

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

**RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNTHICA ESTUARINA A
DISTÚRBIOS: EXPERIMENTOS DE EUTROFIZAÇÃO E
RECOLONIZAÇÃO NO CANAL DE SANTA CRUZ-PE.**

MÔNICA LÚCIA BOTTER-CARVALHO

RECIFE

2007

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

**RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNTECA ESTUARINA A
DISTÚRBIOS: EXPERIMENTOS DE EUTROFIZAÇÃO E
RECOLONIZAÇÃO NO CANAL DE SANTA CRUZ-PE.**

MÔNICA LÚCIA BOTTER-CARVALHO

RECIFE

2007

MÔNICA LÚCIA BOTTER-CARVALHO

**RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNICA ESTUARINA A
DISTÚRBIOS: EXPERIMENTOS DE EUTROFIZAÇÃO E
RECOLONIZAÇÃO NO CANAL DE SANTA CRUZ-PE.**

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

ORIENTADOR:

Profº Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

RECIFE

2007

B751r

Botter-Carvalho, Mônica Lúcia

Resposta da macrofauna bêntica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no Canal de Santa Cruz-PE / Mônica Lúcia Botter-Carvalho. – Recife: O Autor, 2007.

198 f., il., tabs., gráfs.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2007.

Inclui referências bibliográficas e anexo.

1. Oceanografia. 2. Macrofauna Estuarina. 3. Eutrofização. 4. Defaunação - Canal de Santa Cruz-PE. 5. Recolonização - Canal de Santa Cruz-PE. I. Título.

551.46 CDD (22.ed.)

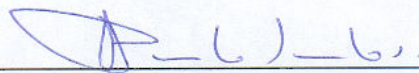
BCTG/2007-076

MÔNICA LÚCIA BOTTER-CARVALHO

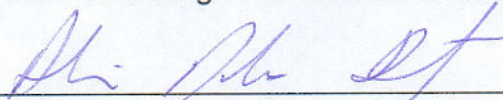
**RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNICA ESTUARINA A
DISTÚRBIOS: EXPERIMENTOS DE EUTROFIZAÇÃO E
RECOLONIZAÇÃO NO CANAL DE SANTA CRUZ-PE.**

Tese defendida e aprovada pela Banca Examinadora em 26.02.2007.

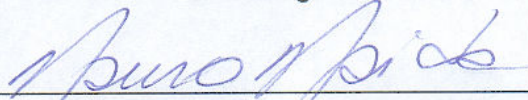
Examinadores:



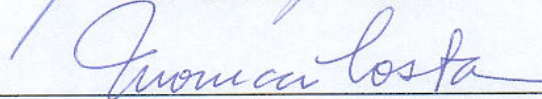
Profº Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos (Orientador)



Profº Dr. André Morgado Esteves



Profº Dr. Mauro Maida



Profª Drª Mônica Ferreira Costa



Profº Drº Paulo da Cunha Lana

Suplentes:

Profª Drª Lília Pereira de Souza Santos

Profº Dr. José Roberto Botelho de Souza

RECIFE

2007

**Ao meu amado marido Paulo,
pelo amor que rege o meu equilíbrio.**

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro concedido através da Bolsa de Doutorado e pela taxa de bancada indispensável para a realização deste trabalho;

Ao CNPq, pelo apoio financeiro concedido através do Edital Universal (Proc. n° 477972/2004-7);

Ao meu marido o Biólogo Paulo Vladmir da Costa Carvalho pelo amor, paciência, incentivo, identificação das microalgas e ajuda em todas as etapas deste trabalho. Gostaria de conseguir expressar melhor minha gratidão e meu amor por você, mas não sou muito boa com as palavras românticas...

Ao Professor Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos, meu orientador, pela amizade construída, pelos valiosos ensinamentos nestes 8 anos juntos e por ter acreditado e confiado em minha capacidade profissional, me dando oportunidades para mostrar o meu trabalho. Obrigada por muitas vezes ter sido tão duro comigo. Isto é a prova real de que você acreditava que eu podia fazer algo melhor.

Aos membros da Banca Examinadora pelas críticas e sugestões indispensáveis à melhoria deste trabalho.

Aos meus pais José Domingos e Maria Eugênia pelo amor e por terem me educado de forma a me tornar uma pessoa justa, trabalhadora e verdadeira.

Aos meus irmãos Júnior e Regina que mesmo sem entender com o que eu realmente trabalho, sempre me incentivaram e torceram por mim.

A meus sobrinhos e “quase” filhos Maria Eduarda (“Duda”), Maria Clara (“Big-Big”), Maria Beatriz (“Bia”), Matheus (“Pulguinto”) e Gabriela (que ainda está a caminho...) pelos momentos de alegria!

A meu sogro Dr. Paulo Carvalho e minha sogra Yvete pelo incentivo e ajuda em todos os momentos da minha vida e, em especial a minha sogra pelo exemplo de luta e superação.

À Coordenadora do Curso de Pós-Graduação em Oceanografia Professora Dra. Lília Pereira de Souza-Santos pela amizade, oportunidades e apoio durante todo o Curso.

À Engenheira Clélia Freitas de Araújo, Gerente de Controle de Qualidade e à Engenheira Julita Formiga, Chefe da Divisão de Controle de Laboratórios da COMPESA, pela amizade e autorização para utilizar a estrutura dos laboratórios.

Ao Químico Nicácio Arruda, Coordenador do Lab. de Físico-Química da COMPESA, pela amizade, empréstimo de material de análise e por disponibilizar a estrutura do laboratório.

A todos que fazem parte do Lab. de Hidrobiologia da COMPESA, em especial ao Coordenador Paulo Carvalho por disponibilizar toda a estrutura e os equipamentos do LABHIDRO, fundamentais para a realização deste trabalho.

À Bióloga Joanne D'arc Bezerra da Silva, do Lab. de Hidrobiologia da COMPESA, pela amizade e ajuda incondicional e incansável durante a lavagem das amostras de macrofauna. Sua ajuda foi fundamental para a conclusão deste trabalho de modo que sempre serei grata!

Ao Prof. Dr. Simão Dias Vasconcelos, do Depto de Zoologia da UFPE, pela amizade e estímulo ao meu crescimento profissional.

À Profª Dra. Verônica Genevois, do Depto de Zoologia, pela amizade, estímulo, apoio e pelo carinho com que sempre me tratou.

À Profª Dra. Cleide Albuquerque do Depto de Zoologia da UFPE pela amizade e por disponibilizar os equipamentos do Lab. de Invertebrados Terrestres, fundamentais ao desenvolvimento deste trabalho.

À Profª Dra. Eduarda Larrazabal, do Depto de Zoologia da UFPE, pela amizade, apoio e por disponibilizar os equipamentos do Laboratório de Zooplâncton Marinho.

Aos técnicos em Laboratório do Depto de Zoologia Sr. Ramiro Correia Filho e Sr. José Roberto Rocha pela amizade, simpatia, presteza e ajuda.

A todos que fazem parte do Laboratório de Meiofauna, em especial a Virág Venekey minha grande companheira durante as disciplinas do Curso e pela amizade que construímos.

Ao Professor Dr. José Souto Rosa Filho, da UFPA, pela amizade, sugestões, incentivo, esclarecimentos, literatura cedida e novidades trazidas a cada visita.

À Profª Dra. Mônica Ferreira Costa, do Depto. de Oceanografia da UFPE, pela amizade conquistada e pelo carinho, incentivo e alegria sempre que nos encontramos.

Às Biólogas Alzira Patrícia ("Tita Linda") e Maria dos Prazeres Lima minhas amigas, tão diferentes entre si, mas com qualidades que as tornam especiais para mim.

À amiga e doutoranda Adriane Wandenness que com sua doçura, sempre me incentivou a superar minhas limitações ou pelo menos a pensar nelas. Obrigada!

À amiga e doutoranda Danielle Menor Vasconcelos que me ensinou que é possível “brigar” pelos nossos direitos, em todos os aspectos da vida, sem deixar de ser querida.

À amiga estudante de Biologia Ana Paula Valença por ter se apaixonado pela macrofauna, entre tantos meiobentólogos, e não deixar o estudo da macrofauna morrer no LABDIN. Graças a você não me senti tão sozinha.

À amiga Priscila Murolo, pela amizade, momentos de descontração e exemplo de capacidade de superação.

À Bióloga Enilma Marques, do Lab. de Zooplâncton Marinho, grande companheira no “turno” da noite.

Ao amigo Diógenes, cuja amizade foi construída com muito respeito e admiração.

A todos que me ajudaram e “adoravam” ir a campo: Alzira (A mais animada!), Paulo Carvalho (Sem Opção!), Danielle, Renata, Ananias Jr., Raquel, Adriane, Aureliana, Prof. Paulo Santos, Maria dos Prazeres, Emanuela e Ana Paula.

A todos que fazem parte do LACMAR: Prof José Roberto B. Souza, Maria dos Prazeres, Eduardo “Tommasi”, Hilquias, Paulo Bonifácio, Ana Maria, Glória, Adriane e Selma pela amizade que construímos durante o tempo em que dividimos o mesmo “teto”.

Ao Funcionário do Depto de Oceanografia Beto Silva, sua esposa Cícera e filhos Gilberto e Nádia, moradores de Itapissuma, pela ajuda fundamental durante toda realização dos experimentos, sempre com muita simpatia, respeito, disposição e bom humor.

A todos que fazem parte do Laboratório de Dinâmica de Populações (LABDIN): Paulo Santos, Alzira Patrícia, Danielle, Renata, Tatiana (“agregada”), Adriane, Ana Paula, Paulo Carvalho, Priscila, Ananias Jr. e Raquel.

À secretária da Pós-Graduação em Oceanografia Myrna Lins, uma amiga, sempre disponível a nos ajudar com paciência e simpatia.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1	Mapa da região de Itamaracá e Canal de Santa Cruz com a localização da área de estudo, com destaque para a disposição das áreas experimentais.....	38
Figura 2	Desenho amostral do experimento de enriquecimento realizado em uma planície de maré no Canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE), destacando na tabela a localização das pseudoréplicas amostradas em cada dia de coleta, em cada um dos nove quadrados (réplicas dos tratamentos: Controle, Baixa Dose e Alta Dose).....	40
Figura 3	Médias mensais de temperatura do ar e precipitação pluviométrica total entre o período de fevereiro de 2005 a fevereiro de 2006, obtidos na Estação Recife (fonte: INMET). A escala interna representa o período de coleta (outubro de 2005 a janeiro de 2006), destacando os dias de amostragem.....	53
Figura 4	Variação da salinidade da água intersticial no sedimento ao longo dos estratos, durante o período de estudo. As barras de erro indicam o desvio padrão (n.a: não amostrada).....	54
Figura 5	Variação temporal do potencial de oxi-redução (Eh) entre 0-20cm (Eh médio) e ao longo dos estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose.....	55
Figura 6	Variação semanal das concentrações de clorofila-a ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os dias em destaque representam as datas de amostragem da macrofauna. Os asteriscos indicam diferenças significativas das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	57
Figura 7	Variação semanal das concentrações de feopigmentos ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os dias em destaque representam as datas de amostragem da macrofauna. Os asteriscos indicam diferenças significativas das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	58
Figura 8	Variação temporal e vertical dos percentuais de matéria orgânica nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).....	59
Figura 9	Variação temporal dos percentuais de silte+argila nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3) (na: não amostrada).....	60

Figura 10	Variação temporal das concentrações de Nitrogênio total no sedimento, ao longo dos estratos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).....	61
Figura 11	Variação temporal das concentrações de Fósforo total no sedimento, ao longo dos estratos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).....	61
Figura 12	Distribuição vertical dos casulos de oligoquetos nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. Os valores referem-se aos percentuais médios, excluindo-se os valores do Dia 0.....	63
Figura 13	Variação dos atributos univariados da comunidade ao longo do processo de enriquecimento nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os asteriscos indicam diferenças das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	65
Figura 14	Variação temporal das abundâncias médias da macrofauna ao longo do perfil vertical durante o processo de enriquecimento nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os gráficos estão apresentados em diferentes escalas. Os asteriscos indicam diferenças das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	67
Figura 15	Variação temporal e vertical das abundâncias médias das espécies mais representativas nas áreas experimentais. As barras de erro representam os intervalos de confiança das médias para um nível de significância de 5% (n=3) (Os gráficos estão apresentados em diferentes escalas).....	69
Figura 16	Distribuição vertical da macrofauna (abundância relativa) nas áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) ao longo do período de enriquecimento.....	70
Figura 17	Curvas de k -dominância a partir dos dados de abundância da macrofauna nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose, ao longo dos dias de amostragem.....	72
Figura 18	Variação temporal da estrutura trófica da macrofauna das áreas experimentais representada pelas percentuais de detritívoros, suspensívoros e predadores carnívoros.....	75
Figura 19	Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais de amostragem entre os dias 0-118. As linhas mostram o padrão das trajetórias das três áreas experimentais (B - Baixa Dose, A - Alta Dose e C - Controle).....	76
Figura 20	Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle (CT), Baixa Dose (BD) e Alta Dose (AD) ao longo da série temporal de amostragem (dias 0-118). Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p<0,05$	77

Figura 21	Ordenação MDS derivada das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais nos diferentes estratos de amostragem entre os dias 0 e 118. As linhas mostram o padrão das trajetórias das três áreas experimentais (B - Baixa Dose, A - Alta Dose e C - Controle).....	81
Figura 22	Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle (CT), Baixa Dose (BD) e Alta Dose (AD) longo dos dias (Dias 0 a 118) e estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm) de amostragem. Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$	82
Figura 23	Resultados da medida de Dispersão Relativa da macrofauna das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose ao longo do período de adição de nutrientes.....	83
Figura 24	Variação temporal das abundâncias de <i>Capitella</i> spp nas frações das malhas de 0,3mm e 0,5mm nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose (Os gráficos estão apresentados em escalas diferentes).	89
Figura 25	Variação temporal das densidades de pegadas de aves nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose.....	90

CAPÍTULO II

Figura 1	Mapa da região de Itamaracá e Canal de Santa Cruz com a localização da área de estudo, com destaque para a disposição das áreas experimentais.....	127
Figura 2	Desenho amostral do experimento de recolonização realizado em uma planície de maré no Canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE).....	128
Figura 3	Valores diários de temperatura do ar e precipitação pluviométrica entre o período de 01 de março a 30 de setembro de 2005, obtidos na Estação Recife (fonte: INMET). As linhas em vermelho destacam os dias de amostragem (Dias 0 a 153).....	137
Figura 4	Variação da salinidade da água intersticial nos sedimentos superficial (0-5cm) e profundo (5-10cm), durante o período de estudo. As barras de erro indicam o desvio padrão.....	138
Figura 5	Variação temporal dos valores médios (médias dos estratos: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) do potencial de oxi-redução (Eh) no sedimento das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão ($n=4$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).....	139

Figura 6	Variação temporal do potencial de oxi-redução (Eh) ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	140
Figura 7	Variação temporal das concentrações médias (0-5cm) de clorofila-a (A) e feopigmentos (B) nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	141
Figura 8	Variação temporal das concentrações de clorofila-a ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n = 4; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	141
Figura 9	Variação temporal das concentrações de matéria orgânica (A) e dos percentuais de silte+argila (B) e nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	142
Figura 10	Variação dos atributos univariados da comunidade ao longo do processo de recolonização da macrofauna nas áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	146
Figura 11	Variação temporal das abundâncias médias da macrofauna ao longo do perfil vertical nas áreas Controle e Defaunada.....	149
Figura 12	Variação temporal das abundâncias das espécies mais representativas nas áreas Defaunada e Controle, considerando os valores totais de indivíduos por amostra e para cada estrato de amostragem. As barras de erro representam os intervalos de confiança das médias para um nível de significância de 5% (n=4).....	150
Figura 13	Distribuição vertical dos táxons mais representativos em termos de abundância (%) na macrofauna das áreas Defaunada e Controle.....	152
Figura 14	Curvas de acumulação de espécies (S_{obs} e UGE) para a macrofauna amostrada nas áreas Defaunada e Controle.....	153
Figura 15	Comparação da estrutura trófica da macrofauna das áreas Defaunada e Controle representada pela variação temporal das abundâncias de Detritívoros e Predadores Carnívoros (n=4; Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).....	155
Figura 16	Variação temporal da estrutura trófica da macrofauna das áreas Defaunada e Controle representada pelos percentuais de Detritívoros e Predadores Carnívoros.....	156
Figura 17	Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais de amostragem das áreas Defaunada (D) e Controle (C). As setas ligam os números referentes aos dias de amostragem (Dias 0-153) para compor as trajetórias do processo	

	de recolonização das áreas Controle e Defaunada.....	159
Figura 18	Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle e Defaunada ao longo da série temporal de amostragem (Dias 0-153). Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$	160
Figura 19	Ordenação MDS derivada das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais nos diferentes estratos de amostragem das áreas Defaunada (D) e Controle (C). As setas ligam os números referentes aos dias (0-153) para compor as trajetórias temporais do processo de recolonização das áreas Controle e Defaunada nos diferentes estratos: (A) 0-2cm, (B) 2-5cm, (C) 5-10cm e (D) 10-20cm.....	163
Figura 20	Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle e Defaunada ao longo dos dias (0 a 153) e estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm) de amostragem. Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$	164

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1	Valores do Índice de Dispersão Médio ($D_{\text{médio}}$) estimados para as espécies cuja distribuição das abundâncias mostraram evidências significativas de agregação pelo teste do Qui-quadrado (χ^2).....	50
Tabela 2	Lista dos Filos e respectivos táxons inferiores registrados nas áreas experimentais.....	62
Tabela 3	Resultados da Análise de Variância (2-Way ANOVA com interação) para o efeitos dos fatores Experimento (Exp.: Controle, Alta Dose e Baixa Dose) e Dias de amostragem (Dia) sobre os atributos de abundância (em $\text{Log}(x+1)$), riqueza (S), Equitatividade de Pielou (J'), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Distinção Taxonômica (em $\text{Log}(x+1)$) (Δ^*) (ns: não significativo, $p>0,05$; $*p<0,05$; $**p<0,01$; $***p<0,001$).....	66
Tabela 4	Resultados da Análise de Variância (3-Way ANOVA com interação) para o efeitos dos fatores Experimento (Exp.: Controle, Alta Dose e Baixa Dose), Profundidade e Dias de amostragem sobre a abundância total (em $\text{Log}(x+1)$) da macrofauna (ns: não significativo, $p>0,05$; $*p<0,05$; $**p<0,01$; $***p<0,001$).....	66
Tabela 5	Variação temporal das abundâncias da macrofauna nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose com as espécies ordenadas em classes de abundância (médias transformadas pela raiz quarta).....	73
Tabela 6	Classificação dos táxons por guilda trófica.....	74
Tabela 7	Percentuais de contribuição dos principais táxons para a dissimilaridade média ($\delta_{\text{média}}$) (Índice de Bray-Curtis) entre áreas experimentais (C-Controle; B-Baixa Dose; A- Alta Dose).....	78
Tabela 8	Percentuais de contribuição dos principais táxons para a dissimilaridade média ($\delta_{\text{média}}$) (Índice de Bray-Curtis) entre áreas experimentais ao longo do período de estudo. Os valores de abundância média expressos na tabela correspondem aos dados não transformados e não ajustados pela dispersão ponderada.....	79
Tabela 9	Resultados da análise RELATE: correlação de Spearman entre as matrizes de similaridades das áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose(A) ($*p<0,05$; $**p<0,01$; $***p<0,0001$).....	80
Tabela 10	Resultados dos Índices de Dispersão Multivariada obtidos de testes pareados entre a macrofauna das áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) ao longo do período de adição de	

	nutrientes.....	84
Tabela 11	Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Controle.....	86
Tabela 12	Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Baixa Dose.....	87
Tabela 13	Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Alta Dose.....	88

CAPÍTULO II

Tabela 1	Valores do Índice de Dispersão Médio ($D_{\text{médio}}$) estimados para as espécies cuja distribuição das abundâncias mostraram evidências significativas de agregação pelo teste do Qui-quadrado (χ^2).....	134
Tabela 2	Lista dos filos e respectivos táxons inferiores registrados nas áreas Defaunada e Controle ao longo do estudo.....	144
Tabela 3	Resultados da Análise de Variância (3-Way ANOVA com interação) para o efeitos dos fatores Experimento (Exp.: Defaunado e Controle), Profundidade (Prof) e Dias de amostragem (Dia) sobre os atributos de abundância (em $\text{Log}(x+1)$), riqueza (S) e Diversidade de Shannon (H') e Índice de Distinção Taxonômica (em $\text{Log}(x+1)$) (Δ^*) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,0001$).....	147
Tabela 4	Resultados do Teste de Tukey para as diferenças de abundância, riqueza (S) e Índice de Distinção Taxonômica (Δ^*) da macrofauna entre os ambientes Defaunado (D) e Controle (C) ao longo dos dias e profundidades de amostragem (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,0001$). 148	
Tabela 5	Recolonização da macrofauna nas áreas Defaunada e Controle com as espécies ordenadas em classes abundância (médias transformadas pela raiz quarta). Os táxons sublinhados indicam sua primeira ocorrência ao longo das séries temporais.....	154
Tabela 6	Classificação dos táxons por guilda trófica.....	155
Tabela 7	Resultados da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias das principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento nas áreas Defaunada e	

	Controle durante o período do estudo da recolonização da macrofauna.....	158
Tabela 8	Táxons mais importantes na diferenciação entre áreas Defaunadas e Controle em termos de contribuição (%) para a dissimilaridade média ($\delta_{média}$) de Bray-Curtis ao longo do período de amostragem. Os valores em negrito destacam táxons cujas abundâncias médias foram mais elevadas na área Defaunada. Os valores de abundância média expressos na tabela correspondem aos dados não transformados e não ajustados pela dispersão ponderada.....	162
Tabela 9	Percentuais de contribuição dos principais táxons para a dissimilaridade média (δ) (Índice de Bray-Curtis) entre áreas Defaunadas e Controle considerando os diferentes Dias e Estratos de amostragem.....	165
Tabela 10	Tempo de recuperação da macrofauna de áreas defaunadas para os atributos univariados da comunidade, considerando os diferentes tipos de escala de distúrbio (*regiões subtropical ou tropical; **região temperada; H' : Diversidade de Shannon-Wiener; J' : Equitatividade de Pielou).....	183

RESUMO

O aporte excessivo de nutrientes tem intensificado e expandido o fenômeno da eutrofização que, atualmente, é a maior causa global de degradação ambiental. A condição mais extrema da eutrofização é a drástica desoxigenação das águas, culminando com a hipoxia ou anoxia, e conseqüente defaunação da fauna bêntica. Através de dois experimentos de campo foram estudados (1) os efeitos do enriquecimento inorgânico sobre a macrofauna bêntica e (2) os padrões de recolonização do macrobentos e o tempo requerido para sua recuperação após defaunação por hipoxia/anoxia. Os estudos foram realizados em uma planície de maré lamosa no Canal de Santa Cruz (Itamaracá-PE), no período de abril de 2005 a janeiro de 2006. Em ambos os experimentos, a distribuição vertical da macrofauna foi investigada ao longo de 4 estratos: 0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm de profundidade no sedimento. No primeiro experimento duas dosagens distintas de nutrientes (NPK) (Alta Dose e Baixa Dose) foram aplicadas semanalmente, ao longo de 4 meses. As respostas da macrofauna variaram com as dosagens de nutrientes assim como com sua distribuição vertical. Ambas as dosagens provocaram um aumento na biomassa microalgal bêntica apenas na fase inicial do experimento. Apenas o poliqueto *Capitella* spp respondeu positivamente ao enriquecimento, mostrando um comportamento oportunista. Por outro lado, não foi observada resposta de Tubificidae spp e *Sigambra grubii* na Baixa Dose, havendo declínio destes táxons na Alta Dose. Todos os demais táxons da macrofauna mostraram quedas nas abundâncias após 3 semanas. As Curvas de *k*-dominância evidenciaram um aumento na dominância e queda na diversidade após a adição de nutrientes. Foi constatado um aumento na variabilidade entre réplicas (Dispersão Relativa e Índice de Dispersão Multivariado) nas áreas enriquecidas indicando um aumento no estresse da comunidade. A ordenação MDS e a análise ANOSIM evidenciaram mudanças nas comunidades de Alta e Baixa Dose após 3 semanas de aplicação de nutrientes. No experimento de recolonização, a defaunação dos sedimentos foi realizada através da cobertura de áreas de 4m² com lonas plásticas por um período de 3 meses. Após a retirada da cobertura os primeiros colonizadores foram os poliquetos *Laeonereis acuta*, *Sphaerosyllis* sp, *Streblospio benedicti* e *Sigambra grubii* e os oligoquetos Tubificidae spp. O tempo de recuperação dos atributos univariados da comunidade não apresentaram resultados uniformes, variando entre 18 dias para a Distinção Taxonômica, 35 dias para a riqueza e 93 dias para a abundância. As análises multivariadas indicaram que a comunidade macrozoobêntica das áreas defaunadas somente se recuperou ao final do experimento (153 dias) e que a velocidade de recuperação da abundância da macrofauna foi inversamente proporcional à profundidade de amostragem. Sugere-se que a recolonização ocorreu predominantemente pela imigração de adultos. Os experimentos indicaram que a adição dos nutrientes provocou uma severa e precoce deterioração da estrutura da macrofauna podendo causar a defaunação e que, na área de estudo, a infauna apresentou

uma rápida capacidade de recuperação nas áreas defaunadas (mesoescala) por hipoxia/anoxia.

PALAVRAS-CHAVE: Macrofauna Estuarina, Experimento de Campo, Eutrofização, Defaunação, Recolonização, Canal de Santa Cruz.

ABSTRACT

Excessive nutrient loads to coastal ecosystems have been promoting an increase of eutrophication that is nowadays one of the most important sources of environmental degradation. Oxygen deficiency is the most extreme adverse effect of eutrophication determining high mortality rates of the benthic fauna due to hypoxia and anoxia. Two field experiments were conducted to investigate (1) the effect of nutrient enrichment on benthic macrofauna and (2) the patterns of colonization of intertidal macrobenthos and the time required for benthic recovery in sediments defaunated using hypoxia/anoxia. The study was carried on an intertidal mudflat in Santa Cruz Channel (Itamaracá-PE) from April 2005 to January 2006. For both experiments, the vertical distribution of macrobenthos was investigated considering the 0-2, 2-5, 5-10 and 10-20cm sediment depths. In the first experiment two different nutrient (NPK) loads (High Dose and Low Dose) were added weekly during a 4 months experiment. Benthic chlorophyll-*a* increased in response to nutrient additions only during the first 2 weeks. *Capitella* spp densities reacted positively to enrichment, showing an opportunistic behaviour. Tubificidae spp and *Sigambra grubii* were not affected by the Low Dose enrichment, but densities decreased in the High Dose. The abundance of all the other taxa decreased in both enriched areas after 3 weeks. *k*-dominance curves showed an increase in dominance and a decrease in diversity with nutrient loads. The observed increase in the variability among replicate samples (Relative Dispersion and Index of Multivariate Dispersion) in response to inorganic enrichment indicates an increasing stress in the macrobenthic community. MDS ordination and ANOSIM analysis showed temporal changes both in High and Low Dose communities after 3 weeks enrichment. In the recolonization experiment replicated areas (4m²) were initially covered with plastic during 3 months. After plastic removal the first colonizers were the polychaetes *Sphaerosyllis* sp, *Streblospio benedicti* and *Sigambra grubii*. Different rates of recovery were observed for each one of the community univariate attributes analyzed. The recovery time varied from 18 days for Taxonomic Distinctness, to 35 days for richness and to 93 days for abundance. However, Control and Defaunated plots were not significantly different considering Shannon diversity and Pielou evenness indexes. Multivariate analysis showed that Defaunated plots were recolonized in approximately 153 days and the recovery time for abundance varied inversely with sampling depth. Results suggested that colonization was dominated by post-larval immigration. In conclusion, the nutrient load promoted an early and severe deterioration of the macrofaunal structure and may lead to defaunation. Nevertheless, the infauna showed in the study area a quick recover in mesoscale defaunated patches by hypoxia/anoxia.

KEYWORDS: Estuarine Macrobenthos, Field Experiment, Eutrophication, Defaunation, Recolonization, Santa Cruz Channel.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS
LISTA DE FIGURAS
LISTA DE TABELAS
RESUMO
ABSTRACT

INTRODUÇÃO GERAL.....	23
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	27

CAPÍTULO I: RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNTICA ESTUARINA À ADIÇÃO DE NUTRIENTES INORGÂNICOS.

1 INTRODUÇÃO.....	33
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	37
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.1 <u>Área de Estudo</u>	38
3.2 <u>Metodologia em Campo</u>	39
3.3 <u>Metodologia em Laboratório</u>	43
3.3.1 Macrofauna Bêntica.....	43
3.3.2 Salinidade da Água Intersticial.....	44
3.3.3 Clorofila-a e Feopigmentos.....	44
3.3.4 Matéria Orgânica.....	44
3.3.5 Silte+argila.....	45
3.3.6 Nitrogênio Total e Fósforo Total.....	45
3.3.7 Temperatura do Ar e Pluviometria.....	45
3.3.8 Observações de Campo: Predadores Epifaunais.....	45
3.4 <u>Análise dos Dados</u>	45
3.4.1 Análise das Variáveis Ambientais.....	45
3.4.2 Análise dos Dados da Macrofauna.....	46
4 RESULTADOS.....	53
4.1 <u>Parâmetros Climatológicos</u>	53
4.2 <u>Parâmetros do Sedimento</u>	53
4.2.1 Salinidade.....	53
4.2.2 Potencial de Oxi-redução.....	54
4.2.3 Clorofila-a e Feopigmentos.....	55
4.2.4 Matéria Orgânica.....	58

4.2.5 Silte+Argila.....	59
4.2.6 Nitrogênio Total e Fósforo Total.....	60
4.3 Macrofauna.....	62
4.3.1 Composição de Táxons da Macrofauna.....	62
4.3.2 Atributos Univariados da Comunidade da Macrofauna.....	63
4.3.3 Curvas de <i>k</i> -Dominância.....	71
4.3.4 Guildas Tróficas.....	74
4.3.5 Análise Multivariada da Estrutura da Comunidade.....	76
4.3.6 Variação temporal de <i>Capitella</i> spp.....	89
4.4 Observações de campo: predadores epifaunais.....	89
5 DISCUSSÃO.....	91
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	110
 CAPÍTULO II: RECOLONIZAÇÃO DA MACROFAUNA BÊNICA EM SEDIMENTOS ESTUARINOS DEFAUNADOS	
1 INTRODUÇÃO.....	122
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	126
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	127
3.1 <u>Metodologia em Campo</u>	127
3.2 <u>Metodologia em Laboratório</u>	130
3.2.1 Macrofauna Bêntica.....	130
3.2.2 Percentual de Água no Sedimento.....	130
3.2.3 Salinidade da Água Intersticial.....	131
3.2.4 Clorofila- <i>a</i> e Feopigmentos.....	131
3.2.5 Matéria Orgânica.....	131
3.2.6 Silte+argila.....	131
3.2.7 Temperatura do Ar e Pluviometria.....	131
3.3 <u>Análise dos Dados</u>	131
3.3.1 Análise das Variáveis Ambientais.....	131
3.3.2 Análise dos Dados da Macrofauna.....	132
4 RESULTADOS.....	137
4.1 <u>Parâmetros Climatológicos</u>	137
4.2 <u>Parâmetros do Sedimento</u>	138
4.2.1 Salinidade.....	138
4.2.2 Potencial de Oxi-redução.....	139
4.2.3 Clorofila- <i>a</i> e Feopigmentos.....	140

4.2.4 Matéria Orgânica.....	142
4.2.5 Silte+Argila.....	142
4.3 Macrofauna.....	142
4.3.1 Composição de Táxons da Macrofauna.....	143
4.3.2 Atributos Univariados da Comunidade da Macrofauna.....	144
4.3.3 Recolonização.....	149
4.3.4 Guildas Tróficas.....	155
4.3.5 Relação entre Espécies e Variáveis Ambientais.....	156
4.2.6 Análise Multivariada da Estrutura da Comunidade.....	159
5 DISCUSSÃO.....	166
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	188
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	190

ANEXOS

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários são reconhecidos como as regiões que abrigam alguns dos mais produtivos ecossistemas da biosfera, sustentando uma alta biodiversidade interrelacionada em uma complexa teia trófica (Espino & Verdugo, 1998; Laegdsgaard & Johnson, 1995; McLuscky & Elliott, 2004). A alta produtividade primária dessas regiões se deve ao aporte natural de nutrientes fluvio-terrígenos e aos eficientes processos de reciclagem de nutrientes dos sedimentos para a coluna d'água (Nixon, 1995; Deb, 1998; Robertson & Duke, 1987). A

A posição estratégica que as zonas costeiras ocupam enquanto áreas de transição entre o continente e o mar conduziu à histórica concentração das atividades antrópicas nas áreas litorâneas e estuarinas, tornando-as mais expostas às perturbações (UNESCO, 1984; Little, 2000; Clark, 2001; McLusky & Elliott, 2004; Wassmann & Olli, 2004). Assim, os ecossistemas estuarinos têm sido impactados por uma ampla variedade de atividades humanas variando de catastróficos (ex.: Diaz & Rosenberg, 1995; Kemp *et al.*, 2005) a sutis, cujos efeitos só serão aparentes após muitos anos (Kaiser *et al.*, 2006).

Ao longo das últimas décadas, os distúrbios antropogênicos nos ecossistemas marinhos têm apresentado uma escala crescente de impacto tanto em frequência como em intensidade (Clark, 2001). As principais causas desses impactos incluem: derramamentos de óleo (ex.: Glémarec & Hussenot, 1982; Smith & Simpson, 1998; Gomez Gesteira *et al.*, 2003), despejos de efluentes urbanos (ex.: Smith, 1996; Savage *et al.* 2002; Elias *et al.*, 2003), de aquicultura (ex.: Hargrave *et al.*, 1997; Heilskov & Holmer, 2001; Janowicz & Ross, 2001; Kraufvelin *et al.*, 2001; Trott *et al.*, 2004; Edgar *et al.*, 2005; Gao *et al.*, 2005) e industriais (ex.: Sibley *et al.*, 2000; Pagola-Carte & Saiz-Salinas, 2001), poluição por descargas ácidas (ex.: Newell *et al.*, 1991; Bemvenuti *et al.*, 2003) e de metais pesados (ex.: Somerfield *et al.*, 1994; Venturini *et al.*, 2004), distúrbios físicos (ex.: López-Jamar & Mejuto, 1988; Bolam *et al.*, 2006; Somerfield *et al.*, 1995; 2006; Dernie *et al.*, 2003), mineração (ex.: Savage *et al.*, 2001) e aporte de nutrientes inorgânicos (ex.: Nixon, 1995; Domburg *et al.*, 1998; Wassmann & Olli, 2004).

Nas zonas costeiras, os problemas de uso e ocupação indevidos do solo merecem destaque já que constituem a principal causa do aporte de macronutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo) em quantidades muito superiores às fontes flúvio-terrígenas naturais (Downing *et al.*, 1999; Tappin, 2002). Nessas regiões, as principais

fontes antropogênicas de nutrientes provêm do uso de fertilizantes na agricultura, dos despejos de efluentes urbanos e desmatamento (Hodgkin & Hamilton, 1993; Howarth *et al.*, 1996; Lindau *et al.*, 1997; Colijn *et al.*, 2002; Boyes & Elliott, 2003; Kemp *et al.*, 2005). Esse aporte excessivo de nutrientes tem intensificado e expandido um fenômeno que é a maior e mais severa causa global de degradação ambiental: a eutrofização (Gray, 1982; Rosenberg, 1985; Nixon, 1995; Karlson *et al.*, 2002).

O processo de eutrofização é primariamente definido como uma complexa série de fenômenos desencadeados pelo aumento dos nutrientes limitantes, especialmente nitrogênio e fósforo (Heip, 1995; Wassmann & Olli, 2004). Alguns autores também o definem como uma perturbação ambiental adversa causada por uma taxa excessiva de suprimento de matéria orgânica para o ecossistema, incluindo a excessiva produção primária (Izzo *et al.*, 1997).

Os principais efeitos adversos da eutrofização compreendem o incremento do fitoplâncton e do fitobentos seguido de um aumento das concentrações de matéria orgânica particulada e dissolvida degradáveis e a redução na concentração de oxigênio das águas (Barg, 1992; Paéz-Osuna, 2001; Rayment, 2002; Robertson & Troedson, 2004). Os efeitos indiretos incluem alterações na composição das espécies, estrutura e função das comunidades marinhas com reflexos diretos nas teias tróficas planctônica, bentônica e pelágica (Wu, 1999 e 2002; Pearson & Rosenberg, 1978; Heip, 1995; Nixon, 1995; Clark, 2001; Cloern, 2001; Gray *et al.*, 2002).

A condição adversa mais extrema da eutrofização é marcada pela drástica redução na concentração de oxigênio das águas, culminando com a hipoxia ou anoxia (Diaz & Rosenberg, 1995). Como consequência, tem causado um declínio na produção pesqueira (ex.: Wu, 2002; Hagy *et al.*, 2004), mortalidades maciças de animais marinhos e defaunação de populações bênticas (ex.: Chandler & Fleeger, 1983; Fallensen, 1992; Pearson & Rosenberg, 1978; Lee, 1999; Norkko & Bonsdorff, 1996). O fenômeno de hipoxia é definido pela queda nas concentrações de oxigênio à níveis inferiores a 2,0 mlO₂/L (Dauer *et al.*, 1992), enquanto a anoxia é definida como a ausência de oxigênio (Wu, 2002).

Os eventos de hipoxia e anoxia são considerados como um problema global em pleno crescimento que atinge mais de 40 regiões do mundo (Diaz & Rosenberg, 1995), afetando milhares de quilômetros quadrados de lâmina d'água nas Américas, África, Europa, Índia, Sudeste da Ásia, Austrália, Japão e China (Nixon, 1990, Diaz & Rosenberg, 1995; Wu, 1999; Hagy *et al.*, 2004; Kemp *et al.*, 2005).

Apesar da hipoxia ser também um fenômeno natural causado pela estratificação vertical da coluna d'água por haloclinas ou termoclinas (ex.: Leppakoski, 1971; Santos & Bloom, 1980; Josefson & Widbom, 1988; Niermann *et al.*, 1990; Ritter & Montagna, 1999; Petersen *et al.*, 2002; Rosenberg *et al.*, 2002), freqüentemente apresenta-se fortemente correlacionado com a eutrofização (Diaz & Rosenberg, 1995). Nesse sentido, a expansão da hipoxia está diretamente associada ao aumento do impacto da pressão agrícola nas águas costeiras através da aplicação de fertilizantes inorgânicos, desmatamento, e pelo despejo de esgotos domésticos (Gray, 1992; Wu, 2002).

O efeito da hipoxia nos ambientes marinhos se dá em vários níveis de organização biológica, passando sucessivamente pelos níveis molecular, bioquímico, fisiológico, comportamental e ecológico (Diaz & Rosenberg, 1995; Wu, 2002). As alterações moleculares se dão ao nível de mudanças na regulação e expressão gênica para gerar respostas adaptativas bioquímicas e fisiológicas. Essas respostas incluem o aumento da eficiência e depressão dos processos metabólicos, otimizando a manutenção da oxigenação para poupar as funções vitais. Ao nível comportamental, incluem aumento da taxa respiratória, reduções na atividade locomotora, no crescimento, na alimentação, no sucesso reprodutivo e na migração (Diaz & Rosenberg, 1995; Wu, 2002).

Nos ambientes bênticos a resposta das comunidades infaunais à eutrofização e hipoxia podem ser descritas através do modelo proposto por Pearson & Rosenberg (1978). Esse modelo sugere quatro estágios de mudanças (normal, transitória, poluída e fortemente poluída) da macrofauna bêntica em resposta a um gradiente de enriquecimento orgânico ou, como sugerido por Gray *et al.* (2002), um gradiente de hipoxia. Ao longo deste gradiente, a complexidade da estrutura da comunidade é reduzida e as relações tróficas são alteradas; ao atingir uma situação de perturbação mais extrema, a abundância, biomassa e diversidade são fortemente reduzidas, resultando no predomínio de poucas espécies de anelídeos, que podem ocorrer em altas densidades até culminar com a defaunação da comunidade (Pearson & Rosenberg, 1978).

Por consequência, a avaliação das mudanças na estrutura da comunidade bêntica de fundos móveis tem sido amplamente utilizada para a detecção e monitoramento dos efeitos dos distúrbios antropogênicos (Bilyard, 1987; Herman *et al.*, 1999; Wilson & Jeffrey, 1994). Particularmente, a macrofauna tem sido o componente biótico mais utilizado como indicador desses distúrbios (Gray, 1982; Warwick, 1993; Herman *et al.*, 1999; USEPA, 2002).

A habilidade de um sistema de recuperar-se deve ser avaliada antes de qualquer dano ambiental, no sentido de que o entendimento do potencial de recuperação pode ajudar na otimização de medidas corretivas diante de um eventual impacto (GESAMP, 1986). Assim, o entendimento dos processos de resposta da macrofauna benthica à eutrofização é fundamental para a predição do impacto desses fenômenos em todos os tipos de habitats marinhos. Além disso, a elucidação dos processos de recuperação dessas comunidades em sedimentos perturbados pela hipoxia é essencial para determinar as mudanças sucessionais que ocorrem no período após o distúrbio e a sua capacidade de recuperação.

Os experimentos de campo são, particularmente, um poderoso método para avaliar os efeitos dos distúrbios antropogênicos no contexto das comunidades bióticas naturais e as conclusões são seguramente extrapoláveis para uma situação natural onde a complexidade de variáveis é muito maior (Reise, 1985; Kraufvelling, 1999; Cowie *et al.* 2000).

O presente estudo teve como objetivos: 1) reproduzir experimentalmente a eutrofização do ambiente benthico *in situ* para determinar as alterações temporais na estrutura da macrofauna, e 2) simular o efeito mais severo da eutrofização (hipoxia/anoxia) através da defaunação artificial dos sedimentos, para desta forma investigar a recolonização da macrofauna e o tempo requerido para sua recuperação e estabilidade.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barg, U.C. 1992. **Guidelines for the promotion of environmental manegement of coastal aquaculture development**. FAO Fishiries Technical Paper, n. 328, Rome, FAO, 122p.
- Bemvenuti, C.E., Rosa-Filho, J.S. & Elliott, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Rio Grande harbor (RS, Brazil). **Braz. J. Biol.** 63: 183-194.
- Bilyard, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. **Mar. Pollut. Bull.** 18: 581-585.
- Bolam, S. G., Schratzberger, M & Whomersley, P. 2006. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. **Mar. Pollut. Bull.** 52:1547-1832.
- Boyes, S & Elliott, M. 2003. Organic matter and nutrient inputs to the Humber estuary, England. **Mar. Pollut. Bull.** 53: 136-143.
- Chandler, G.T. & Fleeger, J.W., 1983. Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 69, 175– 188.
- Clark, R. 2001. **Marine Pollution**. 5ed. Oxford. 236p
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 210: 223-253.
- Colijn, F., Hesse, K.J., Ladwig, N. & Tillmann, U. 2002. Effects of the large-scale uncontrolled fertilization process along the continental costal North Sea. **Hydrobiologia**. 484: 133–148.
- Cowie, P. R., Widdicomb, S. & Austen, M.C. 2000. Effects of physical disturbance on an estuarine intertidal community: field and mesocom results compared. **Mar. Biol.** 136: 485–495.
- Dauer, D.M., Rodi, Jr. A.J. & Ranasinghe, J.A. 1992. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. **Estuaries**. 15: 384-391.
- Diaz, R. J. & R. Rosenberg, 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 33: 245–303.
- Deb, A.K. 1998. Fake blue revolution: environmental and socio-economic impacts of shrimp culture in the coastal areas of Bangladesh. **Ocean & Coastal Management**. 41: 63-88.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Richardson, E.A. & Warwick, R.M. 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol** 285/286: 415-434.
- Domburg, P., Edwards, A.C., Sinclair, A.H., Wright, G.G. & Ferrier, R.C. 1998. Changes in fertilizer and manorial practives during 1960-1990: implications for N and P inputs to the Ythan catchment, N.E. Scotland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. 52: 19-29.
- Downing, J.A. *et al.* 1999. The impact of accelerating land-use changes on the N-cycle of tropical aquatic ecosystem: current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**. 46: 109-148.

- Edgar, G.J., Macleod, C.K., Mawbey, R.B. & Shields, D. 2005. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 327: 70-90..
- Elías, R., Rivero, M.S. & Vallarino, E.A. 2003. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to interstitial mussel beds of the Mar Del Plata rocky shore, Argentina. **Iheringia**. 93: 309-318.
- Espino, G.D.L.L. & Verdugo, F.F. 1998. Nutrient fluxes in sediment (NH_4^+ and PO_4^{3-}) in N.W. coastal lagoon Mexico associated with an agroindustrial basin. **Water Air Soil Pollut.** 107: 105-120.
- Fallesen, G. 1992. How sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiencies affect the bottom fauna in Arhus Bay, Denmark. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.29-33.
- Gao, Q.F., Cheung, K.L., Cheung, S.G. & Shin, P.K.S. 2005. Effects of nutrient enrichment derived from fish farming activities on macroinvertebrate assemblages in a subtropical region of Hong Kong. **Mar. Pollut. Bull.** 51: 994-1002.
- GESAMP. (IMO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP). 1986. Environmental capacity – An approach to Marine Pollution prevention. **Reports and Studies**. n.30., FAO, Roma. 49p.
- Glémarec, M. & Hussenot, E. 1982. A three-year ecological survey in benoit and wrac'h abers following the Amoco Cadiz oil spill. **Neth. J. Sea Res.** 16: 483-490.
- Gomez-Gesteira, J.L., Dauvin, J.C. & Fraga, M.S. 2003. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. **Mar. Pollut. Bull.** 46: 562-572.
- Gray, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. **Neth. J. Sea Res.** 16: 424-443.
- Gray, J. S. 1992. Eutrophication in the sea. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.3-15.
- Gray, J. S., Wu, R.S.S. & Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 238: 249-279.
- Hagy, J.D., Boynton, W.R., Keefe, C.W. & Wood, V. 2004. Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950-2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. **Estuaries**. 27: 634-658.
- Hargrave, B.T., Phillips, G.A., Doucett, L.I., White, M.J., Milligan, T.G., wildish, D.J. & Cranston, R.E. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. **Water Air Soil Pollut.** 99: 641-650.
- Heilskov, A C. & Holmer, M. 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. **ICES J. Mar. Sci.** 58: 427-434.
- Heip, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. **Ophelia**. 41:113–136
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., van de Koppel J. & Heip, C.H.R. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. **Adv. Ecol. Res.** 29:195–240.
- Hodgkin, E.P. & Hamilton, B.H. 1993. Fertilizers and eutrophication in southwestern Australian: setting the scene. **Fertilizer Research**. 36: 95-103
- Howarth *et al.* 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. **Biogeochemistry**. 35: 75-139.

- Izzo, G., Silvestri, C., Creo, C. & Signorini, A. 1997. Is nitrate as oligotrophication factor in Venice lagoon? **Mar. Chem.** 58: 245-253.
- Janowicz, M. & Ross, J. 2001. Monitoring for benthic impacts in the southwest New Brunswick salmon aquaculture industry. **ICES J. Mar. Sci.** 58: 453-459.
- Josefson, A.B., Widbom, B., 1988. Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar Fjord basin. **Mar. Biol.** 100, 31-40.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 311: 1-14.
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters- A Review. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 40: 427-489.
- Kemp, W.M. *et al.* 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 303: 1-29.
- Kraufvelin, P., 1999. Baltic hard bottom mesocosm unplugged: replicability, repeatability and ecological realism explained by non-parametric multivariate techniques. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 240: 229-258.
- Kraufvelin, P., Sinisalo, B., Lepp koski, E., Matilla, J. & Bonsdorff, E. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). **Mar. Environ. Res.** 51: 229-245.
- Laegdsgaard, P. & Johnson, C.R., 1995. Mangrove habitats as nurseries – unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 126:67-81.
- Lee, S.Y. 1999. Tropical mangrove ecology: physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function. **Aust. J. Ecol.** 24: 355-366.
- Lepp koski, E. 1971. benthic recolonization of the Bornholm basin (Southern Baltic) in 1969-71. **Thalassia Jugosl.** 7: 171-179.
- Lindau, C.W., Delaune, R.D. & Alford, D.P. 1997. Monitoring nitrogen pollution from sugarcane runoff using ¹⁵N analysis. **Water, Air Soil Pollut.** 89: 389-399.
- Little, C. 2000. **The Biology of soft shores and estuaries**: Biology of habitats Oxford. 252p.
- López-Jamar, E. & Mejuto, J. 1988. Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La Coruña Bay, NW Spain. **Cah. Biol. Mar.** 29: 37-49.
- McLusky, D. S. & Elliott, M. 2004. **The estuarine Ecosystem: ecology, threats and management**. 3^a ed. Oxford. 214p
- Nedwell, D.B.; Dong, L.F., Sage, A. & Underwood, G.J.C. 2002. Variations of the nutrients loads to the Mainland U.K. estuaries: correlations with catchment areas, urbanization and coastal eutrophication. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 54: 951-970.
- Niermann, U., Bauerfeind, E., Hickel, W. & Westernhagen, H.V. 1990. The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. **Neth. J. Sea Res.** 25: 215-226.
- Nixon, S.W. 1990. Marine eutrophication: a growing international problem. **Ambio.** 19: 101.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal Marine Eutrophication: a definition, social, causes, and future concerns. **Ophelia.** 41: 199-219.

- Norkko, A & E. Bonsdorff, 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 140: 141–151.
- Paez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. **Environ. Poll.** 112: 229-231.
- Pagola-Carte, S. & Saiz-Salinas, J. I. 2001. Changes in the sublittoral faunal biomass induced by the discharge of a polluted river along the adjacent rocky coast (N. Spain). **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 212: 13-27.
- Pearson, T. H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 16: 229–311.
- Petersen, J.K., Stenalt, E. & Hansen, B.W. 2002. Invertebrate re-colonisation in Mariager fjord (Denmark) after a severe hypoxia. II. Blue mussels (*Mytilus edulis* L.). **Ophelia**. 56: 215-226.
- Rayment, G.E, 2002. **Water quality pressures and in sugar catchments**. Program leader (protecting the environment). Sugar CRC/ NR & M, Indooroopilly. 27p
- Reise, K. 1985. **Tidal Flat Ecology: An Experimental Approach to Species Interactions**. Springer Verlag, Berlin, 191 pp.
- Ritter, C. & Montagna, P.A. 1999. Seasonal hypoxia and models of benthic response in a Texas Bay. **Estuaries**. 22: 7-20.
- Robertson, A.I. & Duke, N.C. 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. **Mar. Biol.** 96:193-205.
- Robertson, L.N. & Troedson, R.J. 2004. Cane farming to improve water quality. In: Proceedings of a Workshop held at the Mercure. 22 august 2003. Townsville. SRDC **Technical Report** 1.37p
- Rosenberg, R. 1985. Eutrophication – the future marine coastal nuisance? **Mar. Pollut. Bull.** 16: 227-231.
- Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H.C. & Norling, K. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 234: 43-53.
- Santos, S.L. & Bloom, S.A. 1980. Stability in an annually defaunated estuarine soft-bottom community. **Oecologia**. 46:290-294.
- Savage, C., Elmgren, R. & Larsson, U. 2002. Effects of sewage-derived nutrients on an estuarine macrobenthic community. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 243: 67-82.
- Savage, C.; Field, J. G. & Warwick, R. M. 2001. Comparative meta-analysis of the impact of offshore marine mining on macrobenthic communities versus organic pollution studies. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 221: 265-275.
- Sibley, P.K., Dixon, D.G. & Barton, D.R. 2000. Impact of bleached kraft pulp mill effluent on benthic community structure in relation to environmental factors. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. 7: 229-246.
- Smith, S.D.A. 1996. The effects of domestic sewage effluent on marine communities at Coffs Harbour, New South Wales, Australia. **Mar. Pollut. Bull.** 33: 309-316.
- Smith, S.D.A. & Simpson, R.D. 1998. Recovery of benthic communities at Macquarie Island (sub-Antarctic) following a small oil spill. **Mar. Biol.** 131: 567–581.

