

HELIATRICE LOUISE HADLICH

**EFEITOS DO DERRAME EXPERIMENTAL DE ÓLEO BUNKER SOBRE O
MACROBENTOS DE UMA PLANÍCIE ENTREMARÉS NÃO VEGETADA DA BAÍA
DE PARANAGUÁ (PARANÁ)**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, Habilitação em Pesquisa Oceanográfica. Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

Co-Orientador: Prof. Dr. Mauricio Camargo

**Pontal do Paraná
2006**

“De tudo ficaram três coisas:

- a certeza que estamos sempre começando*
- a certeza de que é preciso continuar*
- e a certeza que podemos ser interrompidos a qualquer momento antes de terminar.*

Fazer da interrupção um caminho novo, da queda um passo de dança, do medo uma escala, do sonho uma ponte, da procura um encontro.”

(Fernando Sabino)

“Do mesmo modo que o metal enferruja com a ociosidade e a água parada perde sua pureza, assim a inércia esgota a energia da mente”

(Leonardo Da Vinci)

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	IV
LISTA DE FIGURAS	V
RESUMO	VII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA.....	7
3 MATERIAL E MÉTODOS	8
3.1 ÁREA DE ESTUDO	8
3.2 PLANEJAMENTO AMOSTRAL E TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM	11
3.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO E PROCESSAMENTO DOS DADOS	15
4 RESULTADOS.....	17
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE	17
4.2 RESPOSTAS COMPORTAMENTAIS DOS ORGANISMOS À PRESENÇA DE ÓLEO NO SEDIMENTO APÓS O IMPACTO	18
4.3 ANÁLISES UNIVARIADAS DAS RESPOSTAS DA MACROFAUNA AO IMPACTO DE ÓLEO BUNKER	20
4.4 ANÁLISES MULTIVARIADAS DAS RESPOSTAS DA MACROFAUNA AO IMPACTO DE ÓLEO BUNKER	2827
5 DISCUSSÃO	31
6 CONCLUSÕES	37
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -VALORES DE TEMPERATURA DO AR (T. AR), ÁGUA (T. ÁGUA), SEDIMENTO (T. SED.) E SALINIDADE DA ÁGUA DO RIO (S. RIO) MEDIDOS AO LONGO DO EXPERIMENTO.....	17
TABELA 2 -PARÂMETROS ESTATÍSTICOS GRANULOMÉTRICOS, SEGUNDO ANÁLISE DOS MOMENTOS DAS AMOSTRAS DAS ÁREAS CONTROLE (C) E IMPACTADA (I) E DOS PERÍODOS (ANTES/ DEPOIS) PROCESSADAS NO SOFTWARE SYSGRAN 3.	18
TABELA 3 -LISTA DAS ESPÉCIES COM NÚMERO DE EXEMPLARES OBSERVADOS DURANTE OS DOIS PRIMEIROS DIAS APÓS O EXPERIMENTO.	19
TABELA 4 -DENSIDADE TOTAL E CONSTÂNCIA DOS TAXA REGISTRADOS AO LONGO DO TRABALHO.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO. 20
TABELA 5 -SUMÁRIO DOS RESULTADOS DA ANOVA BIFATORIAL PARA OS ÍNDICES UNIVARIADOS DESCRITORES DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE.....	24
TABELA 6 -RESULTADOS DA ROTINA SIMPER PARA O TRATAMENTO IMPACTADO, ANTES DO EXPERIMENTO COM ÓLEO BUNKER.	28
TABELA 7 -ANOSIM UNI-FATORIAL APLICADA PARA AS ÁREAS (CONTROLE/ IMPACTADA) E PARA OS DIAS.	29

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - A – REGIÃO DE DESEMBOCADURA DA BAÍA DE PARANAGUÁ. B – DETALHE DO BAIXIO DO RIO MACIEL ONDE FOI REALIZADO O ESTUDO.....	10
FIGURA 2 - PLANÍCIE ENTREMARÉS NÃO VEGETADA NO RIO MACIEL, UTILIZADA PARA O EXPERIMENTO.....	11
FIGURA 3 - CROQUI DO DESENHO EXPERIMENTAL UTILIZADO PARA A MONTAGEM DOS TRATAMENTOS CONTROLE E IMPACTADO.	12
FIGURA 4 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS UNIDADES AMOSTRAIS, COM ÁREA TOTAL IMPACTADA E ÁREA EFETIVAMENTE AMOSTRADA (FONTE: WOLINSKI, 2005)..	13
FIGURA 5 - CORER DELIMITANDO A UNIDADE AMOSTRAL, LOGO APÓS A ADIÇÃO DE 100 ML DE ÓLEO BUNKER.....	13
FIGURA 6 - <i>LAEONEREIS ACUTA</i> APRESENTANDO PEQUENAS MANCHAS E GOTÍCULA DE ÓLEO ADERIDA AO CORPO.....	19
FIGURA 7 - MÉDIA E DESVIO PADRÃO DO NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS/ 0,0078 M ² NOS TREZES DIAS DE COLETA NO TRATAMENTO EXPERIMENTAL (IMPACTO) E CONTROLE.....	22
FIGURA 8 - VARIABILIDADE TEMPORAL DA RIQUEZA DE ESPÉCIES PARA CADA UM DOS TRATAMENTOS (CONTROLE E IMPACTO). MÉDIA E DESVIO PADRÃO COM INTERVALO DE CONFIANÇA DE 68%.....	23
FIGURA 9 - VARIAÇÃO TEMPORAL DO ÍNDICE DE H' PARA A MACROFAUNA BÊNTECA NAS ÁREAS CONTROLE E IMPACTO. MÉDIA E DESVIO PADRÃO COM INTERVALO DE CONFIANÇA DE 68%.	24
FIGURA 10 -VARIAÇÕES TEMPORAIS DAS DENSIDADES MÉDIAS DOS TAXA NUMERICAMENTE DOMINANTES NOS TRATAMENTOS CONTROLE E IMPACTO.....	26
FIGURA 11 -VARIAÇÃO NO NÚMERO MÉDIO DE ADULTOS E JUVENIS DE <i>LAEONEREIS ACUTA</i> , COMO INDICAÇÃO DA TAXA DE RECRUTAMENTO DA ESPÉCIE MAIS FREQUENTE EM TODAS AS AMOSTRAS.	27
FIGURA 12 -ANÁLISE DE PROXIMIDADE DAS MÉDIAS DOS VALORES DE ABUNDÂNCIA DA ÁREA CONTROLE (●) E IMPACTADA(▼) NOS DIAS DE AMOSTRAGEM COM UM NÍVEL DE SIMILARIDADE DE 60%, DADA PELA ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS. LINHA VERDE – PERÍODO PRÉ-IMPACTO E LINHA VERMELHA – PERÍODO PÓS-IMPACTO.	29

FIGURA 13 -ANÁLISE DE AGRUPAMENTO DAS AMOSTRAS DAS ÁREAS CONTROLE E IMPACTADA
NOS DISTINTOS PERÍODOS AMOSTRAIS.30

RESUMO

Animais bênticos têm sido utilizados em programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos como importantes indicadores da qualidade da água e dos níveis de perturbação ambiental. As regiões estuarinas são particularmente vulneráveis a impactos causados por derrames acidentais de petróleo, por freqüentemente abrigarem instalações portuárias e por suas características de confinamento. Este trabalho teve por objetivo desenvolver uma análise experimental dos efeitos de óleo combustível Bunker sobre a macrofauna bêntica de uma planície entremarés não-vegetada no Rio Maciel (Baía de Paranaguá). O experimento foi do tipo agudo, controlado e em pequena escala espacial, com a simulação de um impacto único (100 ml de óleo / 0,027 m²), seguido pelo acompanhamento das respostas biológicas do macrobentos na área impactada e em uma área controle adjacente. A estratégia amostral utilizada foi do tipo BACI (Before and After/ Control and Impact) e teve a duração de 99 dias, com 6 coletas anteriores ao impacto e 7 posteriores. Foram acompanhados os processos de mortalidade e recolonização e reconhecidas as espécies tolerantes ou sensíveis ao impacto. Foram identificados e quantificados 8.825 indivíduos pertencentes a 64 táxons. As espécies ou grupos numericamente dominantes em ambos os tratamentos foram os poliquetas *Laeonereis acuta* (3598 inds), *Capitella* sp (351 inds), *Sigambra grubei* (323 inds) e oligoquetas não identificados (2467 inds). Não foram observadas diferenças significativas na riqueza, abundância e diversidade específica entre tratamentos. No entanto, foram registradas variações significativas nas respostas da fauna entre os distintos dias de amostragem. Os bioindicadores mais tolerantes à presença de óleo no sedimento foram *Laeonereis acuta*, *Glycinde multidentis*, *Sigambra grubei*, *Tagelus divisus* e oligoquetas que apresentaram ~~pouca variação~~ poucas variações populacionais após o experimento. Por outro lado, o bivalve *Lucina pectinata* e o poliqueta *Neanthes succinea* mostraram-se sensíveis ao impacto, com quedas populacionais significativas associadas ao derrame e ausência de recuperação até 62 dias após o impacto. De uma maneira geral, a abordagem experimental adotada mostrou que os impactos do óleo bunker sobre variáveis descritoras da associação local foram pouco relevantes na escala espacial adotada.

Palavras – chave: derrame; recolonização; óleo bunker; desenho amostral tipo BACI; macrobentos; Rio Maciel

1 INTRODUÇÃO

A indústria do petróleo destaca-se, entre as atividades do setor de energia, pela sua importância para o desenvolvimento dos países, na qualidade de principal fonte de energia combustível e matérias primas para a humanidade (PETROBRÁS, 2006). Apesar do progresso considerável no desenvolvimento de métodos para evitar acidentes e limpar o óleo de vazamentos, além da crescente adoção de rígidos controles nacionais e internacionais nas práticas de navegação, o petróleo continua sendo um risco ambiental difundido e recorrente (ALBERS, 1994).

A poluição por óleo é uma das principais preocupações da opinião pública e dos órgãos de fiscalização voltados para a questão ambiental em regiões costeiras, principalmente por causa dos impactos visuais e dos danos causados à vida marinha e às atividades turísticas e econômicas. As regiões costeiras, principalmente aquelas próximas de áreas portuárias, são consideradas vulneráveis ou sensíveis aos impactos, por causa dos vazamentos acidentais causados pela ruptura de poços de perfuração ou pelo inadequado manejo de navios petroleiros, terminais de combustíveis e oleodutos durante operações de carga, descarga e transporte de óleo (HYLAND et al., 1990; PETROBRÁS, 1992). Os hidrocarbonetos de petróleo são contaminantes hidrofóbicos que agregam partículas finas de matéria em suspensão, tendendo a se acumular em sedimentos não consolidados nos ecossistemas costeiros mais confinados (KENNISH, 1997). Grandes alterações na estrutura de comunidades estuarinas e marinhas se devem à poluição por óleo que pode persistir por décadas.

São usualmente tratados como grandes derrames de óleo os vazamentos acima de 6 mil toneladas. No Brasil, o vazamento de cerca de 1 268 t de óleo combustível na Baía de Guanabara, em janeiro de 2000, causou grande repercussão na mídia e representou um dos marcos recentes para a mudança qualitativa do nível de conscientização ambiental da sociedade brasileira e da própria indústria nacional do petróleo (PETROBRÁS, 2006). O navio de bandeira chilena *Vicuña* explodiu em 2004 na Baía de Paranaguá (Paraná), liberando cerca de 280 t de óleo no ambiente (incluindo óleo combustível e lubrificantes). Este acidente, considerado o maior vazamento em 20 anos na região (IBAMA, 2005), causou danos ambientais graves a moderados e a mancha de óleo atingiu

aproximadamente 170 km de costa, incluindo áreas de manguezais, marismas, praias arenosas e costões. Além do impacto no ambiente aquático causado pelas explosões e pelo derrame, houve mortalidade de aves, répteis, crustáceos e moluscos, alguns deles de interesse comercial como a ostra, caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), sardinhas e pós-larvas de camarão.

