranaense.

Palavras chave: praia arenosa; invertebrados; pisoteio humano; detrito orgânico; gestão.

Abstract

The use of beaches for recreational purposes is growing at a fast pace, and these environments are increasingly being submitted to a large variety of anthropic disturbances that endanger biodiversity and ecological functions of ecosystems. Due to this scenario, the present study investigated the effects of human trampling on the populations of *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) (Chapter 1) and *Bledius* Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera, Staphylinidae) (Chapter 2), the impact of wrack removal on arthropods assemblages (Chapter 3); and finally, validated the use of populations of *O. quadrata* and *Bledius* as biological indicators of ocean beach quality (Chapter 4). Thus, beach sectors exposed to different levels of recreational pressure located on the Shangri-la beach (Paraná, southern Brazil) were analyzed during three periods ('Before', 'During' and 'After' the Summer High Season). *O. quadrata* demonstrated a clear spatial pattern during all periods: low abundance (adults almost absent) in the sector with high recreational pressure along the three summers analyzed. Drastic reductions in the adult staphylinid density of *B. bonariensis* Bernhauer, 1912 and *B. fernandesi* Bernhauer, 1939 and larvae were detected in the more frequented sector, especially in the 'During' and 'After' periods the Summer High Season of 2010/2011 and 2011/2012. Moreover, 'High use' sector was characterized by the absence of *B. hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007 in all samplings. The assessment of the effects of wrack removal, a disturbance associated with manual cleaning, on arthropod assemblages in southern Brazil and southwestern Spain was conducted through an experimental approach in the field. The reduction in availability of wrack debris caused a decrease in the density of the talitrid amphipods and coleopterans (Cleridae, Nitidulidae, Tenebrionidae) in the impacted treatments. Arthropod recovery was quick, but the recovery time varied between beaches. Validation of populations of *O. quadrata* and *Bledius* spp. as biological indicators of ocean beach quality along the coast of Paraná (southern Brazil) was illustrated the application in the physical and anthropic context. Despite the physical among the twelve sectors analyzed, *O. quadrata* (adults) abundance showed a significant negative correlation only with the potential recreation index. Among the staphylinids, *B. hermani* dominated most sectors. Physical characteristics might not explain staphylinid variability (adults *B. hermani* and larvae) among sectors, therefore the anthropic influence cannot be ignored. From these analyzes it was possible to identify priority

areas for conservation, for recreation and multiple use, and consequently, propose guidelines for the conservation and sustainable use of the beaches along the coast of Paraná.

Keywords: beach; invertebrates; human trampling; wrack debris; management.

Introdução geral

As praias arenosas ocorrem em quase todas as latitudes, tipos de costa, climas e regimes de maré, podendo apresentar dimensão e forma variável (Short, 1999). Estes ambientes dominam em regiões costeiras tropicais e temperadas do globo (McLachlan e Brown, 2006). Por muito tempo, estes ambientes foram considerados grandes depósitos de areia praticamente estéreis, um ecossistema pobre e de baixa importância ecológica (Hoefel, 1998). A falsa impressão de um ambiente desértico está intimamente relacionada ao tamanho reduzido da maioria das espécies bem como hábito de vida infaunal e coloração críptica (McLachlan e Brown, 2006). Todavia, desde as primeiras investigações ecológicas (Dahl, 1952; Salvat, 1964) foi possível constatar que as praias abrigam rica e abundante fauna (McLachlan e Brown, 2006; Harris *et al.*, 2014; Schlacher *et al.*, 2014). Atualmente a praia é mundialmente reconhecida como uma importante e frágil interface funcional entre o mar e a terra, que fornece uma vasta gama de serviços ecossistêmicos, incluindo: proteção natural contra erosão costeira; reciclagem de nutrientes; manutenção da biodiversidade; berçário para juvenis de peixes (zona de arrebentação); fonte alimentar para peixes e aves; locais de desova de tartarugas e aves; atrativo turístico; grande valor cênico e recreativo (Brown e McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2008b; Defeo *et al.*, 2009; Schlacher *et al.*, 2014).

No século XIX, a partir da realeza inglesa, se difunde a moda do banho de mar que vai culminar com a extensa ocupação das costas no século XX (Angulo, 2004). Desde então, a popularidade das praias para fins recreativos e turísticos vem crescendo a ritmos acelerados, e cada vez mais, estes ambientes estão submetidos à uma série de perturbações antrópicas (urbanização, obras de contenção da erosão, poluição via esgoto doméstico e/ou industrial, práticas de limpeza manual ou mecânica e atividades recreativas) que colocam em risco a integridade do ecossistema (Brown e McLachlan,

2002; Davenport e Davenport, 2006; McLachlan e Defeo, 2013). Em geral, a avaliação dos efeitos das perturbações antrópicas em praias arenosas não é uma tarefa trivial, principalmente considerando que a fauna apresenta ampla variabilidade espaço-temporal (Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006; Schlacher *et al.*, 2008b). Adicionalmente, os pesquisadores enfrentam outras dificuldades tais como: ausência de dados pretéritos; características peculiares de cada praia (dificultam comparações entre praias) e atuação concomitante de diversas fontes de distúrbio (Defeo *et al.*, 2009). Diante deste cenário, os ecólogos de praias vêm trabalhando basicamente com duas abordagens: **observações de campo**, comparando setores praias expostos a diferentes níveis de um determinado impacto, ou **experimentos controlados**.

Considerando que as praias são intensivamente utilizadas pelo homem, muitas das interações entre os humanos e o ambiente praias envolvem atividades recreativas. Em geral, este uso pode afetar o ambiente natural das praias por meio de dois tipos de distúrbio: tráfego de veículos automotores e pisoteio humano (Defeo *et al.*, 2009). Os efeitos associados à passagem de veículos nas dunas e na parte não vegetada da praia são bem documentados na literatura, sendo este diretamente relacionado à degradação do habitat físico (Schlacher e Thompson, 2008), danos à vegetação de dunas (Groom *et al.*, 2007), e efeitos negativos sobre espécies de vertebrados (Hosier *et al.*, 1981) e invertebrados (Moss e McPhee, 2006; Schlacher *et al.*, 2008a). Vários estudos investigaram os efeitos negativos do pisoteio humano especificamente nos sistemas de dunas, relatando danos na vegetação bem como impactos físicos sobre o substrato (Liddle e Moore, 1974, Liddle e Greg-Smith, 1975; Talora *et al.*, 2007; Farris *et al.*, 2013). Contudo, grande parte das atividades recreativas (caminhar, correr, praticar esportes) ocorre primordialmente na parte não vegetada da praia, local onde as pessoas

se concentram (Schlacher e Thompson, 2012), e, portanto, o pisoteio humano é intenso. A partir da década de 90, houve um incremento substancial nas investigações acerca dos efeitos deste distúrbio na parte não vegetada da praia. Em geral, pesquisas dentro desta temática vêm sendo conduzidas por meio de abordagens sincológicas (toda a comunidade macrobentônica) e autoecológicas (nível populacional).

As primeiras investigações considerando a macrofauna de praias geraram resultados contraditórios. Na costa chilena, Jaramillo *et al.* (1996) realizaram um estudo comparativo entre um local com livre acesso público e outro local onde houve a exclusão dos usuários e não encontraram efeitos negativos significativos. Por outro lado, através de uma abordagem experimental, Moffett *et al.* (1998) observaram uma maior sensibilidade de misidáceos e juvenis de bivalves às elevadas intensidades de pisoteio. O baixo grau de ocupação da praia estudada por Jaramillo *et al.* (1996) pode ter gerado conclusões equivocadas. Adicionalmente, os autores não forneceram nenhum dado referente à intensidade do pisoteio. Estudos mais recentes têm detectado mudanças significativas nos descritores ecológicos (abundância e/ou riqueza de espécies) em praias intensivamente frequentadas (Schlacher e Thompson, 2012; Vieira *et al.*, 2012; Reyes-Martinez *et al.*, 2015). A nível populacional o impacto do pisoteio tem sido analisado tanto por meio de experimentos controlados quanto por observação de campo. O pisoteio humano é apontado como o fator responsável pela eliminação ou redução populacional de anfípodes da família Talitridae (Ugolini *et al.*, 2008; Veloso *et al.*, 2008; 2009) e decápodes braquiúros do gênero *Ocypode* Weber, 1795 (Barros, 2001; Lucrezi *et al.*, 2009) com expressa recomendação do uso destes organismos como indicadores de impacto antrópico em praias.

Representantes de *Ocypode* ocorrem em praias arenosas tropicais e subtropicais do mundo inteiro (Lucrezi e Schlacher, 2014). Devido às suas dimensões e ao hábito de

construir tocas com aberturas junto à superfície do sedimento, estes organismos são considerados os invertebrados mais conspícuos dos ambientes praias. No Brasil *O. quadrata* Fabricius, 1787 é a única espécie do gênero e habita desde praias oceânicas, de desembocadura até estuarinas (Turra *et al.*, 2005; Rosa e Borzone, 2008; Guilherme, 2013). Esta informação facilita o desenvolvimento de estudos ecológicos acerca desta espécie, haja vista que elimina a influência de fatores como competição interespecífica e erros taxonômicos (Pombo e Turra, 2014). Além disso, a obtenção de dados de densidade populacional e estrutura etária por meio do método indireto (contagem e medida do diâmetro da toca, respectivamente) resulta em amostragens rápidas, não destrutivas e de baixo custo. Tais características certamente contribuíram para a popularidade dos estudos acerca desta espécie. Atualmente existe um razoável entendimento sobre sua distribuição e estrutura etária (Alberto e Fontoura 1999), ciclo reprodutivo e períodos de recrutamento (Negreiros-Fransozo *et al.*, 2002); padrões de distribuição entre ambientes de baixa energia dominados por maré (Turra *et al.*, 2005; Rosa e Borzone, 2008) e dieta (Branco *et al.*, 2010). Entretanto, a maioria dos estudos avaliou o efeito das perturbações antrópicas recreativas, particularmente tráfego de veículos e pisoteio humano (Blankesteyn, 2006; Neves e Bemvenuti, 2006; Araujo *et al.*, 2008; Magalhães *et al.*, 2009; Silva e Calado, 2011).

Os padrões temporais de uso recreativo da costa brasileira são muito irregulares. Por exemplo, praias localizadas nas regiões norte, nordeste e sudeste recebem uma alta densidade de usuários durante todo o ano e assim, são constantemente sujeitas ao distúrbio via pisoteio humano (Araujo *et al.*, 2008; Veloso *et al.*, 2008). Em contrapartida, uma drástica redução na quantidade de usuários na região sul (particularmente o Estado do Paraná) ocorre durante o inverno, e as praias são expostas a alta pressão do pisoteio apenas durante um curto período de verão (conhecido como

‘alta temporada de verão’) (Vieira *et al.*, 2012). Poucos estudos avaliaram o efeito do pisoteio nas populações de *O. quadrata* das praias da região sul e, além disso, apresentam resultados contraditórios. No estudo realizado no litoral do Rio Grande do Sul por Neves e Bemvenuti (2006) registraram-se poucas tocas no setor da praia mais impactado pelo uso recreativo, enquanto no litoral catarinense, Blankesteyn (2006) sugere que os restos de alimento deixados pelos frequentadores das praias, podem favorecer a ocorrência de caranguejos na praia. A existência desta contradição nos impulsionou a desenvolver a pesquisa referente ao primeiro capítulo **“Temporal responses of ghost crab *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 to recreational pressure in a subtropical sandy beach in southern Brazil”**. Para tanto, foram selecionados três setores da costa paranaense (sul do Brasil) expostos a diferentes níveis de uso recreativo via pisoteio humano (denominados ‘Baixo uso’, ‘Médio uso’ e ‘Alto uso’), mas com condições morfodinâmicas similares a fim de se evitar a influência de fatores físicos. Tal investigação foi realizada ao longo de três verões consecutivos, e desta forma, foi possível avaliar os efeitos em médio prazo na abundância e na estrutura populacional de *O. quadrata*.

A busca por espécies indicadoras de perturbações antrópicas continua sendo um tema explorado na ciência das praias arenosas. Neste sentido, coleópteros estafilínídeos do gênero *Bledius* Leach, 1819 têm sido reconhecidos como ‘sensíveis’ às perturbações antrópicas, especialmente práticas de limpeza e atividades recreativas via pisoteio humano (Barros *et al.*, 2001; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vieira *et al.*, 2012). Historicamente os insetos são os componentes faunísticos mais negligenciados nos estudos sobre as praias arenosas. Tal descaso está relacionado às deficiências metodológicas e taxonômicas. Em geral, os aparatos de coleta comumente utilizados nas amostragens da macrofauna subestimam este grupo, haja vista que várias espécies

apresentam capacidade de vôo. Ademais, quando capturados, estes espécimes ora eram descartados ora identificados de maneira grosseira (Harris *et al.*, 2014).

No Brasil, poucos trabalhos descreveram a ocorrência e a distribuição da entomofauna de praias (Gianuca, 1997; Schreiner e Ozorio, 2003). Apesar da escassez de informações é sabido que alguns insetos, particularmente coleópteros escavadores das famílias Tenebrionidae e Staphylinidae, habitam a região superior das praias. Dentre os estafilinídeos, *Bledius* é o gênero mais citado na literatura, sendo sua presença facilmente detectada pelos rastros superficiais no sedimento, provenientes de suas atividades. Ao longo da costa brasileira é registrada a ocorrência de quatro espécies: *B. bonariensis* Bernhauer, 1912, *B. caribbeanus* Blackwelder, 1943, *B. fernandesi* Bernhauer, 1939 e *B. hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007, sendo que apenas *B. caribbeanus* não ocorre nas praias da região sul (Gandara-Martins *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2013).

Aspectos biológicos e ecológicos das populações de *Bledius* spp. das praias brasileiras são pouco conhecidos e, basicamente, restritos ao litoral do Paraná (Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vianna e Borzone, 2015). Na costa paranaense, Vieira *et al.* (2012) verificaram que o distúrbio proveniente das atividades recreativas afeta os atributos ecológicos da comunidade macrobentônica (redução do número de espécies e abundância total), sendo observado o desaparecimento do estafilinídeo *B. bonariensis* no setor que recebe maior fluxo de pessoas. A partir desta constatação foi elaborado um estudo específico para avaliar os efeitos do pisoteio humano nas populações de estafilinídeos. Neste sentido, o capítulo 2 “**Vulnerabilidade de *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera: Staphylinidae) ao uso recreativo da faixa praial**” teve como objetivo comparar a densidade populacional de larvas e adultos de *Bledius* spp. em setores contrastantes: ‘Alto uso’ e ‘Baixo uso’, previamente selecionados no capítulo 1.

Os vários arranjos da sociedade humana (moradores, turistas, cientistas, gestores) podem apresentar diferentes valores e distintas expectativas de como uma praia deva ser manejada (Jedrzejczak, 2004). Muitas vezes os esforços para a conservação da biodiversidade se chocam com as necessidades de uso humano. A limpeza das praias, realizada em diversas praias ao redor do mundo, representa um exemplo clássico desse conflito de interesses. Tal prática (manual e/ou mecânica) remove tanto o resíduo sólido (lixo) quanto o detrito orgânico. O detrito orgânico tem procedência variável podendo estar constituído de macrófitas marinhas, macroalgas, propágulos de mangues e animais mortos (Ruiz-Delgado *et al.*, 2014). Do ponto de vista dos usuários, o detrito é considerado sujo e sem valor estético, sendo esta percepção geralmente relacionada ao forte odor e a presença de moscas atraídas pela decomposição desse material (Mclachlan e Brown, 2006). O verdadeiro “lixo” não tem função alguma, em contrapartida, o detrito natural representa um elemento chave para a manutenção da biodiversidade e funcionamento das praias (Harris *et al.*, 2014).

Diante deste cenário, a completa remoção de detritos orgânicos tem preocupado os ecólogos de praias arenosas no mundo todo e, como resultado, algumas pesquisas foram direcionadas para avaliar as consequências ecológicas inerentes à atividade de limpeza das praias. De fato, esta prática afeta negativamente o ambiente praias, sendo prejudicial tanto para a fauna (redução da riqueza e abundância) quanto para as propriedades físicas do ambiente (compactação do sedimento, destruição de dunas embrionárias) (Nordstrom *et al.*, 2000; Piriz *et al.*, 2003; Gilburn, 2012). Contudo, até agora, tais pesquisas focaram nos efeitos relacionados à limpeza mecânica, a qual envolve dois tipos de distúrbio: remoção de detrito e circulação dos veículos utilizados na limpeza (tratores, máquinas de peneiramento, escavadeiras, etc). A ação simultânea de ambos compromete a identificação dos efeitos atribuídos apenas à retirada do detrito.

Dentro desta temática foi desenvolvido o capítulo 3 “**Are supralittoral arthropods affected by manual removal of wrack debris? An experimental approach on Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain**”. Um delineamento experimental no campo, seguindo o M-BACI (*Multivariate Before and After/Control and Impact Model*) foi conduzido em praias arenosas de duas regiões geográficas distintas (sul do Brasil e sudoeste da Espanha) para investigar os efeitos relacionados exclusivamente à remoção temporária do material orgânico. Para tanto, respostas biológicas foram comparadas antes e após a eliminação do detrito. Cabe destacar que esta investigação fez parte de um Projeto de Cooperação Internacional (Brasil/Espanha - Capes DGU n° 206/09) intitulado “Estudo Comparativo da Estrutura e Biodiversidade Faunísticas de Praias Arenosas com Diferentes Níveis de Urbanização” coordenado pela Prof. Dra. Valéria Gomes Veloso (Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro). Desta forma, o experimento nas praias espanholas foi executado durante o estágio no exterior (setembro/2012 a janeiro/2013) junto ao laboratório de Zoologia (Universidade Pablo de Olavide) sob orientação do Prof. Francisco José García García.

Apesar dos alertas no sentido da conservação das funções do ecossistema praial, poucas iniciativas têm sido adotadas com esse propósito (Micaleff e Willians, 2002; Schlacher *et al.*, 2008b; Harris *et al.*, 2014). Tradicionalmente, a paisagem natural das praias arenosas vem sendo modificada para satisfazer às necessidades dos visitantes (Jedrzejczak, 2004). Os órgãos governamentais estimulam o uso recreativo das praias, investindo em infraestrutura (calçadão, pavimentação da beira-mar, lixeiras, duchas/banheiros, iluminação, instalações recreativas, áreas específicas para prática de esporte), segurança e saúde dos usuários (postos de guarda-vidas, monitoramento da qualidade da água, limpeza das praias) (Breton *et al.*, 1996). Diante desse cenário, os efeitos negativos das perturbações antrópicas na fauna de praias, especialmente

atividades recreativas e limpeza da praia, só poderão ser inibidos ou minimizados por meio do planejamento e adoção de abordagens de manejo (McLachlan *et al.*, 2013). No contexto da gestão costeira no Brasil, o instrumento que tem o objetivo de planejar os usos da praia é o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima - Projeto Orla (Scherer, 2013). Os municípios litorâneos paranaenses (Pontal do Paraná, Matinhos e Guaratuba) foram inseridos no escopo deste projeto em 2002 (Oliveira e Nicolodi, 2012). Em geral, os planos de gestão integrado dos três municípios se baseiam em características físicas (tipos de exposição da costa), e aspectos socioeconômicos (tipos de uso e ocupação). Danos à fauna das praias são totalmente negligenciados. A adoção de métricas biológicas indicadoras de estresse ambiental é fortemente recomendada, uma vez que tais medidas refletem a condição atual do ambiente (Magalhães *et al.*, 2009). Desta forma, o capítulo 4 “**Validação e emprego de métricas biológicas no diagnóstico da qualidade das praias oceânicas do litoral do Paraná**”, buscou validar o uso de algumas métricas biológicas (analisadas nos capítulos 1 e 2, respectivamente), ilustrando sua aplicação no contexto (físico e antrópico) do litoral do Estado do Paraná (sul do Brasil). Ainda neste capítulo, estratégias de manejo com finalidades distintas (conservação, recreação e múltiplos usos) foram amplamente abordadas.

Uma síntese dos principais resultados alcançados em cada capítulo e áreas férteis para pesquisas futuras são apresentadas na última seção desta tese – Considerações Finais.

Referências

- Alberto, R.M.F.; Fontoura, N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 95-108.
- Angulo, R.J. 2004. Aspectos físicos das dinâmicas de ambientes costeiros, seus usos e conflitos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 10: 175-185.
- Araujo, C.C.V.; Rosa, D.M.; Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21: 73-80.
- Barros, F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Barros, F.; Borzone, C.A.; Rosso, S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351-364.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 870-876.
- Branco, J.; Hillesheim, J.; Fracasso, H.A.A.; Christoffersen, M.L.; Evangelista, C.L. 2010. Bioecology of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) Crustacea: Brachyura) compared with other intertidal crabs in the southwestern Atlantic. *Journal of Shellfish Research*, 29(2): 503-512.
- Breton, F.; Calpés, J.; Marquès, A.; Priestley, G.K. 1996. The recreational use of beaches and consequences for the development of new trends in management: the case of the beaches of the metropolitan region of Barcelona (Catalonia, Spain). *Ocean & Coastal Management*, 32(3): 153-180.
- Brown, A.C.; McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Caron, E.; Ribeiro-Costa, C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Dahl, E. 1952. Some aspects of the ecology and zonation of the fauna on sandy beaches. *Oikos*, 4(1): 1-27.
- Davenport, J.; Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Defeo, O.; McLachlan, A. 2005. Patterns, process and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 1-20.

- Defeo, O.; McLachlan, A.; Shoeman, D.S.; Schlacher, A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- Farris, E.; Pisanu, S.; Ceccherelli, G.; Filigheddu, R. 2013. Human trampling effects on Mediterranean coastal dune plants. *Plant Biosystems*, 147(4): 1043-1051.
- Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Rosa, L.C.; Caron, E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14 (2): 23-30.
- Gianuca, N.M. 1997. Coastal Foredune Fauna. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J.P. (Eds). *Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic*. Berlin: Springer-Verlag. 308p.
- Gilburn, A.S. 2012. Mechanical grooming and beach award status are associated with low strandline biodiversity in Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 107: 81-88.
- 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: 119-134.
- Guilherme, P.D.B. 2013. Influência das fisiografias praias e suas alterações na distribuição e abundância do caranguejo *Ocypode quadrata* em praias de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, 87p.
- Harris, L.; Campbell, E.E.; Nel, R.; Schoeman, D. 2014. Rich diversity, strong endemism, but poor protection: addressing the neglect of sandy beach ecosystems in coastal conservation planning. *Diversity and Distributions*, 20(10): 1120-1135.
- Hoefel, F.G., 1998. Morfologia de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Itajaí: Editora da Univali. 92p.
- 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: 158-161.
- Jaramillo, E.; Contreras, H.; Quijón, P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 655-663.
- Jedrzejak, M.F. 2004. The modern tourist's perception of the beach: Is the sandy beach a place of conflict between tourism and biodiversity? *Coastline reports*, 2: 109-119.
- Liddle, M.J.; Grieg-Smith, P. 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 12: 909-930.

- Liddle, M.J.; Moore, K.G. 1974. The microclimate of sand dune tracks: the relative contribution of vegetation removal and soil compression. *Journal of Applied Ecology*, 12: 1057-1068.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A.; Walker, S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A. 2014. The ecology of ghost crabs. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52: 201-256.
- Magalhães, W.F., Lima, J.B., Barros, F., Dominguez, J.M.L., 2009. Is *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a useful tool for exposed sandy beaches management in Bahia state (Northeast Brazil)? *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(2): 149-152.
- McLachlan, A.; Brown, A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press. 387p.
- McLachlan, A.; Defeo, O. 2013. Coastal Beach Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2: 128-136.
- McLachlan, A.; Defeo, O.; Jaramillo, E.; Short, A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.
- Micalleff, A.; Williams, A.T., 2002. Theoretical strategy considerations for beach management. *Ocean & Coastal Management*, 45: 261-275.
- 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: 87-90.
- Moss, D.; McPhee, D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133-140.
- Negreiros-Fransozo, M.L.; Fransozo, A.; Bertini, G. 2002. Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22: 157-161.
- Neves, F.M.; Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43-435.
- Nordstrom, K.F., Lampe, R., Vandemark, L.M. 2000. Reestablishing naturally functioning dunes on developed coasts. *Environmental Management*, 25: 37-51.
- Oliveira, M.R.L.; Nicolodi, J.L. 2012. A Gestão Costeira no Brasil e os dez anos do Projeto Orla. Uma análise sob a ótica do poder público. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 12(1): 91-100.

Piriz, M.L.; Eyras, M.C.; Rostagno, C.M., 2003. Changes in biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *Journal of Applied Phycology*, 15: 67-74.

Pombo, M.; Turra, A. 2014. Issues to be considered in counting burrows as a measure of Atlantic ghost crab populations, an important bioindicator of sandy beaches. *PLoS ONE*, 8: 1-7.

Reyes-Martínez, M.J.; Ruíz-Delgado, M.C.; Sanchez-Moyano, J.E.; García-García, F.J. 2015. Response of intertidal sandy beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.

Rosa, L.C.; Borzone, C.A. 2008. Spatial distribution of the *Ocypode quadrata* (Crustacea: Ocypodidae) along estuarine environments in the Paranaguá Bay Complex, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(3): 383-388.

Rosa, L.C.; Carron, E.; Sousa-Souto, L. 2013. First record of *Bledius caribbeanus* Blackwelder, 1943 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) from Brazil and distributional extension of *B. hermani* Caron and Ribeiro-Costa, 2007. *Check List*, 9(2): 450-451.

Ruiz-Delgado, M.C.; Vieira, J.V.; Veloso, V.G.; Reyes-Martínez, M.J.; Sallorenzo, A. I.; Borzone, C. A.; Sánchez-Moyano, J. E.; García-García, F. J. 2014. The role of wrack deposits for supralittoral arthropods: an example using Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136: 61-71.

Salvat, M.B. 1964. Les conditions hydrodynamiques interstitielles des sédiments meubles intertidaux et la repartition vertical de la faune endogée. *Comptes Rendus Academie des Sciences Paris*, 259: 1576-1579.

Scherer, M. 2013. Gestão de Praias no Brasil: Subsídios para uma Reflexão. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13(1): 3-13.

Schlacher, T.A.; Jones, A.R.; Dugan, J.E.; Weston, M.A.; Harris, L.; Schoeman, D.S.; Hubbard, D.M.; Scapini, F.; Nel, R.; Lastra, M.; McLachlan, A.; Peterson C.H. 2014. Open-coast sandy beaches and coastal dunes. In: Lockwood J, Maslo B (eds.) *Coastal conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 37-94.

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

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Dugan, J.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A. 2008b. Sandy beach ecosystems: key features sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.

Schlacher, T.A.; Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147: 123-132.

Schlacher, T.A.; Thompson, L.M.C. 2008. Physical impacts caused by off-road vehicles

(ORVs) to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24: 234-242.

Schreiner, R.; Ozorio, C.P. 2003. Dinâmica da fauna de insetos do supralitoral numa praia do Atlântico Sul: Estudo de curta duração. *Biociências*, 11: 123-131.

Silva, W.T.A.F.; Calado, T.C.S. 2011. Spatial distribution of and anthropogenic impacts on ghost crab *Ocypode quadrata* (Crustacea, Ocypodidae) burrows in Maceió, Brazil. *Revista Nordestina de Zoologia*, 5(1): 1-9.

Short, A.D. 1999. *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. John Wiley, London. 379p.

Talora, D.C.; Magro, T.C.; Schilling, A.C. 2007. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. *Forest Snow and Landscape Research*, 81, 1/2: 151-162.

Turra, A.; Gonçalves, M.A.O.; Denadai, M.R. 2005. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, 39: 2163-2177.

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

Veloso, V.G.; Sallorenzo, I.A.; Ferreira, B.C.A.; Souza, G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(1):13-21.

Veloso, V.G.; Neves, G.; Lozano, M.; Perez-Hurtado, A.; Gago, C.G.; Hortas, F.; Garcia, F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1): 126-133.

Vianna, A.X.M.R.; Borzone, C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.

Vieira, J.V.; Borzone, C.A.; Lorenzi, L.; Grecco, F.C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 137-150.

Capítulo 1. Temporal responses of ghost crab *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 to recreational pressure in a subtropical sandy beach in southern Brazil

1.1. Introduction

The conservation status of sandy beach ecosystems is highly variable. Some beaches, located in isolated areas, are considered virtually pristine due to low levels of human occupation; in contrast, densely populated beaches have undergone rapid degradation (Brown and McLachlan, 2002). Overall, most sandy beaches are exposed to a wide variety of threats acting at different spatial and temporal scales (McLachlan and Brown, 2006; Defeo *et al.*, 2009). Anthropogenic perturbations on beach systems are diverse, ranging from local-scale stressors such as pollution, nourishment, bulldozing, mining, grooming and recreation to rising sea level on a global scale (Davenport and Davenport, 2006; Schlacher *et al.*, 2007a; Defeo *et al.*, 2009; Schoeman *et al.*, 2014).

Traditionally, management initiatives on sandy beach ecosystems focus only on physical issues, particularly those related to erosion control and human safety, whereas the importance of ecological aspects has been underestimated (James, 2000; Lucrezi *et al.*, 2009b). In this context, indicator species are used to assess the nature, severity and spatio-temporal scales of anthropogenic perturbations (Niemi and McDonald, 2004; Lucrezi *et al.*, 2009a; Lucrezi and Schlacher, 2010). In the last two decades, sandy beach ecologists have noted the sensitivity of some groups of intertidal invertebrates to beach recreation (Brown and McLachlan, 2002; Davenport and Davenport, 2006, Defeo *et al.*, 2009), especially cirrolanid isopods (Veloso *et al.*, 2011; Vieira *et al.*, 2012); talitrid amphipods (Veloso *et al.*, 2008; Bessa *et al.*, 2014) and ocypodid decapods (Lucrezi and Schlacher, 2010; Lucrezi and Schlacher, 2014).

Ghost crabs of the genus *Ocypode* Weber, 1795 have been recognized as an indicator species of beach health (e.g. Steiner and Leatherman, 1981; Wolcott and

Wolcott, 1984; Barros, 2001; Moss and McPhee, 2006; Neves and Bemvenuti, 2006; Schlacher *et al.*, 2007b; Magalhães *et al.*, 2009; Lucrezi *et al.*, 2009a; Lucrezi and Schlacher, 2010). These crabs are commonly found in tropical and subtropical sandy beaches world-wide (McLachlan and Brown, 2006), building semi-permanent burrows from the high intertidal fringe to the fore dunes (Melo, 1996; Alberto and Fontoura, 1999; Turra *et al.*, 2005). Estimations of population density and structure are usually made by simply counting and measuring the diameter of their burrows (Barros, 2001; Schlacher *et al.*, 2007b; Aheto *et al.*, 2011; Ocaña *et al.*, 2012). The easy, non-destructive character and low cost of the technique also contribute to its common use as ecological indicators of anthropogenic perturbations in sandy beaches (Barros, 2001; Pombo and Turra, 2014).

Short-term or temporally limited surveys (i.e. snapshot sampling, without adequate replication of temporal factors) originated most of the existing data of recreational beach use on population of ghost crabs, reducing the robustness of predictions about the generality and consistency of potential ecological implications of this perturbation over time (Steiner and Leatherman, 1981; Wolcott and Wolcott, 1984; Barros, 2001; Blankenshteyn, 2006; Moss and McPhee, 2006; Neves and Bemvenuti, 2006; Schlacher *et al.*, 2007b; Hobbs *et al.*, 2008; Lucrezi *et al.*, 2009b; Magalhães *et al.*, 2009; Schlacher and Lucrezi, 2010; Aheto *et al.*, 2011). In summary, these studies highlight only the spatial contrasts (decrease in the number of crabs on beaches with high human impact), yet still remains a large gap with respect to the medium to long-term effects and further investigation is needed.

The Atlantic ghost crab *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 is the only member of the genus along the entire western Atlantic coast (Melo, 1996). Several studies carried out on the Brazilian coast (Blankenshteyn, 2006; Neves and Bemvenuti, 2006;

Araujo *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2008; Magalhães *et al.*, 2009; Silva and Calado, 2011) and in other regions including North Carolina (Hobbs *et al.*, 2008) have detected that this species is negatively affected by recreational beach use. However, most of these investigations have evaluated particularly the recreational impacts associated with vehicular traffic (Araujo *et al.*, 2008; Hobbs *et al.*, 2008; Magalhães *et al.*, 2009). Few studies have measured the impact of recreational activities occasioned by human trampling on *O. quadrata* populations, and those that have, showed different outcomes. Some authors suggested that human trampling is the cause of lower ghost crab numbers on urban beaches (Neves and Bemvenuti, 2006). On the other hand, Blankensteyn (2006) reported higher crab abundance on beaches with high frequency of users, suggesting that food scraps left by beach visitors provide a trophic subsidy to the crabs.

Temporal patterns of recreational use of the Brazilian coast are very irregular and closely related to the climatic conditions (Veloso *et al.*, 2006, 2008; Araujo *et al.*, 2008). For instance, beaches of the south coast are exposed to high-intensity human pressure only during a short summer period (January to early February, named Summer High Season) (Vieira *et al.*, 2012). Considering this scenario, our first aim was to assess the recreational use impact linked to Summer High Season on *O. quadrata* population in sandy beaches of Southern Brazil over three consecutive summers. To this end, we compare the abundance and population structure of crabs among beach sectors with different levels of recreational use: ‘Low’, ‘Medium’ and ‘High’ over three distinct periods: ‘Before’, ‘During’ and ‘After’ the Summer High Season. We expect lower abundances and changes in population structure in sectors most affected by recreational use (i.e. ‘High use’ and ‘Medium use’ sectors), particularly in ‘During’ and ‘After’ periods.

Furthermore, according with the seasonal pattern of human use in Paraná beaches, ghost crabs go through a minimal impact period (late March to DeCember) between Summer High Seasons, during which this species would have chance of recovery. Thus, our second aim was to assess whether this recovery occurs, comparing intra-annual biological traits, i.e., between the ‘After’ period of the Summer High Season and the ‘Before’ period of the next season. If some recovery exists, we expect an increase in biological descriptors (population size and structure) from ‘After’ to ‘Before’ period, especially in sectors most affected by recreational use.

1.2. Materials and methods

1.2.1. Study area

The coast of the Paraná, located at the south Atlantic coast of Brazil, has a humid subtropical climate with a warm summer and a mean temperature between 20.8 and 22 °C. The mean annual precipitation is about 1950 mm, with the highest rainfall in January, February, and March. Local tidal cycles are semidiurnal and microtidal, with spring range values up to 1.7 m (Lana *et al.*, 2001). The Paraná coast stretches for 100 Km in a NE-SW direction and include several open beaches, which are separated by two main estuaries, Guaratuba Bay (south) and Paranaguá Bay (north) (Borzzone and Souza, 1997). The coastline of Pontal do Paraná city, located south of the last estuary, has a heterogeneous urban occupation with non-urbanized sectors interspersed with sectors in process of urbanization or consolidated urbanization (Angulo, 1993). Patterns of use of beaches for recreation are determined by the level of urbanization, and thus urban beaches have a high degree of recreational use, while undeveloped beaches are less visited (De Ruyck *et al.*, 1997).