- Somerfield, P.J., Gee, J.M. & Warwick, R.M. 1994. Benthic community structure between in relation to an instantaneous discharge of waste water from a Tin Minel. **Mar. Pollut. Bull.** 28: 363-369.
- Somerfield, P. J., Rees, H. L. & Warwick, R. M. 1995. Interrelationship in community structure between shallow-water marine meiobenthos and macrofauna in relation to dredgings disposal. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 127: 103-113.
- Tappin, A.D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. . **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 55: 885-901.
- Trott, L. A., McKinnon, A. D., Alongi, D. M., Davidson, A & Burford, M. A. 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 59: 197-207.
- UNESCO. 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of 'Lac de Tunis'. **Unesco reports in marine Science**. N. 29. (eds. Kelly, M & Naguib, M.). 52p.
- USEPA. 2002. **Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable Rivers**: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish. 2 ed. (eds. Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B.).
- Venturini, N.; Muniz, P. & Rodriguez, M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South América. **Mar. Biol.** 144, p.119-126.
- Warwick, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. **Aust. J. Ecol.** 18: 63-80.
- Wassmann, P. & Olli, K. (eds.). 2004. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Thomsø, Norway. 325p. (www.utee/~olli/eutr/).
- Wilson, J. G & Jeffrey, D. W. 1994. Benthic Biological Pollution Indices in Estuaries. Kees Kramer (Ed.). **Biomonitoring of coastal waters and estuaries**. CRC press. 327p.
- Wu, R.S.S. 1999. Eutrophication, trace organics and water-borne pathogens: pressing problem and challenge. **Mar. Pollut. Bull.** 39: 11-22.
- Wu, R.S.S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. **Mar. Pollut. Bull.** 45: 35-45.

CAPÍTULO I. RESPOSTA DA MACROFAUNA BÊNTICA ESTUARINA À ADIÇÃO DE NUTRIENTES INORGÂNICOS.

1. INTRODUÇÃO

Os nutrientes inorgânicos são naturalmente mais abundantes em águas costeiras e em estuários quando comparados à zona oceânica (UNESCO, 1984; Valiela, 1995; Wassmann & Olli, 2004), principalmente devido ao aporte flúvio-terrígeno e eficientes processos de reciclagem e mineralização (GESAMP, 1987).

Nas águas costeiras e estuarinas de zonas temperadas, o nitrogênio é o principal elemento limitante, porém, quando sua demanda é suprida, esses ambientes podem ser secundariamente limitados pelo fósforo (Valiela, 1995). Essa alternância está relacionada à disponibilidade desses nutrientes e é dependente das respectivas taxas de liberação por parte das fontes flúvio-terrígenas (Valiela, 1995; Nedwell *et al.*, 2002). O paradigma do nitrogênio como nutriente limitante-chave em sistemas costeiros temperados também pode ser sugerido para as regiões tropicais, apesar desses ambientes serem mais freqüentemente limitados pelo fósforo quando comparados aos de zonas temperadas (Downing *et al.*, 1999).

As descargas fluviais são, juntamente com as deposições atmosféricas, os dois principais mecanismos de transporte de nutrientes antropogênicos para os oceanos (GESAMP, 1987; EEA, 2001; Tappin 2002; McLuscky & Elliott, 2004). As cargas de nutrientes que entram nos estuários têm apresentado um crescimento histórico diretamente relacionado com o desenvolvimento da agricultura e a intensificação do uso de fertilizantes sintéticos em resposta à igualmente crescente demanda populacional (UNESCO, 1984; Wassmann & Olli, 2004).

A partir da década de 60, o forte crescimento do uso de fertilizantes nitrogenados e a estagnação no consumo de fosfatados (Domburg *et al.*, 1998; Wassmann & Olli, 2004), resultou em um excessivo suprimento de N para os recipientes aquáticos, forçando a limitação por P em lugar do N (Wassmann & Olli, 2004). Segundo Howarth *et al.* (1996), a aplicação de fertilizantes nitrogenados é um dos quatro maiores fluxos antropogênicos de nitrogênio na região do Atlântico Norte, sendo que os demais envolvem direta ou indiretamente atividades agrícolas.

Ao longo dos últimos 30 anos, apesar do aporte de N e P de fontes pontuais ter diminuído em águas da Europa (Mares Báltico, do Norte, Negro, Mediterrâneo, da Noruega, de Barents, Mar Branco e Nordeste do Oceano Atlântico), o montante derivado

da agricultura tem se mantido constante e respondendo por mais de 60% e 20% das cargas totais desses nutrientes recebidas pelos mares, respectivamente (EEA, 2005).

De um modo geral, tem sido estimado que menos da metade da carga de fertilizantes aplicados na agricultura terrestre é incorporada pela biomassa vegetal, enquanto o restante é perdido por drenagem para os rios ou são introduzidos diretamente nos estuários a partir das plantações adjacentes (McLuscky & Elliott, 2004). A irrigação, lixiviação e erosão dos solos, associados a quantidades excessivas de fertilizantes, são as principais causas de perdas de nutrientes sintéticos para os corpos d'água (EEA, 2004; Espino & Verdugo, 1998). Entretanto as perdas de nutrientes variam de acordo com o tipo de cultura, já que diferentes culturas requerem distintas quantidades de fertilizantes (Lacerda *et al.*, 2006). No caso da cana-de-açúcar, estima-se que apenas de 30 a 40% do nitrogênio aplicado por ano é assimilado pelas plantações (Weier, 1994).

No Brasil, devido à expansão histórica (desde 1630) da monocultura da cana-de-açúcar na zona costeira (Souza *et al.*, 2004), os estuários têm incorporado grande parte do passivo ambiental da atividade (CPRH, 2001). Essa atividade se intensificou em 1975, a partir da implementação do programa governamental Pró-Álcool, quando ocorreu uma forte expansão dos canaviais sem um planejamento e manejo adequados (Andrade, 1989).

De acordo com Pessoa (2004), os maiores produtores mundiais de cana-de-açúcar são o Brasil, Tailândia, Austrália, Cuba, Índia e CEE (Comunidade Econômica Européia). Atualmente, o Brasil é o maior produtor mundial e cultiva aproximadamente 5 milhões de hectares com uma produção de 337 milhões de toneladas de cana, 14,4 milhões de toneladas de açúcar e 13 bilhões de litros de álcool (Timm, 2002).

A região Nordeste, tradicional produtora de açúcar e álcool, vem perdendo posição para a o Sudeste do Brasil, que concentra hoje a maior parte da produção nacional, tendo o Estado de São Paulo como o maior produtor de álcool (80%) e açúcar (50%), enquanto a região Nordeste alcança apenas 6% e 30%, respectivamente (Pessoa, 2004). Associada à expansão nacional do plantio, houve um crescimento no consumo de fertilizantes para aumentar a produtividade dessa monocultura, tornando-a responsável pelo consumo de 15,4% dos fertilizantes no Brasil e de 80% nas regiões Norte/Nordeste (Orlando-Filho, 1983).

No caso especial do cultivo da cana-de-açúcar, a perda de nutrientes oriundos da fertilização do solo devida a lixiviação e erosão laminar contribui significativamente para a entrada de nutrientes sintéticos nos corpos d'água (Duarte, 2003; Robertson & Troedson,

2004). Segundo Lacerda *et al.*, (2006), na região nordeste do Brasil, a agricultura canavieira apresenta a maior demanda de fertilizantes nitrogenados e também responde pelas maiores perdas de nitrogênio e fósforo em relação às demais culturas.

De forma similar a outras regiões do país, a lavoura canavieira nordestina se desenvolveu de forma desordenada, ocupando topos e encostas de morros e tabuleiros, além de várzeas e terraços fluviais, até encostas onde ocorrem, com frequência, concentrações de nascentes (CPRH, 2001). Segundo Orlando-Filho (1983) o plantio da cana-de-açúcar nesta região é mais intenso durante os meses de julho a setembro, exatamente o período de maior precipitação, criando problemas relacionados à adubação, como perda por lixiviação do nitrogênio, principalmente nos tabuleiros que têm baixa capacidade de retenção de água e minerais solúveis. No estado de Pernambuco, a atividade ocupa 40,1% do uso do solo no litoral Norte, com áreas mais representativas nos Municípios de Goiana (47,5%), Igarassu (19,3%), Itaquitinga (14,3%) e Araçoiaba (12,8%) (CPRH, 2001). A forte concentração dessa lavoura nessa região se deve à geomorfologia e características edáficas que são amplamente favoráveis como: relevo em tabuleiros (baixos platôs costeiros), variando de plano à suave-ondulado com declividade predominante entre 0 e 6% e solos podzólicos vermelhos. Entretanto, nessa região a erosão fluvial é comum na forma de sulcos que muitas vezes evoluem, formando voçorocas profundas (Koffler *et al.*, 1986).

Nos estuários, as elevadas cargas de nutrientes artificiais derivados da agricultura atuam estimulando a produção vegetal e podem conduzir à hipernutrição e conseqüente eutrofização (McLuscky & Elliott, 2004). O resultado desse enriquecimento nutricional tem sido observado em muitos estuários, através da proliferação excessiva do fitobentos, a exemplo de macroalgas oportunistas (Thiel & Watling, 1998; Norkko *et al.*, 2000; Bonsdorff *et al.*, 1997; Lauringson & Kotta, 2006) e de cianobactérias bênticas (Ahern, 2002; Albert *et al.*, 2005). A resposta da comunidade vegetal a esse aporte está fortemente limitada pela elevada turbidez das águas estuarinas, de modo que, mesmo em condições de excessiva disponibilidade de nutrientes o florescimento pode ser limitado (Lehman, 1992; McLuscky & Elliott, 2004). Entretanto, em planícies lamosas de maré, onde o hidrodinamismo é reduzido e o fotoperíodo é elevado pelo alto tempo de emersão, a comunidade de microalgas e cianobactérias epibênticas (microfitobentos) é exuberante (Heip *et al.*, 1995) e responde por uma significativa parte da produção primária (Pinckney & Zigmarsky, 1993; Heip *et al.*, 1995; MacIntyre *et al.*, 1996; Webster *et al.*, 2002; Cadée & Hegeman, 1974), podendo representar o dobro da produção fitoplanctônica (McLuscky & Elliott, 2004) e mais de um terço da fixação total de carbono

em estuários (Sullivan & Montcreiff, 1988). Nesses ambientes, a alta produtividade do microfitobentos representa a principal fonte de energia para os níveis tróficos superiores (Riera *et al.*, 1996; Kang, 1999). Apesar desta elevada produtividade natural, tem sido demonstrada experimentalmente sua resposta positiva à adição de nutrientes em planícies de maré estuarinas (Flothmann & Werner, 1992).

Os efeitos do enriquecimento artificial nos sistemas marinhos têm sido estudados através de experimentos de campo e laboratório envolvendo a resposta de bactérias (Van Duyl *et al.*, 1992; Hewson *et al.*, 2003), do fitoplâncton (Prins *et al.*, 1999), do microfitobentos (Hillebrand & Sommer, 2000; Hillebrand & Kahlert, 2002; Armitage & Fong, 2004; Stutes *et al.*, 2006; Armitage *et al.*, 2006) e de macroalgas bentônicas (Thacker *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2001). A resposta dos produtores secundários ao enriquecimento têm sido estudada no nível das comunidades de meiofauna (inorgânico: Flothmann & Werner 1992; orgânico: Austen & Warwick, 1995; Scharatzberger & Warwick, 1998) e da macrofauna (inorgânico: Flothmann & Werner, 1992; Sardá *et al.*, 1992; Verdonschot & Ter Braak, 1994; Widbom & Frithsen, 1995; Posey *et al.*, 1995; Vetter, 1996; Verdonschot, 1996; Lee, 1999; Renaud *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2001; Kraufvelin *et al.*, 2002; Bokn *et al.*, 2003; Morris & Keough, 2003; e aporte orgânico: Vetter, 1996; Lee, 1999; Fletcher *et al.*, 2001; Oviatt, *et al.*, 1986; Widbom & Elmgren, 1988). Segundo Worm (2000), os experimentos de campo com enriquecimento por nutrientes constituem uma ferramenta capaz de fornecer conclusões realistas sobre o efeito dos nutrientes em ambientes marinhos.

Considerando a influência histórica da agricultura da cana-de-açúcar nas principais bacias hidrográficas do litoral norte do estado de Pernambuco, o impacto potencial dessas atividades na biota dos estuários deve ser considerado quanto aos distúrbios causados pela eutrofização.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

Desta forma, o presente trabalho pretende avaliar o efeito direto do aporte de nutrientes inorgânicos sobre a macrofauna bêntica através de um experimento de enriquecimento em uma planície de maré lamosa estuarina. Tendo como objetivos específicos:

- Investigar o efeito da adição de nutrientes sobre o microfitobentos e variáveis físico-químicas do sedimento, assim como sua eventual influência na estruturação da macrofauna;
- Utilizar a resposta da macrofauna bêntica para determinar as perturbações impostas pelo enriquecimento artificial de sedimentos estuarinos por nutrientes inorgânicos;
- Detectar eventuais mudanças temporais na estrutura da comunidade da macrofauna em resposta à adição periódica de nutrientes;
- Investigar o efeito do enriquecimento sobre a distribuição vertical da macrofauna bêntica.

O estudo se propõe a testar as seguintes hipóteses:

- A adição de nutrientes inorgânicos no sedimento não aumenta a biomassa do microfitobentos, não altera as condições oxi-redutoras e não eleva a concentração de matéria orgânica nos sedimentos, não exercendo por consequência, um efeito direto sobre a estrutura da macrofauna;
- O enriquecimento inorgânico não altera a estrutura da comunidade da macrofauna promovendo o aumento na abundância e dominância, e queda na diversidade, equitatividade, riqueza e complexidade taxonômica;
- A adição de nutrientes não reduz a profundidade de distribuição da macrofauna no sedimento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O local de estudo ($7^{\circ}46,184'S$ e $34^{\circ}52,926'W$) situa-se na Ilha de Itamaracá, localizada no litoral Norte de Pernambuco, a cerca de 50 km da cidade de Recife (Figura 1). A ilha é separada do continente por um braço de mar (Canal de Santa Cruz), no qual desembocam vários rios insulares e continentais, pertencentes às bacias do Botafogo-Arataka e Itapessoca ao norte, e Igarassu ao sul. Esta região, além de se destacar de toda a faixa costeira do Estado por sua alta diversidade faunística e elevada produtividade é predominantemente explorada por atividades agrícolas (policultura), industriais (metalúrgica e química), urbanas, com destaque para a expressiva ocupação da monocultura da cana-de-açúcar e a recente expansão da carcinicultura costeira (CPRH, 2001).

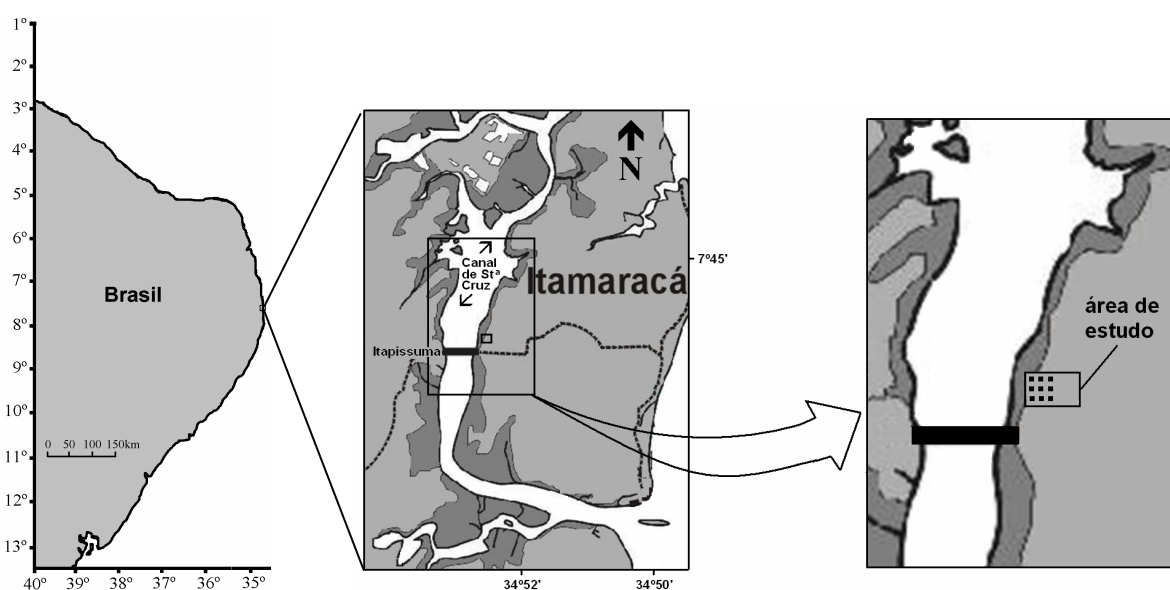


Figura 1. Mapa da região de Itamaracá e Canal de Santa Cruz com a localização da área de estudo, com destaque para a disposição das áreas experimentais.

O experimento foi executado em uma extensa planície de maré, a cerca de 300m da linha d'água referenciada pelo nível de maré 0,1m. Devido à localização, a área experimental foi caracterizada por um longo tempo de emersão (aproximadamente 7 horas/dia). A planície encontra-se localizada na margem insular do Canal de Santa Cruz, próxima à ponte que liga a ilha ao núcleo urbano de Itapissuma. Nas proximidades da área, o aporte de efluentes domésticos constitui a principal fonte poluidora (CPRH, 2005).

Segundo dados do Censo Demográfico realizado em 2000 (IBGE), os Municípios de Itamaracá e Itapissuma apresentavam uma população de 15.854 e 20.133 habitantes, respectivamente (CPRH, 2001). No período de 2001 a 2005, nas proximidades da ponte de Itapissuma, as concentrações de oxigênio dissolvido na água variaram entre 2,5 a 6,5mg/L no verão (setembro a fevereiro) e 4,4 a 6,4mg/L, no inverno (março a agosto). As concentrações de fósforo e amônia na água obtidos na mesma estação mostraram valores entre 0,01 a 0,11 mg/L e 0,18 a 0,23mg/L, respectivamente (CPRH, 2002; 2003; 2004; 2005) (Anexo I).

3.2. Metodologia em campo

O experimento foi realizado em nove áreas quadrangulares de 4m², eqüidistantes em 3m, sendo 6 destas enriquecidas com fertilizante inorgânico (3 Áreas Baixa Dose – B e 3 Áreas Alta Dose – A) e as demais mantidas ao natural (Áreas Controle - C) (Figura 2).

A adição de nutrientes (enriquecimento) foi realizada através da aplicação de fertilizante granulado (NPK TREVO®: 20% de Nitrogênio como Sulfato de Amônia – 10% de Fósforo como P₂O₅ solúvel em água – 20% de Potássio como K₂O solúvel em água) diretamente na superfície do sedimento, em duas dosagens: Baixa Dose (750g/4m²) e Alta Dose (1500g/4m²). Esta formulação do fertilizante (20- 10- 20%) foi escolhida por ser uma das mais utilizadas e indicadas na adubação da cultura da cana-de-açúcar no Estado de Pernambuco (Gomes & Cardoso, 1958; Passos *et al.*, 1973; Gomes, 1974).

Para estimar a velocidade da perda dos nutrientes adicionados ao longo do tempo, foi realizado um experimento prévio de fertilização na área de estudo. Este experimento utilizou fertilizante NPK, mas apenas o nitrogênio foi monitorado, por ser este o nutriente de mais rápida perda potencial seja por dissolução ou por volatilização (Azambuja, 1996). A partir de uma aplicação pontual de NPK, as variações de nitrogênio total no sedimento foram acompanhadas periodicamente (2, 4 e 10 dias após a aplicação). Este teste prévio demonstrou que as concentrações permaneceram duas vezes mais elevadas nos sedimentos até 4 dias após a aplicação e retornaram às concentrações iniciais no décimo dia. Desta forma, para a manutenção das dosagens de nutrientes nas áreas experimentais, a aplicação foi realizada semanalmente durante todo o período do experimento, totalizando 16 aplicações sequenciais, já que no último dia (118) não mais foram adicionados fertilizantes na área.

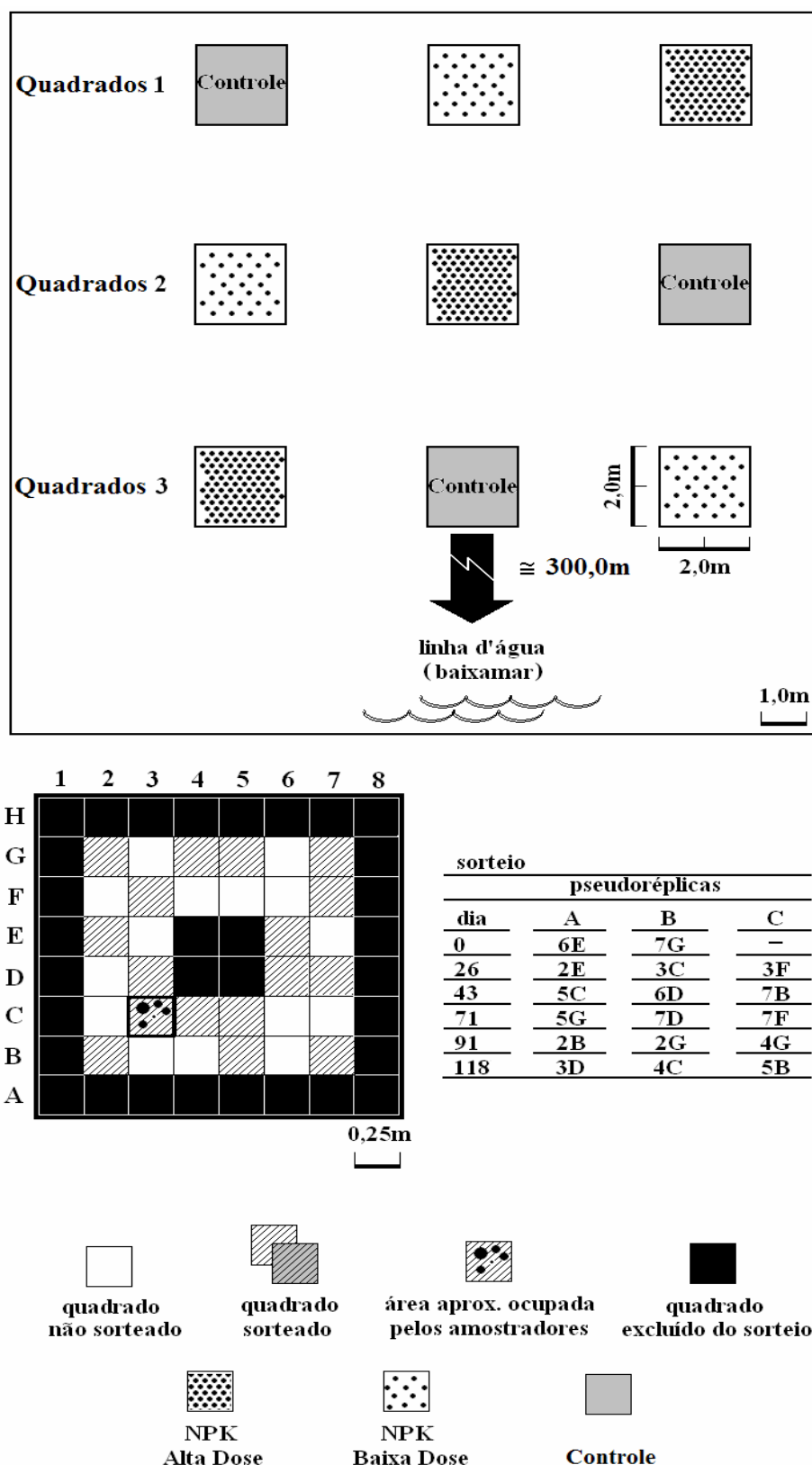


Figura 2. Desenho amostral do experimento de enriquecimento realizado em uma planície de maré no Canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE), destacando na tabela a localização das pseudoréplicas amostradas em cada dia de coleta, em cada um dos nove quadrados (réplicas dos tratamentos: Controle, Baixa Dose e Alta Dose).

Para verificar possíveis alterações no pH do sedimento superficial que possam afetar negativamente a fauna, foi realizado um experimento de fertilização na área de estudo. Este experimento utilizou fertilizante NPK nas duas dosagens estabelecidas (Alta e Baixa Dose) e as variações de pH foram acompanhadas durante 80min após a aplicação. A duração do experimento (80 minutos) simulou o tempo de contato entre o fertilizante e o sedimento até a imersão completa da área de estudo. A aplicação do fertilizante reproduziu a metodologia de aplicação do experimento de eutrofização (aplicação superficial). Os resultados demonstraram que após a aplicação do fertilizante no sedimento superficial (camada de 0,5cm) os valores do pH mostraram apenas uma discreta queda em relação aos valores tomados antes da aplicação, para ambas as dosagens (ANEXO V). Desta forma, as alterações de pH impostas pela aplicação de fertilizantes não foram consideradas importantes no contexto do experimento de eutrofização.

As dosagens de nitrogênio e fósforo aplicadas na fertilização das áreas foram calculadas a partir de valores médios de N-total e P-total medidos previamente no ambiente. Essas concentrações foram obtidas a partir de amostras coletadas com um “corer” cilíndrico de 0,001m² inserido a uma profundidade de 5cm no sedimento. Os valores médios registrados de N-total e P-total foram de 1,74g/Kg e 0,14g/Kg, respectivamente

Em cada área (4m²) estimou-se um volume de 200.000cm³ de sedimento (200x200x5cm) ou 200Kg de sedimento. Desta forma, a quantidade estimada de N-total e P-total originais na área amostral foi de 0,348Kg de N-total e 0,028Kg de P-total.

Do peso de fertilizante (20%N e 10%P) aplicado na área de Baixa Dose (0,75Kg), foram adicionados semanalmente 0,15Kg de N-total e 0,075Kg de P-total. Ao final de 16 aplicações, o montante adicionado totalizou 2,4Kg de N-total e 1,2Kg de P-total. Na área de Alta Dose, o volume total aplicado foi duas vezes superior, ou seja, 4,8Kg de N-total e 2,4Kg de P-total. Portanto, a adição de N-total por área representou um acréscimo de 6,9 vezes (Baixa Dose) e 13,8 vezes (Alta Dose), aproximadamente. Para o P-total, a adição foi 42,9 e 85,7 vezes superior na Baixa e Alta Doses, respectivamente.

As coletas tiveram início no dia 05 de outubro de 2005 (Dia 0), obedecendo a uma frequência que variou em função da ocorrência de marés adequadas para a coleta:

- Dia 0 (05.10.2005), 1ª aplicação de NPK;
- Dia 26 (31.10.2005), após 3 semanas de aplicações semanais;

- Dia 43 (17.11.2005), após 5 semanas de aplicações semanais;
- Dia 71 (15.12.2005), após 9 semanas de aplicações semanais;
- Dia 91 (04.01.2006), após 12 semanas de aplicações semanais;
- Dia 118 (31.01.2006), após 16 semanas de aplicações semanais.

Para o microfitobentos, as coletas foram realizadas semanalmente para acompanhar o efeito da adição de fertilizante sobre o desenvolvimento das microalgas. Foram realizadas 18 amostragens no período compreendido entre 05.10.2005 (Dia 0) até uma semana após o final do experimento (08.02.2006). Excepcionalmente, nas coletas intermediárias aos dias de amostragem da macrofauna, foram amostradas 2 pseudoréplicas por área, totalizando 6 amostras em cada área experimental (C, B e A).

Para a amostragem dos pigmentos fotossintéticos do microfitobentos foi utilizada uma seringa de plástico com área de 1,13cm² (1,2 x 5cm). Em campo, as amostras de sedimento foram acondicionadas em frascos âmbar e conservadas em gelo, ao abrigo da luz, e, posteriormente, congeladas (-20°C) no escuro.

Para cada tratamento (Controle, Baixa Dose e Alta Dose) foram definidas 3 áreas (réplicas), cada uma medindo 2mx2m (4m²). Para a definição aleatória dos pontos de amostragem, foi disposta sobre cada área uma grade de 2mx2m (confeccionada com tubos de PVC e corda), de forma a subdividi-la em 64 quadrados possíveis de 25cmx25cm (pontos de amostragem). A escolha dos pontos de amostragem foi realizada através do sorteio prévio de 3 pontos (considerados pseudoréplicas) tanto para as áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A), procedimento este repetido em cada dia de coleta (Figura 2; Anexo III, D4).

Desta forma, a cada amostragem foram coletadas 3 pseudoréplicas em cada área (réplica), totalizando 9 pseudoréplicas para Alta Dose, 9 para Baixa Dose e 9 para Controle, de cada um dos seguintes parâmetros: clorofila-*a* e feopigmentos do microfitobentos e matéria orgânica. Excepcionalmente para a macrofauna, duas pseudoréplicas foram coletadas para cada área (réplica), totalizando assim: 6 para Alta Dose, 6 para Baixa Dose e 6 para Controle. Para análise granulométrica apenas uma amostra foi coletada para cada área.

Para a análise dos nutrientes inorgânicos (Nitrogênio Total e Fósforo Total) foi coletada apenas uma amostra em cada quadrado, totalizando 9 amostras (3 amostras para A, 3 para B e 3 para C).

Todas as amostras de sedimento foram coletadas de forma estratificada ao longo de 4 profundidades (estratos): 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm, com exceção da amostragem de clorofila-a e feopigmentos cuja coleta se restringiu às profundidades de 0-2 e 2-5cm.

Em campo, a macrofauna foi coletada com um amostrador cilíndrico de aço-inoxidável, com área de 40,71cm² (7,2x20cm) (Amostrador 1), dividido e articulado longitudinalmente e marcado externamente (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) para permitir o corte para amostragem estratificada do sedimento ainda em campo. As subamostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol salino a 10%.

O sedimento destinado às análises granulométrica, de percentual de matéria orgânica e de nutrientes foi coletado com um amostrador de aço-inoxidável similar ao citado anteriormente, com área de 16,62cm² (4,6x20cm) (Amostrador 2). O sedimento foi acondicionado em sacos plásticos e, posteriormente, congelado em laboratório.

A medida do potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento foi tomada com o auxílio do Amostrador 2, apenas uma vez em cada área Alta Dose, Baixa Dose e Controle e em cada estrato de amostragem. Imediatamente após a retirada e abertura do amostrador, o eletrodo de platina foi inserido profundamente no sedimento coletado, no ponto central de cada um dos 4 estratos. Dada a instabilidade dos valores redox durante a medição, foi estabelecido um tempo de leitura de 3 minutos e/ou estabilização do display do medidor de Eh, para a conclusão da medição.

As amostras de sedimento para análise da salinidade da água intersticial foram coletadas e mantidas no interior de Amostradores 2, acondicionados em sacos plásticos vedados e levadas ao laboratório para a análise imediata em refratômetro. Foram amostrados 20cm do sedimento, para a medição das salinidades nos estratos: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm.

3.3 Metodologia em Laboratório

3.3.1 Macrofauna Bêntica:

Os macroinvertebrados foram separados do sedimento através de peneiramento úmido em malha de 0,3mm. (0,5+0,3mm). Para detectar eventos de recrutamento do poliqueto *Capitella* spp, o sedimento foi lavado em duas malhas separadamente: 0,5mm e 0,3mm. O material retido na malha foi preservado em formol a 4% com adição do corante Rosa de Bengala (Holme & McIntyre, 1971). A triagem e contagem foram realizadas sob estereomicroscópio e, posteriormente, os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível. As larvas e pupas de Ceratopogonidae (Diptera) foram somadas. Os Nematoda presentes nas amostras não foram considerados neste trabalho.

Os organismos foram agrupados em função de suas estratégias de alimentação e classificados em distintas guildas tróficas de acordo com informações compiladas de Fauchauld & Jumars (1979), Sheridan (1997), Jessup *et al.* (1999) e Pagliosa (2005).

3.3.2 Salinidade da água intersticial:

O volume de sedimento correspondente a cada estrato (0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm) foi cortado, homogeneizado e disposto em placas de Petri (15cmØ) para a retirada da água intersticial. A extração da água do sedimento se deu por absorção direta por contato em uma camada dupla de papel filtro (diâmetro: 12,5cm; porosidade: 28µm) seguida de prensagem (modificado de Moseman *et al.*, 2004). A salinidade foi mensurada com um refratômetro e os resultados expressos em unidade prática de salinidade (UPS).

3.3.3 Clorofila-a e Feopigmentos:

A estimativa da biomassa do microfitobentos foi expressa como concentração de clorofila-a por unidade de área ($\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$). A extração dos pigmentos fotossintéticos se deu pela adição de 15ml de acetona a 100% em cada amostra, seguida pela homogeneização e refrigeração (em torno de 4°C) por 20h, ao abrigo da luz. As concentrações de clorofila-a e feopigmentos do sobrenadante das amostras foram determinadas por espectrofotometria, nos comprimentos de onda 665 e 750nm, antes e depois de acidificado com 50µL de HCl (0,1N) (modificado de Colijn & Dijkema, 1981) e calculadas através das equações de Lorenzen (1967).

3.3.4 Matéria Orgânica:

O conteúdo orgânico do sedimento, expresso em percentagem, correspondeu à fração da amostra volatilizada após incineração e foi obtido pela diferença entre o peso

seco (secagem em estufa até peso constante a 85°C/48h) e o peso seco livre de cinzas (incineração em mufla a 475°C/4h) (modificado de Wetzel & Likens, 1990).

3.3.5 Silte+argila:

A análise granulométrica seguiu parcialmente a metodologia de Suguio (1973) visando à obtenção do percentual da fração de sedimentos finos (<0,062mm) que correspondeu à soma dos conteúdos de silte e argila. Para tal, mensurou-se o peso seco (em estufa a 45°C/72h) da amostra e procedeu-se ao peneiramento úmido do volume total de cada réplica homogeneizada, através das malhas de 2,0mm (fração cascalho) e 0,063mm (fração silte+argila). As frações retidas nas malhas foram submetidas à secagem em estufa a 80°C por 48h, pesadas e subtraídas do peso seco da amostra bruta para o cálculo do percentual de sedimentos finos. Apenas foram analisadas as amostras referentes aos dias 0 e 118.

3.3.6 Nitrogênio Total e Fósforo Total:

O conteúdo N-total e P-total no sedimento, expresso em g/kg foram realizados pelos métodos de Kjeldahl por destilação a vapor e Mhlich, respectivamente (Embrapa, 1997).

3.3.7 Temperatura do ar e Pluviometria

Os dados de temperatura média mensal do ar (°C) e precipitação pluviométrica total mensal (mm) foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com dados referentes à Estação Curado - Recife (8°03'00"S 34°57'00"W).

3.3.8 Observações de Campo: Predadores Epifaunais

O número de pegadas de aves na superfície do sedimento foi utilizado como indicador da incidência de predação epifaunal. Para quantificar o número de pegadas nas áreas Alta Dose, Baixa Dose e Controle foi utilizado um quadrado de 20x20cm. A cada coleta, a amostragem se deu com o lançamento do quadrado (3 vezes) dentro de cada uma das 9 áreas experimentais.

3.4 Análise dos Dados

3.4.1 Análise das Variáveis Ambientais

Os dados ambientais (percentuais de matéria orgânica e silte+argila, concentrações de clorofila-a, feopigmentos, N-total, P-total) foram verificados quanto à

homogeneidade das variâncias com o teste de Cochran. As concentrações de clorofila-*a*, feopigmentos e P-total foram transformadas utilizando $\text{Log}(x+1)$. Foi aplicada Análise de Variância a 2 Fatores (ANOVA 2-Way com interações) para testar a significância do efeito do Fator Experimento (Fator A, com 3 níveis: Alta Dose, Baixa Dose e Controle) sobre cada variável ambiental ao longo dos dias (Fator B, com 6 níveis: dias 0, 26, 43, 71, 91 e 118). Em seguida, foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para avaliar as diferenças pareadas das áreas Baixa Dose e Alta Dose em relação à área Controle. As análises foram realizadas a um nível de significância de 5%. Os testes foram aplicados através do Programa STATISTICA v.5.

Para calcular o valor médio das concentrações de matéria orgânica, silte + argila, clorofila-*a* e feopigmentos por amostrador, sem levar em consideração os estratos, foi realizada uma média ponderada, utilizando as profundidades de cada estrato para a realização do cálculo. Assim, as concentrações foram multiplicadas pelo número de centímetros correspondentes àquele estrato. O somatório destas multiplicações foi dividido pelo tamanho total do amostrador cujo resultado correspondia à concentração média.

A relação entre a concentração de clorofila-*a* nos sedimentos e as demais variáveis ambientais (Eh, N-total, P-total, matéria orgânica e salinidade) foi verificada através de Análise de Correlação Linear Simples (Coeficiente de Correlação de Pearson), utilizando o Programa STATISTICA v.5.

3.4.2 Análise dos Dados da Macrofauna

Os dados de abundância da macrofauna corresponderam a soma das duas pseudoréplicas coletadas em cada quadrado (réplica) e, em seguida, realizada a média dos resultados das três réplicas relativas a cada tratamento (Controle, Baixa Dose e Alta Dose).

Análise Univariada:

O efeito da adição de nutrientes sobre a macrofauna foi avaliado inicialmente através de índices independentes da identidade taxonômica das espécies: Abundância, Riqueza (*S* ou número total de espécies), Equitatividade de Pielou (*J'* usando $\log_e$) e Diversidade de Shannon-Wiener (*H'* usando $\log_e$).

Também foi aplicado o Índice de Distinção Taxonômica (Δ^*) que leva em consideração a identidade taxonômica das espécies (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1998; 1999). Este índice corresponde exclusivamente a uma medida de heterogeneidade taxonômica baseada na classificação convencional. O Δ^* é definido como a distância média (“path length”) entre cada par de indivíduos dentro da árvore taxonômica, ignorando, entretanto, aquela entre indivíduos da mesma espécie. Portanto, é uma medida de parentesco que independente da diversidade das espécies (Clarke & Warwick, 1998).

Para o cálculo desse índice utilizou-se também a matriz das abundâncias das espécies, além de uma matriz de agregação composta da lista das espécies e respectivos níveis hierárquicos taxonômicos. Foram aplicados “path lengths” com pesos constantes ($\omega=1$) para cada nível taxonômico (Warwick & Clarke, 1995). Foram utilizados seis níveis taxonômicos (espécies, gênero, família, ordem, classe e filo) cujos pesos (ω) correspondem a $\omega=16,7$ (para espécies do mesmo gênero), $\omega=33,3$ (para a mesma família, mas de diferentes gêneros), $\omega=50$ (para a mesma ordem, mas de diferentes famílias), $\omega=66,7$ (mesma classe, mas de diferentes ordens), $\omega=83,3$ (mesmo filo, mas diferentes classes) e $\omega=100$ (diferentes filós), respectivamente (Warwick *et al.*, 2002). Todas as medidas univariadas tratadas acima foram calculadas através da rotina DIVERSE do programa PRIMER® v.6 (Clarke & Gorley, 2006).

Foi aplicada Análise de Variância a 2 Fatores (ANOVA 2–way com interações) para testar a significância do efeito do Fator Experimento (Fator A, com 3 níveis: Alta Dose, Baixa Dose e Controle) sobre cada índice (Abundância, S , H' , J' , e Δ^*) ao longo dos dias (Fator B, com 6 níveis: dias 0, 26, 43, 71, 91 e 118). Os dados foram previamente verificados quanto à homogeneidade das variâncias com o teste de Cochran. Apenas os valores de abundância total foram transformadas utilizando $\text{Log}(x+1)$. Em seguida foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para avaliar as diferenças pareadas e apresentadas apenas as diferenças entre áreas Alta Dose e Baixa em relação a Controle.

Para a abundância total da macrofauna foi realizada a Análise de Variância a 3 Fatores (ANOVA 3–way com interações) para testar a significância do efeito do Fator Experimento (Fator A) ao longo dos Dias (Fator B) e Profundidades (Fator C, com 4 níveis: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm). Os dados foram previamente verificados quanto à homogeneidade das variâncias com o teste de Cochran. Os valores de abundância foram transformados utilizando $\text{Log}(x+1)$.

Para examinar a significância das diferenças entre áreas experimentais para cada dia de amostragem em cada profundidade separadamente, tendo como variáveis dependentes a medida de abundância total da comunidade, foi aplicada ANOVA 2-Way com interações. As análises foram realizadas a um nível de significância de 5%. Os testes foram aplicados usando o Programa STATISTICA® v.5.

Para examinar as variações temporais na composição e abundância dos táxons ao longo do período de adição de nutrientes, os táxons foram agrupados em classes de abundância construídas utilizando dados transformados pela raiz quarta, resultando numa distribuição de abundâncias em 10 classes delimitadas em intervalos de $0,5^4$ indivíduos.

As variações temporais da macrofauna ao longo dos Dias e nas diferentes Profundidades também foram avaliadas com base nas variações das abundâncias dos táxons mais representativas (>1% da abundância na área Controle).

Técnica Distribucional:

As variações nos padrões de dominância das espécies dominantes foram estudadas através do método da Curva de k -dominância, permitindo a comparação simultânea das curvas das áreas tratamento (Baixa Dose e Alta Dose) em relação a Controle para determinar o impacto da adição de nutrientes sobre a comunidade (Dia a Dia). Na Curva de k -dominância, as espécies são classificadas em ordem decrescente (eixo x) de dominância, baseada no percentual acumulado de abundância (eixo y) (Lambshead *et al.*, 1983; Platt *et al.*, 1984). Para esta análise foi utilizada a rotina Dominance Plot do Programa PRIMER v.6.

Análise Multivariada:

As análises multivariadas foram aplicadas usando o programa PRIMER® v.6.0 (Clarke & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006), exceto a Análise de Regressão Linear Múltipla, para a qual se utilizou o programa STATISTICA® v.5.

- Tratamento prévio dos dados

Para reduzir o peso das espécies que apresentavam distribuição agregada (diferente dos pressupostos da distribuição de Poisson) e prevenir interferências indesejáveis (“ruído”) na análise multivariada, foi aplicado o procedimento da Dispersão

Ponderada (“Dispersion Weighting”) aos dados de abundância das espécies (Clarke *et al.* 2006a). Tal redução de peso é obtida dividindo-se as abundâncias de cada espécie pelo seu Índice de Dispersão Médio ($D_{\text{médio}}$), que corresponde a uma medida de agregação. Inicialmente, é obtido o índice de dispersão observado (D_i) calculado a partir das réplicas para cada grupo i (Dias). O D_i corresponde à razão entre a variância da amostra por sua respectiva média para as n_i réplicas de um grupo. A média obtida a partir dos índices dos diversos grupos (g) corresponde ao Índice de Dispersão Médio $D_{\text{médio}}$ (média ponderada das dispersões de cada grupo) calculado de acordo com a seguinte expressão:

$$D_{\text{médio}} = \frac{\sum_{i=1}^g (n_i - 1) D_i}{\sum_{i=1}^g (n_i - 1)}$$

Para reduzir o peso das espécies com padrão agregado, os respectivos valores de abundância são divididos pelo $D_{\text{médio}}$ para produzir dados pertinentes com a propriedade de variância=média da distribuição de Poisson.

Como o delineamento experimental adotado neste trabalho foi do tipo fatorial duplo (“2-way crossed layout”): Fator A – Experimento (com três níveis: Controle, Baixa Dose e Alta Dose), cada um com 3 réplicas, e, Fator B – Dias (“blocos” com 6 níveis: 0, 26, 43, 71, 91 e 118) que é um fator cruzado com o Fator A, os cálculos de dispersão não puderam ser realizados através do Programa PRIMER v.6.0, que apenas atende a um desenho “1-way” (Clarke & Gorley, 2006). Seguindo a metodologia descrita por Clarke *et al.* (2006a), o esquema “2-way” foi “achatado” para um desenho “1-way”, permitindo o cálculo da dispersão (D_i), separadamente, para as combinações Alta Dose x Dias, Baixa Dose x Dias e Controle x Dias. Esse procedimento resultou em 9 índices para cada combinação por espécie, que foram usados para calcular o $D_{\text{médio}}$. Para testar qual das espécies necessitaria ter seu “peso” reduzido foi realizado um teste de Qui-quadrado (χ^2) utilizando o $D_{\text{médio}}$ e os graus de liberdade ($n-1$). Apenas 14 espécies apresentaram valores significativos ($p < 0,05$) e, portanto, tiveram seus valores de abundância divididos pelo $D_{\text{médio}}$. (Tabela 1).

Tabela 1. Valores do Índice de Dispersão Médio ($D_{\text{médio}}$) estimados para as espécies cuja distribuição das abundâncias mostraram evidências significativas de agregação pelo teste do Qui-quadrado (χ^2).

Espécies	χ^2 calculado	p	$D_{\text{médio}}$
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	53,7	<0,05	1,492
<i>Capitella</i> spp	229,3	<0,05	6,371
Ceratopogonidae	56,2	<0,05	1,561
<i>Exogone</i> sp	143,3	<0,05	3,982
<i>Heteromastus</i> sp	60,1	<0,05	1,6712
<i>Isolda pulchella</i>	57,3	<0,05	1,594
<i>Laeonereis acuta</i>	806,0	<0,05	22,390
<i>Potamilla</i> sp	109,7	<0,05	3,049
<i>Sigambra grubii</i>	132,7	<0,05	3,687
<i>Sphaerosyllis</i> sp	312,8	<0,05	8,690
<i>Streblospio benedicti</i>	510,5	<0,05	14,183
<i>Tellina</i> sp	55,7	<0,05	1,549
Tubificidae spp	15.493,9	<0,05	430,388
Turbellaria	73,0	<0,05	2,0289

De acordo como o sugerido por Clarke & Warwick (1994), foi aplicada transformação adicional pelo $\text{Log}(x+1)$ aos dados de abundância ajustados pela dispersão ponderada em função do valor obtido pelo cálculo do coeficiente angular ($b=0,9238$) da equação da regressão linear entre os logaritmos dos desvios-padrão e das médias de cada amostra.

A partir dos dados de abundância ajustados pela dispersão ponderada, foi construída uma matriz de similaridades usando o Índice de Bray-Curtis. O cálculo do índice seguiu o procedimento especialmente proposto por Clarke *et al.* (2006b) para o tratamento de amostras de comunidades bênticas depauperadas ou defaunadas devido a situações extremas de impacto severo ou em situações de “ponto de partida” para estudos de colonização. Este coeficiente zero-ajustado adiciona uma variável falsa (espécie “dummy”) no valor de 1 para todas as amostras da matriz das abundâncias, para corrigir o comportamento errático ou indefinido do índice de Bray-Curtis diante das seguintes situações, respectivamente: a) a similaridade calculada entre duas amostras com um único indivíduo pode variar de 0 a 100%; b) a similaridade entre duas amostras sem indivíduos não pode ser calculada (Clarke *et al.*, 2006b).

Todas as análises multivariadas, exceto a medida de Dispersão Relativa, o Índice de Dispersão Multivariada e a Análise Linear de Regressão Múltipla, foram realizadas a partir dos dados bióticos submetidos ao tratamento descrito acima.

- Aplicação da Análise Multivariada

As diferenças espaciais (entre os estratos) e temporais (ao longo dos dias) entre as comunidades das áreas Controle, Alta Dose e Baixa Dose foram examinadas usando a Ordenação MDS (Escalonamento Multi-dimensional) (Clarke & Ainsworth, 1993). Para verificar se a configuração bidimensional do MDS foi aceitável utilizou-se a medida do "estresse", que varia numa escala crescente de distorção de 0 a 1 (Clarke & Warwick, 1994).

Para avaliar se o efeito da fertilização sobre a comunidade bêntica das áreas Controle, Alta Dose e Baixa Dose mostradas no MDS seguiu trajetórias temporais similares, foram realizadas correlações de Spearman (rotina RELATE) entre as matrizes de similaridades das amostras (dias) de cada área. Foram feitas correlações entre as trajetórias temporais das áreas enriquecidas e Controle para a comunidade como um todo e para cada estrato de coleta. Este procedimento possibilitou verificar mudanças de direção na estrutura da comunidade ao longo do tempo, onde correlações significativas indicam tendências temporais similares entre as áreas enriquecidas e Controle (adaptado de Bolam *et al.* 2006).

Partindo da premissa de que o nível de impacto está diretamente relacionado ao aumento da variabilidade entre réplicas (Warwick & Clarke, 1993), calcularam-se (Dia a Dia) a medida da Dispersão Relativa (DR) entre réplicas para cada tratamento, e o índice de Dispersão Multivariada (IMD) para a comparação pareada das variabilidades internas da Alta Dose, Baixa Dose e Controle. Na interpretação da DR, quanto mais elevados os valores, maiores às dissimilaridades entre amostras. Já, o índice IMD varia entre -1 e +1, onde o valor extremo positivo significa que todas as dissimilaridades internas (entre réplicas) do tratamento (numerador) são maiores que todas as do controle (denominador). Quando igual à zero, implica que não existem diferenças entre os grupos testados (Warwick & Clarke, 1993). O índice foi calculado através da rotina MVDISP, a partir de matrizes de similaridade de Bray-Curtis.

As significâncias das diferenças globais entre as estruturas multivariadas das áreas Alta Dose, Baixa Dose e Controle ao longo do tempo foram testadas através da Análise de Similaridades (ANOSIM 2-way crossed) (Clarke, 1993), onde o Fator Experimento (Fator A, com 3 níveis: Alta Dose, Baixa Dose e Controle) foi testado através

do níveis do Fator Dia (Fator B, com 6 níveis: dias 0, 26, 43, 71, 91 e 118). Aplicou-se ANOSIM 1-way, para testar a significância das diferenças entre os níveis do Fator Experimento considerando as amostragens compostas (0-20cm) e estratificada para cada dia de coleta, sucessivamente.

Para examinar as relações entre os padrões bióticos multivariados das áreas Alta Dose, Baixa Dose e Controle e as variáveis ambientais (normalizadas) foi utilizado o procedimento BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993). Esse método define a variável ou conjunto delas que melhor explica a estrutura biótica (Somerfield *et al.*, 1995) através de Correlações de Spearman entre as matrizes de similaridade derivadas de dados bióticos e abióticos, respectivamente (Clarke & Ainsworth, 1993). Previamente ao BIO-ENV, utilizou-se a rotina DRAFTSMAN PLOT para obter o Coeficiente de Correlação de Pearson entre todas as variáveis, visando determinar eventuais colinearidades ($r > 0,95$) e conseqüente exclusão (Clarke & Warwick, 1994). Em seguida foi aplicada a análise SIMPER (Percentual das Similaridades) (Clarke, 1993) para determinar quais espécies foram mais importantes em termos de contribuição (%) para a dissimilaridade média de Bray-Curtis entre áreas experimentais e ao longo dos dias.

As relações entre as espécies (variável dependente) e as variáveis ambientais (independentes) foram investigadas através de Regressão Linear Múltipla (Stepwise). Os dados foram previamente verificados quanto à homogeneidade das variâncias com o teste de Cochran. Quando necessário os dados foram transformados utilizando $\text{Log}(x+1)$. Para esta análise, foram escolhidas as espécies mais abundantes ($>1\%$ na área Controle). Os modelos foram calculados com todas as variáveis independentes não-transformadas e transformadas ($\text{Log}(x+1)$ e x^2). As variáveis independentes e os respectivos modelos foram selecionados aceitando-se um nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

4.1 Parâmetros Climatológicos

A temperatura do ar oscilou durante o período de estudo (outubro de 2005 a janeiro de 2006) com valores mínimos e máximos de 25,9°C (outubro de 2005) e 27,1°C (janeiro de 2006), respectivamente. Durante este período, verificou-se uma tendência de aumento gradual nos valores de temperatura (Figura 3). Os totais mensais de precipitação pluviométrica foram baixos quando comparados aos meses anteriores e variaram entre 8,7mm (novembro) e 174,2mm (dezembro) (Figura 3).