Os óleos combustíveis são formados por um complexo de compostos mais ou menos impactantes. A intensidade das respostas da fauna ao óleo varia em função da natureza dos compostos predominantes. O óleo bunker, principal combustível para boilers a vapor e geradores de energia, é uma mistura de óleos pesados destilados e residuais, que sofre poucas perdas por evaporação (apenas 5 a 10% do total após uma semana), tem poucas frações solúveis em água, elevado potencial de bioacumulação e maior potencial para toxicidade crônica, embora alguns de seus componentes não sejam biodisponíveis. Por causa de suas características, tende a persistir por mais tempo nos sedimentos ou substratos biológicos. Suas taxas de degradação são muito lentas, podendo causar impactos severos a aves e mamíferos, por ingestão ou revestimento, além de prejudicar a fotossíntese, pelo desenvolvimento de películas na água ou recobrimento das plantas. A dispersão química desse tipo de óleo é pouco eficaz e os processos de remoção dificultados sob quaisquer condições, na medida em que pode formar películas de difícil remoção em praias e costões rochosos, além de prejudicar a qualidade da água e degradar o lençol freático por percolação (NOAA, 2003).

Avaliações de impacto têm demonstrado ou sugerido que os manguezais, marismas e planícies entremarés não vegetadas apresentam um alto grau de vulnerabilidade ao óleo bruto ou seus derivados (GOODMAN e BAKER, 1982; PETROBRAS, 1992 in NOERBENG e LANA, 2002). Estes ecossistemas ocorrem em áreas entre marés confinadas e geralmente abrigadas da ação das ondas. Este é o caso das regiões estuarinas da costa brasileira, que são de fato alvos potenciais da poluição crônica e dos derrames acidentais de óleo (NOERNBERG e LANA, 2002). Ambientes de pouca energia com granulometria fina retêm ou absorvem os hidrocarbonetos e outros componentes do óleo, que podem ser liberados lentamente durante anos. Este tipo de poluição pode afetar a diversidade e persistência das

plantas e da fauna associada e a disponibilidade de oxigênio, restringindo a degradação bacteriana e prejudicando a qualidade ambiental (CRAPEZ, 2001).

Os baixios não vegetados são uma das feições mais conspícuas da Baía de Paranaguá. Comparados com as praias expostas ou oceânicas, os baixios apresentam taxas de deposição relativamente elevadas, o que gera repercussões evidentes sobre sua vulnerabilidade a derrames de óleo (NOERNBERG & LANA, 2002). Apesar do nome, podem ser colonizados por algas microscópicas (principalmente diatomáceas) ou macroscópicas. A fauna dos baixios regionais é menos diversificada e abundante do que a fauna das marismas adjacentes, caracterizando-se pelo predomínio de bivalves (principalmente o berbigão *Anomalocardia brasiliiana*), gastrópodes predadores (*Pugilina morio*), crustáceos escavadores (*Uca* spp e *Upogebia*) e poliquetas (LANA & GUISS, 1991). Elementos desta fauna, principalmente bivalves e crustáceos de menor tamanho, tendem a ser muito utilizados por aves (CEM/UFPR, 2005).

A sensibilidade ou vulnerabilidade dos organismos bênticos de planícies entremarés vegetadas ou não vegetadas a impactos por óleo tem despertado o interesse de inúmeros pesquisadores, já que muitas destas espécies apresentam elevado interesse comercial, como é o caso de crustáceos e moluscos. Esses organismos são, por várias razões, excelentes ferramentas biológicas em estudos de poluição ambiental ou de monitoramento da qualidade ambiental em regiões costeiras, devido à sua baixa mobilidade, longos ciclos de vida quando comparados aos organismos planctônicos, abundância de indivíduos e tolerância diferencial a diversos níveis de perturbações (BILYARD, 1987; CARMAM et al., 2000; LANA et al., 1996; FARACO, 1999; SCHRATZBERGER et al, 2003). A tolerância ou sensibilidade a diferentes poluentes permite que os organismos bênticos possam ser utilizados como indicadores de perturbações ambientais tanto pela sua presença como pela sua ausência, já que os efeitos de uma determinada forma de poluição podem se expressar em diversos níveis. O nível mais evidente é o das associações ou comunidades, no qual podemos constatar alterações nas densidades populacionais. Muitas populações são virtualmente excluídas na presença de perturbações ambientais antrópicas, enquanto outras podem sofrer declínios ou

aumentos populacionais, dependendo da natureza da perturbação (CEM/UFPR, 2001).

Como decorrência disto, os efeitos de impactos por óleo têm sido muito estudados em invertebrados bênticos, tanto em campo como em laboratório. Estudos realizados por diversos autores mostraram que os efeitos biológicos do óleo bunker são reconhecidamente causados pelo revestimento mecânico de animais e plantas e conseqüente entupimento de estruturas utilizadas para respiração ou alimentação. Além da mortalidade por asfixia, outros efeitos são relacionados ao óleo bruto e seus derivados, como aglutinação, afetando a mobilidade; intoxicação, resultando na morte de adultos, larvas e recrutas e alterando a composição da população ou causando efeitos sub-letais como alterações nas taxas de alimentação e taxas metabólicas (ANDERSON *et al.*, 1974; AVOLIZI & NUWAYHID, 1974; STAINKEN, 1978 *in* SCPMEU, 1985; SUCHANEK, 1993; CLARKE & WARD, 1994); redução na taxa de fertilização, além da incorporação e bioacumulação. Quando presente entre os poros intersticiais, o óleo pode ainda provocar a migração de algumas espécies para locais não afetados, além de favorecer a dominância de espécies mais resistentes ao contaminante (MONTEIRO, 2003).

Muitas análises dos impactos de óleo sobre o macrobentos ou sobre associações animais ou vegetais foram realizadas após derrames acidentais, consistindo basicamente na descrição dos padrões biológicos observados após as perturbações e sua eventual comparação com áreas não impactadas (SANDERS *et al.*, 1980). No entanto, estes episódios são tipicamente imprevisíveis, fato que dificulta o controle experimental da simulação como um todo. Uma alternativa de investigar o destino do óleo e o seu comportamento no ambiente é através de simulações experimentais de campo ou laboratório, em micro ou meso-escala (SCHERRER, 1989; YAMADA *et al.*, 2003).

Iniciativas desta natureza têm sido desenvolvidas com sucesso em diversos ambientes marinhos (NOERNBERG & LANA, 2003) e mesmo recomendadas por alguns dos textos mais influentes nesta área de pesquisa (SCPMEU, 1985; UNDERWOOD, 1996). Vários autores têm realizado experimentos manipulativos em manguezais, marismas, planícies entremarés não vegetadas e praias arenosas expostas, a partir de simulações de derrame controladas e da análise posterior da mortalidade e dos processos de recolonização, devidamente comparados com

áreas-controle não impactadas (DUTRIEUX & MARTIN, 1989; SANDERS et al., 1980; DUTRIEUX, 1989; MARTIN et al, 1990; HYLAND et al., 1990; EWA-OBOHO & ABBY-KALIO, 1994; LANA et al., 1996; FARACO, 1999; CARMAN et al., 2000; SCHRATZBERGER et al., 2003; WOLINSKI, 2005).

Os efeitos agudos do óleo combustível ou hidrocarbonetos em geral sobre o macrobentos, expressos por mortalidade ou fuga da área impactada, podem ser significativos, mas de curta duração. A taxa ou velocidade de recolonização do macrobentos, expressa pela recuperação da densidade e número de espécies como um todo, tende a ser bastante variável, mas raramente superior a um ou dois anos. A resposta individual das espécies é muito mais variável, sendo expressa por formas presumidamente não afetadas até formas que podem levar anos para retornar aos níveis populacionais pré-impacto (SANDERS et al., 1980).

Após um derrame, a presença de produtos tóxicos e dos subprodutos originados pelos processos de atividade metabólica pode influenciar num processo de repovoamento lento e as espécies nativas e/ou endêmicas podem desaparecer (CRAPEZ, 2001). O repovoamento da biota dependerá da migração de adultos vindos de áreas não poluídas (migração horizontal no sedimento e vertical na coluna d'água), do aporte e estabelecimento de larvas, da migração de espécies juvenis, e da chegada de adultos ou de ovos vindos por meio de migração horizontal através da coluna d'água. Análises de perturbações naturais ou antrópicas na Baía de Paranaguá mostraram que as taxas de recolonização do macrobentos dependem primariamente da mobilidade das espécies (NETTO & LANA, 1994; LANA et al., 1996). A fauna bêntica parece ser com poucas exceções, tolerante ou resiliente a impactos por óleo nas escalas experimentais usualmente adotadas, que procuram simular pequenos vazamentos de óleo (FARACO, 1999). Em geral, o processo de recolonização ocorre em curto prazo pela disponibilidade de indivíduos adultos capazes de rápida dispersão, e em médio e longo prazos pelo recrutamento larval, possibilitado pela estratégia reprodutiva de muitas das espécies dominantes, com rápido crescimento, elevada produção de descendentes e alto potencial de dispersão (LANA et al, 2002).

As taxas de colonização podem ser fortemente influenciadas pela qualidade da matéria orgânica disponível no substrato; a disponibilidade de nutrientes também afeta as taxas de biodegradação do óleo, contribuindo significativamente na

biotoxicidade, ao favorecer a migração do óleo para a matriz do solo (WEISSENFELS et al., 1992). Em um experimento de laboratório, CHUNG et al (2004) constataram que um mês após um derrame de óleo bunker em um sedimento de planície entremarés, a migração horizontal ativa juntamente com a reprodução *in situ* das espécies dominantes foram os responsáveis pela recuperação das taxas de densidade total da população do macrobentos. Além disso, a recuperação do sedimento contaminado possibilitou maior infiltração da água entre os poros, aumentando o potencial de oxi-redução e diminuindo as condições anaeróbicas, disponibilizando maior quantidade de matéria orgânica no substrato, permitindo melhores condições para o estabelecimento da macrofauna.

A recolonização de habitats perturbados por óleo é usualmente iniciada por espécies oportunistas. Por exemplo, logo em seguida ao derrame do West Falmouth, o poliqueta oportunista *Capitella capitata* invadiu o hábitat defaunado e rapidamente alcançou altas densidades. Outros indivíduos da fauna bêntica começaram a repovoar a área cerca de 1 ano após o impacto (KENNISH, 1997). Dentre as formas pioneiras, os poliquetas apresentam um grau maior de tolerância entre os invertebrados bênticos à contaminação por óleo. Por outro lado, derrames crônicos nesses habitats impactados podem também eliminá-los. A recolonização de habitats impactados por invertebrados bênticos conduz no final a uma mudança na composição da infauna e à bioturbação nos sedimentos de fundo, contribuindo potencialmente para a liberação crônica de compostos do óleo nas camadas limites do bentos (KENNISH, 1997).

Os bivalves, que são excelentes bioindicadores de poluição por hidrocarbonetos e metais pesados, tendem a acumular estes compostos, demorando mais para se depurar, ao contrário dos organismos do zooplâncton que, através das fezes, conseguem eliminar uma parcela razoável dos resíduos tóxicos. A resistência das diversas espécies a substâncias tóxicas vai depender de seu estágio de desenvolvimento. Estudos recentes mostram que uma das fases mais sensíveis é a larval. Por outro lado, são os crustáceos o grupo mais afetado, principalmente nos períodos de muda, pois a permeabilidade de seus corpos aumenta bastante. Concentrações da ordem de 1 mg/l afetam irreversivelmente os processos de fertilização e o desenvolvimento de suas larvas (SIVAMAR, 2001 in MONTEIRO, 2003).

2 OBJETIVO E JUSTIFICATIVA

O Porto de Paranaguá, o terceiro maior do país em movimentação de cargas, se destaca pelo intenso fluxo de embarcações, principalmente de navios graneleiros e de combustíveis (WOLINSKI, 2005). A elaboração de planos de contingência para derramamentos de petróleo nessas áreas é de grande importância. Para isso se faz necessário o conhecimento das principais forças ambientais e da sensibilidade e vulnerabilidade dos ecossistemas e de espécies individuais da fauna e flora estuarinas aos impactos por petróleo.

Este trabalho teve por objetivo desenvolver uma análise experimental dos efeitos de óleo combustível Bunker sobre a macrofauna benthica de uma planície entremarés não vegetada na Baía de Paranaguá.

O experimento foi baseado numa simulação de derrame de óleo, em pequena escala espacial (cm^2), e nas análises subsequentes da resposta da fauna, com o devido controle a partir de uma área não impactada adjacente. As análises avaliaram:

- a) Os efeitos agudos do óleo sobre a fauna associada, expressos por processos de mortalidade e fuga;
- b) Os efeitos de médio prazo do óleo, expressos pelas taxas de recolonização ou recuperação da riqueza de espécies, da densidade total e da densidade das espécies numericamente dominantes;
- c) O reconhecimento de espécies bioindicadoras (tolerantes ou particularmente sensíveis ao impacto).