Three sectors on Shangri-lá beach were selected based on the level of recreational use: ‘Low use’ (25°37’01.1’’S, 48°24’31.4’’W), ‘Medium use’ (25°37’51.7’’S, 48°25’19.6’’W) and ‘High use’ (25°37’36.7’’S, 48°25’08.5’’W) (Fig. 1). The sectors have the same orientation, shoreline exposure and similar morphodynamic characteristics. The density of users in each sector was obtained by Vieira *et al.* (2012). These data can be used as a proxy of recreational use (Veloso *et al.*, 2008, 2011). In the Summer High Season, these sectors are manually cleaned once *per* day, however are subjected to different levels of recreational beach use via trampling (Table 1).

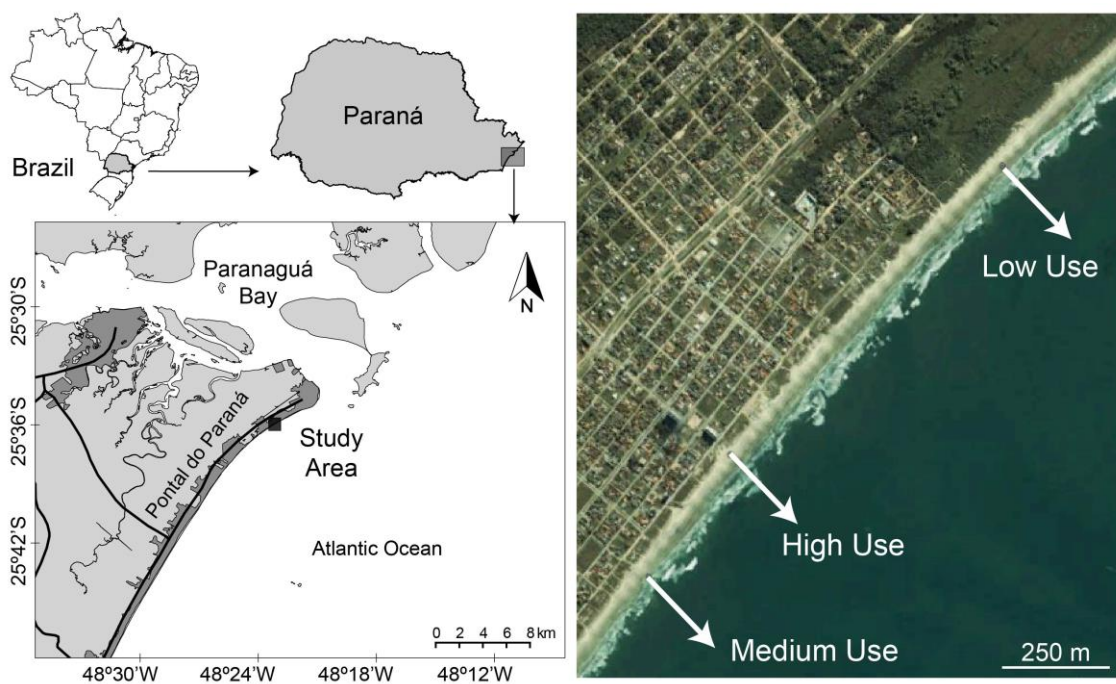


Figure 1. Shangri-lá beach geographic location and *O. quadrata* sampling sectors (‘Low use’, ‘High use’ and ‘Medium use’, respectively). Satellite image from 2003 extracted from Google Earth.

The ‘High use’ sector is characterized by large numbers of users attracted by the facilities such as kiosks, lifeguard stations and street vendors on the beach. In this sector, the ‘Operação Viva Verão’ is undertaken during the Summer High Season and offers a variety of supervised recreational activities such as aerobics, dancing, soccer

and volleyball, intensifying disturbance via trampling (Vieira *et al.*, 2012). ‘Medium use’ sector is located nearby the ‘High use’ sector (~ 600 m), but differs from it by a reduction in users’ number. Furthermore, these two sectors have some pathways through the dunes from parking lots to the beach, with a constant trampling in this environment. In contrast, the ‘Low use’ sector (1500 m from ‘High use’) has no facilities; with few users and access restricted to walk down the beach without pathways through the dunes.

Table 1. Brief description of the sectors surveyed on Shangri-lá beach including main physical properties and recreational use.

Sector	'Low use'	'Medium use'	'High use'
Beach width (m)	84	80	76
Sediment texture	fine sand	fine sand	fine sand
Sediment kurtosis	mesokurtic	mesokurtic	mesokurtic
Sediment selection	well sorted	well sorted	well sorted
Morphodynamic state	dissipative	dissipative	dissipative
User's density (média ± EP)*	1.96 ± 0.86	29.90 ± 7.20	156.56 ± 15.81
Trampling	low	moderate	high
Beach cleaning	manual	manual	manual
Access	only from the beach	pathways from dunes	pathways from dunes
Dune width (m)	35	25	25

* Number of users counted along a 50 m long stretch multiplied by the total width of the beach obtained during the summer (Vieira *et al.*, 2012)

1.2.2. Sampling

Ghost crabs were sampled in three sectors of Shangri-lá beach: ‘Low use’, ‘Medium use’ and ‘High use’, over three periods: ‘Before’, ‘During’ and ‘After’ Summer High Season. In each period four samplings were carried out. December samplings correspond to the ‘Before’ period, January to early February samplings correspond to the ‘During’ period and late February to March samplings represent the ‘After’ period. This sampling design was performed during three consecutive summers: 2009/2010, 2010/2011 and 2011/2012.

At each sector, 10 perpendicular transects were randomly placed within 50 m alongshore extension. Burrows were quantified inside a square of 1 m² placed in the intertidal beach: from the beginning of the dune vegetation to the last burrow found until the upper swash limit.

Crab abundance was estimated by counting the number of ‘active’ burrows (Barros, 2001; Moss and McPhee, 2006; Schlacher *et al.*, 2007b; Noriega *et al.*, 2012). A burrow was judged active when it showed either signs of recent sediment reworking by the crabs, fresh tracks emanating from the burrow entrance, or animal presence (Lucrezi *et al.*, 2009b).

In each transect, the population structure based on recruits, juveniles and adults categories was inferred from measurements of the burrows diameter. Thus, burrows up to 12.7 mm of diameter were considered recruits, from 12.8 to 20.7 mm juveniles and adults above 20.8 mm (Alberto and Fontoura, 1999). All active burrows were measured using a digital caliper. Burrows with diameters below 5 mm were not considered in the analysis, because wolf spiders from Lycosidae family also make burrows of this diameter.

All samplings were conducted during low tide early and before users’ disturbance. Sunny days were preferable once most burrows remain closed with rainy, windy, or cold (below 16 °C) weather conditions (Alberto and Fontoura, 1999).

1.2.3. Data analysis

Burrow abundance was estimated for each transect, using the linear meter wide density as an estimate of abundance (McLachlan and Brown, 2006). Average burrow size was represented by the diameter of the burrow and calculated for each transect.

To examine the effects of recreational pressure from the Summer High Season, biological descriptors variation [i.e. burrow size, total abundance and abundance of each population category (recruits, juveniles and adults)] was tested by a three-way analysis of variance (ANOVA). Sector (fixed, orthogonal, three levels: ‘Low use’, ‘Medium use’, ‘High use’), Period (fixed, orthogonal, three levels: ‘Before’, ‘During’, ‘After’) and Summer (random, orthogonal, three levels: Summer 2009/2010, Summer 2010/2011, Summer 2011/2012) were used as main factors.

To verify the possible intra-annual recovery of crabs, comparisons were carried out between the ‘After’ period of one Summer High Season and the ‘Before’ period of the next season (years 2010 and 2011). Again, three-way ANOVAs were applied for each dependent variable. Sources of variation included: Period (fixed, orthogonal, two levels: ‘After’, ‘Before’), Sector (fixed, orthogonal, three levels: ‘Low use’, ‘Medium use’, ‘High use’) and Year (random, orthogonal, two levels: Year 2010, Year 2011).

The assumptions of normality and homogeneity of variances of all dependent variables were assessed by Shapiro-Wilk and Cochran tests, respectively. Data were transformed if variances were significantly different at $p=0.05$. Untransformed data were used when transformations failed to stabilize heterogeneous variances, but in that cases, to reduce the chance of Type I error, the level of significance (α) used was $p=0.01$ (Underwood, 1997). When significant differences were found, multiple comparisons among treatments were performed using *post-hoc* Student-Newman-Keuls (SNK) tests. All analyses and graphs were generated using R programming language (R Core Team, 2012) combined with GAD (Sandrini-Neto and Camargo, 2012) and Sciplot (Morales, 2012) packages.

1.3. Results

1.3.1. Effects of recreational pressure on abundance and population structure of crabs

A total of 5110 burrows were measured during the three summers and most of them (more than 65 %) were found at the ‘Low use’ sector (n = 3392 burrows).

For all analyses, variations in crab population attributes (burrow size, total abundance and abundance of recruits, juveniles and adults) were caused by the interaction of sectors, periods and summers (i.e. significant Se*Pe*Su, Table 2a - e).

Table 2. Summary of the three-way ANOVA, contrasting burrow size (a) and abundance of crabs: total (b), recruits (c), juveniles (d) and adults (e) *versus* sectors (‘Low use’, ‘Medium use’, ‘High use’) across periods (‘Before’, ‘During’ and ‘After’) and summers (2009/2010, 2010/2011 and 2011/2012). *df*: degrees of freedom. Significant terms are highlighted in bold.

<u>Source</u>	<i>df</i>	(a) Size <i>F</i>	(b) Total <i>F</i>	(c) Recruits <i>F</i>	(d) Juveniles <i>F</i>	(e) Adults <i>F</i>
Sector = Se	2	128.41**	63.97***	28.46**	37.89**	49.36*
Period = Pe	2	4.46 ^{ns}	0.80 ^{ns}	3.70 ^{ns}	18.05**	0.64 ^{ns}
Summer = Su	2	57.76***	92.86**	0.84 ^{ns}	39.77***	79.85***
Se*Pe	4	6.65 ^{ns}	1.35 ^{ns}	0.51 ^{ns}	1.14 ^{ns}	2.46 ^{ns}
Se*Su	4	3.64*	14.55***	4.24**	7.18***	15.53***
Pe*Su	4	2.07 ^{ns}	21.55***	14.52***	3.27*	6.21***
Se*Pe*Su	8	2.78*	7.26***	3.83***	2.05*	3.25*
Residual	1053					
Transformation		none	log (x+1)	4th root	4th root	4th root

^{ns} p > 0.05; * p < 0.05; ** p < 0.01; *** p < 0.001

Overall *post hoc* comparisons detected that burrow size and total abundance were significantly higher in the ‘Low use’ sector than in other sectors (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2a and 2b), except in the ‘Before’ period of summer 2009/2010. In the latter case, the values of both variables were similar between the ‘Low use’ and ‘Medium use’ sectors (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2a and 2b).

All population categories (recruits, juveniles and adults) also responded to the recreational pressure. Abundance of recruits was significantly lower in the ‘High use’ sector than in other sectors (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2c), but ‘Low use’ and ‘Medium use’ sectors showed similar values, particularly in periods of summer 2010/2011 (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2c). In the summer 2011/2012, this population category showed low values in ‘High use’ and ‘Medium use’ sectors (Fig. 2c), except in the ‘After’ period, where all sectors had high abundance of recruits (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2c).

Abundance of juveniles also showed the lowest values in the ‘High use’ sector, whereas higher values were observed in the ‘Low use’ sector (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2d), but high abundances were also recorded in the ‘Medium use’ sector in ‘Before’ and ‘During’ periods of summer 2009/2010 (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2d).

Post hoc comparisons showed that the ‘High use’ sector harbored significantly fewer adult crabs than the ‘Low use’ and ‘Medium use’ sectors, especially in the ‘Before’ and ‘During’ periods (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2e). Moreover, in the ‘After’ period of summer 2009/2010 and 2010/2011, the abundance of adults recorded in the ‘Medium use’ sector was as low as that of ‘High use’ sector (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2e).

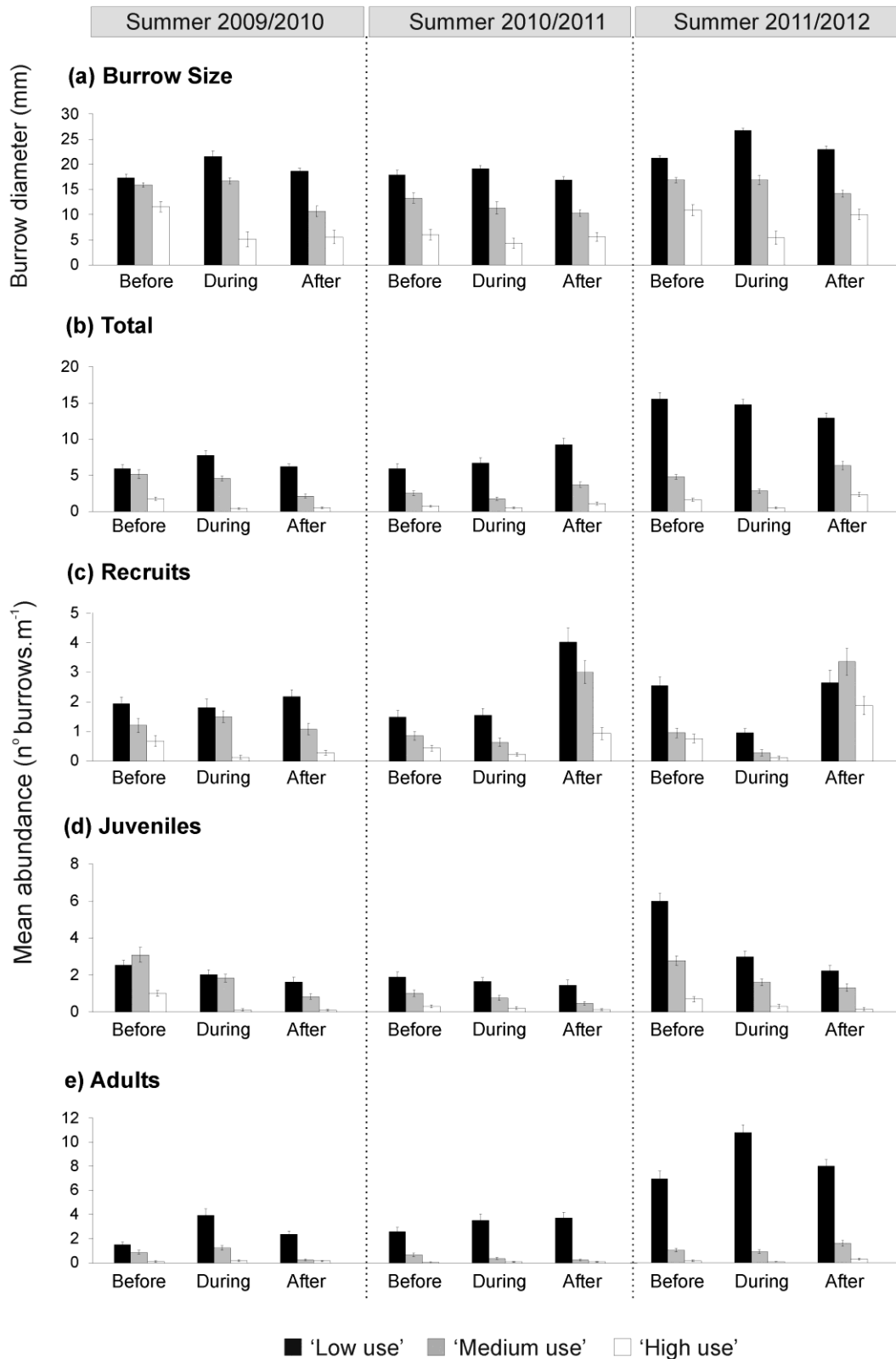


Figure 2. Mean (\pm standard error, $n = 40$) of burrow size (a), total abundance (b), abundance of recruits (c), juveniles (d) and adults (e) in each sector ('Low use', 'Medium use', 'High use') across periods ('Before', 'During' and 'After') and summers 2009/2010, 2010/2011 and 2011/2012). a – e: different y-axis scales.

1.3.2. Intra-annual biological responses (Years: 2010 and 2011)

Burrow size significantly increased from ‘After’ period the Summer High Season to ‘Before’ period the next season, only in year 2011 (i.e. significantly Pe*Ye interaction, Table 3a, Fig. 3a, SNK test $p < 0.001$).

Table 3. Summary of the three-way ANOVA, contrasting burrow size (a) and abundance of crabs: total (b), recruits (c), juveniles (d) and adults (e) *versus* periods (late summer - ‘After’ period and the beginning of next summer - ‘Before’ period) across sectors (‘Low use’, ‘Medium use’, ‘High use’) and years (2010 and 2011). *df*: degrees of freedom. Significant terms are highlighted in bold.

<u>Source</u>	<i>df</i>	(a) Size <i>F</i>	(b) Total <i>F</i>	(c) Recruits <i>F</i>	(d) Juvenile <i>F</i>	(e) Adults <i>F</i>
Period = Pe	1	2.66 ^{ns}	1.64 ^{ns}	2.77 ^{ns}	1.40 ^{ns}	1.70 ^{ns}
Sector = Se	2	266.25*	42.65 ^{ns}	87.13*	7.17*	6.80 ^{ns}
Year = Ye	1	13.52**	118.81***	43.64***	61.16**	47.41**
Pe*Se	2	26.79 ^{ns}	0.12 ^{ns}	1.97 ^{ns}	1.05 ^{ns}	1.30 ^{ns}
Pe*Ye	1	16.58***	13.71**	7.11**	85.65**	16.10**
Se*Ye	2	0.66 ^{ns}	8.91**	0.91 ^{ns}	18.83**	37.80**
Pe*Se *Ye	2	0.09 ^{ns}	6.62*	3.21*	21.91**	9.12**
Residual	468					
Transformation		none	2th root	log (x+1)	none	none

^{ns} $p > 0.05$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

Total abundance also increased from ‘After’ to ‘Before’ only in the year 2011, but this variation was not consistent over sectors (i.e. significantly Pe*Se*Ye interaction, Table 3b). In this year, the magnitude of the differences between periods was higher in ‘Low use’ sector (SNK test $p < 0.001$) than in ‘Medium use’ (SNK test $p < 0.05$) and ‘High use’ (SNK test $p < 0.05$) sectors (Fig. 3b).

Abundance of recruits varied between periods, but inconsistently among sectors and years (i.e. significantly Pe*Se*Ye interaction, Table 3c), decreasing from ‘After’ to ‘Before’ period in the ‘Low use’ sector over two years (SNK test $p < 0.05$ and $p < 0.01$, respectively; Fig. 3c), and only in the ‘Medium use’ sector in year 2011 (SNK test $p < 0.001$; Fig. 3c).

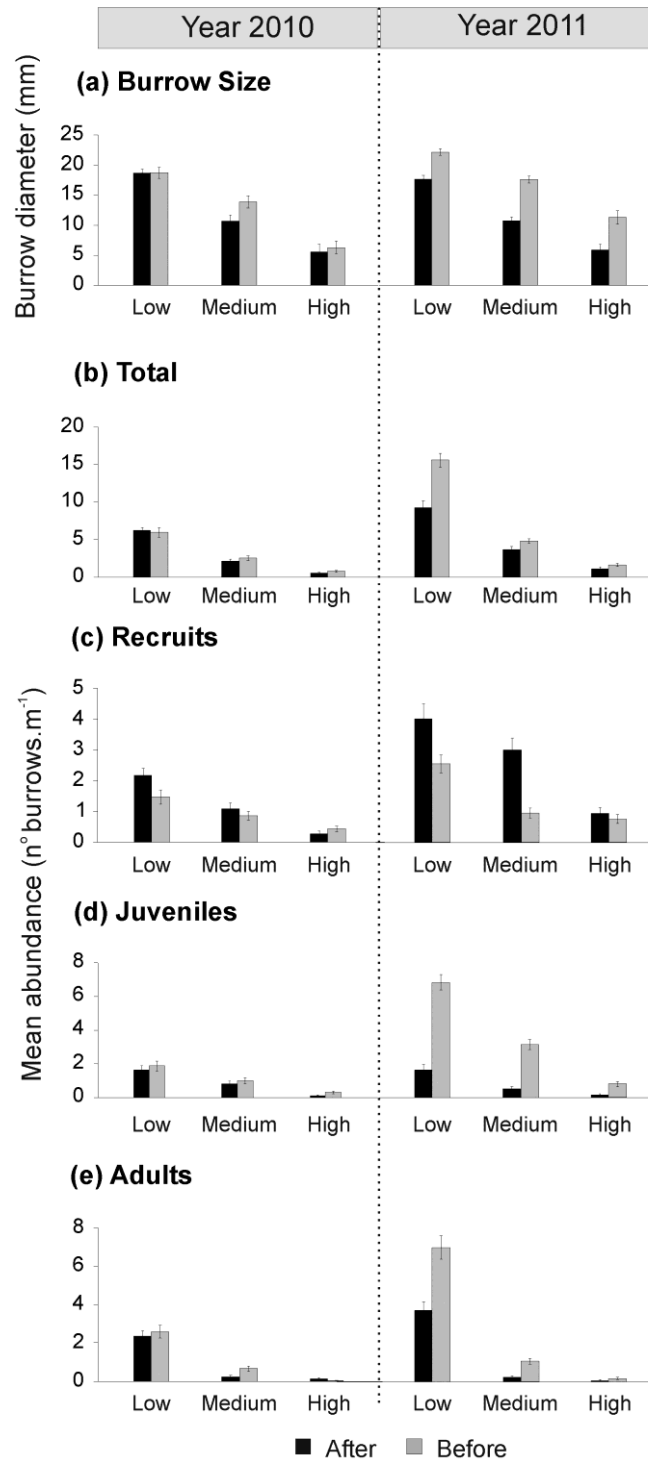


Figure 3. Mean (\pm standard error, $n = 40$) of burrow size (a), total abundance (b), abundance of recruits (c), juveniles (d) and adults (e) in each period (late summer - 'After' period and the beginning of next summer - 'Before' period) across sectors ('Low use', 'Medium use', 'High use') and years (2010 and 2011). a – e: different y-axis scales.

Abundance of juveniles and adults significantly increased from ‘After’ to ‘Before’ period, only in ‘Low use’ and ‘Medium use’ sectors in year 2011 (Table 3d - e, SNK test $p < 0.01$, Fig. 3d - e). Regarding adults, almost no individuals were recorded in the ‘High use’ sector throughout the two-year period (Fig. 3e).

1.4. Discussion

For the first time, the effects of recreational pressure on ghost crabs population attributes were evaluated for three consecutive summers (2009/2010, 2010/2011 and 2011/2012). The current work evidenced significant effects of recreational activities on *Ocypode quadrata* population over time, including drastic reductions in abundance and changes in the population structure (adults almost absent) in the beach sector heavily used by humans. A common procedure for investigating ecological impacts caused by anthropogenic disturbances is to compare beaches exposed to different levels of disturbance (e.g., pristine *versus* degraded beaches). However, such relations should be made with caution, given that sandy beach ecosystems are mainly controlled by physical factors (sand particle size, beach width, wave regimes, slope, and salinity), which regulate the alongshore distribution of populations and assemblages (Brown and McLachlan, 2002; Defeo and McLachlan, 2005).

In the present study, we exclude the influence of these physical factors by contrasting different sectors from the same shoreline with similar morphodynamic features and beach width, but with distinct levels of recreational pressure (Table 1). Furthermore, the influence of physicochemical variables such as salinity can also be disregarded. The salinity gradient produced by Paranaguá Bay estuarine plume (north of the sampling sites, Fig. 1) reaches up to the portion of beach known as Assenodi (located 6 km north of ‘Low use’ sector), so our sampling areas are outside the area of

influence of this freshwater discharge (Angulo and Araújo, 1996; Borzone and Souza, 1997). In this context, physical similarity among sectors ('Low use', 'Medium use' and 'High use') ensures a solid basis for comparison, since the main sources of natural variability were eliminated.

Here, we provide robust scientific evidence of that the abundance and population structure of crabs (*O. quadrata*) in each sector ('Low', 'Medium' and 'High' use) differed in their change over time. The 'Low use' sector showed a high abundance of burrows belonging to three age classes (recruits, juveniles and adults). In contrast, the 'High use' sector supports a smaller crabs population, comprised almost exclusively by recruits and juveniles. Overall, the abundance and population structure of crabs in 'Medium use' sector exhibited intermediate values between 'Low use' and 'High use' sectors. These results evidenced that the effects of recreational pressure on crabs present in the 'Medium use' sector not reached alarming levels as those seen in 'High use' sector.

Previous studies have reported the vulnerability of *O. quadrata* and its congeners (*O. cordimana*, *O. ceratophthalma*) to recreational beach use (especially vehicle traffic), showing a decline in population size of crabs that inhabit tourist beaches in comparison to natural beaches (Blankensteyn, 2006; Lucrezi *et al.*, 2009b; Magalhães *et al.*, 2009; Noriega *et al.*, 2012). Moreover, in most studies with Atlantic ghost crab *O. quadrata* populations, such cause-effect relationships were generated from snapshot sampling, without considering the inter-annual variability (Blankensteyn, 2006; Neves and Bemvenuti, 2006; Souza *et al.*, 2008; Magalhães *et al.*, 2009; Ocaña *et al.*, 2012). The lack of temporal replication impedes the evaluation of the potential medium to long-term ecological effects caused by human disturbance. Considering that the crab abundance, size structure, recruitment, and activity may be highly variable between

subsequent years (Alberto and Fontoura, 1999), temporal replication is fundamental (Turra *et al.*, 2005).

Population decline of crabs in the ‘High use’ sector was recorded in all periods, including the ‘Before’ period of the Summer High Season. These results indicate that the recreational pressure via trampling has caused long-term effects (years) on the crabs of this sector, and thus, we reject the first hypothesis. In subtropical beaches, recreational use is recognized as pulse perturbation because the human trampling (pulse disturbance) operate only during the summer, and, therefore, the effects are detected from weeks to months. However, the temporal extent of these effects depends on the intensity of the disturbance (Defeo *et al.*, 2009). Overall, the intensity of trampling is estimated by the user density on the beach (Veloso *et al.*, 2008, 2011; Vieira *et al.*, 2012). In Summer High Season, the ‘High use’ sector receives daily a user density 5 times higher than the ‘Medium use’ sector and 80 times higher than the ‘Low use’ (Table 1). Moreover, this spatial pattern of recreational use has been observed summer after summer. Under such circumstances, recreational pressure begins to act as a press perturbation, and its effects are noticed in longer time periods, like those observed in the ‘High use’ sector.

A plausible explanation for the observed low abundance of crabs, mostly adults, in the ‘High use’ sector is the collapse of its burrows caused by intense pedestrian trampling inherent to high recreational use. Ghost crabs will incur additional energetic costs to repair partly or completely collapsed burrows. Time and energy expended in constant repairing may impact negatively on feeding and reproductive output (Lucrezi *et al.*, 2009a, b). Trampling experiments on ghost crabs (*O. cordimana* and *O. ceratophthalma*) did not demonstrate short-term (hours to days) reductions in abundance, indicating that human trampling is not necessarily lethal to most crabs

(Lucrezi *et al.*, 2009a). However, in heavily trampled beach sections (as the ‘High use’ sector) a reduction occur, probably as a consequence of several, additive sublethal effects such as disturb crab feeding, limit the duration of surface activity and, therefore, alter metabolic costs, reproduction and behavior (Lucrezi *et al.*, 2009a, b).

The population of crabs in the ‘High use’ sector also can be adversely affected by low food availability caused by recreation pressure. According with Wolcott (1978), most of the diet of *O. quadrata* consists of clams of *Donax* spp. Short-term trampling experiments have demonstrated direct mortalities of macroinvertebrates on sandy beaches, including genus *Donax* (Moffett *et al.*, 1998). Furthermore, Vieira *et al.* (2012) observed a low density of *D. hanleyanus* during the summer of 2009/2010 at the same sector of the present study. On the other hand, clam shell fragments were constantly viewed around the crabs burrows present in the ‘Low use’ sector (personal communication). This reduction in food intake, possibly result in slower growth, less investment in reproduction, and smaller population sizes.

On the other hand, the presence of recruits in the ‘High use’ and ‘Medium use’ sectors could be linked to the process of larval dispersal of broods occurring in nearby areas, such as the ‘Low use’ sector. Some crabs reproduce continuously in subtropical and tropical regions because environmental conditions are generally favorable for feeding, gonad development, and larval release (Costa and Negreiros-Fransozo, 1998). This is the case of *O. quadrata* populations on Brazilian beaches from São Paulo to Rio Grande do Sul where recruitment is continuous, with higher abundance of recruits in the summer months (Alberto and Fontoura, 1999; Negreiros-Fransozo *et al.*, 2002). Taking into account such information, crabs founded in ‘Medium use’ and ‘High use’ sectors would have recovery chances. Thus, we could expect increase biological descriptors from ‘After’ period the Summer High Season to ‘Before’ period the next season. This,

in fact, was observed only in the ‘Medium use’ sector, and our second hypothesis would not be rejected for this sector.

Considering an entire development period of 60 days (ovulation to first crab stage) (Haley, 1972), we can establish that the recruit’s increment, observed in the ‘After’ period (February and March), probably result from a brood occurred in late December of the previous year or January. Moreover, as individual takes 8 months to reach maturity (Haley, 1972), recruits that appear at the beach in the ‘After’ period, will comprise the adults portion at the beginning of next Summer High Season (‘Before’ period). In 2011, the intra-annual fluctuations observed in the recruits and adults abundances support this inference. In both ‘Low use’ and ‘Medium use’ sectors, the increment of recruits in the ‘After’ period directly reflected in the increase of adults in the ‘Before’ period.

In contrast, a different scenario was detected for the ‘High use’ sector. Even after a period of minimal disturbance (March – November), crabs abundance (mostly juveniles and adults) remained very low in both intra-annual analysis (years 2010 and 2011). Thereby, we must assume that the ‘High use’ sector has been so disturbed that cannot longer support a resident population. The recruitment observed in the ‘After’ period could ensure the maintenance of the species this sector, however these small crabs probably not reach sexual maturity and therefore do not reproduce. Alternatively, they may grow and move to other areas with more favorable conditions (such as ‘Low use’ or ‘Medium use’ sectors). In the present study the sectors are close to each other so that migration of the crabs could be an alternative hypothesis, mostly because the time between Summer High Seasons is long enough to allow the growth and movement of the crabs.

This study also evidenced that the ‘Low use’ sector maintained a high abundance of all population categories (recruits, juveniles and adults) over time. This finding favors the recognition of this sector as a source habitat. ‘Source’ populations should tend to show a good representation of different age classes, as a result of frequent successful annual recruitments, which coincide with undisturbed systems (Defeo and McLachlan, 2005). From a management perspective, efforts to conserve beaches ecosystems should be focused on source areas to ensure that abundance does not fall below threshold values for successful post-settlement (Caddy and Defeo, 2003). The adoption of alongshore zoning has been one of the management strategies commonly cited in the beach literature (Dugan *et al.*, 2003; Defeo *et al.*, 2009). In this sense, undisturbed areas could be interspersed with areas where recreational activities are permitted (McLachlan *et al.*, 2013).

In conclusion, our results reinforce the notion that *Ocypode quadrata* ghost crabs could be used as an indicator of sandy beach health. In fact, this species is vulnerable to recreational beach use, as reflected in the drastic reduction of abundance and dramatic changes in the population structure (adults almost absent in the most impacted sector). Thus, when the beach is affected by intense recreational use summer after summer, chronic ecological effects can be expected. On the other hand, beaches subject to intermediate levels of recreation (as in ‘Medium use’ sector) show some recovery during periods of low recreational use. Moreover, sandy beaches with low recreational use could act as source areas, and guarantee the maintenance of ghost crab through space and time. Given this scenario, the spatial zoning of the shoreline is highly recommended since this management strategy can ensure recreational opportunities as well as maintenance of biodiversity and ecosystem health.

1.5. References

- Aheto, D.W.; Asare, C.; Mensah, E.; Aggrey-Fynn, J. 2011. Rapid assessment of anthropogenic impacts of exposed sandy beaches in Ghana using ghost crabs (*Ocypode* spp.) as ecological indicators. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 3: 93-103.
- Alberto, R.M.F.; Fontoura; N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 95-108.
- Angulo, R.J. 1993. A ocupação urbana do litoral paranaense e as variações da linha de costa. *Boletim Paranaense de Geociências*, 41: 52-72.
- Angulo, R.J.; Araújo, A.D. 1996. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*, 44: 7-17.
- Araujo, C.C.V.; Rosa, D.M.; Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21: 73-80.
- Barros, F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Bessa, F.; Gonçalves, S.C.; Franco, J.N.; André, J.N.; Cunha, P.P.; Marques, J.C. 2014. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41: 49-57.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 870-876.
- Borzzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997. Estrutura da macrofauna bentônica no supra, meso e infralitoral de uma praia arenosa no sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 197-212.
- Brown, A.C.; McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Caddy, J.F., Defeo, O. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. *FAO Fisheries Technical Paper 448*, Rome.
- Costa, T.M.; Negreiros-Fransozo, M.L. 1998. The reproductive cycle of *Callinectes danae* Smith, 1869 (Decapoda, Portunidae) in the Ubatuba region, Brazil. *Crustaceana*, 71: 615-627.
- Davenport, J.; Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.

- Defeo, O.; McLachlan, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 1-20.
- Defeo, O.; McLachlan, A.; Schoeman, D.S.; Schlacher, A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- De Ruyck, A.M.C.; Soares, A.G.; McLachlan, A. 1997. Human recreational patterns on beaches with different levels of development. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52: 257-276.
- Dugan, J.E.; Hubbard, D.M.; McCrary, M.D.; Pierson, M.O. 2003. The response of macrofauna assemblages and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 25-40.
- Haley, S.R. 1972. Reproductive cycling in the ghost crab, *Ocypode quadrata* (Fabr.) (Brachyura, Ocypodidae). *Crustaceana*, 23: 1-11.
- Hobbs, C.H.; Landry, C.B.; Perry, J.E. 2008. Assessing anthropogenic and natural impacts on ghost crabs (*Ocypode quadrata*) at Cape Hatteral National Seashore, North Carolina. *Journal of Coastal Research*, 24: 1450-1458.
- James, R.J. 2000. From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43: 495-514.
- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.
- 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: 1352-1362.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A. 2014. The ecology of ghost crabs. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52: 201-256.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A.; Robinson, W. 2009(a). Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9: 913-921.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A.; Walker, S. 2009(b). Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.
- Magalhães, W.F.; Lima, J.B.; Barros, F.; Dominguez, J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a useful tool for exposed sandy beaches management in Bahia state (Northeast Brazil)? *Brazilian Journal of Oceanography*, 57: 149-152.
- McLachlan, A.; Brown, A. 2006. *The ecology of sandy shores*. Academic Press: New York, USA.