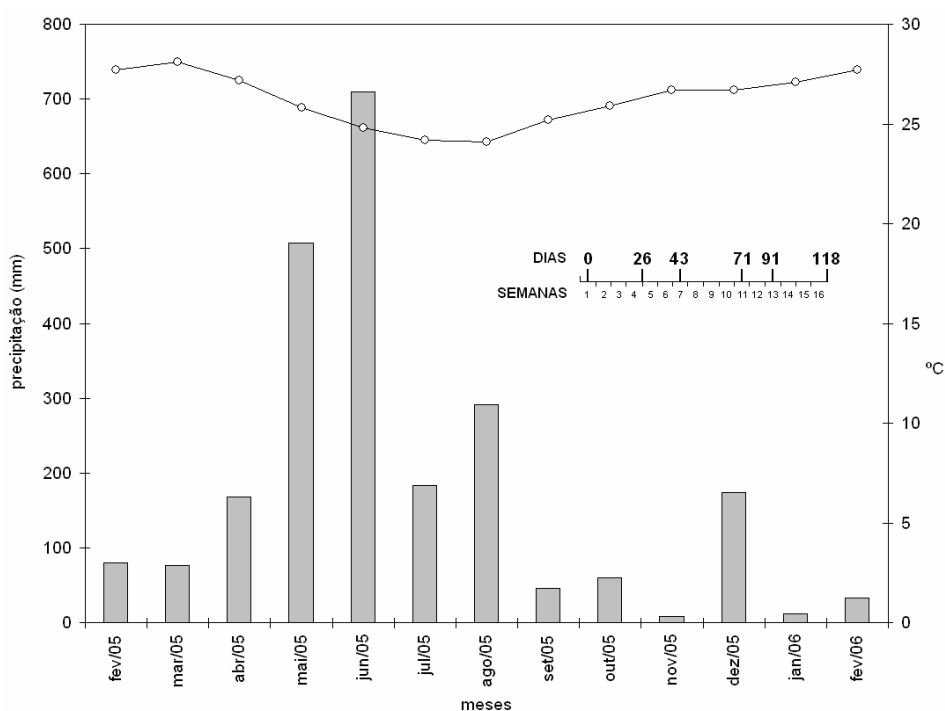


Figura 3. Médias mensais de temperatura do ar e precipitação pluviométrica total entre o período de fevereiro de 2005 a fevereiro de 2006, obtidos na Estação Recife (fonte: INMET). A escala interna representa o período de coleta (outubro de 2005 a janeiro de 2006), destacando os dias de amostragem.

4.2 Parâmetros do sedimento

4.2.1 Salinidade

Ao longo do período de estudo, a salinidade intersticial mostrou uma tendência de redução com o aumento da profundidade. Os maiores valores foram registrados na camada mais superficial (0-2cm), com médias variando de 43 a 47UPS e os menores nos estratos 5-10 (35 UPS, no Dia 0) e 10-20cm(38UPS, no dia 77) (Figura 4).

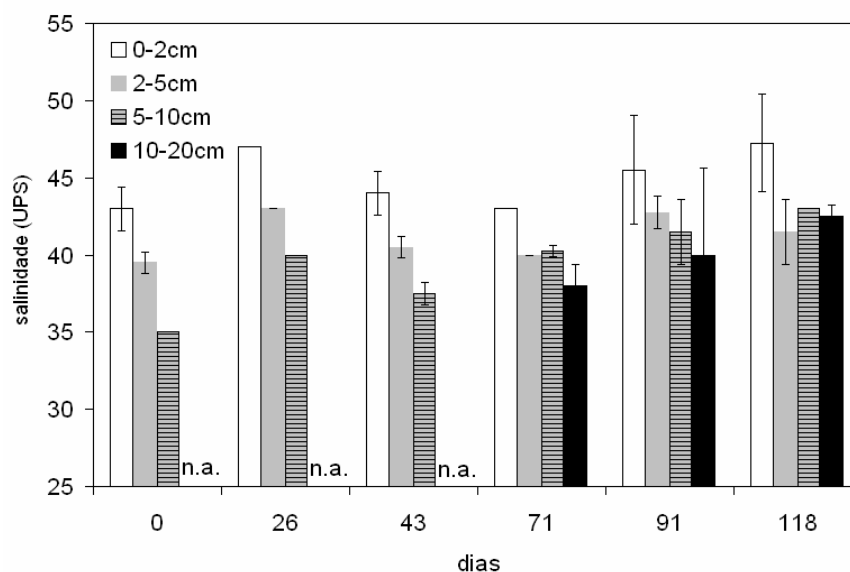


Figura 4. Variação da salinidade da água intersticial no sedimento ao longo dos estratos, durante o período de estudo. As barras de erro indicam o desvio padrão. (n.a: não amostrada).

4.2.2 Potencial de Oxi-redução

Ao longo do estudo, o potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento indicou condições predominantemente redutoras em todas as áreas experimentais, com valores sempre negativos. Os valores médios de Eh, entre 0-20cm, permaneceram sempre abaixo de -170mV nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose (Figura 5). Entretanto, de maneira geral, os valores de Eh foram mais baixos nos sedimentos que receberam altas doses de nutrientes (-247,3 a -354,3mV) quando comparado às áreas Controle (-185,8 a -265,8mV) e Baixa Dose (-175,3 a -251,3mV) (Figura 5). Na Alta Dose os valores de Eh mostraram um padrão de queda ao longo do período de adição de nutrientes, atingindo o valor mais extremo ao final do experimento (Figura 5).

A análise estratificada dos valores de Eh (0-2cm; 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) mostrou que após o início da adição de nutrientes, os sedimentos das áreas Alta Dose mostraram-se os mais baixos em todas os estratos amostrados (Figura 5), com uma tendência de diminuição ao longo do experimento, exceto no estrato 10-20cm cujos valores mostraram pouca variação. Apesar de mais baixos, os valores de Eh entre 2-20cm na Alta Dose mostraram variações mais discretas quando comparadas às demais áreas experimentais (Figura 5).

Os valores de Eh registrados na área Controle variaram entre -88mV (Dia 43: 0-2cm) e -336mV (Dia 91: 10-20cm), na área Baixa Dose entre -84mV (Dia 91: 0-2cm) e -310mV (Dia 0: 10-20cm) e em Alta Dose entre -115 (Dia 0: 0-2cm) e -363 (Dia 118: 2-5cm) (Figura 5).

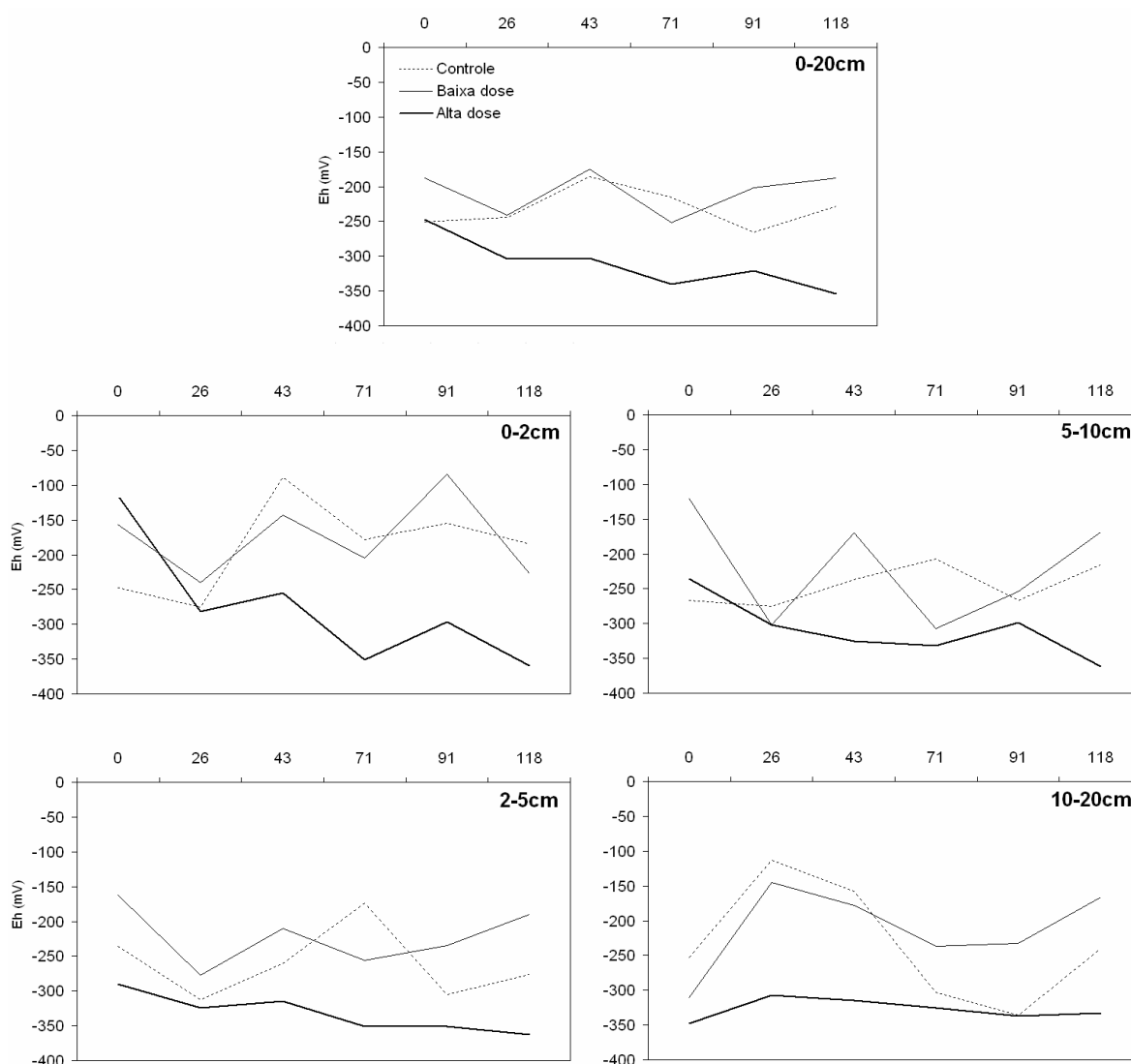


Figura 5. Variação temporal do potencial de oxi-redução (Eh) entre 0-20cm (Eh médio) e ao longo dos estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose.

4.2.3 Clorofila-a e Feopigmentos

Uma semana após a aplicação de fertilizante, as áreas Baixa Dose e Alta Dose apresentavam uma forte coloração verde-amarelada (predomínio de diatomáceas) e verde-azulada, respectivamente. Na Alta Dose, as manchas eram predominantemente compostas por cianobactérias filamentosas (*Microcoleus ctonoplastes*, *Lyngbya aff. majuscula*) e cocóides. Nas áreas Controle, as manchas de algas apresentaram uma coloração marrom-claro. Após três aplicações de fertilizantes (coleta do Dia 26), alguns

quadrados de Alta Dose já mostravam sinais de apodrecimento das algas, com algumas crostas com coloração verde escuras, com desprendimento de bolhas de gás. As áreas fertilizadas somente voltaram a mostrar mudanças na coloração, passando à esverdeadas, a partir do dia 77, persistindo até ao final do experimento (Anexo II).

Ao longo das 18 semanas de observação, os valores de clorofila-*a*, no estrato 0-2cm, se mostraram influenciados pelos fatores Dia (ANOVA, 2-Way; $F_{(17,108)} = 3,1801$; $p < 0,0001$) e Experimento (ANOVA, 2-Way; $F_{(2,108)} = 3,4128$; $p < 0,0365$). Não foram observadas interações entre os Dias e Experimentos para clorofila-*a* (ANOVA 2-Way, $p > 0,05$). Apenas foram encontradas diferenças significativas entre Controle x Baixa Dose e Controle x Alta Dose no estrato superior do sedimento (0-2cm) (Figura 6). Nesta porção, a área Alta Dose apresentou valores elevados, principalmente a partir do dia 91, com concentrações variando entre 12,35 (Dia 93) a 20,74 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Dia 91), mas sem diferenças significativas ($p > 0,05$) em relação à área Controle (Figura 6). Na área Baixa Dose, apenas no sétimo dia de amostragem as concentrações foram significativamente maiores que na área Controle (Tukey, $p < 0,01$). No estrato 2-5cm, as concentrações de clorofila-*a* apenas se mostraram influenciados pelo fator Dia (ANOVA, 2-Way; $F_{(17,108)} = 1,7843$; $p < 0,039$).

De um modo geral, as diferenças de concentração de clorofila-*a* entre superfície (0-2cm) e fundo (2-5cm) foram de 61,9%, 52% e 61,7% nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose, respectivamente (Figura 6). No estrato 0-2cm, os valores variaram entre 8,63 – 12,81 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Controle), 8,43 – 12,02 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Baixa Dose) e 8,43 – 20,74 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Alta Dose). No estrato 2-5cm, os valores variaram entre 3,03 – 5,26 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Controle), 4,25 – 5,40 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Baixa Dose) e 3,82 – 6,46 $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (Alta Dose).

A concentração de clorofila-*a* da área Controle esteve positivamente correlacionada com as concentrações de P-total ($r = 0,56$; $n = 18$; $p < 0,05$) e N-total ($r = 0,54$; $n = 18$; $p < 0,05$). Na área Baixa Dose, a clorofila-*a* mostrou-se negativamente correlacionada com a matéria orgânica ($r = -0,52$; $n = 18$; $p < 0,05$), enquanto na Alta Dose, nenhuma correlação significativa foi verificada com as variáveis ambientais. No estrato 2-5cm, a clorofila-*a* da área Controle apresentou uma correlação negativa com o N-total ($r = -0,62$; $n = 18$; $p < 0,05$) e com a matéria orgânica ($r = -0,55$; $n = 18$; $p < 0,05$). Nas áreas fertilizadas, nenhuma correlação foi encontrada no estrato mais profundo.

As concentrações de feopigmentos ao longo de 18 semanas (0-2cm) apenas se mostraram influenciadas pelo fator Dia (ANOVA, 2-Way; $F_{(17,108)} = 3,4087$; $p < 0,0001$). No estrato 0-2cm, a área Controle apresentou valores mínimos e máximos entre 15,17 e

27,27 $\mu\text{g.cm}^{-2}$, respectivamente (Figura 7). Nas áreas Baixa Dose e Alta Dose, as concentrações variaram entre 17,72 a 28,36 $\mu\text{g.cm}^{-2}$ e entre 16,50 a 36,82 $\mu\text{g.cm}^{-2}$, respectivamente. Já no estrato 2-5cm, não foram encontradas diferenças significativas entre Dias ou áreas experimentais (Figura 7). De um modo geral, as concentrações no estrato 2-5cm foram mais elevados que no estrato 0-2cm, com valores variando entre 21,14 a 31,22 $\mu\text{g.cm}^{-2}$ (Controle), 20,67 a 29,08 $\mu\text{g.cm}^{-2}$ (Baixa Dose) e 19,11 a 38,82 $\mu\text{g.cm}^{-2}$ (Alta Dose) (Figura 7).

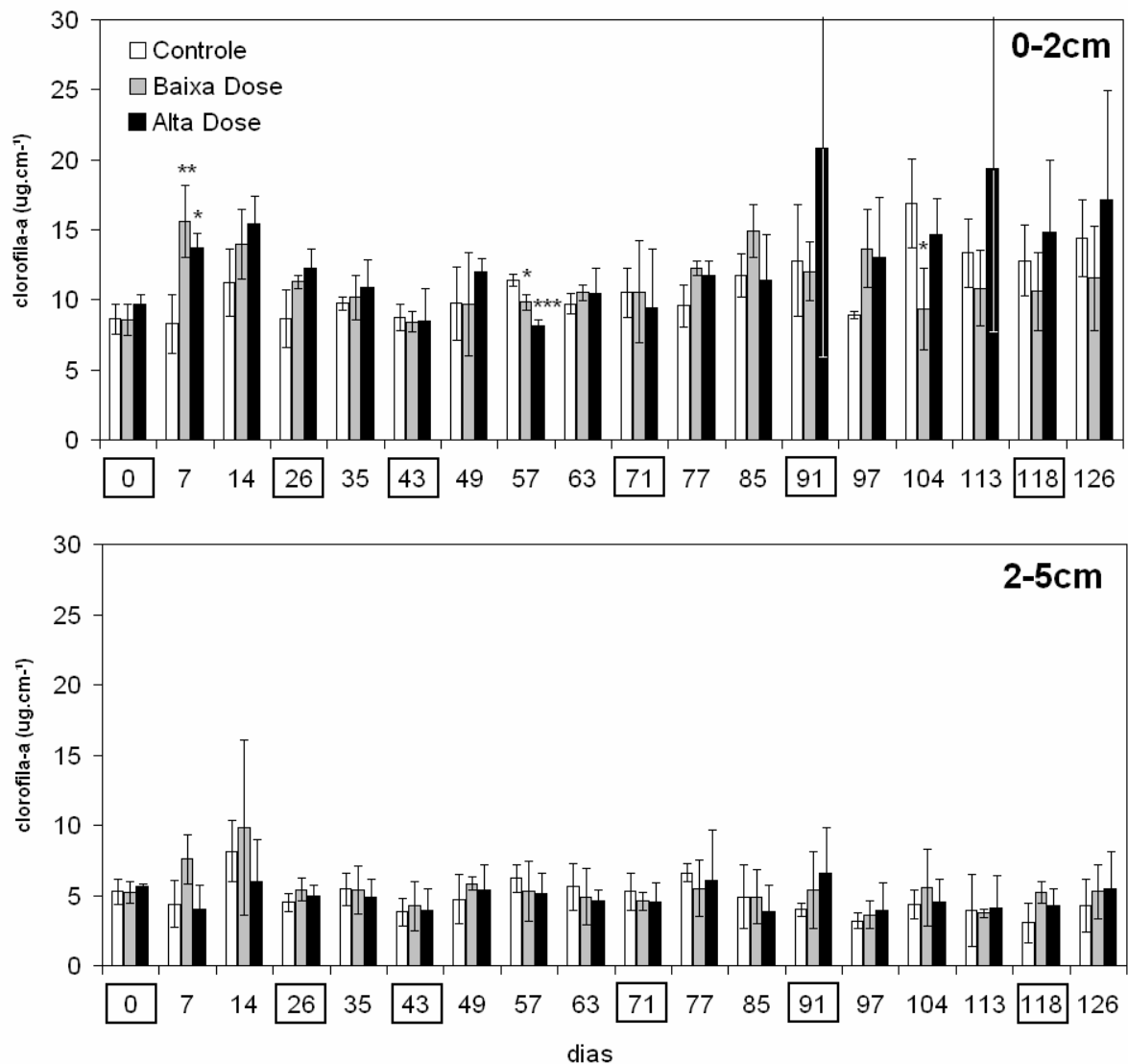


Figura 6. Variação semanal das concentrações de clorofila-a ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os dias em destaque representam as datas de amostragem da macrofauna. Os asteriscos indicam diferenças significativas das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

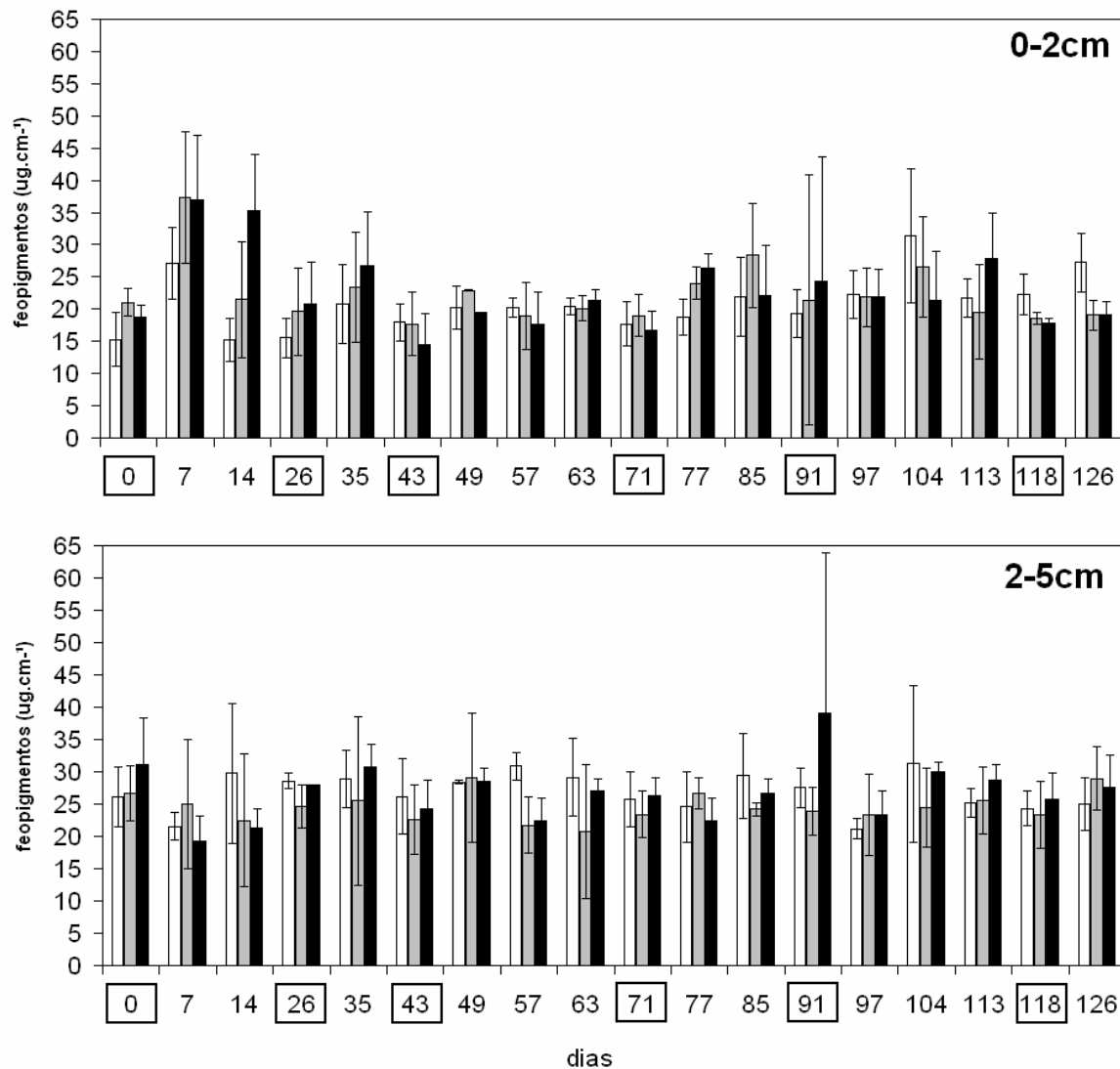


Figura 7. Variação semanal das concentrações de feopigmentos ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os dias em destaque representam as datas de amostragem da macrofauna. Os asteriscos indicam diferenças significativas das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

4.2.4 Matéria Orgânica

Durante o período de adição de nutrientes, as áreas experimentais (Controle, Baixa Dose e Alta Dose) não diferiram quanto ao percentual de matéria orgânica do sedimento (ANOVA 2-way, $p>0,05$). Também não foram observadas interações entre Dias e Experimentos relacionadas às variações das concentrações deste parâmetro (ANOVA 2-Way, $p>0,05$). Entretanto, desde o primeiro dia de observação, os valores médios de matéria orgânica foram invariavelmente superiores e mais heterogêneos na área Alta Dose (Figura 8). Os percentuais médios variaram entre 2,36 - 3,21% na área Controle, 2,43 - 2,97% em Baixa Dose e 3,38 - 4,62% em Alta Dose (Figura 8).

Os valores de matéria orgânica variaram entre estratos e seguiram uma tendência de queda com o aumento da profundidade em todas as áreas experimentais. Entretanto, nas áreas enriquecidas esse declínio em relação à superfície apenas foi observado nos estratos 5-10cm (Baixa Dose= 24% e Alta Dose= 17%) e 10-20cm (Baixa Dose= 11% e Alta dose= 15%), enquanto na área Controle os percentuais médios declinaram em 16% (2-5cm), 17% (5-10cm) e 11% (10-20cm).

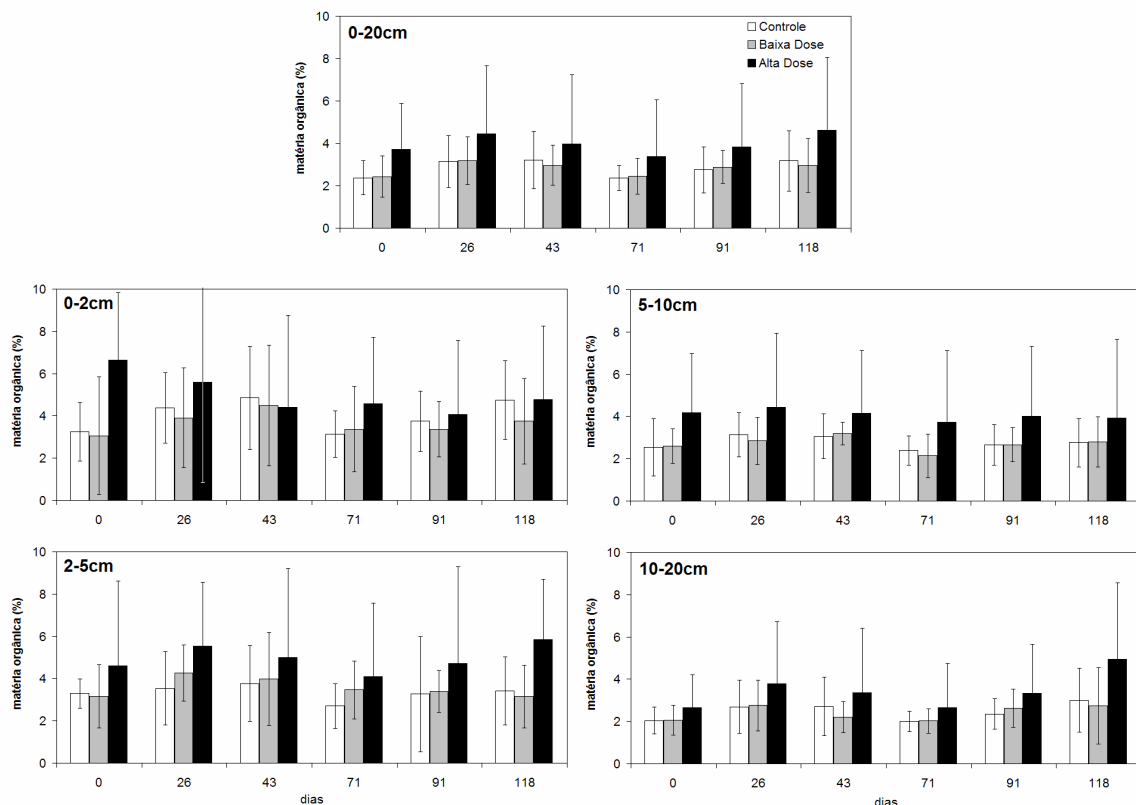


Figura 8. Variação temporal e vertical dos percentuais de matéria orgânica nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).

4.2.5 Silte+Argila

Apesar da fração silte+argila ser mais representativa nos sedimentos da área Alta Dose, as áreas não diferiram de maneira significativa quanto a esses percentuais (ANOVA 2-Way, $p > 0,05$) (Figura 9). Os valores variaram entre 19,0% e 24,6%, na área Controle, entre 16,9% e 25,9%, na Baixa Dose e, 24,9% e 31,13% na Alta Dose (Dias 0 e 118, respectivamente). Também não foram observadas interações entre os Dias e Experimentos para o percentual de silte+argila (ANOVA 2-Way, $p > 0,05$).

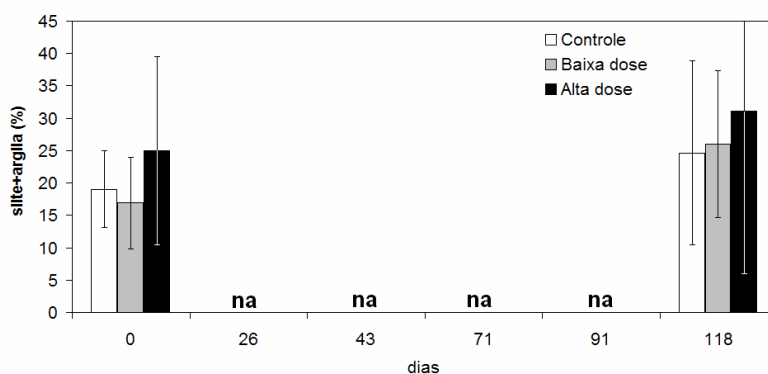


Figura 9. Variação temporal dos percentuais de silte+argila nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3) (na: não amostrada)

4.2.6 Nitrogênio Total e Fósforo Total

As concentrações médias de N-total elevaram-se discretamente na área Alta Dose no Dia 43, mantendo-se mais elevados que nas demais áreas experimentais também no Dia 71. Entretanto, as concentrações de N-total não diferiram significativamente entre Experimentos (ANOVA 2-Way, $F_{(5,36)}=0,6614$, $p=0,5222$) ou Dias (ANOVA 2-Way, $F_{(5,36)}=0,2261$, $p=0,9487$), assim como não foram observados efeitos de interação desses fatores sobre suas concentrações (ANOVA 2-Way, $p>0,05$) (Figura 10).

De um modo geral, as concentrações de P-total no estrato 0-2cm da área Alta Dose passaram a ser maiores já a partir do Dia 26, com uma tendência de aumento até o final do experimento. Desta forma, foi observada uma acumulação do fósforo, nas áreas Baixa e Alta Dose nos estratos mais superficiais. De forma semelhante ao N-total, o P-total não exibiu diferenças significativas entre áreas Experimentais (ANOVA 2-Way, $F_{(5,36)}=1,329$, $p=0,2773$) ou Dias (ANOVA 2-Way, $F_{(5,36)}=0,254$, $p=0,9345$), nem as variações em suas concentrações foram influenciadas por efeitos de interação entre esses fatores (ANOVA 2-Way, $p>0,05$) (Figura 11).

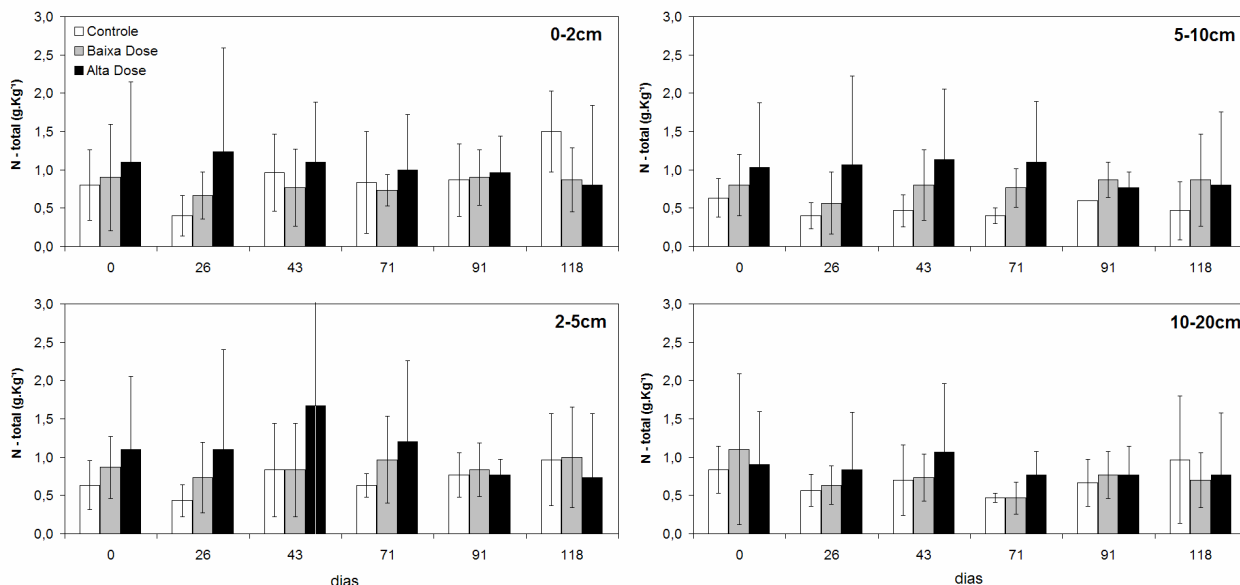


Figura 10. Variação temporal das concentrações de Nitrogênio total no sedimento ao longo dos estratos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).

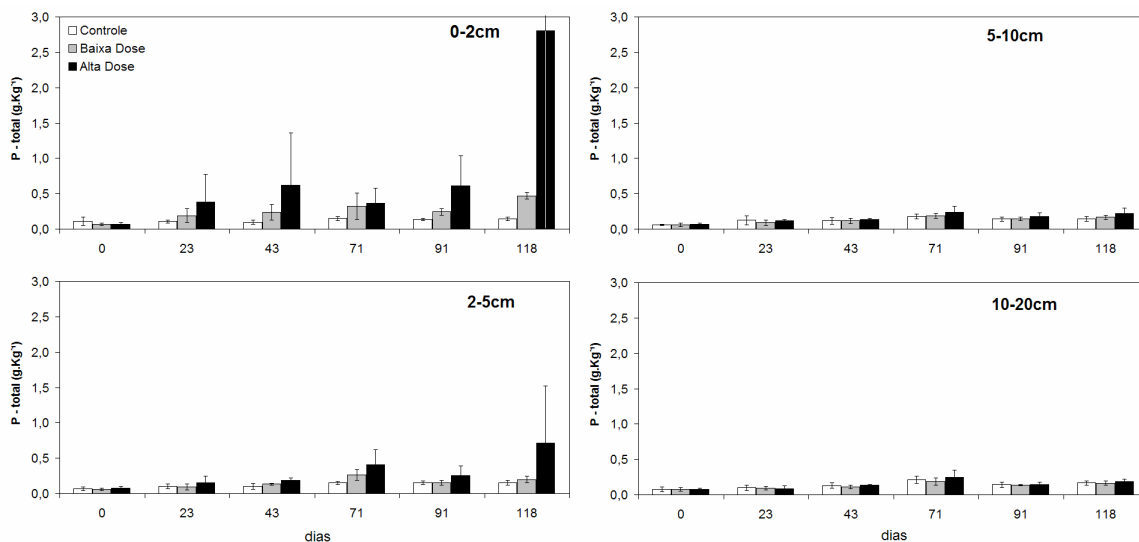


Figura 11. Variação temporal das concentrações de Fósforo total nos sedimentos, ao longo dos estratos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=3).

4.3 Macrofauna

4.3.1 Composição de táxons da macrofauna

Foram analisadas 432 amostras de macroinvertebrados, das quais foram identificados 26 táxons (28.754 indivíduos na Área Controle, 16.550 em Baixa Dose e 7.156 em Alta Dose), distribuídos em 7 Filos (Tabela 2).

Dentre os táxons identificados, os mais representativos em termos de abundância total foram os Polychaeta *Capitella* spp, *Exogone* sp, *Laeonereis acuta*, *Sigambra grubii*, *Sphaerosyllis* sp e *Streblospio benedicti*, e os Oligochaeta Tubificidae spp.

Tabela 2. Lista dos Filos e respectivos táxons inferiores registrados nas áreas experimentais.

Filo	Espécie/Táxon	Controle	Baixa Dose	Alta Dose
Platyhelminthes	Turbellaria	x	x	x
Crustacea	<i>Corophium</i> sp		x	x
	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	x	x	x
Mollusca	<i>Mytella falcata</i>	x	x	x
	<i>Tagelus plebeius</i>	x	x	
	<i>Tellina</i> sp	x	x	x
Insecta	Ceratopogonidae (larva+pupa)	x	x	
Cnidaria	<i>Cerianthus</i> sp	x	x	x
Nemertea	Nemertea sp	x	x	
	<i>Boccardia</i> sp		x	
	<i>Capitella</i> spp	x	x	x
	<i>Exogone</i> sp	x	x	x
	<i>Heteromastus</i> sp	x	x	x
	<i>Isolda pulchella</i>	x	x	x
	<i>Laeonereis acuta</i>	x	x	x
Annelida	<i>Mediomastus</i> sp	x	x	
	<i>Minuspio</i> sp		x	
	<i>Polydora</i> sp	x		
	<i>Potamilla</i> sp	x	x	x
	<i>Pygospio</i> sp	x		x
	<i>Sigambra grubii</i>	x	x	x
	<i>Sphaerosyllis</i> sp	x	x	x
	<i>Spio</i> sp	x		
	<i>Streblospio benedicti</i>	x	x	x
	Tubificidae spp	x	x	x
	<i>Typosyllis</i> sp	x		

Durante o experimento foi registrada a ocorrência de casulos de oligoquetos entre os Dias 0 e 43, em todas as áreas experimentais, exceto no dia 91, quando um único casulo foi registrado na Baixa Dose. Na área Controle, o predomínio se deu entre 0-5cm, entretanto observou-se uma distribuição predominante entre os estratos 0-2cm (41%) e 2-5cm (58%). Na Baixa Dose, a distribuição vertical dos casulos também mostrou um predomínio nos estratos mais superficiais (0-2cm e 2-5cm), representando 47% e 52% do total, respectivamente, destacando que apenas nesta área foram encontrados casulos no estrato 10-20cm. Nas áreas que receberam altas doses de fertilizantes, observou-se uma distribuição fortemente concentrada nos estratos intermediários (2-5cm=62%; 5-10cm=33%), restando apenas 4% dos casulos no estrato 0-2cm estratos (Figura 12).

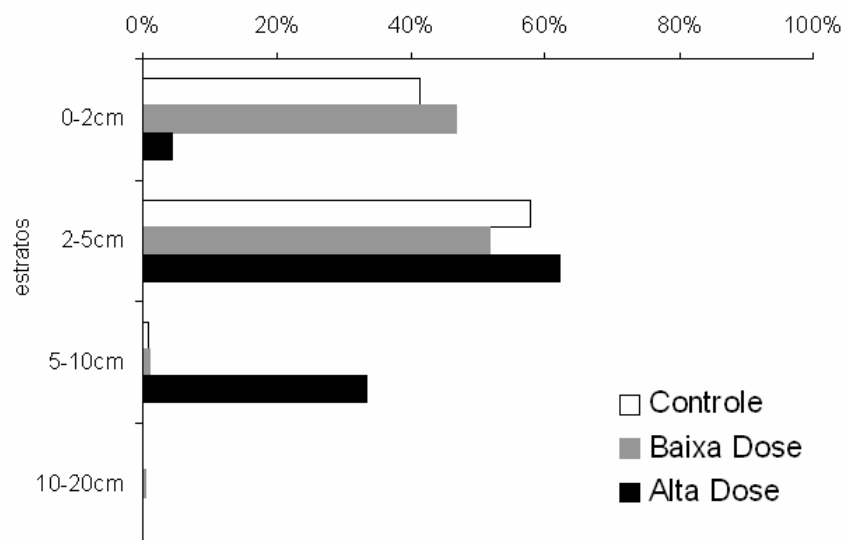


Figura 12. Distribuição vertical dos casulos de oligoquetos nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. Os valores referem-se aos percentuais médios, excluindo-se os valores do Dia 0.

4.3.2 Atributos Univariados da Comunidade da Macrofauna

Dentre os índices avaliados, apenas a abundância e a riqueza variaram em função dos Dias e Experimentos (ANOVA 2-Way, $p < 0,01$). Não foi verificado nenhum efeito da adição de fertilizantes quando a macrofauna foi avaliada através do Índice de Distinção Taxonômica ($p > 0,05$) (Tabela 3).

Ao longo do período de adição de nutrientes, a macrofauna das áreas enriquecidas sofreu uma queda nos valores de abundância, riqueza e diversidade de Shannon-Wiener quando comparados aos da área Controle (Figura 13).

A equitatividade (J') apenas foi significativamente diferente ao longo dos Dias (ANOVA 2-Way, $p<0,05$) (Tabela 3). Apesar desse  ndice ter se mostrado superior na Alta Dose durante quase todo o estudo, não foram detectadas diferenças significativas entre Experimentos (Figura 13 e Tabela 3).

A diversidade de Shannon-Wiener apresentou diferenças significativas entre Experimentos (ANOVA 2-Way, $p<0,001$) (Tabela 3). Apesar desse  ndice ter sido inferior nas áreas enriquecidas durante quase todo o estudo, apenas diferiu de maneira significativa em relação    rea Controle nos dois últimos dias (91 e 118) (Tukey, $p<0,05$) (Figura 13).

A partir do Dia 43, a riqueza da  rea Alta Dose foi significativamente inferior que a da  rea Controle, que apresentou apenas discretas variações durante o experimento (Figura 13). Na Baixa Dose, a maior queda na riqueza ocorreu no Dia 26, com pequenas variações a partir desta data. O pequeno incremento observado no penúltimo dia de amostragem do experimento (Dia 91) se deu devido ao reaparecimento de 4 táxons (Turbellaria, Nemertea sp, *Exogone* sp e Ceratopogonidae) (Figura 13, Tabela 5).

Na Alta Dose, os valores de riqueza no Dia 26 foram 53% inferiores ao Dia 0, seguindo com uma redução gradual até o final do experimento (Figura 13). Quando comparados os números de táxons registrados no início e ao fim do experimento, as áreas Baixa Dose e Alta Dose apresentaram uma redução de 47,5% e 76,5%, respectivamente.

As variações das abundâncias das áreas experimentais foram influenciadas de maneira significativa pela Profundidade (ANOVA 3-Way, $F_{(3,144)}=126,875$, $p<0,0001$) (Tabela 4). Entretanto, os padrões de variação temporal nas abundâncias das áreas Baixa Dose e Alta Dose tanto diferiram entre si como em relação    rea Controle quando comparados nos diferentes estratos (Figura 14). De um modo geral, as abundâncias nas áreas Alta Dose mostraram uma tendência de queda ao longo do experimento. Na Baixa Dose, esse padrão apenas foi evidente no estrato 0-2cm. No estrato 5-10cm, as abundâncias da Baixa Dose aumentaram ao longo do período de observação, apesar de não terem sido observadas diferenças significativas em relação    rea Controle (Figura 14). No estrato 0-2cm, a abundância na Alta Dose mostrou-se significativamente inferior   da Controle já no Dia 26, persistindo até o final do experimento (Dia 118). Nos demais estratos, essas diferenças foram menos pronunciadas e mais tardias (Figura 14).

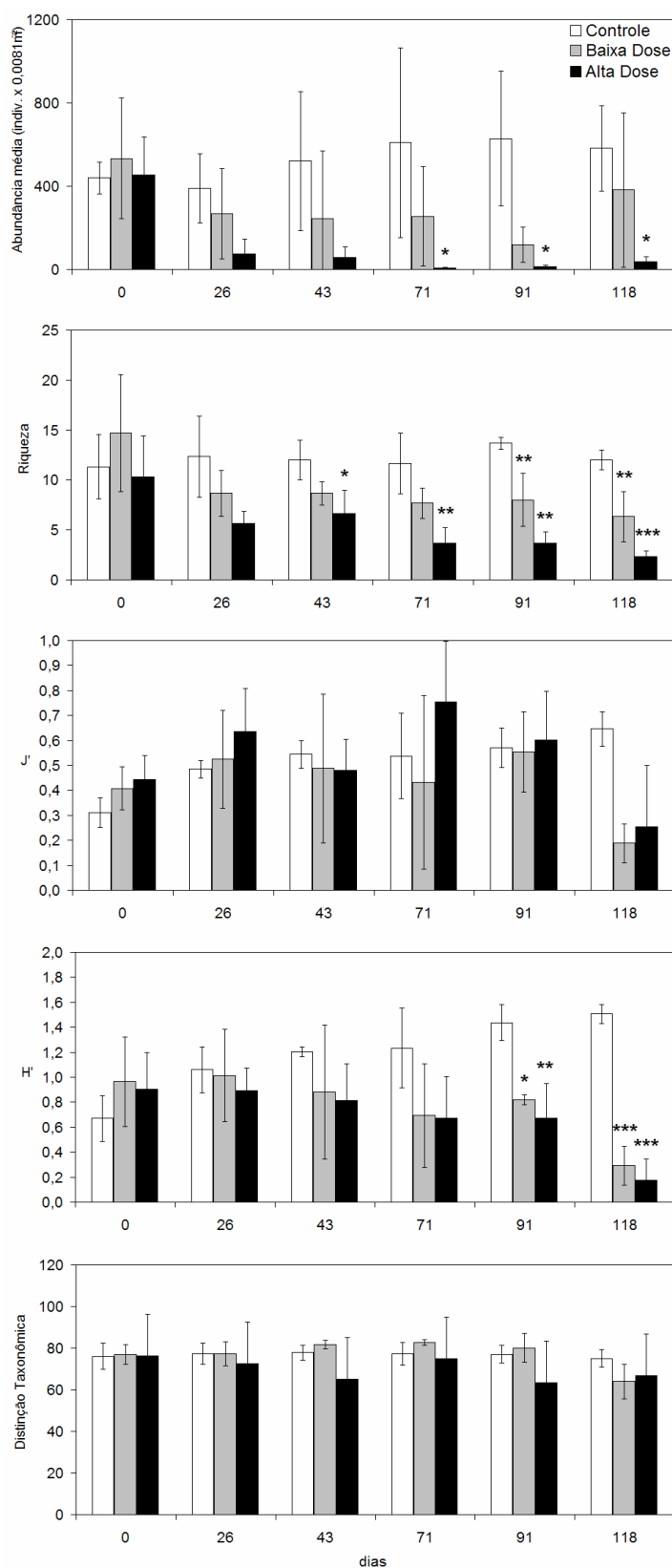


Figura 13. Variação dos atributos univariados da comunidade ao longo do processo de enriquecimento nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os asteriscos indicam diferenças das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Tabela 3. Resultados da Análise de Variância (2-Way ANOVA com interação) para o efeitos dos fatores Experimento (Exp.: Controle, Alta Dose e Baixa Dose) e Dias de amostragem (Dia) sobre os atributos de abundância (em $\text{Log}(x+1)$), riqueza (S), Equitatividade de Pielou (J'), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Distinção Taxonômica (em $\text{Log}(x+1)$) (Δ^*) (ns: não significativo, $p>0,05$; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

Atributo	Fontes de variação	Graus de liberdade (gl)	F	Nível de significância (p)
Abundância	Dia	5	4,6785	0,0021**
	Experimento (Exp)	2	37,9886	0,000***
	Dia x Exp	10	2,4658	0,023*
S	Dia	5	4,1770	0,004**
	Experimento (Exp)	2	29,8106	0,000***
	Dia x Exp	10	1,6667	ns
H'	Dia	5	1,8602	ns
	Experimento (Exp)	2	16,5514	0,000***
	Dia x Exp	10	3,6440	0,001**
J'	Dia	5	2,6528	0,038*
	Experimento (Exp)	2	1,6115	ns
	Dia x Exp	10	1,6679	ns
Δ^*	Dia	5	0,5824	ns
	Experimento (Exp)	2	1,7607	ns
	Dia x Exp	10	0,3816	ns

Tabela 4. Resultados da Análise de Variância (3-Way ANOVA com interação) para o efeito dos fatores Experimento (Controle, Baixa Dose e Alta Dose), Profundidade e Dias de amostragem sobre a abundância total da macrofauna (* $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,0001$).

Variável Independente	Fontes de variação	Graus de liberdade	F	Nível de significância (p)
Abundância (Log x+1)	Dia	5	6,9641	0,000***
	Experimento (Exp)	2	50,848	0,000***
	Profundidade (Prof)	3	126,875	0,000***
	Dia x Exp	10	2,1804	0,022*
	Dia x Prof	15	0,6616	ns
	Exp x Prof	6	3,6124	0,002**
	Dia x Exp x Prof	30	0,5971	ns

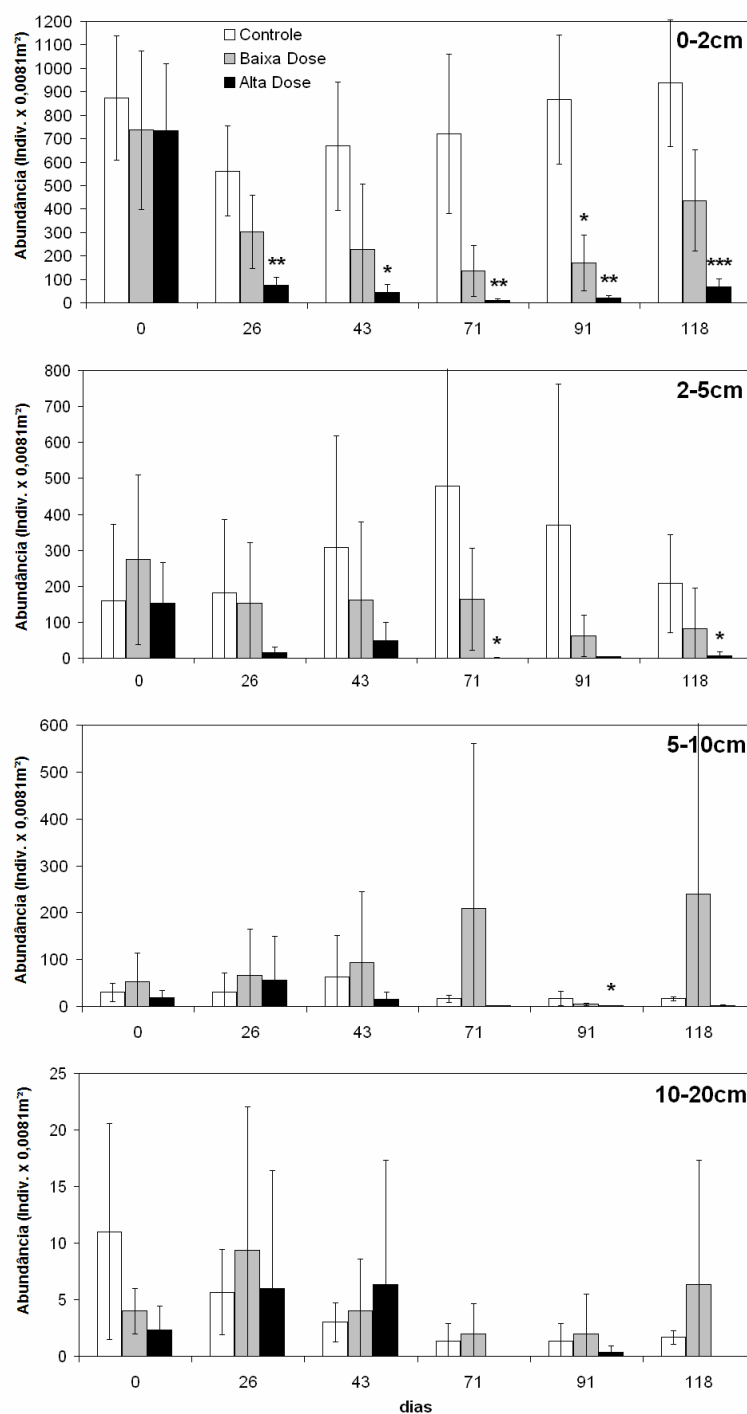


Figura 14. Variação temporal das abundâncias médias da macrofauna ao longo do perfil vertical durante o processo de enriquecimento nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose. As barras de erro indicam o desvio padrão. Os gráficos estão apresentados em diferentes escalas. Os asteriscos indicam diferenças das áreas Baixa e Alta Dose em relação a Controle (n=3, Tukey, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

Os padrões de variação temporal das abundâncias das espécies de poliquetos nas áreas enriquecidas diferiram claramente das áreas Controle (Figura 15). Algumas espécies como *Streblospio benedicti*, *Exogone* sp e *Sphaerosyllis* sp mostraram um forte declínio nas abundâncias nas áreas de Alta Dose e Baixa Dose após o início da adição

de nutrientes, apesar da tendência de incremento nas abundâncias das populações das áreas Controle. Já *Laonereis acuta* apresentou um padrão semelhante às espécies citadas anteriormente até o Dia 91. Entretanto, no final do experimento, *L. acuta* apresentou um considerável aumento nas áreas enriquecidas (Dia 118), principalmente na Baixa Dose, quando passou a dominar a macrofauna com cerca de 97% da abundância total, não mais diferindo em abundância em relação à área Controle (Figura 15). No caso de *Capitella* spp, a fase inicial de enriquecimento (Dia 26: após 3 aplicações) foi caracterizada por um forte incremento nas abundâncias das populações das áreas Baixa Dose (312%) e Alta Dose (56%), sendo seguida por uma tendência de declínio até o final do experimento (Figura 15). O poliqueto *Sigambra grubii* e os oligoquetos Tubificidae não apresentaram mudanças significativas nas abundâncias nas áreas de Baixa Dose quando comparado à Controle (Figura 15). Na Alta Dose, também mostraram um padrão de declínio semelhante, diferindo de modo evidente das áreas Controle a partir do Dia 71 (Figura 15).