Estes objetivos permitirão o teste da seguinte hipótese de trabalho:

Os organismos da fauna benthica de baixios não-vegetados respondem de maneira diferenciada aos efeitos do óleo bunker, apresentando distintas taxas de mortalidade e velocidade de recuperação após o impacto, quando comparados com comunidades benthicas de marismas e manguezais da região.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Paranaguá (25°30'S, 48°45' W) é um complexo estuarino (Figura 1), compreendido por dois eixos principais, um de orientação leste-oeste, formado pelas Baías de Paranaguá e de Antonina e o segundo de orientação norte-sul, formado pelas Baías de Guaraqueçaba e Laranjeiras (LANA et al., 2001). O clima da planície costeira é classificado como subtropical úmido mesotérmico, com precipitações anuais médias de 2000 mm e umidade do ar em torno de 85%. Os ventos predominantes possuem direções sudeste, leste e nordeste, com velocidades máximas de 24m/s (S-SSW) e média de 4m/s (LFM/CEM/UFPR, 2005).

As marés locais são caracterizadas por desigualdades diurnas e padrões semi-diurnos, com amplitudes máxima e mínima em torno de 2.0 m e 0.5 m respectivamente. O complexo foi classificado como estuário parcialmente misturado tipo B com heterogeneidade lateral (KNOPPERS et al., 1987). Os valores de salinidade são fortemente condicionados pelo regime pluviométrico e pela ingressão da cunha salina. A salinidade varia entre 6,0 e 34,5 ‰, podendo ser observado um gradiente halino horizontal, com valores maiores próximos à desembocadura e valores mais reduzidos na região de Antonina, sob maior influência dos aportes fluviais (CEM/UFPR, 2001).

A região entremarés do complexo estuarino da Baía de Paranaguá é formada por extensas planícies (*tidal flats*, da literatura inglesa) de baixa declividade, aporte regular de sedimento e baixos níveis de energia ambiental (LANA, 2003). Essas planícies podem apresentar uma largura de até 2 km, sendo colonizadas principalmente por manguezais e marismas, embora ocorram ainda brejos de maré, pântanos de maré e bancos não vegetados. Os sedimentos nessas planícies de maré, na maior parte, são constituídos por lama e areia fina.

Os bancos não vegetados constituem uma das feições mais comuns das regiões estuarinas paranaenses. Segundo LANA (2003), estes depósitos arenosos e areno-lodosos são comumente expostos durante as marés baixas e estão freqüentemente recobertos por bancos de macroalgas como *Acanthophora spicifera*

ou filmes algais de diatomáceas, que são os principais responsáveis pela produção primária nestes ambientes. Ocorrem nas áreas estuarinas abrigadas da ação de ondas, embora possam apresentar elevada mobilidade devido às correntes de maré, particularmente na entrada de enseadas ou zonas de confluências destas correntes. A extensão desses bancos, que podem atingir larguras superiores a 1 km em alguns locais, depende do aporte de sedimentos e da amplitude das marés.

A área utilizada para o estudo foi um banco não vegetado localizado no setor euhalino da Baía de Paranaguá, na margem direita do Rio Maciel (Figuras 1 e 2). O Rio Maciel (25°33'41"S e 48°25'20"W) tem uma extensão de aproximadamente 10,6 km (ALMEIDA *et al.*, 1989), e está compreendido entre o balneário de Pontal do Sul e a cidade de Paranaguá (Figura 1). Nasce de um estreito canal de maré ligado ao rio Guaraguaçu e recebe um pequeno aporte de água doce, que se intensifica no verão devido às chuvas. A profundidade média não ultrapassa os 2 m e na sua desembocadura ocorre uma depressão com profundidade máxima estimada em 20 m. Os sedimentos locais são predominantemente compostos por silte grosso e areia muito fina, com baixo conteúdo de matéria orgânica e carbonato de cálcio (CAMARGO, 2001).

ALMEIDA *et al.* (1989) caracterizaram os manguezais locais como mosaicos compostos por bosques anões com altura entre 2 a 4 metros, com predomínio de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, e bosques bem desenvolvidos com altura entre 8 e 10 metros, com predomínio de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana*.

As associações macrobênticas dos baixios locais são numericamente dominadas por poliquetas, bivalves e gastrópodes, destacando-se o poliqueta *Laeonereis acuta*, o gastrópode *Heleobia australis* e o bivalve *Tellina* sp (NETTO, 1993).

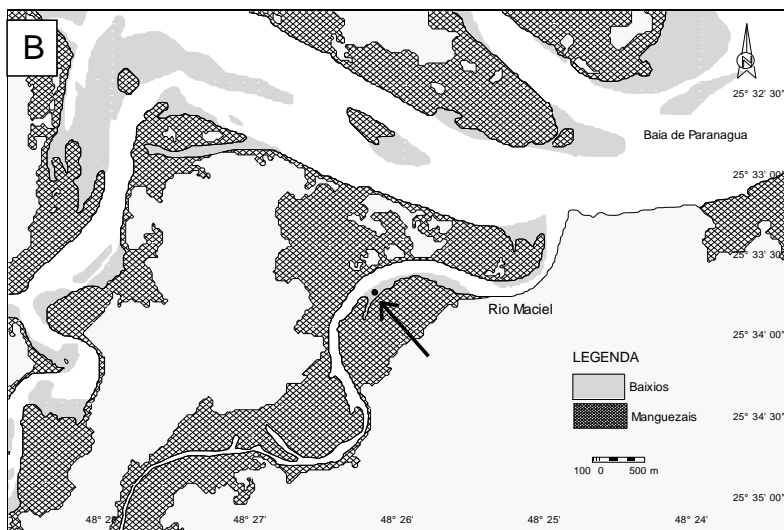
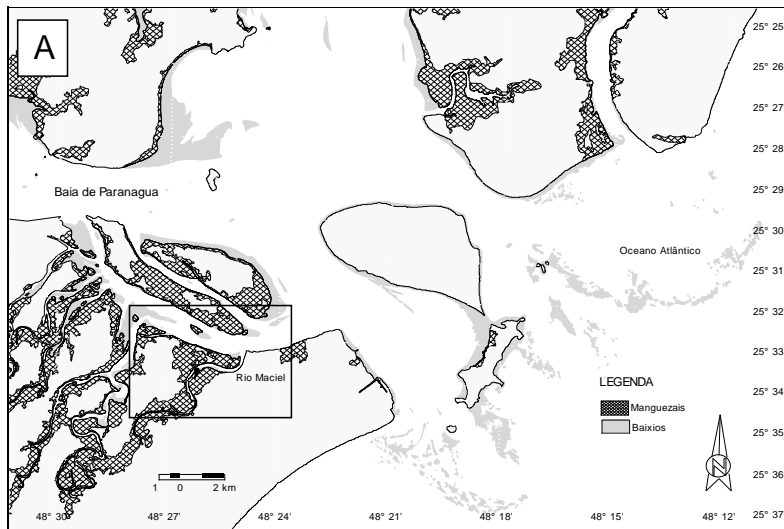


Figura 1. A – Região de desembocadura da Baía de Paranaguá. B – Detalhe do baixio do Rio Maciel onde foi realizado o estudo. (Fonte: Laboratório de Oceanografia Costeira e Geoprocessamento/ CEM)



Figura 2. Planície entremarés não vegetada no Rio Maciel, na qual foi desenvolvido o experimento.

3.2 PLANEJAMENTO AMOSTRAL E TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM

Para a realização do experimento foi escolhida uma planície entremarés na margem direita do Rio do Maciel, num local abrigado, e distante da foz, por se tratar de um ambiente pouco impactado, de acesso relativamente fácil e com características representativas das planícies de maré do setor euhalino de alta energia da Baía de Paranaguá.

O experimento utilizou óleo cru tipo Bunker MF180 – Marine Fuel, não intemperizado, combustível utilizado pelos navios que transitam pela região. O trabalho foi realizado durante o verão de 2006. O experimento foi do tipo agudo, controlado e com escala espacial reduzida, com a simulação de um impacto único na área selecionada, seguido pelo acompanhamento das respostas biológicas nos tratamentos “Controle” e “Impacto”, em escalas temporais pré-determinadas. Os procedimentos da montagem do experimento foram feitos no período de estufa da maré de vazante para minimizar a dispersão do óleo.

Foram definidos 2 tratamentos, um experimental e outro controle, distanciados 50 metros um do outro, paralelamente ao rio. O planejamento em blocos distanciados entre si procurou evitar uma possível contaminação da área controle pelos tratamentos experimentais, devido à provável dispersão do óleo pela ação da maré (FARACO, 1999). Para reduzir ainda mais a probabilidade de contaminação, o bloco controle foi colocado a jusante do bloco experimental, de modo a ser recoberto em primeiro lugar pela onda de maré enchente. Cada bloco foi formado por 100 quadrados de 1 m² dispostos em 10 fileiras, intercaladas por áreas de circulação de 1 m de largura. Esta área de passagem foi incluída no desenho experimental (Figura 3) para evitar o pisoteio das áreas amostrais.

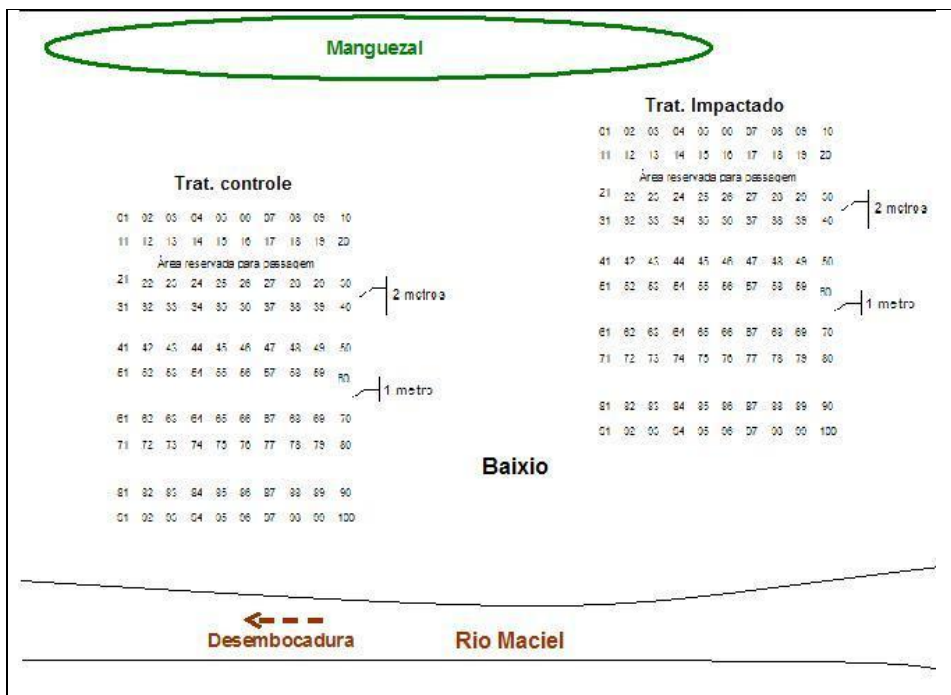


Figura 3. Croqui do desenho experimental utilizado para a montagem dos tratamentos controle e impactado.

Após a delimitação dos tratamentos e a aleatorização dos quadrats a serem impactados, corers de PVC de 25 centímetros de diâmetro por 20 cm de altura foram enterrados no centro de cada quadrado, para delimitar e isolar a área a ser

impactada (Figura 4). No interior de cada corer foram adicionados 100 ml de óleo bunker, que permaneceu na superfície do sedimento durante 30 minutos, em período de baixa-mar, tempo mais do que suficiente para sua percolação e absorção pelo sedimento (Figura 5). Após esse período os corers foram retirados do sedimento.

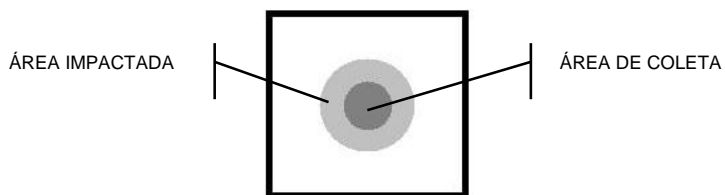


Figura 4. Representação esquemática das unidades amostrais, com área total impactada e área efetivamente amostrada (fonte: WOLINSKI, 2005).