- McLachlan, A.; Defeo, O.; Jaramillo, E.; Short, A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Plêiade: São Paulo, BR.
- Moffett, M.D.; McLachlan, A.; Winter, P.E.D.; DeRuyck, A.M.C. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 87-90.
- Morales, M., 2012. Sciplot: scientific graphing functions for factorial designs. Available on CRAN. (<http://www.R-project.org>).
- Moss, D.; McPhee, D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133-140.
- Negreiros-Fransozo, M.L.; Fransozo, A.; Bertini, G. 2002. Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22: 157-161.
- Neves, F.M.; Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43-435.
- Niemi, G.J.; McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 89-111.
- Noriega, R.; Schlacher, T.A.; Smeuninx, B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28: 123-131.
- Ocaña, F.A.; Veja, A.; Córdova, E.A. 2012. Distribución espacial de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en ocho playas de la zona norte oriental de Cuba. *Revista de Biología Tropic*, 60: 1177-1186.
- Pombo, M.; Turra, A. 2014. Issues to be considered in counting burrows as a measure of Atlantic ghost crab populations, an important bioindicator of sandy beaches. *PLoS ONE*, 8: 1-7.
- R Core Team. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Sandrini-Neto, L.; Camargo, M.G. 2012. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. R package version 1.1.1. (<http://CRAN.R-project.org/package=GAD>).
- Schlacher, T.A.; Dugan, J.; Schoeman, D.S.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A.; Defeo, O. 2007(a). Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13: 556-560.

- Schlacher, T.A.; Lucrezi, S. 2010. Compression of home ranges in ghost crabs on sandy beaches impacted by vehicle traffic. *Marine Biology*, 157: 2467-2474.
- Schlacher, T.A.; Thompson, L.; Price, S. 2007(b). Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: mortalities inflicted by off-road vehicles on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28: 354-367.
- Schoeman, D.S.; Schlacher, T.A.; Defeo, O. 2014. Climate-change impacts on sandy-beach biota: crossing a line in the sand. *Global Change Biology*, 20: 2383-2392.
- Silva, W.T.A.F.; Calado, T.C.S. 2011. Spatial distribution of and anthropogenic impacts on ghost crab *Ocypode quadrata* (Crustacea, Ocypodidae) burrows in Maceió, Brazil. *Revista Nordestina de Zoologia*, 5: 1-9.
- Souza, J.R.B.; Lavoie, N.; Bonifácio, P.H.; Rocha, C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30: 139-145.
- Steiner, A.J.; Leatherman, S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111-122.
- Turra, A.; Gonçalves, M.A.O.; Denadai, M.R. 2005. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, 39: 2163-2177.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Veloso, V.G.; Neves, G.; Capper, L.A. 2011. Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. *Ecological Indicators*, 11: 782-788.
- Veloso, V.G.; Neves, G.; Lozano, M.; Perez-Hurtado, A.; Gago, C.G.; Hortas, F.; Garcia, F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29: 126-133.
- Veloso, V.G.; Silva, E.S.; Caetano, C.H.S.; Cardoso, R.S. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro state, Brazil. *Biological Conservation*, 127: 510-515.
- Vieira, J.V.; Borzone, C.A.; Lorenzi, L.; Grecco, F.C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60: 137-150.
- Wolcott, T.G. 1978. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavengers or predators? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 67-82.
- Wolcott, T.G.; Wolcott, D.L. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29: 217-240.

Capítulo 2. Vulnerabilidade de *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera: Staphylinidae) ao uso recreativo da faixa praial

2.1. Introdução

Atualmente as praias arenosas são reconhecidas como uma importante e frágil interface funcional entre o mar e a terra, que oferece uma gama de serviços ecossistêmicos (Schlacher *et al.*, 2008; Defeo *et al.*, 2009). Em contrapartida, a popularidade das praias para fins recreativos e turísticos vem crescendo a ritmos acelerados, e cada vez mais, estes ambientes estão submetidos à uma série de ameaças que colocam em risco a integridade deste ecossistema (Brown e McLachlan, 2002; Davenport e Davenport, 2006; McLachlan e Defeo, 2013). Embora as perturbações antrópicas variem entre os ambientes, interferências diretas tais como urbanização, obras de contenção da erosão, poluição (esgoto doméstico e/ou industrial), práticas de limpeza (manual ou mecânica) e atividades recreativas são comuns na maioria das praias ao redor do mundo (Schlacher *et al.*, 2008; Defeo *et al.*, 2009; Colombini *et al.*, 2011). Tais interferências podem atuar como distúrbios temporários ou permanentes e, conseqüentemente, causam impactos negativos sobre o sistema natural (físico e/ou biológico) em distintas escalas espaciais e temporais (Schalcher *et al.*, 2007).

Dentre os distúrbios associados às atividades recreativas, o uso de veículos automotores é o mais enfatizado na literatura, sendo considerado severamente danoso tanto para as dunas quanto para a faixa entremarés (Hosier e Eaton, 1980; Wolcott e Wolcott, 1984; Anders e Leatherman, 1987; Groom *et al.*, 2007; e muitos outros). Com relação ao distúrbio via pisoteio humano, os danos nos sistemas de dunas incluindo impactos diretos na vegetação bem como impactos físicos sobre o substrato são os mais discutidos (Liddle e Moore, 1974, Liddle e Greg-Smith, 1975; Talora *et al.*, 2007; Farris *et al.*, 2013). Nas últimas duas décadas, algumas pesquisas têm buscado avaliar o

impacto do pisoteio humano na parte não vegetada da praia, uma vez que as pessoas permanecem e utilizam primordialmente esta região para finalidades recreativas (Schlacher e Thompson, 2012), especialmente durante os meses de verão.

Apesar da aparência desértica, a região não vegetada abriga uma fauna diversificada de invertebrados infaunais, os quais apresentam diversas adaptações (grau de mobilidade, capacidade de enterramento, etc) para lidar com as condições ambientais adversas (Brown, 1996; Veloso *et al.*, 1997; McLachlan e Brown, 2006; Schlacher *et al.*, 2008). Em teoria, estes organismos deveriam ser relativamente resistentes ao pisoteio humano, entretanto, diversos estudos têm demonstrado que esta tolerância não é ilimitada. Na realidade, as comunidades macrobentônicas respondem negativamente ao aumento da pressão recreativa via pisoteio, sendo que mudanças significativas nos atributos ecológicos (abundância e/ou riqueza de espécies) já foram observadas em praias intensivamente frequentadas (Schlacher e Thompson, 2012; Vieira *et al.*, 2012; Reyes-Martinez *et al.*, 2015). Em nível populacional o pisoteio tem sido referido como o fator responsável pela eliminação ou redução populacional de determinadas espécies das zonas superiores das praias tais como anfípodos da família Talitridae (Ugolini *et al.*, 2008, Veloso *et al.*, 2008) e decápodos do gênero *Ocypode* Weber, 1795 (Neves e Bemvenuti, 2006; Lucrezi *et al.*, 2009, Capítulo 1).

Além dos anfípodos e decápodos, a região superior das praias também é habitada por insetos terrestres, particularmente coleópteros escavadores das famílias Tenebrionidae e Staphylinidae (Wyatt e Foster 1988; Fallaci *et al.*, 2002; Schreiner e Ozorio, 2003; Frank e Ahn, 2011). Estafilinídeos são extremamente comuns em praias arenosas no mundo inteiro, sendo *Bledius* Leach, 1819, o gênero com mais espécies citadas na literatura (McLachlan e Brown, 2006). A presença destes organismos é facilmente detectada pelos rastros superficiais no sedimento provenientes das atividades

dos indivíduos adultos bem como de suas larvas (Herman, 1986; Gandara-Martins *et al.*, 2010). Ecologicamente, os estafilínídeos desempenham um papel importante na transferência de energia entre diferentes níveis tróficos do ecossistema praiial, pois se alimentam de diatomáceas e outras microalgas associadas aos grãos de areia e sendo por sua vez, predados por coleópteros (Carabidae) e aves (Frank, 1985; Herman, 1986).

No litoral paranaense (sul do Brasil) é registrada a ocorrência de três espécies: *Bledius bonariensis* Bernhauer, 1912, *Bledius fernandesi* Bernhauer, 1939 e *Bledius hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007, sendo a co-existência destas espécies reportada apenas em algumas praias (Caron e Ribeiro-Costa, 2007; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vianna e Borzone, 2015). Recentemente, Vianna e Borzone (2015) investigaram a distribuição espaço-temporal das espécies supracitadas em duas praias do litoral norte paranaense. De modo geral, as espécies apresentaram clara separação espacial ao longo do ano relacionada a distintos requerimentos ambientais. *B. bonariensis* e *B. fernandesi* ocupam o estrato superior da praia, onde há menor influencia da salinidade. Além disso, tais espécies apresentam afinidade a sedimentos úmidos, próximos a depressões alagáveis ou sangradouros. Por outro lado, *B. hermani* ocorre preferencialmente no médiolitoral, região com maior disponibilidade de diatomáceas, sendo abundantes em períodos de elevadas temperaturas do ar e do sedimento.

Apesar de pouco estudados, alguns autores têm mencionado a vulnerabilidade de *Bledius* spp. às perturbações antrópicas, especialmente quanto às práticas de limpeza e atividades recreativas via pisoteio humano (Barros *et al.*, 2001; Schreiner e Ozorio, 2003; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Frank e Ahn, 2011). No litoral paranaense, Vieira *et al.* (2012) constataram que a pressão recreativa durante a alta temporada de verão afeta a composição e estrutura da comunidade macrobentônica, sendo observado declínio populacional de algumas espécies macrobentônicas (crustáceos isópodes e

poliquetos) bem como o desaparecimento de *B. bonariensis* no setor que recebe maior fluxo de pessoas.

Neste contexto, o presente estudo avaliou os efeitos do pisoteio humano sobre as populações de *Bledius* spp. comparando a densidade dos estafilínídeos entre setores expostos a diferentes níveis de pressão recreativa ('Baixo uso' e 'Alto uso'), ao longo de três períodos: 'Antes', 'Durante' e 'Depois' da alta temporada de verão 2010/2011 e 2011/2012. Para tanto, a seguinte hipótese de trabalho foi testada: se as atividades recreativas na alta temporada de verão afetam negativamente as densidades de *Bledius* spp., espera-se que haja redução populacional ou até mesmo o desaparecimento destes organismos no setor caracterizado por um alto uso recreativo, particularmente nos períodos 'Durante' e 'Depois'.

2.2. Materiais e métodos

2.2.1. Área de estudo

Este estudo foi conduzido no trecho de praia do Balneário Shangri-lá (município de Pontal do Paraná) localizado na região central da costa do Estado do Paraná, sul do Brasil. A região costeira apresenta clima subtropical úmido, regime de micromaré semidiurno com amplitude máxima de 1,7m (Lana *et al.*, 2001). Para fins comparativos foram selecionados dois setores do arco praial com níveis extremos de uso recreativo: 'Baixo uso' (25°37'01,1''S, 48°24'31,4''O) e 'Alto uso' (25°37'36,7''S, 48°25'08,5''O) e distanciados entre si em aproximadamente 1,5 Km (Fig. 1). O trecho avaliado é caracterizado por um perfil praial extenso com inclinação suave e sedimento composto de areia fina, apresentando morfodinamismo dissipativo e dominado por ondas e correntes de deriva litorânea (Angulo e Araújo, 1996; Vieira *et al.*, 2012).

Na alta temporada de verão (janeiro e fevereiro) o setor ‘Alto uso’ recebe diariamente uma densidade média de visitantes (residentes e/ou turistas) 80 vezes maior do que o setor ‘Baixo uso’ (Vieira *et al.*, 2012). A elevada concentração de pessoas no setor ‘Alto uso’ está fortemente associada às facilidades (infraestrutura e segurança) oferecidas aos seus usuários tais como acesso pavimentado e com disponibilidade de transporte público, presença de chuveiros, posto de observação de guarda-vidas e comércio informal (vendedores ambulantes) bem como serviços de alimentação e hospedagem nas proximidades. Em contrapartida, o setor ‘Baixo uso’ é desprovido de acesso semelhante ao acima descrito, sendo este realizado apenas pela praia através de caminhadas.

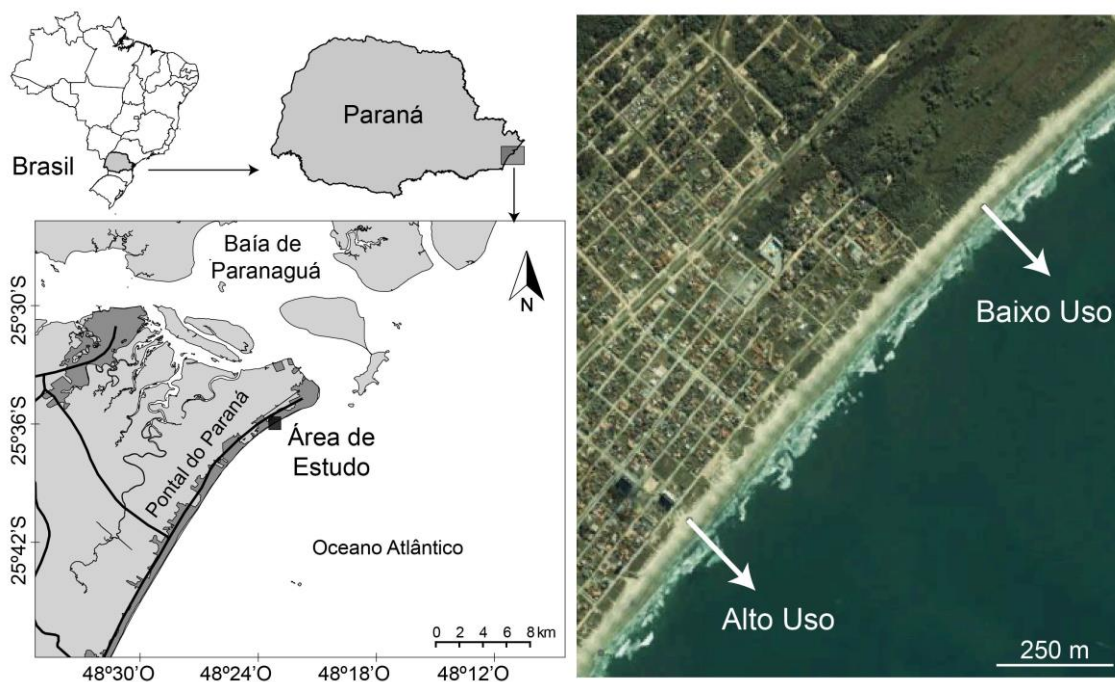


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo com a identificação no trecho do arco praiado dos setores ‘Baixo’ e ‘Alto’ uso. Imagem de satélite (2003) extraída do Google Earth.

2.2.2. Delineamento amostral e processamento das amostras

As amostragens foram realizadas durante maré baixa de sizígia nos setores ‘Baixo uso’ e ‘Alto uso’ durante três períodos distintos: ‘Antes’ (dezembro), ‘Durante’

(janeiro) e ‘Depois’ (março) da alta temporada de verão 2010/2011 e 2011/2012, preferivelmente em dias de tempo bom. Condições climáticas adversas (chuvas intensas, ressacas do mar ou ventos fortes) foram evitadas uma vez que interferem no nível de atividade dos organismos (Rosa *et al.*, 2015).

Para abranger toda a faixa de distribuição dos estafilinídeos foi delimitada a região entre a duna embrionária (região supralitoral) até o médiolitoral superior (Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vianna e Borzone, 2015). Em cada setor foram dispostas aleatoriamente seis transecções perpendiculares à praia ao longo de uma extensão de 50 m (paralela à costa). De cada transecção, foram coletadas seis amostras, distanciadas entre si de 4 a 5 m, com auxílio de um amostrador cilíndrico de 15 cm de diâmetro (~0,02 m²) enterrado a 5 cm de profundidade no sedimento. Previamente ao contato do amostrador com a superfície do sedimento, a parte superior do cilindro foi vedada com um saco plástico para evitar a fuga dos organismos (Schlacher *et al.*, 2008; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014).

Em laboratório, as amostras foram fixadas com solução formalina a 10 % neutralizada e armazenadas. Posteriormente, as amostras foram transferidas para peneiras com abertura de malha de 500 µm, as quais foram submersas em recipiente com água doce abundante. No processamento das amostras do verão 2010/2011 os organismos sobrenadantes e de maior tamanho (visíveis a olho nu) foram transferidos para placas de petri com auxílio de pinças. Exemplares em estágios larvais foram melhor selecionados nas amostras do verão 2011/2012 quando os indivíduos retidos no fundo da peneira também foram considerados e separados por borrifos d’água.

Os indivíduos foram contabilizados sob microscópio estereoscópico e identificados de acordo com a literatura especializada (Caron e Ribeiro-Costa, 2007). Não foi possível a identificação das larvas a nível específico. Todos os exemplares

(adultos e larvas) foram armazenados em frascos tipo eppendorf e preservados em álcool 70 %.

2.2.3. Análise de dados

Para cada transecção foi calculada a densidade média dos estafilinídeos (número de indivíduos/m²) adultos (total e por espécie) e de larvas (apenas no verão 2011/2012). Tais parâmetros biológicos foram tratados como variáveis dependentes deste estudo.

Análises de variância (ANOVA) foram adotadas para testar possíveis diferenças nas variáveis dependentes atribuídas aos fatores analisados. Para tanto o modelo linear incluiu três fatores: Setor (fixo, ortogonal, com dois níveis: ‘Baixo uso’ e ‘Alto uso’), Período (fixo, ortogonal, três níveis: ‘Antes’, ‘Durante’, ‘Depois’) e Verão (aleatório, ortogonal, dois níveis: verão 2010/2011 e verão 2011/2012). Como as larvas só foram capturadas no verão 2011/2012, o modelo linear para esta variável dependente considerou apenas dois fatores: Setor e Período. Quando a ausência de alguma variável dependente foi detectada em um dos setores (‘Baixo uso’ ou ‘Alto uso’), nenhum teste estatístico foi aplicado.

Uma vez indicadas diferenças significativas, estas foram discriminadas através do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK). A normalidade dos dados e a homocedasticidade das variâncias foram verificadas utilizando o teste de Shapiro e Cochran, respectivamente (Underwood, 1997). Quando tais pressupostos não foram atendidos, os dados sofreram transformação.

Todas as análises e gráficos foram gerados no software R versão 2.13.0 (R Core Team, 2012) utilizando os pacotes GAD (Sandrini-Neto e Camargo, 2012) e Sciplot (Morales, 2012).

2.3. Resultados

Um total de 778 espécimens (436 adultos e 342 larvas) foram coletados. Dos indivíduos adultos a espécie *B. fernandezii* foi a mais abundante (49 %), seguida por *B. bonariensis* (44 %) e *B. hermani* (7 %). Das três espécies apenas *B. hermani* esteve ausente nas amostragens de 2010/2011.

A densidade total de adultos variou entre os setores de acordo com o período analisado (termo Se*Pe significativo, Tabela 1a). Baixas densidades foram registradas no setor 'Alto uso' (teste SNK $p < 0,01$), com exceção do período 'Antes' da alta temporada de verão (Fig. 2a). Neste período, a densidade total não diferiu entre os setores (SNK $p > 0,05$; Fig. 2a). Esse padrão foi consistente nos dois verões analisados (termo Se*Pe*Ve não significativo, Tabela 1a). A interação entre setor e verão também foi detectada (Tabela 1a). Independente do período analisado, o setor 'Baixo uso' exibiu maiores valores de densidade total em comparação ao setor 'Alto uso', entretanto a magnitude das diferenças entre setores foi maior no verão 2010/2011 (teste SNK $p < 0,01$) do que no verão 2011/2012 (teste SNK $p < 0,05$) (Fig. 2a).

As densidades de *B. bonariensis* apresentaram diferenças significativas na interação setor e período e setor e verão (termos Se*Pe e Se*Ve significativos, Tabela 1b). O setor 'Alto uso' apresentou baixa densidade de *B. bonariensis* particularmente no período 'Depois' (teste SNK, $p < 0,05$), enquanto que a análise não detectou diferenças significativas entre setores nos demais períodos (teste SNK, $p > 0,05$) (Fig. 2b). Considerando apenas a interação entre setor e verão, é possível observar que as diferenças entre setores são mais evidentes no verão 2010/2011 (teste SNK, $p < 0,001$) do que no verão 2011/2012 (SNK, $p > 0,05$) (Fig. 2b).

No caso da espécie *B. fernandezii*, diferenças significativas foram detectadas apenas na interação entre setor e verão (Tabela 1c). Comparações *a posteriori*

demonstraram que o setor ‘Alto uso’ apresentou menor densidade do que o setor ‘Baixo uso’ (Fig. 2c), porém o nível de significância diferiu entre verões (teste SNK, $p < 0,001$ no verão 2010/2011; $p < 0,05$ no verão 2011/2012). Cabe destacar que este declínio populacional no setor ‘Alto uso’ foi observado particularmente nos períodos ‘Durante’ e ‘Após’ (Fig. 2c), contudo tal resposta não apresentou significância estatística (termo Se*Pe não significativo, Tabela 1c).

Com relação à densidade de *B. hermani*, o setor ‘Alto uso’ foi caracterizado pela ausência desta espécie. Em contrapartida, no setor ‘Baixo uso’, a sua ocorrência foi constatada durante os três períodos (‘Antes’, ‘Durante’ e ‘Depois’; Fig. 3a).

A densidade de larvas de *Bledius* spp. no verão 2011/2012 apresentou interação significativa entre setor e período (Tabela 1e). Diferenças entre setores foram registradas nos períodos ‘Durante’ e ‘Após’, sendo as menores densidades encontradas no setor ‘Alto uso’ (teste SNK $p < 0,001$; Fig. 3b). Entretanto, ambos os setores apresentaram densidades similares no período ‘Antes’ (SNK $p > 0,05$; Fig. 3b).

Tabela 1. Sumário da ANOVA bi e trifatorial, contrastando a densidade total de adultos (a), densidade de *B. bonariensis* (b) e *B. fernandesi* (c) entre setores ('Baixo uso', 'Alto uso') ao longo dos períodos ('Antes', 'Durante', 'Depois') e verões (2010/2011 e 2011/2012). Para a densidade total de larvas (d) foram considerando os fatores setor e período. *g.l.* graus de liberdade. Termos significativos são destacados em negrito. (-) dados brutos.

Fator	(a) Total adultos			(b) <i>B. bonariensis</i>		(c) <i>B. fernandesi</i>	
	<i>g.l.</i>	QM	F	QM	F	QM	F
Setor = Se	1	361,28	5,13 ^{ns}	22,70	1,41 ^{ns}	55,07	5,03 ^{ns}
Período = Pe	2	17,44	1,76 ^{ns}	5,40	1,30 ^{ns}	7,4	12,71 ^{ns}
Verão = Ve	1	4,08	0,90 ^{ns}	2,03	1,04 ^{ns}	2,35	1,69 ^{ns}
Se*Pe	2	112,93	86,93*	21,20	35,34*	13,02	4,59 ^{ns}
Se*Ve	1	70,43	15,93***	16,08	8,23**	10,93	7,88*
Pe*Ve	2	9,91	2,24 ^{ns}	4,14	2,12 ^{ns}	0,58	0,41 ^{ns}
Se*Pe*Ve	2	1,30	0,39 ^{ns}	0,60	0,31 ^{ns}	2,83	2,05 ^{ns}
Resíduo	60	4,42		1,95		1,39	
Transformação		raiz quadrada		log (x +1)		log (x +1)	
(d) Total larvas							
	<i>g.l.</i>	QM	F				
Setor = Se	1	37801	15,05 ^{***}				
Período = Pe	2	15769	6,30 ^{**}				
Se*Pe	2	31580	12,57***				
Resíduo	30	2512					
Transformação		-					

^{ns} $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

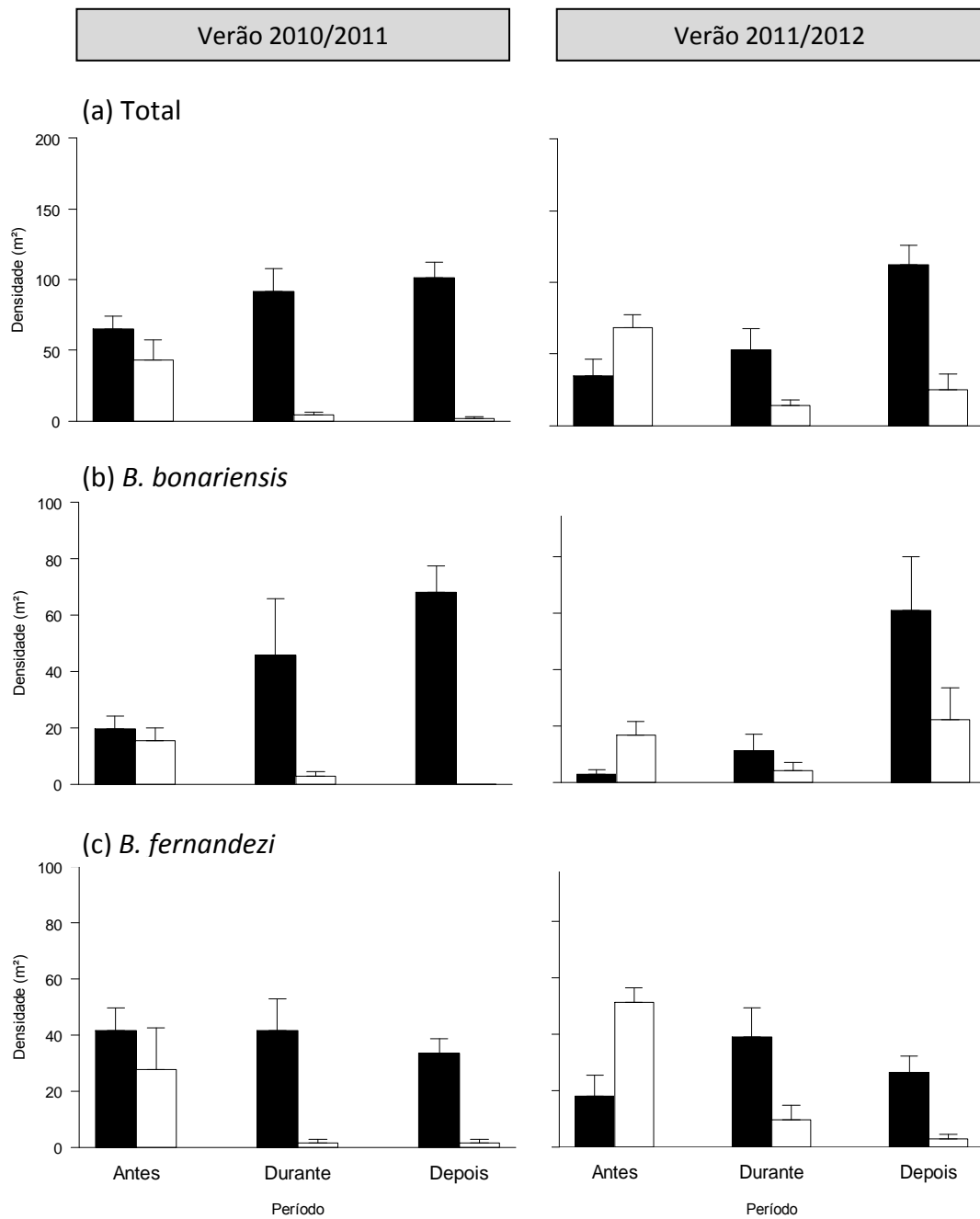


Figura 2. Valores médios (\pm erro padrão, $n = 6$) da densidade de estafilinídeos adultos nos setores 'Baixo uso' (coluna preta) e 'Alto uso' (coluna branca) entre os períodos 'Antes', 'Durante' e 'Depois' das temporadas de verão 2010/2011 e 2011/2012: (a) total, (b) *B. bonariensis* e (c) *B. fernandezii*.

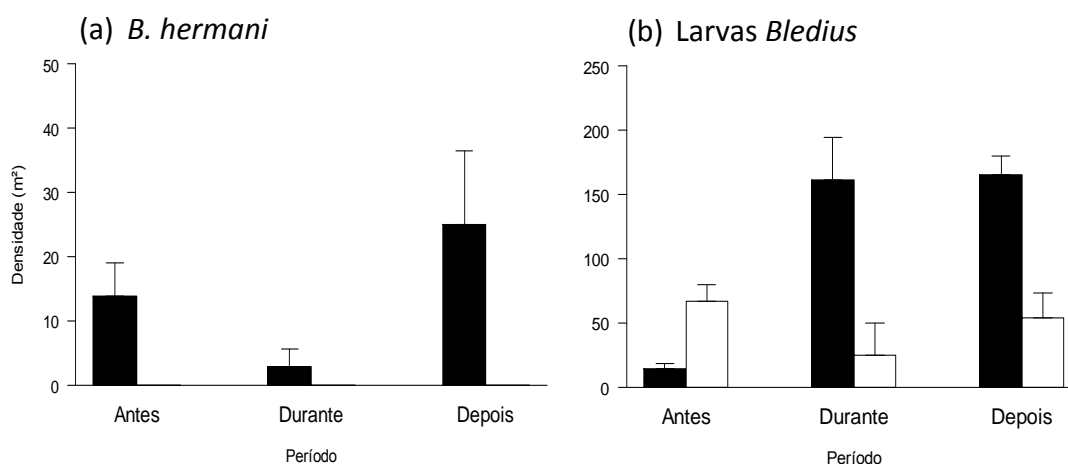


Figura 3. Valores médios (\pm erro padrão, $n = 6$) da densidade de estafilínídeos nos setores 'Baixo uso' (coluna preta) e 'Alto uso' (coluna branca) entre os períodos 'Antes', 'Durante' e 'Depois' da temporada de verão 2011/2012: (a) adultos de *B. hermani* e (b) larvas de *Bledius* spp.

2.4. Discussão

Embora a vulnerabilidade dos coleópteros frente às interferências antrópicas em praias arenosas na costa paranaense já tenha sido especulada (Barros *et al.*, 2001; Gandara-Martins *et al.*, 2010), os delineamentos amostrais consideraram apenas a influência dos fatores ambientais, negligenciando as possíveis perturbações de origem antrópica.

No presente estudo a menor densidade populacional de estafilínídeos *Bledius* spp. no setor de 'Alto uso' recreativo confirma a hipótese de que a pressão recreativa via pisoteio humano durante a alta temporada de verão afeta a densidade e a ocorrência destes organismos. Vieira *et al.* (2012) detectaram uma relação negativa entre o número de usuários na praia e a abundância de estafilínídeos (*B. bonariensis*), contudo tais inferências devem ser tratadas com cautela devido a falta de replicação temporal. O presente estudo é, portanto, o primeiro a avaliar os efeitos das atividades recreativas sobre a variabilidade espaço-temporal das populações de estafilínídeos *Bledius* spp. presentes em ambientes praias.

Um problema inerente a avaliação de impactos antrópicos (particularmente uso recreativo) está na ocorrência, muitas vezes, simultânea de várias interferências antrópicas (Defeo *et al.*, 2009), dificultando a identificação do fator responsável pela diminuição ou desaparecimento de espécies. Em geral, praias com alto potencial recreativo, além de receberem grande quantidade de visitantes, também estão submetidas à limpeza tanto manual como mecânica e geralmente são desprovidas de dunas embrionárias (Velooso *et al.*, 2009), aspectos que reconhecidamente interferem na fauna da praia. No entanto, ambos os setores foram manualmente limpos durante a alta temporada de verão e são caracterizados pela presença de dunas. Diante deste fato, acredita-se que, durante o estudo, o pisoteio humano foi a principal fonte de distúrbio entre os setores analisados.

As populações de *Bledius* spp. presentes no setor mais impactado parecem ser reguladas por um alto nível de estresse, sinalizado principalmente pelo declínio populacional de adultos (*B. bonariensis* e *B. fernandesi*) e larvas nos períodos mais críticos da alta temporada de verão ('Durante' e 'Após'). Flutuações populacionais são comumente observadas em espécies do gênero *Bledius*, as quais atingem sua maior densidade no verão. A presença de larvas é acentuada na primavera e verão, sendo tais estações reconhecidas como épocas de intensa atividade sexual (acasalamento e postura de ovos) (Vianna e Borzone, 2015). Considerando tais informações, pode-se concluir que as elevadas densidades de usuários na alta temporada de verão (janeiro e fevereiro) coincidem justamente com o período de maior densidade populacional dos estafilínídeos. Esta combinação de fatores potencializa o efeito negativo do pisoteio humano durante este período, refletindo também em baixas densidades no término da alta temporada de verão.

Deste modo pode-se inferir que a pressão recreativa via pisoteio humano afeta as populações de estafilínídeos: 1) diretamente, causando mortalidade através do esmagamento dos indivíduos (larvas e adultos) e, 2) indiretamente, interferindo em atividades funcionais como forrageamento superficial devido ao colapso de suas tocas. A elevada exposição dos estafilínídeos ao pisoteio revela-se principalmente através de seu hábito de vida sub-superficial, uma vez que estes organismos permanecem dentro de suas galerias ou forrageando nos primeiros centímetros do sedimento. Como mencionado por Veloso *et al.* (2008), o aumento no número de visitantes pode facilmente expôr os indivíduos, mesmo enterrados, ao impacto direto do pisoteio nas camadas superficiais do sedimento. Os indivíduos em fase larval, com estrutura corporal mais delicada e sendo incapazes de voar (Herman, 1986), são considerados mais vulneráveis ao pisoteio do que os adultos e, de fato, podem ser esmagados. O pisoteio também pode causar danos subletais como, por exemplo, lesões em determinadas estruturas corpóreas, tais como os élitros e asas, e assim, podem comprometer a capacidade de vôo dos adultos.

Em relação à destruição das tocas, além de afetar as atividades funcionais dos coleópteros, sem esta proteção, os indivíduos tornam-se mais vulneráveis às adversidades naturais. As tocas são consideradas estruturas chave na vida destes organismos, fornecendo abrigo contra as variações de temperatura (dessecação), a ação dos ventos e da maré (inundação) bem como de predadores e parasitas. Além disso, as tocas são utilizadas como locais de acasalamento e postura de ovos, sendo essenciais para o desenvolvimento dos primeiros estágios do ciclo de vida (Herman, 1986). Entretanto, a redução de organismos no setor de 'Alto uso' pode ser em parte ocasionada pela migração de indivíduos adultos que escaparam da mortalidade direta via pisoteio humano, para outras áreas. Quando as condições de vida tornam-se

desfavoráveis, os adultos voam para longe e assim, são capazes de restabelecer novas populações (Llewellyn e Shackley, 1996), particularmente em trechos da costa que recebem poucos visitantes. Por outro lado, considerando que o impacto causado pelo pisoteio de banhistas não é homogêneo ao longo do perfil praiial (Fanini *et al.*, 2005), algumas pequenas manchas de adultos e/ou larvas podem persistir nos setores mais impactados mesmo durante o verão.

Considera-se ainda que a ausência de *B. hermani* seja também uma resposta dos coleópteros ao estresse causado pela ocupação recreativa da praia na alta temporada de verão. Em praias com ampla faixa de areia, típicas de ambientes dissipativos, tais como o trecho do arco praiial aqui analisado, a maior concentração de usuários ocorre na região central da praia (médiolitoral superior e inferior), sendo as zonas próximas às dunas menos ocupadas pelos usuários (observação pessoal). Tal comportamento humano poderia explicar a ausência de *B. hermani* no setor ‘Alto uso’. Embora possam ser co-ocorrentes do mesmo ambiente praiial, *B. fernandesi* e *B. bonariensis* habitam a região supralitoral, enquanto que *B. hermani* ocorre preferencialmente no médiolitoral superior (Vianna e Borzone, 2015). De fato, a distribuição de *B. hermani* se sobrepõe a região primordialmente ocupada pelos usuários, sendo assim, tais organismos encontram-se mais expostos ao pisoteio humano.