A análise das variações temporais na distribuição vertical da macrofauna na área Controle mostrou que mais de 94% de todos os indivíduos habitavam a camada sedimento de 0-5cm e não mais que 1% estiveram representados no estrato de 10-20cm (Figura 16). No estrato 0-2cm, foi observada uma queda gradativa nos percentuais de indivíduos acompanhado pelo conseqüente aumento na camada 2-5cm entre os Dias 0 e 71, invertendo-se até o final do período de observação (Figura 16).

No Dia 0, a macrofauna das áreas enriquecidas mostraram percentuais semelhantes à da área Controle entre 0-5cm (Baixa Dose: 94,7%; Alta Dose: 97,7%). Após o início da adição de nutrientes na Baixa Dose, foi observado um forte incremento nos percentuais de indivíduos da camada de 5-10cm, chegando a concentrar 41% da abundância total no Dia 71. Os táxons responsáveis por esse aumento percentual na camada 5-10cm foram *Sigambra grubii* (64% da abundância entre 0-20cm) e os Tubificidae (42% da abundância entre 0-20cm), sendo este último o de maior contribuição devido as suas altas abundâncias (Figura 15). Na Alta Dose, foi observado um forte incremento nos percentuais em 5-10cm e 10-20cm nos Dias 26 e 43, mas ao longo do experimento, a macrofauna voltou a se concentrar na superfície (0-2cm) (Figura 16). A migração para o estrato 5-10cm foi atribuída apenas aos Tubificidae, cujos percentuais de indivíduos passaram de 3% no Dia 0 para 69% no Dia 26. Os maiores percentuais de indivíduos na camada mais profunda (10-20cm) também foram observados na Alta Dose (Dia 26: 4% e Dia 43: 5,5%) (Figura 16). Esses percentuais também foram atribuídos aos Tubificidae e a *Sigambra grubii* (Figura 15).

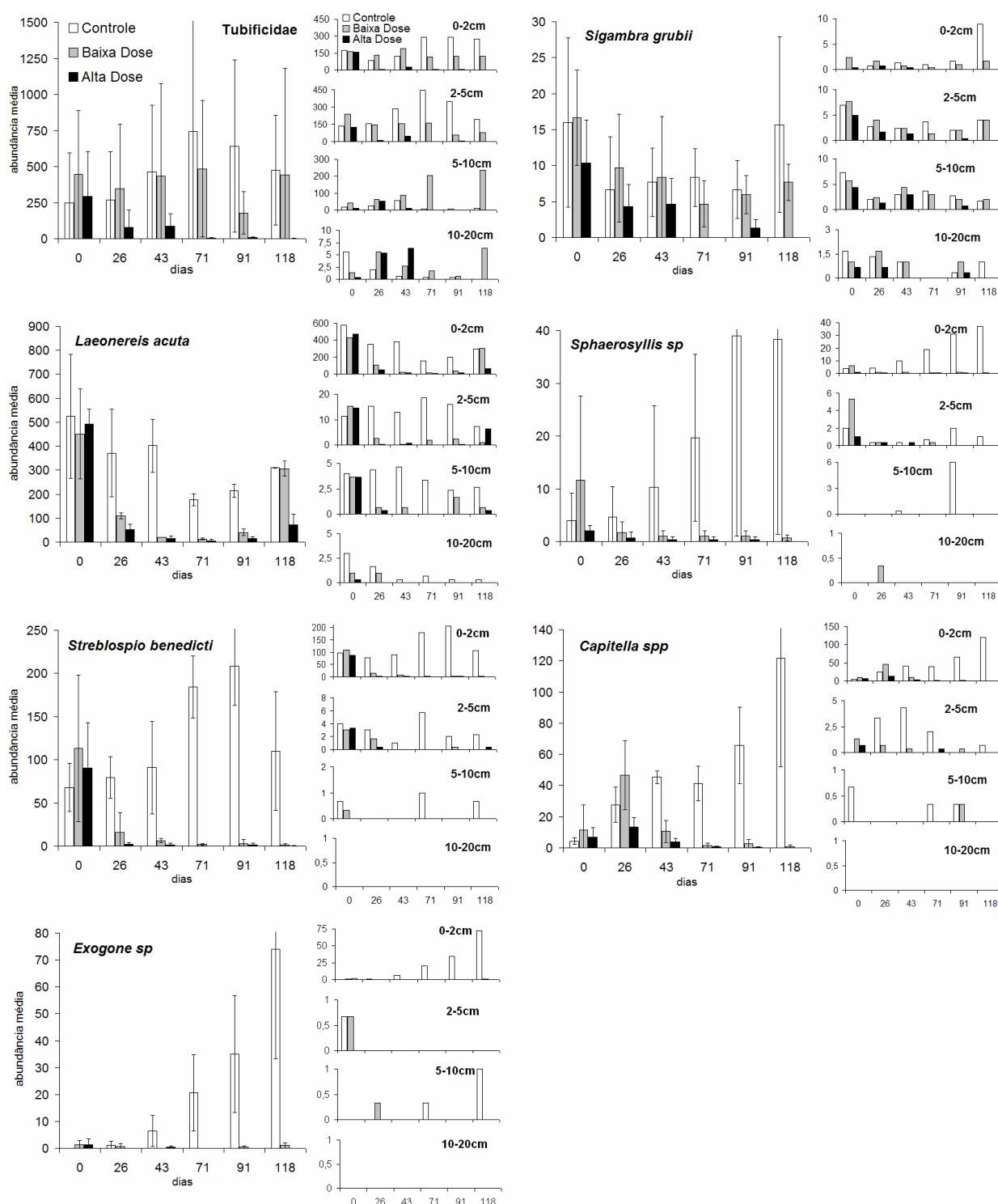


Figura 15. Variação temporal e vertical das abundâncias médias das espécies mais representativas nas áreas experimentais. As barras de erro representam os intervalos de confiança das médias para um nível de significância de 5% (n=3) (Os gráficos estão apresentados em diferentes escalas).

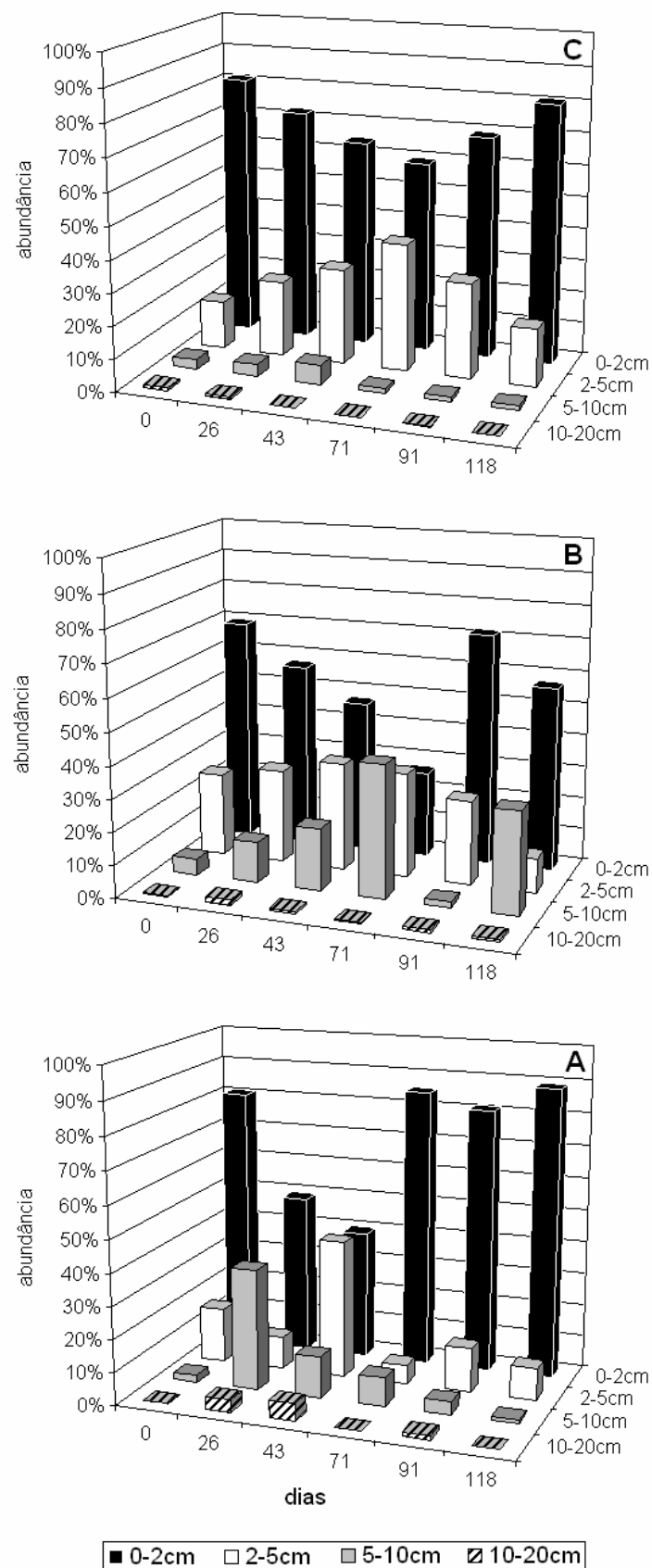


Figura 16. Distribuição vertical da macrofauna (abundância relativa) nas áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) ao longo do período de enriquecimento.

4.3.3 Curvas de *k*-Dominância

As Curvas de *k*-dominância mostraram que, antes da adição de nutrientes, as áreas experimentais apresentavam diferenças discretas quanto à dominância e diversidade. Após o início do enriquecimento, foram observadas mudanças na elevação e forma das curvas das áreas Baixa Dose e Alta Dose, indicando um claro aumento na dominância e redução na diversidade da macrofauna em resposta à adição de nutrientes inorgânicos (Figura 17). A partir do Dia 26, as curvas das áreas enriquecidas se posicionaram acima da Controle, e seguiram uma tendência de declínio na diversidade e aumento na dominância naquelas áreas (Figura 17). A única exceção se deu no Dia 71, quando foi observada uma forte queda na dominância na Alta Dose (Figura 17). Entretanto, não se pode afirmar que a diversidade da área Alta Dose foi maior que a Controle no Dia 71, devido ao cruzamento das curvas, que impossibilita a comparação.

As curvas de *k*-dominância mostraram que, na área Alta Dose, a resposta da comunidade foi mais lenta quando comparada às da Baixa Dose. Apesar das quedas nas abundâncias e riqueza terem ocorrido de maneira acentuada na Alta Dose desde o Dia 26 (Tabela 5), estas não influenciaram na diversidade ou dominância (Figura 17). Na Alta Dose, a resposta em termos de queda diversidade e aumento na dominância somente ocorreu no dia 43, e atingiu a condição mais extrema de dominância ao final do experimento (Dia 118).

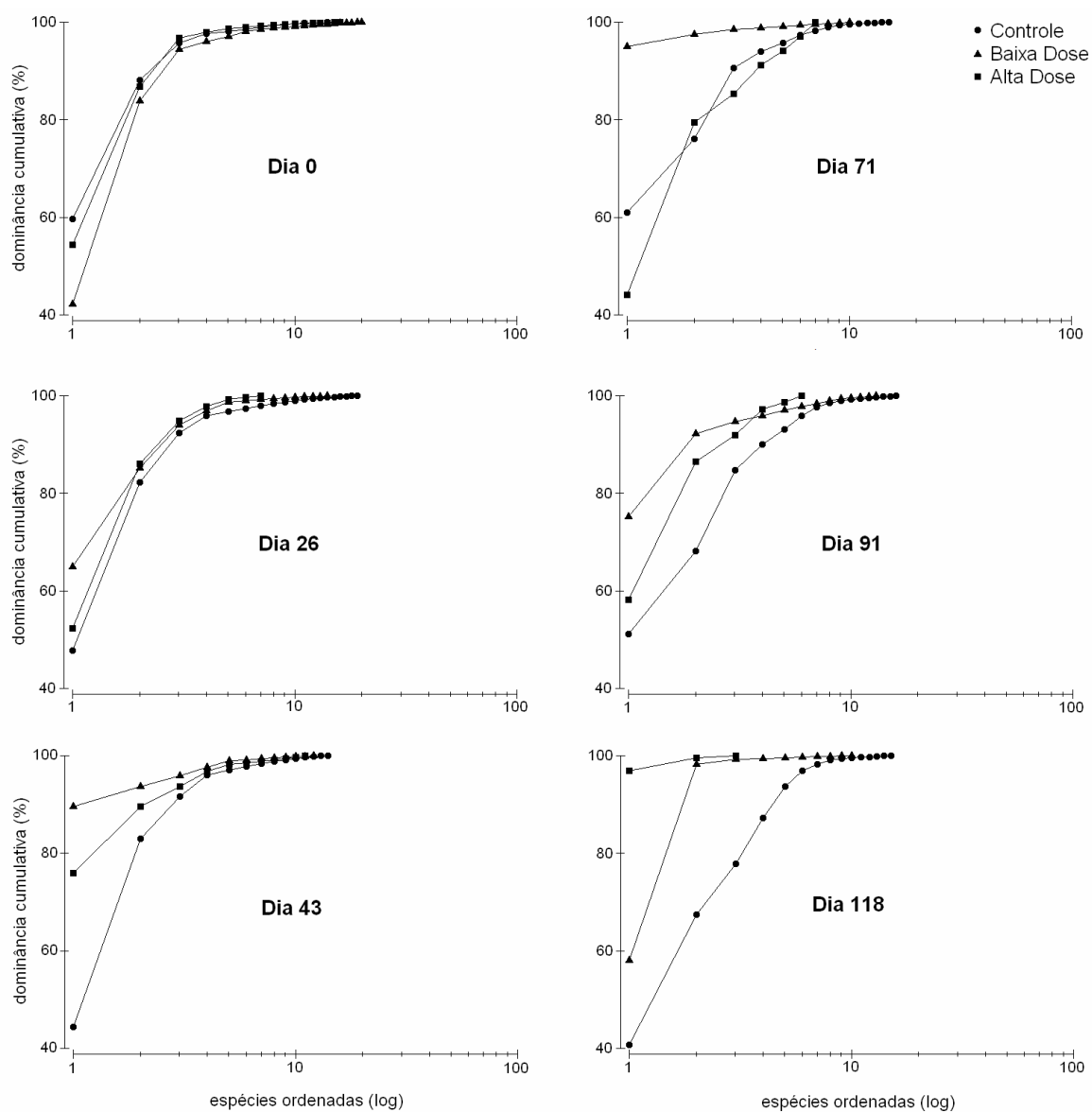


Figura 17. Curvas de k -dominância a partir dos dados de abundância da macrofauna nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose, ao longo dos dias de amostragem.

4.3.4 Guildas Tróficas

Os táxons registrados em todo o estudo foram incluídos em 3 guildas tróficas: suspensívoros, detritívoros e predadores carnívoros. Dentre estas, os detritívoros foram os dominantes em riqueza e abundância (Tabela 6; Figura 18).

Tabela 6. Classificação dos táxons por guilda trófica.

Detritívoro	Suspensívoro	Predador Carnívoro
<i>Boccardia</i> sp	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	<i>Cerianthus</i> sp
<i>Capitella</i> spp	<i>Corophium</i> sp	<i>Exogone</i> sp
Ceratopogonidae	<i>Mytella falcata</i>	Nemertea sp
<i>Heteromastus</i> sp	<i>Potamilla</i> sp	<i>Sigambra grubii</i>
<i>Isolda pulchella</i>	<i>Tagelus plebeius</i>	<i>Sphaerosyllis</i> sp
<i>Laeonereis acuta</i>		<i>Typosyllis</i> sp
<i>Mediomastus</i> sp		Turbellaria
<i>Minuspio</i> sp		
<i>Polydora</i> sp		
<i>Pygospio</i> sp		
<i>Streblospio benedicti</i>		
<i>Spio</i> sp		
<i>Tellina</i> sp		
Tubificidae		

Ao longo de todo o experimento, a macrofauna das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose foram fortemente dominadas por organismos detritívoros, com valores sempre acima de 88% das abundâncias totais (Figura 18). Os predadores carnívoros foram a segunda guilda trófica em representatividade em todas as áreas experimentais. Os suspensívoros estiveram representados por percentuais quase sempre inferiores à 1%, entretanto, na área Alta Dose foi registrado um aumento na proporção de suspensívoros no dia 71, passando de 0,3% para 8,8% da abundância total. Esse incremento esteve relacionado à forte queda nas abundâncias de detritívoros (-91%) e carnívoros (-94%) em relação ao Dia 43 (Figura 18), conferindo importância à ocorrência pontual de um indivíduo de *Mytella falcata* e outro de *Anomalocardia brasiliiana*.

Na Alta Dose verificou-se o desaparecimento dos suspensívoros e predadores carnívoros a partir dos Dias 91 e 118, respectivamente. Nas áreas que receberam baixas doses, apenas os suspensívoros foram excluídos (Dia 118) (Figura 18).

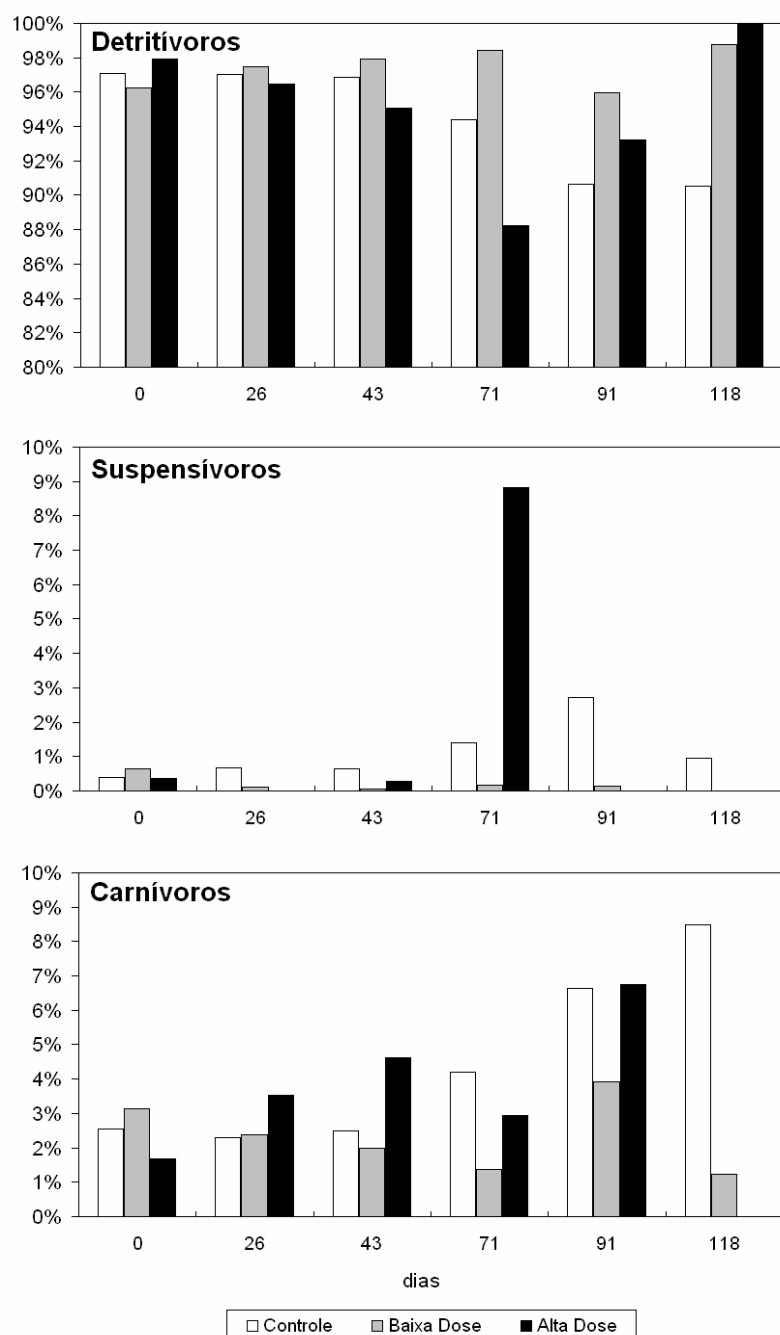


Figura 18. Variação temporal da estrutura trófica da macrofauna das áreas experimentais representada pelas percentuais totais de detritívoros, suspensívoros e predadores carnívoros.

4.3.5 Análise Multivariada da Estrutura da Comunidade

A ordenação MDS das abundâncias médias do macrobentos das áreas Baixa Dose, Alta Dose e Controle apresentou um baixo índice de estresse (Figura 19), indicando que as matrizes de similaridades entre amostras foram bem representadas na escala bi-dimensional.

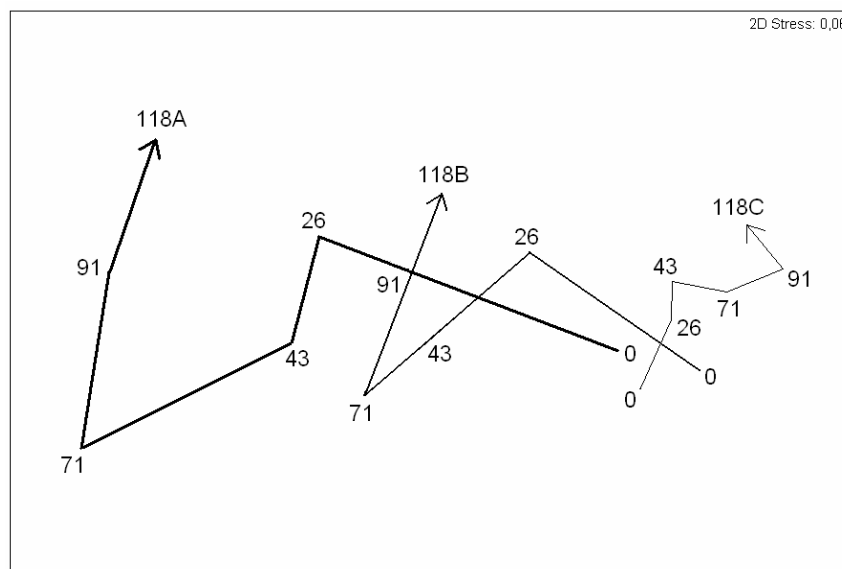


Figura 19. Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais de amostragem entre os dias 0-118. As linhas mostram o padrão das trajetórias das três áreas experimentais (B - Baixa Dose, A - Alta Dose e C - Controle).

A análise MDS (Figura 19) mostrou que antes da adição de nutrientes (Dia 0) as áreas experimentais compartilhavam uma alta similaridade, não havendo diferenças significativas (Figura 20). Entretanto, na primeira amostragem após o início da adição semanal de nutrientes (Dia 26) observou-se uma clara separação no MDS (Figura 19) entre as áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose, evidenciando diferenças significativas entre as estruturas da macrofauna das áreas enriquecidas em relação à Controle (Figuras 19 e 20).

As seqüências temporais das áreas enriquecidas (Figura 19) mostraram trajetórias semelhantes e seguiram um padrão antagônico ao da área Controle, mostrando um deslocamento para a esquerda da ordenação. Também foi verificada uma considerável diferença entre as dissimilaridades internas dos agrupamentos das áreas enriquecidas em relação ao Controle. Ao longo do período de adição de nutrientes, as áreas Alta Dose

e Baixa Dose mostraram mudanças temporais mais pronunciadas na estrutura da macrofauna quando comparadas à série temporal da área Controle (Figura 19).

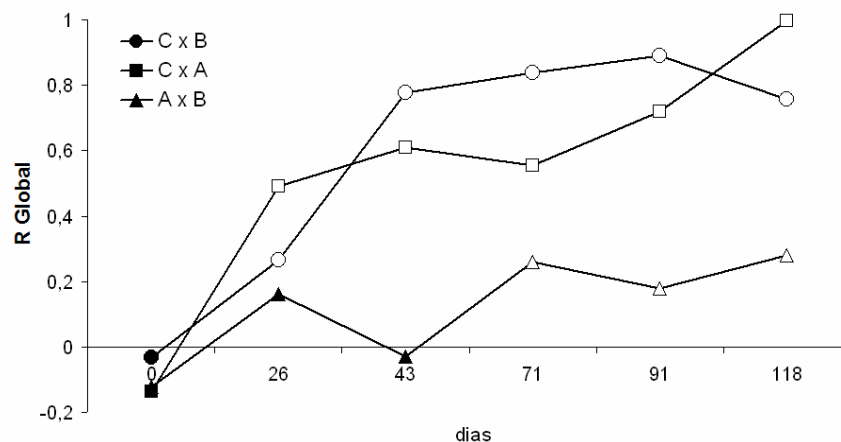


Figura 20. Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) ao longo da série temporal de amostragem (dias 0-118). Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$.

As dissimilaridades mostradas no MDS também ordenaram as áreas quanto à graduação nas dosagens de nutrientes, já que todos os pontos da Baixa Dose (Dias 26 a 118) se posicionaram no centro da ordenação, numa posição intermediária entre as amostras Controle (à direita) e Alta Dose (à esquerda) (Figura 19). A análise ANOSIM confirmou as diferenças gerais entre as áreas Alta Dose, Baixa Dose e Controle ao longo dos Dias (ANOSIM 2-way: $R_{\text{global}}=0,401$; $p=0,001\%$). Os resultados dos testes pareados da ANOSIM 2-way mostraram diferenças entre todas as áreas experimentais: Controle x Baixa Dose ($R_{\text{global}}=0,51$; $p=0,001\%$), Controle x Alta Dose ($R_{\text{global}}=0,534$; $p=0,001\%$) e Alta Dose x Baixa Dose ($R_{\text{global}}=0,123$; $p=0,6\%$).

Os táxons que mais contribuíram para as diferenças entre as áreas experimentais foram *Streblospio benedicti*, *Laeonereis acuta* e *Capitella* spp, que somaram mais de 30% de contribuição para as dissimilaridades totais entre áreas (Tabela 7). Já *Sigambra grubii* mostrou-se particularmente importante na diferenciação entre Controle e Baixa Dose, por representar cerca de 14% da dissimilaridade (Tabela 7).

Quando as diferenças foram analisadas dia a dia, a ANOSIM 1-way indicou já no Dia 26 diferenças significativas entre as áreas enriquecidas e a Controle, seguindo uma tendência de aumento nas dissimilaridades ao longo do experimento (Figura 20). Essa tendência também foi observada na análise SIMPER que mostrou um aumento das dissimilaridades médias entre as áreas experimentais (Figura 20 e Tabela 8). Quando

comparadas as áreas enriquecidas, somente foram verificadas diferenças significativas a partir do Dia 71 (Figura 20).

Ao final do experimento, os resultados de Rglobal (ANOSIM 1-way) mostraram que as diferenças foram mais pronunciadas entre Controle x Alta Dose (Figura 20).

Tabela 7. Percentuais de contribuição dos principais táxons para a dissimilaridade média ($\delta_{média}$) (Índice de Bray-Curtis) entre áreas experimentais (C-Controle; B-Baixa Dose; A-Altas Dose).

C x B				C x A				B x A			
$\delta_{média} = 58,38$				$\delta_{média} = 74,11$				$\delta_{média} = 65,85$			
Táxon	Abundância média		Contrib. (%)	Táxon	Abundância média		Contrib. (%)	Táxon	Abundância média		Contrib. (%)
	C	B			C	A			B	A	
<i>Lae</i>	331,1	156,7	19,65	<i>Lae</i>	331,1	108,8	14,15	<i>Str</i>	23,61	16,0	13,71
<i>Sig</i>	10,17	8,83	13,93	<i>Str</i>	123,5	16,0	14,0	<i>Lae</i>	156,7	108,8	11,03
<i>Cap</i>	51,0	12,28	11,54	<i>Cap</i>	51,0	4,17	11,37	<i>Cap</i>	12,28	4,17	10,65
<i>Str</i>	123,5	23,61	7,94	<i>Exo</i>	22,83	0,28	8,07	<i>Exo</i>	0,56	0,28	8,58
<i>Tub</i>	473,4	389,2	7,48	<i>Ano</i>	4,67	0,61	7,27	<i>Ano</i>	1,0	0,61	7,11
<i>Ano</i>	4,67	1,0	5,96	<i>Sig</i>	10,17	3,44	6,23	<i>Pot</i>	0,17	0,06	5,54
<i>Tel</i>	2,11	0,72	5,76	<i>Pot</i>	7,50	0,06	5,12	<i>Sph</i>	2,83	0,61	5,33
<i>Het</i>	2,11	1,11	5,72	<i>Sph</i>	19,33	0,61	5,11	<i>Iso</i>	0,67	0,17	4,51
<i>Cer</i>	0,33	0,72	4,37	<i>Tel</i>	2,11	0,39	4,69	<i>Sig</i>	8,83	3,44	4,48
				<i>Het</i>	2,11	0,17	4,61	<i>Tel</i>	0,72	0,39	4,37
								<i>Het</i>	1,11	0,17	4,29
total			82,36	total			80,62	total			79,60

Sig: *Sigambra grubii*; *Tub*: Tubificidae; *Cer*: Ceratopogonidae; *Sph*: *Sphaerosyllis* sp; *Exo*: *Exogone* sp; *Cap*: *Capitella* spp; *Ano*: *Anomalocardia brasiliensis*; *Lae*: *Laeonereis acuta*; *Iso*: *Isolda pulchella*; *Tel*: *Tellina* sp; *Str*: *Streblospio benedicti*; *Cet*: *Cerianthus* sp; *Boc*: *Boccardia* sp; *Het*: *Heteromastus* sp; *Pot*: *Potamilla* sp.

Após o início da adição de nutrientes, as dissimilaridades entre Controle e Alta Dose passaram a ser invariavelmente maiores em comparação com Controle x Baixa Dose (Tabela 8). Os maiores valores de dissimilaridade entre áreas experimentais ocorreram no Dia 71. Neste Dia, cerca de 41% das dissimilaridades entre Controle x Baixa Dose e Controle x Alta Dose foram atribuídas às espécies *Streblospio benedicti*, *Capitella* spp e *Laeonereis acuta*, enquanto a maior parte das diferenças entre Alta Dose e Baixa Dose (cerca de 78%) foram atribuídas a um outro grupo de táxons formado por *Sigambra grubii*, Tubificidae spp e *Anomalocardia brasiliensis*. Ao final do experimento, 4 táxons foram responsáveis por mais de 50% das dissimilaridades entre as áreas enriquecidas e Controle (Tabela 8).

De um modo geral, os resultados da análise SIMPER revelaram que as diferenças entre as áreas Controle e áreas enriquecidas estiveram associadas principalmente à ausência e/ou ao número reduzido de indivíduos da maioria dos táxons (Tabelas 5 e 8).

O resultado da correlação entre as matrizes de similaridades das áreas, obtidas a partir da rotina RELATE, confirmou que as trajetórias temporais mostraram-se fortemente relacionadas (Tabela 9), indicando padrões semelhantes de mudanças temporais na estrutura da comunidade da macrofauna.

Tabela 9. Resultados da análise RELATE: correlação de Spearman entre as matrizes de similaridades das áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,0001$).

	Rho	Nível de significância
C x B	0,604	0,019*
C x A	0,675	0,005**
B x A	0,882	0,001**

As ordenações MDS para a macrofauna nos diferentes estratos apresentaram configurações distintas quanto à separação das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose (Figura 21). O MDS para a macrofauna distribuída em 0-2cm representou um padrão semelhante ao MDS geral de 0-20cm. Esta separação entre as áreas experimentais ficou cada vez menos destacada com o aumento da profundidade (Figura 21). A análise ANOSIM confirmou o padrão mostrado pelo MDS, e somente foram encontradas diferenças entre as áreas, nos estratos 0-2cm (ANOSIM 2-way: $R_{\text{global}}=0,524$; $p=0,001\%$), 2-5cm ($R_{\text{global}}=0,257$; $p=0,1\%$) e 5-10cm ($R_{\text{global}}=0,154$; $p=2,5\%$).

Quando o padrão das trajetórias temporais da macrofauna foi analisado ao longo dos estratos, estes apenas se mostraram significativamente correlacionados no estrato 0-2cm (RELATE: C x B: $Rho = 0,846$, $p=0,16\%$; C x A: $Rho = 0,779$, $p=0,69\%$; B x A: $Rho=0,846$, $p=0,11\%$).

De acordo com os resultados da ANOSIM 1-way por Dia, no estrato 0-2cm, as diferenças entre as áreas enriquecidas e Controle foram significativas logo no Dia 26, e mostraram uma tendência de aumento nas dissimilaridades ao longo do experimento (Figura 22). Nos estratos 2-5cm e 5-10cm, as diferenças na estrutura da macrofauna entre Controle x Alta Dose apareceram mais rapidamente do que em Controle x Baixa Dose. Nos 10cm inferiores não foram detectadas diferenças significativas entre nenhuma das áreas experimentais (Figura 22).

Ao final do experimento, os resultados de R_{global} (ANOSIM) mostraram que as diferenças foram mais acentuadas entre Controle x Alta Dose nos estratos 0-2cm, 2-5cm e 5-10cm (Figura 22).

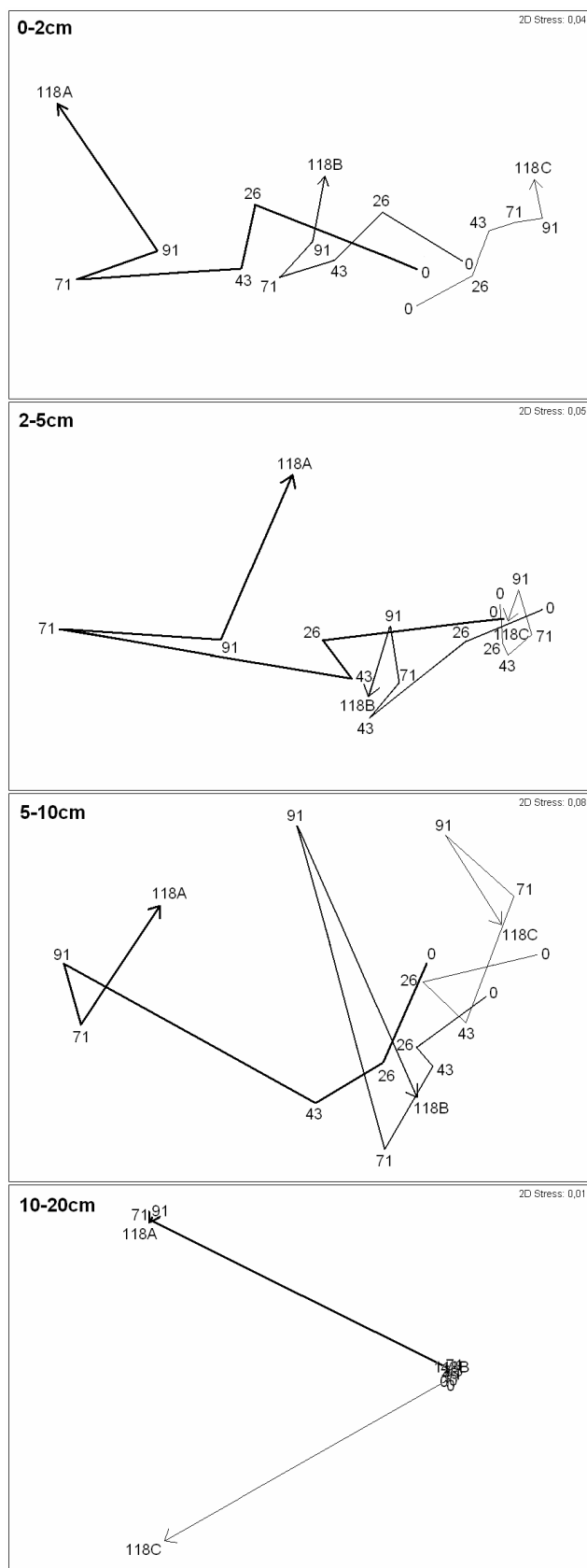


Figura 21. Ordenação MDS derivada das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais nos diferentes estratos de amostragem entre os dias 0 e 118. As linhas mostram o padrão das trajetórias das três áreas experimentais (B - Baixa Dose, A - Alta Dose e C - Controle).

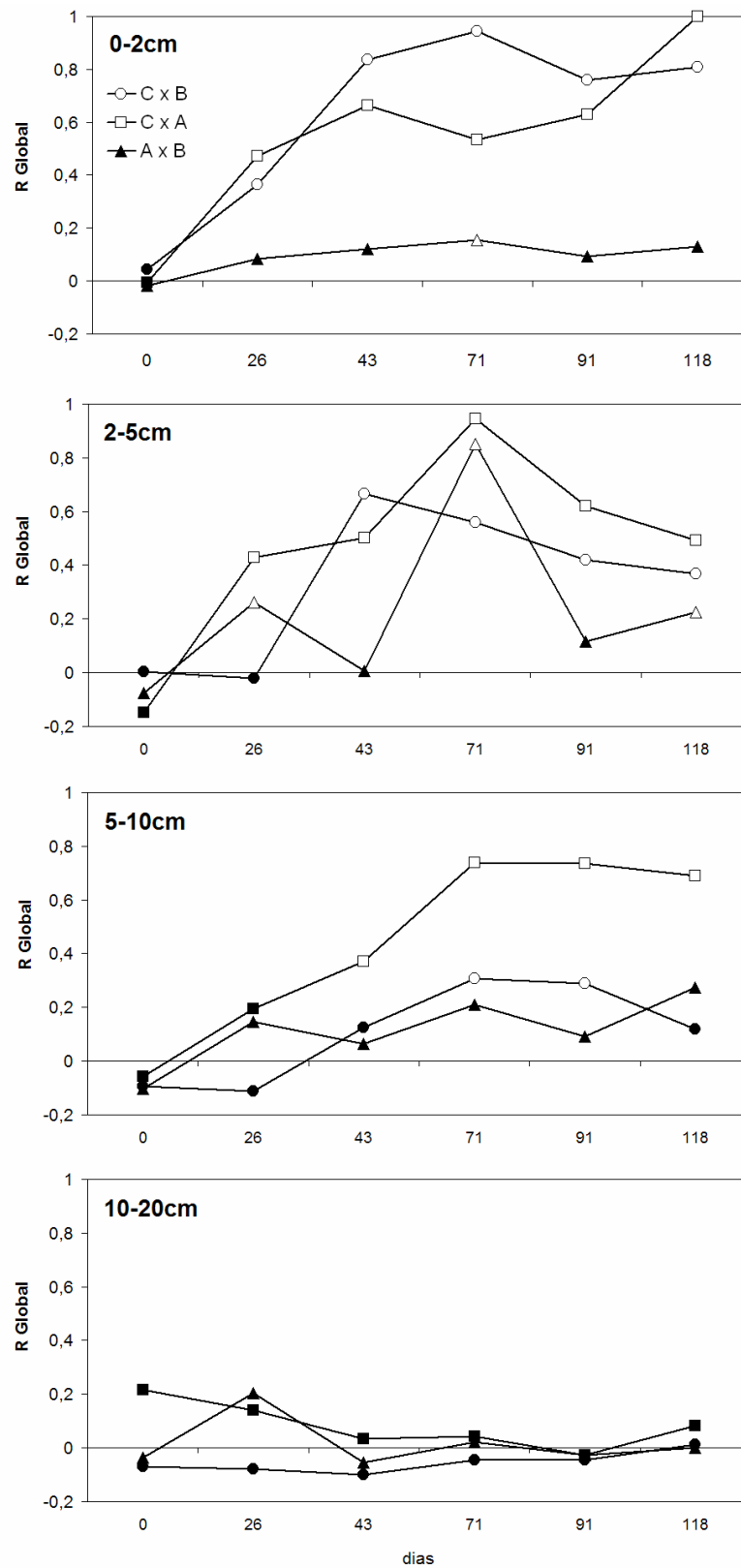


Figura 22. Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) longo dos dias (Dias 0 a 118) e estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm) de amostragem. Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$.

A análise de correlação entre as mudanças na comunidade e os parâmetros ambientais (BIO-ENV) discriminou a concentração de P-total no sedimento como o fator que melhor explicou a estrutura da comunidade da área Controle ($r_s=0,596$). Na área Baixa Dose, a salinidade intersticial juntamente com o N-total e feopigmentos ($r_s=0,775$) estiveram fortemente associados com a matriz biótica. Já na área Alta Dose a matéria orgânica e potencial de oxi-redução determinaram, conjuntamente, o padrão estrutural da macrofauna ($r_s=0,9$).

A medida da Dispersão Relativa mostrou um aumento na variabilidade entre réplicas nas áreas enriquecidas (Figura 23). Entretanto, esse aumento na heterogeneidade foi mais rápido e evidente na área Alta Dose, que apresentou um crescimento contínuo até o Dia 71. Após esse dia, os valores declinaram até atingir, ao final do experimento, uma dispersão inferior à área Controle. Na Baixa Dose, somente foi observado um incremento na Dispersão Relativa nos dois últimos dias de amostragem, atingindo o valor mais elevado no Dia 118, igualando-se à dispersão observada na Alta Dose no Dia 71. De um modo geral, os padrões de variação da Dispersão Relativa das áreas Alta Dose e Baixa Dose foram antagônicos, e as respostas à adição de nutrientes se deram em momentos distintos, sendo mais tardia na Baixa Dose. A área Controle, por sua vez, mostrou uma tendência de queda ao longo de quase todo o período de estudo (Figura 23).

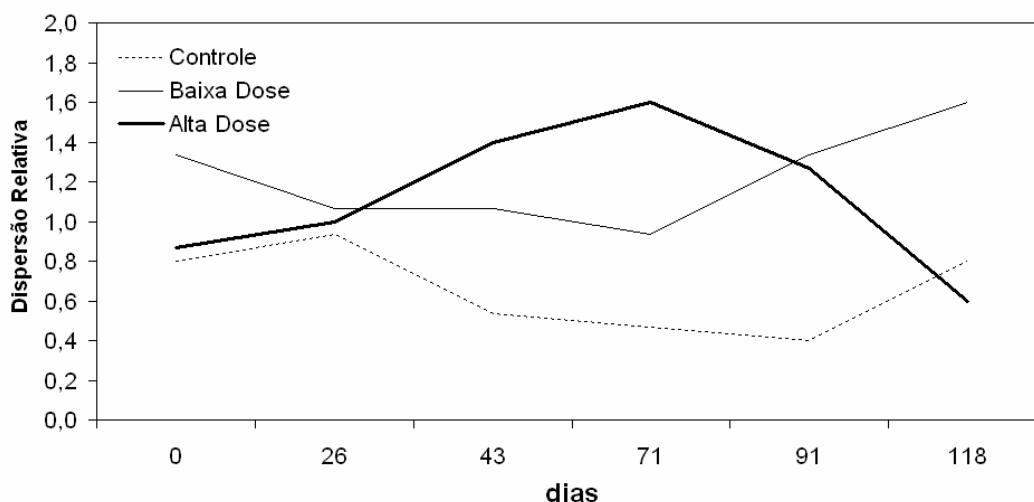


Figura 23. Resultados da medida de Dispersão Relativa da macrofauna das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose ao longo do período de adição de nutrientes.

Quando as dispersões relativas das áreas enriquecidas e Controle foram comparadas através do Índice de Dispersão Multivariada (IMD), ficou evidente que a partir do Dia 26 os valores crescentes do IMD estiveram relacionados com a adição de

nutrientes (Tabela 10). Nos dias 71 e 91, a comparação Alta Dose x Controle mostrou o valor extremo do índice (IMD=+1). No teste pareado Baixa Dose x Controle, foram observados valores extremos de IMD nos dias 91 e 118. Quando comparadas as dissimilaridades entre réplicas de Alta Dose x Baixa Dose, as situações mais contrastantes de heterogeneidade foram observados nos Dias 71 e 118, respectivamente (Tabela 10).

Tabela 10. Resultados dos Índices de Dispersão Multivariada obtidos de testes pareados entre a macrofauna das áreas Controle (C), Baixa Dose (B) e Alta Dose (A) ao longo do período de adição de nutrientes.

Dias	B x C	A x C	A x B
0	+0,56	+0,11	-0,56
26	+0,11	+0,11	-0,11
43	+0,78	+0,78	+0,56
71	+0,78	+1	+1
91	+1	+1	-0,11
118	+1	-0,33	-1

A análise de regressão múltipla realizada para os táxons mais abundantes mostrou que as variáveis ambientais utilizadas foram satisfatórias para explicar as variações nas abundâncias da maioria deles, exceto para *Laeonereis acuta* que não apresentou relação com os descritores na área Baixa Dose (Tabela 12).

Na área Controle, a maioria dos táxons exibiu correlações (positiva ou negativa) com a concentração de matéria orgânica. Além da matéria orgânica, outras variáveis foram selecionadas pela análise, como Eh e concentrações de clorofila-a, de feopigmentos, de P-total e N-total, principalmente dos estratos mais superficiais. Entretanto, apenas *Capitella* spp se correlacionou positivamente com N-total ($p=0,0001$) (Tabela 11).

Nas áreas Baixa Dose, a concentração de matéria orgânica também foi a variável que melhor explicou as variações nas abundâncias dos táxons (Tabela 12). Diferentemente da área Controle, a concentração de clorofila-a não foi selecionada em nenhum dos modelos e a salinidade passou a explicar a variabilidade das abundâncias de *Streblospio benedicti* ($\beta=-0,3749$, $p=0,0482$) e Tubificidae spp ($\beta=-0,4446$, $p=0,0006$).

Na área Alta Dose, o Eh foi o melhor descritor para as variações nas abundâncias, sendo negativamente correlacionado com a maioria deles explicando pelo menos 24% da variabilidade dos táxons. A exceção ocorreu com os Tubificidae que apresentaram uma correlação positiva com o Eh do estrato 0-2cm (Tabela 13). Outras variáveis também foram selecionadas pelo modelo, como salinidade ($\beta=-0,5717$, $p=0,0051$) para *Laeonereis acuta*, matéria orgânica ($p<0,001$) e N-total ($p<0,001$) para *Capitella* spp e Tubificidae spp.

Tabela 11. Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Controle.

Variável Dependente	Variável Independente	R^2	β	F	p
<i>Laeonereis acuta</i> Log(x+1)	SQPtotal(0-20)	0,4094	-0,6247	5,2004	0,0100
	LogMorg(0-2)		0,4829		0,0377
<i>Sigambra grubii</i>	LogMorg (5-10)	0,6781	-1,3721	15,804	0,0002
	LogMorg (2-5)		0,7366		0,0231
<i>Sphaerosyllis</i> sp	LogMorg(2-5)	0,7661	-15,5354	15,287	0,0069
	Morg(2-5)		24,5391		0,0145
	SQMorg(2-5)		-9,9606		0,0274
<i>Streblospio benedicti</i>	SQClor(0-2)	0,9059	2,2797	17,660	0,0077
	LogMorg(0-2)		-0,6624		0,0000
	SQPtotal		0,6744		0,0001
	LogEh(5-10)		0,3633		0,0072
<i>Capitella</i> spp Log(x+1)	SQMorg(5-10)	0,9902	1,5069	114,32	0,0000
	LogEh(2-5)		-0,6193		0,0000
	SQEh(0-20)		1,4216		0,0000
	LogMorg(0-2)		-0,7640		0,0000
	SQClor(2-5)		-0,6104		0,0000
	LogNtotal(0-20)		0,4648		0,0001
	LogEh(5-10)		0,5051		0,0004
<i>Exogone</i> sp Log(x+1)	LogClor(0-2)	0,5388	0,6763	8,7653	0,0021
	LogMorg(2-5)		-0,5370		
Tubificidae	LogMorg (0-20)	0,8090	-4,5273	31,774	0,0004
	LogPtotal(0-20)		3,7516		0,0022

Parâmetros utilizados na análise: Sal (0-20): média da salinidade intersticial dos estratos 0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm; Clor (0-5): média ponderada da clorofila-a dos estratos 0-2 e 2-5cm; Feo (0-5): média ponderada dos feopigmentos dos estratos 0-2 e 2-5cm; Eh (0-20): média do potencial de oxi-redução dos 4 estratos; Morg (0-20): média ponderada do percentual de matéria orgânica dos 4 estratos; N-total(0-20): média ponderada da concentração de N-total nos 4 estratos; P-total(0-20): média ponderada da concentração de P-total nos 4 estratos. Transformações de dados Log: $\text{Log}_{10}(x+1)$; SQ: quadrado do valor; Estratos em centímetros: (0-2), (2-5), (5-10), (10-20). R^2 : coeficiente de determinação; β : coeficiente beta.

Tabela 12. Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Baixa Dose.

Variável Dependente	Variável Independente	R^2	β	F	p
<i>Laeonereis acuta</i> Log(x+1)	-	-	-	-	-
<i>Sigambra grubii</i>	LogMorg (0-2)	0,7094	0,9347	11,396	0,0023
	LogMorg (5-10)		0,2793		0,0067
	Morg(0-2)		0,8597		0,0287
<i>Sphaerosyllis</i> sp Log(x+1)	LogMorg(0-2)	0,9367	-3,0165	27,150	0,0001
	LogNtotal (0-20)		0,5622		0,0007
	Morg(0-2)		1,2776		0,0304
	LogMorg(5-10)		0,9438		0,0002
	SQMorg(10-20)		-0,3201		0,0131
	SQEh(0-20)		0,2241		0,0193
<i>Streblospio benedicti</i> Log(x+1)	LogSal (0-20)	0,6322	-0,3749	8,0231	0,0482
	LogMorg(2-5)		0,4599		0,0147
	Ptotal(0-20)		-0,3475		0,0601
<i>Capitella</i> spp Log(x+1)	SQEh(2-5)	0,9169	2,4436	26,514	0,0000
	LogEh(5-10)		-1,9910		0,0000
	SQFeo(0-2)		0,7539		0,0000
	LogFeo(0-5)		-0,7372		0,0005
	LogMorg(0-2)		0,2838		0,0242
<i>Exogone</i> sp Log(x+1)	LogMorg(0-2)	0,6726	-2,2886	15,408	0,0009
	SQMorg(0-20)		0,0409		0,0138
Tubificidae	LogMorg(0-20)	0,9315	-0,6988	44,255	0,0001
	SQSal(0-20)		-0,4446		0,0006
	LogEh(10-20)		-0,4075		0,0039

Parâmetros utilizados na análise: Sal (0-20): média da salinidade intersticial dos estratos 0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm; Clor (0-5): média ponderada da clorofila-a dos estratos 0-2 e 2-5cm; Feo (0-5): média ponderada dos feopigmentos dos estratos 0-2 e 2-5cm; Eh (0-20): média do potencial de oxi-redução dos 4 estratos ; Morg (0-20): média ponderada do percentual de matéria orgânica dos 4 estratos; N-total(0-20): média ponderada da concentração de N-total nos 4 estratos; P-total(0-20): média ponderada da concentração de P-total nos 4 estratos. Transformações de dados Log: $\text{Log}_{10}(x+1)$; SQ: quadrado do valor; Estratos em centímetros: (0-2), (2-5), (5-10), (10-20). R^2 : coeficiente de determinação; β : coeficiente beta.

Tabela 13. Resultado da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias dos principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento na área Alta Dose.