Figura 5. Corer delimitando a unidade amostral, logo após a adição de 100 ml de óleo Bunker.

A quantidade de óleo utilizada foi definida a partir de uma reavaliação crítica dos trabalhos similares de FARACO (1999), que utilizou 50 ml de óleo, não registrando em geral impactos significativos ou respostas imediatas da fauna e de

WOLINSKI (2005) que utilizou 150 ml de óleo numa marisma, registrando uma queda expressiva no número de espécies.

Para a análise das respostas da biota ao derrame experimental, foram realizadas coletas em 13 períodos sucessivos, adotando uma estratégia do tipo BACI (Before - After/Control – Impact; UNDERWOOD, 1994). Foram feitas coletas em 6 períodos antes do experimento, para caracterização da variabilidade de fundo da macrofauna em ambos os blocos. Para a análise dos efeitos do impacto por óleo foram realizadas coletas em 7 períodos amostrais sucessivos, em intervalos de 1, 2, 4, 8, 18, 30 e 62 dias após o derrame experimental. Em cada dia de amostragem foram amostradas aleatoriamente seis quadrados por tratamento, totalizando 12 amostras por dia (seis controle e seis impactadas).

Para a tomada das amostras, foram utilizados corers de PVC de 10 cm de diâmetro (0,0078 m²) e 10 cm de altura, inseridos no centro dos quadrados dos tratamentos controle e impactado (Figura 4).

Em campo, cada amostra coletada foi acondicionada em embalagem plástica etiquetada para transporte até laboratório.

Paralelamente à tomada de amostras biológicas, foram avaliados os seguintes parâmetros abióticos:

- salinidade e temperatura da água de superfície do sedimento, temperatura do sedimento e do ar;
- teor de matéria orgânica do sedimento;
- variáveis granulométricas e teores de areia, silte, argila e CaCO₃ do sedimento.

3.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO E PROCESSAMENTO DOS DADOS

A salinidade foi medida com refratômetro ATAGO modelo S/MILL com escala de 40 ‰. A granulometria do sedimento foi analisada por peneiramento e pipetagem, o conteúdo de matéria orgânica por diferença de pesos após ignição a 550 °C durante 1 hora e o teor de carbonato de cálcio por acidificação (HCl a 10%). Os parâmetros estatísticos do sedimento como a média, grau de seleção, assimetria e curtose foram calculados seguindo o método algébrico das Medidas dos Momentos, pelo programa SYSGRAN 3.0 (CAMARGO,1999).

O macrobentos foi triado através de peneiras com malha de 0,5 mm, fixado em formol 4% com Rosa de Bengala e posteriormente conservado em álcool 70%. Dez das amostras impactadas por óleo foram sistematicamente triadas e analisadas em lupa nos dois primeiros dias após o impacto, antes de serem fixadas, para avaliar se os organismos encontrados estavam vivos e com sinais vitais normais (resposta a estímulos mecânicos, movimento ciliar e movimentação de brânquias) e se haviam sofrido alguma modificação comportamental ou corporal. Os espécimes foram quantificados e identificados até o menor nível taxonômico possível.

A identificação e a quantificação das espécies ou morfotipos permitiram o cálculo do número de táxons, riqueza e abundância relativa, utilizadas como variáveis dependentes nos tratamentos analíticos. Posteriormente foram calculados o índice de diversidade de Shannon & Wiener, a densidade total do macrobentos e densidades populacionais das espécies numericamente dominantes. As densidades médias de cada táxon foram expressas por cm^2 .

As possíveis diferenças entre variáveis biológicas nos tratamentos controle e impactado foram comparadas por meio de análises de variância (ANOVA) bifatoriais adotando os tratamentos e os dias de amostragem como fatores fixos.

Os pressupostos da ANOVA (i.e. normalidade e homogeneidade das variâncias) foram testados antes de cada análise. Para a normalidade, o teste de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado; para a homogeneidade das variâncias, o teste de Levene. Nos casos em que os dados não apresentaram distribuição normal, adotou-se a transformação dos dados do tipo $\log(x+1)$ para a abundância, riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon. O pacote STATISTICA 6.0 foi utilizado em todas as análises de variância.

Para analisar e comparar a estrutura das comunidades foi montada uma matriz geral, descartando-se as espécies com menos de 3 ocorrências para evitar ruídos durante a análise dos dados. As matrizes de dados sofreram transformação prévia do tipo raiz quadrada ($\sqrt{}$), e a partir destas novas matrizes, foi calculado o índice de similaridade de Bray-Curtis e aplicada uma Análise de Agrupamento (Cluster) e uma análise de proximidade ou escalonamento multidimensional (MDS), que representa em um plano bidimensional a distribuição das espécies ou dos dias. A eficiência do MDS é demonstrada pelo índice de *stress*, que representa o ajuste necessário para representar a comunidade em poucas dimensões (*stress* < 0,1 = boa ordenação).

Após a análise MDS foi realizado um teste estatístico ANOSIM, o qual calcula a diferença estatística entre dois grupos, no caso as áreas “controle” (C) e “impactada” (I), definida pelo nível de significância (0-100%). Este teste fornece o R estatístico, com valores entre -1 e 1. Valores próximos a zero indicam incapacidade de separar grupos, próximos a 1 indicam grupos distintos, e valores negativos indicam falta de coerência nos dados (WOLISNKI, 2005). Também foram testadas as similaridades entre os dias de coleta, agrupados da seguinte maneira: -38, -34, -30, -6, -3, -1, 1, 2, 4, 8, 18, 30, 62. Após tal rotina utilizou-se a ferramenta estatística Percentuais de Similaridade (SIMPER) que determina os táxons que mais contribuíram para a separação dos grupos delineados no MDS e confirmados pelo ANOSIM.

Para as análises multivariadas foi utilizado o pacote estatístico PRIMER v6.

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

Os valores de temperatura e salinidade estão sumarizados na Tabela 2. As temperaturas do ar e da água de superfície oscilaram respectivamente de 23,5 a 31°C e 27,7 a 34,3°C. A temperatura do sedimento foi relativamente homogênea, variando de 28,1 a 33,8 °C. A salinidade foi geralmente elevada, com exceção do 30° dia após o experimento, quando caiu a 5 ‰, por causa da chuva nos dias anteriores.

Tabela 1. Valores de temperatura do ar (T. ar), água (T. água), sedimento (T. sed.) e salinidade da água do rio (S. Rio) medidos ao longo do experimento.

	T ar (°C)	T água (°C)	T sed. (°C)	S. Rio
D -3	31	33.9	33.8	-
D 1	27.5	30.7	29.5	-
D 2	25.2	34.3	29.3	15
D 4	27.5	30	29.5	-
D 18	29.5	29.1	28.8	21
D 30	-	-	-	05
D 62	23.5	27.7	28.1	24

De forma geral, os sedimentos foram caracterizados como areia muito fina, moderadamente selecionada e com conteúdo de matéria orgânica variando entre 2,1 e 6 % (Tabela 3). Teores de silte e argila variaram entre 0 e 6,13 %, com baixa contribuição na formação do sedimento do baio. A distribuição de carbonatos (CaCO₃) acompanhou os valores dos sedimentos finos, apresentando baixa porcentagem, com variação de 1,53 a 3,76%. Valores baixos de carbonato nos sedimentos superficiais estão associados a pouca presença de indivíduos com conchas e a baixa frequência de material carbonático trazido de fora do estuário. Foram obtidos baixos teores de matéria orgânica, com variação de 2,12 a 6 % .

Tabela 2. Parâmetros estatísticos granulométricos, segundo análise dos Momentos das amostras das áreas controle (C) e impactada (I) e dos períodos (antes/ depois) processadas no software SYSGRAN 3.

Áreas	Média	Seleção	Assimetria	Areia %	Silte %	Argila %	M. O. %	CaCO ₃ %
C antes	3.26	0.99	3.11	93.33	6.13	0.54	5.74	2.25
C depois	3.33	0.67	4.54	97.97	1.02	1.01	2.12	3.76
I antes	3.15	0.81	3.93	95.99	3.54	0.46	6.00	-
I depois	3.36	0.84	4.53	97.99	0	2.01	2.87	1.53

4.2 RESPOSTAS COMPORTAMENTAIS DOS ORGANISMOS À PRESENÇA DE ÓLEO NO SEDIMENTO APÓS O IMPACTO

A observação dos animais nas amostras recém-impactadas (primeiro e segundo dias pós-impacto) concentrou-se nos poliquetas, oligoquetas e bivalves (Tabela 3), representados principalmente por juvenis. A análise mostrou que a grande maioria manteve comportamento normal, sem sinais evidentes de estresse. Exceções foram alguns indivíduos de *Lucina pectinata* e *Pitar* sp que mostraram baixa resposta a estímulos mecânicos e movimentação reduzida da borda do manto. Alguns indivíduos de *Laeonereis acuta* e *Capitella* sp também se mostraram pouco ativos. Foi encontrado um indivíduo de *Laeonereis acuta* com óleo aderido ao corpo, porém sem perda de sinais vitais (Figura 6). Alguns tubos e tecidos de animais mortos com gotículas de óleo aderidas internamente também foram encontrados nas amostras.

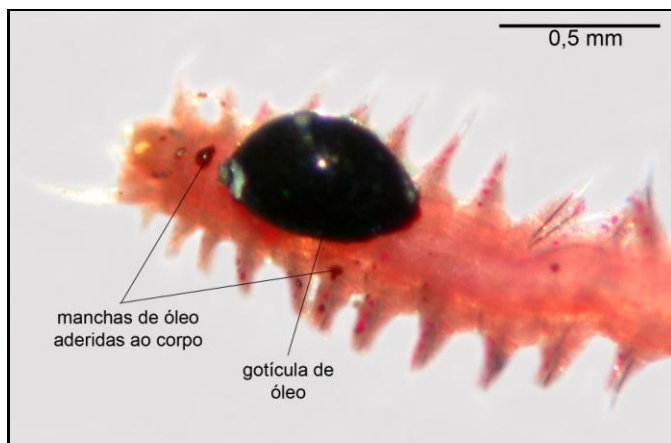


Figura 6. *Laeonereis acuta* apresentando pequenas manchas e gotícula de óleo aderida ao corpo.

Tabela 3. Lista das espécies com número de exemplares observados durante os dois primeiros dias após o experimento.

Espécies	Numero de indivíduos por dia de amostragem	
	1° dia pós-impacto	2° dia pós-impacto
Poliquetas		
<i>Laeonereis acuta</i>	7 juvenis	23 juvenis / 10 adultos
<i>Capitella sp</i>	6 juvenis	6 juvenis / 3 adultos
<i>Glycinde multicens</i>	1 juvenil	3 juvenis / 1 adulto
<i>Heteromastus similis</i>	2 adultos	3 adultos
<i>Sigambra grubei</i>	1 juvenil	5 juvenis / 6 adultos
<i>Isolda pulchella</i>	0	1 adulto
Oligoquetas	1	3
Bivalves (todos juvenis)		
<i>Tagelus divisus</i>	6	11
<i>Lucina pectinata</i>	5	1
<i>Macoma sp</i>	1	2
<i>Pitar sp</i>	2	0

4.3 ANÁLISES UNIVARIADAS DAS RESPOSTAS DA MACROFAUNA AO IMPACTO DE ÓLEO BUNKER

Um total de 8.825 indivíduos pertencentes a 64 categorias taxonômicas foi analisado nas 156 amostras coletadas, com densidade total variando de 14 a 238 inds/ 0,0078 m². As espécies numericamente dominantes (Tabela 4) em ambos os tratamentos foram os poliquetas *Laeonereis acuta* (3598 inds), *Capitella* sp (351 inds), *Sigambra grubei* (323 inds) e oligoquetas (2467 inds). A grande maioria dos poliquetas, bivalves e gastrópodes foi representada por juvenis. Um conjunto de morfotipos de oligoquetas foi reconhecido e tratado apenas no nível de classe, não sendo possível a identificação em nível de família, gênero ou espécie, por falta de capacitação taxonômica.

Tabela 4. Espécies mais freqüentes ou abundantes (>3 ind. m⁻²).