Dentre as três espécies do gênero *Bledius* descritas para as praias arenosas oceânicas do litoral do Paraná (Caron e Ribeiro-Costa, 2007), *B. hermani* é citada como a mais abundante e frequente, particularmente em setores da Praia Deserta localizada no Parque Nacional do Superagui (Gandara-Martins *et al.*, 2010). Cabe aqui destacar que esta praia representa um dos trechos mais conservados do litoral paranaense, tendo em vista o ínfimo impacto da pressão recreativa. Tais evidências reforçam a ideia de vulnerabilidade de *B. hermani* ao aumento da pressão recreativa. A redução ou

desaparecimento das populações de estafilínídeos nos ambientes praias podem interferir nos níveis tróficos superiores, já que estes organismos servem como fonte de alimento de algumas aves como *Charadrius collaris* e *Tyrannus melancholicus* (Herman, 1986; Festi, 2011).

No litoral paranaense, as praias arenosas são utilizadas para fins recreativos apenas durante a alta temporada de verão e, assim, o pisoteio humano é reconhecido como um distúrbio temporário (Defeo *et al.*, 2009). Considerando que os estafilínídeos *Bledius* spp. apresentam desenvolvimento rápido até a vida adulta (2 a 3 meses) (Herman, 1986), e que o pisoteio provavelmente causa efeitos de curto-prazo (semanas a meses) sobre estas populações, a capacidade de recuperação dos poucos indivíduos (particularmente *B. bonarinesis* e *B. fernandesi*) que sobrevivem no setor mais impactado é considerável. Diante deste panorama, os indivíduos poderiam se reproduzir durante períodos de menor uso recreativo e assim, restabelecer suas densidades populacionais neste setor. De fato, ambos os setores analisados (‘Baixo uso’ e ‘Alto uso’) apresentaram densidades similares no período que precede a alta temporada de verão e corrobora com a afirmativa supracitada. Adicionalmente, a imigração de adultos provenientes de áreas vizinhas não perturbadas provavelmente contribui para tal recuperação. As altas densidades de estafilínídeos no setor menos impactado indicam que locais sujeitos a uma menor pressão recreativa podem atuar como habitat fonte, garantindo assim a manutenção das populações de *Bledius* spp. e devendo ser consideradas áreas prioritárias para a conservação.

Os padrões temporais de uso recreativo das praias brasileiras são irregulares e intimamente relacionados às condições climáticas. Devido à presença constante de sol e, portanto alto potencial turístico, diversas praias localizadas nas regiões norte, nordeste e sudeste do país recebem alto fluxo de visitantes ao longo do ano (Veloso *et al.*, 2006,

2008; Araujo *et al.*, 2008). Sob tais circunstâncias, o pisoteio humano deve ser caracterizado como um distúrbio permanente e conseqüentemente, sendo praticamente inevitável o desaparecimento dos coleópteros estafilinídeos, situação já reportada para tenebrionídeos (*Phaleria testacea*) e anfípodes (*Atlantorchestoidea brasiliensis*) em praias do Rio de Janeiro (Veloso *et al.*, 2006; 2008; 2009). Recomenda-se que novos estudos na costa brasileira sejam desenvolvidos para uma melhor compreensão dos padrões de resposta dos estafilinídeos sob diferentes cenários de pressão recreativa.

2.5. Referências

- Anders, F.J.; Leatherman, S.P. 1987. Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology and Water Science*, 9: 183-189.
- Angulo, R.J; Araújo, A.D. 1996. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*, 44: 7-17.
- Araujo, C.C.V.; Rosa, D.M.; Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73-80.
- Barros, F.; Borzone, C.A.; Rosso, S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351-364.
- Brown, A.C.; McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Brown, A.C. 1996. Behavioural plasticity as a key factor in the survival and evolution of macrofaunan exposed sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 469-474.
- Caron, E.; Ribeiro-Costa, C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Colombini, I.; Fallaci, M.; Chelazzi, L. 2011. Terrestrial macroinvertebrates as key elements for sustainable beach management. *Journal of Coastal Research*, 61: 24-35.
- Davenport, J.; Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Defeo, O.; McLachlan, A.; Shoeman, D.S.; Schlacher, A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- Fallaci, M.; Aloia, A.; Colombini, I.; Chelazzi, L. 2002. Population dynamics and life history of two *Phaleria species* (Coleoptera, Tenebrionidae) living on the Tyrrhenian sandy coast of central Italy. *Acta Oecologica*, 23: 69-79.
- Fanini, L.; Cantarino, C.M.; Scapini, F. 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. *Oceanologia*, 47 (1): 93-112.
- Farris, E.; Pisanu, S.; Ceccherelli, G.; Filigheddu, R. 2013. Human trampling effects on Mediterranean coastal dune plants. *Plant Biosystems*, 147(4): 1043-1051.
- Festti, L. 2011. Aves do ambiente praias: atividade alimentar e ocupação do espaço em relação à disponibilidade alimentar em praias oceânicas e estuarinas. Dissertação de

mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. 65p.

Frank, J. H. 1985. Associations of *Scaritini* and *Bledius* in the New World (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Florida Entomologist*, 68 (3): 480-482.

Frank, J. H.; Ahn, Kee-Jeong. 2011. Coastal Staphylinidae (Coleoptera): A worldwide checklist, biogeography and natural history. *ZooKeys*, 107: 1-98.

Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Rosa, L.C.; Caron, E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14 (2): 23-30.

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: 119-134.

Herman, L.H. 1986. Revision of *Bledius*. Part IV. Classification of species groups, phylogeny, natural history, and catalogue (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 184: 1-368.

Hosier, P.E.; Eaton, T.E. 1980. The impact of vehicles on dune and grassland vegetation on a South- Eastern North-Carolina barrier beach. *Journal of Applied Ecology*, 17: 173-182.

Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.

Liddle, M.J.; Grieg-Smith, P. 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 12: 909-930.

Liddle, M.J.; Moore, K.G. 1974. The microclimate of sand dune tracks: the relative contribution of vegetation removal and soil compression. *Journal of Applied Ecology*, 12: 1057-1068.

Llewellyn, P.J.; Shackley, S.E. 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7: 147-155.

Lucrezi, S.; Schlacher, T.A.; Walker, S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.

McLachlan, A.; Brown, A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.

McLachlan, A.; Defeo, O. 2013. Coastal Beach Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2: 128-136.

Morales, M. 2012. *Sciplot: scientific graphing functions for factorial designs*. Available on CRAN.

Neves, F.M., Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43-435.

R Core Team. 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).

Reyes-Martínez, M.J.; Ruíz-Delgado, M.C.; Sanchez-Moyano, J.E.; García-García, F.J. 2015. Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.

Rosa, L.C.R.; Borzone, C.A.; Vieira, J.V.; Gandara-Martins, A.L.; Vianna, A.X.M.R.; Caron, E.; Ribeiro-Costa, C. 2015. Monitoramento das populações de *Bledius* (Insecta: Coleoptera). In: Turra, A.; Denadai, M.R. *Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros – ReBentos*. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.

Ruiz-Delgado, M.C.; Vieira, J.V.; Veloso, V.G.; Reyes-Martínez, M.J.; Sallorenzo, A. I.; Borzone, C. A.; Sánchez-Moyano, J. E.; García-García, F. J. 2014. The role of wrack deposits for supralittoral arthropods: an example using Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136, 61-71.

Sandrini-Neto, L.; Camargo, M.G. 2012. *GAD: an R package for ANOVA designs from general principles*. R package version 1.1.1. (<http://CRAN.R-project.org/package=GAD>).

Schlacher, T.A.; Dugan, J.; Schoeman, D.S.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A.; Defeo, O. 2007. Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13: 556-560.

Schlacher, T. Q.; Schoeman, D. S.; Dugan, J.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F. & McLachlan, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29(suppl. 1): 70-90.

Schlacher, T.A.; Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147, 123-132.

Schreiner, R.; Ozorio, C.P. 2003. Dinâmica da fauna de insetos do supralitoral numa praia do Atlântico Sul: Estudo de curta duração. *Biociências*, 11: 123-131.

Talora, D.C.; Magro, T.C.; Schilling, A.C. 2007. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. *Forest Snow and Landscape Research*, 81, 1/2: 151-162.

Ugolini, A.; Ungherese, G.; Somigli, S.; Galanti, G.; Baroni, D.; Borghini, F.; Cipriani, N.; Nebbiai, M.; Passaponti, M.; Focardi, S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a

bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.

Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press: Cambridge, UK.

Veloso, V.G.; Neves, G.; Lozano, M.; Perez-Hurtado, A.; Gago, C.G.; Hortas, F.; Garcia, F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29: 126-133.

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

Veloso, V.; Cardoso, R.S.; Fonseca, D.B. 1997. Adaptações e biologia da macrofauna de praias arenosas expostas com ênfase nas espécies da região entre-marés do litoral Fluminense. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 135-154.

Veloso, V.G.; Sallorenzo, I.A.; Ferreira, B.C.A.; Souza, G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58 (1):13-21.

Vianna, A.X.M.R.; Borzone, C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.

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

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.

Wyatt, T.D.; Foster, W.A. 1988 Distribution and abundance of the intertidal saltmarsh beetle, *Bledius spectabilis*. *Ecological Entomology*, 13: 453-464.

Capítulo 3. Are supralittoral arthropods affected by manual removal of wrack debris? An experimental approach on Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain

3.1. Introduction

Worldwide, beaches are important spaces for leisure of local population, tourists and recreational users (Defeo *et al.*, 2009). To satisfy this public use, local authorities have promoted and supported actions that attract and ensure the welfare of all beach users (Davenport and Davenport, 2006). In this way, cleaning or grooming beach is conducted to improve the aesthetics, amenity, utility and safety of these systems (Fairweather and Henry, 2003; Noriega *et al.*, 2012). Currently, this management strategy involves several approaches ranging from simple manual collection (using rakes) to mechanical operations (Davenport and Davenport, 2006; Dugan and Hubbard, 2010), which removes all litter generated by human activities as well as wrack debris (Llewellyn and Shackley, 1996; Dugan *et al.*, 2003; Defeo *et al.*, 2009; Colombini *et al.*, 2011). The complete removal of wrack debris caused by cleaning or grooming beach have attracted the interest of scientists toward understanding the ecological implications inherent to this management practice commonly employed in sandy beaches (Llewellyn and Schackley, 1996; Dugan *et al.*, 2003; Fairweather and Henry, 2003; Willmott and Smith, 2003; Malm *et al.*, 2004; Dugan and Hubbard, 2010; Gilburn, 2012).

Wrack debris is a term used to describe the organic materials washed ashore by winds, waves and tides, usually deposited at the highest water level along the upper shores forming the strandlines (Gonçalves and Marques, 2011), composed of several types of organic materials (i.e. marine macrophytes, macroalgae, propagules from the mangroves) (Colombini and Chelazzi, 2003; Ince *et al.*, 2007; Lastra *et al.*, 2008; Barreiro *et al.*, 2011; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014). Since the sandy beaches are

characterized by a low *in situ* primary productivity, their food webs are supported by allochthonous organic debris imported from the sea and coastal areas (Colombini and Chelazzi, 2003; Nel *et al.*, 2014). Besides a significant food source, wrack debris provides to beach fauna a hospitable microhabitat for refuge, reproduction and growth (Lavoie, 1985; Colombini and Chelazzi, 2003; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014). However, most of beach users consider wrack debris as worthless trash, an unpleasant and inconvenient disturbance (Fairweather and Henry, 2003). In general, this perception is strongly influenced by the disagreeable odor from the decomposition of large accumulations of wrack debris, which attract plagues of beach flies and buzzards (Davenport and Davenport, 2006; McLachlan and Brown, 2006).

From an ecosystem perspective, the wrack debris represents a key element for the maintenance of biodiversity (Harris *et al.*, 2014) and functioning of sandy beaches (Defeo *et al.*, 2009; Barreiro *et al.*, 2011). Therefore, the wrack removal has significant ecological consequences for beach and nearshore ecosystems (e.g. Lavery *et al.*, 1999; Dugan *et al.*, 2003; Fairweather and Henry, 2003; Piriz *et al.*, 2003). The suppression of wrack debris eliminates key habitat features that many species depend, and thus, reduces the diversity and abundance of supralittoral arthropods such as crustaceans and insects (Llewellyn and Shackley, 1996; Dugan *et al.*, 2003; Fairweather and Henry, 2003; Gilburn, 2012). Consequently, the wrack removal can directly affect beach trophic dynamics by reducing prey availability to higher trophic levels, such as shorebirds, lizards, and rodents (Dugan *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2006). Moreover, the loss wrack-associated invertebrates may also interfere in nutrient cycling as well as in providing this important nutritional source to other near shore marine environments (Dugan *et al.*, 2011). Wrack removal also causes alterations in the physical characteristics of the beach environment, mainly on sediment properties, beach

morphology, morphodynamics and prevent the formation of dunes (Ochieng and Erftemeijer, 1999; Piriz *et al.*, 2003; Malm *et al.*, 2004). Such physical modifications can cause increased erosion of the beach profile and loss of the frontal dune (Nordstrom *et al.*, 2000).

Until now, all the effects of wrack removal have been evaluated as a disturbance associated with mechanical cleaning (Llewellyn and Shackley, 1996; Dugan *et al.*, 2003; Gilburn, 2012). In these studies, the putative effects of the wrack removal can be confounded with those from heavy equipment used in mechanical approach. For instance, when wrack is removal by machines, the disturbance also involves the compaction of the sediment, the reduction of sand, crushing of organisms and, redistribution of animals and deeper burial (Ochieng and Erftemeijer, 1999; Brown and McLachlan, 2002; Piriz *et al.*, 2003; Willmott and Smith, 2003). In fact, no study available in the beach literature has isolated this source of disturbance (i.e. wrack removal) to assess its direct effects on wrack-associated fauna. Furthermore, sandy beaches studies related to human impacts have used ‘compare and contrast’ design (Schlacher *et al.*, 2008). In this type of design, the pre-disturbance situation is unknown and inferences are made by simple spatial comparison between previously disturbed and undisturbed areas (Underwood, 2000). Contrary, experimental approaches are more adequate to establish cause-effect relationships between disturbance and biological variables (Glasby and Underwood, 1996). In this context, the Multivariate Before and After/Control and Impact (M-BACI) design has been considered the most appropriate sampling strategy for evaluating planned impacts (Underwood, 2000; Downes *et al.*, 2004). This design includes multiple control and impacted locations which are compared in multiple sampling dates within before and after start-up the disturbance (Downes *et al.*, 2004).

Considering this scenario, in the present study, we investigated the effects of temporary wrack removal on supralittoral arthropods assemblages following a M-BACI design. For this, we experimentally tested the following hypothesis: if the reduction in the wrack biomass as a result of manual removal activity (disturbance) is determinant for wrack-associated fauna, we expect that the composition and structure of supralittoral arthropods assemblages found in control treatment would be significantly different from those in impacted treatment, from before and after the impact. Given that wrack debris are removed from sandy beaches worldwide, studies in different regions are needed in order to understand the effects of this disturbance in local and global scale. Hence, this study was performed on sandy beaches located on both sides of the Atlantic Ocean (South of Brazil and Southwest of Spain) to assess whether, independent of difference in species composition; the reduction of wrack availability produces similar response patterns in supralittoral arthropods assemblages. Moreover, from this study, we hope to provide robust information and recommendations that can be used by decision-makers and managers.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Study area

This experimental approach was carried out on four sandy beaches located in South of Brazil (Paraná State) and Southwest of Spain (Cadiz Bay) (Fig. 1). Regardless of geographic location and morphodynamic state, all beaches have natural and ungrooved backshores and receive continuous allochthonous inputs deposited in the supralittoral zone.

The coast of the Paraná State presents a humid subtropical climate and semidiurnal tides regime with spring range values up to 1.7m (Lana *et al.*, 2001). Along

this microtidal coast, two beaches were selected for this study. Assenodi (25°35'24''S; 48°22'04''W) an intermediate to dissipative, wave-dominated beach (Ruiz-Delgado *et al.*, 2014); and Cem (25°34'24''S; 48°20'13''W) a low-energy reflective beach, modified by tides (Borzzone *et al.*, 2003). Assenodi beach is wider (width approximately 110m), with fine sands (2.27 phi) and a very gentle slope (1.26°), whereas Cem beach is narrow (width approximately 53m), composed mainly of fine sands (2.11 phi) and a gentle slope (2.40°). Both beaches are bordered by coastal sand dune vegetation. These beaches received wracks inputs composed by mangrove propagules of *Laguncularia racemosa*, *Avicennia shaueriana* and *Rizophora mangle* from the estuarine system of Paranaguá Bay (Rosa *et al.*, 2007; Borzzone and Rosa, 2009).

The Atlantic coast of Cadiz Bay has a dry-summer subtropical climate and semidiurnal tidal regime with a range up to 3.2m (Benavente *et al.*, 2002). Levante beach (36°33'37''N; 6°13'27''W) located in the outer zone of Cadiz Bay, is a dune-backed, dissipative beach. It is a wide beach (width approximately 100m), characterized by gentle slope (2.03°) and fine-sized sand (2.55 phi). During the experiment, this beach received inputs of the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltei* from seagrass beds located around Cadiz Bay. Cortadura beach (36°28'58''N; 6°15'77''W), situated at south of Cadiz Bay, is an intermediate environment, backed by foredunes and low non-vegetated dune ridges. This beach is narrower than Levante beach (width approximately 85m) and has a beach profile with gentle slope (2.19°) and fine-sized (2.19 phi). This beach received inputs of brown macroalgae such as *Dictyopteris membranacea* and *Cladostephus spongiosus*, several species of red algae such as *Halopithys incurva* and *Chondria dasyphylla* and green algae such as *Codium decorticatum* and *Codium fragile* from nearby rocky shores and subtidal habitats.

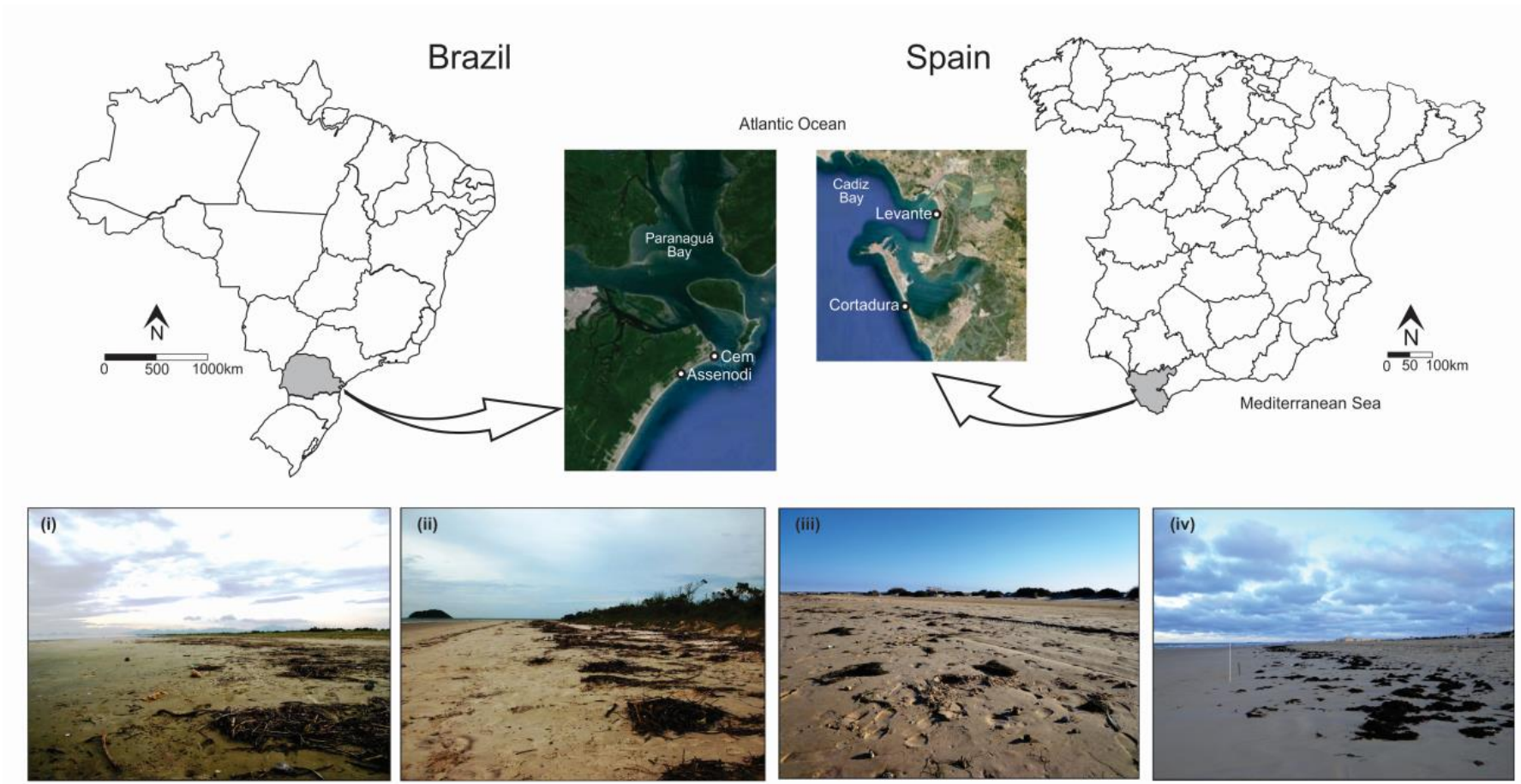


Figure 1. Geographic location of the study site, highlighting the four sandy beaches sampled: (i) Assenodi and (ii) Cem located in South Brazil (Paraná State), (iii) Levante and (iv) Cortadura situated on the Southwest of Spain (Atlantic coast of Cadiz). Satellite image from 2003 extracted from Google Earth. Photo credits (i–iv): Vieira, J.V. and Ruiz-Delgado, M.C.

3.2.2. Experimental design and field procedures

In Brazilian beaches (Assenodi and Cem) field experiment was conducted between 24 May and 4 July 2012, whereas in Spanish beaches (Levante and Cortadura) was performed between 2 October and 12 November 2012. The M-BACI design was used because consists primarily of multiple replicate control and impacted sites, which allow differentiating the effects of impact from the background environmental variation. Moreover, the sampling times, equally replicated both before and after impact, ensure the correct interpretation of the interactions between space and time (Downes *et al.*, 2004).

In all beaches, six plots of 15m alongshore (three control and three impacted) were placed within an area of 100m long-stretch. We used an interspersed design (*sensu* Hurlbert, 1984) in which the first plot along the shore on each beach was randomly assigned to a treatment (impacted or control), and treatments were assigned to the remaining plots in an alternating manner. Each plot was positioned from the base of the dune to the strandline at each beach. The control and impacted plots were placed 2 m apart. During the field experiment, all samplings were conducted under condition of low tide. Biological responses between control and impacted plots were monitored in pre-established temporal scales i.e. four sampling days before (-16, -6, -3 and -1) and four sampling days after (+1, +3, +6 and +16) the impact to evaluate the wrack removal. For this, within each impacted plot, all wrack debris was removed with the aid of garden rakes. Wrack debris was also eliminated from the spacing among plots (2m) and the intertidal zone. The wrack removal activity was done for 10 consecutive days (between -1 and +1 sampling times), to ensure a significant reduction of wrack biomass available in impacted plots. On the other hand, the control plots continued to receive inputs of wrack debris, reflecting undisturbed conditions.

Wrack coverage was measured from photographs taken within six 1x1 m quadrat placed randomly in each plot (control and impacted) during each sampling time. Supralittoral arthropods samples were collected from randomly chosen wrack deposits within each of the six photographed quadrats in each plot. These biological samples were collected using a corer 15 cm in diameter (0.02 m² surface area), buried 15 cm in the sediment. At the free end of the corer, a plastic bag was used to prevent mobile fauna (mainly insects and amphipods) from escaping. All biological samples were preserved in 70% ethanol. In the laboratory, samples were previously washed to separate the fauna and the wrack. All organisms retained on a sieve of 0.5 mm mesh were sorted, identified and counted under a stereomicroscope. Wrack debris of each sample were dried (60 ° C) and the dry weight (g dw) was obtained.

3.2.3. Data analysis

Wrack coverage was estimated as the surface area covered by wrack deposits on the photographed quadrat (1x1 m) using ImageJ program (Abràmoff *et al.*, 2004). For estimate the wrack biomass (g dw/m²), the values of dry weight per core and the coverage values of each sampling date were used. For each biological sample, the assemblage descriptors were calculated: total density (expressed as total number of ind.m² of the surface covered by wrack deposits), species richness (number of taxa) and diversity (Shannon–Wiener's Index).

The linear mixed model used in multivariate and univariate analysis consisted of four factors: Treatment – Tr (two levels, control and impacted, fixed and orthogonal), Period – Pe (two levels, before and after, fixed and orthogonal), Plot - Pl (three levels, random and nested within Treatment), Time – Ti (four levels, fixed and nested within Period). According to the principles of M-BACI model, the main terms of interest for impact assessment (i.e. wrack removal) are the interaction between treatments (control

versus impacted) and periods (before *versus* after), and the interaction between the treatments and any particular time after the experimental wrack removal (Downes *et al.*, 2004).

Permutational multivariate analysis of variance (Anderson, 2001) was applied to test differences among supralittoral arthropods assemblages. PERMANOVA tests were followed by a posteriori pair-wise comparison whenever significant interactions ($p < 0.05$) were detected between the terms of interest. All taxa that occurred in less than 10% of the samples (out of a total of 288 samples = constancy) were excluded from the analysis, to reduce the number of zeros in the data matrix. Non-metric multidimensional scaling (n-MDS) derived from similarity matrices using the Bray-Curtis index, was used to visualize the variation trends of the supralittoral arthropods assemblages (Clarke and Warwick, 1994). Average values of six replicates of each plot (three control and three impacted) were considered for the n-MDS. Furthermore, the similarity percentage routine (SIMPER) was used to identify the contribution of abundant taxa to the total dissimilarity in the assemblage structure between treatments and periods. Some analyses were performed using the Bray-Curtis similarity coefficients on square-root-transformed data.

Analyses of variance (ANOVA) were made to test hypotheses related to differences in the wrack biomass and assemblage descriptors (total density, species richness and diversity). ANOVA tests were also applied to examine differences in the density of numerically dominant taxa (represent over 70% of the assemblage = frequency). For those terms that were found to be significant ($p < 0.05$), *a posteriori* multiple comparisons were made using the Student-Newman-Keuls (SNK) test (Underwood, 1997). Homogeneity of variances was tested with Cochran's test, and data were transformed when necessary. Untransformed data were used when transformations

failed to stabilize heterogeneous variances, but in those cases, to reduce the chance of Type I error, the level of significance (α) used was 0.01 (Underwood, 1997).

Both multivariate and univariate analyses were performed for each beach (Assenodi, Cem, Levante and Cortadura), separately. Multivariate analyzes were performed using the PRIMER-E v.6.1 with the PERMANOVA+ add-on (PRIMER-E ltd) (Anderson *et al.*, 2008). Univariate analyses and graphs were carried out using R programming language (R Core Team, 2012) combined with GAD (Sandrini-Neto and Camargo, 2012) and Sciplot (Morales, 2012) packages.

3.3. Results

3.3.1. Manipulation effect in wrack biomass

In Brazilian beaches, wrack biomass varied between treatments from time to time according with the experimental manipulation [significantly $\text{Tr} \times \text{Ti}(\text{Pe})$ interaction; Table 1]. Assenodi beach showed a significant reduction in wrack biomass between treatments at all sampling times after wrack removal (+1, +3, +6 and +16 days, SNK test $p < 0.001$; Fig. 2). At Cem beach, the mean of wrack biomass was significantly lower in the impacted than control treatments only on day +1 (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2). The amount of wrack recorded was similar between treatments on day +3 (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2). This pattern was also observed on day +6 and +16 (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2).

Statistical analyses also detected differences in the wrack biomass [significantly $\text{Tr} \times \text{Ti}(\text{Pe})$ interaction; Table 1] after the removal activity in both Spanish beaches. At Levante beach, wrack biomass was significantly lower in the impacted than in the control treatment on day +1 and +3 (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2). From day +6 there was no significant difference in this variable between treatments (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2). At Cortadura beach, the decrease in wrack biomass of the impacted treatment was

recorded only on day +1 (SNK test $p < 0.001$; Fig. 2). In the other sampling times, there was no difference in wrack biomass between control and impacted treatments (SNK test $p > 0.05$; Fig. 2).

Table 1. Summary of the ANOVAs for the M-BACI model for wrack biomass from the two Brazilian beaches: Assenodi (i) and Cem (ii) and two Spanish beaches, Levante (iii) and Cortadura (iv). Significant terms of interest ($\alpha = 0.05$) are highlighted in bold.

	df	(i) Assenodi			(ii) Cem		
		MS	F	P	MS	F	P
Treatment = Tr	1	106.90	11.78	0.026	13.60	43.29	0.003
Period = Pe	1	361.50	77.52	< 0.001	710.41	790.66	< 0.001
Plot = Pl(Tr)	4	9.60	23.13	< 0.001	0.31	0.678	0.608
Time = Ti(Pe)	6	2.40	6.68	< 0.001	43.93	48.81	< 0.001
Tr * Pe	1	69.65	14.95	0.018	10.58	11.78	0.027
Tr * Ti(Pe)	6	1.78	4.96	0.002	4.56	5.07	0.002
Pl(Tr) * Pe	4	4.66	13.00	0.064	0.90	1.00	0.428
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	0.36	0.92	0.580	0.90	1.94	0.073
Residuals	240	0.39			0.46		
Transformation		(4th root)			(4th root)		
	df	(iii) Levante			(iv) Cortadura		
		MS	F	P	MS	F	P
Treatment = Tr	1	16.59	26.66	0.007	11.98	22.51	0.010
Period = Pe	1	0.09	0.47	0.530	122.23	259.80	< 0.001
Plot = Pl(Tr)	4	0.62	3.91	0.004	0.53	0.82	0.513
Time = Ti(Pe)	6	6.43	19.38	< 0.001	15.76	21.57	< 0.001
Tr * Pe	1	11.05	57.07	0.002	1.31	2.80	0.170
Tr * Ti(Pe)	6	3.44	10.38	< 0.001	2.95	4.04	0.006
Pl(Tr) * Pe	4	0.19	0.58	0.677	0.47	0.64	0.636
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	0.33	2.08	0.083	0.73	1.13	0.315
Residuals	240	0.16			0.65		
Transformation		(4th root)			log(x+1)		

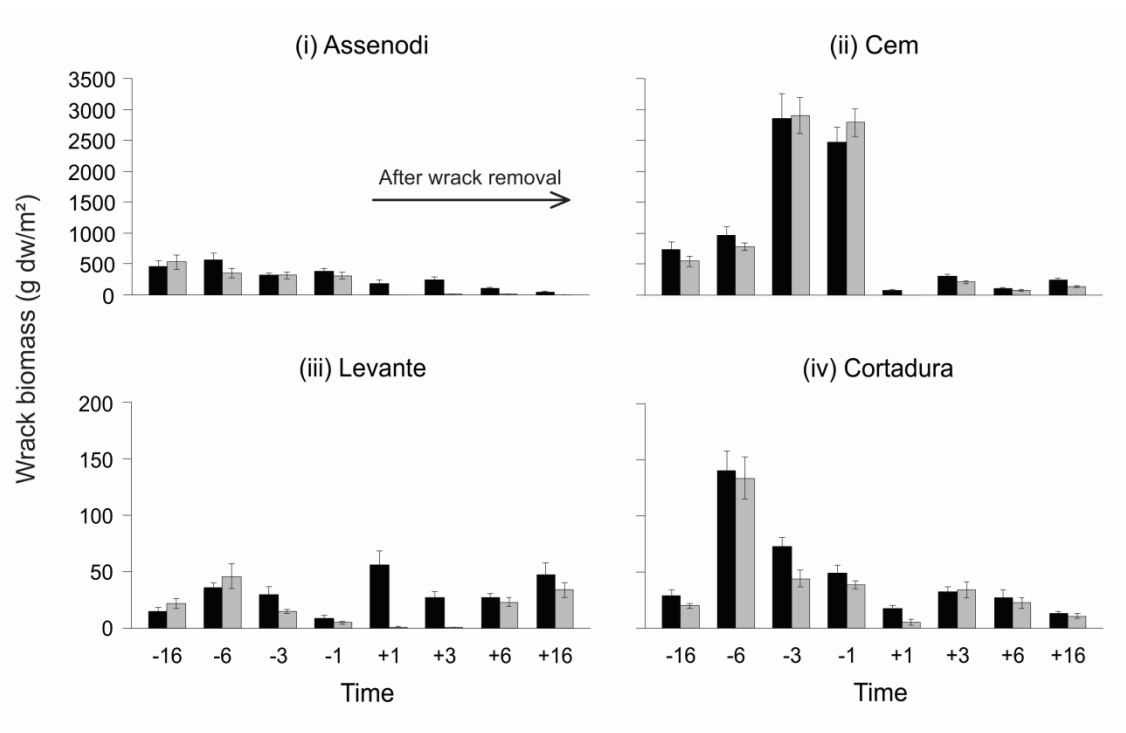


Figure 2. Spatial-temporal changes in wrack biomass (g dw/m²) in the control (black column) and impacted (gray column) treatments, from before (-16, -6, -3, -1 days) to after (+ 1, +3, +6, +16 days) the wrack removal for the two Brazilian beaches, Assenodi (i) and Cem (ii) and two Spanish beaches, Levante (iii) and Cortadura (iv). Data are mean of wrack biomass \pm S.E. (n=18, average of within each treatment).

3.3.2. Composition and structure of supralittoral arthropods assemblages

During the field experiment, 9.924 individuals (5.680 at Assenodi and 4.244 at Cem) belonging to 37 taxa were sampled in wrack deposits of the Brazilian beaches. From these, 10 taxa were exclusive found at Assenodi beach, 8 taxa only found at Cem beach, and 19 taxa were found at both beaches (Table A1). At Assenodi beach, the most abundant species were the staphylinid *Bledius bonariensis* (48.50%), the talitrid amphipod *Platorchestia monodi* (23.10%) and beetles families Carabidae (9.52%) and Nitidulidae (2.54%). On the other hand, *P. monodi* (36.64%) followed by Nitidulids (24.22%), Clerids (8.60%) and the tenebrionid *Phaleria testacea* (3.79%) were the most representative taxa at Cem beach.

In Spanish beaches, 27.817 (2.840 at Levante and 24.977 at Cortadura) individuals belonging to 35 taxa were sampled during this experiment. The two beaches

shared 21 wrack-associated taxa, with 12 exclusive found at Levante beach and 2 only found at Cortadura beach (Table A2). Wrack deposits of Levante and Cortadura beach were dominated by the talitrid amphipod *Talitrus saltator* (63% and 95%, respectively). Other numerically dominant taxa were the dipteran Brachycera (10%), the tenebrionid *Phaleria bimaculata* (6%) and Brachycera larvae (6%) at Levante beach, and the staphylinid Aleocharinae sp. 3 (2%) at Cortadura beach.