Variável Dependente	Variável Independente	R^2	β	F	p
<i>Laeonereis acuta</i> Log(x+1)	LogEh(2-5) SQSal(0-20)	0,7101	-1,0546 0,5717	18,374	0,0000 0,0051
<i>Sigambra grubii</i>	SQEh(2-5) SQMorg(0-2) SQMorg(5-10)	0,9150	-1,0337 -1,0643 0,7393	50,287	0,0000 0,0000 0,0005
<i>Sphaerosyllis</i> sp	LogEh(5-10)	0,5106	-0,7146	16,699	0,0008
<i>Streblospio benedicti</i> Log(x+1)	LogEh(2-5)	0,4618	-0,6795	13,731	0,0019
<i>Capitella</i> spp Log(x+1)	LogEh(5-10) LogNtotal(0-20)	0,4681	-0,6013 -0,4031	6,6005	0,0063 0,0504
<i>Exogone</i> sp Log(x+1)	LogMorg(0-2) SQMorg(0-20)	0,6726	-2,2886 0,0409	15,408	0,0009 0,0138
Tubificidae Log(x+1)	LogEh(0-2) SQNtotal(0-20)	0,7986	0,7719 -0,5435	29,754	0,0000 0,0003

Parâmetros utilizados na análise: Sal (0-20): média da salinidade intersticial dos estratos 0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm; Clor (0-5): média ponderada da clorofila-a dos estratos 0-2 e 2-5cm; Feo (0-5): média ponderada dos feopigmentos dos estratos 0-2 e 2-5cm; Eh (0-20): média do potencial de oxi-redução dos 4 estratos ; Morg (0-20): média ponderada do percentual de matéria orgânica dos 4 estratos; N-total(0-20): média ponderada da concentração de N-total nos 4 estratos; P-total(0-20): média ponderada da concentração de P-total nos 4 estratos. Transformações de dados Log: $\text{Log}_{10}(x+1)$; SQ: quadrado do valor; Estratos em centímetros: (0-2), (2-5), (5-10), (10-20). R^2 : coeficiente de determinação; β : coeficiente beta.

4.3.6 Variação temporal de *Capitella* spp

Durante a fase inicial de enriquecimento (0 e 26 dias) foram observados aumentos nas abundâncias de pequenos indivíduos (malha 0,3mm), exclusivamente nas áreas enriquecidas (Figura 24).

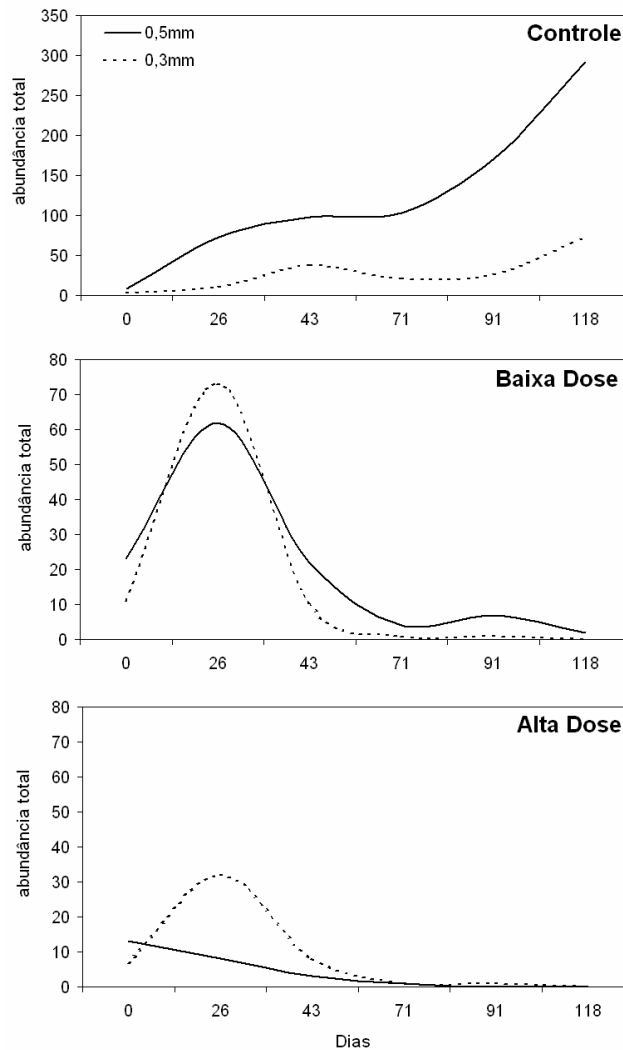


Figura 24. Variação temporal das abundâncias de *Capitella* spp nas frações das malhas de 0,3mm e 0,5mm nas áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose (Os gráficos estão apresentados em escalas diferentes).

4.4 Observações de campo: predadores epifaunais

Foi observado um grande número de pegadas de aves (Scolopacidae) sobre as áreas Baixa e Alta Dose, especialmente na fase inicial do enriquecimento (Figura 25; Anexo IV). Nesta fase (até o Dia 26), a resposta positiva do microfítobentos à adição de fertilizantes tornou a superfície dos sedimentos mais esverdeada, coincidindo com a ocorrência de um grande número de pegadas de aves exclusivamente nas áreas

enriquecidas, e, de modo mais evidente na Alta Dose. A partir do Dia 26, quando a camada do microfitobentos mostrou sinais de apodrecimento, o número de pegadas foi reduzido nas áreas enriquecidas, passando a predominar nas áreas Controle. A partir do Dia 77, quando o microfitobentos voltou a apresentar sinais de florescimento, com mudanças evidentes de coloração e incremento de clorofila-a (Figura 6), foi registrado um novo aumento na incidência de pegadas, entretanto, em todas as áreas experimentais.

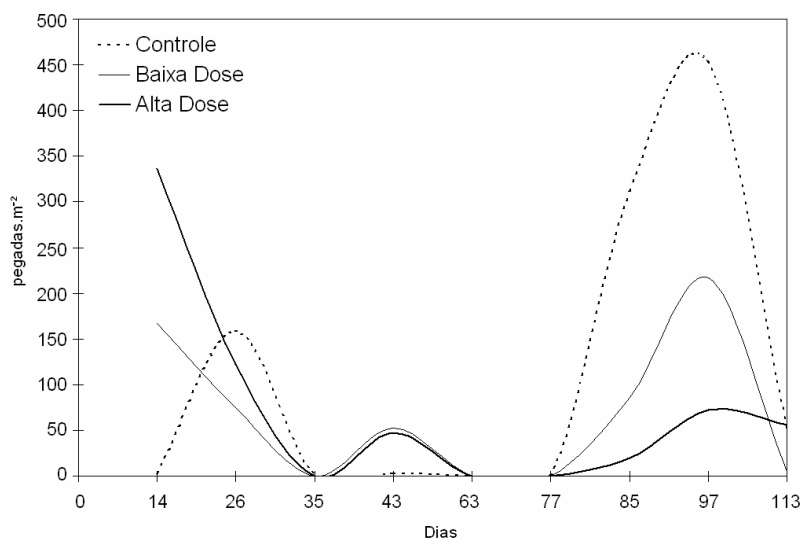


Figura 25 Variação temporal das densidades de pegadas de aves nos sedimentos das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose.

5. DISCUSSÃO

O enriquecimento experimental *in situ* por nutrientes inorgânicos, seja em sedimentos marinhos ou na coluna d'água, tem sido utilizado para estudar os fatores limitantes da comunidade vegetal e o efeito em cascata sobre a estrutura das comunidades, revelando-se uma poderosa ferramenta para a predição dos efeitos do crescente processo de eutrofização costeira (Worm *et al.*, 2000).

As alterações observadas na biomassa do microfitobentos (aumento na produção primária) podem implicar uma elevação no aporte de matéria orgânica para dentro da cadeia alimentar bêntica de diferentes maneiras, incluindo a herbivoria direta pelo bentos (Heip, 1995). Em estuários, particularmente em planícies de maré, as microalgas bentônicas são mais importantes que o fitoplâncton como alimento para a infauna (Reise, 1985), e contribuem significativamente para a produção primária total nesses ambientes em virtude das grandes áreas de cobertura e altas taxas de produtividade por unidade de área (de Jonge & Colijn, 1994; MacIntyre & Cullen, 1995; Stutes *et al.*, 2006).

Na porção superior de planícies de maré, as microalgas bênticas respondem por até 100% da produção primária, sendo suficientes para manter uma fauna bêntica rica (Reise, 1985). Desta forma, no presente trabalho, a fertilização direta dos sedimentos teve como objetivo o estímulo do microfitobentos enquanto principal fonte de alimento autóctone para os consumidores primários. No presente trabalho, os dados indicaram o efeito positivo da adição de nutrientes inorgânicos sobre o microfitobentos logo nas primeiras semanas de enriquecimento, provocando fortes aumentos nas concentrações de clorofila-*a* nos sedimentos entre os Dias 7 e 14. Nas áreas Baixa Dose e Alta Dose a biomassa do microfitobentos apresentou um crescimento de 89% e 64% em relação à área Controle, respectivamente, após a primeira semana de adição de nutrientes.

Apesar de muitos trabalhos hipotetizarem que o enriquecimento orgânico ou inorgânico poderia levar a um aumento na produção microalgal (Worm *et al.*, 2000; Armitage & Fong, 2004; Armitage *et al.*, 2006), as respostas do microfitobentos tem sido bastante variáveis. Renaud *et al.* (1999) estudando a resposta do microfitobentos ao enriquecimento com detritos algais de *Enteromorpha* spp e *Ulva* spp e inorgânico (NPK) apenas encontraram respostas positivas quando da adição de matéria orgânica algal e pouca evidência foi encontrada de que a fertilização inorgânica poderia levar ao florescimento do microfitobentos. Barranguet (1997) observou uma elevada concentração

de clorofila-*a* próximo ao cultivo de moluscos, sugerindo que o aporte de nutrientes orgânicos exerceu influência sobre a comunidade bêntica algal. Agatz *et al.* (1999) estudando as mudanças estruturais na comunidade de diatomáceas bênticas de uma planície de maré ao longo de um gradiente de eutrofização, detectaram um aumento da biomassa com a disponibilidade de nutrientes e concluíram que a influência dos nutrientes sobre as diatomáceas é mais importante do que o próprio tamanho do grão e a salinidade. Também tem sido observada a resposta positiva das diatomáceas bênticas de regiões temperadas ao aumento de nutrientes inorgânicos (Sundback & Snoeijs, 1991; Worm *et al.*, 2000). Welker *et al.* (2002) encontraram uma forte relação entre abundância de microfitobentos e o fosfato dos sedimentos. Por outro lado, Stutes *et al.* (2006) observaram pouco impacto da adição dos nutrientes N e P sobre a produção primária e metabolismo dos sedimentos estuarinos. Já Morris & Keough (2003), apesar de terem detectado uma resposta positiva do microfitobentos à adição de nutrientes, observaram que as áreas enriquecidas não diferiram significativamente das áreas controle. É possível que os resultados diferentes da literatura estejam relacionados a diferenças espaciais e temporais nos requerimentos nutricionais dos grupos algais que compõem o microfitobentos. Nesse sentido, Armitage *et al.* (2006) observou fortes variações espaço-temporais e táxon-específicas nas respostas das microalgas bênticas e epifíticas da comunidade de *Thalassia testudinum* e concluíram que esta falta de uniformidade se deu devido às diferenças nos nutrientes limitantes de lugar para lugar.

No presente estudo, apesar da resposta inicialmente positiva (Dias 7 e 14) do microfitobentos nos estratos de 0-2cm e 2-5cm, não foram mais observados valores significativamente maiores de clorofila-*a* nas áreas enriquecidas em relação às áreas Controle, ainda que tenham sido observados valores médios até 62% superiores na Alta Dose (Dia 91) e de 53% na Baixa Dose (Dia 97). De modo semelhante, Posey *et al.* (1995), estudando os efeitos dos controles “top-down” e “bottom-up” sobre a fauna bêntica de uma planície de maré arenosa, não encontraram diferenças significativas dos níveis de clorofila-*a* entre áreas fertilizadas por N e P e não fertilizadas, embora os valores encontrados nas áreas enriquecidas tenham sido 63% maiores do que no Controle. Entretanto, estes autores sugerem que a ausência de diferenças significativas esteja relacionada à baixa replicação e alta variabilidade, dificultando a detecção da significância estatística. Essa justificativa também pode ser sugerida para aparente falta de resposta da biomassa algal nas 15 semanas restantes de enriquecimento, já que a replicação pode ser considerada insuficiente para o tamanho das áreas (4m²) e em função da disposição não uniforme do microfitobentos (em manchas): 2 pseudoréplicas

por quadrado nas semanas intermediárias à amostragem da macrofauna, e 3 pseudoréplicas por quadrado nas semanas de amostragem da macrofauna.

Apesar de ser esperado que a fertilização aumente a produtividade algal, alguns autores têm demonstrado que nem sempre esta resposta é notável na medida da biomassa clorofilada, já que o aumento da abundância de herbívoros e detritívoros infaunais pode ocultá-la, resultando numa aparente ausência de resposta do microfitobentos à adição de nutrientes (Neckles *et al.*, 1994; Morris & Keough, 2003; Gil *et al.*, 2006). Entretanto, no presente estudo não foram observados incrementos nas abundâncias de detritívoros e predadores herbívoros que possam relacionar uma aparente falta de resposta da biomassa algal ao controle “top-down”. Ao contrário, foram observadas quedas generalizadas nas abundâncias na Alta Dose (83%) e Baixa Dose (50%) já no Dia 26. A exceção se deu por conta do aumento do detritívoro de sub-superfície (Levin, 1984; Sheridan, 1997) *Capitella* spp na Baixa (312%) e Alta (56%) Doses, porém suas abundâncias ainda foram consideradas baixas (Figura 14) para sugerir qualquer efeito negativo sobre o microfitobentos. Apesar da queda nas abundâncias registradas no Dia 26, é provável que no intervalo dos Dias 0 e 26, tenha havido forte predação sobre o microfitobentos, tendo em vista as elevações concomitantes de clorofila-a e feopigmentos nos Dias 7 (Baixa Dose=+77%; Alta Dose=+98%) e 14 (Baixa Dose=+2%; Alta Dose=+89%) em relação ao Dia 0. A literatura indica que a concentração de feopigmentos nos sedimentos pode ser um indicador indireto da herbivoria da macrofauna, já que os invertebrados excretam feopigmentos como resultado da acidificação da clorofila-a durante sua digestão (Shuman & Lorenzen, 1975; Barranguet, 1997; Santos *et al.*, 1997; Szymczak-Zyla *et al.*, 2006).

Ao longo do experimento, a marcada diferenciação na coloração superficial dos sedimentos das áreas experimentais e as análises qualitativas dos grupos dominantes do microfitobentos sugeriram um predomínio de cianobactérias filamentosas (*Microcoleus cthonoplastes* e *Lyngbya* aff. *majuscula*) nas áreas enriquecidas, em contraposição à maior quantidade de diatomáceas nas áreas Controle. Armitage & Fong (2004), avaliando o efeito em cascata dos nutrientes através das alterações do microfitobentos em resposta à herbivoria pelo gastrópode *Cerithidea californica*, observaram um controle “bottom-up” negativo sobre a macrofauna e o atribuíram a proliferação de cianobactérias filamentosas e coloniais. Os autores relacionaram a alta mortalidade deste molusco ao consumo destas cianobactérias. Armitage *et al.* (2006) hipotetizou que o enriquecimento de nutrientes poderia alterar a composição da comunidade microalgal, aumentando a abundância de grupos de crescimento rápido, incluindo as algas verdes (palatáveis) e as

cianobactérias (menos palatáveis). Essa alteração na estrutura da comunidade do microfitobentos em resposta à adição de nutrientes inorgânicos foi observada por Neckles *et al.* (1994), cujos resultados mostraram uma resposta positiva das cianobactérias ao enriquecimento e pouca susceptibilidade à predação, enquanto as diatomáceas tiveram a abundância reduzida pelos predadores e não responderam aos nutrientes. A baixa palatabilidade das cianobactérias está relacionada à produção de mucilagem e cianotoxinas, conferindo resistência à predação (Chorus & Bartram, 1999; Power *et al.*, 1988).

Dentre as cianobactérias dominantes nos sedimentos enriquecidos da área estudada, *Microcoleus cthonoplastes* e *Lyngbya aff. majuscula* se caracterizam pelas bainhas mucilaginosas de seus tricomas e pela formação de densos emaranhados assemelhados macroscopicamente a filmes ou “tapetes” (“cyanobacterial mats”) (Potts & Whitton, 1977; Gerasimenko *et al.*, 2003; Belnap *et al.*, 2004; Ahern, 2004). *Lyngbya majuscula* é uma espécie tropical e sub-tropical citada pela literatura como produtora de cianotoxinas, cuja toxicidade também foi comprovada para o crustáceo *Artemia salina* (Albert *et al.*, 2005; Burja *et al.*, 2001). Por outro lado, *Microcoleus cthonoplastes* não é referenciada na literatura como produtora de cianotoxinas (Chorus & Bartram, 1999). Entretanto, a partir de testes de bioensaio com camundongos realizados em amostras de cianobactérias da área de estudo, constatou-se não haver toxicidade para cianotoxinas (dados não publicados). Além disso, as mudanças na estrutura do microfitobentos também podem ser provocadas pelo efeito negativo das cianobactérias que produzem substâncias alelopáticas inibidoras do crescimento e produção das diatomáceas (Chorus & Bartram, 1999).

Atualmente, o aumento do aporte de nitrogênio e fósforo nas águas costeiras parece estar bastante relacionado com a proliferação de cianobactérias (Armitage *et al.*, 2006). Nas águas costeiras e estuarinas o nitrogênio pode ser o principal elemento limitante em regiões temperadas (Valiela, 1995; Nedwell *et al.*, 2001) e tropicais (Downing *et al.*, 1999). No presente estudo, o aumento crescente na concentração de P-total nos estratos superficiais, ao longo do período de adição de nutrientes - mesmo sem diferenças significativas (Figura 11) -, sugere que o ambiente benthico se mostrou localmente limitado pelo nitrogênio. O fato das cianobactérias encontradas na área de estudo serem fixadoras de nitrogênio atmosférico (*Lyngbya majuscula* – Jones, 1990; *Microcoleus cthonoplastes* – Potts & Whitton, 1977), pode conferir-lhes uma vantagem competitiva sobre as diatomáceas, considerando que o ambiente seria limitado pelo nitrogênio.

Portanto, apesar dos resultados anteriores terem sido obtidos de observações de campo e avaliações qualitativas, sugere-se que o aporte de nutrientes nas áreas Alta e Baixa Dose determinaram mudanças na composição do microfitobentos, resultando na dominância de cianobactérias nesta comunidade, com implicações negativas na disponibilidade de alimento para a macrofauna.

Outra constatação importante resultante das observações de campo dos Dias 7 e 14, foi a da formação de uma espessa camada de cianobactérias filamentosas nas áreas enriquecidas, e mais exuberantes nas áreas Alta Dose. No Dia 26, essa camada já mostrava evidências de apodrecimento, passando a apresentar uma coloração escurecida e com desprendimento de bolhas de gás, com os sedimentos da interface de coloração negra (condições anóxicas). Os valores mais baixos de potencial de oxidação-redução nos sedimentos da Alta Dose confirmam a intensificação dos processos redutores nestas áreas após a adição de nutrientes, cuja tendência persistiu até o final do experimento (Figura 5). Sugere-se que essa camada de cianobactérias provoque um efeito negativo de cobertura e tamponamento das trocas gasosas sedimento-água, de modo semelhante ao observado em outras regiões, pelos tapetes (“algal mats”) resultantes da proliferação excessiva de macroalgas (*Enteromorpha*, *Cladophora* e *Ulva*) em baías e estuários, que causam anoxia e acumulação de sulfetos nos sedimentos (Reise, 1985; Raffaelli *et al.*, 1989; Norkko & Bonsdorff, 1996; Sardá *et al.*, 1996; Bolam *et al.*, 2000; Rossi, 2006). Tal constatação, somada às citadas mudanças na composição do microfitobentos e conseqüente redução na disponibilidade de alimento palatável para a infauna, podem ter constituído um efeito indireto e negativo do enriquecimento sobre a estrutura da macrofauna reduzindo o número de espécies e a abundância da maioria dos táxons. Confirmou-se, portanto, que o enriquecimento do sedimento pode levar a condições anóxicas e, portanto, à eliminação da macrofauna (Heip, 1995).

A resposta potencial da infauna à adição de nutrientes também pode ser alterada ou ocultada pela ação de predadores epibênticos vágeis (pássaros, crustáceos e peixes), que atuam como um importante fator regulador da abundância da infauna (Ambrose, 1984; Reise, 1985; Posey *et al.*, 1999; McLusky & Elliott, 2004; Posey *et al.*, 2006) e particularmente sobre a distribuição e a dinâmica populacional de detritívoros (Como *et al.*, 2004). No presente estudo o efeito da predação sobre a infauna não foi controlado (ex.: uso de gaiolas – Reise, 1985) e, portanto, não pôde ser avaliado ao longo do experimento. Entretanto, foi possível observar uma incidência diferenciada da ação de predadores epibênticos sobre as áreas Baixa e Alta Dose concomitantemente as mudanças de coloração do sedimento provocadas pelo florescimento do microfitobentos

(Figura 25). Portanto, sugere-se que as fortes reduções nas abundâncias dos anelídeos nas áreas enriquecidas também podem estar relacionadas ao aumento da incidência de predadores epifaunais. Telino-Júnior (1999), estudando a dieta de aves limnícolas na Ilha de Itamaracá-PE, verificou que a procura por alimento dos Scolopacidae e Charadriidae é definida pela oferta de alimento, já que o forrageio ocorre preferencialmente em áreas com maior abundância de oligoquetos, poliquetos e gastrópodes. Este estudo avaliou que a dieta dessas aves era composta principalmente por poliquetos Nereididae e moluscos gastrópodos e bivalves, e, menos freqüentemente, por oligoquetos. Segundo Evans *et al.* (1979), a atividade predatória de Scolopacidae em um estuário da Inglaterra, provocou uma redução de 80% nas populações de *Nereis diversicolor* (Polychaeta, Nereididae) e de 90% em *Hydrobia ulvae* (Mollusca, Gastropoda). Estes autores destacaram que a densidade de invertebrados benthicos está diretamente relacionada com o número de aves que forrageiam nos estuários. Desta forma, sugere-se que o pico de incidência de pegadas de aves no Dia 14 (Figura 25) sobre as áreas enriquecidas pode estar relacionado a duas hipóteses: ao efeito atrativo das manchas do microfitobentos durante a baixa-mar e/ou um possível aumento nas abundâncias da macrofauna neste período devido a imigração de adultos de áreas adjacentes (ex.: Wilson, 1983; Levin, 1984; Smith & Brumsickle, 1989) em busca da maior oferta de alimento.

Alguns táxons comumente reconhecidos como oportunistas responderam negativamente à adição de nutrientes inorgânicos. O poliqueto *Streblospio benedicti*, considerado como oportunista, indicador de eutrofização (Pearson & Rosenberg, 1978; Gray, 1982) e resistente à severa hipoxia (Diaz & Rosenberg, 1995), apresentou um forte declínio nas abundâncias nas áreas Alta Dose e Baixa Dose, desde o início da adição de nutrientes até o final do experimento. A análise SIMPER indicou que esta espécie foi uma das principais responsáveis pela dissimilaridade entre as comunidades das áreas Controle e enriquecidas. Os resultados do presente trabalho divergem de outros estudos que referenciam *Streblospio benedicti* como uma espécie que exibe fortes picos populacionais sazonais, sendo inclusive referenciada como co-dominante com o poliqueto *Capitella capitata* e o tubificídeo *Peloscolex* sp (Pearson & Rosenberg, 1978; Levin, 1984; Sardá *et al.*, 1992). Entretanto, a resposta dessas espécies ao aporte orgânico pode ser variável. O presente resultado concorda com Bridges *et al.* (1994), que registraram respostas antagônicas de *Capitella* sp.I e *Streblospio benedicti* ao enriquecimento orgânico, onde apenas *Capitella* sp.I respondeu positivamente. Esses autores atribuem tais diferenças ao maior grau de tolerância de *Capitella* sp.I à depleção de oxigênio.

No presente trabalho, os poliquetos da família Syllidae (*Sphaerosyllis* sp e *Exogone* sp) também mostraram um forte declínio nas abundâncias nas áreas enriquecidas durante todo o experimento. Esta família é caracterizada por sua alta sensibilidade à poluição ou outros tipos de estresse, sofrendo diminuição no número de espécies e indivíduos (Giangrande *et al.*, 2005). Os presentes resultados confirmam a sugestão destes autores quanto à utilização destes poliquetos como indicadores de poluição.

O poliqueto *Laeonereis acuta* apresentou um padrão de queda nas abundâncias semelhante às espécies citadas anteriormente, apesar desta espécie ser comumente encontrada em locais com poluição orgânica (Dauer & Conner, 1980; Lana *et al.*, 1989; Lima, 2006), podendo até mesmo ser dominante na macrofauna de áreas urbanizadas e impactadas, juntamente com o poliqueto *Capitella capitata* (Pagliosa, 2005). A resposta positiva de sua congênere *L. culveri* ao enriquecimento foi constatada em um experimento avaliando a interação entre adição de nutrientes inorgânicos e predação (Posey *et al.*, 1999). Entretanto, somente no final do experimento, *L. acuta* apresentou um considerável aumento nas abundâncias nas áreas enriquecidas (Dia 118), principalmente na Baixa Dose, quando passou a dominar a macrofauna com cerca de 97% da abundância total, praticamente se igualando em abundância à área Controle. Apesar da literatura caracterizar *L. acuta* como uma espécie que prefere baixas salinidades (Amaral, 1979; Silva, 2003; Lima, 2006), seu aumento populacional nas áreas enriquecidas não pôde ser explicado por quedas na salinidade e aumento na pluviometria, já que não foram observadas alterações nestes parâmetros ao final do experimento. Contrariando a literatura, as variações de *L. acuta* na Alta Dose foram explicadas pela elevação da salinidade intersticial (Tabela 12).

Na fase inicial de enriquecimento (Dia 26) os Tubificidae spp e *Sigambra grubii* não mostraram fortes quedas nas abundâncias na área Baixa Dose. A estabilidade da população de *Sigambra grubii* na Baixa Dose pode estar associada à sua preferência por camadas mais profundas do sedimento (2-5cm e 5-10cm) e, conseqüentemente, maior tolerância a condições redutoras. Kelaher & Levinton (2003), durante um experimento de enriquecimento por detritos algais observaram comportamento semelhante para *Leitoscoloplos robustus*, e atribuíram tal comportamento ao fato desta espécie habitar e se alimentar nas camadas mais profundas, conferindo-lhe uma maior estabilidade nas abundâncias e menor variação espaço-temporal. Segundo Heip (1995), as espécies habitantes de porções mais profundas do sedimento apresentam uma estabilidade

temporal mais pronunciada de suas populações, inclusive devido à maior proteção contra a predação.

A presença e a abundância de oligoquetos são indicativos de diferentes níveis de poluição orgânica e/ou eutrofização (Verdonschot & Ter Braak, 1994) devido à sua resposta positiva ao enriquecimento (Pearson & Rosenberg, 1978; Giere & Pfannkuche, 1982) que atua estimulando a maturação, tornando a ocorrência de casulos um indicador de atividade reprodutiva (Fletcher *et al.*, 2001). No presente trabalho, a adição de nutrientes não pareceu alterar a reprodução dos oligoquetos, já que foi observado um mesmo padrão sazonal de ocorrência de casulos (entre os Dias 0 e 43) em todas as áreas experimentais. Entretanto, foram verificadas alterações na profundidade da atividade reprodutiva dos oligoquetos na área Alta Dose, que mostrou a maior frequência de casulos nos estratos 2-5 e 5-10cm, diferentemente da distribuição superficial (0-2cm e 2-5cm) das demais áreas.

Vários autores têm relatado o aumento nas abundâncias de oligoquetos em áreas artificialmente fertilizadas (Sardá *et al.*, 1996; Nilsson *et al.*, 1991; Sardá *et al.*, 1992). Morris & Keough (2003) encontraram um aumento na dominância de oligoquetos Tubificidae nas áreas que receberam altas e baixas doses de nutrientes, em comparação ao controle. Além disso, estes autores encontraram um marcado aumento de tubificídeos em todas as profundidades (0-2, 2-4, 4-6 e 8-10cm) nas áreas de baixa dose e posteriormente na Alta Dose. Esses resultados foram parcialmente corroborados no presente trabalho, no qual foram observados aumentos pontuais de abundância nos estratos 5-10cm na Baixa Dose e em 10-20cm, na Baixa e Alta Doses. Nos estratos 0-2cm e 2-5cm, entretanto, as abundâncias se mantiveram praticamente constantes na Baixa Dose e declinaram na Alta Dose. As quedas nas abundâncias nos sedimentos superficiais da Alta Dose podem estar relacionadas com as condições fortemente redutoras geradas após a adição de nutrientes, expressas no declínio nos valores de Eh, principalmente no estrato 0-2cm (Figura 5). Essa afirmação é reforçada pela relação positiva com o Eh em 0-2cm apontada nos resultados da regressão linear múltipla, que selecionou esta variável como a mais importante na explicação do modelo (Tabela 12). Os resultados concordam com os dados apresentados por Verdonschot & Ter Braak (1994) quanto à eliminação de espécies e quedas nas abundâncias em sedimentos argilosos e enriquecidas com nutrientes inorgânicos. Estes autores afirmam ainda que a significativa redução de Tubificidae observada nas áreas mais eutrofizadas contrasta com a opinião comum de que este grupo tende a aumentar quando o ambiente se torna eutrofizado.

Verdonschot (1996) estudou o efeito da eutrofização sobre os oligoquetos ao longo de 4 anos e concluiu que os oligoquetos não respondem diretamente às concentrações de nitrogênio e fósforo e sim, que respondem ao efeito da taxa de produção de material orgânico, já que se alimentam diretamente da matéria orgânica disponível quando as plantas morrem. Entretanto, Morris & Keough (2003) afirmam que seus experimentos mostraram evidências de que os oligoquetos também podem responder a um aumento de nutrientes inorgânicos dissolvidos de efluentes orgânicos, e sugerem que podem ser um fator importante nas mudanças na distribuição deste táxon. No presente trabalho, os dados não permitem afirmar que os Tubificidae responderam positivamente aos efeitos diretos ou indiretos dos nutrientes inorgânicos na Baixa Dose, pois as abundâncias médias pouco variaram ao longo do experimento e não diferiram de modo importante da área Controle (Figura 15).

As espécies do complexo *Capitella capitata* são descritas como oportunistas, pioneiras e detritívoras de sub-superfície (Grassle & Grassle, 1974; Pearson & Rosenberg, 1978; McCall, 1977; Gray, 1982; Zajac & Whitlatch, 1982a; Grall & Glémarec, 1997; Josefson & Widbom, 1988; Diaz-Castañeda *et al.*, 1993; Heip, 1995; Gamenick *et al.*, 1998; Hall & Frid, 1998; Linton & Taghon, 2000; Morris & Keough, 2002) e capazes de responder com rápidos aumentos populacionais em resposta ao enriquecimento orgânico (Tsutsumi, 1990; Tsutsumi *et al.*, 1990; Linton & Taghon, 2000). Muitos trabalhos de fertilização experimental têm confirmado a resposta positiva de algumas espécies deste gênero ao enriquecimento (ex.: Sardá *et al.*, 1992; Sardá *et al.*, 1996; Bolam *et al.*, 2000; Webb, 1996; Vetter, 1996). No presente estudo, *Capitella* spp confirmou este padrão, com um forte incremento nas abundâncias após 3 semanas de aplicação (Dia 26), correspondente a 312% na área Baixa Dose e 56% na Alta Dose, em relação ao Dia 0. Um padrão similar de crescimento populacional de *Capitella* spp foi registrado por Webb (1996), com fortes incrementos na abundância em 28 dias após o início da adição de fitodetrítos da microalga *Tetraselmis* sp.

Após o Dia 43, as abundâncias de *Capitella* spp declinaram com a continuidade da adição de nutrientes até o final do experimento (Figura 15). Este rápido declínio nas populações de *Capitella* spp concorda com a dinâmica populacional das espécies oportunistas (Grassle & Grassle, 1974; McCall, 1977; Pearson & Rosenberg, 1978). Estes resultados estão de acordo com os obtidos por outros autores de que a resposta das diversas espécies da macrofauna sofre modificações com o aumento do tempo de fertilização. Nesse sentido, Sardá *et al.* (1992) observaram uma mudança na composição de espécies com a continuidade do enriquecimento e a substituição na dominância de

poliquetos, inclusive *Capitella* spp, por duas espécies de oligoquetos. O incremento populacional de *Capitella* spp na fase inicial de enriquecimento confirma um comportamento oportunista dessa população nas áreas Baixa Dose e Alta Dose, e essa resposta positiva deve estar relacionada com o aporte de matéria orgânica fresca, resultante do aumento da biomassa algal do microfitobentos observada nos Dia 7 (Figura 6). Essa afirmação é reforçada pelas diferenças de abundância e no tamanho individual de *Capitella* spp entre os Dias 0 e 26 (Figura 24), que sugerem a ocorrência de um evento de recrutamento durante esse período, exclusivamente nas áreas enriquecidas. Segundo Rees (1984), a utilização de malhas de abertura inferior a 0,5mm na separação da macrofauna, é mais adequada para a investigação da dinâmica de populações e recrutamento.

A resposta oportunista de *Capitella* ao aumento de matéria orgânica tem sido relatado por diversos autores (ex.: Tsutsumi, 1987; Bridges *et al.*, 1994; Tsutsumi, 1990; Linton & Taghon, 2000). Tsutsumi *et al.* (1990) mostraram uma relação direta entre sua taxa de crescimento e a quantidade de proteína (matéria orgânica fresca) presente nos sedimentos. A possibilidade de aumento das abundâncias estar relacionada a um evento de recrutamento é aceitável dentro do espaço de tempo de 26 dias, considerando o tempo de geração documentada na literatura para espécie *Capitella capitata* (tipo I) ser de 20 a 50 dias (sob 20°C a 15°C), a uma taxa diária de crescimento maior que 20% (Grassle & Grassle 1974; Tenore & Chesney, 1985; Linton & Taghon, 2000). Corroborando os presentes resultados, Vetter (1996) detectou picos de recrutamento de *Capitella* sp em duas a três semanas após o início do enriquecimento orgânico.

O comportamento oportunista de *Capitella* spp na fase inicial do enriquecimento mais se adequou ao descrito na segunda fase da sucessão da macrofauna do modelo de Pearson & Rosenberg (1978). Segundo este modelo, esta fase é caracterizada pelo surgimento de espécies oportunistas, que ocorrem durante a colonização de sedimentos azóicos, após a eliminação da fauna habitante dos sedimentos profundos devido ao enriquecimento orgânico. Desta forma, estes resultados concordam com Heip (1995) quanto à possibilidade de que não haja exata equivalência entre os efeitos do enriquecimento orgânico direto considerados neste modelo e os efeitos indiretos do aumento do aporte de nutrientes inorgânicos.

De um modo geral, a macrofauna respondeu negativamente à adição de nutrientes quando avaliada em função dos atributos de abundância, riqueza e diversidade. Considerando as fases de mudanças sucessionais da macrofauna pelo aporte orgânico descritas no modelo de Pearson & Rosenberg (1978), seria esperado um

incremento nesses atributos no início do período de adição de nutrientes (Dias 0-26), caracterizando a fase de enriquecimento inicial (Gray, 1992). Entretanto, foram observadas quedas nesses atributos desde o Dia 26, e, de modo mais notável, na Alta Dose (Figura 13). A rápida degradação da macrofauna esteve relacionada à simulação de condições extremas, mesmo quando considerando as baixas doses de nutrientes adicionadas. Esse declínio na fase de enriquecimento inicial concorda com Kelaher & Levinton (2003) que registraram uma queda na diversidade e abundância de Annelida em resposta à adição de detritos de *Ulva rotundata*, enquanto Rossi (2006) encontrou uma redução de espécies em resposta à adição de *Ulva* spp. Lee (1999) estudando o efeito do enriquecimento com folhas de mangue sobre a colonização da macrofauna, encontrou uma redução na riqueza de espécies, no número de indivíduos, na diversidade e na equitatividade em função do aumento nas dosagens, concordando com o presente estudo quanto ao efeito mais negativo da Alta Dose sobre esses atributos.

Segundo Morris & Keough (2003), o consenso geral dos estudos sobre eutrofização é de que em áreas com baixa disponibilidade de alimento as medidas de diversidade e riqueza tendem a aumentar com a fertilização, enquanto em áreas que recebem altas cargas, estas medidas tendem a diminuir. Considerando que os sedimentos estuarinos são classificados como lamas ricas em conteúdo orgânico característico de áreas altamente produtivas (Rhoads, 1974; McLusky & Elliott, 2004), é provável que o aporte de nutrientes tenha exercido um efeito inicial negativo sobre a macrofauna da área estudada, através de distúrbios físico-químicos (ex.: anoxia e queda no Eh), que podem reduzir a diversidade e a abundância de anelídeos (Kelaher & Levinton, 2003). A dominância de tubificídeos (Figura 15) e a sugerida abundância natural de alimento na área estudada, concordam com os argumentos de Sardá *et al.* (1996), que afirmam que áreas com elevada disponibilidade de recursos alimentares costumam ser dominadas por oligoquetos, cujas características reprodutivas (hermafroditismo) garantem sucesso competitivo, inclusive inibindo o assentamento larval de espécies oportunistas.

Segundo Rhoads (1974) e McLusky & Elliott (2004) os sedimentos lamosos estuarinos são caracterizados por grandes populações de detritívoros. Kang *et al.* (2003) estudaram o papel das microalgas bentônicas como fonte primária de matéria orgânica para a comunidade do macrozoobentos, e observaram que os detritívoros utilizam recursos derivados exclusivamente a partir das microalgas bentônicas, enquanto os suspensívoros utilizam uma mistura de microfítobentos e fitoplâncton. Ao longo de todo o experimento, a macrofauna das áreas Controle, Baixa Dose e Alta Dose foi fortemente

dominada por organismos detritívoros, com valores sempre acima de 88% das abundâncias totais. Os resultados concordam com Posey *et al.* (2006) que afirmam que a adição de nutrientes pode resultar em um aumento de herbívoros ou detritívoros. Com a continuidade da adição de nutrientes ocorreu um desaparecimento dos suspensívoros (Dia 91) e predadores carnívoros (Dia 118) na área Alta Dose, enquanto nas áreas que receberam baixas doses, apenas os suspensívoros foram excluídos (Dia 118). Entretanto, a eliminação de carnívoros na Alta Dose (Dia 118) discorda dos resultados obtidos por Pearson & Rosenberg (1978) que indicam que ambientes com alto aporte orgânico deveriam estar compostos apenas por detritívoros e carnívoros. A dominância natural de detritívoros na área de estudo, portanto, era esperada, por constituir um ambiente deposicional onde a desestabilização (revolvimento) do sedimento pelos detritívoros aumenta a ressuspensão, excluindo os suspensívoros pela inibição de sua atividade filtradora e soterrando suas larvas (Rhoads & Young, 1970), em um mecanismo denominado “amensalismo trófico” (Rhoads & Young, 1970; Snelgrove & Butman, 1994).

A resposta negativa da macrofauna à adição de nutrientes foi mais rápida em termos de abundância e riqueza, que mostraram fortes quedas após 3 semanas (Dia 26). Para a diversidade, as reduções em relação à área Controle foram mais lentas e ocorreram somente a partir do Dia 43, e com diferenças significativas somente a partir do Dia 91. Nas áreas que receberam baixas doses de nutrientes, as quedas nas abundâncias foram menores do que na Alta Dose, e mostraram poucas variações ao longo do tempo. Considerando vários estudos experimentais de enriquecimento orgânico e inorgânico, as respostas da macrofauna são bastante variáveis. Sardá *et al.* (1996) mostraram evidências de que a abundância e biomassa da macrofauna foram mais elevadas nas áreas fertilizadas com nutrientes inorgânicos do que no controle. Bolam *et al.* (2000) observaram um aumento significativo da diversidade após 6 semanas nas áreas enriquecidas com detritos da macroalga *Enteromorpha prolifera*, mas após 20 semanas, este padrão sofreu uma inversão. Por outro lado, alguns trabalhos não têm observado uma resposta positiva da macrofauna ao aporte de nutrientes orgânicos (Vetter, 1996; Loring & Kotta (2006) e inorgânicos (Flöthmann & Werner, 1992).

Desroy & Denis (2004) estudando a influência da sedimentação de detritos algais (*Phaeocystis* spp) observaram que a comunidade macrobentônica foi caracterizada por um pequeno número de espécies, com baixa diversidade e forte dominância de poucas taxa, concordando com o presente estudo quanto às características gerais da macrofauna das áreas enriquecidas. As quedas na diversidade e aumento na dominância também foram evidentes nos resultados das Curvas de *k*-dominância que mostraram

mudanças temporais nesses atributos após a adição de nutrientes. Essas mudanças se deram principalmente pelas oscilações nas populações dos táxons mais abundantes: Tubificidae spp e *Laeonereis acuta*. As mudanças nas Curvas ocorreram de maneira mais rápida e acentuada nas áreas que receberam baixas doses de nutrientes em comparação a área Alta Dose. O aumento crescente na dominância observado na Baixa Dose se deu em resposta à queda contínua nas abundâncias de *Laeonereis acuta* acompanhada pela estabilidade das abundâncias de Tubificidae em valores elevados (Figura 17 e Tabela 5). A forte queda na dominância na Alta Dose no Dia 71 (Figura 17) foi motivada exclusivamente pelo declínio nas populações de tubificídeos (cerca de 95%) em relação ao Dia 43 (Figura 17 Tabela 5). A condição mais extrema de dominância observada no final do experimento (Dia 118) foi motivada pela exclusão da maioria dos táxons, somado ao aumento na população de *L. acuta* na Alta Dose (Tabela 5; Figuras 15 e 17).

A medida de Distinção Taxonômica mostrou-se menos sensível do que as demais medidas univariadas por manter-se praticamente inalterada entre áreas experimentais e ao longo da série temporal, apesar da eliminação da maioria das espécies das áreas enriquecidas. Somerfield *et al.* (1997) descreve dois possíveis mecanismos para o desenvolvimento de gradientes na distinção taxonômica. O primeiro ocorre se o distúrbio atua removendo espécies da comunidade de forma seletiva (ex.: remoção dentro de um determinado táxon superior), resultando numa situação onde tanto a diversidade de Shannon (H') como o Δ^* diminuem em resposta ao estresse. O segundo mecanismo consiste na substituição de espécies menos relacionadas taxonomicamente por outras com mais alto grau de parentesco, levando a uma redução no Δ^* sem uma diminuição do H' . No presente estudo, foi observado uma queda no H' e nenhuma alteração importante no Δ^* , numa situação onde não ocorreu substituição de espécies, mas eliminação gradativa dos táxons, com uma redução no número de filos nas áreas enriquecidas entre os Dias 0 (Alta Dose=5 Filos e Baixa Dose=5 Filos) e 118 (Alta Dose=1 Filos e Baixa Dose=3 Filos).

Warwick & Clarke (1993) sugeriram que o aumento da variabilidade entre amostras (réplicas) representa um sintoma de situações de perturbação em comunidades marinhas. Estes autores observaram, a partir dos resultados de vários estudos de impacto sobre a meiofauna, macrofauna, peixes recifais e recifes de coral, que a variabilidade entre réplicas coletadas em áreas impactadas era maior que a das áreas controle. Nesse estudo, os autores propuseram índices de estresse (Dispersão Relativa-

DR e Índice de Dispersão Multivariada-IMD) baseados em informações multivariadas da dispersão entre réplicas.

No presente estudo, observando os valores de DR de cada área experimental, percebeu-se que as áreas Alta Dose e Baixa Dose passaram a apresentar uma maior variabilidade entre réplicas do que a área Controle após o início da adição de nutrientes. Entretanto, esse aumento na heterogeneidade foi mais rápido e evidente na área Alta Dose, que apresentou o ponto mais crítico de DR no Dia 71, enquanto na Baixa Dose os valores mais elevados ocorreram no Dia 118. O índice Multivariado de Dispersão (IMD) ao quantificar as diferenças entre as dissimilaridades internas das áreas enriquecidas e Controle, evidenciou na comparação Alta Dose x Controle que a maior intensidade do distúrbio ($IMD=+1$) se deu nos Dias 71 e 91, significando que todas as dissimilaridades internas (entre réplicas) da área Alta Dose foram mais elevadas que as da área Controle (Warwick & Clarke, 1993). O IMD para Baixa Dose x Controle, assim como a DR, mostrou uma resposta mais lenta, com valores extremos nos Dias 91 e 118. Portanto, ficou claro o aumento crescente da variabilidade entre réplicas com a continuidade do enriquecimento (estresse). Entretanto, a situação mais extrema de distúrbio da macrofauna observada no DR e IMD foi inversa quando comparada com a observada nas Curvas de k -dominância, cuja análise mostrou uma resposta mais rápida na área Baixa Dose, com o ponto crítico de dominância (Dia 71) antecedendo o da Alta Dose (Dia 118). Segundo Warwick & Clarke (1993), a proposta de um índice multivariado de estresse visa reter a sensibilidade dos métodos multivariados, cujas informações são perdidas nos métodos univariados (H' , J') e gráficos/distribucionais (k -dominância). Muitos estudos sobre a avaliação de poluição têm se utilizado apenas de técnicas univariadas e distribucionais, entretanto, Kraufvelin *et al.* (2001) afirmam que estas técnicas não conseguem distinguir entre distúrbios antropogênicos e variabilidade natural. Portanto, a discrepância entre esses resultados pode estar relacionada ao fato de os métodos multivariados serem uma ferramenta mais sensível e mais robusta do que as demais (Warwick & Clarke, 1991; Clarke & Warwick, 1994; Pagola-Carte *et al.*, 2002).

O aumento da variabilidade entre réplicas observado no presente estudo pode ser atribuído a algumas fontes potenciais de heterogeneidade: aumento da variabilidade das abundâncias no mesmo conjunto de espécies, mudanças na identidade das espécies (Warwick & Clarke, 1993) e no número total de espécies (Terlizzi *et al.*, 2005). A comparação entre os desvios nas abundâncias das espécies mais representativas nas áreas Alta Dose e Controle (Figura 15) indicou que as réplicas da área natural mostraram-se mais heterogêneas, não permitindo afirmar que a variabilidade nas

abundâncias foi a principal fonte de heterogeneidade entre réplicas na Alta Dose. Sugere-se que a causa da elevação das DR na Alta Dose esteja relacionada a diferenças na composição taxonômica das réplicas. Na Baixa Dose, os elevados desvios nas abundâncias de Tubificidae e *Sigambra grubii*, sugerem que o aumento da variabilidade entre amostras pode estar relacionado tanto a variabilidade das abundâncias no mesmo conjunto de espécies como a diferenças na composição taxonômica das réplicas.

Segundo Tagliapietra *et al.* (1998) quando a comunidade é extremamente pobre a maioria dos índices univariados e sua estatística têm sua credibilidade abalada. Neste caso, os índices de Shannon e a equitatividade não são considerados seguros para avaliação da diversidade, enquanto a Curva de *k*-dominância parece ser a mais apropriada. No presente trabalho, os resultados do índice de Shannon-Wiener e da Equitatividade de Pielou concordaram com as curvas de *k*-dominância quanto à situação de maior distúrbio ser a do Dia 118, na área de Alta Dose. Entretanto, do ponto de vista estatístico, apesar dos resultados do índice de Shannon-Wiener confirmarem valores significativamente inferiores aos da área Controle (Dias 91 e 118), este índice não mostrou o gradiente de distúrbio indicado pelas curvas de *k*-dominância e pelos valores de DR e IMD. Esse comportamento inconsistente do índice de Shannon-Wiener ao longo de gradientes de perturbação ou insensível a distúrbios sutis têm sido apontado por diversos autores em estudos de impacto sobre o macrozoobentos (MacManus & Pauly; 1990; Warwick & Clarke, 1991; Josefson & Jensen, 1992).

Diferentemente do esperado, ao final do experimento (Dia 118), os resultados de DR e IMD na Alta Dose declinaram e atingiram seus valores mais baixos, discordando do padrão geral compartilhado pelos índices univariados (abundância, riqueza, H' e J'), curvas de *k*-dominância e da ANOSIM para este dia. Tal resultado pode ser explicado pela estado depauperado da comunidade da Alta Dose ao final do experimento, que apresentava uma macrofauna representada apenas por *Streblospio benedicti*, *Laeonereis acuta* e Tubificidae spp, com abundâncias reduzidas em 99,7, 85% e 99,3% em relação ao Dia 0, respectivamente. Portanto, o alto estado de degradação pode ter levado as amostras da comunidade a uma condição de maior homogeneidade, sugerindo que as medidas de DR e IMD podem mostrar-se inadequadas para a avaliação de estresse em comunidades depauperadas.

O resultado obtido a partir da rotina RELATE, confirmou que as trajetórias temporais mostraram-se fortemente relacionadas indicando padrões semelhantes de mudanças temporais na estrutura da comunidade da macrofauna. Isto quer dizer que apesar da estrutura da comunidade das áreas experimentais se diferenciarem cada vez

mais ao longo do tempo em resposta à adição de nutrientes, como mostrado no MDS e na ANOSIM (Figuras 19 e 20), observou-se uma tendência das rotas das variações temporais das comunidades das 3 áreas seguirem trajetórias mais correlatas. Desta forma, as disposições dos pontos ao longo dos eixos vertical e horizontal do MDS parecem ter significados diferentes. Desta forma, sugere-se que o efeito do enriquecimento e as conseqüentes diferenças entre as áreas Controle e enriquecidas foram evidenciadas no eixo horizontal do MDS, enquanto o eixo vertical (trajetórias) refletiu melhor as mudanças impostas por variações naturais (estresse ambiental natural). Além disso, o resultado do RELATE mostra que apesar do efeito do fertilizante ter sido significativo (ANOSIM), não ocultou o efeito da variabilidade dos fatores ambientais sobre a estrutura da comunidade das áreas enriquecidas (Figura 20 e Tabela 9).

Apenas a estrutura da comunidade da área Alta Dose (BIO-ENV) foi explicada pelos principais indicadores de eutrofização utilizados neste estudo: Eh (Pearson & Stanley, 1979; Nilsson & Rosenberg, 1994) e percentual de matéria orgânica (Dell'Anno *et al.*, 2002; Macleod *et al.*, 2004; Wieking & Kröncke, 2005). Apesar dos altos conteúdos de matéria orgânica estarem diretamente ligados à elevação da camada redox para a superfície do sedimento, limitando a disponibilidade de habitats para a macrofauna (Flemer *et al.*, 1999), a área de estudo apresentou, naturalmente, elevados valores de matéria orgânica cujos percentuais, entretanto, não foram alterados nas áreas enriquecidas. Os valores de Eh mostraram quedas muito mais acentuadas na Alta Dose, e não pareceram estar associados com a matéria orgânica. Apesar da matéria orgânica ser amplamente utilizada como indicador de enriquecimento orgânico, alguns autores têm sugerido sua inadequação (Herman *et al.*, 1999; Hargrave *et al.*, 1997). Segundo Macleod *et al.* (2004), a medida do percentual de matéria orgânica não pode ser diretamente relacionada à produção primária bêntica e ao enriquecimento dos sedimentos por refletir mais fortemente o conteúdo refratário, principalmente em ambiente deposicionais.

Em sedimentos eutrofizados a distribuição vertical do zoobentos é regulada pela disponibilidade de oxigênio e pelas concentrações de sulfetos, ao passo que em sedimentos oligotróficos a profundidade onde o zoobentos ocorre é provavelmente limitada pela oferta de alimento (Heip, 1995). Segundo o modelo de Pearson & Rosenberg (1978) o aumento no enriquecimento orgânico além de determinar mudanças na diversidade, abundância e biomassa da macrofauna, também provoca uma marcada redução da profundidade na qual a fauna ocorre. Estas mudanças estão relacionadas à hipoxia e às mudanças no potencial de oxi-redução devido ao aumento da carga

orgânica, resultando na substituição de espécies de grande tamanho e escavadoras profundas por espécies oportunistas detritívoras. Diferentemente deste padrão, durante a fase inicial de fertilização, observou-se um aumento no percentual de indivíduos nas camadas mais profundas do sedimento (Figura 16), sugerindo uma eliminação da fauna mais superficial. Em ambas as áreas enriquecidas esta mudança percentual na distribuição foi atribuída a Tubificidae spp e *Sigambra grubii* que, por se distribuírem em camadas mais profundas, foram os táxons que menos declinaram em abundância com o aporte de nutrientes. Os maiores percentuais e valores de abundância (Figuras 15 e 16) de Tubificidae nas 2 camadas mais profundas (Alta Dose: Dias 26 e 43; Baixa Dose: Dias 71 e 118), sugerem uma migração de indivíduos em direção ao fundo, sendo primeiramente observado na Alta Dose. Esse padrão também foi confirmado ao nível de comunidade, onde resultados do MDS e ANOSIM mostraram uma redução progressiva nas dissimilaridades entre áreas Controle e enriquecidas ao longo dos estratos. Entretanto, a partir do Dia 71, observou-se uma tendência de distribuição mais superficial da macrofauna na Alta Dose.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da fertilização dos sedimentos ter mostrado um sucesso inicial no estímulo do microfitobentos, não pôde ser constatado o efeito esperado hipotetizado do aumento da biomassa do microfitobentos nas áreas enriquecidas ao longo do experimento.