	Espécies	Grupo taxonômico	Densidade total	Ocorrência (%)
1	<i>Laeonereis acuta</i>	Polychaeta	3598	98
2	<i>Oligochaeta spp</i>	Oligochaeta	2467	97
3	<i>Capitella</i> sp	Polychaeta	351	60
4	<i>Sigambra grubei</i>	Polychaeta	323	81
5	<i>Neanthes succinea</i>	Polychaeta	244	42
6	<i>Littoridina australis</i>	Gastropoda	199	23
7	<i>Tagelus divisus</i>	Bivalvia	177	46
8	<i>Glycinde multdens</i>	Polychaeta	163	55
9	<i>Lucina pectinata</i>	Bivalvia	147	38
10	<i>Tagelus sp.</i>	Bivalvia	132	34
11	<i>Nematoda</i>	Nematoda	127	27
12	<i>Sphaerosyllis centroamericana</i>	Polychaeta	88	24
13	<i>Tellina</i> sp	Bivalvia	79	24
14	<i>Copepoda</i>	Crustacea	68	15
15	<i>Amphipoda</i>	Crustacea	65	21

16	<i>Heteromastus similis</i>	Polychaeta	60	22
17	<i>Ostracoda</i>	Crustacea	53	22
18	<i>Bulla striata</i>	Gastropoda	53	10
19	<i>Mytella</i> sp	Bivalvia	51	23
20	<i>Nephtys fluviatilis</i>	Polychaeta	47	23
21	<i>Macoma</i> sp	Bivalvia	41	14
22	<i>Pitar</i> sp	Bivalvia	40	17
23	<i>Larva megalopa</i>	Crustacea	25	10
24	<i>Notomastus hemipodus</i>	Polychaeta	25	7
25	<i>Sipuncula</i>	Sipuncula	24	13
26	<i>Anomalocardia</i> sp	Bivalvia	22	12
27	<i>Ventricolaria</i> sp	Bivalvia	20	11
28	<i>Nemertinea</i>	Nemertea	16	8
29	<i>Capitella</i> sp	Polychaeta	16	4
30	<i>Hemipodus olivieri</i>	Polychaeta	15	5
31	<i>Exogone brevi antennata</i>	Polychaeta	15	5
32	<i>Paraprionospio</i> sp	Polychaeta	12	5
33	<i>Nephtys simoni</i>	Polychaeta	10	3
34	<i>Corbula caribaea</i>	Bivalvia	5	3
35	<i>Upogebia</i> sp	Crustacea	5	3
36	<i>Callinectes</i> sp	Crustacea	4	1
37	<i>Scoloplos ohlini</i>	Polychaeta	3	1
38	<i>Cyrtoplax spinidentata</i>	Crustacea	3	1

Não houve diferenças significativas no número total de indivíduos entre as áreas controle e impactada (Tabela 5). Por outro lado, houve diferença significativa entre dias ($p < 0,05$), com o número total de indivíduos maior no dia anterior ao derrame experimental, seguindo-se uma queda da abundância entre os dias 1 e 2, e uma rápida recuperação no dia 4 após o experimento em ambas as áreas (Figura 7). Não houve interação significativa entre os fatores A/D (Área/Dia).

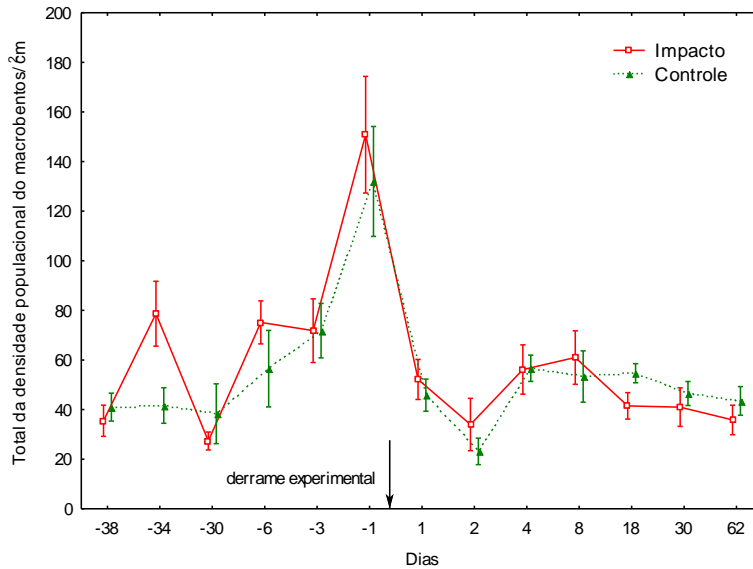


Figura 7. Média e desvio padrão do número total de indivíduos/ 0,0078 m² nos trezes dias de coleta no tratamento experimental (impacto) e controle.

Os efeitos do óleo bunker sobre a riqueza de táxons (espécies ou morfotipos) não foram muito evidentes no tratamento impactado, que respondeu de forma similar ao controle. Não houve diferenças significativas no número total de espécies entre as áreas nem na interação Área/ Dias ($p > 0,05$). No entanto, foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre dias (Tabela 5), com uma queda logo após o experimento e uma tendência de recuperação com um aumento progressivo do número médio de espécies dois dias após o impacto em ambas as áreas (Figura 8).

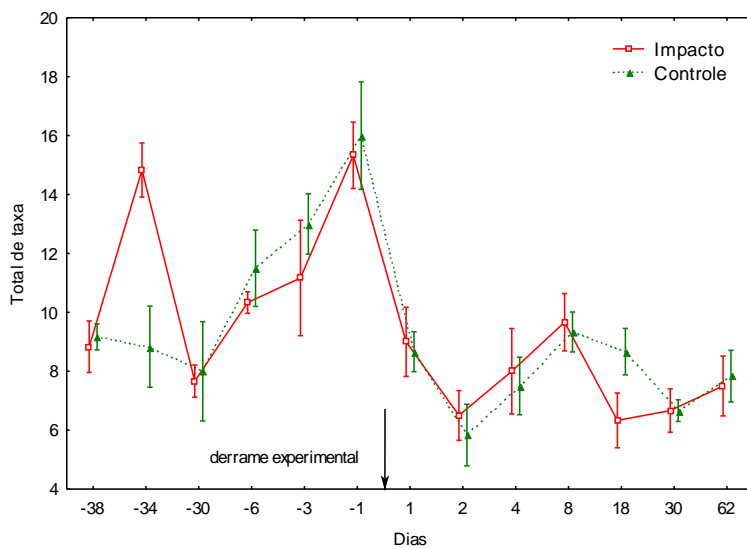


Figura 8. Variabilidade temporal da riqueza de espécies para cada um dos tratamentos (controle e impacto). Média e desvio padrão com intervalo de confiança de 68%.

Não houve diferenças significativas no índice de diversidade de Shannon-Wiener entre as áreas, ou na interação dos fatores Área /Dias.

No entanto, diferenças temporais significativas foram evidentes entre os dias ($p < 0,05$) (Tabela 5, Figura 9).

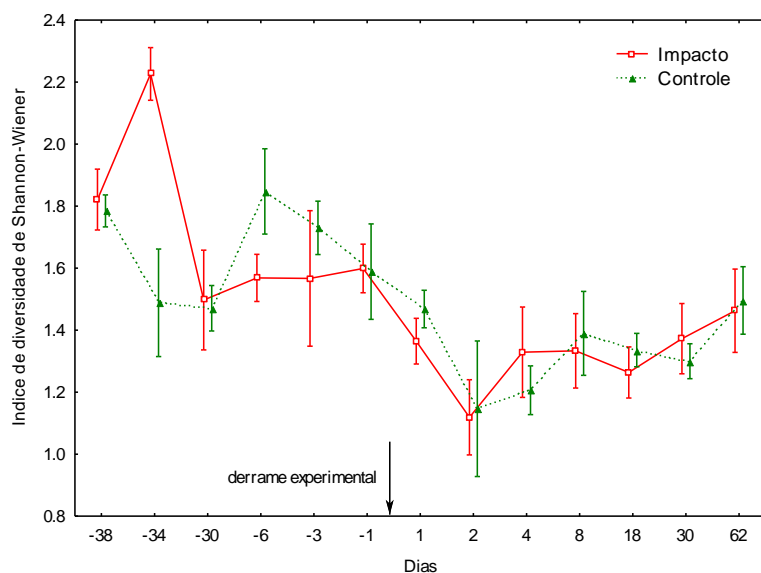


Figura 9. Variação temporal do índice de H' para a macrofauna bêntica nas áreas controle e impacto. Média e desvio padrão com intervalo de confiança de 68%.

Tabela 5. Sumário dos resultados da ANOVA bifatorial para os índices univariados descritores da estrutura da comunidade.

	D. f.	F	p - valor
<i>Abundância</i>			
Área	1	0.61	0.437686
Dias	12	13.30	0.000000
Área*Dias	12	1.54	0.118181
<i>Riqueza</i>			
Área	1	0.01	0.908816
Dias	12	11.23	0.000000
Área*Dias	12	1.74	0.065548
<i>Diversidade (H')</i>			
Área	1	0.134	0.714822
Dias	12	7.005	0.000000
Área*Dias	12	1.792	0.055746

As tendências de variação temporal das espécies foram similares tanto na área controle quanto na área impactada. Os poliquetas *Laeonereis acuta*, *Sigambra grubei* e *Neanthes* sp, juntamente com oligoquetas e o gastrópode *Littoridina australis* apresentaram um pico de abundância no dia anterior ao derrame experimental, que contribuiu fortemente para as diferenças encontradas entre os dias de amostragem (Figura 10).

Houve diferenças significativas na densidade de poliquetas entre dias, mas não entre as áreas ou na interação entre fatores. O poliqueta *Laeonereis acuta*, espécie mais abundante e mais freqüente em todo o experimento, seguiu o mesmo padrão dos oligoquetas nos dois tratamentos (Figura 9). A diferença entre dias resultou de uma queda na abundância dos dois táxons logo após o impacto (Figura 10).

Sigambra grubei apresentou densidade significativamente menor na área controle (Figura 10). As densidades de *Glycinde multidentis* não variaram significativamente entre as áreas e os dias, registrando-se apenas que a espécie ocorreu sempre em baixa densidade em ambos os tratamentos.

O poliqueta *Laeonereis acuta* mostrou-se tolerante à presença de óleo no sedimento, além de ~~indicar~~ apresentar uma elevada taxa de recrutamento, ~~confirmada~~ indicada pela quantidade de juvenis encontrados nas amostras (Figura 11).