3.3.3. Manipulation effect in structure of the supralittoral arthropods assemblages

At Assenodi beach, supralittoral arthropods assemblages structure showed different spatial patterns (between treatments) for each period examined (significantly Tr×Pe interaction; Table 2). Before wrack debris removal, the assemblages in control treatments were similar to those of the impacted treatments (pairwise comparisons $p>0.05$; Table 2 and Fig. 3). In contrast, the assemblage structure differed between treatments after impact (pairwise comparisons $p<0.001$; Table 2 and Fig. 3). In this beach, SIMPER analysis indicated that wrack removal caused 80% dissimilarity between control and impacted treatments. The most important taxa contributing to this dissimilarity were *B. bonariensis* (34%), *P. monodi* (32%), and Carabids (14%).

Table 2. Summary of the PERMANOVAs for the M-BACI model for supralitoral arthropods assemblages from the two Brazilian beaches, Assenodi (i) and Cem (ii) and two Spanish beaches, Levante (iii) and Cortadura (iv). For pairwise comparisons: “≠” indicates $p < 0.05$ and “=” indicates $p > 0.05$. Significant terms of interest ($\alpha = 0.05$) are highlighted in bold.

	(i) Assenodi				(ii) Cem		
	df	MS	Pseudo-F	P (MC)	MS	Pseudo-F	P (MC)
Treatment = Tr	1	27656	63.60	0.007	16632	5.42	< 0.001
Period = Pe	1	52578	12.86	< 0.001	7603	26.00	< 0.001
Plot = Pl(Tr)	4	7682.2	4.21	< 0.001	3067.8	1.32	0.114
Time = Ti(Pe)	6	24992	10.80	< 0.001	14827	4.84	< 0.001
Tr * Pe	1	20172	4.94	0.002	10613	3.63	0.006
Tr * Ti(Pe)	6	2216.8	0.96	0.553	6543.1	2.14	< 0.001
Pl(Tr) * Pe	4	4087.3	2.24	0.760	2927.1	1.26	0.153
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	2313.6	1.27	0.062	3061.4	1.32	0.054
Residuals	240	1823.2			2317.8		

Pairwise test	Condition		Condition	
Tr * Pe	Before: I = C	After: C ≠ I	Tr * Ti(Pe)	
			T -16: C = I	T -3: C = I
			T -6: C = I	T -1: C = I
			T +1: C ≠ I	T +6: C = I
			T +3: C = I	T +16: C = I

	(iii) Levante			(iv) Cortadura			
	df	MS	Pseudo-F	P (MC)	MS	Pseudo-F	P (MC)
Treatment = Tr	1	1763.2	1.06	0.417	2946.6	1.14	0.360
Period = Pe	1	16727	4.77	0.005	67825	47.33	< 0.001
Plot = Pl(Tr)	4	1668.7	0.79	0.733	2579.1	1.52	0.079
Time = Ti(Pe)	6	19637	7.34	< 0.001	22679	7.28	< 0.001
Tr * Pe	1	3124.3	0.89	0.503	1441.3	1.01	0.429
Tr * Ti(Pe)	6	3950.2	1.48	0.072	2601.1	0.83	0.698
Pl(Tr) * Pe	4	3503.3	1.65	0.064	1433.1	0.85	0.646
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	2673.6	1.26	0.051	3117.3	1.84	0.062
Residuals	240	2117.7			1695.3		

Moreover, the PERMANOVA test also detected differences in assemblage structure between treatments at Cem beach, although this pattern was detected only on day + 1 [i.e. Tr×Ti(Pe) interaction; Table 2]. The dissimilarity between controls and impacted plots on day +1 was 98% (Fig. 3). According to SIMPER analysis, *P. monodi*

(47%), Nitidulids (16%), and Clerids (14%) were responsible for the differences between treatments. From day +3 until the end of the experiment, no differences were detected between the two treatments (pairwise comparisons $p>0.05$; Table 2; Fig. 3).

On the other hand, supralittoral arthropods assemblages were structurally similar between treatments on Spanish beaches [i.e. no significant interaction $Tr \times Pe$ or $Tr \times Ti(Pe)$ at Levante and Cortadura; Table 2]. Therefore, dissimilarity between treatments was not observed at any time (between days +1 to +16) after the experimental wrack removal (Fig. 3).

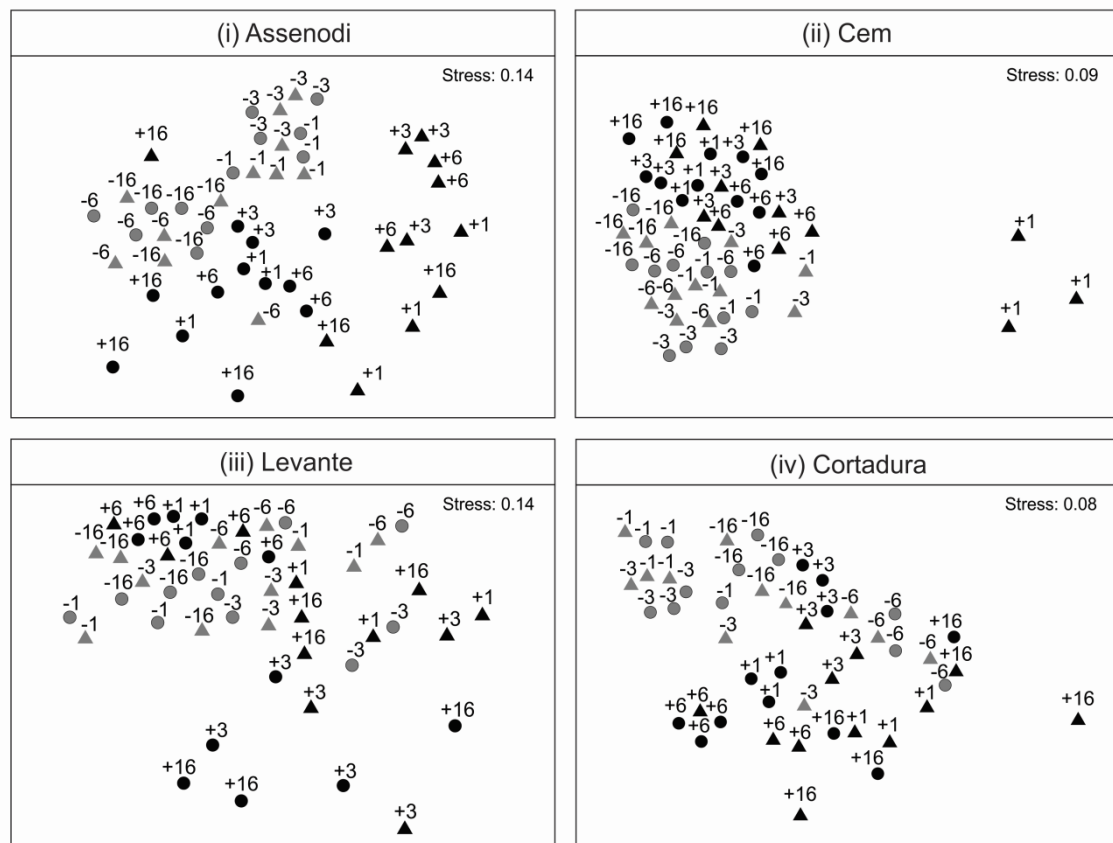


Figure 3. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) of supralittoral arthropods assemblages comparing the control (circles) and impacted (triangles) treatments from before (-1, -3, -6 and -16 days, gray symbols) to after (+1, +3, +6 and +16 days, black symbols) the wrack removal for the two Brazilian beaches, (i) Assenodi and (ii) Cem and two Spanish beaches, (iii) Levante and (iv) Cortadura.

3.3.4. Manipulation effect in assemblage descriptors and in the density of more abundant taxa

In Brazilian beaches, impacted treatments showed lower density of individuals associated with wrack debris compared with controls treatments one day after the wrack removal at Assenodi (about -48%, Fig. 4a) and Cem beach (-96%, Fig. 4d). Nevertheless, these differences were only significant on day + 1 at Cem beach [SNK test $p < 0.001$; Tr×Ti(Pe); Table 3a]. At this beach, density were comparable between both treatments on day +3 (SNK test $p > 0.05$; Fig. 4d). Species richness and diversity (Shannon-Wiener index) were also lower in impacted than in control treatments on day +1 at Assenodi (richness: about -56%; diversity: about -60%; Fig. 4b, c, respectively) and Cem beach (richness: -84%; diversity: -86%; Fig. 4e, f, respectively). Although, significant differences between treatments was only detected on day + 1 for diversity at Cem beach [SNK test $p < 0.001$; Tr×Ti(Pe); Table 3c]. Overall, in Spanish beaches no significant differences were detected in univariate assemblage descriptors between the control and impacted treatments at any sampling time [i.e. Tr×Ti(Pe) interaction, $p > 0.05$; Table 3a-c]. Total density, species richness and diversity were comparable between treatments at both Levante (Fig. 5a-c) and Cortadura beach (Fig. 5d-f).

Table 3. Summary of the ANOVAs for the M-BACI model for assemblage descriptors [total density (a), species richness (b) and diversity index (c)] from the two Brazilian beaches: Assenodi (i) and Cem (ii) and two Spanish beaches, Levante (iii) and Cortadura (iv). Significant terms of interest ($\alpha = 0.05$) are highlighted in bold.

	df	(i) Assenodi			(ii) Cem			(iii) Levante			(iv) Cortadura		
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
(a) Total density													
Treatment = Tr	1	2.31	0.75	0.437	61.05	11.13	0.029	5.70	13.96	0.002	10.08	2.57	0.184
Period = Pe	1	137.52	39.61	0.003	22.00	7.55	0.051	0.52	0.18	0.693	421.54	54.32	0.002
Plot = Pl(Tr)	4	3.09	3.38	0.010	5.49	2.48	0.045	0.41	0.16	0.960	3.93	1.19	0.315
Time = Ti(Pe)	6	18.24	10.59	< 0.001	14.22	3.92	0.007	15.04	5.23	0.001	101.44	12.87	< 0.001
Tr * Pe	1	0.20	0.06	0.822	23.79	8.17	0.046	0.01	0.00	0.961	7.25	0.93	0.388
Tr * Ti(Pe)	6	1.87	1.09	0.398	10.35	2.85	0.031	3.38	1.18	0.352	6.59	0.84	0.554
Pl(Tr) * Pe	4	3.47	2.02	0.124	2.91	0.80	0.535	2.86	1.00	0.428	7.76	0.98	0.435
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	1.72	1.88	0.067	3.63	1.64	0.034	2.87	1.10	0.343	7.88	2.39	< 0.157
Residuals	240	0.92			2.22			2.61			3.30		
Transformation		(4th root)			(4th root)			log(x+1)			(4th root)		
(b) Species richness													
Treatment = Tr	1	45.92	26.14	0.007	55.13	5.85	0.073	0.06	2.32	0.202	0.46	4.80	0.094
Period = Pe	1	306.28	70.68	0.001	72.00	22.91	0.009	0.67	14.83	0.018	0.48	1.36	0.308
Plot = Pl(Tr)	4	1.76	0.84	0.500	9.43	3.21	0.014	0.03	0.22	0.924	0.10	0.52	0.723
Time = Ti(Pe)	6	6.22	2.37	0.062	23.73	4.74	0.003	0.57	5.20	0.001	5.48	25.38	< 0.001
Tr * Pe	1	19.53	4.51	0.101	13.35	4.25	0.108	0.03	0.72	0.443	0.68	1.93	0.238
Tr * Ti(Pe)	6	4.74	1.80	0.141	9.98	2.00	0.106	0.12	1.09	0.398	0.43	2.01	0.104
Pl(Tr) * Pe	4	4.33	1.65	0.195	3.14	0.63	0.647	0.05	0.41	0.780	0.35	1.64	0.198
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	2.63	1.26	0.193	5.01	1.71	0.064	0.11	0.93	0.564	0.22	1.18	0.265
Residuals	240	2.09			2.94			0.12			0.18		
Transformation		none			none			(2th root)			(2th root)		

Table 3. Continued.

	df	(i) Assenodi			(ii) Cem			(iii) Levante			(iv) Cortadura		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
(c) Shannon–Wiener Index													
Treatment = Tr	1	4.45	38.37	0.003	8.36	6.92	0.058	0.02	0.25	0.646	0.10	0.18	0.695
Period = Pe	1	26.24	38.51	0.003	13.53	19.10	0.012	5.25	34.07	0.004	5.28	23.00	0.009
Plot = Pl(Tr)	4	0.12	0.40	0.807	1.21	3.04	0.018	0.09	0.22	0.926	0.56	2.68	0.032
Time = Ti(Pe)	6	1.07	2.56	0.046	3.28	5.69	< 0.001	3.68	8.70	< 0.001	3.04	9.67	< 0.001
Tr * Pe	1	3.66	5.37	0.081	0.75	1.06	0.361	0.01	0.03	0.868	0.79	3.44	0.137
Tr * Ti(Pe)	6	0.78	1.85	0.132	1.66	2.88	0.030	1.05	2.50	0.052	0.21	0.67	0.673
Pl(Tr) * Pe	4	0.68	1.63	0.200	0.71	1.23	0.326	0.15	0.36	0.832	0.23	0.73	0.581
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	0.42	1.46	0.083	0.58	1.46	0.083	0.42	1.00	0.464	0.31	1.52	0.063
Residuals	240	0.29			0.40			0.42			0.21		
Transformation		none			none			none			none		

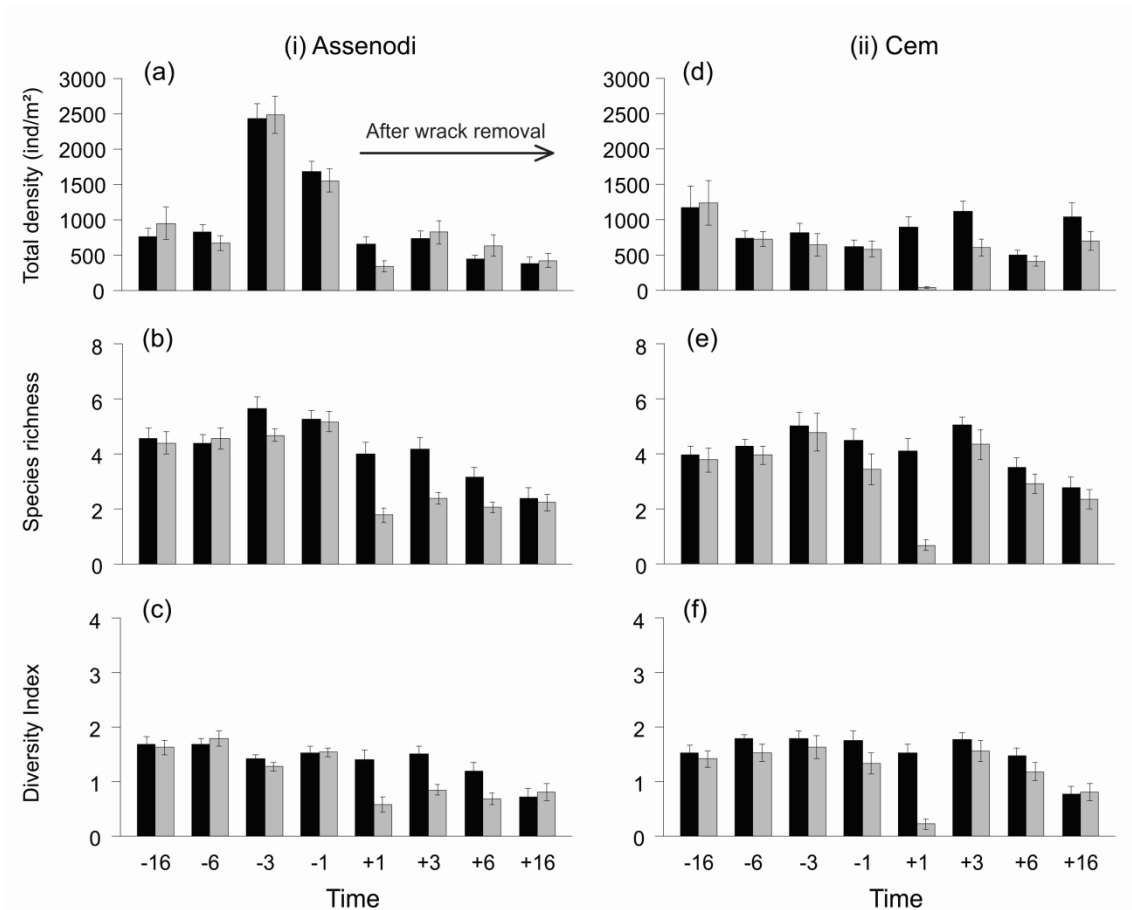


Figure 4. Spatial-temporal changes in total density (a, d), species richness (b, e) and diversity index (c, f) in the control (black column) and impacted (gray column) treatments, from before (-16, -6, -3, -1 days) to after (+1, +3, +6, +16 days) the wrack removal for the two Brazilian beaches, Assenodi (i) and Cem (ii). Data are mean of assemblage descriptors \pm S.E. (n=18, average of within each treatment).

Regarding the individual average density of the dominant taxa in Brazilian beaches, ANOVA tests revealed that the density of amphipods (*P. monodi*) varied between treatments for each period (significantly Tr \times Pe interaction; Table 4a) at Assenodi beach. Thus, the density of *P. monodi* was lower in impacted treatment compared with control treatment during the four sampling times (+1, +3, +6 and +16 days) after impact (SNK test $p < 0.01$; Fig. 6a).

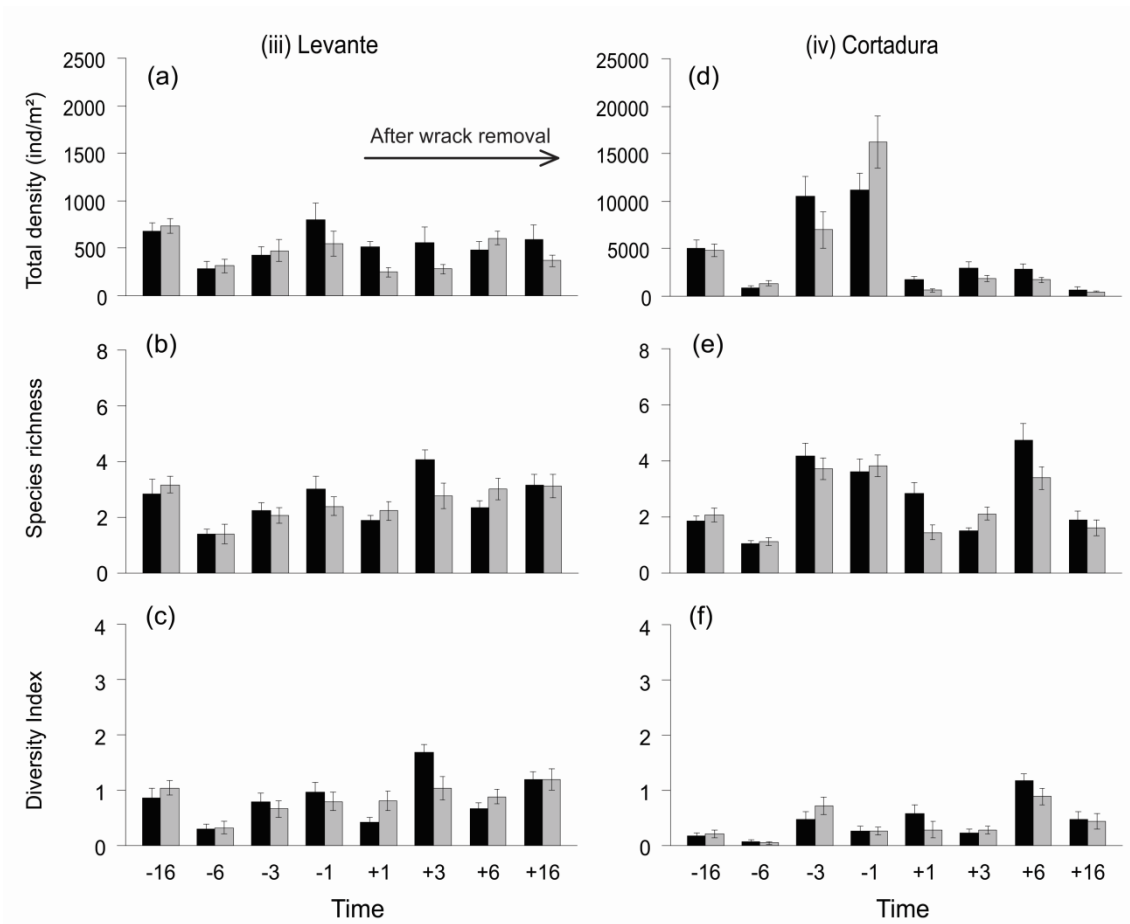


Figure 5. Spatial-temporal changes in total density (a, d), species richness (b, e) and diversity index (c, f) in the control (black column) and impacted (gray column) treatments, from before (-16, -6, -3, -1 days) to after (+1, +3, +6, +16 days) the wrack removal for the two Spanish beaches, Levante (iii) and Cortadura (iv). Data are mean of assemblage descriptors \pm S.E. (n=18, average of within each treatment).

Moreover, after wrack removal individuals of Nitidulids disappeared from the impacted treatments during the experiment (Fig. 6b), although significant interactions between treatments [i.e. Tr \times Pe or Tr \times Ti(Pe) interaction; Table 4b] were not detected. On the other hand, the density of Carabids and *B. bonariensis* showed higher values in the impacted treatments than in controls after the wrack removal, although this pattern was not statistically significant [i.e. no significant Tr \times Ti(Pe) or Tr \times Pe interaction; Table 4c, d; Fig. 6c, d].

The wrack removal also had an effect on the population density of three main taxa at Cem beach (*P. monodi*, Nitidulids and *P. testacea*; Table 4e, f, h, respectively). Immediately after the impact (day +1), these taxa disappear from the impacted

treatments, whereas in the control treatments maintained high density values (Fig. 6e, f, h, respectively). In particular, *P. testacea* density did not vary between treatments on day +3 and +16 (SNK test $p>0.05$; Fig. 6h). However, on day +6 a slight population decrease was observed in the impacted compared to control treatment (SNK test $p<0.05$; Fig. 6h). Moreover, a decrease in density of Clerids was detected in the impacted treatments on day +1 (Fig. 6g), although this pattern was not statistically significant [i.e. no significant Tr×Pe or Tr×Ti(Pe) interaction; Table 4g].

The most abundant taxon at Levante (Spanish beach), *T. saltator* showed a clear spatial difference (impacted *versus* control treatment) from time to time after wrack removal [i.e. Tr×Ti(Pe) interaction; Table 5a]. The density of *T. saltator* was lower in impacted than in the control treatment on day +1 (SNK test $p<0.001$; Fig. 7a), while on day +3, no differences were detected between treatments (SNK test $p>0.05$; Fig. 7a). This same pattern was also observed on day +6 and +16 (SNK test $p>0.05$; Fig. 7a). Meanwhile, for other dominant taxa such as Brachycera and *Phaleria bimaculata*, no significant differences were detected between the impacted and control treatments from before to after the wrack removal [i.e. no significant Tr×Ti(Pe) or Tr×Pe interaction Table 5b, c; Fig. 7b, c]. At Cortadura beach, the talitrid *T. saltator* showed a different response from that observed at Levante beach. In this beach, no significant pattern of decrease in density was detected after wrack removal (Table 5d; Fig. 7d). For the staphylinid Aleocharinae sp. 3, the ANOVA test also did not detect significant differences between treatments in any time [i.e. no significant Tr×Ti(Pe) or Tr×Pe interaction; Table 5e; Fig. 7e].

Table 4. Summary of the ANOVAs for the M-BACI model for density of numerically dominant taxa from the two Brazilian beaches. a-d: taxa recorded at Assenodi beach (i). e-h: taxa recorded at Cem beach (ii). Significant terms of interest ($\alpha = 0.05$) are highlighted in bold.

	(i) Assenodi				(ii) Cem		
	df	MS	F	P	MS	F	P
(a) <i>P. monodi</i>				(e) <i>P. monodi</i>			
Treatment = Tr	1	164.28	11.39	0.028	1355.52	9.69	0.036
Period = Pe	1	516.87	85.20	< 0.001	2211.22	210.66	< 0.001
Plot = Pl(Tr)	4	14.42	4.02	0.004	139.87	1.72	0.146
Time = Ti(Pe)	6	1.60	0.42	0.862	974.25	6.24	< 0.001
Tr * Pe	1	178.27	29.39	0.006	1636.65	155.92	< 0.001
Tr * Ti(Pe)	6	7.39	1.92	0.120	268.35	1.72	0.160
Pl(Tr) * Pe	4	6.07	1.67	0.213	10.50	0.07	0.991
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	3.86	1.07	0.375	156.25	1.92	0.057
Residuals	240	3.59			81.18		
Transformation		log(x+1)			(2th root)		
(b) Nitidulidae				(f) Nitidulidae			
Treatment = Tr	1	37.60	1.92	0.238	18.60	2.37	0.199
Period = Pe	1	43.42	5.33	0.082	60.11	42.60	0.003
Plot = Pl(Tr)	4	19.59	6.88	< 0.001	7.84	2.80	0.028
Time = Ti(Pe)	6	8.71	2.78	0.034	12.51	2.64	0.042
Tr * Pe	1	34.07	4.48	0.110	12.48	8.84	0.041
Tr * Ti(Pe)	6	6.68	2.13	0.086	7.34	1.60	0.206
Pl(Tr) * Pe	4	8.15	2.60	0.061	1.41	0.30	0.877
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	3.13	1.10	0.346	4.74	1.70	0.030
Residuals	240	2.85			2.83		
Transformation		log(x+1)			(4th root)		
(c) Carabidae				(g) Cleridae			
Treatment = Tr	1	21.89	5.58	0.078	44.44	5.53	0.078
Period = Pe	1	23.20	4.07	0.114	92.13	28.89	0.006
Plot = Pl(Tr)	4	3.93	1.00	0.412	8.03	1.88	0.114
Time = Ti(Pe)	6	89.75	14.10	< 0.001	32.35	3.95	0.007
Tr * Pe	1	10.47	1.84	0.247	17.16	5.38	0.081
Tr * Ti(Pe)	6	2.70	0.42	0.856	4.50	0.55	0.765
Pl(Tr) * Pe	4	5.70	0.90	0.482	3.19	0.39	0.814
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	6.40	1.61	0.040	8.18	1.92	0.058
Residuals	240	3.95			4.26		
Transformation		log(x+1)			log(x+1)		
(d) <i>B. bonariensis</i>				(h) <i>P. testacea</i>			
Treatment = Tr	1	48.35	1.66	0.267	5.45	3.07	0.155
Period = Pe	1	108.08	20.07	0.011	0.58	0.11	0.754
Plot = Pl(Tr)	4	29.10	9.21	< 0.001	1.78	0.47	0.761
Time = Ti(Pe)	6	133.22	26.58	< 0.001	6.02	2.08	0.093
Tr * Pe	1	30.10	5.59	0.077	18.11	3.51	0.134
Tr * Ti(Pe)	6	1.46	0.29	0.935	9.28	3.21	0.019
Pl(Tr) * Pe	4	5.39	1.07	0.391	5.15	1.78	0.165
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	5.01	1.58	0.045	2.89	0.76	0.788
Residuals	240	3.16			3.81		
Transformation		log(x+1)			log(x+1)		

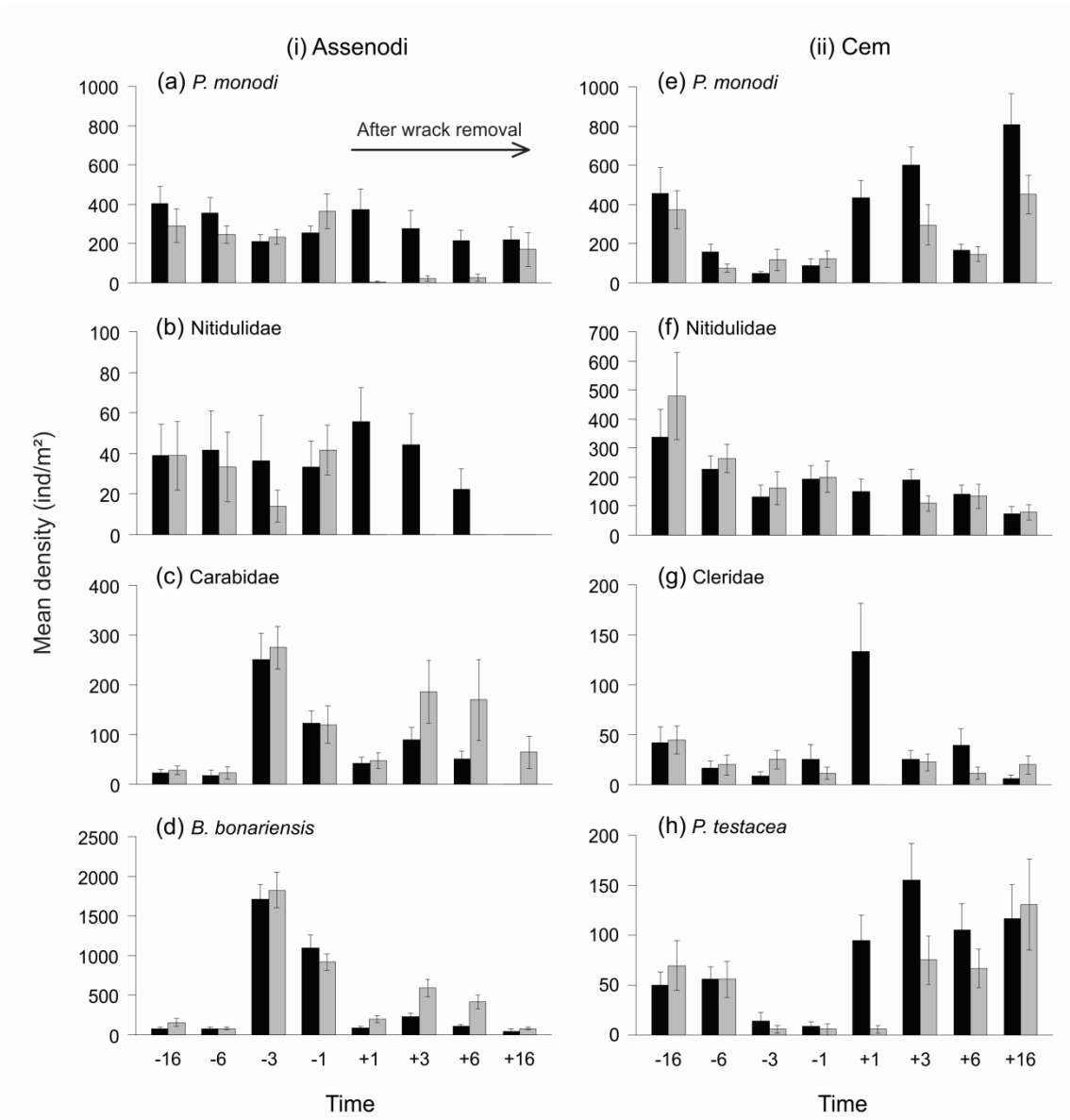


Figure 6. Spatial-temporal changes in density of numerically dominant taxa in the control (black column) and impacted (gray column) treatments, from before (-16, -6, -3, -1 days) to after (+1, +3, +6, +16 days) the wrack removal for the two Brazilian beaches. a-d: taxa recorded at Assenodi beach (i). e-h: taxa recorded at Cem beach (ii). Data are mean of taxa density \pm S.E. (n=18, average of within each treatment).

Table 5. Summary of the ANOVAs for the M-BACI model for density of numerically dominant taxa from the two Spanish beaches. a-c: taxa recorded at Levante beach (iii). e-f: taxa recorded at Cortadura beach (iv). Significant terms of interest ($\alpha = 0.05$) are highlighted in bold.

	df	(iii) Levante			(iv) Cortadura		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>P</i>
(a) <i>T. saltator</i>				(d) <i>T. saltator</i>			
Treatment = Tr	1	53.46	0.84	0.411	1125000	0.02	0.885
Period = Pe	1	683.62	2.86	0.166	2287133889	67.20	0.001
Plot = Pl(Tr)	4	63.58	0.90	0.464	4795434	2.39	0.052
Time = Ti(Pe)	6	835.33	12.16	< 0.001	511458843	9.19	< 0.001
Tr * Pe	1	65.58	0.27	0.628	23006806	0.68	0.457
Tr * Ti(Pe)	6	219.39	3.19	0.019	56868889	1.02	0.435
Pl(Tr) * Pe	4	238.94	3.48	0.022	34033056	0.61	0.658
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	68.72	0.97	0.501	55625090	2.80	0.061
Residuals	240	70.53			19896278		
Transformation		(2th root)			none		
(b) Brachycera				(e) <i>Aleocharinae</i> sp. 3			
Treatment = Tr	1	2.83	17.13	0.014	0.70	0.16	0.711
Period = Pe	1	3.44	2.70	0.176	4.52	3.69	0.127
Plot = Pl(Tr)	4	0.17	0.09	0.985	4.35	2.23	0.066
Time = Ti(Pe)	6	31.57	16.69	< 0.001	53.00	19.25	< 0.001
Tr * Pe	1	3.16	2.48	0.190	5.79	4.72	0.095
Tr * Ti(Pe)	6	4.16	2.20	0.078	2.58	0.94	0.488
Pl(Tr) * Pe	4	1.27	0.67	0.617	1.22	0.45	0.775
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	1.89	1.05	0.405	2.75	1.41	0.101
Residuals	240	1.80			1.95		
Transformation		(4th root)			(4th root)		
(c) <i>P. bimaculata</i>							
Treatment = Tr	1	0.01	0.01	0.915			
Period = Pe	1	21.89	12.71	0.023			
Plot = Pl(Tr)	4	0.69	0.61	0.657			
Time = Ti(Pe)	6	19.74	8.24	< 0.001			
Tr * Pe	1	0.51	0.30	0.615			
Tr * Ti(Pe)	6	1.85	0.77	0.600			
Pl(Tr) * Pe	4	1.72	0.72	0.600			
Pl(Tr) * Ti(Pe)	24	2.40	2.12	0.002			
Residuals	240	1.13					
Transformation		(4th root)					

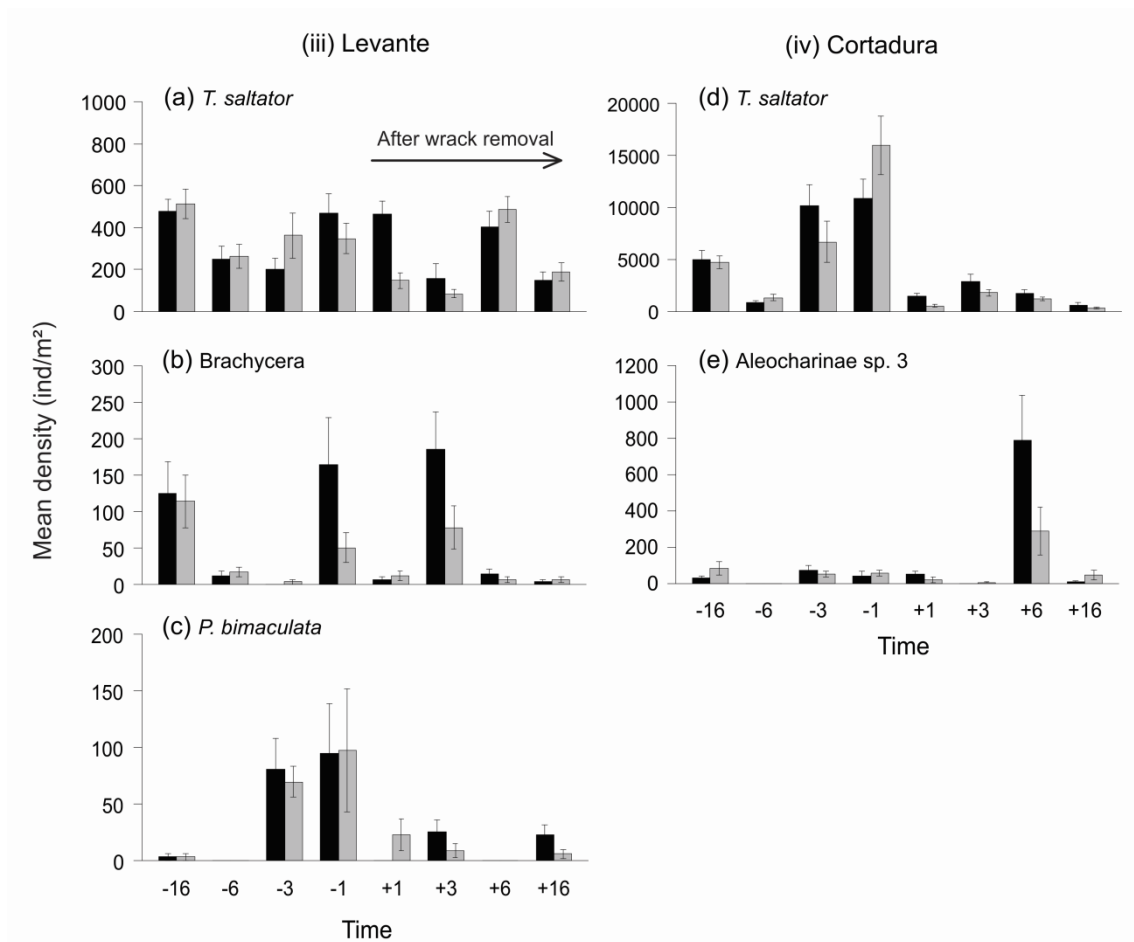


Figure 7. Spatial-temporal changes in density of numerically dominant taxa in the control (black column) and impacted (gray column) treatments, from before (-16, -6, -3, -1 days) to after (+1, +3, +6, +16 days) the wrack removal for the two Spanish beaches. a-c: taxa recorded at Levante beach (iii). d-e: taxa recorded at Cortadura beach (iv). Data are mean of taxa density \pm S.E. (n=18, average of within each treatment).