Apesar da tendência de intensificação das condições redutoras na área Alta Dose sugerir um aumento nas concentrações de matéria orgânica degradável, este não foi constatado. Sugere-se que a redução nos valores de Eh esteve relacionada com a proliferação excessiva de cianobactérias nas áreas enriquecidas, provocando um possível efeito negativo de cobertura e tamponamento das trocas gasosas sedimento-água. Além disso, a adição de nutrientes determinou mudanças na composição do microfitobentos, resultando na dominância de cianobactérias com implicações negativas na disponibilidade de alimento palatável para a macrofauna.

Considerando a hipótese de que o enriquecimento inorgânico altera a estrutura da comunidade da macrofauna em seus atributos univariados, seria esperada uma resposta gradual da macrofauna baseada nas mudanças sucessionais descritas no modelo de Pearson & Rosenberg (1978) ao longo de um gradiente de aporte orgânico. Entretanto, observou-se que as dosagens de nutrientes adicionadas foram muito elevadas, simulando condições imediatas de extrema degradação e, por isso, provocou uma severa e precoce deterioração da comunidade, característica da fase tardia de distúrbio da macrofauna proposta no modelo, com quedas generalizadas nas abundâncias, declínio na riqueza, diversidade e equitatividade e elevada dominância.

A hipótese da redução da profundidade de distribuição da macrofauna em resposta ao enriquecimento apenas pôde ser verificada na Alta Dose, entretanto, não ficou evidente um padrão temporal relacionado à continuidade do aporte de nutrientes.

A vocação histórica do litoral norte de Pernambuco para a monocultura da cana-de-açúcar, com o plantio em áreas topograficamente inadequadas (CPRH, 2001) e no período de maior precipitação (Orlando-Filho, 1983, Koffler *et al.*, 1986) a torna, possivelmente, a principal fonte de contribuição de nutrientes para os estuários da região, considerando a conhecida perda de nutrientes nesta cultura por lixiviação e erosão laminar (Weier, 1994; Duarte, 2003; Robertson & Troedson, 2004).

Neste experimento foram estudados os efeitos de duas dosagens de nutrientes inorgânicos sobre a macrofauna bentônica, utilizando um dos fertilizantes mais aplicados na cultura da cana-de-açúcar, que ocupa cerca de 40% do uso do solo na região Norte do Estado de Pernambuco. O presente estudo, apesar de não ter proposto o estabelecimento de uma relação causa-efeito entre o aporte de nutrientes derivados da agricultura e as alterações na biota bêntica, sugere-se que a constatada resposta da infauna estuarina ao aporte excessivo de nutrientes seja considerada em uma avaliação do passivo ambiental das atividades agrícolas na região.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agatz, M., Asmus, R.M. & Deventer, B. 1999. Structural changes in the benthic diatom community along a eutrophication gradient on a tidal flat. **Helgol. Mar. Res.** 53: 91-101.
- Ahern, K. 2002. **Effect of nutrients on the Cyanobacteria *Lyngbya majuscula*: A bioassay technique.** PhD Thesis, University of Queensland. 160p. (www.marine.uq.edu.au/marbot/publications/pdf/theses/thesis_kathleenpart1.pdf).
- Albert, S., O'Neil, J.M., Udy, J.W., Ahern, K.S., O'Sullivan, C.M. & Denison, W.C. 2005. Blooms of the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* in coastal Queensland Australia: disparate sites, common factors. **Mar. Pollut. Bull.** 51: 428-437.
- Amaral, A.C.Z. 1979. Ecologia e contribuição dos anelídeos poliquetos para a biomassa bêntica da zona das marés, no litoral norte do Estado de São Paulo. **Bolm. Inst. Oceanogr.** 28: 1-52.
- Ambrose, Jr. W.G. 1984. Role of predatory infauna in structuring marine soft-bottom communities. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 17: 109-115.
- Andrade, M.C. de. 1989. **História das usinas de açúcar de Pernambuco.** Recife. Ed. Massangana. 113p.
- Armitage, A.R. & Fong, P. 2004. Upward cascading effects of nutrients: shifts in a benthic microalgal community and a negative herbivore response. **Oecologia.** 139: 560: 567.
- Armitage, A.R., Frankovich, T.A. & Fourqurean, J.W. 2006. Variable responses within epiphytic and benthic microalgal communities to nutrient enrichment. **Hydrobiologia.** 569: 423-435.
- Austen, M.C. & Warwick, R.M. 1995. Effects of manipulation of food supply on estuarine meiobenthos. **Hydrobiologia.** 311: 175-184.
- Azambuja, J.M.V. de. 1996. **O Solo e o clima na produtividade agrícola.** Livraria e Editora Agropecuária. 163p.
- Barranguet, C. 1997. The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 44: 753-765.
- Belnap, J., Phillips, S.L. & Miller, M. E. 2004. Response of desert biological soil crusts to alterations in precipitation frequency. **Oecologia.** 141: 306-316.
- Bolam, S. G., T. F. Fernandes, P. Read & D. Raffaelli, 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 249: 123-137.
- Bolam, S. G., Schratzberger, M & Whomersley, P. 2006. Macro- and Meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. **Mar. Pollut. Bull.** 52: 1547-1832.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J. & Norkko, A. 1997. Coastal eutrophication – causes, consequences and perspectives. N. Baltic Sea. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 44: 63-72.
- Bokn, T.L. et al. 2003. The response of experimental rocky shore communities to nutrient additions. **Ecosystems.** 6: 577-594.

- Bridges, T.S., Levin, L.A., Cabrera, D. & Plaia, G. 1994. Effects of sediment amended with sewage, algae or hydrocarbons on growth and reproduction in two opportunistic polychaetes. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 177: 99-119.
- Burja, A.M., Banaigs, B., Abou-Mansour, E., Burgess, J.G. & Wrigth, P.C. 2001. Marine cyanobacteria – a prolific source of natural products. **Tetrahedron**. 57: 9347-9377.
- Cadée, G.C. & Hegeman, J. 1974. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. **Neth. J. Sea Res.** 8: 260-291.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Aust. J. Ecol.** 18, 117–143.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 92: 205-219.
- Clarke, K.R., Chapman, M.G., Somerfield, P.J. & Needham, H.R. 2006a. Dispersion-based weighting species counts in assemblage analyses. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 320: 11-27.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J. & Chapman, M.G. 2006b. On resemblance measures for ecological studies including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 330: 55-80.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. **Primer v6: User Manual/ Tutorial**. Plymouth. 190p.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. **Mar. Biol.** 18, 167– 176.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 187 p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **J. Applied Ecol.** 35: 523-531.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 184, 21-29.
- Chorus, I. & Bartram, J. 1999. **Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E and FN Spon, London.
- Colijn, F. & Dijkema, K. S. 1981. Species composition of benthic Diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 4: 9-21.
- Como, S., Rossi, F. & Lardicci, C. 2004. Response of deposit-feeders to exclusion of epibenthic predators in a Mediterranean intertidal flat. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 303: 157-171.
- CPRH. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. 2001. **Diagnóstico Socioambiental do litoral Norte**. Recife. 254p.
- CPRH. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. 2002. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco-2001**. Recife. 96p.
- CPRH. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. 2003. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco-2002**. Recife. 97p.
- CPRH. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. 2004. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco-2003**. Recife. 98p.

- CPRH. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. 2005. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco-2004**. Recife. 96p.
- Diaz, R. J. & R. Rosenberg, 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 33: 245–303.
- De Jonge, V.M. & Colijn, F. 1994. Dynamics of microphytobenthos biomass in the Ems estuary. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 104: 185-196.
- Desroy, N. & Denis, L. 2004. Influence of spring phytodetritus sedimentation on intertidal macrozoobenthos in the eastern English Channel. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 270: 41-53.
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A. & Danovaro, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. **Mar. Pollut. Bull.** 44: 611-622.
- Diaz-Castañeda, V., Frontier, S. & Arenas, V. 1993. Experimental re-establishment of a soft bottom community: utilization of multivariate analyses to characterize different benthic recruitments. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 37: 387-402.
- Domburg, P., Edwards, A.C., Sinclair, A.H., Wright, G.G. & Ferrier, R.C. 1998. Changes in fertilizer and manorial practices during 1960-1990: implications for N and P inputs to the Ythan catchment, N.E. Scotland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. 52: 19-29.
- Downing, J.A. *et al.* 1999. The impact of accelerating land-use changes on the N-cycle of tropical aquatic ecosystem: current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**. 46: 109-148.
- Duarte, N. de F. 2003. **Potenciais impactos ambientais da monocultura da cana-de-a  car**. In: Valad o, R. C. & Landau, E. C. (eds.). *Análise Integrada do Meio Ambiente – Lagoa da Prata, MG*. Publica  o em CD-Rom, Belo Horizonte, UFMG/ PMLP.
- EEA. European Environment Agency. 2001. Eutrophication in Europe's coastal. **Topic Report**. n  7. ([http:// www.eea.eu.int](http://www.eea.eu.int)).
- EEA. European Environment Agency. 2004. Agriculture and the environment in the EU accession countries. **Environmental Issue Report**. n  37. ([http:// reports.eea.europa.eu/environmental_issue_report_2004_37/en](http://reports.eea.europa.eu/environmental_issue_report_2004_37/en)).
- EEA. European Environment Agency. 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environments. **Technical Report**. n  7. ([http:// reports. Eea.eu.int/](http://reports.eea.eu.int/)).
- EMBRAPA. 1997. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro. 212p.
- Espino, G.D.L.L. & Verdugo, F.F. 1998. Nutrient fluxes in sediment (NH₄⁺ and PO₄³⁻) in N.W. coastal lagoon Mexico associated with an agroindustrial basin. **Water Air Soil Pollut.** 107: 105-120.
- Evans, P.R., Herdson, D.M., Knights, P.J. & Pienkowski, M.W. 1979. Short-term effects of reclamation of part of Seal Sands, Teesmouth, on Wintering Waders and Shelduck. **Oecologia**. 41: 183-206.
- Fauchald, K. & Jumars, P. A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 17: 193-284.
- Flemer, D.A., Kruczynski, W.L., Ruth, B.F. & Bundrick, C.M. 1999. The relative influence of hypoxia, anoxia, and associated environmental factors as determinants of

- macrobenthic community structure in a Northern Gulf of Mexico estuary. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. 6:311-328.
- Fletcher, R., Reynoldson, T.B. & Taylor, W.D. 2001. The use of benthic mesocosms for the assessment of sediment contamination. **Environ. Poll.** 115: 173-182.
- Flothmann, S. & Werner, I. 1992. Experimental eutrophication on an intertidal sandflat: effects on microphytobenthos, meio- and macrofauna. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.3-15.
- Gamenick, I., Abbiati, M. & Giere, O. 1998. Field distribution and sulphide tolerance of *Capitella capitata* (Annelida: Polychaeta) around shallow water hydrothermal vents off Milos (Aegean Sea). A new sibling species? **Mar. Biol.** 130: 447-453.
- Gerasimenko L. M., Mityushina, L. L. & Namsaraev, B. B. 2003. *Microcoleus* mats from alkaliphilic and halophilic communities. **Microbiology**. 72: 71-79.
- GESAMP. (IMO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP). 1987 Land/sea boundary flux of contaminants: contributions from rivers. **Reports and Studies**. n.32. 172p.
- Giangrande, A., Licciano, M. & Musco, L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. **Mar. Pollut Bull.** 50: 1153-1162.
- Giere, O. & Pfannkuche, O. 1982. Biology and ecology of marine oligochaeta. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 20: 173-308.
- Gil, M., Armitage, A.R. & Fourqurean, J.W. 2006. Nutrient impacts on epifaunal density and species composition in a subtropical seagrass bed. **Hydrobiologia**. 569: 437-447.
- Gomes, R.P. 1974. **Adubos e Adubações**. 4ed. Livraria Nobel. São Paulo. 188p.
- Gomes, F.P. & Cardoso, E.M. 1958. **A adubação da cana-de-açúcar**. Piracicaba. Ed. Aloisi Ltda. 116p.
- Grall, J. & Glemarec, M. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. **Estuar. Coast. Shelf. Sci.** 44: 43-53.
- Grassle, J.F. & J.P. Grassle J.P. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. **J. Mar. Res.** 32: 253-284.
- Gray, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. **Neth. J. Sea Res** .16: 424-443..
- Gray, J. S. 1992. Eutrophication in the sea. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.3-15.
- Gray, J.S., Wu, R.S. & Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 238: 249-279.
- Hall, J.A. & Frid, C.L.J. 1998. Colonisation patterns of adult macrobenthos in a polluted north sea estuary. **Aquat. Ecol.** 33:333-340.
- Hargrave, B.T., Phillips, G.A., Doucett, L.I., White, M.J., Milligan, T.G., Wildish, D.J. & Cranston, R.E. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. **Water Air Soil Pollut.** 99: 641-650.
- Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middleburg, J.J. & Soetaert, K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 33:1-149
- Helmut, H. & Kahlert, M. Effect of grazing and water column nutrient supply on biomass and nutrient content of sediment microalgae. **Aquat. Bot.** 72: 143-159.

- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., van de Koppel J. & Heip, C.H.R. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. **Adv. Ecol. Res.** 29:195–240.
- Hewson, I., Vargo, G.A. & Fuhman, J.A. 2003. Bacterial diversity in shallow oligotrophic marine benthos and overlying waters: effects of virus infection, containment, and nutrient enrichment. **Microb. Ecol.** 46: 322-336.
- Hillebrand, H. & Sommer, U. 2000. Effect of continuous nutrient enrichment on microalgae colonizing hard substrates. **Hydrobiologia.** 426: 185-192.
- Hillebrand, H. & Kahlert, M. 2002. Effect of grazing and water column nutrient supply on biomass and nutrient content of sediment microalgae. **Aquat. Bot** 72: 143-159.
- Holme, N.A. & McIntyre, A.D. 1971. **Methods for the study of marine benthos**. 1ed. Blackwell Scientific Publications. 334p.
- Howarth et al. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. **Biogeochemistry.** 35: 75-139
- Josefson, A.B & Jensen, J.N.1992. Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat, Denmark. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo,G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.21-27.
- Josefson, A.B., Widbom, B., 1988. Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar Fjord basin. **Mar. Biol.** 100, 31–40.
- Jessup, B.K., Markowitz, A. & Stribling, J.B. 1999. **Family-level key to the stream invertebrates of Maryland and surrounding areas.** (http://www.dnr.state.md.us/streams/pubs/ea99-2_key.pdf)
- Jones, K. 1990. Aerobic nitrogen fixation by *Lyngbya* sp., a marine tropical cyanobacterium. **J. Phycol.** 27: 107-114.
- Kang, C.L., Sauriau, P.G., Richard, P. & Blanchard, G.F. 1999. Food sources of the infaunal suspension-feeding bivalve *Cerastoderma edule* in a muddy sandflat of Marennes-Oleron bay, as determined by analyses of carbon and nitrogen stable isotopes **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 187; 147-158.
- Kang, C.L., Kim, J.B., Lee, K.S., Lin, J.B., Lee, P.Y. & Hong, J.S. 2003. Trophic importance of benthic microalgae to macrozoobenthos in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotope analyses. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 259: 79-92.
- Kelagher, B.P. & Levinton, J.S. 2003. Variation in detrital enrichment causes spatial-temporal in soft-sediment assemblages. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 261: 85-97.
- Koffler, N.F., Lima, J.F.W.F., Lacerda, M.F.de, Santana, J.F & Silva, M.A.da. 1986. **Caracterização edafo-climática das regiões canavieiras do Brasil**. Ministério da Indústria e do Comércio. Piracicaba. 77p
- Kraufvelin, P., Christie, H. & Olsen, M. 2002. Littoral macrofauna (secondary) responses to experimental nutrient addition to rocky shore mesocosms and a coastal lagoon. **Hydrobiologia.** 484: 149-166.
- Kraufvelin, P., Sinisalo, B., Leppäkoski, E., Matilla, J. & Bonsdorff, E. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). **Mar. Environ. Res.** 51: 229-245.
- Lacerda, L.D.de, Vaisman, A.G., Maia, L.P., Silva, C.A.R.& Cunha, E.M.S. 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture.** 253: 433-446.

- Lana, P.C. et al. 1989. Estrutura especial de associações macrobênticas sublitorais da gambôa perequê (Pontal do Sul, Paraná). **Nerítica**. 4: 119-136.
- Lambshead, P.J.D., Platt, H.M. & Shaw, K.M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. **J. Nat. Hist.** 17: 859-874.
- Lauringston, V. & Kotta, J. 2006. Influence of the thin drift algal mats on the distribution of macrozoobenthos in Kõiguste Bay, NE Baltic Sea. **Hydrobiologia**. 554: 97-105.
- Lee, S.Y. 1999. Tropical mangrove ecology: physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function. **Aust. J. Ecol.** 24: 355-366.
- Levin, L. A., 1984. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: Community structure and response to disturbance. **Ecology**. 65: 1185–1200.
- Lima, M.P.R. 2006. **Variação espacial e temporal da macrofauna bentônica no estuário do Pina, Recife-PE**. Recife. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal-UFPE) Recife. 74p + anexos.
- Linton, D.L. & Taghon, G.L. 2000. Feeding, growth, and fecundity of *Capitella* sp I in relation to sediment organic concentration. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 205: 229-240.
- Lorenzen, C. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** 12: 343–346.
- MacIntyre, H.L., Geider, R.J. & Miller, D.C. 1996. Microphytobenthos: The ecological role of the “secret garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, Abundance and Primary production. **Estuaries**. 19: 186-201.
- Macleod, C.K., Crawford, C.M. & Moltschanowskyj, N.A. 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. **Mar. Pollut. Bull.** 49: 79-88.
- MacIntyre, H.L. & Cullen, J.J., 1995. Fine scale vertical resolution of chlorophyll and photosynthetic in shallow water benthos. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 122, 227–237.
- McManus, J.W & Pauly, D. 1990. Measuring ecological stress: variations on a theme by RM Warwick. **Mar. Biol.** 106: 305–308.
- McCall, P.L. 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island sound. **J. Mar. Res.** 35: 221– 266
- McLusky, D. S. & Elliott, M. 2004. **The estuarine Ecosystem: ecology, threats and management**. 3^a ed. Oxford. 214p
- Morris, L & Keough, M.J. 2002. Organic pollution and its effects: a short-term transplant experiment to assess the ability of biological endpoints to detect change in a soft sediment environments. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 225: 109-121.
- Morris, L & Keough, M.J. 2003. variation in the response of intertidal infaunal invertebrates to nutrient additions: field manipulations at two sites within Port Phillip Bay, Australia. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 250: 35-49.
- Moseman, S.M., Levin, L.A., Currin, C. & Forder, C. 2004. Colonization, succession and nutrition of macrobenthic assemblages in a restored wetland at Tijuana estuary, California. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 60: 755-770.
- Neckles, H.A., Koepfler, E.T., Haas, L.W., Wetzel, R.L. & Orth, R.J. 1994. Dynamics of epiphytic photoautotrophs and heterotrophs in *Zostera marina* (Eelgrass) microcosms: responses to nutrient enrichment and grazing. **Estuaries**. 17: 597-605.

- Nedwell, D.B.; Dong, L.F., Sage, A. & Underwood, G.J.C. 2002. Variations of the nutrients loads to the Mainland U.K. estuaries: correlations with catchment areas, urbanization and costal eutrophication. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 54:951-970.
- Nilsson, H.C. & Rosenberg, R. 1994. Hypoxic responses of two marine benthic communities. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 115: 209–217.
- Nilsson, P., Jönsson, B., Swanberg I.L. & Sundbäck, K. 1991. Response of marine shallow-water sediment system to an increased load of inorganic nutrients. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 71:275–290.
- Norkko, A & E. Bonsdorff, 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 140: 141–151.
- Norkko, J., Bonsdorff, E. & Norkko, A. 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: species specific responses to a transient resource. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 248: 79–104.
- Orlando Filho, J. 1983. **Nutrição e Adubação da cana-de-açúcar no Brasil**. Piracicaba. Instituto do Açúcar e do Alcool. Programa Nacional de melhoramento da cana-de-açúcar. 368p
- Oviatt, C.A., Keller, A.A., Sampou, P.A. & Beatty, L.L. 1986. Patterns of productivity during eutrophication: a mesocosm experiment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 28: 69-80.
- Pagliosa, P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. **Mar. Ecol.** 26: 246-254.
- Pagola-Carte, S., Urkiaga-Alberdi, J., Bustamante, M. & Saiz-Salinas, J. I. 2002. Concordance degrees in macrozoobenthic monitoring programmes using different sampling methods and taxonomic resolution levels. **Mar. Pollut. Bull.** 44: 63-70.
- Passos, S.M.G, Canéchio Filho, V. & Souza, A.J.de. 1973. **Principais Culturas**. v.I. 2ed. Campinas. 511p.
- Pearson, T. H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 16: 229–311.
- Pearson, T.H. & Stanley, S.O. 1979. Comparative measurement of the redox potential of marine sediments as a rapid means of assessing the effect of organic pollution. **Mar. Biol.** 53: 371-379.
- Pessôa, A. 2004. **Cana-de-açúcar**. (www.mre.gov.br/cdbrasil/itamaraty).
- Pinckney, J. & Zingmark, R.G. 1993. Biomass and production of benthic microalgal communities in estuarine habitats. **Estuaries**. 16: 887-897.
- Platt, H.M., Shaw, K.M. & Lamshead, P.J.D.1984. Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environmental perturbations. **Hydrobiologia**. 118: 59-66.
- Posey, M.H., Alphin, T.D., Cahoon, L., Lindquist, D. & Becker, M.E. 1999. Interactive effects of nutrient additions and predation on infaunal communities. **Estuaries**. 22: 785-792.
- Posey, M.H., Alphin, T.D. & Cahoon, L. 2006. Benthic community responses to nutrient enrichment and predator exclusion: influence of background nutrient concentrations and interactive effects. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 330: 105-118..
- Posey, M.H., Powell, C., Cahoon & L., Lindquist, D. 1995. Top down vs. bottom up control of benthic community composition on an tidal flat. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 185: 19-31.

- Prins, T.C., Escaravage, V., Wetsteyn, L.P.M.J., Peeters, J.C.H. & Smaal, A. 1999. Effects of different N- and P-loading on primary and secondary production in an experimental marine ecosystem. **Aquat. Ecol.** 33: 65-81.
- Potts, M. & Witton, B.A. 1977. Nitrogen fixation by blue-green algal communities in the intertidal zone of the lagoon atoll. **Oecologia**. 27: 275-283.
- Power, M.E., Steward, A.J. & Matthews, W.J. 1988. Grazer control of algae in an Ozark mountain stream: effects of a short-term exclusion. **Ecology**. 69: 1894 – 1898.
- Raffaelli, D. Hull, S. & Milne, H. 1989. Long-term changes in nutrients, weed mats and shorebirds in an estuarine system. **Cah. Biol. Mar.** 30: 259-270.
- Rees, H.L. 1984. A note on mesh selection and sampling efficiency in benthic studies. **Mar. Pollut. Bull.** 15: 225-229.
- Reise, K. 1985. **Tidal Flat Ecology: An Experimental Approach to Species Interactions**. Springer Verlag, Berlin, 191 pp.
- Renaud, P.E., Syter, D.A., Ambrose, Jr. W.G. 1999. Recruitment patterns of continental shelf benthos off North Carolina, USA: effects of sediment enrichment and impact on community structure. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 237: 89-106.
- Rhoads, D. C., 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanography*. **Biol. Ann. Rev.** 12: 263–300.
- Rhoads, D.C. & Young, D.K. 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. **J. Mar. Res.** 28:151–178.
- Riera, P., Richard, P., Grémare, A. & Blanchard, G.F. Food source of intertidal nematodes in the Bay of marennes-Oléron (France, as determined by dual stable isotope analysis). **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 142: 303-309.
- Robertson, L.N. & Troedson, R.J. 2004. Cane farming to improve water quality. In: *Proceedings of a Workshop held at the Mercure. 22 august 2003. Townsville. SRDC Technical Report* 1.37p
- Rossi, F. 2006. Small-scale burial of macroalgal detritus in marine sediments: effects of *Ulva* spp. on the spatial distribution of macrofauna assemblages. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 332: 84-95.
- Sardá, R., Foreman, K & Valiela, I. 1992. Controls of benthic invertebrate populations and production of salt marsh tidal creeks: experimental enrichment and short-and long-term effects. In: **Marine eutrophication and population dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.85-91.
- Sardá, R., Valiela, I. & Foreman, K. 1996. Decadal shifts in a salt marsh macroinfaunal community in response to sustained long-term experimental nutrient enrichment. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 205: 63-61.
- Santos, P.J.P, Castel, J. & Souza-Santos, L.P. 1997. Spatial distribution and dynamics of microphytobenthos biomass in the Gironde estuary (France). **Oceanologica Acta**. 20: 549-555.
- Schratzberger, M. & Warwick, R.M. 1998. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 164: 83–94.
- Sheridan, P. 1997. Benthos of Adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, U.S.A. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 44: 455-469.
- Shuman, F. & Lorenzen, C. 1975. Quantitative degradation of chlorophyll by a marine herbivore. **Limnol. Oceanogr.** 20: 580-586.

- Silva, R.E. da. 2003. **Distribuição espacial da macrofauna bentônica no estuário do rio Formoso – PE**. Recife. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas- UFPE). Recife.39p.
- Smith, C. R & S. J. Brumsickle, 1989. The effect of patch size and substrate isolation on colonization modes and rate in an intertidal sediment. **Limnol. Oceanogr.** 34: 1263–1277.
- Smith, J.E., Smith, C.M. & Hunter, C.L.. 2001. An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic communities dynamics on a Hawaiian reef. **Coral Reefs**. 19: 332-342.
- Snelgrove, P.V.R. & Butman, C.A. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effects. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 32: 111–177.
- Somerfield, P.J., Olsford, F. & Carr, M.R. 1997. A further examination of two new taxonomic distinctness measures. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 127:103-113.
- Somerfield, P. J. Rees, H. L. & Warwick, R. M. 1995. Interrelationship in community structure between shallow-water marine meiobenthos and macrofauna in relation to dredgings disposal. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 127:103-113.
- Souza, J.C.R., Andrade, J.M.F. & Donadon, M.A. 2004. Controle ambiental da destinação no solo dos efluentes líquidos gerados pelas indústrias cítricas e sucro-alcooleiras. (www5.mp.sp.gov.br:8080/caouma/doutrina/amb/teses/).
- Stocks, K.I. & Grassle, J.F. 2001. Effects of microalgae and food limitation on the recolonization of benthic macrofauna into *in situ* saltmarsh-pond mesocosms. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 221: 91-104
- Stutes, A.L., Cebrian, J. & Corcoran, A.A. 2006. Effects of nutrient enrichment and shading on sediment primary production and metabolism in eutrophic estuaries. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 312: 29-43.
- Suguio, K. 1973. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: ed. Edgard Blücher. 318p.
- Sullivan, M. & Moncreiff, C. 1988. Primary production of edaphic algal communities in a Mississippi salt marsh. **J. Phycol.** 24: 49-58.
- Sundbäck, K. & Snoeijs, P. 1991. Effects of nutrient enrichment on microalgal community composition in a coastal shallow-water sediment system: an experimental study. **Bot. Mar.** 34:341–358.
- Szymczak-Zyla, M., Wawrzyniak–Wydrowska, B. & Kowalewska, G. 2006. Products of chlorophyll *a* transformation by selected benthic organisms in the Odra estuary (Southern Baltic Sea). **Hydrobiologia**. 554: 155-164.
- Tagliapietra, D., Pavan, M. & Wagner, C. 1998. Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 47: 217-226.
- Tappin, A.D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 55: 885-901.
- Telino Júnior, W.R. 1999. **Levantamento e identificação dos invertebrados que participam da dieta alimentar dos Charadriidae e Scolopacidae na Coroa do Avião, Itamaracá, Pernambuco, Brasil**. Recife. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal-UFPE). Recife.89p
- Tenore, K.R. & Chesney Jr., E.J. 1985. The effects of interaction of rate of food supply and population density on the bioenergetics of the opportunistic polychaete, *Capitella capitata* (type 1). **Limnol. Oceanogr.** 30: 1188-1195.

- Terlizzi, A., Scuderi, d., Fraschetti, S. & Anderson, M.J. 2005. Quantifying effects of pollution on biodiversity: a case study of highly diverse molluscan assemblages in the Mediterranean. **Mar. Biol.** 148:293-305.
- Thacker, R.W., Ginsburg, D.W. & Paul, V.J. 2001. Effects of herbivore exclusion and nutrient enrichment on coral reef macroalgae and cyanobacteria. **Coral Reefs**. 19: 318-329.
- Thiel, M & Watling, L. 1998. Effects of green algal mats on infaunal colonization of a new England mud flat - long-lasting but highly localized effects. **Hydrobiologia**. 375/376: 177-189.
- Timm, L.C. 2002. **Efeito do manejo da palha da cana-de-acúcar nas propriedades físico-hídricas de um solo**. Tese (Doutorado em Agronomia – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - USP). 110p
- Tsutsumi, H., 1987. Population dynamics of *Capitella capitata* (Polychaeta; Capitellidae) in an organically polluted cove. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 36: 139–149.
- Tsutsumi, H., 1990. Population persistence of *Capitella* sp. (Polychaeta; Capitellidae) on a mud flat subject to environmental disturbance by organic enrichment. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 63: 147–156.
- Tsutsumi, H., S. Fukunaga, N. Fujita & M. Sumida, 1990. Relationship between growth of *Capitella* sp. and organic enrichment of the sediment. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 63: 157–162.
- UNESCO. 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of 'Lac de Tunis'. **Unesco reports in marine Science**. n. 29. (eds. Kelly, M & Naguib, M.). 52p.
- Valiela, I. 1995. **Marine Ecological Processes**. 2ed. Springer. 686p.
- Van Duyl, F.C., Kop, A.J., Kok, A. & Sandee, J.J. 1992. The impact of organic matter and macrozoobenthos on bacterial and oxygen variables in marine sediment boxcosms. **Neth. J. Sea Res.** 29: 343-355.
- Verdonschot, P.F.M. & Ter Braak, J.F. 1994. An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifos or nutrients additions: multivariate analyses with Monte Carlo permutation tests. **Hydrobiologia**. 278: 251-266.
- Verdonschot, P.F.M. 1996. Oligochaetes and eutrophication; an experiment over four years in outdoor mesocosms. **Hydrobiologia**. 334: 169-183.
- Vetter, E.W. 1996. Enrichment experiments and infaunal population cycles on a Southern California sand plain: response of the leptostrocan *Nebalia daytoni* and other infauna. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 137: 83-93.
- Warwick, R.M. & Clarke, R. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. **J. Mar. Biol. Ass. UK**. 71: 225–244.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 172, 215– 226.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1995. A new “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 129: 301-305.
- Warwick, R.M et al. 2002. Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in the Tees bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 234: 1-13.
- Wassmann, P. & Olli, K. (eds.). 2004. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Thomsø, Norway. 325p. ([www. Ut.ee/~olli/eutr/](http://www.Ut.ee/~olli/eutr/)).

- Webb, D. G., 1996. Response of macro- and meiobenthos from a carbon poor sand to phytodetrital sedimentation. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 203: 250–271.
- Webster, I.T., Ford, P.W. & Hodgson, B. 2002. Microphytobenthos contribution to nutrient-phytoplankton dynamics in a shallow coastal lagoon. **Estuaries**. 25: 540-551.
- Welker, C., Sdrigotti, E., Covello, S. & Faganeli, J. 2002. Microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): relationship with labile sedimentary organic matter and nutrients. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 55: 259-273.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 1990. **Limnological analyses**. Springer-Verlag, 2.ed. p.338.
- Weier, K.L. 1994. Nitrogen use and losses in agriculture in subtropical Australia. **Fertilizer Research**. 39: 245-257.
- Widbom, B. & Frithsen, J.B. 1995. Structuring factors in a marine soft bottom community during eutrophication – an experimental with radio-labelled phytodetritus. **Oecologia**. 101: 156-168.
- Widbom, B. & Elmgren, R. 1988. Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 42: 257-268.
- Wieking, G. & Kröncke, I. 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger bank example. **Mar. Biol.** 146: 387-400.
- Wilson, W.H. 1983. The role of density dependence in a marine infaunal community. **Ecology**. 64: 295–306.
- Worm, B.; Reusch, T.B.H. & Lotze, H.K. 2000. *In situ* nutrient enrichment: Methods for marine benthic ecology. **Internat. Rev. Hydrobiol.** 85: 359-375.
- Zajac, R. N. & R. B. Whitlatch, 1982a. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 10: 1–14.

CAPÍTULO II. RECOLONIZAÇÃO DA MACROFAUNA BÊNTICA EM SEDIMENTOS ESTUARINOS DEFAUNADOS.

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas biológicos estão sujeitos a distúrbios contínuos e a sua resposta a esses distúrbios é caracterizada qualitativamente pela estabilidade e quantitativamente pela resiliência (Neubert & Caswell, 1997). A estabilidade corresponde à habilidade de um sistema para, uma vez perturbado, retornar ao estado prévio (Santos & Bloom, 1980), enquanto a resiliência é a sua respectiva velocidade de retorno para uma sua configuração anterior (Neubert & Caswell, 1997; Meyer-Reil & Köster, 2000).

Os processos de recuperação dos ecossistemas após distúrbios ocorrem em diferentes taxas e extensões para cada nível de organização biológica (molecular, celular, individual, população, comunidade, ecossistema) (Depledge, 1999). Esta complexidade de respostas biológicas sugere que o entendimento do grau de recuperação de um sistema estará sempre comprometido quando avaliado em apenas um nível de organização (Depledge, 1999; Power, 1999). Segundo Clark (2001) e Warwick (1993), a forma mais realista e mais comum de avaliação do impacto consiste na determinação da resposta do ambiente ao nível da comunidade.

Uma importante distinção deve ser feita entre recolonização e recuperação. Esta é considerada como um retorno da estrutura da comunidade a condição original enquanto a recolonização representa o início do processo de recuperação e se dá pelo assentamento de novos recrutas a partir do plâncton ou pela imigração de adultos de áreas adjacentes (Boyd *et al.*, 2002). Portanto, a recuperação se dá por recolonização e sucessão (Trueblood *et al.*, 1994).

Em comunidades, os distúrbios freqüentes e de pequena escala agem como uma importante força estruturadora (Woodin, 1978; Burd *et al.*, 1990; Whitlatch *et al.*, 1998; Diaz & Rosenberg, 1995; Wetzel *et al.*, 2002) e uma fonte natural de heterogeneidade (Probert, 1984; Snelgrove *et al.*, 1992), constituindo um dos mais importantes processos ecológicos na manutenção da diversidade (Kaiser *et al.*, 2006).

De um modo geral, em ambientes marinhos, os distúrbios naturais ou antropogênicos ocorrem em diversas escalas de tempo e espaço (Whitlatch *et al.*, 1998). Quanto à extensão, os distúrbios podem ocorrer: em microescala ($<1\text{m}^2$), a exemplo daqueles gerados pela bioturbação e predação; em mesoescala ($>1\text{m}^2$), quando gerados por processos físicos naturais (ex. erosão e acreção) ou antropogênicos (ex. dragagem,

pesca de arrasto); e em larga escala ($>100\text{m}^2$), geralmente causados por processos físicos (ex.: tempestades e eventos de anoxia) ou por atividades humanas (derramamento de petróleo e pesca de arrasto) (Whitlatch *et al.*, 1998; Smith & Brumsickle, 1989). Considerando a escala temporal, a duração dos distúrbios pode variar desde horas, meses, anos e até milênios, que incluem aqueles provocados por derramamentos de petróleo, contaminação tóxica e por fenômenos naturais de mudanças climáticas (Zajac *et al.*, 1998).

A macrofauna dos sedimentos móveis é uma comunidade muito sensível a distúrbios de diversas naturezas, devido ao seu hábito sedentário que a torna importante monitora de impactos localizados (Warwick, 1993; Herman *et al.*, 1999) e possibilita o desenvolvimento de modelos que descrevem relações de causa-efeito (ex.: Pearson & Rosenberg, 1978; Bilyard, 1987).

A infauna estuarina é bem adaptada ao estresse natural (ex.: marés e salinidade), entretanto, os distúrbios antropogênicos têm sido um fator adicional e crescente de perturbação neste ecossistema (Desprez *et al.*, 1992) e, freqüentemente, causam defaunações (Pearson & Rosenberg, 1978; Chandler & Fleeger, 1983; Diaz & Rosenberg, 1995; Lu & Wu, 2000). Nos estuários, a hipoxia é a principal causa dessas defaunações, e é freqüentemente provocada pelas altas cargas orgânicas (Pearson & Rosenberg, 1978; ; Gallagher *et al.*, 1983; Diaz & Rosenberg, 1995). A recolonização do bentos após hipoxia depende primariamente da interação entre sua intensidade e duração, juntamente com a complexidade da comunidade afetada (Diaz & Rosenberg, 1995).

Estudos descritivos de recuperação de distúrbios naturais (ex.: Leppakoski, 1971; Dauer & Simon, 1976; Moverley *et al.*, 1986; Nierman *et al.*, 1990; Josefson & Widbom, 1988; Petersen *et al.*, 2002) ou antropogênicos (ex.: Desprez *et al.*, 1992; Lewis *et al.*, 2003; Smith & Simpson, 1998; López-Jamar & Mejuto, 1988; Moseman *et al.*, 2004; Bolam *et al.*, 2006; Lim *et al.*, 2006) são bem documentados, muito embora alguns careçam de comparações com áreas controle ou de certeza quanto à totalidade da defaunação da área (Beukema *et al.*, 1999).

Nas três últimas décadas, os estudos experimentais de recolonização, sucessão e recuperação da macrofauna bêntica são mais numerosos e têm sido em sua grande maioria desenvolvidos em microescala (Zajac & Whitlatch, 1982; Savidge & Taghon, 1988; Smith & Brumsickle, 1989; Diaz-Castañeda *et al.*, 1993; Ragnarsson, 1995; Gamenick *et al.*, 1996; Wu & Shin, 1997; Hall & Frid, 1998; Lu & Wu, 2000; Faraco & Lana, 2003; Lu & Wu, 2003; Bolam *et al.*, 2004; Negrello-Filho *et al.*, 2006; Lu & Wu,

2006; Guerra-García & García-Gómez, 2006; Savidge & Taghon, 1988; Levin *et al.*, 2006). Os trabalhos em mesoescala são menos freqüentes (ex.: Thrush *et al.*, 1996; Beukema *et al.*, 1999; Stocks & Grassle, 2001; Dernie *et al.*, 2003; Ritter *et al.*, 2005), entretanto existem evidências concretas de que a recolonização é dependente da escala espacial de distúrbio (Smith & Brumsickle, 1989; Ruth *et al.*, 1994; Thrush *et al.*, 1996). Segundo Dernie *et al.*, (2003), experimentos em mesoescala possibilitam reproduzir eventos mais generalizados de perturbação, enquanto o estudo da recolonização em microescala apenas pode ter seus resultados extrapolados para distúrbios cuja área de perturbação também é reduzida. Assim, estudos em microescala seriam pouco realistas para simular os distúrbios antropogênicos, que costumam ocorrer em escalas superiores a metros (Zajac *et al.*, 1998).

Os estudos de recuperação freqüentemente utilizam a defaunação experimental para acompanhar a recolonização e a sucessão da macrofauna no ambiente natural. Vários métodos de defaunação são empregados envolvendo diferentes técnicas *in situ* e *ex situ*. Nos métodos *in situ* o sedimento é defaunado no local sem alteração de suas características estruturais. Estes métodos incluem a cobertura de sedimentos para provocar anoxia (ex.: Gamenick *et al.*, 1996; Thrush *et al.*, 1996; Reise, 1984; Beukema *et al.*, 1999) e o uso de substâncias químicas (ex.: Negrello-Filho *et al.*, 2006). Já as técnicas *ex situ* pressupõem a manipulação ou retirada do sedimento do ambiente para a defaunação e posterior reposição. Estas incluem desde o congelamento (ex.: Chandler & Fleeger, 1983; Smith & Brumsickle, 1989; Flemer *et al.*, 2002; Ruth *et al.*, 1994; Hall & Frid, 1998; Santos & Simon, 1980) e aquecimento do sedimento (ex.: Faraco & Lana, 2003), a secagem através da exposição ao ar (ex.: Wu & Shin, 1997; Lu & Wu, 2000; 2003; 2006) e a combinação de alguns desses métodos com o peneiramento (ex.: McCall, 1977; Zajac & Whitlatch, 1982a; Savidge & Taghon, 1988, Snelgrove *et al.*, 2001; Ritter *et al.*, 2005; Stocum & Plante, 2006). No caso da simulação de dragagens, o estudo de recolonização também pode ser realizado com a defaunação parcial obtida pela eliminação da camada superficial do sedimento por escavação (ex.: Dernie *et al.*, 2003).

Dentre os estudos experimentais mais recentes de recuperação do zoobentos em sedimentos defaunados, em ecossistemas marinhos tropicais e subtropicais, destaca-se o estudo realizado por Faraco & Lana (2003) em um estuário no sudeste brasileiro. Em outras regiões, os primeiros experimentos tiveram início à mais de duas décadas: Chandler & Fleeger, 1983; Moverley *et al.*, 1986; Ruth *et al.*, 1994; Wu & Shin, 1997; Cai *et al.*, 2001; Lu & Wu, 2000; Moseman *et al.*, 2004; Negrello-Filho *et al.*, 2006; Lim *et al.*,

2006; Stocum & Plante, 2006 Gammenick *et al.*, 1996; Thrush *et al.*, 1996; Beukema *et al.*, 1999; Stocks & Grassle, 2001.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

O presente trabalho teve como objetivo simular experimentalmente em um distúrbio prolongado de hipoxia/anoxia, visando acompanhar os processos de recolonização e recuperação da macrofauna bêntica em sedimentos estuarinos defaunados *in situ*.

Diante das considerações anteriores, o trabalho teve como objetivos específicos:

- Reproduzir condições de hipoxia-anoxia em sedimentos estuarinos e investigar o repovoamento dos sedimentos defaunados após o distúrbio;
- Identificar e descrever os padrões de recolonização e a sucessão da macrofauna bêntica estuarina em sedimentos defaunados *in situ*;
- Identificar eventuais diferenças e/ou padrões temporais no processo de recolonização entre diferentes profundidades do sedimento;
- Avaliar a capacidade de recuperação da biodiversidade do macrobentos quanto à restauração da complexidade de sua estrutura taxonômica;
- Investigar a relação entre as variáveis ambientais e as mudanças na estrutura do macrobentos ao longo do processo de recolonização;
- Determinar o tempo requerido para a recuperação da comunidade à condição anterior ao distúrbio.

Os objetivos foram estabelecidos para testar as seguintes hipóteses:

- A velocidade do repovoamento e recuperação da macrofauna bêntica de áreas perturbadas por eventos de hipoxia-anoxia não diminui com o aumento da profundidade do sedimento;
- O tempo de recuperação de uma comunidade perturbada por eventos de hipoxia-anoxia não varia para cada um de seus atributos, sendo a riqueza de espécies e a diversidade taxonômica da macrofauna os atributos menos resilientes.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Metodologia em Campo

O experimento de recolonização da macrofauna foi realizado a cerca de 16m de distância da área (Figura 1) reservada ao experimento de enriquecimento tratado no Capítulo I. Foram delimitadas oito áreas quadrangulares de 4m², eqüidistantes em 3m, sendo 4 destas defaunadas (Áreas Defaunadas - D) e as demais mantidas ao natural (Áreas Controle - C) (Figura 2).

A defaunação do ambiente bêntico foi obtida através do distúrbio provocado pelo bloqueio das trocas gasosas naturais da interface água-sedimento, visando produzir um ambiente predominantemente anóxico. Para tal, o sedimento das áreas Defaunadas foi mantido coberto com lonas plásticas de cor preta (2,4m x 2,4m), durante 70 dias (adaptado de Gamenick *et al.*, 1996) (Anexo III, D1 e D2). As lonas foram presas em cada ângulo com estacas e com bainhas laterais introduzidas 20cm no sedimento, de forma a obter uma área coberta final de 4m² (2mx2m). Este método de defaunação foi adotado por não modificar a estrutura e a estratigrafia do sedimento (Thrush *et al.*, 1996).

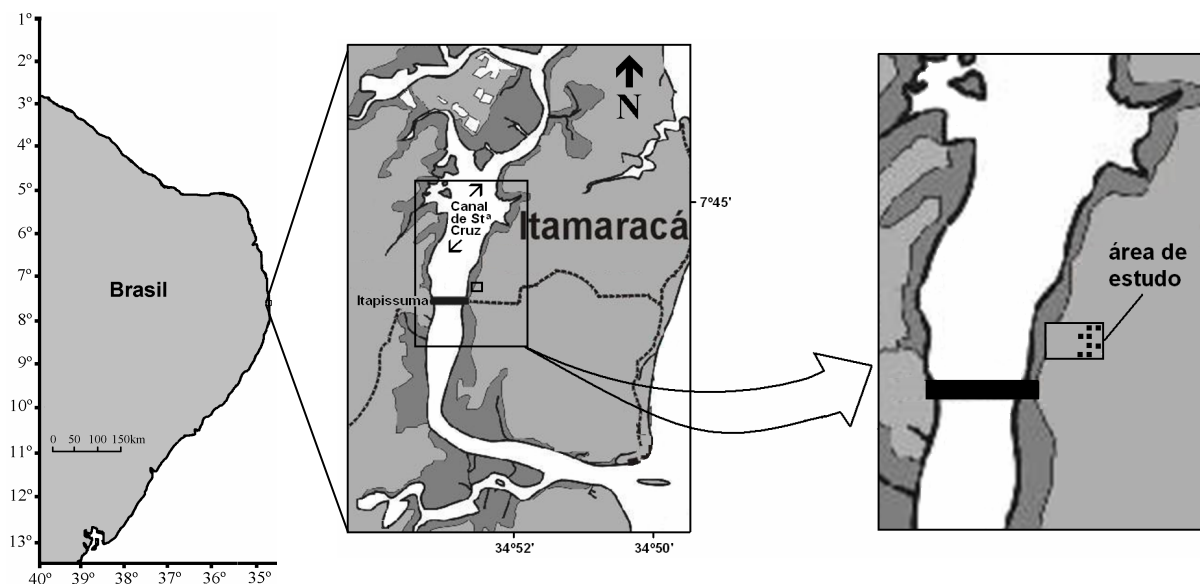


Figura 1. Mapa da região de Itamaracá e Canal de Santa Cruz com a localização da área de estudo, com destaque para a disposição das áreas experimentais.

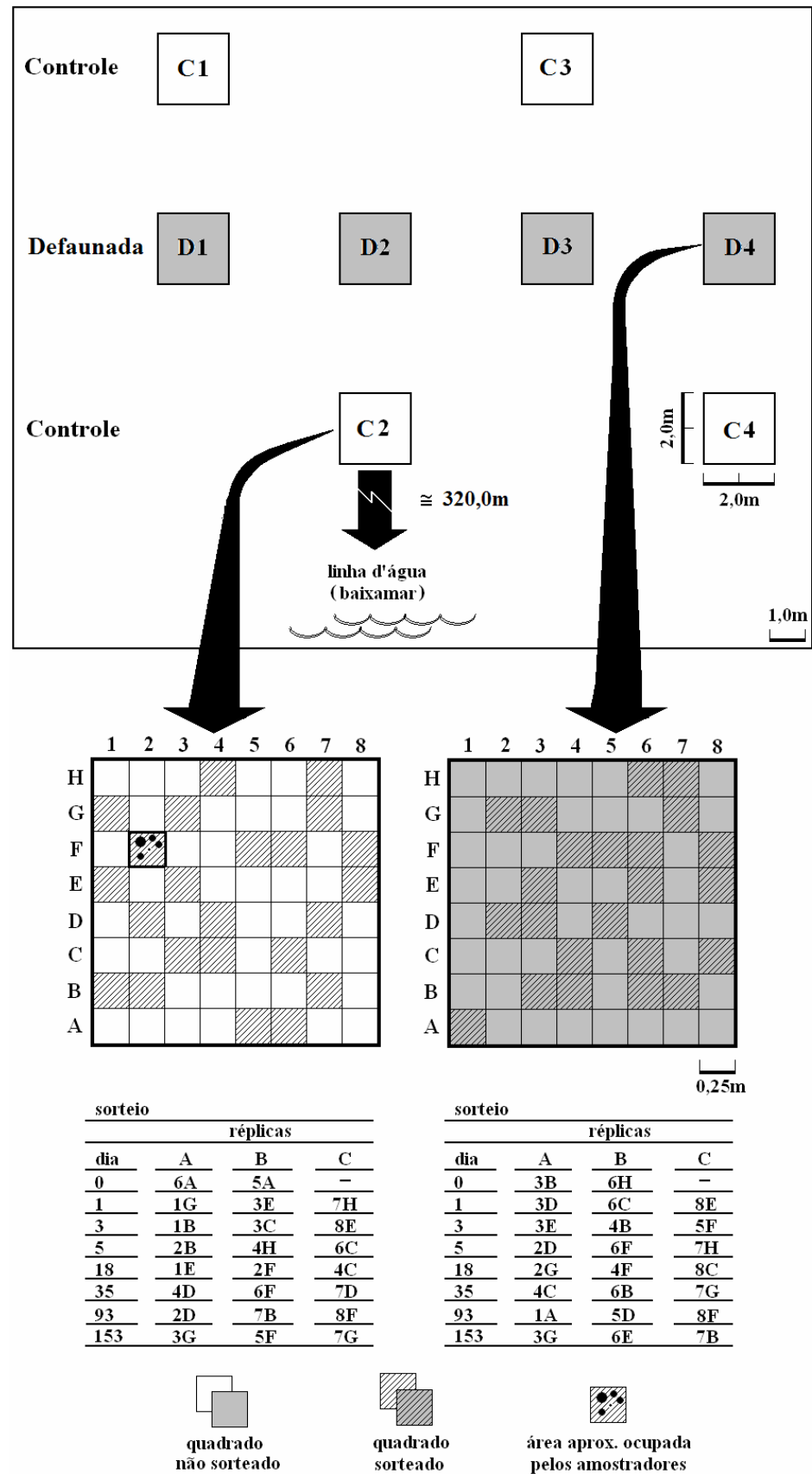


Figura 2. Desenho amostral do experimento de recolonização realizado em uma planície de maré no Canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE).

O experimento foi iniciado imediatamente após a remoção da cobertura, em 05 de abril de 2005 (Dia 0). As amostras foram coletadas durante as baixa-mares, em 8 datas distintas (0 – 1 – 3 – 5 – 18 – 35 – 93 – 153 dias, após o início do experimento). A última amostragem ocorreu em 05 de setembro de 2005, totalizando cinco meses de experimento.

Para a definição aleatória dos pontos de amostragem, foi disposta sobre cada Área de 4m², uma grade de 2mx2m (confeccionada com tubos de PVC e corda), de forma a subdividi-la em 64 quadrados possíveis de 25cmx25cm (pontos de amostragem). A escolha dos pontos foi realizada através do sorteio prévio de 3 pontos (pseudoréplicas) tanto para as Áreas Defaunada como para as Áreas Controle, procedimento este repetido em cada dia de coleta (Figura 2; Anexo III, D4).

A cada amostragem foram coletadas 3 pseudoréplicas em cada Área, totalizando 12 amostras para as Defaunadas e 12 para as Controle para análise de clorofila-*a* e feopigmentos do microfitobentos e matéria orgânica. Para a macrofauna, apenas duas pseudoréplicas foram coletadas (8 amostras para Defaunada e 8 para Controle) e para análise granulométrica apenas uma (4 amostras Defaunada e 4 Controle).