Formatado: Fonte: Itálico

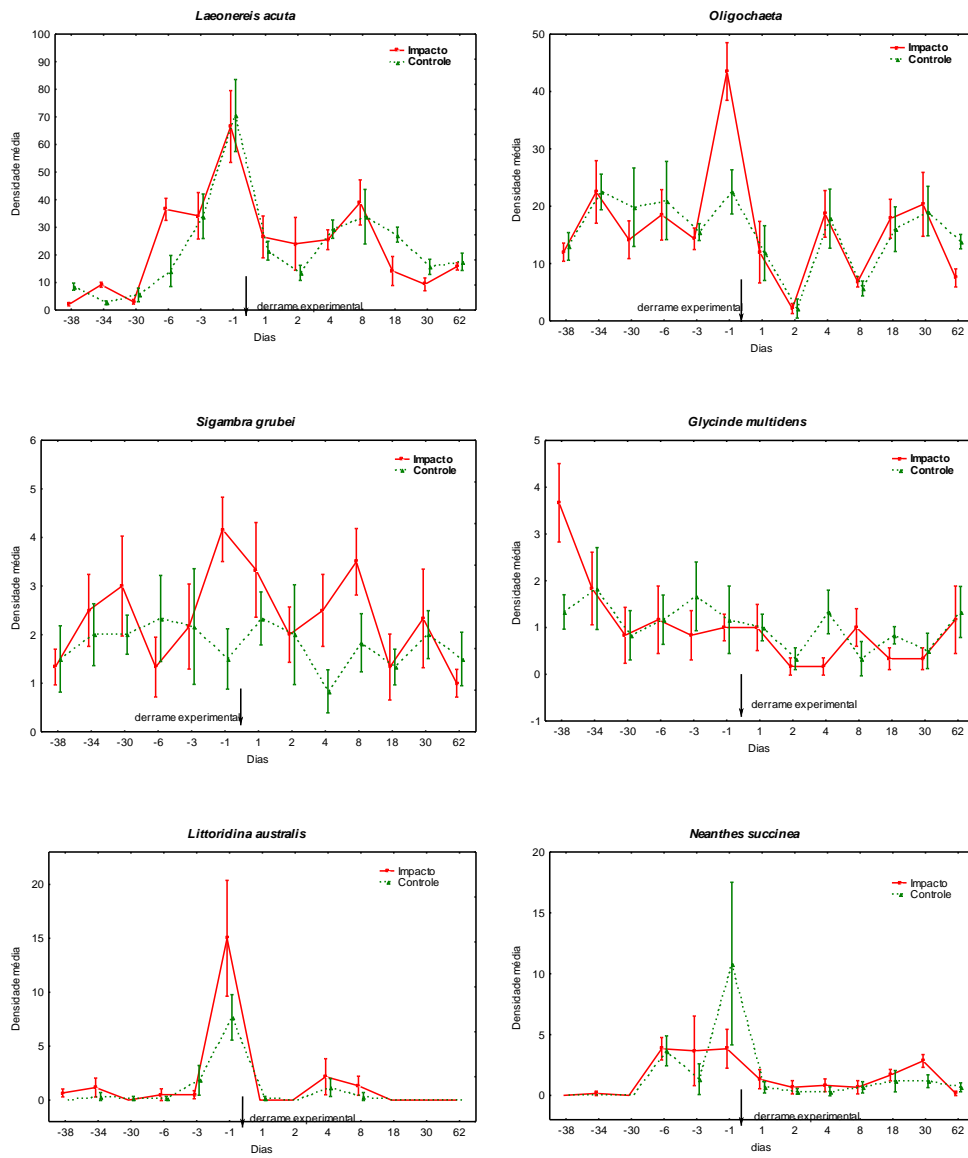


Figura 10. Variações temporais das densidades médias dos taxa numericamente dominantes nos tratamentos controle e impacto.

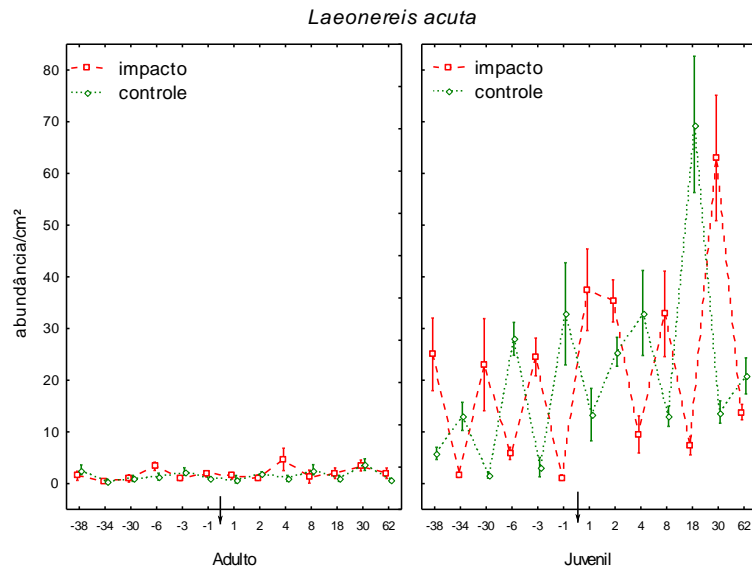


Figura 11. Variação no número médio de adultos e juvenis de *Laeonereis acuta*, como indicação da taxa de recrutamento da espécie mais freqüente em todas as amostras.

Formatado: Fonte: Itálico

4.4 ANÁLISES MULTIVARIADAS DAS RESPOSTAS DA MACROFAUNA AO IMPACTO DE ÓLEO BUNKER

A rotina SIMPER mostrou que as espécies *Laeonereis acuta* (43,38%), oligoquetas não identificados (26,87%) e *Sigambra grubei* (8,88%) foram as que mais contribuíram para a caracterização das áreas após o experimento.

Na área impactada no período anterior ao experimento houve uma predominância de poliquetas, oligoquetas e bivalves (*Tagelus divisus* e *Lucina pectinata*), representando 64,61% dos táxons e 88,33% dos indivíduos. As espécies predominantes no tratamento impactado antes e depois do experimento foram táxons de oligoquetas com 46,26% do total, *Laeonereis acuta* com 30,87% e *Sigambra grubei* com 5,02% (Tabela 6).

Formatado: Fonte: Itálico

Formatado: Fonte: Itálico

Formatado: Fonte: Itálico

Formatado: Fonte: Itálico

Formatado: Fonte: Itálico

Formatado: Fonte: Itálico

Tabela 6. Resultados da rotina SIMPER para o tratamento impactado, antes do experimento com óleo Bunker.

Grupo I – fator A (antes do impacto)					
Similaridade média: 42.80					
Espécies	Ab. Média	Sim. Média	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Oligochaeta spp</i>	20.83	19.80	2.20	46.26	46.26
<i>Laeonereis acuta</i>	25.22	13.21	0.99	30.87	77.14
<i>Sigambra grubei</i>	2.42	2.15	1.00	5.02	82.16
<i>Glycinde multidentis</i>	1.56	1.26	0.56	2.95	85.11
<i>Lucina pectinata</i>	2.03	1.17	0.57	2.74	87.84
<i>Tagelus sp</i>	1.36	0.68	0.44	1.59	89.43
<i>Capitella sp</i>	1.83	0.67	0.42	1.57	91.00

Poucas evidências haviam sido fornecidas pelas análises univariadas para corroborar a hipótese de que o óleo bunker causou impactos na estrutura da macrofauna como um todo. O mesmo padrão foi evidenciado pelas análises multivariadas. O MDS (Figura 12) e a análise de agrupamento (Figura 13) não discriminaram o tratamento controle do experimental. Entretanto, há uma razoável separação entre os períodos amostrais pré-impacto e pós-impacto em ambos os tratamentos no MDS. Os resultados confirmados pelo ANOSIM (Tabela 7) não indicaram nenhuma diferença significativa entre os tratamentos controle e impacto durante os períodos pré-derrame e pós-derrame quando comparadas as áreas “CA e

IA” (controle antes e impactada antes; $R = 0.131$, $p = 0,88$) e “CD e ID” (controle depois e impactada depois; $R = -0.086$, $p = 0,79$). Por outro lado, há uma discriminação evidente da estrutura da macrofauna nos diferentes dias de amostragem ($p = 0,01$). A análise de similaridade revelou que os tratamentos não diferiram entre si na sua composição específica, com exceção nos dias -34 e 18 que acusaram diferenças na estrutura da macrofauna entre as áreas controle e impactada. Entretanto, distintas variações foram registradas entre os dias de amostragem para as duas áreas do experimento.

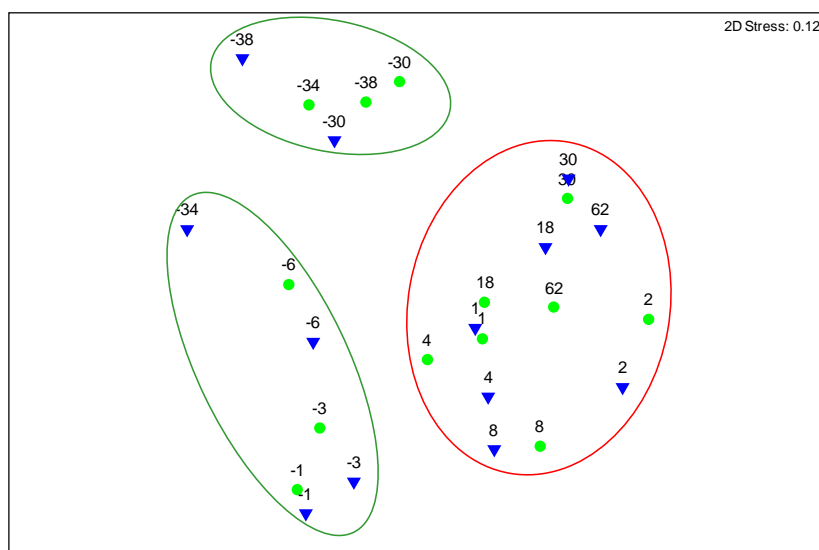


Figura 12. Análise de proximidade das médias dos valores de abundância da área Controle (●) e Impactada (▼) nos dias de amostragem com um nível de similaridade de 60%, dada pela análise de agrupamentos. Linha verde – período pré-impacto e linha vermelha – período pós-impacto.

Tabela 7. ANOSIM uni-fatorial aplicada para as áreas (controle/ impactada) e para os dias.

ANOSIM uni-fatorial		
Grupos	R Global	Nível de Significância
Areas	-0.052	85.6 %
Dias	0.937	0,1 %

A análise de agrupamentos mostra claramente uma separação de três grupos a um nível de similaridade de 60%, o primeiro formado pelos dias amostrais durante o mês de dezembro de 2005 (-38, -34 e -30), um segundo pelos dias antecedentes ao derrame experimental em janeiro de 2006 (-6, -3 e -1) e um terceiro formado pelos dias seguintes ao derrame experimental (Figura 12).

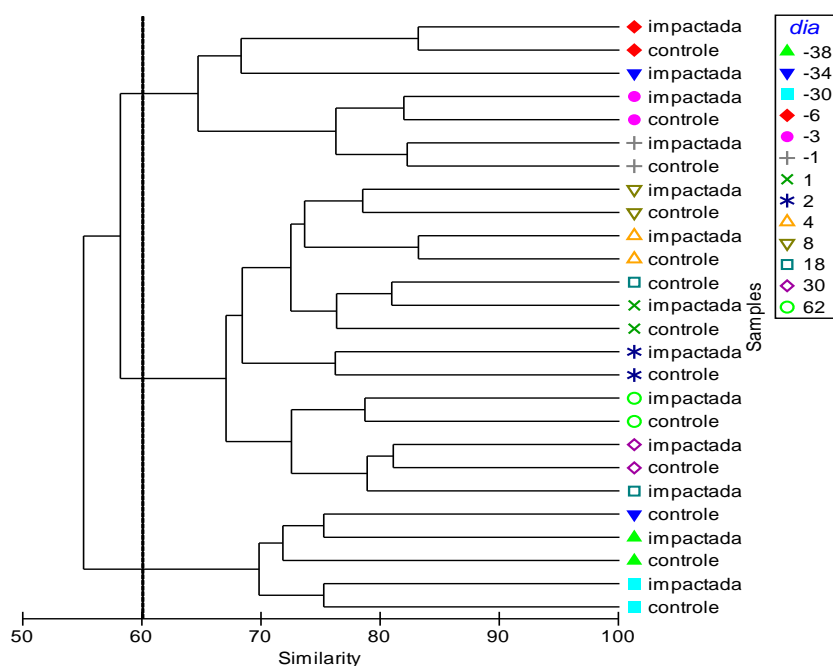


Figura 13. Análise de agrupamento das amostras das áreas controle e impactada nos distintos períodos amostrais.

As análises demonstram claramente que no decorrer do estudo a estrutura da comunidade macrofaunal variou de forma similar em ambas as áreas, como resultado da variabilidade temporal natural ou de fundo da macrofauna, independentemente da presença de óleo bunker no sedimento.

O MDS também não indicou nenhuma ordem seqüencial que sugerisse uma tendência de recuperação ou evolução do tratamento experimental após o impacto.

5 DISCUSSÃO

Como sugerido por FARACO (1999), a caracterização da área de estudo como representativa do setor euhalino de alta energia da Baía de Paranaguá deve ser considerada com cautela, já que os valores de salinidade mostraram uma clara influência da água doce de origem continental e pluvial. Estes resultados não coincidem com os observados na desembocadura do rio Maciel por NOWICKI (2006), que sempre registrou valores elevados de salinidade durante o período de baixa-mar no verão (mínimo de 27,5).

As características dos substratos locais e o teor de matéria orgânica foram semelhantes aos registrados por ALMEIDA et al. (1989) e CAMARGO (2001) em manguezais e baixios próximos. Os substratos próximos à desembocadura e nas margens não vegetadas do Rio Maciel variam de areia fina a muito fina, com um progressivo aumento dos teores de silte e argila em direção aos manguezais. As características do sedimento mostraram-se estáveis durante o período anterior e posterior ao experimento, havendo pouca variação nas classes texturais ou no teor de carbonatos e matéria orgânica.