3.4. Discussion

3.4.1. Effects of wrack removal on supralittoral arthropods

Our experimental design (M-BACI), applied both in the multivariate and univariate analyses, allowed us to establish a causal relationship between the disturbance (i.e. wrack removal) and supralittoral arthropods. Most of our findings supported the working hypothesis, since significant changes in biological attributes between impacted and control treatments were recorded only after the wrack removal. Although this disturbance along the strandline is assumed to be a source of disturbance

for wrack-associated fauna because of the loss or the reduction of food source and of microhabitat refuge (e.g. Dugan *et al.*, 2003; Gilburn, 2012), no experimental field studies evaluating the direct effects of this disturbance on supralittoral arthropods assemblages.

In this study, the temporary suppression of wrack debris caused changes in the structure of the assemblages, although this response pattern was different at the two studied geographic regions. Immediately after the disturbance in Brazilian beaches, supralittoral arthropods in impacted treatments were less abundant and diverse than control treatments, resulting in significant changes in the structure of the assemblages. In this way, manual beach cleaning is recognized as a discrete pulse perturbation because a pulse disturbance (wrack removal) caused a short-term effect (days) followed by a rapid recovery in the absence of new disturbances (Glasby and Underwood, 1996). In contrast, in Spanish beaches, the overall structure of assemblages and univariate descriptors (density, species richness and diversity) did not differ between treatments on any sampling time after the disturbance. Although this experimental approach was not designed to assess chronic effects, it is likely that the daily removal of wrack debris during holiday period (summer months) or throughout the year may affect the structure of the assemblages and be a potentially threatening.

Changes in the structure of supralittoral arthropods assemblages were greatly influenced by response of numerically dominant taxa. Accordingly, in both Brazilian beaches analysed, drastic declines of densities of the amphipod *P. monodi* and sap beetle Nitidulidae was detected in the impacted treatments after the manipulation of wrack debris. Similar responses were observed in other taxa (i.e. beetles Cleridae and the tenebrionidae *P. testacea*), particularly at Cem beach. In Spanish beaches, wrack removal did not affect the assemblage as a whole, but at population level, this

disturbance caused a reduction of amphipod *T. saltator* in impacted areas from Levante beach. When supralittoral arthropods species (talitrid amphipods and flightless insects) are eliminated or significantly depressed, its recovery can be depend on individuals coming from neighboring sites (Borzzone and Rosa, 2009). We thus infer that a possible mechanism for the recovery of supralittoral arthropods in impacted treatments was the active immigration of individuals from undisturbed areas (e.g. dunes, vegetated backshore or control treatments) after the experimental removal.

Overall, the recovery of the fauna in the impacted treatments was rapid, however the temporal scale varied between beaches. Our results demonstrate that recovery time of the wrack-associated fauna can be closely related with the wrack debris characteristics (e.g. amount, age, and composition) combined behavioral and biological strategies (physiological tolerances, mobility and trophic relationships) of each species. For instance, the recovery of the above-mentioned taxa in the impacted treatments at Cem beach was faster than Assenodi beach. Differences in the wrack biomass between the two beaches could explain these results, since the recovery of species coincides with re-accumulation of debris on the beach. In fact, the availability of wrack debris has been reported as the major factor structuring supralittoral arthropods assemblages and populations (Dugan *et al.*, 2003; Ince *et al.*, 2007; Gonçalves and Marques, 2011). Thus, a significant and continuous input of new debris on beaches, as recorded at Cem beach, could promote a quick recovery of the populations after the wrack removal.

In particular at Cem beach, the recovery of the tenebrionidae *P. testacea* was slower (i.e., day +16) than the other taxa (day +3 for Nitidulidae and Cleridae, and day +6 for *P. monodi*). Besides the availability of wrack, the recovery of this species should be related to age of this debris. As suggested by Gilburn (2012), wrack removal also affect the age wrack deposits, therefore the age of the debris is limited by the intervals

between cleaning beach activities. In this regard, the debris available on two weeks after the disturbance (day +16) will likely have different microclimatic conditions (especially low moisture) compared to the debris deposited before (days +3 and +6). Consequently tenebrionidae species that prefer aged and dry wrack deposits (Jaramillo *et al.*, 2006; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014; Ruiz-Delgado *et al.*, 2015) may have slower recovery than the talitrids, typical taxa associated with new and fresh wrack debris (Colombini *et al.*, 2000; Lastra *et al.*, 2008; Ruiz-Delgado *et al.*, 2015). Future studies on the behavioural strategies of beetles Nitidulidae and Cleridae as well as its relationship with habitat features (e.g. microclimatic conditions) are needed to understand the response patterns after a disturbance in the strandlines.

Staphylinids (as *B. bonariensis*) and Carabids were abundant taxa at Assenodi (Brazilian beach) and, showed an opposite pattern respect to the responses described for the other taxa. Impacted treatments showed higher density these two coleopterans than control treatments after the disturbance. *B. bonariensis* (larvae and adults) builds their tracks from supralittoral to the upper mesolittoral (Gandara-Martins *et al.*, 2010) and thus, are found in the wrack debris as well as bare sand areas. These coleopterans feed on microalgae and usually show an association with the debris to prevent dehydration (Herman, 1986; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014). Such characteristics indicate that this species is not restricted to wrack deposits, and its occurrence may be favored when other taxa are virtually eliminated. In turn, the abundant presence of these staphylinids could attract the occurrence of carnivorous beetles (McLachlan and Brown, 2006), like *carabids* present in the control treatments and other neighboring sites. Carabids beetles are regarded as the principal predators of *Bledius* (Herman, 1986; Colombini and Chelazzi, 2003), and density increase of these beetles can be directly related to higher availability of prey.

In Spanish beaches, wrack removal caused a reduction of amphipod *T. saltator* in impacted areas only at Levante. The different responses of this species at the two beaches could be related to the amount and composition of wrack debris. According to Lastra *et al.* (2008), the quantity and quality of wrack deposits can limit populations of beach consumers such as talitrid populations. During the experiment, wrack biomass was lower at Levante than Cortadura beach. Moreover, stranded seagrasses occurring in the strandline at Levante beach can attract less individuals of *T. saltator* than the drifting macroalgae at Cortadura beach.

An interesting result was the different response pattern of the two species of talitrid amphipods (i.e. *T. saltator* in Spanish beaches and *P. monodi* in Brazilian beaches) to the same source of disturbance (i.e. wrack removal). Although both species declined in density after the removal of wrack debris, *T. saltator* recovered more quickly (day +3) than did *P. monodi* (between days +6 to +16). Some studies on *T. saltator* have reported its behavioural strategies (i.e. orientation, zonation, burrowing, mobility, etc.) to cope with beach disturbances (Fanini *et al.*, 2005; Bessa *et al.*, 2013). In our case, the great ability of this species to move around, due to its effective jumping, crawling and burrowing abilities (Colombini *et al.*, 2013), could enable the displacement of sandhoppers to nearby undisturbed zones, and consequently its rapid recovery after the impact. On the other hand, the inability to burrow, previously reported for *P. monodi* (Stock, 1996; Serejo, 2004) and its reduced mobility (personal observation) make this amphipod, more susceptible to elimination of wrack debris. Moreover, the beachflea *P. monodi* is restricted to wrack deposits, taking refuge to avoid desiccation (Rosa *et al.*, 2007). *T. Saltator*, in contrast, being a burrowing species, does not require a specific place (e.g. wrack debris) to satisfy their physiological

preferences (Colombini *et al.*, 2013), thus, can be considered partially tolerant to the disturbance simulated.

3.4.2. Beach Management Implications

To many beach ecologists, the ideal management scenario is to have alongshore zoning, which allows the appropriate planning of shoreline (Dugan *et al.*, 2003; Defeo *et al.*, 2009; Dugan and Hubbard, 2010; Noriega *et al.*, 2012; McLachlan and Defeo, 2013; McLachlan *et al.*, 2013). Overall, the spatial pattern of recreational use of beaches is determined by development, transport facilities and popularity (De Ruyck *et al.*, 1997). This human behavior promotes a concentration of users in relatively small areas (Schlacher and Thompson, 2012) and we recommend the removal of debris only in these areas.

The adoption of this management strategy directly reflects in the establishment of uncleaned zones, within which the debris can remain in some sections of the beach year-round. When the entire beach is clean, common practice in many coastal regions of Brazil and Spain, the effects of wrack removal are more severe, since the disappearance of some species (particularly amphipods) has been documented (Gilburn, 2012). In this way, uncleaned sectors could act as species reservoirs (Colombini *et al.*, 2011). This could be a mitigation strategy of the negative effect of wrack removal on supralittoral arthropods populations, as our results suggest. However, this strategy was tested at a small spatial scale (i.e. 100 m along-shore) and, therefore field experiments at larger spatial scales are needed to determine the length of the uncleaned zones needed to effectively conserve the biodiversity.

Apart from spatial zoning, it is recommended to re-evaluation of cleaning methods (manual or mechanical) according to the peculiarities of each beach (Micallef and Williams, 2002) and sensitive to both biodiversity and visitor needs. For example,

in those areas where the cleaning beach is permitted (by zoning), the manual removal of organic debris and unwanted beach litter could help maintain the biodiversity associated with strandlines, as our results suggest. Moreover, this type of cleaning minimally disturbs the strandline habitat and could encourage the dune formation through the retention of sand supply (Dugan and Hubbard, 2010). In contrast, when there is a large accumulation of garbage and wrack debris in heavily-used beaches, the point of being considered a nuisance or hazard, the occasional mechanical cleaning could be used.

Another important mitigation strategy could be to educate beach users. It is essential that residents, visitors and decision makers to know the ecological value of wrack debris to coastal wildlife and understand that organic material should be left on some sections of beaches (Colombini *et al.*, 2011). Moreover, such information needs to be provided in simple language and in attractive format (Brown and McLachlan, 2002). A combined approach that incorporates spatial zoning, manual removal of the trash and environmental education of all stakeholders could provide a viable alternative to the current management. For this, beach ecologists and coastal recreational managers should work together and so, plan sustainable management strategies without generating environmental and economic losses (Colombini *et al.*, 2011).

In summary, our results demonstrated that manual removal of wrack debris result in detectable changes in the density of some species, but these populations are able to recover rapidly. Moreover, the recovery time varied between beaches and is associated to: 1) wrack debris features; and 2) the species-specific behavioral and biological strategies. The combination of these factors might determine the response of the supralittoral arthropods assemblages to the same source of disturbance (i.e. wrack removal) on beaches located on Atlantic sandy beaches as Brazilian and Spanish environments. According this information, the researcher has the duty to share this

information with local stakeholders. Coastal zone management based on robust scientific data is essential to ensure sustainable use of the goods and services as well as conservation of the unique biota on sandy beaches (McLachlan and Defeo, 2013; Nel *et al.*, 2014). In this sense, studies that contribute to the understanding about the ecological effects associated wrack removal are extremely valuable and may serve as useful resources for decision-makers and coastal managers.

3.5. References

- Abràmoff, M.D.; Magalhaes, P.J.; Sunanda, J.R. 2004. Image processing with ImageJ. *Biophotonics International*, 11 (7): 36-42.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMERE Ltd., Plymouth, United Kingdom.
- Barreiro, F.; Gómez, M.; Lastra, M.; López, J.; de la Huz, R. 2011. Annual cycle of wrack supply to sandy beaches: effect of the physical environment. *Marine Ecology Progress Series*, 433: 65-74.
- Benavente, J.; Del Río, L.; Anfuso, G.; Gracia, F.J; Reyes, J.L. 2002. Utility of morphodynamic characterisation in the prediction of beach Damage by storms. *Journal of Coastal Research*, 36: 56-64.
- Bessa, F.; Rossano, C.; Nourisson, D.; Gambineri, S.; Marques, J.C.; Scapini, F. 2013. Behaviour of *Talitrus saltator* (Crustacea: Amphipoda) on a rehabilitated sandy beach on the European Atlantic Coast (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117: 168-177.
- Borzzone, C.A.; Melo, S.G.; Rezende, K.V.; Vale, R.; Krull, R. 2003. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments. A case study in two Brazilian beaches. *Journal of Coastal Research*, 3: 472-480.
- Borzzone, C.A.; Rosa, L.C. 2009. Impact of oil spill and posterior clean-up activities on wrack-living talitrid amphipods on estuarine beaches. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(4): 315-323.
- Brown, A.C.; McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Clarke, K.R.; Warwick, R.M. 1994. Change in Marine Assemblages: An approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK. 172pp.
- Colombini, I.; Aloia, A.; Fallaci, M.; Pezzoli, G.; Chelazzi, L. 2000. Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. *Marine Biology*, 136: 531-541.
- Colombini, I.; Chelazzi, L. 2003. Influence of marine allochthonous input on sandy beach assemblages. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41: 115-159.
- Colombini, I.; Fallaci, M.; Chelazzi, L. 2011. Terrestrial macroinvertebrates as key elements for sustainable beach management. *Journal of Coastal Research*, 61: 24-35.

Colombini, I.; Fallaci, M.; Gagnarli, E.; Rossano, C.; Scapini, F.; Chelazzi, L. 2013. The behavioural ecology of two sympatric talitrid species, *Talitrus saltator* (Montagu) and *Orchestia gammarellus* (Pallas) on a Tyrrhenian sandy beach dune system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117: 37-47.

Davenport, J.; Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.

De Ruyck, A.M.C.; Soares, A.G.; McLachlan, A. 1997. Human recreational patterns on beaches with different levels of development. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52: 257-276.

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

Downes, B.J.; Barmuta, L.A.; Fairweather, P.G.; Faith, D.P.; Keough, M.J.; Lake, P.S.; Mapstone, B.D.; Quinn, G.P. 2004. *Monitoring Ecological Impacts: Concepts and Practice in Flowing Waters*. Cambridge University Press, UK. 452pp.

Dugan, J.E.; Hubbard, D.M. 2010. Loss of coastal strand habitat in Southern California: the role of beach grooming. *Estuaries and Coasts*, 33:67-77.

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

Dugan, J.E.; Hubbard, D.M.; Page H.M.; Schimel, J.P. 2011. Marine macrophyte wrack inputs and dissolved nutrients in beach sands. *Estuaries and Coasts*, 34: 839-850.

Fairweather, P.G.; Henry, R. 2003. To clean or not to clean? Ecologically sensitive management of wrack deposits on sandy beaches. *Ecological Management and Restoration*, 4: 227-228.

Fanini, L.; Cantarino, C.M.; Scapini, F. 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. *Oceanologia*, 47: 93-112.

Gandara-Martins, A.; Borzone, C.A.; Rosa, L.C.; Caron, E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14(2): 23-30.

Gilburn, A.S. 2012. Mechanical grooming and beach award status are associated with low strandline biodiversity in Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 107: 81-88.

Glasby, T.M.; Underwood, A.J. 1996. Sampling to differentiate between pulse and press perturbations. *Environmental Monitoring Assessment*, 42: 241-252.

- Gonçalves, S.C.; Marques, J.C. 2011. The effects of season and wrack subsidy on the assemblage functioning of exposed sandy beaches. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 95: 165-177.
- Harris, L.; Campbell, E.E.; Nel, R.; Schoeman, D. 2014. Rich diversity, strong endemism, but poor protection: addressing the neglect of sandy beach ecosystems in coastal conservation planning. *Diversity and Distributions*, 20(10): 1120-1135.
- Herman, L.H. 1986. Revision of *Bledius*. Part IV. Classification of species, groups, phylogeny, natural history, and catalogue (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 184: 1-368.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54: 187-211.
- Ince, R.; Hyndes, G.A.; Lavery, P.S.; Vanderklift, M.A. 2007. Marine macrophytes directly enhance abundances of sandy beach fauna through provision of food and habitat. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 74: 77-86.
- Jaramillo, E.; de la Huz, R.; Duarte, C.; Contreras, H. 2006. Algal wrack deposits and macroinfaunal arthropods on sandy beaches of the Chilean coast. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79: 337-351.
- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.
- Lastra M.; Page, H.M.; Dugan, J.E.; Hubbard, D.M.; Rodil, I.F. 2008. Processing of allochthonous macrophyte subsidies by sandy beach consumers: Estimates of feeding rates and impacts on food resources. *Marine Biology*, 154: 163-174.
- Lavery, P.; Bootle, S.; Vanderklift, M. 1999. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey Estuary, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 295-309.
- Lavoie, D.R. 1985. Population dynamics and ecology of beach wrack macroinvertebrates of the central California coast. *Bulletin Southern California Academy of Science*, 84(1): 1-22.
- Llewellyn, P.J.; Shackley, S.E. 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7: 147-155.
- Malm, T.; Raberg, S.; Sabine F.; Carlsson, P. 2004. Effects of beach cast cleaning on beach quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 339-347.
- Martin, K.T.; Speer-Blank, R.; Pommerening, J.; Flannery, K.; Carpenter, K. 2006. Does beach grooming harm grunion eggs? *Shore Beach*, 74: 17-22.

- McLachlan, A.; Defeo, O. 2013. Coastal Beach Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2: 128-136.
- McLachlan, A.; Brown, A.C. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*, second ed. Academic Press, New York, 373pp.
- McLachlan, A.; Defeo, O.; Jaramillo, E.; Short, A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71: 256-268.
- Micalleff, A.; Williams, A.T. 2002. Theoretical strategy considerations for beach management. *Ocean & Coastal Management*, 45: 261-275.
- Morales, M. 2012. *Sciplot: scientific graphing functions for factorial designs*. Available on CRAN.
- Nel, R.; Campbell, E.E.; Harris, L.; Hauser, L.; Schoeman, D.S.; McLachlan, A.; du Preez, D.R.; Bezuidenhout, K.; Schlacher, T.A. 2014. The status of sandy beach science: past trends, progress, and possible futures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150: 1-10.
- Nordstrom, K.F.; Lampe, R.; Vandemark, L.M. 2000. Reestablishing naturally functioning dunes on developed coasts. *Environmental Management*, 25: 37-51.
- Noriega, R.; Schlacher, T.A.; Smeuninx, B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28: 123-131.
- Ochieng, C.A.; Erftemeijer, P.L.A. 1999. Accumulation of seagrass beach cast along the Kenyan coast: a quantitative assessment. *Aquatic Botany*, 65: 221-238.
- Piriz, M.L.; Eyra, M.C.; Rostagno, C.M. 2003. Changes in biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *Journal of Applied Phycology*, 15: 67-74.
- R Core Team, 2012. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Rosa, L.C.; Aluizio, R.; Borzone, C.A. 2007. Talitridae (Amphipoda, Crustacea) nas praias estuarinas da baía de Paranaguá, sul do Brasil: distribuição espacial e abundância. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 11: 37-41.
- Ruiz-Delgado, M.C.; Reyes-Martínez, M.J.; Sánchez-Moyano, J.E.; López-Pérez, J.; García-García, F.J. 2015. Distribution patterns of supralittoral arthropods: wrack deposits as a source of food and refuge on exposed sandy beaches (SW Spain). *Hydrobiologia*, 742: 205-219.
- Ruiz-Delgado, M.C.; Vieira, J.V.; Veloso, V.G.; Reyes-Martínez, M.J.; Sallorenzo, A. I.; Borzone, C. A.; Sánchez-Moyano, J. E.; García-García, F. J. 2014. The role of wrack deposits for supralittoral arthropods: an example using Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136: 61-71.

Sandrini-Neto, L.; Camargo, M.G. 2012. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. Available on CRAN.

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Dugan, J.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.

Schlacher, T.A.; Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147: 123-132.

Serejo, C. 2004. Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. *Zootaxa*, 646: 1-29.

Stock, J.H. 1996. The genus *Platorchestia* (Crustacea, Amphipoda) on the Mid Atlantic islands, with description of a new species from Saint Helena. *Miscelania Zoologica*, 19.1: 149-157.

Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge. 504pp.

Underwood, A.J. 2000. Importance of experimental design in detecting and measuring tresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 3-24.

Willmott, H.; Smith, T. 2003. Effects of mechanical cleaning, and its cessation, on the strandline fauna at Sand Bay. *Somerset Archaeology and Natural History*, 263-273.

3.6. Appendix

Table A1. Total abundance (n° indiv.), frequency (% assemblage) and constancy (% samples out of a total of 288) of arthropods collected in wrack deposits from the two Brazilian beaches (Assenodi and Cem).

Taxa	Assenodi beach			Cem beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
SubP. Crustacea						
Ord. Amphipoda						
Talitridae						
<i>Platorchestia monodi</i> (Stock, 1996)	1312	23.10	200	1555	36.64	197
Ord. Isopoda						
Tylidae						
<i>Tylos niveus</i> (Budde-Lund, 1885)	1	0.02	1	1	0.02	1
SubP. Hexapoda						
SubClas. Collembola	200	3.52	82	135	3.18	55
Ord. Coleoptera						
Coleoptera larvae	411	7.24	137	555	13.08	112
Staphylinidae						
<i>Bledius</i> sp1	45	0.79	30	9	0.21	8
<i>Bledius</i> sp2	5	0.09	4	-	-	-
<i>Bledius bonariensis</i> (Bernhauer, 1912)	2756	48.50	222	22	0.52	20
<i>Bledius hermani</i> (Caron and Ribeiro-Costa, 2007)	-	-	-	32	0.75	27
<i>Bledius fernandezii</i> (Bernhauer, 1939)	4	0.07	4	1	0.02	1
<i>Gabronthus</i>	-	-	-	3	0.07	3
Heteroceridae						
Heteroceridae larvae	68	1.20	32	-	-	-
<i>Efflagitatus freudei</i> (Pacheco, 1973)	21	0.37	19	-	-	-

Table A1. Continued.

Taxa	Assenodi beach			Cem beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
Tenebrionidae						
Tenebrionidae larvae	1	0.02	1	70	1.65	56
<i>Phaleria testaceae</i> (Say, 1824)	6	0.11	5	161	3.79	79
Carabidae	541	9.52	155	-	-	-
Cleridae	17	0.30	6	365	8.60	128
Curculionidae	9	0.16	9	8	0.19	8
Nitidulidae	144	2.54	71	1028	24.22	192
Scarabaeidae, Aphodiinae	8	0.14	8	16	0.38	15
Ord. Dermaptera						
Labiduridae						
<i>Labidura riparia</i> (Pallas, 1773)	7	0.12	6	2	0.05	2
Ord. Diptera						
Subord. Brachycera	71	1.25	52	205	4.83	97
SubP. Chelicerata						
Ord. Acariformes	2	0.04	2	42	0.99	35
Ord. Araneae						
Aranae sp1	1	0.02	1	-	-	-
Aranae sp2	-	-	-	2	0.05	2

Table A1. Continued.

Taxa	Assenodi beach			Cem beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
Aranae sp3	-	-	-	1	0.02	1
Aranae sp4	1	0.02	1	-	-	-
Lycosidae						
<i>Allocosa brasiliensis</i> (Petrunkevitch, 1910)	43	0.76	41	22	0.52	20
Linyphiidae						
Linyphiidae sp1	-	-	-	4	0.09	4
Linyphiidae sp2	1	0.02	1	-	-	-
<i>Labicymbium</i>	1	0.02	1	1	0.02	1
Salticidae						
Salticidae sp1	1	0.02	1	-	-	-
Salticidae sp2	1	0.02	1	-	-	-
Salticidae sp3	1	0.02	1	-	-	-
Salticidae sp4	1	0.02	1	1	0.02	1
Theridiidae						
Theridiidae sp1	-	-	-	1	0.02	1
Theridiidae sp2	-	-	-	1	0.02	1
Theridiidae sp3	-	-	-	1	0.02	1
Total abundance		5680		4244		
Total number of species		29		27		

Table A2. Total abundance (n° indiv.), frequency (% assemblage) and constancy (% samples out of a total of 288) of arthropods collected in wrack deposits from the two Spanish beaches (Levante and Cortadura).

Taxa	Levante beach			Cortadura beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
SubP. Crustacea						
Ord. Amphipoda						
Talitridae						
<i>Talitrus saltator</i> (Montagu, 1808)	1784	62.82	234	23764	95.14	278
Ord. Isopoda						
Tylidae						
<i>Tylos europaeus</i> (Arcangeli, 1938)	-	-	-	108	0.43	56
Armadillidiidae						
<i>Armadillidium</i>	4	0.14	3	-	-	-
SubP. Hexapoda						
Ord. Coleoptera						
Coleoptera larvae	110	3.87	65	154	0.62	65
Staphylinidae						
Aleocharinae						
Aleocharinae sp1	30	1.06	21	104	0.42	34
Aleocharinae sp2	-	-	-	1	0.00	1
Aleocharinae sp3	62	2.18	43	552	2.21	99
Oxytelinae						
<i>Carpelimus</i>	18	0.63	7	1	0.00	1

Table A2. Continued.

Taxa	Levante beach			Cortadura beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
Staphylininae						
<i>Cafius</i>	13	0.46	9	17	0.07	13
<i>Cafius xantholoma</i> (Gravenhorst, 1806)	7	0.25	7	13	0.05	13
Tenebrionidae						
<i>Phaleria bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	155	5.46	59	90	0.36	44
Carabidae	21	0.74	21	6	0.02	6
Curculionidae	7	0.25	7	1	0.00	1
Chrysomelidae	6	0.21	6	1	0.00	1
Elateroidea	4	0.14	4	2	0.01	2
Hydrophilidae	2	0.07	2	-	-	-
Scarabaeidae	6	0.21	6	-	-	-
Histeridae	7	0.25	7	9	0.04	8
Ord. Diptera						
Diptera larvae	172	6.06	34	40	0.16	24
Diptera pupa	38	1.34	29	18	0.07	12
Subord. Brachycera	285	10.04	83	35	0.14	29
Subord. Nematocera	43	1.51	31	55	0.22	43
Ord. Hemiptera						
Hemiptera	8	0.28	6	-	-	-

Table A2. Continued.

Taxa	Levante beach			Cortadura beach		
	Abundance	Frequency	Constancy	Abundance	Frequency	Constancy
Subord. Heteroptera						
Miridae	4	0.14	4	-	-	-
Tingidae	2	0.07	2	-	-	-
Pteromalidae	11	0.39	11	-	-	-
Mesoveliidae	4	0.14	4	1	0.00	1
Saldidae	12	0.42	10	-	-	-
Cymicidae	3	0.11	3	-	-	-
Ord. Thysanoptera	1	0.04	1	-	-	-
SubP. Chelicerata						
Ord. Araneae						
Agelinidae	1	0.04	1	-	-	-
Dictynidae	1	0.04	1	-	-	-
Gnaphosidae	12	0.42	10	1	0.00	1
Lynphiidae	4	0.14	4	3	0.01	3
Salticidae	3	0.11	3	1	0.00	1
Total abundance		2840			24977	
Total number of species		33			23	

Capítulo 4. Validação e emprego de métricas biológicas no diagnóstico da qualidade das praias oceânicas do litoral do Paraná

4.1. Introdução

Fundamentalmente, os desafios na gestão das praias arenosas surgem a partir de uma dualidade de propósitos: praias necessitam funcionar como locais de recreação (lazer) e outras finalidades humanas e, ao mesmo tempo, representam ecossistemas e habitats únicos que requerem subsídios para a conservação frente a este uso antrópico excessivo (McLachlan *et al.*, 2013). Até hoje, a visão antropocêntrica perpetua na gestão das praias, sendo as ações direcionadas exclusivamente ao bem estar humano. Apesar dos alertas no sentido da manutenção das funções do ecossistema praiial, poucas iniciativas têm sido adotadas com esse propósito (Brown e McLachlan, 2002, Micaleff e Willians, 2002; Schlacher *et al.*, 2008; Harris *et al.*, 2014). Embora ciência e gestão sejam atividades distintas (ciência gera e amplia o conhecimento, ao passo que, a gestão toma decisões), elas se integram, ou deveriam se relacionar, de forma íntima (Widmer, 2009). O conhecimento técnico científico deve ser visto, portanto, como um dos principais alicerces nos processos de decisão (Scherer *et al.*, 2010).

Para avaliar a saúde de um ecossistema é impossível mensurar todas as variáveis ambientais e integrar apropriadamente uma grande quantidade de informações para colaborar na tomada de decisão (Barros, 2001; Blankensteyn, 2006). Neste contexto, o termo indicador é frequentemente usado na interface entre ciência e gestão. Basicamente, os indicadores de qualidade ambiental das praias, utilizados pelos órgãos ambientais que monitoram estes ecossistemas, se resumem a quantificar a presença de coliformes fecais nas águas e dos resíduos sólidos (lixo) no sedimento (areia). Ainda que tais métricas sejam consideradas boas medidas quantitativas, suas respostas

refletem apenas questões de saúde pública e utilidade humana, mas diz-nos pouco a respeito da integridade do ambiente praias (James, 2000; Schlacher *et al.*, 2014b).

A ciência de praias arenosas avançou significativamente nas últimas décadas, especialmente sob a ótica das perturbações antrópicas (Nel *et al.*, 2014). Mundialmente inúmeras publicações científicas têm documentado as consequências das perturbações antrópicas nesses ambientes (Brown e McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2008, Defeo *et al.*, 2009; Schlacher *et al.*, 2014a). Consequentemente, diversas métricas biológicas em nível de comunidade (abundância total, biomassa, riqueza de espécies, índices de diversidade) e populacional (ocorrência, distribuição, abundância de uma espécie) têm sido utilizadas como indicadores ecológicos da qualidade da praia (revisado em Schlacher *et al.*, 2014b).

Infelizmente, métricas biológicas (indicadores) ainda não foram incorporadas às políticas públicas voltadas a gestão das praias (representada no Brasil pelo Projeto Orla - Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima) e tampouco subsidiam o ordenamento das intervenções no ambiente praias. Em geral, o conhecimento técnico científico tem pouca permeabilidade junto às entidades governamentais responsáveis pela gestão (Scherer *et al.*, 2010). Este cenário pode estar atrelado a um conjunto de razões tais como: carência de informações biológicas a nível local e regional; conflitos de interesse (desenvolvimentistas x ambientalistas); falta de comunicação entre pesquisadores e administradores públicos; pouca consciência ambiental por parte da sociedade e do poder público, entre outros (Schlacher *et al.*, 2008; Noriega *et al.*, 2012). No Brasil e em particular na academia (onde é gerado o conhecimento científico) não há o incentivo para a elaboração de documentos em linguagem simples e divulgação em veículos acessíveis. Como resultado, muitas vezes o conhecimento não é levado aos principais atores responsáveis pela tomada de decisão (Scherer *et al.*, 2010).

Recentemente, pesquisadores vinculados a Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros (Rebentos) elaboraram diversos protocolos de monitoramento do litoral brasileiro abrangendo tanto métricas biológicas da comunidade de praias (macrofauna e meiofauna) quanto a nível populacional. Dentre a fauna residente em ambientes praias, as populações de *Ocypode quadrata* Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda) e populações de *Bledius* spp. Leach, 1819 (Insecta: Coleoptera) foram reconhecidas como alguns dos grupos-chave para a avaliação das alterações causadas por impactos antropogênicos e modificações climáticas (Turra e Denadai, 2015). Contudo, para que tais respostas sejam interpretadas de maneira confiável é imprescindível ampliar o conhecimento acerca dos aspectos biológicos e ecológicos destas populações.

Na costa brasileira os estudos sobre *O. quadrata*, único representante do gênero encontrado no país, ainda estão focados na distribuição e estrutura etária (Alberto e Fontoura 1999), ciclo reprodutivo e períodos de recrutamento (Negreiros-Fransozo *et al.*, 2002); padrões de distribuição entre ambientes de baixa energia dominados por maré (Turra *et al.*, 2005; Rosa e Borzone, 2008) e aspectos bioecológicos (dieta e predadores) (Branco *et al.*, 2010). Em geral, drásticas reduções populacionais de *O. quadrata* são comumente relacionadas aos distúrbios antrópicos associados ao uso recreativo, especialmente tráfego de veículos e pisoteio humano (Blankensteyn, 2006; Neves e Bemvenuti, 2006; Araújo *et al.*, 2008; Magalhães *et al.*, 2009). No presente trabalho (Capítulo 1) foi descrito o desaparecimento praticamente total dos adultos desta espécie em trechos do litoral paranaense expostos a intensa pressão recreativa.

A maioria das informações disponíveis sobre estafilínídeos do gênero *Bledius* da costa brasileira se encontra dispersa em vários trabalhos sobre ecologia da macrofauna bentônica de praias (Gianuca, 1988; Borzone *et al.*, 1996; Borzone e Souza, 1997;

Gianuca, 1997; Veloso *et al.*, 1997; Borzone *et al.*, 2003). Poucos trabalhos descreveram a distribuição da entomofauna (Gianuca, 1997; Schreiner e Ozorio, 2003). Dentre os estudos específicos acerca dos estafilínídeos são relevantes os realizados por Caron e Ribeiro-Costa (2007) abordando a revisão taxonômica sobre o gênero *Bledius* na região sul e por Rosa *et al.* (2013) descrevendo a distribuição geográfica de *B. hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007 na região nordeste e primeiro registro para *B. caribbeanus* Blackwelder, 1943 no país.