Todas as amostras de sedimento foram coletadas de forma estratificada ao longo de 4 profundidades (estratos): 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm, com exceção da amostragem de clorofila-*a* e feopigmentos cuja coleta se restringiu às profundidades de 0-2 e 2-5cm, denominadas ao longo do trabalho como superfície (S) e fundo (F), respectivamente.

Em campo, a macrofauna foi coletada com um amostrador cilíndrico de aço-inoxidável, com área de 40,71cm² (7,2x22cm) (Amostrador 1), dividido e articulado longitudinalmente e marcado externamente (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) para permitir o corte para amostragem estratificada do sedimento ainda em campo. As subamostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol salino a 10%.

O sedimento para análises granulométrica e do percentual de matéria orgânica foi coletado com um amostrador de aço-inoxidável similar ao citado anteriormente, com área de 16,62cm² (4,6x22cm) (Amostrador 2). O sedimento foi acondicionado em sacos plásticos e, posteriormente, congelado em laboratório.

Para a amostragem dos pigmentos fotossintéticos do microfitobentos foi utilizada uma seringa de plástico com área de 1,13cm² (1,2 x 5cm). Em campo, as amostras foram

acondicionadas em frascos âmbar e conservadas em gelo, ao abrigo da luz, e, posteriormente, congeladas (-20°C) no escuro. Utilizando-se a mesma seringa foram coletadas amostras para calcular o percentual de água no sedimento. Este parâmetro foi obtido apenas nos dias 0 e 18. Ainda em campo, estas amostras foram conservadas em gelo ao abrigo da luz.

A medida do potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento foi tomada com o auxílio do Amostrador 2, em duas Áreas Controle e duas Áreas Defaunadas, para cada estrato de amostragem. Imediatamente após a retirada e abertura do amostrador, o eletrodo de platina foi inserido profundamente no sedimento coletado, no ponto central de cada um dos 4 estratos. Dada a instabilidade natural dos valores redox, foi estabelecido um tempo de leitura de 3 minutos e/ou estabilização do display do medidor de Eh, para a conclusão da medição.

As amostras de sedimento para análise da salinidade da água intersticial foram coletadas e mantidas no interior de Amostradores 2, acondicionados em sacos plásticos vedados e levadas ao laboratório para a análise imediata em refratômetro. Foram amostrados os primeiros 10cm do sedimento, para a medição das salinidades nos estratos: 0-5cm e 5-10cm.

3.2 Metodologia em Laboratório

3.2.1 Macrofauna Bêntica:

Para mais detalhes ver CAPÍTULO I.

3.2.2 Percentual de água no sedimento:

As amostras foram pesadas juntamente com os frascos e, após secagem em estufa até peso constante (100°C/48h), o conteúdo de água (expresso em percentagem) foi determinado pela diferença entre o Peso úmido e o Peso Seco. Estes valores serviram para estimar o volume de acetona, utilizados na análise da biomassa do microfitobentos. Para o Dia 0, o percentual de água variou entre 42,92 a 69,33% e 30,93 a 65,51% na superfície e fundo, respectivamente. Já para o Dia 18, entre 25,75 e 54,41% na superfície, e 26,52 e 65,33%, no fundo. A partir destes dados, foi estabelecido um volume de 15ml de acetona pura para análise da biomassa do microfitobentos.

3.2.3 Salinidade da Água Intersticial:

Para mais detalhes ver CAPÍTULO I.

3.2.4 Clorofila-a e Feopigmentos:

Para mais detalhes ver CAPÍTULO I.

3.2.5 Matéria Orgânica:

Para mais detalhes ver CAPÍTULO I.

3.2.6 Silte+argila:

Para mais detalhes ver CAPÍTULO I.

3.2.7 Temperatura do Ar e Pluviometria

Os dados de temperatura média diária do ar (°C) e precipitação pluviométrica diária (mm) foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a Estação Curado - Recife (8°03'00"S 34°57'00"W).

3.3 Análise dos Dados

3.3.1 Análise das Variáveis Ambientais

A homogeneidade das variâncias dos dados ambientais (percentuais de matéria orgânica e silte+argila, concentrações de clorofila-a e feopigmentos e potencial de oxidação-redução) foram verificados com o teste de Cochran. Foi aplicada Análise de Variância a 3 Fatores (ANOVA 3-Way com interações) para testar a significância do efeito do Fator Experimento (Fator A, com 2 níveis: Defaunado e Controle) sobre cada variável ambiental ao longo dos dias (Fator B, com 8 níveis: dias 0, 1, 3, 5, 18, 35, 53 e 153) e profundidades (Fator C, com 4 níveis: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm). Em seguida, foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para avaliar as diferenças pareadas. Para examinar a significância das diferenças para cada dia de amostragem entre as áreas Defaunada e Controle, tendo como variáveis dependentes cada descritor ambiental, foi aplicada ANOVA a 2 Fatores (ANOVA 2-way). Em seguida foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para avaliar as diferenças pareadas. As análises foram realizadas a um nível de significância de 5%. Os testes foram aplicados através do Programa STATISTICA v.5.

O cálculo das concentrações gerais de matéria orgânica e silte+argila entre 0-20cm foi realizado agregando-se os quatro estratos de amostragem (subamostras: 0-2cm; 2-5cm; 5-10cm; 10-20cm). Para tal, foi realizada uma média ponderada, utilizando as profundidades de cada estrato como peso para a realização do cálculo. Assim, as concentrações de cada estrato foram multiplicadas pelos números de centímetros (pesos) correspondentes aos respectivos estratos (0-2cm=2; 2-5cm=3; 5-10cm=5; 10-20cm=10). O somatório destas multiplicações foi dividido pela soma dos pesos (o tamanho total do amostrador: 20cm) cujo resultado correspondeu à concentração média. Para a clorofila-a e feopigmentos, a média ponderada foi obtida a partir das concentrações dos estratos 0-2cm e 2-5cm.

3.3.2 Análise dos Dados da Macrofauna

Análise Univariada:

A recolonização da macrofauna foi avaliada inicialmente através de índices independentes da identidade taxonômica das espécies: Abundância, Riqueza (S ou número total de espécies), Equitatividade de Pielou (J' usando $\log_e$) e Diversidade de Shannon-Wiener (H' usando $\log_e$).

Para calcular a abundância total de indivíduos da macrofauna entre 0-20cm, foi realizada a soma das abundâncias dos estratos de amostragem.

O cálculo do Índice Distinção Taxonômica (Δ^*) seguiu os procedimentos descritos no Capítulo I.

Foi aplicada Análise de Variância a 3 Fatores (ANOVA 3-way com interações) para testar a significância do efeito do Fator Experimento (Fator A, com 2 níveis: Defaunado e Controle) sobre cada índice (Abundância, S , H' , J' , e Δ^*) ao longo dos dias (Fator B, com 8 níveis: dias 0, 1, 3, 5, 18, 35, 53 e 153) e profundidades (Fator C, com 4 níveis: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm). Os dados foram previamente verificados quanto à homogeneidade das variâncias com o teste de Cochran. Em seguida foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para avaliar as diferenças pareadas. Para examinar a significância das diferenças para cada dia de amostragem entre as áreas Defaunada e Controle, tendo como variáveis dependentes as medidas univariadas da comunidade, foi aplicada ANOVA a 2 Fatores (ANOVA 2-Way). As análises foram realizadas a um nível de significância de 5%. Os testes foram aplicados usando o Programa STATISTICA® v.5.

A dinâmica da recolonização de todos os táxons foi examinada através de suas ocorrências ao longo dos dias e respectivas variações nas abundâncias médias. Para tal, os táxons foram agrupados em classes de abundância construídas utilizando dados transformados pela raiz quarta, resultando numa distribuição de abundâncias médias em 10 classes delimitadas em intervalos de $0,5^4$ indivíduos.

O processo de recolonização ao longo dos Dias e nas diferentes Profundidades também foi avaliado com base nas variações das abundâncias das espécies mais representativas (>1% da abundância na área Controle).

Técnica Distribucional:

As diferenças entre as áreas Controle e Defaunada também foram examinadas observando-se a riqueza acumulada total e a riqueza estimada à medida que novas amostras foram sendo acrescentadas ao longo do período de amostragem. Para tal, foram utilizados dois tipos de curvas de acumulação de espécies: Curvas de Riqueza Observada (S_{obs}) e a Curva UGE (Ugland, Gray & Ellingsen, 2003; Clarke & Gorley, 2006). A curva S_{obs} ilustra a simples distribuição da taxa absoluta de acumulação de espécies com o aumento da área amostrada (Clarke & Gorley, 2006). A curva UGE, por sua vez, pode ser extrapolada intuitivamente para deduzir-se a riqueza total em função de sua forma e assíntota. Para tal, leva em consideração a identidade das espécies, despreza a informação da distribuição dos indivíduos entre as espécies (Ugland, Gray & Ellingsen, 2003; Clarke & Gorley, 2006).

Análise Multivariada:

As análises multivariadas foram aplicadas usando o programa PRIMER® v.6.0 (Clarke & Warwick, 1994; Clarke & Gorley, 2006), exceto a Análise de Regressão Linear Múltipla, para a qual se utilizou o programa STATISTICA® v.5.

- Tratamento prévio dos dados

Para reduzir o peso das espécies que apresentavam distribuição agregada (diferente dos pressupostos da distribuição de Poisson) e prevenir interferências indesejáveis (“ruído”) na análise multivariada, foi aplicado o procedimento da Dispersão Ponderada (“Dispersion Weighting”) aos dados de abundância das espécies (Clarke et al., 2006a) (conforme detalhado no Capítulo I). Apenas 8 espécies apresentaram valores significativos ($p < 0,05$) e, portanto, tiveram seus valores de abundância divididos pelo D_{medio} . (Tabela 1).

Tabela 1. Valores do Índice de Dispersão Médio ($D_{\text{médio}}$) estimados para as espécies cuja distribuição das abundâncias mostraram evidências significativas de agregação pelo teste do Qui-quadrado (χ^2).

Espécies	χ^2 calculado	p	$D_{\text{médio}}$
<i>Capitella</i> spp	296,5	<0,05	6,178
Ceratopogonidae	138,5	<0,05	2,885
<i>Exogone</i> sp	135,3	<0,05	2,821
<i>Laeonereis acuta</i>	1873,7	<0,05	39,037
<i>Sigambra grubii</i>	229,9	<0,05	4,791
<i>Sphaerosyllis</i> sp	436,7	<0,05	9,099
<i>Streblospio benedicti</i>	1257,4	<0,05	26,198
Tubificidae spp	8880,7	<0,05	185,015

De acordo como o sugerido por Clarke & Warwick (1994), ainda foi aplicada transformação adicional pelo $\text{Log}(x+1)$ aos dados de abundância ajustados pela dispersão ponderada em função do valor obtido pelo cálculo do coeficiente angular ($b=0,9084$) da equação da regressão linear entre os logaritmos dos desvios-padrão e das médias de cada amostra.

A partir dos dados de abundância ajustados pela dispersão ponderada, foi construída uma matriz de similaridades usando o Índice de Bray-Curtis. O cálculo do índice seguiu o procedimento especialmente proposto por Clarke *et al.* (2006b) para o tratamento de amostras de comunidades bênticas depauperadas ou defaunadas devido a situações extremas de impacto severo ou em situações de “ponto de partida” (“starting point”) para estudos de colonização. Este coeficiente zero-ajustado adiciona uma variável falsa (espécie “dummy”) no valor de 1 para todas as amostras da matriz das abundâncias, para corrigir o comportamento errático ou indefinido do índice de Bray-Curtis diante das seguintes situações, respectivamente: a) a similaridade calculada entre duas amostras com um único indivíduo pode variar de 0 a 100%; b) a similaridade entre duas amostras com nenhum indivíduo não pode ser calculada (Clarke *et al.*, 2006b).

Todas as análises multivariadas, exceto a Análise Linear de Regressão Múltipla, foram realizadas a partir dos dados bióticos submetidos ao tratamento descrito acima.

- Aplicação da Análise Multivariada

As diferenças espaciais (ao longo dos estratos) e temporais (ao longo dos dias) entre as comunidades das áreas Controle e Defaunada foram examinadas usando a

Ordenação MDS (Escalonamento Multi-dimensional) (Clarke & Ainsworth, 1993). Para verificar se a configuração bidimensional do MDS foi aceitável utilizou-se a medida do "estresse", que varia numa escala crescente de distorção de 0 a 1 (Clarke & Warwick, 1994).

Para avaliar se as mudanças da comunidade bêntica nas áreas Controle e Defaunada mostradas no MDS seguiram trajetórias (padrões) similares, foram realizadas correlações de Spearman (rotina RELATE) entre as matrizes de similaridades das amostras (dias) de cada área (Clarke & Gorley, 2006). Foram feitas correlações entre as trajetórias temporais das áreas Defaunada e Controle para a comunidade como um todo e para cada estrato de coleta. Este procedimento possibilitou verificar mudanças de direção na estrutura da comunidade ao longo do tempo, onde correlações significativas indicam tendências temporais similares entre as áreas Defaunada e Controle (Bolam *et al.* 2006).

A significância das diferenças entre as estruturas multivariadas das áreas Defaunada e Controle ao longo do tempo foi testada através da Análise de Similaridades (ANOSIM 2-way crossed) (Clarke, 1993), onde o Fator Experimento (Fator A, com 2 níveis: Defaunado e Controle) foi testado através dos níveis do Fator Dia (Fator B, com 8 níveis: dias 0, 1, 3, 5, 18, 35, 53 e 153). Aplicou-se ANOSIM 1-way para testar a significância das diferenças entre os níveis do Fator Experimento considerando as amostragens estratificada e composta, sucessivamente, para cada dia de coleta.

A partir das inferências extraídas da ANOSIM, foram examinadas as relações entre os padrões bióticos multivariados das áreas Defaunada e Controle e as variáveis ambientais (normalizadas) através do procedimento BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993). Esse método define a variável ou conjunto delas que melhor explica a estrutura biótica (Somerfield *et al.* 1995) através de Correlações de Spearman entre as matrizes de similaridade derivadas de dados bióticos e abióticos, respectivamente (Clarke & Ainsworth, 1993). Previamente ao BIO-ENV, utilizou-se a rotina DRAFTSMAN PLOT para obter o Coeficiente de Correlação de Pearson entre todas as variáveis, visando determinar eventuais colinearidades ($r > 0,95$) e conseqüente exclusão (Clarke & Warwick, 1994).

Foi aplicada a análise SIMPER (Percentual das Similaridades) (Clarke, 1993) para determinar quais espécies foram mais importantes em termos de contribuição (%) para a dissimilaridade média ($\delta_{média}$) de Bray-Curtis entre áreas Defaunada e Controle, ao longo dos dias e estratos.

As relações entre as espécies (variáveis dependentes) e as variáveis ambientais (independentes) foram investigadas através de Regressão Linear Múltipla (Stepwise). Para esta análise, foram escolhidas as espécies mais abundantes (>1% na área Controle) em cada área experimental. Os modelos foram calculados com todas as variáveis independentes não-transformadas e transformadas pelo $\text{Log}(x+1)$ e x^2 . As variáveis independentes e os respectivos modelos foram selecionados aceitando-se um nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

4.1 Parâmetros Climatológicos

A temperatura do ar oscilou durante o período de estudo com valores mínimos e máximos de 22,9°C (18 de julho de 2005) e 28,4°C (06 de abril de 2005), respectivamente. Dentro do perfil geral de queda das temperaturas observado entre março e junho, verificou-se uma tendência de redução mais evidente nos valores a partir do Dia 18 (Figura 3). Essa redução nas temperaturas coincidiu com um forte aumento nas precipitações pluviométricas a partir do Dia 35, cujos totais mensais passaram de 168,5mm em abril para 507,1mm em maio de 2005 (Figura 3).

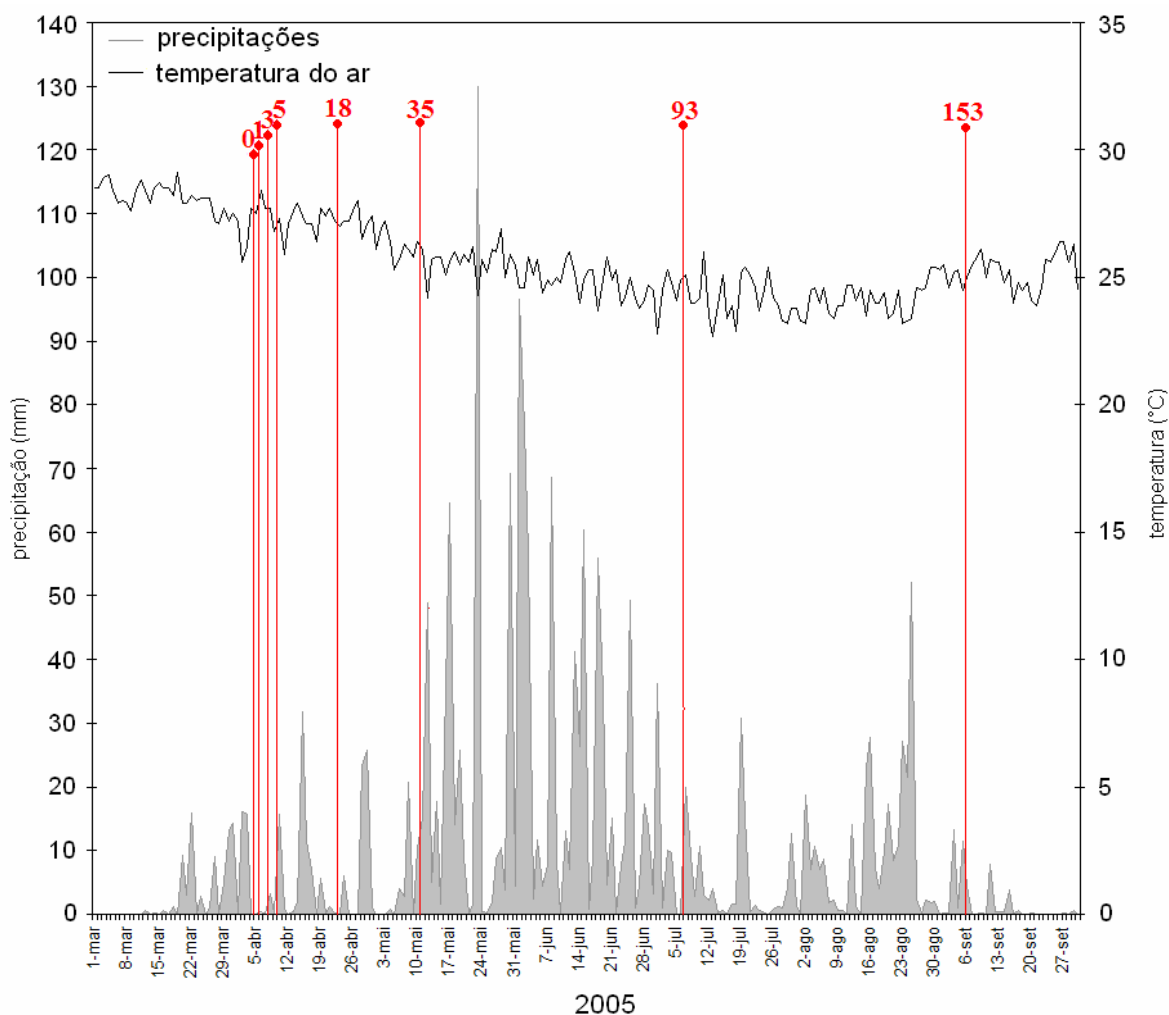


Figura 3. Valores diários de temperatura do ar e precipitação pluviométrica entre o período de 01 de março a 30 de setembro de 2005, obtidos na Estação Recife (fonte: INMET). As linhas em vermelho destacam os dias de amostragem (Dias 0 a 153).

As precipitações totais mensais apresentaram uma grande amplitude, com máxima e mínima de 709,0 e 45,3mm, nos meses de julho e setembro de 2005, respectivamente. Considerando a tendência de intensificação nas precipitações ao longo do estudo (Figura 3), foram observados cinco momentos distintos: 1°) Dezoito dias anteriores ao início do experimento (Dia 0): precipitações totais de 119,5mm; 2°) Entre os Dias 0 e 18: um volume acumulado de 80mm, correspondente à cerca de 67% do período anterior; 3°) entre os Dias 18 e 35: aumento de 19% (95mm) em relação ao segundo período, 4°) pico das chuvas entre os Dias 35 e 93: acréscimo de 426% (1254,2mm em 58 dias) em relação a soma dos períodos anteriores (295mm em 54 dias); 5°) declínio entre os Dias 93 e 153: queda de 65% (442,6mm em 60 dias) em relação ao período anterior (Figura 3).

4.2 Parâmetros do sedimento

4.2.1 Salinidade

Ao longo do período de estudo a salinidade intersticial do sedimento superficial (0-2cm) foi sempre superior à do fundo (2-5cm), com médias variando de 28,0 a 41UPS e de 25,5 a 39,5UPS, respectivamente. Nos primeiros 18 dias do experimento, a salinidade apresentou pequenas variações tanto no sedimento superficial como no profundo. A partir do Dia 18, foi observada uma queda, atingindo seus menores valores no Dia 93 em ambas as profundidades (Figura 4).

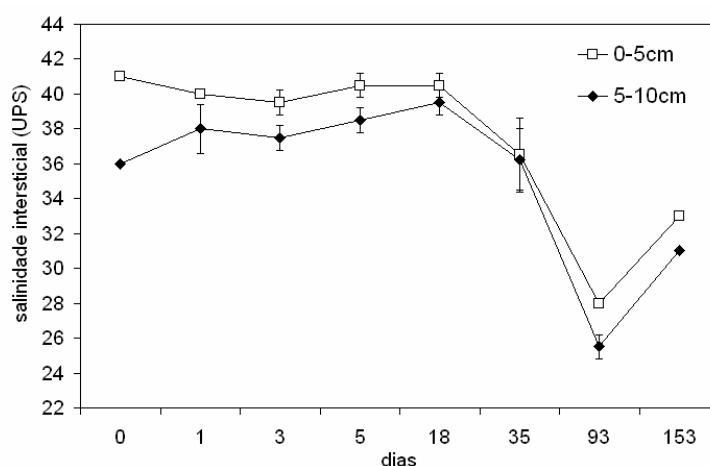


Figura 4. Variação da salinidade da água intersticial nos sedimentos superficial (0-5cm) e profundo (5-10cm), durante o período de estudo. As barras de erro indicam o desvio padrão.

4.2.2 Potencial de Oxi-redução

Ao longo do estudo o potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento foi sempre negativo, com valores médios do Eh (0-20cm) abaixo de -200mV nas duas áreas experimentais (Defaunada e Controle) (Figura 5). De maneira geral, os valores de Eh foram mais baixos nos sedimentos defaunados (-279,25 a -358,12mV) quando comparados aos da área Controle (-213,62 a -334,12mV).

Os resultados da ANOVA mostraram que a interação dos fatores Experimento, Dia, e Profundidade influenciou significativamente ($F_{(21,192)}=2,5016$; $p<0,0005$) as variações de Eh. Entretanto, apenas foram observadas diferenças significativas entre as áreas experimentais nos três primeiros dias de experimento (Tukey, $p<0,001$), com os sedimentos defaunados atingindo as condições semelhantes à área Controle logo no Dia 5 (Figura 5).

Considerando os valores de Eh nos diferentes estratos de coleta, os sedimentos defaunados novamente mostraram-se significativamente diferentes dos da área Controle, entre os Dias 0-3 (Tukey, $p<0,001$) (Figura 6). Entretanto, esse padrão só não foi observado no estrato superficial (0-2cm) que mostrou valores muito próximos aos da área Controle (Figura 6). Os valores de Eh registrados na área Controle variaram entre -146mV (Dia 0: 0-2cm) e -378mV (Dia 5: 2-5cm) e na área Defaunada entre -170mV (Dia 0: 0-2cm) e -365mV (Dia 3: 5-10cm) (Figura 6).

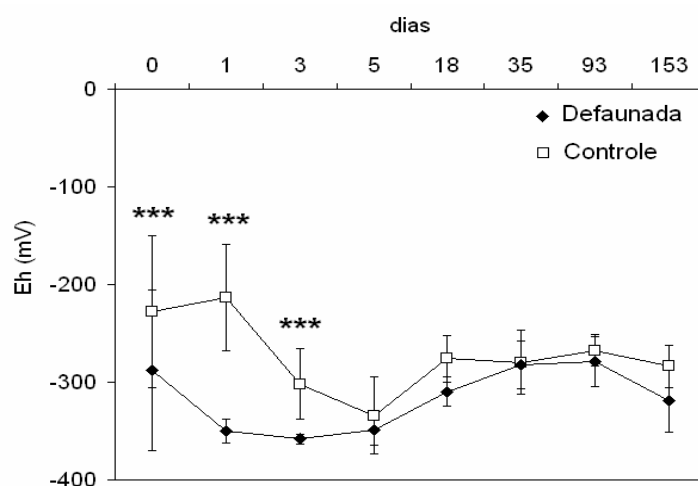


Figura 5. Variação temporal dos valores médios (médias dos estratos: 0-2cm, 2-5cm, 5-10cm e 10-20cm) do potencial de oxi-redução (Eh) no sedimento das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

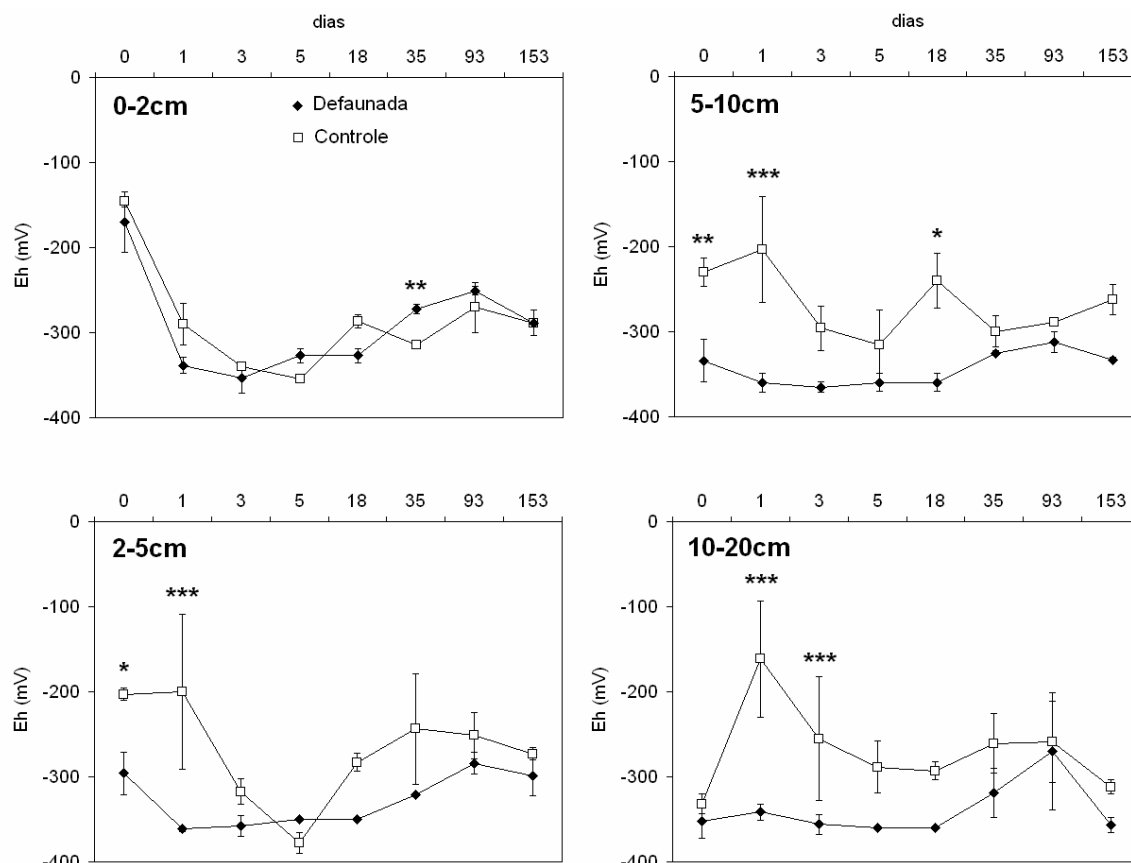


Figura 6. Variação temporal do potencial de oxi-redução (Eh) ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão ($n=4$; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

4.2.3 Clorofila-a e Feopigmentos

Ao longo do período de estudo, as concentrações de clorofila-a foram significativamente diferentes entre áreas experimentais (ANOVA 3-Way, $F_{(1,96)}=39,187$; $p<0,0000$). Embora não tenham sido detectadas diferenças entre Dias ($p=0,321$), foram verificadas interações significativas entre Dia e Experimento ($F_{(7,96)}=4,063$; $p=0,0006$) para as concentrações de clorofila-a. As diferenças temporais entre as áreas experimentais só foram importantes nos Dias 0 (Tukey, $p<0,01$), 3 ($p<0,01$) e 5 ($p<0,05$). Nesses três dias, os valores na área Defaunada foram 71%, 36% e 61% mais baixas do que na área Controle, respectivamente (Figura 7).

Os valores de clorofila-a também se mostraram influenciados pela profundidade (ANOVA, 3-Way; $F_{(1,96)}=186,465$; $p<0,0000$). As diferenças de clorofila-a entre superfície (0-2cm) e fundo (2-5cm) foram de 64,5% e 59,25% nas áreas Controle e Defaunada, respectivamente (Figura 8). Apenas foram encontrados diferenças significativas entre áreas Defaunada e Controle na superfície do sedimento (0-2cm). Nesta porção, a área Controle apresentou valores mais elevados ($6,74 - 34,24 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$) do que a área

Defaunada ($3,55 - 21,64 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$). Entretanto, apenas nos Dias 0 e 3 essas diferenças foram significativas (Tukey, $p < 0,01$). No estrato 2-5cm, os valores variaram entre $2,01 - 8,52 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (área Controle) e $1,42 - 8,28 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ (área Defaunada), mas sem diferenças significativas (Tukey, $p > 0,05$) (Figura 8).

De forma similar à clorofila-a, as concentrações de feopigmentos foram sempre menores na área Defaunada, com diferenças detectadas apenas entre as áreas experimentais (ANOVA 3-Way; $F_{(1,96)} = 15,106$; $p < 0,001$). Não foram observados efeitos de interação entre os Dias, Experimento e Profundidade sobre as variações das concentrações de feopigmentos (ANOVA 3-Way, $p > 0,05$).

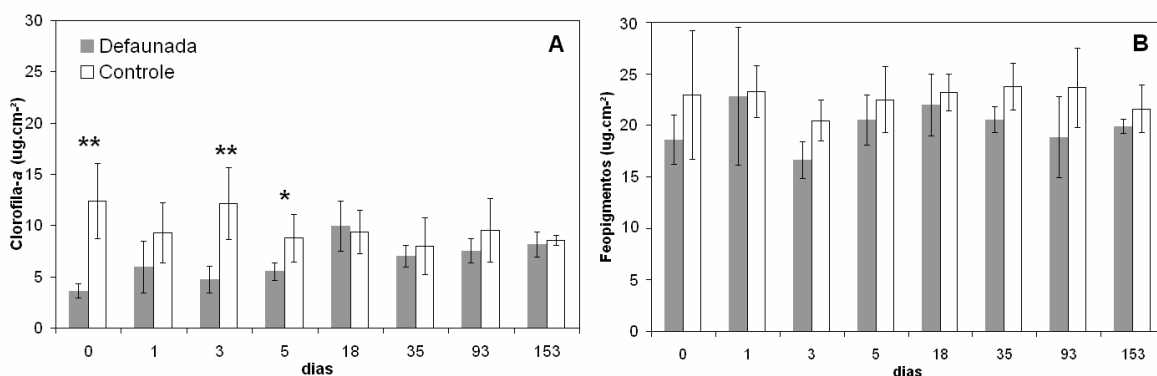


Figura 7. Variação temporal das concentrações médias (0-5cm) de clorofila-a (A) e feopigmentos (B) nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão ($n=4$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

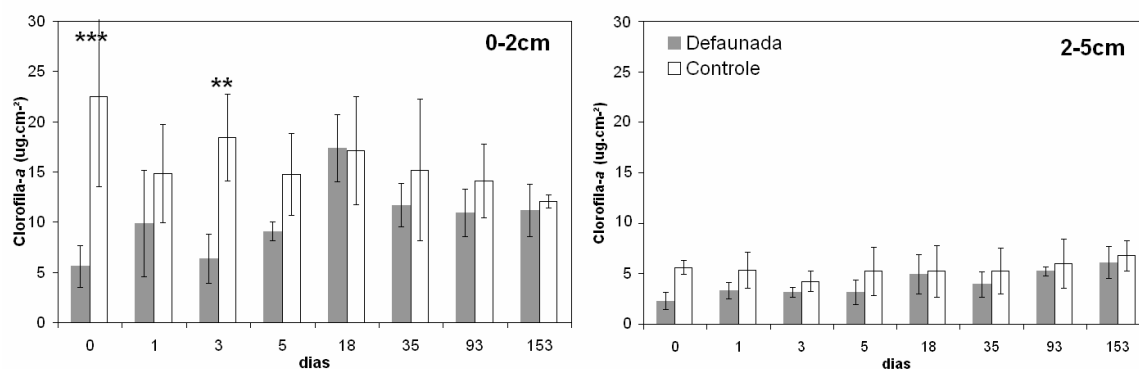


Figura 8. Variação temporal das concentrações de clorofila-a ao longo do perfil vertical nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão ($n = 4$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

4.2.4 Matéria Orgânica

Durante o período de amostragem, as duas áreas experimentais (Defaunada e Controle) não diferiram quanto ao percentual de matéria orgânica no sedimento (ANOVA 3-way, $p > 0,05$). Também não foram observadas interações entre os Dias, Experimento e Profundidade relacionadas às variações das concentrações de matéria orgânica dos sedimentos (ANOVA 3-Way, $p > 0,05$) (Figura 9). Os percentuais médios variaram entre 4,75 e 5,77% na área Controle e 4,39 e 5,60% na área Defaunada (Figura 9).

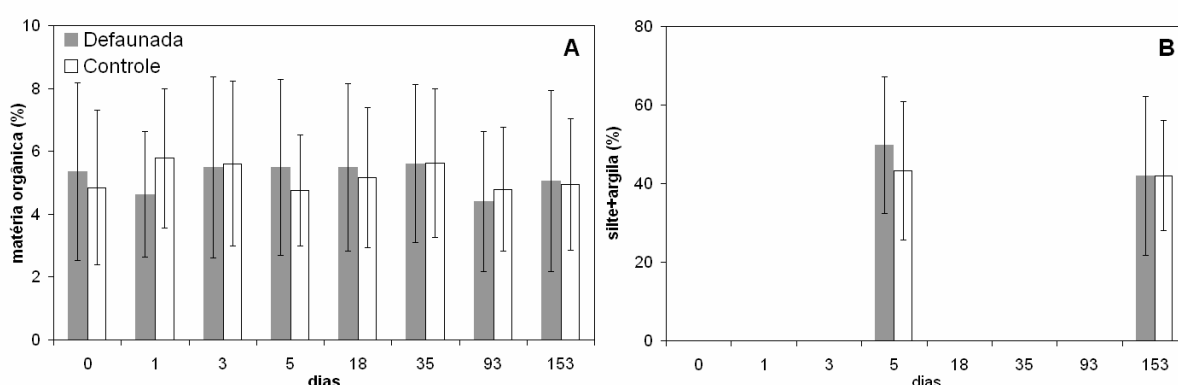


Figura 9. Variação temporal das concentrações de matéria orgânica (A) e dos percentuais de silte+argila (B) e nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão ($n = 4$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

4.2.5 Silte-Argila

Os sedimentos das áreas Defaunada e Controle não diferiram quanto aos percentuais de silte+argila (ANOVA 3-Way, $p > 0,05$) (Figura 9). Esses percentuais variaram entre 43,34% e 42,02%, na área Controle (Dias 5 e 153, respectivamente) e, 49,70% e 41,98%, na área Defaunada (Dias 5 e 153, respectivamente). Não foram observadas interações entre os Dias, Experimento e Profundidade para o percentual de silte+argila (ANOVA 3-Way, $p > 0,05$).

4.3 Macrofauna

4.3.1 Composição de táxons da macrofauna

Imediatamente após a remoção da cobertura, a superfície do sedimento indicava condições anóxicas devido à coloração preto-acinzentada (Anexo III, D2 e D3).

Entretanto, foram coletados raros indivíduos vivos da macrofauna no Dia 0, sendo 1 *Laeonereis acuta* (Polychaeta) encontrado entre 5-10cm e 5 Tubificidae spp (Oligochaeta) coletados entre 0-5cm, representando cerca de 1% e 0,1% das suas abundâncias totais na área Controle (Dia 0), respectivamente. Nos dias 0 e 1 também foram observadas grandes quantidades de ostrácodes nas amostras da área Defaunada entretanto, não foram considerados neste trabalho. Apesar da cobertura plástica também impedir a entrada no sentido horizontal até 20cm, a penetração esporádica de alguns organismos não é descartada. Desta forma, o ambiente foi considerado defaunado, ainda que os indivíduos coletados no Dia 0 tenham sido considerados nas análises.

Foram analisadas 512 amostras de macroinvertebrados, das quais foram identificados 24 táxons (3.107 indivíduos e 17 táxons na Área Defaunada e 15.500 indivíduos e 22 táxons na Área Controle), distribuídos em 7 Filos, a maioria encontrada nas duas áreas. Sete espécies foram coletadas exclusivamente na área Controle e apenas duas na área Defaunada (Tabela 2).

Dentre os táxons identificados, os mais representativos em termos de abundância total foram os Polychaeta *Capitella* spp, *Laeonereis acuta*, *Sigambra grubii*, *Sphaerosyllis* sp e *Streblospio benedicti*, e Oligochaeta Tubificidae spp.

Durante todo o experimento foram observados casulos de oligoquetos. Na área Defaunada estes casulos foram registrados entre os Dias 1 e 93 do experimento, enquanto na área Controle os casulos ocorreram entre os Dias 0 e 93. Entretanto, no Dia 153, nenhum casulo foi registrado. A presença de casulos mostrou-se fortemente influenciada pela sazonalidade, com maior número ocorrendo entre os Dias 1 e 5 (área Controle) e 1 e 18 (área defaunada), período anterior ao aumento das chuvas. Na área Controle os casulos dominaram nos estratos 2-5cm (51 casulos) e 5-10 cm (40 casulos), representando 46% e 36% do total, respectivamente. Na área Defaunada, predominaram no estrato 2-5cm (58 casulos) e apenas um registro na profundidade 5-10cm.

Tabela 2. Lista dos filos e respectivos táxons inferiores registrados nas áreas Defaunada e Controle ao longo do estudo.

Filo	Espécie/Táxon	Área Defaunada	Área Controle
Arthropoda	Acarina		x
Crustacea	Gammaridae sp		x
	<i>Cyrtoplax spinidentata</i>	x	
Mollusca	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	x	x
	Gastropoda (jovem)	x	
	<i>Lucina pectinata</i>		x
	<i>Tellina</i> sp	x	x
Insecta	Ceratopogonidae: (larva+pupa)	x	x
	Tipulidae (larva)		x
Cnidaria	<i>Cerianthus</i> sp	x	x
Nemertea	Nemertea sp	x	x
Annelida	<i>Boccardia</i> sp		x
	Eunicidae sp	x	x
	<i>Exogone</i> sp	x	x
	<i>Isolda pulchella</i>	x	x
	<i>Laeonereis acuta</i>	x	x
	<i>Polydora</i> sp		x
	<i>Sigambra grubii</i>	x	x
	<i>Sphaerosyllis</i> sp	x	x
	<i>Streblospio benedicti</i>	x	x
	Tubificidae spp	x	x
	<i>Typosyllis</i> sp		x
	<i>Capitella</i> spp	x	x
	<i>Heteromastus</i> sp	x	x

4.3.2 Atributos Univariados da Comunidade da Macrofauna

Os valores de diversidade, abundância, riqueza e distinção taxonômica variaram em função dos Dias, Experimentos e Profundidades (ANOVA 3-Way, $p < 0,0001$). Entretanto, foi verificado um efeito significativo de Dia x Experimento para a abundância ($p < 0,000$), riqueza ($p < 0,000$) e distinção taxonômica ($p < 0,0000$) (Tabela 3).

A maioria dos atributos univariados da macrofauna apontou para uma rápida recuperação da área Defaunada, indicando que o equilíbrio entre as áreas variou entre apenas 18 dias (distinção taxonômica) e 93 dias (Abundância) (Figura 10). A equitatividade foi menor na área Defaunada apenas nos Dias 0, e logo no 1º dia até o 35º dia os valores superaram os da área Controle, entretanto, apenas diferiram de maneira significativa no terceiro dia do experimento (Tukey, $p < 0,05$) (Figura 10). Apesar do índice de Shannon-Wiener não mostrar diferenças quanto à diversidade, em termos de distinção taxonômica essas diferenças só desapareceram no 18º dia, quando não foram mais verificadas diferenças na entre as áreas Defaunada e Controle, sugerindo o mesmo grau de complexidade entre áreas. Portanto, a recuperação mais lenta se deu em termos de riqueza (após 35 dias, Tukey, $p > 0,05$) e abundância (após 93 dias, Tukey, $p > 0,05$) (Figura 10).

Quando comparadas as áreas Controle e Defaunada, as maiores médias de abundância (941 e 309,5 indivíduos), riqueza (9,25 e 7 táxons) e distinção taxonômica (79,0 e 76,6) foram obtidos respectivamente no início (Dia 0) e fim (Dia 153) do experimento. A exceção se deu para a equitatividade para a qual os maiores valores médios obtidos foram 0,55 (Dia 93) e 0,91 (Dia 3) nas áreas Controle e Defaunada, respectivamente (Figura 10). A diversidade seguiu o mesmo padrão da equitatividade, com valores máximos de 0,85 (Dia 93) e 0,92 (Dia 3).

Os padrões de variação temporal da abundância e riqueza na área Defaunada foram similares, mostrando um aumento gradual do Dia 0 até o Dia 18. Entretanto, na área Controle esses índices tenderam a cair ao longo do tempo e apenas mostraram uma elevação ao final do experimento (Figura 10). No Dia 35 observou-se uma queda acentuada nas médias desses atributos da macrofauna da área Defaunada seguida de uma retomada do crescimento até o final do experimento (Dia 153). A macrofauna da área Controle seguiu o mesmo padrão (Figura 10). A diversidade e a equitatividade não mostraram um padrão temporal definido, com uma rápido crescimento desses atributos até o 5º dia do experimento, seguido por uma estabilização a partir do Dia 18.

As variações na riqueza e abundância foram influenciadas pela interação dos fatores Dia x Experimento (ANOVA 3-Way, $p < 0,000$), Dia x Profundidade (ANOVA 3-Way, $p < 0,004$, apenas para abundância), Experimento x Profundidade ($p < 0,031$, apenas para abundância) e Dia x Experimento x Profundidade ($p < 0,005$) As variações do Δ^* foram influenciadas pelas interações dos fatores Dia x Experimento (ANOVA 3-Way, $p < 0,000$) e Experimento x Profundidade ($p < 0,0033$) (Tabela 3).

Quando avaliadas as variações ao longo das profundidades, a riqueza só foi significativamente diferente entre áreas experimentais no estrato 0-2cm (Dias 0, 1 e 3) (Tukey, $p < 0,05$) (Tabela 4), já que as diferenças entre áreas Defaunada e controle diminuíram com o aumento da profundidade. Neste período, os maiores valores de riqueza na área defaunada foram de 5 espécies (0-2cm) e o menor zero (10-20cm). Já para o índice de Distinção taxonômica, as diferenças no Dia 0 ocorreram em quase todos os estratos, com exceção do estrato mais profundo (10-20cm). Entretanto, no estrato de 5-10cm, as diferenças entre as áreas Defaunada e controle de mantiveram até o quinto dia do experimento.

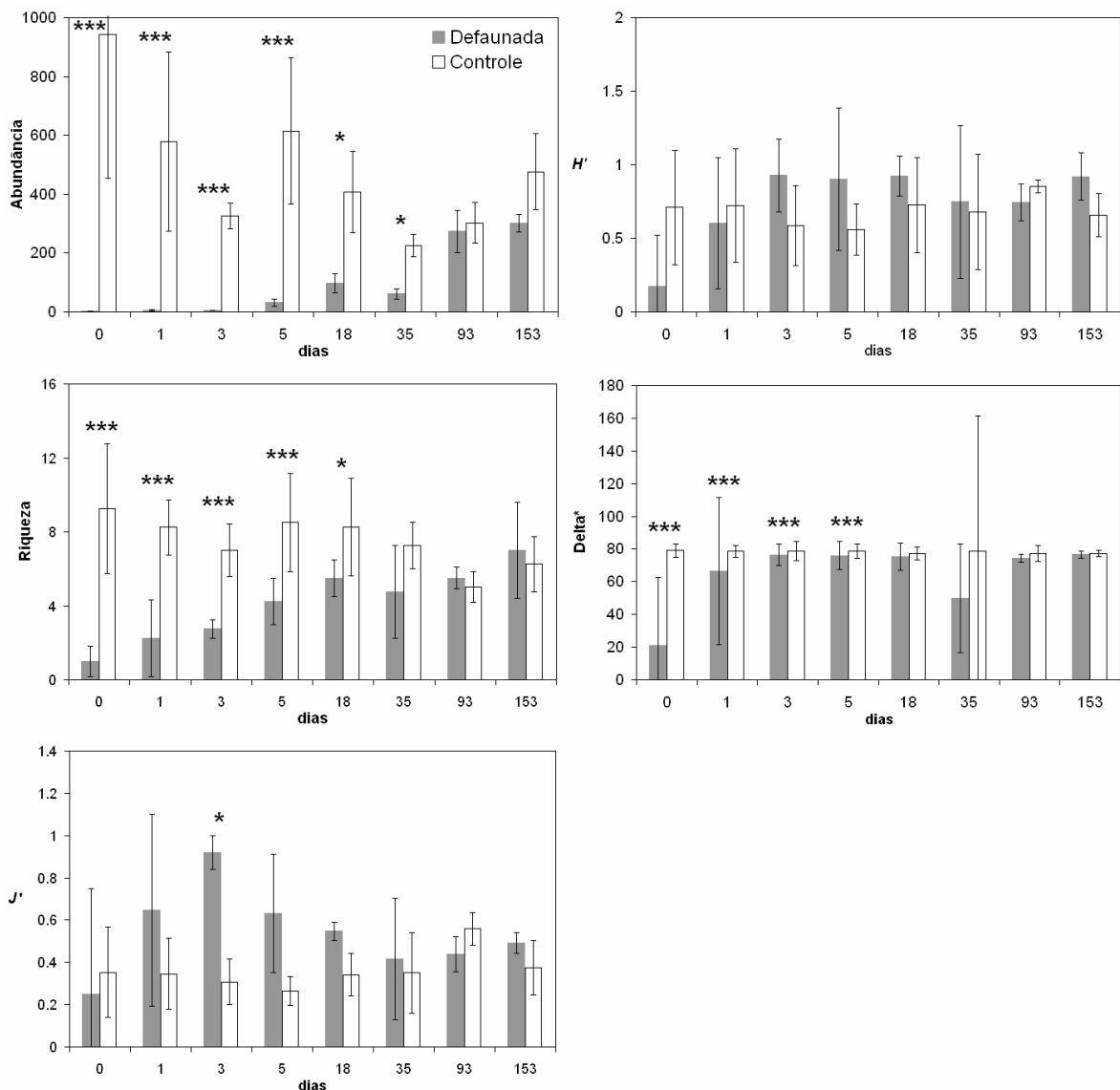


Figura 10. Variação dos atributos univariados da comunidade ao longo do processo de recolonização da macrofauna nas áreas Defaunada e Controle. As barras de erro indicam o desvio padrão (n=4; Tukey, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Tabela 3. Resultados da Análise de Variância (3-Way ANOVA com interação) para o efeitos dos fatores Experimento (Exp.: Defaunado e Controle), Profundidade (Prof) e Dias de amostragem (Dia) sobre os atributos de abundância (em Log(x+1)), riqueza (S) e Diversidade de Shannon (H') e Índice de Distinção Taxonômica (em Log(x+1)) (Δ^*) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,0001$).

Atributo	Fontes de variação	Graus de liberdade (gl)	F	Nível de significância (p)
Abundância	Dia	7	11,0713	0,000***
	Experimento (Exp)	1	380,8294	0,000***
	Profundidade (Prof)	3	84,1231	0,000***
	Dia x Exp.	7	16,2601	0,000***
	Dia x Prof.	21	2,1012	0,004**
	Exp x Prof.	3	2,0097	0,031*
	Dia x Exp x Prof	21	2,0722	0,005**
S	Dia	7	4,3637	0,000***
	Experimento (Exp)	1	142,9692	0,000***
	Profundidade (Prof)	3	57,8962	0,000***
	Dia x Exp.	7	9,9480	0,000***
	Dia x Prof.	21	0,7516	ns
	Exp x Prof.	3	2,1053	ns
	Dia x Exp x Prof	21	2,2563	0,002 **
H'	Dia	7	4,8480	0,000***
	Experimento (Exp)	1	29,5119	0,000***
	Profundidade (Prof)	3	6,3153	0,000***
	Dia x Exp.	7	1,4760	ns
	Dia x Prof.	21	1,5264	ns
	Exp x Prof.	3	2,4398	ns
	Dia x Exp x Prof	21	1,5332	ns
Δ^*	Dia	7	7,5742	0,000***
	Experimento (Exp)	1	122,4885	0,000***
	Profundidade (Prof)	3	19,4398	0,000***
	Dia x Exp.	7	6,8677	0,000***
	Dia x Prof.	21	1,1049	ns
	Exp x Prof.	3	4,7254	0,003 **
	Dia x Exp x Prof	21	1,8342	0,017 *

Tabela 4. Resultados do Teste de Tukey para as diferenças de abundância, riqueza (S) e Índice de Distinção Taxonômica (Δ^*) da macrofauna entre os ambientes Defaunado (D) e Controle (C) ao longo dos dias e profundidades de amostragem (* $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,0001$).

Fontes de Variação	Dia	Profundidade			
		0-2cm	2-5cm	5-10cm	10-20cm
Abundância (D x C)	0	0,0000***	0,0000***	0,0000***	0,0333*
	1	0,0000***	0,0000***	0,0000***	ns
	3	0,0000***	0,0000***	0,0006**	ns
	5	ns	0,0000***	0,0018**	ns
	18	ns	ns	ns	ns
	35	ns	ns	0,0057**	ns
	93	ns	ns	ns	ns
	153	ns	ns	ns	ns
S (D x C)	0	0,0000***	ns	ns	ns
	1	0,0000***	ns	ns	ns
	3	0,0197*	ns	ns	ns
	5	ns	ns	ns	ns
	18	ns	ns	ns	ns
	35	ns	ns	ns	ns
	93	ns	ns	ns	ns
	153	ns	ns	ns	ns
Δ^* (D x C)	0	0,0077**	0,0086**	0,0075**	ns
	1	ns	ns	0,0086**	ns
	3	ns	ns	0,0049**	ns
	5	ns	ns	0,0108*	ns
	18	ns	ns	ns	ns
	35	ns	ns	ns	ns
	93	ns	ns	ns	ns
	153	ns	ns	ns	ns

Já para as abundâncias foram detectadas diferenças entre áreas experimentais em todos os estratos no Dia 0 (Tukey, $p<0,05$). Entretanto, as diferenças nas abundâncias persistiram até o Dia 5 nos estratos 2-5cm ($p<0,0000$) e 5-10cm ($p<0,01$) (Tabela 4). Na área defaunada, a abundância média variou entre zero, no estrato mais profundo (Dia 0) e 176,5 indivíduos no estrato 0-2cm (Dia 153), respectivamente. Na área controle, as maiores abundâncias foram registradas no estrato 0-2cm (261,25 indivíduos) e as menores no estrato 10-20cm (5,5 indivíduos).