De modo geral, o teor de matéria orgânica é maior em sedimentos de áreas vegetadas por manguezais, diminuindo conforme o afastamento dessas áreas.

Portanto, a presença do óleo bunker no tratamento impactado não parece ter alterado os valores de qualquer tipo de parâmetro abiótico medido.

As condições meteorológicas mantiveram-se constantes durante o primeiro mês subsequente ao derrame experimental. Neste contexto, não há quaisquer evidências de que processos de mortalidade possam ter sido induzidos por variações bruscas de temperatura, salinidade ou passagem de frentes frias.

O óleo depositado sobre a superfície do sedimento em uma planície de maré arenosa ou lódica tende a ser lavado pela maré, ao passo que o óleo que penetrou em subsuperfície persiste por mais tempo, com o seu tempo médio de residência dependente na taxa de biodegradação (HAYES et al., 1993). O local do experimento situava-se entre o rio do Maciel e um pequeno canal de escoamento. Devido a esta localização, o substrato do bloco impactado apresentou maior umidade, expressa pela quantidade de “poças” formadas durante a baixa-mar de sizígia. Após a simulação do impacto, com derrame do óleo, verificou-se que, durante a subida da

maré, as frações mais leves do óleo derramado no tratamento experimental rapidamente se espalharam, porém sem atingir o bloco controle. No dia seguinte ao experimento o bloco impactado apresentou poucos pontos manchados, com apenas uma fina película de óleo. Somente uma unidade amostral das seis amostradas neste dia continha óleo abaixo dos 5 cm no sedimento. Até o oitavo dia do experimento foi possível observar nas unidades amostrais pequenas quantidades de óleo sempre restritas aos primeiros 5 cm do sedimento. No restante da área impactada não foi detectado nenhum resquício de óleo no sedimento.

MILANELLI (1994) verificou que o óleo necessita de um tempo maior na superfície da água para que seus hidrocarbonetos mais leves sejam evaporados ou dissolvidos e para que sua densidade seja aumentada o suficiente para sedimentar. A rápida subida da maré nos tratamentos interferiu no processo de sedimentação do óleo, tanto que foi possível visualizar o rápido deslocamento da mancha de óleo para dentro de um canal de escoamento durante a primeira hora da preamar, enquanto o baixio estava sendo recoberto. A fração mais solúvel foi claramente deslocada sobre a superfície da água acompanhando a direção preferencial da corrente de enchente.

Estudos anteriores desenvolvidos na proximidade da área de estudo permitem reconhecer diversos padrões de ocorrência e dominância da macrofauna bêntica local. A riqueza de espécies e diversidade específica seguiram o padrão característico dos bancos não-vegetados da região, que normalmente sustentam uma macrofauna bêntica pouco abundante e diversificada em comparação com sistemas adjacentes como, por exemplo, as marismas (LANA & GUISS, 1991; NETTO, 1993). A fauna de invertebrados no baixio estudado é composta principalmente de filtradores e detritívoros, sendo dominada por poliquetas detritívoros como *Laeonereis acuta*, oligoquetas e juvenis de bivalves. A composição de espécies é similar àquela registrada por outros estudos em bancos não-vegetados da região (LANA & GUISS, 1991; NETTO, 1993), sendo as espécies mais comuns os poliquetas *Laeonereis acuta*, *Sigambra grubei* e *Glycinde multidentis* e os bivalves *Lucina pectinata* e *Tagelus sp.*

Os 64 taxa encontrados no presente estudo representam uma diversidade similar àquela observada em outros trabalhos realizados em áreas próximas, havendo algumas diferenças na composição das espécies, principalmente as

numericamente dominantes. LANA & GUISS (1991), estudando um banco não-vegetado adjacente à uma marisma, encontraram 76 espécies, com predominância dos poliquetas *Sigambra grubei*, *Glycinde multicens*, *Capitella* sp e *Laeonereis acuta*, dos bivalves *Lucina pectinata*, e *Tellina* sp. e dos crustáceos *Kalliapseudes schubarti* e *Corophium acherusicum*. *K. schubarti* e *C. acherusicum* não ocorreram no presente estudo.

A composição da associação local difere também daquela registrada em bancos não-vegetados da Baía de Paranaguá por NETTO (1993), principalmente devido à baixa ocorrência do bivalve *Anomalocardia brasiliiana* e do gastrópode *Littoridina australis*. Uma diferença importante foi a baixa frequência do poliqueta *Capitella* sp, comum na região e pertencente a um gênero reconhecido como oportunista. A baixa frequência ou ausência dessa espécie de poliqueta também foi registrada por FARACO & LANA (2003). Essa espécie costuma colonizar rapidamente áreas poluídas ou defaunadas e tende a tornar-se dominante ao longo dos primeiros meses após um distúrbio (SANDERS et al., 1980; LEVIN et al., 1996). Um estudo experimental realizado em uma marisma próxima mostrou que o capitelídeo *Heteromastus similis* também se comportou como espécie tolerante ou oportunista à presença de óleo no ambiente (WOLINSKI, 2005). No presente estudo essa espécie teve baixa ocorrência, o que impede uma discussão a respeito da sua maior ou menor tolerância ao contaminante no baixio.

Embora não fossem encontrados organismos adultos mortos nos dias imediatamente posteriores ao impacto, a presença do poliqueta *Laeonereis acuta* com o óleo bunker aderido ao corpo confirma que o óleo bunker efetivamente entrou em contato direto com a fauna das áreas impactadas. Sabe-se que compostos do petróleo, principalmente os HPAs, são altamente tóxicos para todos os níveis celulares e metabólicos (KENNISH, 1997) e o baixo peso molecular desses compostos parece ser a causa da toxicidade aguda do petróleo (SPIES, 1988).

Não ocorreu mortalidade em massa de indivíduos, ao contrário do padrão registrado em outros estudos, descritivos ou experimentais (SANDERS et al., 1980; DUTRIEUX et al., 1989; CHUNG et al., 2004; WOLINSKI, 2005). Alterações comportamentais também foram raras e pouco evidentes. No entanto deve-se considerar que conclusões a respeito de alterações comportamentais, como as taxas de alimentação, e fisiológicas, como a modificação de vias metabólicas, exigiriam

estudos mais detalhados e de longo prazo, preferencialmente através de bioensaios de laboratório.

~~No presente trabalho, o~~ poliqueta *Laeonereis acuta* mostrou-se tolerante ao impacto, com ~~baixa taxa de mortalidade~~ aparecimento de um elevado número de juvenis nos primeiros dias após o derrame. Após esse período, observou-se um período de recuperação, com densidades populacionais até duas vezes maiores no final do que no início do experimento. WOLINSKI (2005) registrou elevada taxa de mortalidade e desaparecimento do poliqueta *Laeonereis acuta* após duas semanas ao impacto com óleo Bunker, considerando esta espécie sensível ao impacto. O comportamento descrito por este autor não correspondeu ao observado no presente estudo, com quedas populacionais pouco significativas após o início do experimento.

Vários autores citam os poliquetas como espécies resistentes a altos níveis de hidrocarbonetos no sedimento, além de descreverem o comportamento oportunista de algumas espécies dos gêneros *Capitella* e *Mediomastus* (SANDERS et al., 1980; BRIDGES et al., 1994; DAAN et al., 1994; DAUVIN, 2000; BLANCHARD et al., 2003; CHUNG et al., 2004).

A fauna local foi persistente na escala temporal adotada, como mostrado pela resposta geral no tratamento controle. O número de espécies e as densidades populacionais não diferiram significativamente ao longo do experimento, com ou sem adição de óleo. Resultados similares também foram reportados por FARACO & LANA (2003), quando comparadas áreas controle com áreas experimentais com adição de óleo diesel e defaunação mecânica de sedimentos de um manguezal em área próxima no rio Maciel.

A resposta da comunidade macrobêntica foi muito semelhante em ambos os tratamentos. Não foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos controle e impacto quanto ao número total de indivíduos, riqueza de espécies e ~~índice de diversidade de Shannon & Wiener ao longo do experimento.~~ Ao longo do experimento, ocorreram, no entanto, variações significativas na abundância de indivíduos, riqueza de espécies e ~~índice de diversidade de Shannon & Wiener~~, marcadamente menores até dois dias após o derrame.

Uma significativa redução nas médias de densidade da macrofauna foi registrada nos dois primeiros dias após o derrame, em ambos os tratamentos. Os

indivíduos mais jovens, por serem menos tolerantes que os adultos, podem ter morrido e os adultos evitaram ou emigraram dos locais com óleo bunker.

Entretanto, Por outro lado, o subsequente aumento do número de poliquetas e oligoquetas quatro dias após o derrame pode ser atribuído à disponibilidade de matéria orgânica provocada pela degradação do óleo que percolou o sedimento. Além disso, a presença de bactérias biodegradantes pode ter atraído algumas espécies detritívoras para a área contaminada.

Baixas taxas de mortalidade e ausência de alterações comportamentais não eram esperadas devido às características ecotoxicológicas do óleo Bunker. No entanto, é preciso registrar que as características sedimentológicas do local, juntamente com as características superficiais do lençol freático, não permitiram maior penetração do contaminante a profundidades abaixo de 5 cm do sedimento. Outros fatores que reduzem o potencial de retenção do óleo e hidrocarbonetos no ambiente incluem níveis altos de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão e temperaturas altas da água (ALBERS, 1994). Uma queda populacional marcada, seguida de rápida recuperação em ambas as áreas, pode indicar uma variabilidade natural da comunidade benthica do baio em função de algum evento não reconhecido ou discriminado, não necessariamente relacionada com o impacto direto por óleo. Essas variações poderiam eventualmente mascarar o reconhecimento adequado da variabilidade causada pela presença do óleo no tratamento impactado.

No entanto, não se pode descartar a hipótese de que houve contaminação na área controle por frações solúveis do óleo, não evidentes a olho nu, uma vez que as respostas dos descritores biológicos foram similares em ambas as áreas, como evidenciado pelas quedas populacionais logo após o evento de contaminação aguda. Contudo, mesmo que as frações solúveis do óleo tenham influenciado a queda populacional do macrobentos no controle, uma contaminação maior deveria ter ocorrido na área do derrame. Neste sentido, delineamentos amostrais de trabalhos desta natureza devem ser particularmente rigorosos com a escolha e localização dos sítios controle.

Por outro lado, a estratégia de amostragem antes e após o impacto (BACI) com a utilização de uma única área controle, aparentemente não se mostrou a mais adequada para a comparação dos descritores da comunidade entre as áreas.

UNDERWOOD (1996) sugeriu que a comparação de uma área perturbada com um único local de controle nem sempre é o melhor método para avaliar impactos ambientais. Embora o número de organismos em um local perturbado possa ser menor ou maior que na área controle, essa variabilidade pode refletir uma conjuntura “natural” e não a presença de um contaminante. Poderão ocorrer variações intrínsecas devido a inúmeros processos que causam mudanças na abundância de uma população, como os processos de recrutamento, mortalidade ou migração. Assim, o uso de um único local de controle não parece adequado para detectar estatisticamente o impacto de alguma atividade na área perturbada.

6 CONCLUSÕES

De modo geral, a abordagem experimental mostrou que os impactos do óleo Bunker foram pouco relevantes para descritores biológicos da comunidade macrobêntica. Poucas espécies tiveram suas atividades de locomoção, alimentação e respiração afetadas. Da mesma forma, as densidades populacionais das espécies numericamente dominantes tampouco foram afetadas de forma significativa, ex. a presença de juvenis de *Laeonereis acuta* logo após o impacto. Os resultados deste estudo sugerem que o macrobentos do ecossistema de baixio do Rio Maciel pode tolerar contaminações de baixos níveis resultante de pequenas descargas. Estas considerações devem ser contextualizadas na escala espacial e temporal adotada no experimento e não devem se extrapoladas para outras escalas de observação e mensuração. Altas concentrações de óleo, particularmente em situações de acidentes com navios tanques, poderão causar mortalidade em larga escala como um resultado da toxicidade aguda.

A estrutura da comunidade variou de forma similar nas duas áreas, mais como um resultado da variabilidade temporal natural da macrofauna do que pela presença de óleo Bunker no sedimento. A estratégia amostral com adoção de uma única área controle não se mostrou adequada para a comparação da variabilidade temporal da comunidade.