Demais estudos, não menos importantes, foram realizados por Gandara-Martins *et al.* (2010) e Vianna e Borzone (2015), os quais investigaram a influência de fatores abióticos na distribuição espacial dos estafilínídeos em praias do Estado do Paraná. No trabalho de Gandara-Martins *et al.* (2010) foram analisadas pela primeira vez a relação entre a ocorrência de *Bledius* spp. e as características sedimentológicas e morfodinâmicas do ambiente praias. Segundo os autores, aparentemente, apenas *B. fernandezii* Bernhauer, 1939 apresenta correlação positiva com ambientes praias dissipativos. Pesquisas avaliando a resposta destas populações às perturbações antrópicas encontram-se em fase incipiente. Deste modo, o capítulo 2 desta tese é considerado o primeiro estudo a avaliar os efeitos das atividades recreativas sobre a variabilidade espaço-temporal das populações *Bledius* spp. Este estudo evidenciou a vulnerabilidade destes organismos ao pisoteio humano, sendo registrado o declínio/ausência populacional de adultos e larvas no setor do litoral paranaense altamente frequentado por usuários durante a alta temporada de verão.

O atual panorama do estado do conhecimento ainda carece de informações relativas às comparações entre ambientes praias com distintos estágios morfodinâmicos. Até hoje não há consenso a respeito da influência de fatores naturais nos padrões de distribuição espacial de *O. quadrata* em macroescala. Variações na

densidade desta espécie no nordeste brasileiro não foram atribuídas ao estágio morfodinâmico praial (Souza *et al.*, 2008). Com relação às características sedimentológicas, apenas Defeo e McLachlan (2011) sugere uma possível relação antagônica entre a abundância de *O. quadrata* e o tamanho médio do grão. Este trabalho merece grande destaque uma vez que aborda inúmeros trechos da costa atlântica sul, considerando ambientes pertencentes às províncias biogeográficas de Cabo Frio (RJ) (23°S) até o Cabo de Santa Marta (28°S) e de Rio Grande (RS) (28°S) até Punta del Este, Uruguay (35°S).

Diante deste cenário, o presente estudo teve como objetivo validar o uso das populações de *O. quadrata* e *Bledius* spp. como indicadores biológicos da qualidade das praias oceânicas, ilustrando sua aplicação nos contextos físico e antrópico do litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil. Para tanto as relações entre métricas biológicas (como abundância de caranguejos adultos, densidade de estafilínídeos adultos e larvas) e características físicas e antrópicas (representada pelo índice do potencial recreativo) foram realizadas. Assim, esta investigação foi orientada pela seguinte hipótese: independente das diferenças físicas entre os setores praias do litoral paranaense espera-se que a variabilidade das métricas biológicas esteja relacionada ao fator antrópico (índice de potencial recreativo). A partir desta compreensão, foi possível: 1) identificar o tipo de manejo (prioritário à conservação, à recreação ou múltiplos usos) mais adequado para cada setor analisado e, 2) propor diretrizes para a conservação e uso sustentável dos ambientes praias ao longo da costa do Paraná.

4.2. Materiais e Métodos

4.2.1. Área de Estudo

O litoral do Estado do Paraná localizado no sul do Brasil se estende por aproximadamente 107 km, limitado ao norte pelo Canal do Varadouro (25°12'S; 48°01'O) e ao sul pela foz do Rio Saí-Guaçu (25°58'S; 48°35'O) (Bigarella, 2001). Esta região apresenta clima subtropical úmido, regime de micromaré semidiurno, com amplitude máxima de 1,7m (Lana *et al.*, 2001). Com base na configuração dinâmica costeira, a costa paranaense pode ser classificada em três tipos: estuarina (interior dos estuários, dominada pelas marés), de desembocadura (próxima às desembocaduras tanto voltadas para o estuário como para o mar aberto, dominada por ondas e correntes de maré) e oceânica (voltada para mar aberto, dominada por ondas e corrente de deriva litorânea) (Angulo e Araújo, 1996).

As praias oceânicas são encontradas ao longo de todo o litoral paranaense, sendo interrompidas por alguns afloramentos rochosos e pelas desembocaduras da Baía de Paranaguá (ao norte) e Baía de Guaratuba (ao sul) (Angulo, 1993). Assim, a costa oceânica é dividida em três trechos distintos: 1) Planície costeira de Superagui (14 km), ao norte da Baía de Paranaguá; 2) Planície costeira de Praia de Leste (31,2 km) no trecho sul-norte das Baías de Paranaguá e de Guaratuba, respectivamente e 3) Planície costeira de Brejatuba e Saí (11,2 km), ao sul da Baía de Guaratuba (Angulo e Araújo, 1996; Soares *et al.*, 1997).

Expedições a campo foram realizadas em julho de 2013, nas quais 12 setores praias ao longo do litoral paranaense foram selecionados para este estudo: 7 setores (compreendendo os balneários de Guapê, Shangri-lá, Guarapari, Albatroz, Perequê, Saint Etienne e Brava - Planície costeira de Praia de Leste) e 5 setores (balneários Grande, Eliane, Vô Fredo, Coroados 1 e Coroados 3 - Planície costeira de Brejatuba e

Saí) (Fig. 1). As coordenadas geográficas de cada setor estão disponíveis na primeira coluna da Tabela 2. A escolha destes setores buscou contemplar os diferentes cenários de ocupação da orla paranaense, desde trechos com baixo estado de ocupação (Guapê, Guarapari, Vô Fredo) até setores fortemente adensados (particularmente Grande e Brava). Segundo De Ruyck *et al.* (1997) os padrões de uso recreativo das praias são determinados pelo nível de urbanização da orla e, portanto, as praias situadas próximas a trechos urbanos, recebem um número elevado de visitantes, sendo submetidas a altos níveis de pressão recreativa.

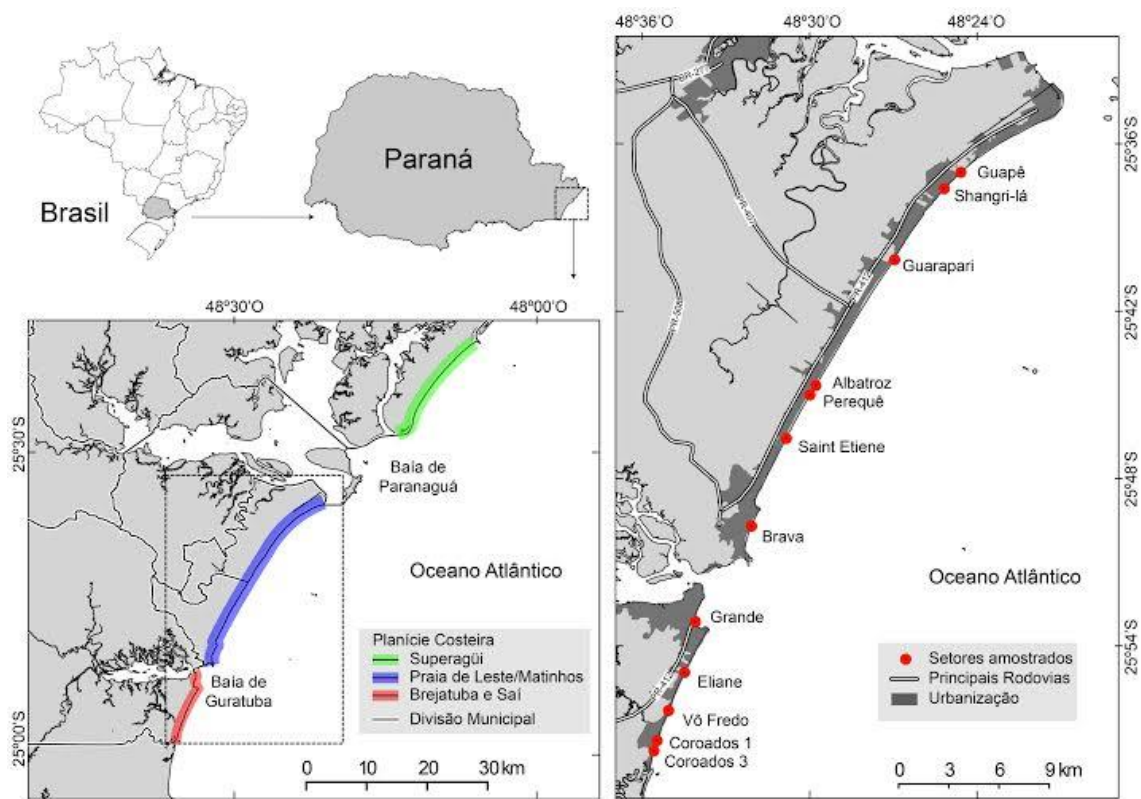


Figura 1. Localização geográfica dos 12 setores situados ao longo da planície costeira do Estado do Paraná. Imagem de satélite (2003) extraída do Google Earth.

4.2.2. Parâmetros físicos

Durante a temporada de verão 2013/2014, foi realizada em cada setor uma amostragem direcionada para a caracterização física. O perfil topográfico foi medido com o auxílio de um nível de precisão e uma régua metrada, desde o início da duna embrionária até a linha d'água. A declividade do perfil praiial (em graus) foi calculada a partir dos levantamentos topográficos, de acordo com a regra do triângulo retângulo e expressa pela fórmula: Declividade = Cotangente (cateto oposto/cateto adjacente). Para a determinação do cateto oposto, considerou-se a diferença entre a altura (nível) do ponto mais próximo ao limite inferior de baixa-mar e o ponto no início da duna embrionária. Por sua vez para o valor da largura da praia foi considerado o cateto adjacente.

Na caracterização granulométrica foram coletadas 3 amostras de sedimento (supra, médio e infralitoral) com a utilização de potes plásticos (300 ml) em cada setor praiial. Todas as amostras sedimentológicas passaram por um analisador de tamanho de partículas (Microtrac S3500) para a determinação das frações de areia. O diâmetro médio do grão expresso em valores de phi ($\phi = -\log_2$ diâmetro mm) foi calculado no programa computacional GRADISTAT (Blott e Pye, 2001) utilizando os parâmetros granulométricos de Folk e Ward (1957).

O período da onda foi estimado com auxílio de um cronômetro e correspondeu a 1/10 do tempo total transcorrido para a passagem de 11 cristas consecutivas em um ponto fixo na zona de surfe. Este procedimento foi repetido três vezes para a obtenção de um valor médio. A altura da onda foi determinada visualmente pelo mesmo observador, medindo-se a diferença entre a crista e a cava da onda no momento imediatamente anterior à sua quebra. Tais medidas foram utilizadas para determinar o estágio morfodinâmico de cada setor através do parâmetro adimensional ômega (Ω)

(Dean, 1973) de acordo com a fórmula: $\Omega = Hb/Ws*T$ onde, Hb é a altura da onda na arebentação (cm), Ws a velocidade de decantação do sedimento (cm/s) e T o período da onda (s). Valores de $\Omega < 1$ indicam praias refletivas, $1 \leq \Omega \leq 6$ praias intermediárias, enquanto que $\Omega > 6$ caracterizam as praias dissipativas (Wright e Short, 1984; Short, 1996). Os valores de velocidade média de decantação do sedimento foram obtidos a partir das tabelas de Gibbs *et al.* (1971).

4.2.3. Potencial recreativo

O índice do potencial recreativo - IPR (modificado de McLachlan *et al.*, 2013) foi calculado para determinar as condições recreativas atuais em cada setor praias. O cálculo é baseado nos critérios: 1) infraestrutura disponível; 2) segurança e saúde e; 3) capacidade de suporte física. Cada critério apresenta um peso diferente no cálculo do índice (Tabela 1).

A “**infraestrutura disponível**” leva em consideração os parâmetros: 1) acesso a praia, 2) instalações recreativas, 3) lixeira, 4) iluminação e 5) banheiro, sendo assim a pontuação deste critério varia de 0 a 5. O critério “**segurança e saúde**” é avaliado de acordo com a presença de guarda-vidas, qualidade da água da praia (balneabilidade) e existência de atividade de limpeza da praia (remoção de resíduo sólido juntamente com material orgânico) e sua pontuação varia de 0 a 3. O terceiro critério “**capacidade de suporte física**” está intimamente relacionado às características do perfil praias (largura e declividade) disponível para os usuários, com pontuação variando de 0 a 2 (Tabela 1).

O valor do IPR apresentado por cada setor praias resulta da soma das pontuações individuais de cada critério e, conseqüentemente, pode variar de 0 a 10. A pontuação 0,5 foi adotada para alguns parâmetros (acessibilidade à praia, presença de instalações recreativas, lixeiras, guarda-vidas), nos quais avaliações semi-quantitativas foram

possíveis (Tabela 1). Todas estas informações foram obtidas por meio de observação direta em campo. No presente estudo, valores de $IPR \leq 4$ indicam baixo potencial recreativo, $4 < IPR < 7$ potencial recreativo moderado e $IPR \geq 7$ intenso potencial recreativo.

Tabela 1. Descrição dos itens relativos à aplicação do Índice do potencial recreativo - IPR (modificado de McLachlan *et al.*, 2013).

Crítérios e parâmetros	Condição e pontuação		
Infraestrutura			
Acesso a praia	0 - ausência de beira-mar, apenas pela praia	0,5 - beira-mar não-pavimentada, entradas na restinga	1 - beira-mar pavimentada, entradas na restinga
Instalações recreativas	0 - ausente	0,5 - vendedor ambulante	1 - Operação Verão, restaurantes, estacionamento, vendedor ambulante
Lixeiras	0 - ausente	0,5 - presente/poucas	1 - presente/muitas
Iluminação	0 - ausente	1 - presente	
Banheiro	0 - ausente	1 - presente	
Segurança e Saúde			
Salva-vidas	0 - ausente	0,5 - presente/poucas	1 - presente/muitos
Água	0 - imprópria	1 - própria	
Limpeza	0 - ausente	1 - presente	
Capacidade de suporte físico			
Perfil praial	0 - curto e íngreme	1 - intermediário	2 - extenso e suave
Pontuação total	mínima = 0; máxima = 10		

4.2.4. Métricas biológicas

As amostragens do braquiúro *Ocypode quadrata* e dos coleópteros estafilinídeos *Bledius* spp. ocorreram após a alta temporada de verão de 2013/2014 (março), sendo todos os setores amostrados uma única vez, sempre durante baixamar de sizígia em condições de tempo bom. Em cada setor, 10 transecções perpendiculares a linha de costa foram dispostas, de maneira aleatória, ao longo de uma extensão de 50 m (paralela a costa).

A amostragem de *O. quadrata* consistiu na contagem e medição das aberturas das tocas ativas (Lucrezi *et al.*, 2009). Uma descrição detalhada sobre o delineamento amostral e metodologia de campo pode ser encontrada no Capítulo 1 desta tese.

Para a amostragem de *Bledius* spp. foram selecionadas 6 transecções aleatoriamente. De cada transecção, foram retiradas 10 amostras desde o limite com a duna embrionária (região supralitoral) até o médiolitoral superior, abrangendo toda a faixa de distribuição dos estafilinídeos (Gandara-Martins *et al.*, 2010). A distância entre as amostras em cada transecção variou entre de 2 a 3 m. Os procedimentos de campo seguiram a metodologia descrita no Capítulo 2.

Em laboratório, as amostras foram fixadas em solução de formalina a 10 % neutralizada, lavadas com auxílio de peneira (abertura de malha = 500 µm), sendo os organismos (adultos e larvas) retidos transferidos para placas de petri com auxílio de pinças e borrifos d'água. As demais etapas laboratoriais (contagem e identificação dos indivíduos, armazenamento e preservação das amostras) foram realizadas de acordo com as técnicas apresentadas no Capítulo 2.

4.2.5. Análise de dados

A abundância de tocas dos caranguejos adultos (diâmetro > que 20,8 mm, Alberto e Fontoura, 1999) foi estimada para cada transecção. No caso dos estafilinídeos,

para cada transecção amostrada, foi calculada a densidade média (número de indivíduos/m²) dos adultos (total e por espécie) e larvas.

Possíveis diferenças na abundância linear de *O. quadrata* (adultos) e densidade de estafilinídeos *Bledius* spp. (adultos e larvas) entre os setores (fator) foram analisadas através da análise de variância unifatorial (ANOVA). Quando a ANOVA indicou diferenças significativas, estas foram discriminadas através do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK). A normalidade dos dados e a homocedasticidade das variâncias foram verificadas utilizando o teste de Shapiro e Cochran, respectivamente (Underwood, 1997). Quando tais pressupostos não foram atendidos, os dados sofreram transformação.

Correlações entre as métricas biológicas (abundância linear de adultos *O. quadrata*, densidade dos estafilinídeos adultos e das larvas) e as características físicas (i.e., largura e declividade da praia, diâmetro médio do grão, estágio morfodinâmico) e antrópicas (índice do potencial recreativo - IPR) dos setores amostrados foram averiguadas pelo teste de correlação de Spearman (Quinn e Keough, 2002).

Todas as análises e gráficos foram gerados no software R versão 2.13.0 (R Core Team, 2012) utilizando os pacotes GAD (Sandrini-Neto e Camargo, 2012) e Sciplot (Morales, 2012).

4.3. Resultados

4.3.1. Caracterização física

Os setores apresentaram perfis topográficos distintos. Guapê, Shangri-lá e Guarapari exibiram perfil praiial extenso e declividade suave, os demais setores foram caracterizados por perfis mais estreitos e declividade moderada (Tabela 2). O tamanho médio dos grãos correspondeu à fração de areia fina (2 – 3 phi) em todos os setores

(Tabela 2), exceto Albatroz e Perequê, onde o sedimento foi classificado como areia fina/média ($< 2 \phi$).

Em geral, o estágio morfodinâmico dos setores foi classificado como intermediário ($1 < \Omega < 6$, Tabela 2). Guapê, Shangri-lá e Guarapari apresentaram os maiores valores de ômega e foram caracterizados como ambientes intermediário-dissipativos. Em contrapartida, os setores Albatroz, Perequê e Saint Etienne, com valores próximos ao limite refletivo, foram classificados como ambientes intermediário-refletivos (Tabela 2).

4.3.2. Potencial recreativo

Os valores obtidos a partir do cálculo do Índice de Potencial Recreativo (IPR) variaram entre 3,5 e 10 (Tabela 3). Os menores valores ($IPR \leq 4,0$) foram registrados em Guapê, Guarapari, Albatroz, Perequê, Vô Fredo e Coroados 3. Os setores Saint Etienne, Eliane e Coroados 1 apresentaram valores intermediários ($4,0 < IPR < 7,0$) enquanto Shangri-lá, Brava e Grande foram os que apresentaram os maiores valores de potencial recreativo ($IPR \geq 7$).

Tabela 2. Breve caracterização física, sedimentológica e morfodinâmica dos setores de praia analisados ao longo do litoral do Paraná com relação à largura e declividade da praia, diâmetro médio do grão (DM), período (T) e altura (Hb) da onda e o índice ômega (Dean Ω).

Setor praial	Localização	Largura da praia (m)	Declividade da praia ($^{\circ}$)	DM (ϕ)	T (s)	Hb (cm)	Dean (Ω)
Guapê	25°37'01,4"S 48°24'34,7"O	80	1,43	2,39	6	70	5,00
Shangri-lá	25°37'36,8"S 48°25'10,4"O	100	1,20	2,38	5	60	5,09
Guarapari	25°40'09,5"S 48°26'57,2"O	90	1,72	2,25	6	80	5,02
Albatroz	25°44'40,0"S 48°29'46,6"O	50	2,87	1,97	12	65	1,59
Perequê	25°45'00,4"S 48°29'59,3"O	55	2,69	1,93	11	55	1,42
Saint Etienne	25°46'33,8"S 48°30'50,2"O	55	2,57	2,02	11	55	1,53
Brava	25°49'42,4"S 48°32'05,2"O	65	2,10	2,21	7	50	2,59
Grande	25°53'08,0"S 48°34'06,0"O	70	2,35	2,25	7	50	2,69
Eliane	25°54'56,9"S 48°34'29,1O	65	2,11	2,05	9	75	2,63
Vô Fredo	25°56'19,1"S 48°35'03,6"O	55	2,63	2,04	10	100	3,12
Coroados 1	25°57'24,0"S 48°35'28,3O	65	2,10	2,22	8	85	3,89
Coroados 3	25°57'45,6"S 48°35'35,1"O	60	2,38	2,18	8	80	3,53

Tabela 3. Valores obtidos para os parâmetros utilizados no cálculo do índice do potencial recreativo - IPR (modificado de McLachlan *et al.*, 2013) e respectiva pontuação por setor de praia analisado ao longo do litoral do Paraná.

Setor praial	Infraestrutura					Segurança e Saúde			Capacidade de suporte	IPR
	Acesso a praia	Instalações recreativas	Lixeiras	Iluminação	Banheiro	Guarda-vidas	Água	Limpeza	Perfil praial	
Guapê	0	0	0,5	0	0	0	-	1	2	3,5
Shangri-lá	1	1	1	1	1	1	1	1	2	10
Guarapari	0,5	0	0,5	0	0	0	-	1	2	4
Albatroz	1	0	0,5	0	0	0	-	1	1	3,5
Perequê	1	0	0,5	0	0	0	-	1	1	3,5
Saint Etienne	1	0,5	1	1	0	0,5	-	1	1	6
Brava	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
Grande	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
Eliane	0,5	0,5	1	1	1	0,5	-	1	1	6,5
Vô Fredo	1	0	0	0	0	0	-	1	1	3
Coroados 1	0,5	0,5	1	1	1	0,5	-	1	1	6,5
Coroados 3	0,5	0	0,5	0	0	0,5	-	1	1	3,5

4.3.3. Métricas biológicas: *O. quadrata* e *Bledius* spp.

A abundância linear de adultos *O. quadrata* variou significativamente entre setores (Tabela 4a). De acordo com o teste *a posteriori*, Guapê e Guarapari apresentaram as maiores abundâncias, enquanto que os setores Shangri-lá, Eliane e Coroados 1 exibiram baixas abundâncias. Valores intermediários foram registrados nos demais setores analisados. Nenhuma toca foi observada no setor Grande (Fig. 2a; Tabela A1).

Nas amostragens dos estafilínídeos foram capturados 1760 exemplares (1254 adultos e 506 larvas). *B. hermani* foi dominante na maioria dos setores, exceto em Guapê e Shangri-lá. Nestes dois setores, foi registrada a co-ocorrência e dominância de *B. bonariensis*, contudo as densidades foram distintas ($40,83 \pm 1,07$ e $12,5 \pm 0,60$, respectivamente).

A densidade de adultos *B. hermani* apresentou diferenças significativas entre setores (Tabela 4b). Metade dos setores analisados (Albatroz, Coroados 3, Guarapari, Saint Etienne, Coroados 1 e Vô Fredo) apresentou as maiores densidades. No outro extremo os setores Shangri-lá e Eliane registraram os menores valores, enquanto que, Perequê, Guapê e Brava foram caracterizados por densidades intermediárias (Fig. 2b; Tabela A2). O setor Grande não acusou a presença de estafilínídeos adultos (Fig. 2b).

A densidade de larvas também diferiu entre setores (Tabela 4c). Comparações *a posteriori* revelaram que as maiores densidades foram observadas em Guarapari e Vô Fredo e as menores em Shangri-lá, Saint Etienne, Brava e Grande. No setor Eliane não foi registrada a presença de larvas. Nos demais setores (Guapê, Albatroz, Perequê, Coroados 1 e Coroados 3) foram registrados valores intermediários (Fig. 2c; Tabela A3).

Tabela 4. Sumário da ANOVA unifatorial, contrastando a abundância linear de adultos *O. quadrata* (a), densidade de adultos *B. hermani* (b), densidade de larvas de *Bledius* spp. (c) entre os setores de praia analisados do litoral do Paraná *gl.* graus de liberdade. Termos significativos são destacados em negrito. (-) dados brutos. *** $p < 0,001$.

	(a) Adultos <i>O. quadrata</i>			(b) Adultos <i>B. hermani</i>			(c) Larvas <i>Bledius</i> spp.		
	<i>g.l.</i>	MQ	<i>F</i>	<i>g.l.</i>	MQ	<i>F</i>	<i>g.l.</i>	MQ	<i>F</i>
Setor = Se	11	3,91	23,81 ***	11	19,15	22,55 ***	11	73,62	20,52 ***
Resíduo	108	0,16		60	0,85		60	3,6	
Transformação		log (x +1)			log (x +1)			raiz quadrada	

4.3.4. Relação entre as métricas biológicas e os parâmetros abióticos (físicos e antrópico)

As três métricas biológicas analisadas (abundância linear de adultos *O. quadrata*, densidade de estafilínídeos adultos *B. hermani* e larvas de *Bledius* spp.) apresentaram correlação negativa significativa com o índice de potencial recreativo (Tabela 5a, b, c). *O. quadrata* não apresentou correlação significativa com os demais parâmetros e a densidade de adultos *B. hermani* esteve negativamente relacionada com a largura da praia e o índice morfodinâmico ômega (Tabela 5b). As densidades de *B. hermani* e das larvas de *Bledius* spp. apresentaram correlação positiva com a inclinação da praia (Tabela 5b, c).

Tabela 5. Valores para o coeficiente de correlação de Spearman (R) entre as métricas biológicas analisadas, abundância linear de adultos *O. quadrata* (a), densidade de estafilínídeos adultos *B. hermani* (b) e densidade de larvas *Bledius* spp. (c) e os parâmetros físicos (largura e inclinação da praia, diâmetro médio do grão - DM, o índice morfodinâmico - Dean) e o índice do potencial recreativo (IPR) dos setores analisados ao longo do litoral do Paraná.

	Variáveis independentes				
	Largura da praia	Inclinação da praia	DM	Dean	IPR
(a) Adultos <i>O. quadrata</i>	(+) 0,06 ^{ns}	(-) 0,04 ^{ns}	(+) 0,05 ^{ns}	(-) 0,01 ^{ns}	(-) 0,44***
(b) Adultos <i>B. hermani</i>	(-) 0,39***	(+) 0,41***	(-) 0,13 ^{ns}	(-) 0,40***	(-) 0,60***
(c) Larvas <i>Bledius</i> spp.	(-) 0,14 ^{ns}	(+) 0,25*	(-) 0,17 ^{ns}	(+) 0,14 ^{ns}	(-) 0,61***

^{ns} $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

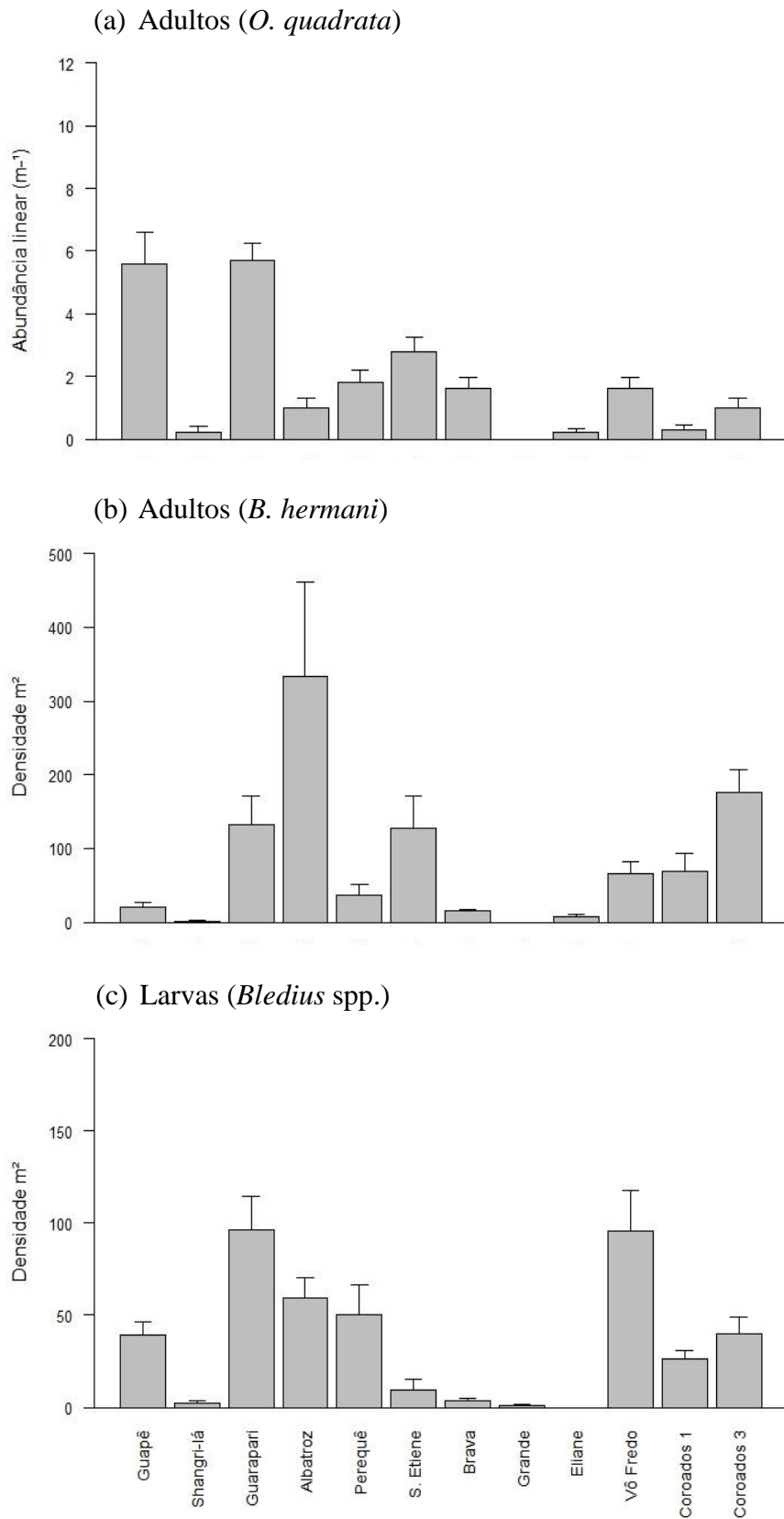


Figura 2. Valores médios (\pm erro padrão) da abundância linear de adultos *O. quadrata* (a), densidade de estafilinídeos adultos *B. hermani* (b) e de larvas *Bledius* spp. (c) registrados nos setores e praia ao longo do litoral do Paraná.

4.4. Discussão

Alterações no ambiente físico praias foram evidentes ao longo da costa oceânica do Estado do Paraná, sendo as características morfológicas condizentes com a morfodinâmica exibida por cada setor. Desta forma, setores situados na planície costeira de Praia de Leste apresentaram condições morfodinâmicas contrastantes entre o estágio dissipativo (perfil praias extenso, baixa declividade, areia fina) para Guapê, Shangri-lá e Guarapari e o refletivo (perfil praias curto, declividade acentuada, areia média) observado em Albatroz, Perequê e Saint Etienne. A evolução morfodinâmica do arco praias da planície de Praia de Leste ocorre em função de duas principais fontes distintas de sedimento, representadas pelas Baías de Paranaguá (areia fina) e de Guaratuba (areia média) (Borzzone *et al.*, 1996). Assim, tais variações granulométricas refletem uma mudança gradativa entre os estágios morfodinâmicos praias no sentido norte-sul (Souza e Borzzone, 1996) também atestadas no presente estudo.

O setor Brava (localizado no município de Matinhos) e os setores na planície costeira de Brejatuba e Saí (Grande, Eliane, Vô Fredo, Coroados 1 e Coroados 3) foram classificados como intermediários, corroborando avaliações morfodinâmicas pretéritas (Borzzone *et al.*, 1998; Barros *et al.*, 2001; Gandara-Martins *et al.*, 2010). Os ambientes caracterizados por estágios intermediários possuem características físicas de transição entre os extremos dissipativo e refletivo, sendo consideradas altamente variáveis em escalas espaço-temporais (Wright e Short, 1984).

Apesar da variabilidade física entre os setores de praia avaliados a abundância de adultos *O. quadrata* não apresentou correlação significativa com os fatores abióticos (largura e inclinação da praia, diâmetro médio do grão e índice morfodinâmico). Diante deste panorama descarta-se a influência destes na abundância de *O. quadrata* ao longo do litoral paranaense. Atualmente existem inúmeras evidências de que a espécie e suas

congêneras respondam negativamente a algumas pressões tais como atividades recreativas (pisoteio humano e tráfego de veículos automotores), limpeza mecânica, urbanização, entre outras (Lucrezi e Schlacher, 2014 e referências). No litoral brasileiro, o uso de *O. quadrata* como indicador da saúde das praias vem sendo frequentemente discutido (Blankensteyn, 2006; Neves e Bemvenuti, 2006; Araujo *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2008; Silva e Calado, 2011, Pombo e Turra, 2014; Borzone *et al.*, 2015; presente estudo: Capítulo 1). Magalhães *et al.* (2009) recomenda a inclusão desta métrica biológica aos demais critérios já utilizados pelo Projeto Orla, de modo a contribuir para o estabelecimento de estratégias de manejo e conservação mais eficientes. A relação inversa entre a abundância de adultos *O. quadrata* e o índice de potencial recreativo (IPR) registrada no litoral do Paraná, reforça a sensibilidade destes organismos à pressão antrópica e, ao mesmo tempo, valida o uso desta espécie como indicador da qualidade ambiental da praia.

Diferenças na densidade de estafilínídeos adultos de *B. hermani* e larvas de *Bledius* spp. foram correlacionadas tanto às características físicas quanto a variável antrópica, portanto, tais resultados devem ser avaliados com cautela. As maiores densidades destes indivíduos foram associadas aos setores de praia com perfis estreitos, declividade acentuada e menores valores do índice morfodinâmico, características típicas de ambientes intermediários a refletivos. Contraditoriamente Gandara-Martins *et al.* (2010) relataram elevadas densidades de *B. hermani* em praias paranaenses dissipativas (perfil extenso e suave). No presente estudo as condições dissipativas foram constatadas apenas para Guapê, Shangri-lá e Guarapari, sendo este último, o setor que apresentou densidades similares aos ambientes descritos como intermediário (Vô Fredo, Corados 3) e refletivo (Albatroz, Saint Etienne). Aparentemente, tais observações indicam que esta espécie mostra alta plasticidade às condições morfodinâmicas, sendo

tal premissa suportada pelos resultados obtidos por Gandara-Martins *et al.* (2010). Além da presença de estafilinídeos *B. hermani* em Guapê e Shangri-lá também foi observada a ocorrência de *B. bonariensis*. As baixas densidades destas espécies registradas em Shangri-lá confirmam a influência negativa da pressão recreativa na distribuição espacial destes organismos reportada por Vieira *et al.* (2012) e no presente estudo (Capítulo 2).

Diante das questões supracitadas, as características físicas possivelmente não explicam a ausência de estafilinídeos adultos e larvas (setores Grande e Eliane, respectivamente), tampouco as menores densidades de estafilinídeos (adultos e/ou larvas) registradas em Shangri-lá, Eliane, Saint Etienne, Brava e Grande. Desta forma, a influência do fator antrópico não pode ser ignorada. A completa ausência de *Bledius* spp. foi evidenciada por Barros *et al.* (2001) em praias com morfodinamismos distintos localizadas no litoral sul do Paraná, incluindo o setor Grande. Os autores atribuíram tal fato a alguns distúrbios antrópicos (destruição de dunas para construção de ruas e pisoteio humano).

Dentre as três espécies de *Bledius* descritas para o litoral paranaense (Caron e Ribeiro-Costa, 2007), *B. hermani* parece ser a mais exposta ao pisoteio humano, considerando que a distribuição espacial dos usuários se sobrepõe a região ocupada pela espécie, ou seja, o médiolitoral superior da praia (Vianna e Borzone, 2015; presente estudo: Capítulo 2). Como observado no capítulo 2, o pisoteio humano pode provocar dano letal aos estágios larvais, uma vez que os indivíduos ainda se encontram inaptos para o deslocamento (vôo) e possuem estrutura corporal delicada (Herman, 1986). Ressalta-se ainda que diferentemente das outras três espécies descritas para a costa brasileira, *B. hermani* ocorre em praticamente todo o litoral (regiões sul, sudeste e nordeste). Tal distribuição permite comparações entre os organismos e os ambientes

praias situados em diferentes latitudes e expostos a distintos cenários de impacto antrópico, o que amplia as possibilidades do uso desta espécie como indicador da saúde da praia.

No início da década de 90 Angulo (1993) descreveu - “*a ocupação da orla ao longo do litoral [do Paraná] é muito desigual, ocorrendo áreas fortemente adensadas e outras ainda sem ocupação*”. Passadas mais de duas décadas, este panorama ainda se mantém (observação pessoal) e, de certa forma, reflete os resultados para o índice de potencial recreativo (IPR) obtidos neste estudo (Capítulo 4) para os trechos de praia analisados. De fato, setores com alto IPR (Shangri-lá, Brava, Grande) estão localizados próximos a centros urbanos. Estes são caracterizados pela presença de vendedores ambulantes, chuveiros, lixeiras, postos de observação de guarda-vidas, pavimentação junto ao acesso beira-mar além de itens de mobilidade social (transporte público, vias de acesso beira-mar: “calçada”) e diversas opções para alimentação (bares e restaurantes) ao longo da orla.

Adicionalmente, iniciativas governamentais (Governo Estadual do Paraná) como as conhecidas “Operação Viva o Verão”/ “Operação Verão” são realizadas durante a temporada de verão, período do ano de maior acolhimento turístico, no qual os municípios litorâneos recebem incentivos sociais para o desenvolvimento de atividades recreativas supervisionadas (esportes, dança, ginástica entre outras). Os usuários das praias se concentram justamente nos trechos praias que fornecem uma combinação de facilidades (infraestrutura, instalações recreativa, apoio à saúde e segurança) e outros serviços turísticos na orla (casas noturnas, centros comerciais, eventos musicais, etc.) (Breton *et al*, 1996; De Ruyck *et al.*, 1997; Santana, 2003), e onde portanto, os impactos recreativos são espacialmente concentrados (Defeo *et al.*, 2009; Schlacher e Thompson, 2012).

Por outro lado, os trechos de praia com menor IPR (Guapê, Guarapari, Albatroz, Perequê, Vô Fredo e Coroados 3) estão situados em áreas de baixa ocupação e desprovidas da maior parte das facilidades supracitadas, sendo seus frequentadores adeptos à caminhada e a pesca recreativa. Existem ainda locais com valores intermediários de IPR (Saint Etienne, Eliane, Coroados 1); nestes embora a ocupação urbana já esteja consolidada, um número restrito de facilidades está disponível ao residente/turista: acessibilidade à praia, iluminação, comércio informal (vendedores ambulantes) e presença de postos de observação de guarda-vidas.

As praias arenosas são consideradas o principal recurso turístico do litoral do Estado do Paraná. Estes ambientes são responsáveis pelo fluxo de centenas de milhares de pessoas que, todos os anos, movimentam a economia local durante a temporada de veraneio (Angelotti e Noernberg, 2010). Apesar da inegável importância para o desenvolvimento turístico e econômico da região, as praias estão submetidas a uma grande variedade de ameaças que colocam em risco a integridade do ecossistema (Brown e McLachlan, 2002; Davenport e Davenport, 2006; Defeo *et al.*, 2009).

Um dos grandes desafios da gestão dos ecossistemas litorâneos, em particular as praias arenosas é conciliar o desenvolvimento do uso sustentável e a conservação destes, permitindo o acesso aos bens e serviços ecossistêmicos oferecidos sem comprometer a manutenção da biodiversidade e o funcionamento ecológico destes ambientes (McLachlan *et al.*, 2013). O diagnóstico dos diversos trechos da orla paranaense, conduzido pela equipe técnica do Projeto Orla dos municípios de Pontal do Paraná, Matinhos e Guaratuba, se baseia em condicionantes físicas (tipos de exposição da costa), e aspectos socioeconômicos (tipos de uso e ocupação). Conflitos envolvendo questões ambientais incluem: a degradação da vegetação de dunas e restinga devido à

ocupação irregular e a contaminação do lençol freático por esgotos domésticos e lançamento de resíduos ocasionado pela infraestrutura deficiente.

Danos à fauna das praias são totalmente negligenciados (Magalhães *et al.*, 2009). Neste sentido, o presente trabalho sugere a incorporação de métricas biológicas (particularmente abundância de adultos *O. quadrata*) aos diagnósticos atuais, visando avaliações mais completas e, certamente, estratégias de manejo mais eficientes. Sob esta ótica, a gestão do litoral paranaense deveria considerar três tipos de abordagem de manejo: conservação prioritária, recreação prioritária e múltiplos usos.

Do ponto de vista ecológico, alguns setores de baixo potencial recreativo (Guapê, Guarapari e Vô Fredo) suportaram elevadas abundâncias de ambas as espécies estudadas (*O. quadrata* e *B. hermani*) e, portanto, foram considerados locais altamente prioritários para a conservação. Em primeira instância, recomenda-se que tais trechos de praia sejam mantidos como ambientes seminaturais, e preferencialmente, sustentados por iniciativas de conservação formal (Ex. unidade de conservação) (Harris *et al.*, 2015).

No litoral do Paraná, a praia oceânica localizada na planície costeira de Superagui (Praia Deserta) é o único trecho de praia incluído dentro de uma unidade de proteção integral federal (Parque Nacional de Superagüi - Decreto Federal nº 97.688). Quando comparada às praias oceânicas turísticas do litoral paranaense a Praia Deserta apresenta elevadas abundâncias de invertebrados macrobentônicos, inclusive estafilinídeos *B. hermani* e caranguejos *O. quadrata* (Gandara-Martins, 2007; Gandara-Martins *et al.*, 2010). Para os demais trechos da planície costeira sugere-se como estratégia a adoção do zoneamento espacial, caso a proposta de criação de unidades de conservação não seja aceita pelos governantes e sociedade civil. O zoneamento espacial garante que, ao longo da costa, locais de baixo uso recreativo sejam intercalados com

áreas de intensa recreação (McLachlan e Defeo, 2013). Felizmente, podemos dizer que o litoral paranaense já apresenta uma paisagem heterogênea (relacionada à evolução da ocupação da orla) e que pode ser aproveitada para fins de ordenamento dos usos.

Considerando os efeitos negativos do pisoteio humano nas populações de *O. quadrata* (Capítulo 1) e *Bledius* spp. (Capítulo 2), recomenda-se que naqueles setores de praia prioritários à conservação haja a adoção urgente de medidas de controle no número de usuários na praia. Alguns locais já apresentam características que naturalmente limitam o número de visitantes e, portanto, devem ser mantidas. Por exemplo, em Guapê o acesso à praia é realizado primordialmente através de caminhada devido à ausência de uma via de acesso pavimentada a beira-mar. A redução da acessibilidade à praia pode ser uma ferramenta poderosa de controle à visitação.

A atividade de limpeza da praia (manual e mecânica) deve ser totalmente proibida nestas áreas, tendo em vista os inúmeros danos ecológicos negativos (físicos e biológicos) inerentes a esta prática. No presente estudo o Capítulo 3 apresentou uma discussão detalhada a respeito. Ademais, outras medidas simples poderiam ser aplicadas tais como a conscientização ambiental dos frequentadores e a proibição da construção civil e do tráfego de veículos sobre praias e dunas. A adoção de sinalização aos usuários pode auxiliar na delimitação dos acessos e, ao mesmo tempo, atuar como instrumento de conscientização ambiental. Sem dúvida, as atividades de construção civil e o tráfego de veículos só poderão ser coibidos mediante fiscalização efetiva dos órgãos competentes durante todo o ano.

McLachlan *et al.* (2013) alertam que a eficiência das estratégias de conservação está condicionada à manutenção de uma extensão mínima de praia. Neste trabalho, os setores considerados prioritários para a conservação (Guapê, Vô Fredo e Guarapari) possuem extensão praial similar (1 - 2 Km), contudo a real eficácia destes como áreas

de conservação só poderá ser avaliada, após aplicação das medidas anteriormente mencionadas e o monitoramento a longo prazo das métricas biológicas.

Em contrapartida, na categoria de manejo prioritário à recreação foram incluídos aqueles setores submetidos a um alto nível de estresse ambiental, sinalizado pela ausência ou baixos valores das métricas biológicas. Para alguns países, o estímulo ao uso de praias com alto potencial recreativo é uma das estratégias de manejo sugeridas (Breton *et al.*, 1996; Harris *et al.*, 2015). Neste sentido, as futuras ações conduzidas nos setores Shangri-lá, Grande e Eliane, devem ser direcionadas exclusivamente ao bem estar dos usuários, uma vez que o papel ecológico destes locais já foi comprometido. Sob tais condições, instalações e atividades que assegurem a saúde e segurança dos usuários, incluindo presença de guarda-vidas, limpeza da praia e balneabilidade (qualidade da água do mar), devem ser fortemente incentivadas.

A segurança dos banhistas e usuários das praias paranaenses é realizada via serviço de patrulhamento sob responsabilidade do Corpo de Bombeiros da Polícia Militar do Paraná (Angelotti e Noemberg, 2010). Adicionalmente, as condições de segurança no mar (ex: presença de correntes de retorno, popularmente conhecidos como lagamar) são alertadas por meio da fixação de bandeiras. O patrulhamento não ocorre nas áreas consideradas “desabitadas”, as quais coincidem com os setores que apresentaram baixo IPR. A limpeza (manual e mecânica) já ocorre nestes setores, contudo a qualidade das lixeiras é precária. Em alguns locais, o lixo é depositado em sacos plásticos muito frágeis e que facilmente são rompidos, deixando os resíduos orgânicos e inorgânicos expostos na areia da praia, os quais atraem animais como cães, gatos, ratos, urubus, pombos entre outros. O descarte (e conseqüente acúmulo) de matéria orgânica (restos de alimentos) feito pelos banhistas na areia das praias favorece a proliferação/sobrevivência das bactérias nocivas ao homem (Andraus, 2006).

Durante o presente estudo a visualização de placas informativas acerca da balneabilidade da praia ocorreu apenas nos trechos de Shangri-lá, Brava e Grande, coincidentemente os mesmos onde as atividades programadas ao público durante o veraneio são mais intensas. Segundo McLachlan *et al.* (2013), a condição da qualidade da água deve ser facilmente disponibilizada aos seus usuários, sendo indicado o fechamento temporário da praia quando a mesma encontra-se sob condições impróprias. O monitoramento da qualidade da água do mar é indispensável nos setores prioritários à recreação, todavia não soluciona o problema real da falta de balneabilidade de muitas praias.

Em geral, os municípios litorâneos não dispõem de um sistema eficiente de tratamento de esgoto. Assim, grande parte dos resíduos domésticos é ainda carregada para o mar via sangradouros (pequenos corpos d'água que drenam a água resultante do acúmulo pluviométrico da região do pós-dunas), provocando a contaminação do ambiente praial (Pinto, 2013). Na prática as populações bacterianas fecais podem persistir tanto na água do mar quanto na areia da praia (Halliday e Gast, 2011). O principal risco microbiológico para a saúde humana encontrado na areia resulta do contato com excretas de animais domésticos (WHO, 2003). Apesar dos riscos à saúde humana, o Brasil ainda não possui uma normativa para qualidade higiênico-sanitária nos sedimentos de praias arenosas (Pinto, 2013).

Existem outras formas alternativas de manejo daqueles setores prioritários à recreação, como por exemplo, os programas de certificação das praias (Nelson *et al.*, 2000; Micallef e Willians, 2002). No Brasil, o Programa Bandeira Azul (internacionalmente conhecido como *Blue Flag*) foi implantado há uma década e é monitorado pelo Instituto Ambientes em Rede (organização não governamental sediada em Florianópolis, SC). O programa promove melhorias na gestão das praias, as quais

são certificadas via cumprimento de 34 critérios, sendo que atualmente apenas duas praias (Praia do Tombo – Guarujá/SP e Praianha – Rio de Janeiro/RJ) possuem o selo de certificação (www.bandeiraazul.org.br). Como mencionado por Scherer (2013), a baixa adesão das praias brasileiras ao programa está relacionada a diversas razões como: carência de fiscalização efetiva dos usos e atividades exercidas na faixa de areia; saneamento básico ineficiente; existência de conflito de competências na gestão das praias e falta de apoio e de recursos financeiros.

Por fim, a abordagem de manejo de múltiplos usos foi identificada para os demais trechos de praia analisados (Albatroz, Perequê, Saint Etienne, Brava, Coroados 1 e Coroados 3), nos quais as métricas biológicas exibiram valores intermediários. Nestes locais os gestores devem se esforçar para garantir que o uso humano não comprometa o ecossistema ou os processos ecológicos relacionados (Harris *et al.*, 2015). A limpeza mecânica bem como o tráfego de veículos automotores devem ser proibidos por duas razões: 1) tais atividades não condizem com a conservação da praia, sendo notório o esmagamento de organismos (especialmente *O. quadrata*; observação pessoal), e ao mesmo tempo, 2) podem comprometer a experiência recreativa daqueles usuários não-motorizados. A atividade de limpeza permitida é a que consiste na catação manual dos resíduos sólidos. De fato, estas praias recebem pouco aporte de detrito orgânico, e provavelmente a permanência deste material na praia não deve ocasionar incômodo aos usuários. Se possível, o sistema de dunas deve ser recuperado (Noriega *et al.*, 2012) e, por conseguinte, o acesso à praia deve ocorrer exclusivamente via passarelas suspensas, de modo a impedir o pisoteio direto nas dunas.

Similarmente aos setores prioritários à recreação, aspectos como segurança e saúde dos usuários não podem ser descuidados. Por outro lado, a melhoria na infraestrutura (quiosque, estacionamento, iluminação) e o desenvolvimento de

atividades recreativas públicas programadas não são recomendadas, haja vista que tais ações atraem grande concentração de pessoas e, conseqüentemente, intensificam o pisoteio humano. Caso tais recomendações não sejam implementadas, não há perspectiva para a manutenção das populações de caranguejos e estafilinídeos em um futuro próximo e assim, o dano ambiental já detectado em outros setores será inevitável.

4.5. Referências

- Alberto, R.M.F.; Fontoura, N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 95-108.
- Andraus, S. 2006. Aspectos microbiológicos da qualidade sanitária das águas do mar e areias das praias de Matinhos, Caiobá e Guaratuba - Paraná. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 124p.
- Angelotti, R.; Noernberg, M. A. 2010. Análise dos Riscos ao Banho de Mar no município de Pontal do Paraná - PR - Temporada 2003/2004. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14: 65-75.
- Angulo, R.J. 1993. A ocupação urbana do litoral paranaense e as variações da linha de costa. *Boletim Paranaense de Geociências*, 41: 52-72.
- Angulo, R.J.; Araújo, A.D. 1996. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*, 44: 7-17.
- Araujo, C.C.V.; Rosa, D.M.; Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21: 73-80.
- Barros, F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97: 399-404.
- Bigarella, J.J. 2001. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 65-110.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 870-876.
- Blott, S.J.; Pye, K. 2001. Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes Landforms*, 26: 1237-1248.
- Borzzone, C. A.; Melo, S. G.; Rezende, K. V.; Vale, R.; Krul, R. 2003. Macrobenthic intertidal assemblages from wave to tide dominated beaches environment: a case of two Brazilian beaches. *Journal of Coastal Research*, SI35: 472-480.
- Borzzone, C.A.; Rosa, L.C.; Guilherm, P.D.B.; Vieira, J.V. 2015. Monitoramento de populações de *Ocypode quadrata* (Crustacea: Decapoda). In Turra, A.; Denadai, M.R. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.

- Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997. Estrutura da macrofauna bentônica no supra, meso e infralitoral de uma praia arenosa no sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 197-212.
- Borzone, C.A.; Souza, J.R.B.; Soares, A.G. 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal assemblages of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 565-577.
- Borzone, C.A.; Tavares, Y.A.G.; Barros, F.C.R. 1998. Beach morphodynamics and distribution of *Mellita quinquiesperforata* (Leske, 1778) on sandy beaches of southern Brazil. In: Moodi, R.; Telford, M. (Eds). 9th International echinoderm conference, Balkema: Rotterdam. 581- 586.
- Branco, J.O.; Hillesheim, J.C.; Fracasso, H.A.A.; Christoffersen, M.L. 2010. Bioecology of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Brachyura) compared with other intertidal crabs in the southwestern Atlantic. *Journal of Shellfish Research*, 29(2): 503-512.
- Breton, F.; Clapts, J.; Marquts, A.; Priestley, G.K. 1996. The recreational use of beaches and consequences for the development of new trends in management: the case of the beaches of the Metropolitan Region of Barcelona* (Catalonia, Spain). *Ocean & Coastal Management*, 32(3): 153-180.
- Brown, A.C., McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Caron, E.; Ribeiro-Costa, C.S. 2007. *Bledius* Leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.
- Davenport, J.; Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- De Ruyck, A.M.C.; Soares, A.G.; McLachlan, A. 1997. Human recreational patterns on beaches with different levels of development. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52: 257-276.
- Dean, R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208-214.
- Defeo, O.; McLachlan, A. 2011. Coupling between macrofauna assemblage structure and beach type: a deconstructive meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 433: 29-41.
- Defeo, O.; McLachlan, A.; Shoeman, D.S.; Schlacher, A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- Folk, R.L.; Ward, W.C. 1957. Brazos River bar, a study in significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.

- Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Rosa, L.C.; Caron, E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14 (2): 23-30.
- Gandara-Martins, A.L. 2007. A macrofauna bentônica das praias arenosas expostas do Parque Nacional de Superagüi – PR: Subsídios ao Plano de Manejo. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. 77p.
- Gianuca, N.M. 1988. Recursos naturais das praias arenosas do sul do Brasil. *Inf. Unesco Ciências Del Mar*, 47: 89-94.
- Gianuca, N.M. 1997. Coastal Foredune Fauna. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J.P. (Eds). *Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic*. Berlin: Springer-Verlag. 308pp.
- Gibbs, R. J.; Matthews, M. D.; Link, D. A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. *Journal of Sedimentary and Petrology*, 41: 7-18.
- Halliday, E.; Gast, R.J., 2011. Bacteria in beach sands: an emerging challenge in protecting coastal water quality and bather health. *Environmental Science & Technology*, 45: 370-379.
- Harris, L.; Campbell, E.E.; Nel, R.; Schoeman, D., 2014. Rich diversity, strong endemism, but poor protection: addressing the neglect of sandy beach ecosystems in coastal conservation planning. *Diversity and Distributions*, 20(10): 1120-1135.
- Harris, L.; Nel, R.; Holness, S.; Schoeman, D. 2015. Quantifying cumulative threats to sandy beach ecosystems: A tool to guide ecosystem-based management beyond coastal reserves. *Ocean & Coastal Management*, 110: 12-24.
- Herman, L.H. 1986. Revision of *Bledius*. Part IV. Classification of species groups, phylogeny, natural history, and catalogue (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 184: 1-368.
- James, R.J. 2000. From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43: 495-514.
- Lana, P.C., Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A.; Walker, S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.
- Lucrezi, S.; Schlacher, T.A. 2014. The ecology of ghost crabs. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52: 201-256.

- Magalhães, W.F.; Lima, J.B.; Barros, F.; Dominguez, J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a useful tool for exposed sandy beaches management in Bahia state (Northeast Brazil)? Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 57: 149-152.
- McLachlan, A.; Defeo, O., 2013. Coastal Beach Ecosystems. Encyclopedia of Biodiversity 2, 128-136.
- McLachlan, A.; Defeo, O.; Jaramillo, E.; Short, A.D. 2013. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. Ocean & Coastal Management, 71: 256-268.
- Micalleff, A.; Williams, A.T., 2002. Theoretical strategy considerations for beach management. Ocean & Coastal Management 45, 261-275.
- Morales, M., 2012. Sciplot: scientific graphing functions for factorial designs. Available on CRAN.
- Negreiros-Fransozo, M.L.; Fransozo, A.; Bertini, G. 2002. Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. Journal of Crustacean Biology, 22: 157-161.
- Nel, R.; Campbell, E.E.; Harris, L.; Hauser, L.; Schoeman, D.S.; McLachlan, A.; du Preez, D.R.; Bezuidenhout, K.; Schlacher, T.A., 2014. the status of sandy beach science: past trends, progress, and possible futures. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 150: 1-10.
- Nelson, C.; Morgan, R.; Williams, A.T.; Wood, J. 2000. Beach awards and management. Ocean & Coastal Management, 43: 87-98.
- Neves, F.M; Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. Biological Conservation, 133: 43-435.
- Noriega, R.; Schlacher, T.A.; Smeuninx, B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. Journal of Coastal Research, 28: 123-131.
- Pinto, L.R. 2013. Influência do esgoto doméstico na região do entremarés de praias arenosas do estado do paraná. Trabalho de conclusão de curso. Dissertação de mestrado. Curso de Oceanografia. Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná. 67p.
- Pombo, M.; Turra, A. 2014. Issues to be considered in counting burrows as a measure of Atlantic ghost crab populations, an important bioindicator of sandy beaches. PLoS ONE, 8: 1-7.
- Quinn, G.P.; Keough, M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press. 557p.
- R Core Team. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).

Rosa, L.C.; Borzone, C.A. 2008. Spatial distribution of the *Ocypode quadrata* (Crustacea: Ocypodidae) along estuarine environments in the Paranaguá Bay Complex, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (3): 383-388.

Rosa, L.C.; Carron, E.; Sousa-Souto, L. 2013. First record of *Bledius caribbeanus* Blackwelder, 1943 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) from Brazil and distributional extension of *B. hermani* Caron and Ribeiro-Costa, 2007. *Check List*, 9(2): 450-451.

Sandrini-Neto L, Camargo MG. 2012. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. R package version 1.1.1. (<http://CRAN.R-project.org/package=GAD>).

Santana, G. 2003. Tourism Development in Coastal Areas - Brazil: Economic, Demand and Environmental Issues. *Journal of Coastal Research*, S1(35): 85-93.

Scherer, M. 2013. Gestão de Praias no Brasil: Subsídios para uma Reflexão. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13(1): 3-13.

Scherer, M.; Sanches, M.; Negreiros, D.H. 2010. Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. In: Barragán Muñoz, J.M. (coord) *Manejo Costero Integrado y Política Publica en Iberoamérica: Un Diagnóstico Necesidad de Cambio*. Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, 291-331.

Schlacher, T.A.; Jones, A.R.; Dugan, J.E.; Weston, M.A.; Harris, L.; Schoeman, D.S.; Hubbard, D.M.; Scapini, F.; Nel, R.; Lastra, M.; McLachlan, A.; Peterson C.H.. 2014 (a). Open-coast sandy beaches and coastal dunes. In: Lockwood J, Maslo B (eds.) *Coastal conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 37-94.

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Dugan, J.; Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Jones, A.R.; Dugan, J.E.; Hubbard, D.M.; Defeo, O.; Peterson, C.H.; Weston, M.A., Maslo, B.; Olds, A.D.; Scapini, F.; Nel, R.; Harris, L.R.; Lucrezi, S.; Lastra, M.; Huijbers, C.M.; Connolly, R.M. 2014 (b). Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 144: 322-335.

Schlacher, T.A.; Thompson L., 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147: 123-132.

Schreiner, R.; Ozorio, C.P. 2003. Dinâmica da fauna de insetos do supralitoral numa praia do Atlântico Sul: Estudo de curta duração. *Biociências*, 11: 123-131.

Short, A.D. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 589-604.

- Silva, W.T.A.F.; Calado, T.C.S. 2011. Spatial distribution of and anthropogenic impacts on ghost crab *Ocypode quadrata* (Crustacea, Ocypodidae) burrows in Maceió, Brazil. *Revista Nordestina de Zoologia*, 5: 1-9.
- Soares, C.R.; Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997. Variações morfológicas e sedimentológica ao longo de um ciclo anual numa praia arenosa do sul do Brasil. *Oecologia brasiliensis*, 3: 245-258.
- Souza, J.R.B.; Borzone, C.A. 1996. Distribuição de callianassídeos (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) em praias do litoral paranaense, com especial referência à *Callichirus major* (Say, 1818). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 39(3): 553-565.
- Souza, J.R.B.; Lavoie, N.; Bonifácio, P.H.; Rocha, C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30: 139-145.
- Turra, A.; Denadai, M.R. 2015. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Hábitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 258p.
- Turra, A.; Gonçalves, M.A.O; Denadai, M.R. 2005. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, 39: 2163-2177.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Veloso, V.; Cardoso, R.S.; Fonseca, D.B. 1997. Adaptações e biologia da macrofauna de praias arenosas expostas com ênfase nas espécies da região entre-marés do litoral Fluminense. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 135-154.
- Vianna, A.X.M.R.; Borzone, C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.
- Vieira, J. V.; Borzone, C. A.; Lorenzi, L.; Grecco, F. C. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 137-150.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Coastal and fresh waters. V1, 253p.
- Widmer, W.M. 2009. A Importância da Abordagem Experimental para o Progresso da Gestão Costeira Integrada. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9(1): 7-16.
- Wright, L. D.; Short, A. D. 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine Geology*, 56: 93-118.

4.6. Apêndice

Tabela A1. Sumário do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK), contrastando a abundância linear de adultos *O. quadrata* entre os 12 setores analisados do litoral do Paraná. ^{ns} $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	Grande	Shangri-lá	Eliane	Coroados 1	Albatroz	Coroados 3	Vô Fredo	Brava	Perequê	Saint Etienne	Guapê	Guarapari
Grande												
Shangri-lá	ns											
Eliane	ns	ns										
Coroados 1	ns	ns	ns									
Albatroz	*	ns	ns	ns								
Coroados 3	*	ns	ns	ns	ns							
Vô Fredo	***	**	**	**	ns	ns						
Brava	***	**	**	**	ns	ns	ns					
Perequê	***	***	***	***	ns	ns	ns	ns				
Saint Etienne	***	***	***	***	**	**	ns	ns	ns			
Guapê	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	
Guarapari	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	ns

Tabela A2. Sumário do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK), contrastando a densidade de adultos *B. hermani* entre os 12 setores analisados do litoral do Paraná. ^{ns} $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	Grande	Shangri-lá	Eliane	Brava	Guapê	Perequê	Vô Fredo	Coroados 1	Saint Etienne	Guarapari	Coroados 3	Albatroz
Grande												
Shangri-lá	ns											
Eliane	*	ns										
Brava	***	***	*									
Guapê	***	***	*	ns								
Perequê	***	***	*	ns	ns							
Vô Fredo	***	***	***	ns	ns	ns						
Coroados 1	***	***	***	ns	ns	ns	ns					
Saint Etienne	***	***	***	**	*	*	ns	ns				
Guarapari	***	***	***	**	**	*	ns	ns	ns			
Coroados 3	***	***	***	***	***	**	ns	ns	ns	ns		
Albatroz	***	***	***	***	***	***	ns	ns	ns	ns	ns	

Tabela A3. Sumário do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK), contrastando a densidade de larvas *Bledius* spp. entre os 12 setores analisados do litoral do Paraná. ^{ns} $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	Eliane	Grande	Shangri-lá	Brava	Saint Etienne	Coroados 1	Guapê	Coroados 3	Perequê	Albatroz	Vô Fredo	Guarapari
Eliane												
Grande	ns											
Shangri-lá	ns	ns										
Brava	ns	ns	ns									
Saint Etienne	ns	ns	ns	ns								
Coroados 1	***	***	**	**	**							
Guapê	***	***	***	***	***	ns						
Coroados 3	***	***	***	***	**	ns	ns					
Perequê	***	***	***	***	***	ns	ns	ns				
Albatroz	***	***	***	***	***	ns	ns	ns	ns			
Vô Fredo	***	***	***	***	***	**	*	*	*	ns		
Guarapari	***	***	***	***	***	**	*	*	*	ns	ns	

Considerações finais

O presente estudo evidenciou a vulnerabilidade do caranguejo *Ocypode quadrata* ao pisoteio humano nas praias arenosas paranaenses (Capítulo 1). O setor que recebe grande fluxo de usuários apresenta uma pequena população de *O. quadrata* composta quase que exclusivamente por indivíduos recrutas e juvenis, sendo os adultos praticamente ausentes. Tais respostas foram constatadas em todos os períodos analisados, incluindo o que antecede a alta temporada de verão. Ano após ano, este setor vem sendo exposto a altos níveis de pressão recreativa, e sob tais circunstâncias, o pisoteio pode causar efeitos crônicos nos caranguejos.

O recrutamento observado no período posterior à alta temporada de verão poderia garantir a manutenção de adultos *O. quadrata*, contudo esses pequenos caranguejos provavelmente crescem em menos de 1 ano e possivelmente migram para outros locais com condições mais favoráveis, com pressões antrópicas baixas a moderadas. Assim, o intervalo entre períodos de veraneio e a distância entre os setores permitiriam o crescimento e o deslocamento dos caranguejos.

As populações de estafilínídeos *Bledius* também são afetadas negativamente pelo uso recreativo via pisoteio, sendo registradas menores densidades de organismos (adultos e larvas) no trecho de praia mais perturbado particularmente nos períodos ‘Durante’ e ‘Após’ a alta temporada de verão (Capítulo 2). Diferentemente de *O. quadrata*, as populações de *Bledius* spp. apresentam desenvolvimento rápido (inferior a 3 meses) e, portanto, o pisoteio intenso durante a alta temporada de verão neste local causa efeitos de curto-prazo (agudo) nestas populações.

Provavelmente, durante períodos de mínimo impacto recreativo (entre temporadas), os poucos estafilínídeos (particularmente *B. bonariensis* e *B. fernandezii*) presentes no setor ‘Ato uso’ conseguem se reproduzir e restabelecer novas populações.

Imigrantes de locais não impactados também poderiam colonizar estas áreas sob condição de baixo uso recreativo. É recomendável que novos estudos avaliem a temporalidade dos efeitos sobre as populações de estafilínídeos nos ambientes praias.

Locais com baixa pressão antrópica devem ser considerados áreas fonte, por apresentar maiores abundâncias de *O. quadrata* (recrutas, juvenis e adultos) e de estafilínídeos (adultos e larvas) e assim garantem a manutenção destas duas populações ao longo do tempo, bem como de outras espécies de praia afetadas pelo pisoteio, mas que não foram contempladas no presente estudo. No contexto da gestão das praias, a conservação destes locais deve ser considerada prioritária. A identificação destas áreas ao longo da costa torna-se extremamente relevante com a adoção de métricas biológicas (abundância de adultos *O. quadrata* e densidade de estafilínídeos) fundamentais na avaliação da qualidade ambiental destes ambientes.

A remoção de detrito orgânico ocasionou alterações significativas nos atributos biológicos das assembléias de artrópodes da região supralitoral entre tratamentos impactado e controle (Capítulo 3). Nas praias brasileiras, mudanças na estrutura das assembléias foram relacionadas ao declínio populacional do anfípoda *Platorchestia monodi*, coleópteros das famílias Cleridae e Nitidulidae e o tenebrionídeo *Phaleria testaceae*.

Por outro lado, a remoção de detrito não afetou a estrutura das assembléias das praias espanholas, contudo a nível populacional, este distúrbio causou uma redução significativa do anfípoda *Talitrus saltator*. Estes resultados sugerem que, na ausência de um novo distúrbio, os artrópodes das praias de ambas as regiões geográficas são capazes de recuperar suas densidades após a remoção temporária de detrito. Entretanto, sob condição de limpeza diária durante uma escala temporal maior (meses ou todo o ano) acredita-se que a recuperação possa ser muito lenta ou até mesmo, não ocorrer.

Cabe destacar ainda, que a remoção de detrito ocasionou a redução populacional das espécies de anfípodas (*T. saltator* e *P. monodi*) nas áreas impactadas, entretanto, *T. saltator* se recuperou mais rápido do que *P. monodi*. Tal constatação sugere que as duas espécies podem apresentar estratégias comportamentais distintas para lidar com a mesma fonte de distúrbio. Considerando tais características, *P. monodi* provavelmente é mais suscetível à eliminação do detrito orgânico do que *T. saltator*.

A partir do emprego de métricas biológicas (abundância linear de adultos *O. quadrata*, densidade de adultos *B. hermani* e larvas *Bledius* spp.) foi possível identificar ao longo do litoral do Estado do Paraná setores de praia prioritários à conservação, à recreação e de múltiplos usos e, conseqüentemente, propor diretrizes para a conservação e uso sustentável da costa paranaense (Capítulo 4).

Deste modo, setores praias que apresentaram baixo índice de potencial recreativo suportaram elevadas abundâncias de adultos *O. quadrata* bem como altas densidades de *B. hermani* e, portanto, estes locais foram considerados altamente prioritários para a conservação. Recomenda-se que tais setores sejam mantidos como ambientes seminaturais, e de preferência, sustentados por iniciativas de conservação formal. Além disso, torna-se urgente à adoção de medidas de controle no número de usuários em combinação com a suspensão das atividades de limpeza da praia (manual e mecânica).

Na categoria de manejo prioritário à recreação foram incluídos aqueles setores submetidos a um alto nível de estresse ambiental, sinalizado pela ausência ou baixos valores das métricas biológicas analisadas. Ações direcionadas exclusivamente ao bem estar dos usuários (infraestrutura, segurança e saúde) devem ser adotadas nestes locais, evitando assim, a degradação desnecessária de outros locais.

Por fim, a abordagem de manejo de múltiplos usos foi identificada naqueles setores que exibiram valores intermediários das métricas biológicas. Nestes setores, os gestores devem se esforçar para garantir que os usos humanos não comprometam os serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias. Contudo, aspectos como segurança (guarda-vidas) e saúde (balneabilidade da água do mar) dos usuários não podem ser negligenciados.

A presente tese gerou diversas informações científicas valiosas, abordando particularmente os efeitos dos distúrbios antrópicos associados ao uso recreativo na fauna das praias arenosas. O incremento do conhecimento acerca desta temática contribui diretamente para o avanço da ciência e gestão das praias. A partir de agora, estes resultados devem ser compartilhados com todos os atores que apresentem relação, direta ou indireta, com este ecossistema, em particular as praias do litoral do Paraná. Pesquisadores e gestores das praias devem integrar esforços na adoção de estratégias de manejo que garantam o uso sustentável dos bens e serviços deste ecossistema, sem gerar prejuízos ambientais e econômicos.