Este trabalho ressalta a importância de estudos experimentais, com simulação e acompanhamento de impactos em pequenas escalas espaciais e temporais, na tentativa de identificar espécies macrobênticas que possam servir de indicadores biológicos confiáveis na eventualidade de derrames de óleo em regiões estuarinas. A importância do conhecimento prévio da área é enfatizada, para que ações mitigadoras de acidentes envolvendo hidrocarbonetos de petróleo tenham sua eficiência ampliada e seus custos reduzidos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERS, P. H. Petroleum and individual polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Hoffman, D. J. *et al* (Ed.). **Handbook of Ecotoxicology**. Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers, 2004. 330 f.

ALMEIDA, M. V. O.; CONTI, L. M. P.; COUTO, E. C. G.; FREITAS, C. A. F.; LOPES, M. J. S.; SILVA, M. H. C. **Estudo biológico integrado da Foz da Gamboa do Maciel (Paranaguá, Paraná) durante dois ciclos de maré**. 1989. Dissertação (Especialização em Ecologia de Sistemas Estuarinos) – Centro de Biologia Marinha, Universidade Federal do Paraná. Pontal do Sul. 227 f.

BLANCHARD, A.L.; FEDER, H.M; SHAW, D.G. Variations in benthic fauna underneath an effluent mixing zone at a marine oil terminal in Port Valdez, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 1583–1589. 2003.

BILYARD, G. R. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, v.18, n. 11, p. 581-585. 1987.

BRIDGES, T. S.; LEVIN, L. A.; CABRERA, D.; PLAIA, G. Effects of sediment amended with sewage, algae, or hydrocarbons on growth and reproduction in two opportunistic polychaetes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 177, n. 1, p. 99-119. 1994.

CHUNG, I.Y.; CHO, K.; HIRAOKA, K.; MUKAI, T.; NISHIJIMA, W.; TAKIMOTO, K.; OKADA, M. Effects of oil spill on seawater infiltration and macrobenthic community in tidal flats. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 959–963, 2004.

CAMARGO, M. G. **Análise Experimental das Interações Biológicas da Macrofauna e Meiofauna Bêntica de Manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina – PR**. Curitiba. 2001. Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná. 129 f.

CAMARGO, M. G. **SYSGRAM para windows**: sistema de análises granulométricas. Pontal do sul. 1999.

CARMAN, K.R., FLEEGER, J.W., POMARICO, S.M. Does historical exposure to hydrocarbon contamination alter the response of benthic communities to diesel contamination? **Marine Environmental Research**, v. 49, p. 255–278. 2000.

CEM/UFPR. Estudo & Análise de Risco Ambiental das Operações do DTSUL/GEPAR: caracterização. Pontal do Paraná, 2001. 69 p. **Relatório Técnico**.

CEM/UFPR. Avaliação da Contaminação por Hidrocarbonetos de Petróleo nos Sedimentos, Peixes, Ostras, Siris e Caranguejos da Região Afetada pelo Acidente do Navio Vicuña na Baía de Paranaguá e Identificação de Alterações de Bioindicadores e no Padrão Natural da Estrutura da Ictiofauna nas Áreas Atingidas. Pontal do Paraná, 2005. 191p. **Relatório Técnico**.

CLARKE, P. J. & WARD, T. J. The response of southern hemisphere saltmarsh plants and gastropods to experimental contamination by petroleum hydrocarbons. **Journal of Experimental Biology and Ecology**, v. 175, n. 1, p. 43-57, 1994.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition**. PRIMER- E, Plymouth Marine Laboratory, UK, 2001.

CRAPEZ, M. A. C. Efeitos dos hidrocarbonetos de petróleo na biota marinha. In: Moraes, R.; Crapez, M.; Pfeiffer, W.; Farina, M.; Bainy, A.; Teixeira, V. (eds). **Efeitos de Poluentes sobre Organismos Marinhos**. São Paulo: Arte & Ciência Villipres, 2001, p. 255- 269.

CUNHA, S. R. Os manguezais da Baía de Paranaguá e sua interação com a coluna d'água adjacente. Pontal do Sul. Centro de Estudos do Mar, UFPR. 1996. **Relatório Técnico**.

DAAN, R.; MULDER, M.; LEEUWEN, A.V. Differential sensitivity of macrobenthic species to discharges of oil contaminated drill cuttings in the North Sea. **Netherlands Journal of Sea Research**, v. 33, n. 1, p.113-127, 1994.

DAUVIN, J.C. The muddy fine sand *Abra alba* - *Melinna palmata* community of the Bay of Morlaix twenty years after the *Amoco Cadiz* oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 528–536, 2000.

DUTRIEUX, E. & MARTIN, F. Oil Pollution and Polychaeta in an Estuarine Mangrove Community. **Oil & Pollution**, v. 5, p. 239-262. 1989.

DUTRIEUX, E. **Approche Descriptive et Experimentale de l'impact des Hydrocarbures sur la Mangrove: le cas du Delta de la Mahakam (Borneo, Indonesie)**. 1989. These de Doctorat, Universite des Sciences et Techniques du Languedoc. 276 f.

ELIAS, R.; LANA, P. C.; ALVES, P. R.; LORENZI, L.; CORDEIRO, M.; CIM, R. V. Recolonização da macrofauna bêntica em um manguezal da Baía de Paranaguá (Paraná). **Resumos do XXI Congresso Brasileiro de Zoologia**, Porto Alegre, 1996. p. 31.

EWA-OBOHO, I. O. & ABBY-KALIO, N. J. Effects of simulated oil exposure on two intertidal macrozoo benthos: *Tympanotonus fuscata* (L.) and *Uca tangeri* (Eydoux, 1935) in a tropical estuarine ecosystem. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 28, p. 232-243. 1994.

FARACO, L. F. D. **Efeitos do derrame experimental de óleo diesel sobre o macrobentos de uma área de manguezal da Baía de Paranaguá (Paraná)**. Curitiba. 1999. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Ciências Biológicas - Universidade Federal do Paraná.

FARACO, L. F. D. & LANA, P. C. Response of polychaetes to oil spill in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá bay (SE Brazil). **Hydrobiologia**, v. 496, p. 321-328, 2003.

GÓMEZ GESTEIRA, J.L. & DAUVIN, J.C. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). **Marine Environmental Research**, v.60, p. 289–316, 2005.

HAYES, M. O. et al. Distribution of oil from Gulf war spill within intertidal habitats – one year later. **Proceedings of 1993 International Oil Spill Conference**, pp. 373-381, 1993.

HYLAND, J. et al. Monitoring Long-Term Effects of Offshore Oil and Gas Development Along the Southern California Outer Continental Shelf and Slope: Background Environments Conditions in the Santa Maria Basin. **Oil & Chemical Pollution**, v. 6, p. 195-240. 1990.

IBAMA /IAP. Laudo técnico do acidente do navio Vicuña, ocorrido em Paranaguá no dia 15 de novembro de 2004. Paranaguá, 2005. 68 p. **Relatório técnico**.

KENNISH, M. J. Oil Pollution. In: **Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution**. CRC Press marine science series. p. 83 -175. 1997.

KNOPPERS, B. A., BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. Ecological Studies in the Bay of Paranaqua. II Some Physical and Chemical Characteristics. **Nerítica**, v. 2, p. 1-36. 1987.

LANA, P. C., BROGIM, R., SANTOS, C. S. G. & PAGLIOSA, P. R. Efeitos do derrame experimental de óleo diesel sobre o macrobentos da Ilha Rasa da Cotinga (Baía de Paranaguá, Paraná). **Anais da 3ª Reunião Especial da SBPC, Ecossistemas Costeiros**, 1996. pp. 462-463.

LANA, P. C. et al. Diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Manguezal do Rio Perequê. Pontal do Sul. FUNPAR – IBAMA – FOSPAR – Prefeitura de Pontal do Paraná. 2002. p. 54-55. **Relatório Técnico**.

LANA, P. C. As marismas da baía de Paranaguá: características gerais, modos de apropriação e implicações para a legislação ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Editora UFPR, Curitiba, v. 8, p. 11-23, jul./dez. 2003.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The subtropical Estuarine Complexo f Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlim: Springer Verlag, 2001, p. 131-145.

LANA, P. C. & GUISS, C. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat os Paranaguá Bay (southeastern Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, v. 73, p. 231-244, 1991.

LANA, P. C.; COUTO, E. C. G.; OLIVEIRA, M. V. O. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (Brazil). **Bull. Mar. Sc.**, v. 60, n. 2, p. 433-442, 1997.

MARTIN, F.; DUTRIEUX, E.; DEBRY, A. Natural recolonization of a chronically oil polluted mangrove soil after a de-pollution process. **Ocean & Shoreline Management**, v. 14, p. 173-190, 1990.

LFM/CEM. Laboratório de Física Marinha- Centro de Estudos do Mar. Disponível em: <<http://www.cem.ufpr.br/fisica/index.htm>>. Acesso em: 23 jun. 2005.

MILANELLI, J.C.C. **Efeitos do Petróleo e da Limpeza por Jateamento em um Costão Rochoso da Praia de Barequeçaba, São Sebastião, S.P.** 1994. Dissertação (mestrado) - Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico.

MONTEIRO, A. G. **Metodologia de Avaliação de Custos Ambientais Provocados por Vazamento de Óleo - O Estudo De Caso Do Complexo Reduc-Dtse.** 2003. Tese (Pós-Graduação em planejamento energético e ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. 270 f.

NETTO, S. A. **Composição, Distribuição e Variabilidade Sazonal de Macrofauna Bêntica de Marismas e Bancos Não Vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. 1993. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná. 91 f.

NETTO, S. A. & LANA, P. C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of south-eastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, v. 106, p. 236-247.1994.

NOAA, 2003. An introduction to coastal habitats **and biological resources for oil spill responses**. Report No. HMRAD 92-4.

NOERNBERG, M. A., LANA, P. C. A Sensibilidade de Manguezais e Marismas a Impactos por Óleo: Fato ou Mito? **GEOGRAFARES**. Vitória, n. 3, 2002.

PETROBRÁS. **Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil**. v. I, p. 1-123. 1992.

PETROBRÁS. **Mapas de sensibilidade ambiental a derrames de óleo**. Rio de Janeiro. 2006. 166 f.

SANDERS, H. L. et al. Anatomy of an Oil Spill: Lon-Term Effects From the Grounding of the Barge Florida off West Falmouth, Massachussetts. **Journal of Marine Research**, v. 38, p. 265-381. 1980.

SCHERRER, P.; MILLE, G. Biodegradation of crude oil in an experimentally polluted peaty mangrove soil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 9, p. 430-432. 1989.

SCHRATZBERGER, M.; DANIEL, F.; WALL, C. M.; KILBRIDE, R.; MACNAUGHTON, S. J.; BOYD, S. E.; REES, H. L.; LEE K.; SWANNELL, R. P. J. Response of estuarine meio- and macrofauna to in situ bioremediation of oil-contaminated sediment . **Marine Pollution Bulletin**, v. 46 , p. 430–443, 2003.

SCPMEU. Steering Committee for the Petroleum in the Marine Environment Update. **Oil in the Sea. Inputs, Fates, and Effects.** National Academy Press, 1985. 601 f.

SPIES, R. B.; HARDIN, D. D.; TOAL, J. P. Organic enrichment or toxicity? A comparison of the effects of kelp and curde oil in sediments on the colonization and growth of benthic infauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 124, p. 261-282. 1988.

SUCHANEK, T. H. Oil impacts on marine invertebrates populations and communities. **American Zoologist**, v. 33, p. 510-523. 1993.

UNDERWOOD, A. J. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. **Ecol Appl**, v. 4, p. 3–15. 1994.

UNDERWOOD, A. J. **Environmental design and analysis in marine environmental sampling.** 1996. Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) Manuals and Guides.

YAMADA *et al.* Study on the fate of petroleum-derived polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and the effect of chemical dispersant using an enclosed ecosystem, mesocosm. **Marine Pollution Bulletin**, v. 47, p. 105-113. 2003.

WEISSENFELS, W. D.; KLEWER, H. J.; and LANGHOFF, J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 36, p. 689-696, 1992.

WOLINSKI, A. L. T. **O. Impactos do derrame de óleo bunker e óleo diesel sobre a macrofauna bêntica de uma marisma.** Pontal do Paraná, 2005. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná. 25 f.