A equitatividade (J') foi significativamente diferente entre as áreas Defaunada e Controle ao longo do tempo (ANOVA 3-Way, $p<0,000$) e experimentos (ANOVA 3-Way, $p<0,000$), mas o efeito do aumento da profundidade não influenciou este índice de modo que macrofauna não mostrou diferenças de equitatividade entre os estratos (Tukey, $p>0,05$).

As variações do índice de distinção taxonômica foram afetadas significativamente pelos efeitos Dia x Experimento (ANOVA 3-Way, $p < 0,0000$), Experimento x Profundidade ($p < 0,0033$) e Dia x Experimento x Profundidade ($p < 0,0177$).

4.3.3 Recolonização

As primeiras espécies colonizaram a área Defaunada através dos estratos superiores (0-2 e 2-5cm). Entretanto, quando as profundidades foram analisadas separadamente, o incremento nas abundâncias ocorreu de forma distinta, sendo mais rápida no estrato 0-2cm (Dia 5, 84% maior que no Dia 3), e somente após 18 dias no estrato 5-10cm (81% maior que no Dia 5) e 35 dias (77% superior ao Dia 18) no estrato mais profundo. No estrato 2-5cm, o forte incremento somente foi registrado após 93 dias (83%) do início do experimento, entretanto, o Teste *a posteriori* de Tukey não revelou diferenças significativas neste estrato a partir do 18º dia (Tabela 4; Figuras 11 e 12).

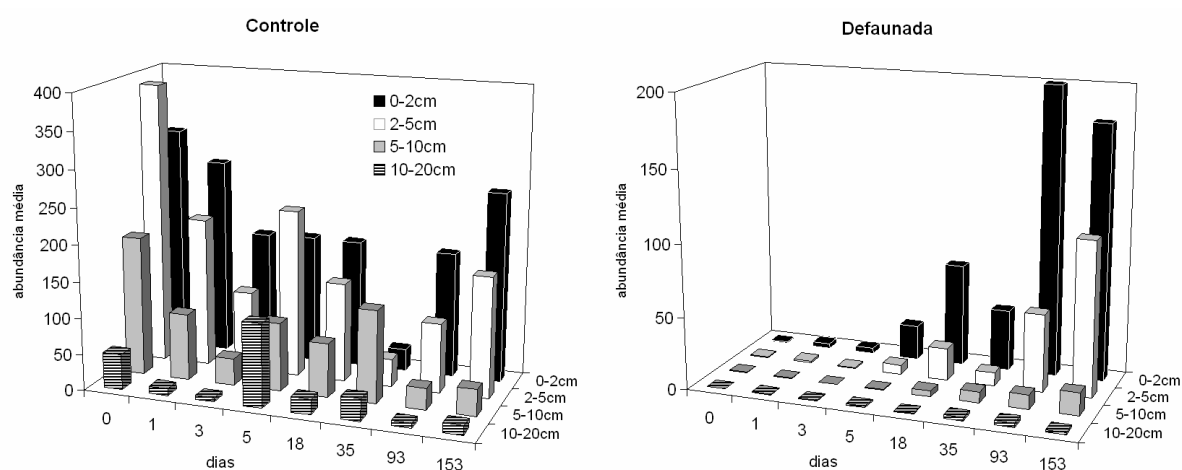


Figura 11. Variação temporal das abundâncias médias da macrofauna ao longo do perfil vertical nas áreas Controle e Defaunada.

A variabilidade temporal das espécies mais abundantes nas áreas Defaunada e Controle é mostrada na Figura 12. Entretanto, a alta variabilidade entre réplicas dificultou a observação e entendimento de padrões especialmente para *Streblospio benedicti*. Cabe destacar que apesar da presença de Tubificidae spp e *Laeonereis acuta* no Dia 0, esses táxons não foram consideradas como pioneiros na colonização, pois estavam vivos no momento da retirada da cobertura. As espécies de poliquetos *Sphaerosyllis* sp, *Streblospio benedicti* e *Sigambra grubii* foram as primeiras colonizadoras da área defaunada, após 1, 3 e 5 dias, respectivamente. Entretanto, suas abundâncias estavam

bem abaixo daquelas encontradas na área Controle. O gênero *Capitella* spp apareceu apenas após 18 dias, restrita ao estrato superior.

Abundâncias similares às da área Controle somente foram alcançadas após 18 dias por *Laeonereis acuta* e 35 dias por *Capitella* spp, *Sphaerosyllis* sp e *Streblospio benedicti* e, só após 153 dias por *Sigambra grubii* e Tubificidae spp. A profundidade de recolonização variou entre espécies, com uma observada preferência pelo estrato 0-2cm e, apenas as espécies *Sphaerosyllis* sp e *Sigambra grubii* preferiram o estrato 2-5cm. Após 153 dias, a recolonização na área defaunada havia ocorrido em todas as profundidades, com um predomínio nos estratos superiores (0-2 e 2-5cm) (Figura 12).

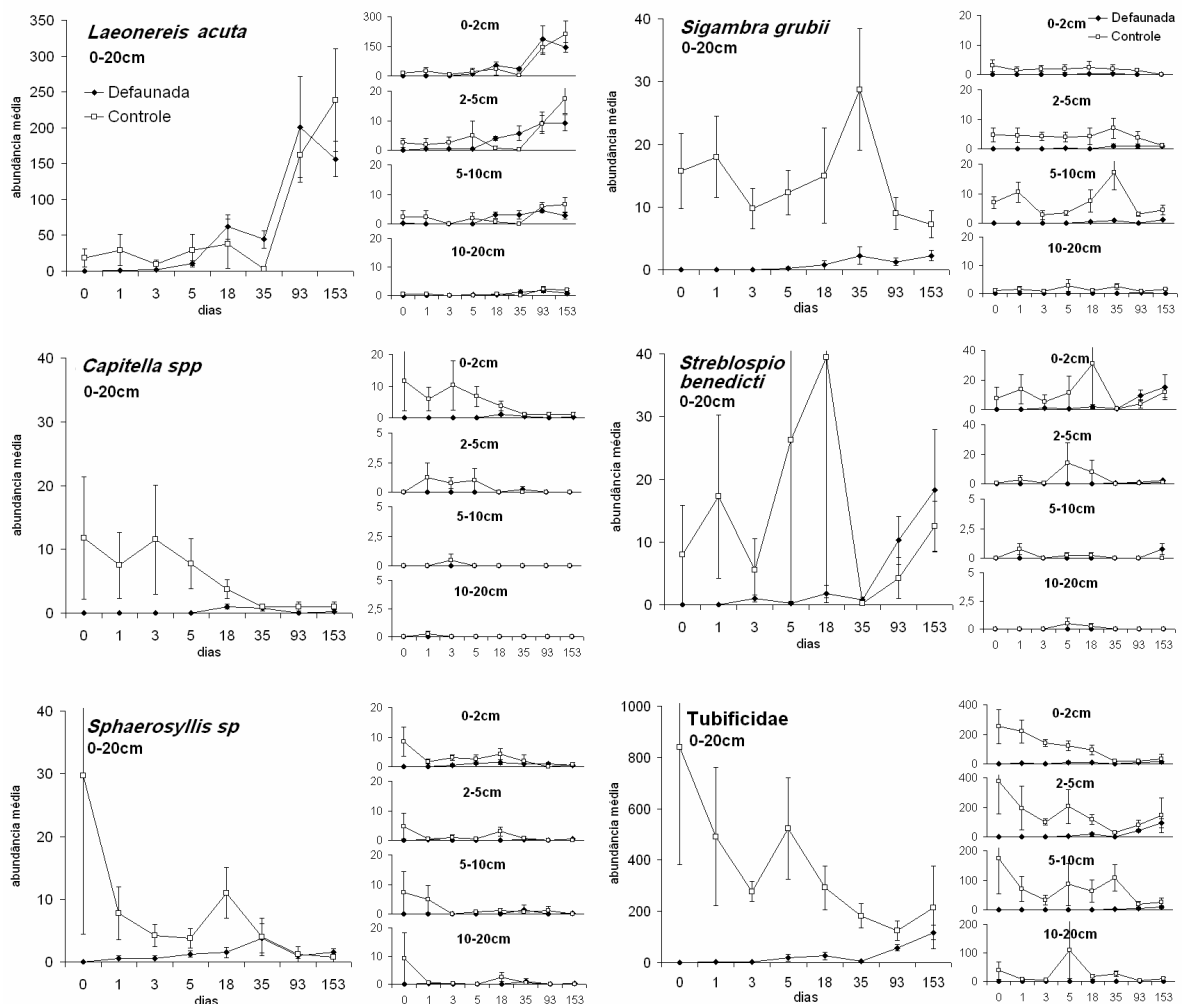


Figura 12. Variação temporal das abundâncias das espécies mais representativas nas áreas Defaunada e Controle, considerando os valores totais de indivíduos por amostra e para cada estrato de amostragem. As barras de erro representam os intervalos de confiança das médias para um nível de significância de 5% (n=4).

Ainda considerando as espécies dominantes, foi verificada uma queda nas abundâncias na área Controle no 35º dia de amostragem, exceto para a espécie *Sigambra grubii* cujas abundâncias aumentaram de 15 (Dia 18), para 28 indivíduos (Dia 35). Na área Defaunada também ocorreu uma redução nas abundâncias no Dia 35, exceto para *Sigambra grubii* (0,75 no Dia 18, para 2,25 no Dia 35) e *Sphaerosyllis* sp (1,5 para 3,75 indivíduos) (Figura 12). Esta queda nas abundâncias coincidiu com o forte aumento nas precipitações pluviométricas (Figura 3).

Na área defaunada, as espécies apresentaram uma distribuição vertical bem marcada. *Streblospio benedicti* e *Laeonereis acuta* mostraram uma clara preferência pelos estratos mais superiores (mais de 80% dos indivíduos) com baixos valores de abundância relativa (< 20%) nos estratos mais profundos (Figuras 12 e 13). *Capitella* spp ocorreu quase que exclusivamente no estrato 0-2 (mais de 80% dos indivíduos) já que foi registrada apenas uma única vez na profundidade de 2-5cm e com abundância relativa inferior a 20% (Figuras 12 e 13). As espécies *Sigambra grubii*, *Sphaerosyllis* sp e Tubificidae spp se distribuíram ao longo de todas as profundidades, com uma dominância de *Sphaerosyllis* sp no estrato 0-2cm (mais de 50%) e de Tubificidae spp no estrato 2-5cm (mais de 60% dos indivíduos). Apenas *Sigambra grubii* apresentou uma distribuição inversa, preferindo os estratos intermediários (2-5 e 5-10cm), totalizando mais de 80% dos indivíduos, e sendo registrado apenas duas vezes na profundidade de 0-2cm (Figuras 12 e 13).

De um total de 22 táxons registrados na área Controle, 8 ocorreram nas classes de abundância acima de 1,0-1,5 (1 – 5 indivíduos). Entretanto, na área Defaunada apenas três táxons (Tubificidae spp, *Laeonereis acuta* e *Streblospio benedicti*) atingiram abundâncias acima desta classe até o final do experimento, indicando que as espécies raras não atingiram as abundâncias da área Controle (Tabela 5).

O processo de recolonização também foi investigado quanto à taxa de acumulação de espécies e à riqueza total estimada para as áreas Defaunada e Controle (Figura 14). Quando as áreas Controle e Defaunada foram comparadas quanto à taxa absoluta de acumulação de espécies (Curva S_{obs}) observou-se que ao final do experimento (Dia 153) a macrofauna das áreas mostraram valores diferentes de riqueza, com 17 e 22 táxons, respectivamente. Considerando as mudanças ao longo da série temporal, a taxa de acumulação de táxons na área Defaunada foi rápida e linear (Regressão linear: $\beta=0,5156$; $R^2=0,9682$), refletindo o intenso processo de recolonização dos sedimentos defaunados (Figura 14). Cerca de 35% do total de táxons registrados na área Defaunada colonizaram os sedimentos até o terceiro dia de observação (12

amostras), enquanto na área Controle 77% do total de suas espécies já estavam representados no mesmo período (Figura 14).

Na área Controle, os discretos acréscimos na riqueza acumulada foram atribuídos à amostragem de espécies raras (Dia 5: *Acarina*, *Boccardia* sp e *Heteromastus* sp; Dia 35 *Eunicidae* sp; Dia 93: *Gammaridae* sp). Na área Defaunada, os maiores aumentos na riqueza acumulada ocorreram nos Dias 1, 5 18 e 153 (Tabela 5). Entretanto, o maior incremento (Tabela 5) observado ocorreu ao final do experimento (Dia 153), sugerindo que a área Defaunada ainda revelou uma tendência de aumento na riqueza. Esse indicativo é confirmado pela tendência mostrada pela forma da Curva UGE, cuja inclinação estimou que a riqueza acumulada ao final do experimento ainda foi subestimada na área Defaunada, em relação ao esforço amostral (Figura 14).

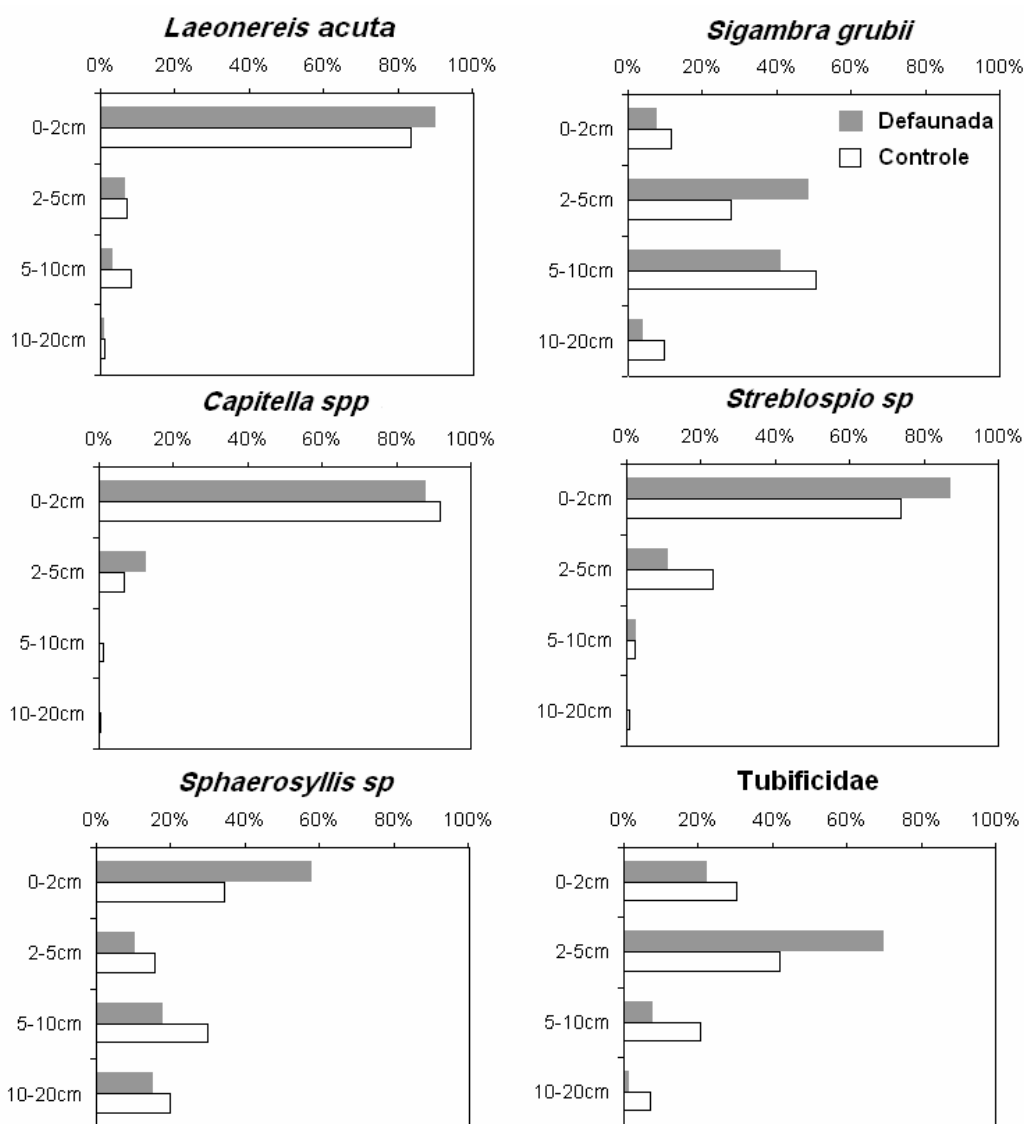


Figura 13. Distribuição vertical dos táxons mais representativos em termos de abundância (%) na macrofauna das áreas Defaunada e Controle.

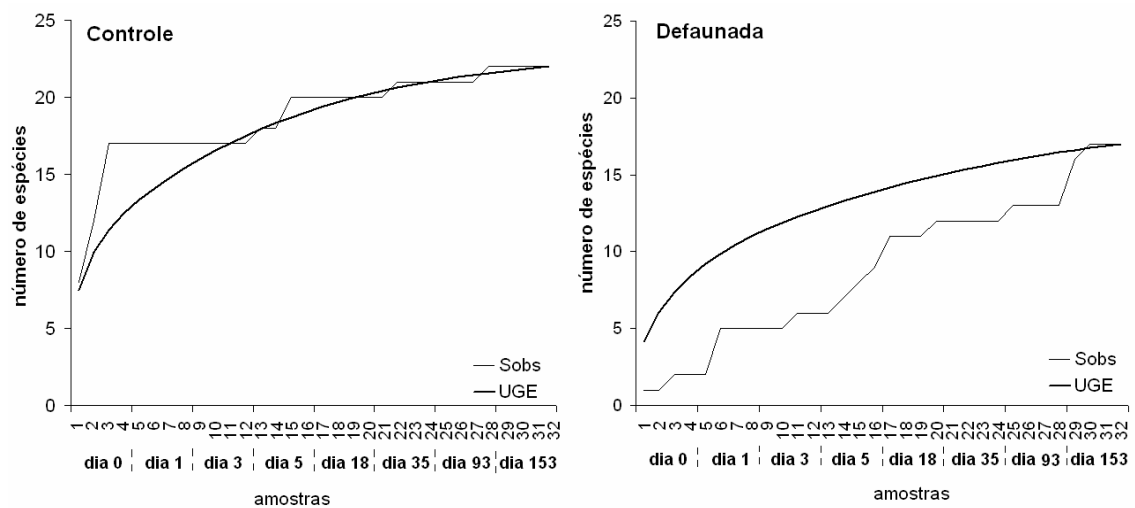


Figura 14. Curvas de acumulação de espécies (S_{obs} e UGE) para a macrofauna amostrada nas áreas Defaunada e Controle.

Tabela 5. Recolonização da macrofauna nas áreas Defaunada e Controle com as espécies ordenadas em classes abundância (médias transformadas pela raiz quarta). Os táxons sublinhados indicam sua primeira ocorrência ao longo das séries temporais.

[illegible]

1 – Táxons exclusivos da área Defaunada; 2 – Táxons exclusivos da área Controle; Aca: Acarina; Gam: Gammaridae; Ano: Anomalocardia; Boc: Boccardia; Cap: Capitella; Cer: Ceratopogonidae; Cet: Cerianthus; Cyr: Cyrtoplex; Eun: Eunicidae; Exo: Exogone; Gas: Gastropoda; Het: Heteromastus; Iso: Isolda; Lae: Laeoneis; Tip: Tipulidae; Luc: Lucina; Nem: Nemertea; Pol: Polydora; Sig: Sigambra; Sph: Sphaerosyllis; Str: Streptosio; Tel: Tellina; Tub: Tubificidae; Typ: Typosyllis.

4.3.4. Guildas Tróficas

Os táxons registrados em todo o estudo foram incluídos em 3 guildas tróficas: suspensívoros, detritívoros e predadores carnívoros. Dentre estas, os detritívoros foram os dominantes em riqueza e abundância (Tabela 6; Figura 15).

Tabela 6. Classificação dos táxons por guilda trófica.

Detritívoro	Suspensívoro	Predador Carnívoro
<i>Boccardia</i> sp	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Acarina
<i>Capitella</i> spp		<i>Cerianthus</i> sp
Ceratopogonidae		Eunicidae sp
<i>Cyrtoplax spinidentata</i>		<i>Exogone</i> sp
Gammaridae sp		Nemertea sp
<i>Heteromastus</i> sp		<i>Sigambra grubii</i>
<i>Isolda pulchella</i>		<i>Sphaerosyllis</i> sp
<i>Laeonereis acuta</i>		<i>Typosyllis</i> sp
<i>Lucina pectinata</i>		
<i>Polydora</i> sp		
<i>Streblospio benedicti</i>		
<i>Tellina</i> sp		
Tubificidae spp		

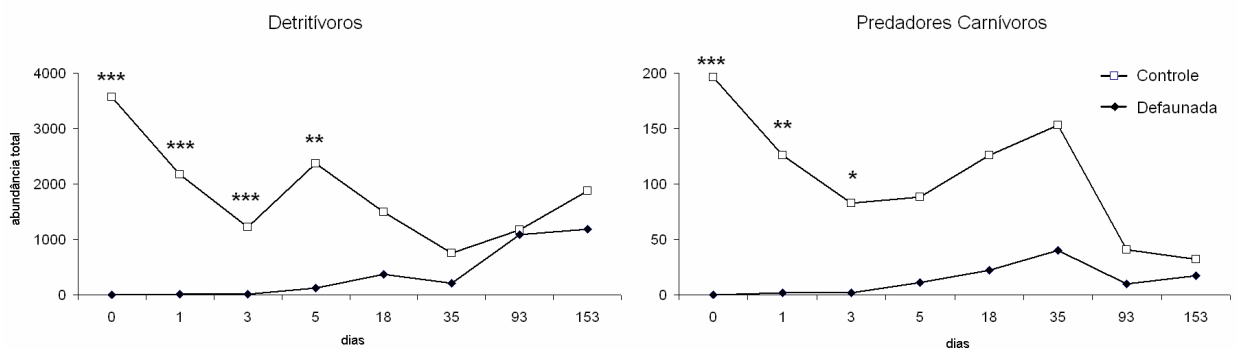


Figura 15. Comparação da estrutura trófica da macrofauna das áreas Defaunada e Controle representada pela variação temporal das abundâncias de Detritívoros e Predadores Carnívoros (n=4; Tukey, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Na área Controle, as variações temporais nas abundâncias totais de predadores e detritívoros mostraram-se semelhantes entre os Dias 0 e 3, passando a apresentar um padrão antagônico a partir do Dia 5 até o final do experimento (Figura 15). Na área Defaunada, a relação entre as variações temporais desses dois tipos alimentares foi semelhante à área Controle, entretanto, o padrão antagônico somente teve início a partir do Dia 18.

Por outro lado, o equilíbrio da área Defaunada em relação à área Controle ocorreu em momentos distintos para detritívoros (Dia 5: Tukey, $p < 0,01$) e carnívoros (Dia 3: Tukey, $p < 0,05$) (Figura 15).

As comunidades bênticas foram fortemente dominadas por organismos detritívoros durante todo o período de estudo, apresentando valores sempre superiores a 80% das abundâncias totais (Figura 16). Os predadores carnívoros foram a segunda guilda trófica em representatividade, com percentuais mínimos e máximos semelhantes para as áreas Defaunada (0 e 16%) e Controle (2% e 17%). A ocorrência de suspensívoros foi rara e esporádica em ambas as áreas experimentais, com percentuais inferiores à 0,1%. Na área Defaunada, apenas foram registrados suspensívoros ao final do experimento (Dia 153), enquanto na área Controle, nos Dias 0, 18 e 153.

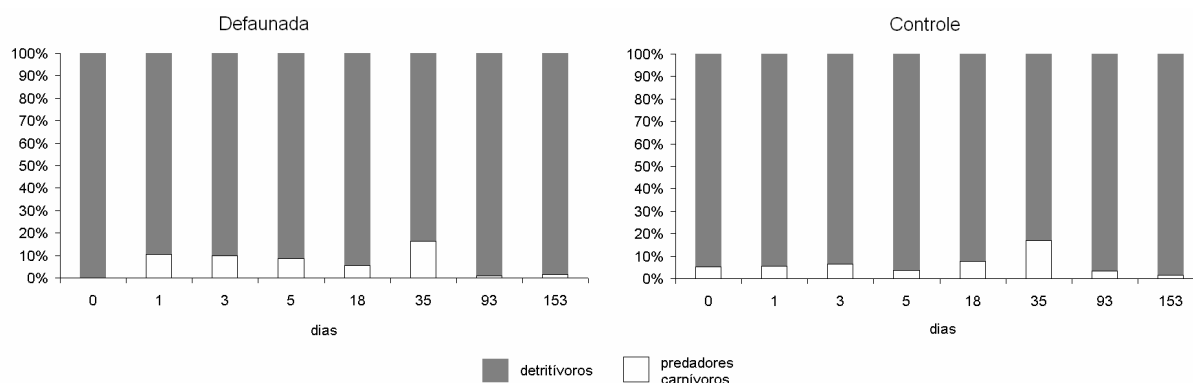


Figura 16. Variação temporal da estrutura trófica da macrofauna das áreas Defaunada e Controle representada pelos percentuais de Detritívoros e Predadores Carnívoros.

4.3.5 Relação entre Espécies e Variáveis Ambientais

A análise de regressão múltipla realizada para as espécies mais abundantes mostrou que as variáveis ambientais utilizadas foram satisfatórias para prever as variações nas abundâncias da maioria destas espécies, exceto para *Sphaerosyllis* sp,

que não apresentou relação com os descritores na área Defaunada. Entretanto, nesta área, a salinidade foi o mais importante descritor nos modelos apresentados (Tabela 7).

Na área Defaunada, a regressão exibiu uma correlação negativa entre *Laeonereis acuta*, *Streblospio benedicti*, Tubificidae spp e a salinidade de 0-5cm ($p=0,0000$, $p=0,0007$ e $p=0,0003$, respectivamente) (Tabela 7). Apesar de outras variáveis terem sido selecionadas pela análise, a salinidade apresentou os mais elevados coeficientes β , sendo assim a variável de maior impacto no modelo (Tabela 7). Entretanto, na área Controle, apenas *Laeonereis acuta* se correlacionou de modo semelhante com essa variável ($p=0,0002$), porém para o estrato 5-10cm. Já *Capitella* spp, mostrou um padrão inverso à *L. acuta* e foi a única espécie a exibir uma correlação positiva com a salinidade de 5-10cm na área Defaunada: $p=0,0000$) (Tabela 7).

Por outro lado, *Sigambra grubii*, *Capitella* spp e *Laeonereis acuta* se correlacionaram positivamente com a clorofila-a na área Defaunada ($p=0,04202$, $p=0,0014$ e $p=0,0031$ respectivamente). Na área Controle, as espécies sofreram menor influência da salinidade e clorofila-a e, apenas *Laeonereis acuta* se correlacionou negativamente com estas variáveis ($p=0,0002$ e $p=0,0453$, respectivamente).

Somente na área Controle, as concentrações de matéria orgânica explicaram as variações nas abundâncias de *Streblospio benedicti* ($\beta=0,476$, $p=0,0057$), *Capitella* spp ($\beta= -2,004$, $p=0,0017$), Tubificidae spp ($\beta=2,476$, $p=0,0000$) e *Sigambra grubii* ($\beta=-0,354$, $p=0,021$). Do mesmo modo, a variável feopigmentos apenas foi selecionada pelos modelos da área Controle, em especial para *Sigambra grubii* ($\beta=0,465$, $p=0,0033$) e *Capitella* spp ($\beta= -3,791$, $p=0,0032$).

O Eh foi o segundo descritor em importância na área Defaunada para a maioria das espécies, sendo negativamente correlacionado com *L. acuta* e *S. benedicti* para os estratos mais profundos e positivamente com *Capitella* spp, no estrato 2-5cm (Tabela 7). Na área Controle, a análise sugere que *Sphaerosyllis* sp é bastante sensível às quedas no Eh já que a brusca redução nas abundâncias dessa espécie coincidiu com os menores valores de Eh. Para as demais espécies, apenas as variações de abundância de Tubificidae spp estiveram relacionadas à esta variável (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados da análise de regressão linear múltipla (stepwise) para verificar as relações entre as abundâncias das principais táxons e as variáveis ambientais do sedimento nas áreas Defaunada e Controle durante o período do estudo da recolonização da macrofauna.

Variável Dependente	Área Defaunada					Área Controle				
	Variável Independente	R²	β	F	p	Variável Independente	R²	β	F	p
Laeonereis acuta	LogSal (0-5)		-0,842		0,0000					
	Eh (10-20)	0,789	-0,512	25,245	0,0002	SQSal (5-10)	0,477	-0,567	13,235	0,0002
	Clor (0-2)		0,207		0,0031	Clor (0-2)		-0,288		0,0453
Sigambra grubii	LogClor (0-5)	0,132	0,365	4,5981	0,0402	LogFeo (0-5) LogMorg (2-5)	0,4271	0,465 -0,354	10,812	0,0033 0,021
Sphaerosyllis sp	-	-	-	-	-	Eh (0-2) LogEh (0-20)	0,314	0,427 0,382	6,652	0,0094 0,0188
Streblospio benedicti	SQSal (0-5) Eh (10-20)	0,423	-0,748 -0,421	10,653	0,0007 0,0148	SQMorg (0-20)	0,227	0,476	8,8356	0,0057
Capitella spp	LogClor (2-5) Eh (2-5) SQSal (5-10)	0,607	0,472 0,712 0,753	14,439	0,0014 0,0001 0,0000	Morg (10-20) LogFeo (0-5)	0,7884	-2,004 -3,791	19,381	0,0017 0,0032
Tubificidae spp	SQSal (0-5)	0,347	-0,59	15,945	0,0003	SQMorg (10-20) LogEh (2-5)	0,8223	2,476 -0,537	24,063	0,0000 0,0005

Parâmetros utilizados na análise: Sal (0-10): média da salinidade intersticial dos estratos 0-2 e 2-5cm; Clor (0-5): média ponderada da clorofila-a dos estratos 0-2 e 2-5cm; Feo (0-5): média ponderada dos feopigmentos dos estratos 0-2 e 2-5cm; Eh (0-20): média do potencial de oxidação dos 4 estratos ; Morg (0-20): média ponderada do percentual de matéria orgânica dos 4 estratos; Transformações de dados Log: Log₁₀(x+1); SQ: quadrado do valor; Estratos em centímetros: (0-2), (2-5), (5-10), (10-20)

4.3.6 Análise Multivariada da Estrutura da Comunidade

A ordenação MDS das abundâncias médias do macrobentos das áreas Defaunada e Controle apresentou um baixo índice de estresse (Figura 17), representando de modo confiável as similaridades reais entre amostras. A análise mostrou uma clara separação entre as séries temporais das áreas sem sobreposição de pontos (Figura 17). Apesar dessa diferença ter sido significativa (ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,548$; $p=0,001\%$), observou-se uma tendência de aumento gradual das similaridades ao longo dos dias até atingir o equilíbrio entre as áreas (Figuras 17 e 18). Entretanto, a queda nas dissimilaridades ao longo do tempo não foi provocada apenas por uma mudança unidirecional da série temporal da macrofauna da área Defaunada em direção à Controle. O MDS mostrou que houve uma convergência entre as séries, devido a um deslocamento geral (ainda que em menor escala) dos pontos Controle em direção aos da área Defaunada (Figura 17). O resultado da correlação entre as matrizes de similaridades das áreas Defaunada e Controle confirmam que as trajetórias temporais estão fortemente relacionadas (RELATE: $Rho=0,615$, $p=0,001$) e indicam mudanças temporais similares na estrutura da comunidade da macrofauna.

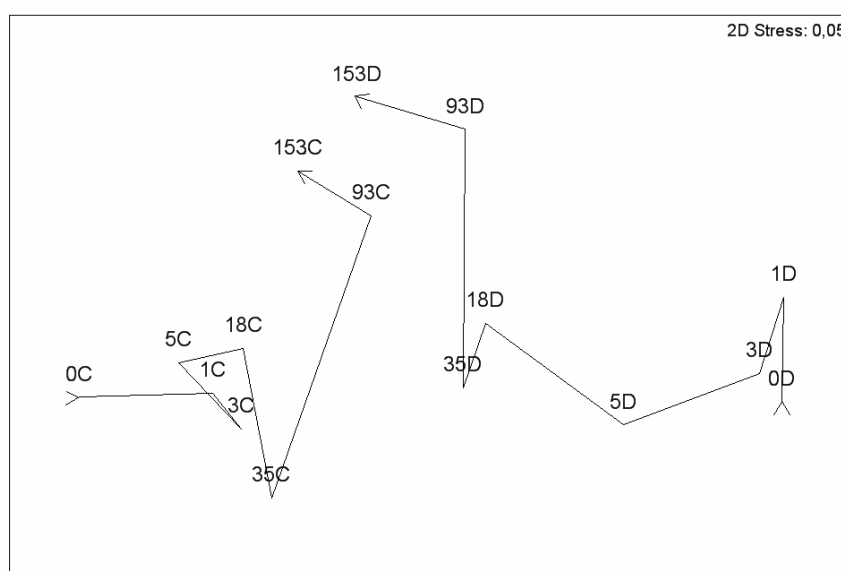


Figura 17. Ordenação MDS das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais de amostragem das áreas Defaunada (D) e Controle (C). As setas ligam os números referentes aos dias de amostragem (Dias 0-153) para compor as trajetórias do processo de recolonização das áreas Controle e Defaunada.

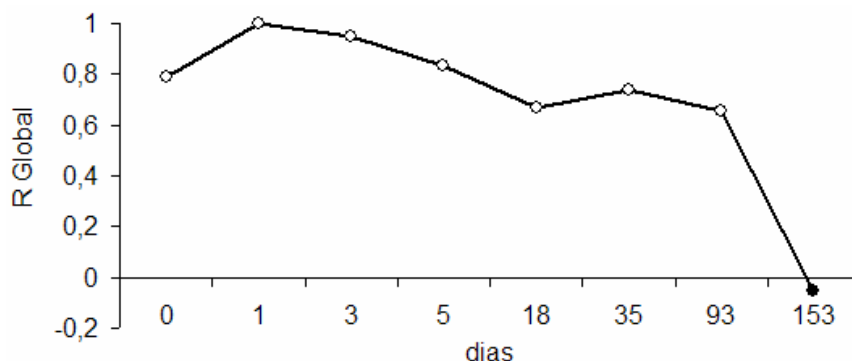


Figura 18. Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle e Defaunada ao longo da série temporal de amostragem (Dias 0-153). Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$.

De um modo geral, a série temporal da área Defaunada mostrou uma maior heterogeneidade entre os Dias 0 e 18 (SIMPER ($\delta_{média}$): Dia0xDia1=88,72%; Dia1xDia3=85,00%; Dia3xDia5=83,61%; Dia5xDia18=73,9%1) quando comparada à área Controle (SIMPER ($\delta_{média}$): Dia0xDia1=55,01%; Dia1xDia3=47,99; Dia3xDia5=52,5%; Dia5xDia18=50,97%), indicando eventos de mudanças mais acentuadas relacionadas à recolonização. Entre os Dias 18 e 153 as variações temporais na dissimilaridade foram praticamente as mesmas em ambas as áreas (SIMPER ($\delta_{média}$): Defaunada: Dia18xDia35=51,84%; Dia35xDia93=67,12%; Dia93xDia153=36,86%; Controle: Dia18xDia35=52,0%; Dia35xDia93=66,51%; Dia93xDia153=36,81%).

O fato das amostras da área Controle mostrarem-se mais agrupadas entre os Dias 0 e 35 e fortemente separadas das duas amostragens finais pode ser resultado do efeito de fortes mudanças sazonais na comunidade, já que o mesmo padrão foi observado na área Defaunada (Figura 17). Devido à maior proximidade entre as amostragens, as distâncias que separam os agrupamentos Controle e Defaunado dos Dias 0 a 35 parecem estar mais relacionadas a diferenças entre as estruturas da macrofauna.

A partir dos agrupamentos observados, podem ser observadas quatro diferentes fases da recolonização quando comparadas as séries temporais Controle e Defaunada: 1) Fase 0-3: entre os Dias 0 e 3, poucas diferenças foram observadas entre as amostras da área Defaunada e na área Controle; 2) Fase 3-18 as grandes distâncias entre os Dias 3, 5 e 18, apontaram para mudanças rápidas e acentuadas na estrutura da comunidade da área Defaunada, enquanto na área Controle esses dias formam um grupo mais homogêneo; 3) Fase 18-35: a partir do Dia 18 os traçados de ambas as séries temporais mudaram de orientação predominante (de horizontal para vertical) e se tornaram

paralelas (Figura 17), confirmando a redução mais lenta das dissimilaridades apontada pela ANOSIM (Figura 17); Fase 35-153: a partir do Dia 35, a queda nas dissimilaridades é mais lenta (traçado paralelo) e a macrofauna da área Defaunada se aproxima do equilíbrio com a área Controle (Figuras 17 e 18).

Os resultados da análise SIMPER revelaram que as diferenças entre as áreas Defaunada e Controle estiveram associadas principalmente à ausência ou ao número reduzido de indivíduos de muitas espécies na área Defaunada (Tabela 8). O poliqueto *Sigambra grubii* e os oligoquetos foram os exemplos mais marcantes deste padrão. Entretanto, *S. grubii* foi a espécie que melhor caracterizou as diferenças entre as áreas Controle e Defaunada durante todo o período de estudo, exceto no Dia 153, quando dividiu com *Heteromastus* sp cerca de 31% da contribuição para a dissimilaridade total (46,92%) (Tabela 8). Entretanto, a partir do Dia 18, o aumento das populações de algumas espécies na área Defaunada passaram a superar suas abundâncias na área Controle (Tabela 8). A mais importante foi *Laeonereis acuta* que mostrou um comportamento oportunista com um aumento forte (83% superior em relação ao Dia 5) e significativo nas abundâncias na área Defaunada (ANOVA Dia 35: $F=15,3465$, $p=0,008$; Dia 93: $F=120,5591$, $p=0,0002$), passando a contribuir de forma importante para a dissimilaridade (>10%) entre as áreas.

Quando as séries sucessionais da macrofauna foram analisadas ao longo dos estratos, as separações entre as áreas Defaunada e Controle permaneceram (Figura 19), embora as dissimilaridades tenham sido significativamente crescentes com o aumento da profundidade (0-2cm: $R_{global}=0,275$, $p=0,01\%$; 2-5cm: $R_{global}=0,367$, $p=0,01\%$; 5-10cm: $R_{global}=0,438$, $p=0,01\%$; 10-20cm: $R_{global}=0,577$, $p=0,01\%$). Entretanto, as trajetórias temporais da recolonização apenas se mostraram significativamente correlacionadas nos dois primeiros estratos (RELATE: 0-2cm: $Rho=0,668$, $p=0,13\%$ 2-5cm: $Rho=0,554$, $p=2,12\%$; 5-10cm: $Rho=-0,071$, $p=59,09\%$; 10-20cm: $Rho=0,384$, $p=5,98\%$).

Tabela 8. Táxons mais importantes na diferenciação entre áreas Defaunadas e Controle em termos de contribuição (%) para a dissimilaridade média ($\delta_{média}$) de Bray-Curtis ao longo do período de amostragem. Os valores em negrito destacam táxons cujas abundâncias médias foram mais elevadas na área Defaunada. Os valores de abundância média expressos na tabela correspondem aos dados não transformados e não ajustados pela dispersão ponderada.

DIA 0				DIA 1				DIA 3				DIA 5			
$\delta_{média} = 99,47$				$\delta_{média} = 97,82$				$\delta_{média} = 96,25$				$\delta_{média} = 83,07$			
Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)
Sig	0,0	15,75	26,21	Sig	0,0	18,0	22,87	Sig	0,0	9,75	20,75	Sig	0,25	12,25	21,6
Tub	1,25	841,25	40,13	Tub	3,5	491,75	38,07	Tub	1,75	277,75	38,07	Tub	19,0	523,0	37,59
Cer	0,0	10,0	51,58	Exo	0,0	4,75	49,63	Exo	0,0	5,75	51,44	Exo	0,75	4,75	47,36
Sph	0,0	29,75	61,39	Tel	0,0	0,75	56,94	Nem	0,0	1,0	64,02	Cap	0,0	7,75	56,03
Exo	0,0	2,75	70,27	Cap	0,0	7,5	63,94	Cap	0,0	11,50	75,9	Cer	0,0	4,0	64,22
Cap	0,0	11,75	76,23	Gas	0,75	0,0	70,2	Tel	0,0	0,75	82,92	Cet	0,5	1,0	72,04
Pol	0,0	1,75	81,38	Sph	0,05	7,75	76,33	Sph	0,5	4,25	88,48	Tel	0,0	0,5	78,84
Ano	0,0	0,5	85,25	Cer	0,0	1,25	81,65	Pol	0,0	0,5	93,03	Lae	10,25	29,5	83,27
Lae	0,25	18,5	88,66	Lae	0,5	29,25	86,38					Sph	1,25	3,75	86,97
Iso	0,0	0,25	90,28	Str	0,0	17,25	90,84					Boc	0,0	1,25	90,59
DIA 18				DIA 35				DIA 93				DIA 153			
$\delta_{média} = 70,25$				$\delta_{média} = 78,33$				$\delta_{média} = 45,16$				$\delta_{média} = 46,92$			
Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)	Taxon	Abund. Def.	Abund. Contr.	Cumulat. (%)
Sig	0,75	15,0	17,67	Sig	2,25	28,75	25,92	Sig	1,25	9,0	23,95	Het	2,5	0,25	16,96
Lae	61,75	38,25	32,53	Tub	5,25	182,0	38,36	Het	1,25	0,0	44,88	Sig	2,25	7,25	30,95
Exo	3,25	5,25	44,35	Tel	0,0	1,0	49,92	Lae	201,0	161,75	56,9	Tub	117,50	214,75	41,57
Tub	26,25	291,5	56,12	Exo	4,0	3,5	61,17	Tub	58,25	124,50	65,01	Lae	156,50	238,50	50,71
Tel	0,25	1,25	66,02	Lae	44,25	3,0	72,39	Gam	0,0	1,0	72,85	Tel	0,25	0,5	58,19
Sph	1,5	11,0	75,77	Typ	0,0	1,5	80,28	Str	10,25	4,25	80,51	Str	18,25	12,5	64,94
Str	1,75	39,5	81,46	Eun	0,0	0,5	86,82	Tel	0,0	0,25	86,46	Gam	0,0	0,5	71,05
Gas	0,75	0,0	86,8	Sph	3,75	4,0	92,73	Sph	1,0	1,25	91,04	Luc	0,0	0,25	75,48
Cap	1,0	3,75	91,68									Nem	0,5	0,0	79,74
												Eun	0,25	0,0	83,26
												Iso	0,25	0,0	86,78

Def. – Área Defaunada; Contr. – Controle; Sig: *Sigambra grubii*; Tub: Tubificidae spp; Cer: Ceratopogonidae; Sph: *Sphaerosyllis* sp; Exo: *Exogone* sp; Cap: *Capitella* spp; Pol: *Polydora* sp; Ano: *Anomalocardia brasiliensis*; Lae: *Laonereis acuta*; Iso: *Isolda pulchella*; Tel: *Tellina* sp; Gas: *Gastropoda* sp; Str: *Streblospio benedicti*; Nem: *Nemertea* sp; Cet: *Cerianthus* sp; Boc: *Boccardia* sp; Typ: *Typosyllis* sp; Eun: Eunicidae sp; Gam: Gammaridae sp; Het: *Heteromastus* sp; Luc: *Lucina pectinata*.

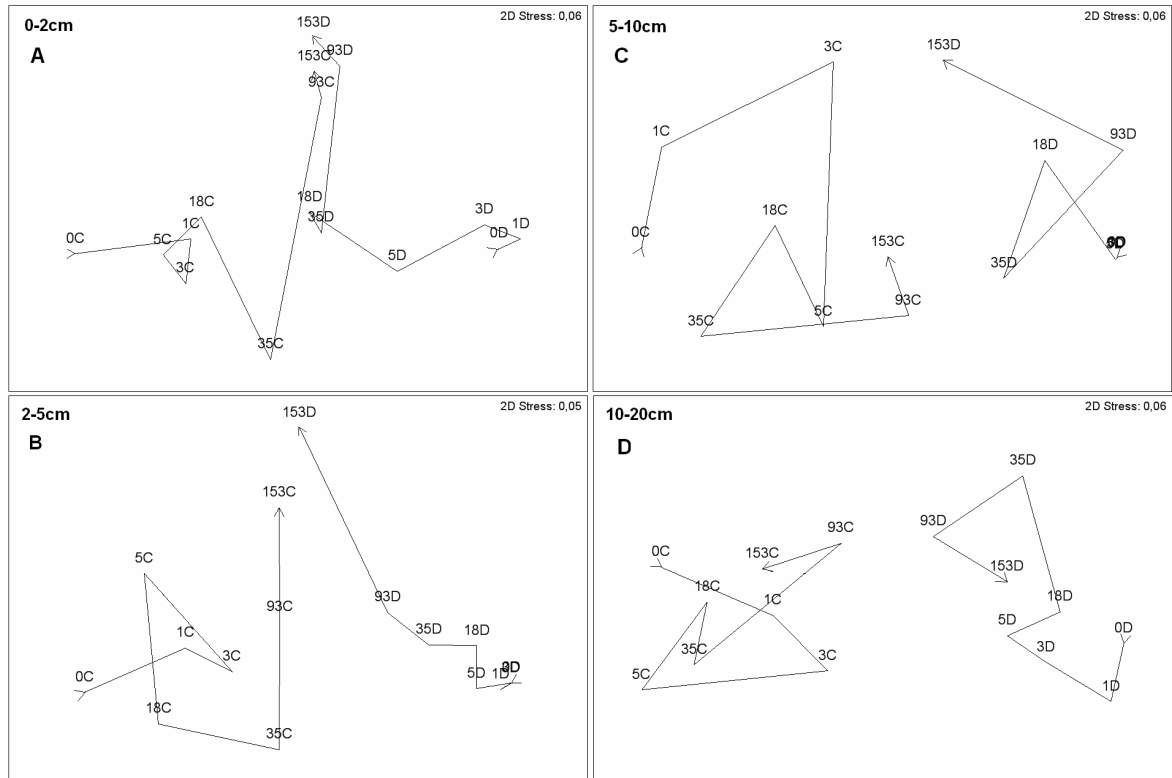


Figura 19. Ordenação MDS derivada das abundâncias médias da macrofauna para as séries temporais nos diferentes estratos de amostragem das áreas Defaunada (D) e Controle (C). As setas ligam os números referentes aos dias (0-153) para compor as trajetórias temporais do processo de recolonização das áreas Controle e Defaunada, nos diferentes estratos: (A) 0-2cm, (B) 2-5cm, (C) 5-10cm e (D) 10-20cm.

As 4 fases da recolonização da área Defaunada sugeridas na Figura 17 apenas foram observados no estrato superficial (0-2cm) (Figura 19). Para os demais estratos, apenas o primeiro momento pôde ser discriminado, e, especialmente nos estratos 2-5cm e 5-10cm. Quando a macrofauna das áreas Defaunada e Controle foram comparados por dia, detectou-se uma forte diferença entre os resultados da ANOSIM do estrato mais profundo (10-20cm) em relação ao demais (Figura 20). Nos 10cm inferiores, as mudanças temporais nas dissimilaridades não seguiram a tendência de queda gradual observada nos estratos superiores. Ao final do experimento (Dia 153), apenas nos estratos superiores não foram mais detectadas diferenças significativas entre as áreas Controle e Defaunada (Figura 20).

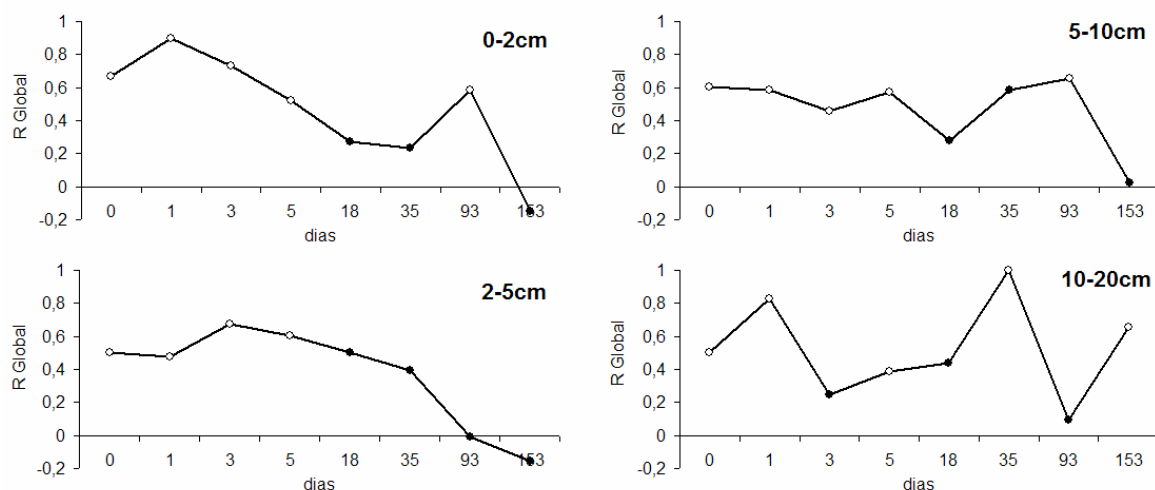


Figura 20. Resultados da ANOSIM 1-way para a significância das diferenças entre as áreas Controle e Defaunada ao longo dos dias (0 a 153) e estratos (0-2cm, 2-5cm, 5-10cm, 10-20cm) de amostragem. Os círculos abertos indicam diferenças significativas para $p < 0,05$.

Ao longo do perfil vertical as diferenças entre a macrofauna das áreas Defaunada e Controle também foram, em sua maior parte, atribuídas aos poliquetos *Sigambra grubii* e *Laeonereis acuta* e aos oligoquetos Tubificidae spp. As variações nos percentuais de contribuição para a dissimilaridade mostraram-se relacionadas aos diferentes padrões de distribuição vertical apresentados por cada espécie (Figura 13; Tabela 9). *Sigambra grubii* que predominou na sub-superfície do sedimento, com cerca de 80% dos indivíduos distribuídos entre 2 e 10cm, apresentou os mais elevados percentuais de contribuição nesta faixa de profundidade (Figura 13; Tabela 9). A população de *Laeonereis acuta* que se distribuiu quase que inteiramente (>80%) em 0-2cm em ambas as áreas, também apresentou os mais elevados percentuais de contribuição para a dissimilaridade neste estrato (Figuras 12 e 13; Tabela 9). As maiores contribuições dessa espécie aparecem a partir do Dia 18, e coincidem com o aumento de sua população na área Defaunada (Tabela 9; Figura 12; Tabela 5). Entretanto, os Tubificidae spp foram exceção, pois apesar de sua distribuição vertical ser predominante entre 0-5cm (cerca de 70% e 90% nas áreas Defaunada e Controle, respectivamente), foram as diferenças de abundância entre áreas no estrato de 10-20cm, que determinaram todos os maiores percentuais de contribuição (Tabela 9; Figura 12).

A análise de correlação entre as mudanças na comunidade e os parâmetros ambientais (BIO-ENV) discriminou a salinidade da água intersticial como o fator abiótico que melhor explicou a estrutura da comunidade da área Controle ($r_s = 0,712$, $p = 4,1\%$). Na área Defaunada, a salinidade intersticial, a clorofila-a e o potencial de oxi-redução

($r_s=0,687$, $p=1,8\%$) estiveram fortemente associados com a matriz biótica e determinaram, conjuntamente, o padrão estrutural da macrofauna.

Tabela 9. Percentuais de contribuição dos principais táxons para a dissimilaridade média (δ) (Índice de Bray-Curtis) entre áreas Defaunadas e Controle considerando os diferentes Dias e Estratos de amostragem.

Dia 0											
0-2cm			2-5cm			5-10cm			10-20cm		
$\delta = 99,26$			$\delta = 99,66$			$\delta = 99,9$			$\delta = 100,0$		
Táxon	Contrib. (%)	Cumulat. (%)	Táxon	Contrib. (%)	Cumulat. (%)	Táxon	Contrib. (%)	Cumulat. (%)	Táxon	Contrib. (%)	Cumulat. (%)
Sig	21,11	21,11	Sig	34,78	34,78	Sig	58,57	58,57	Tub	52,4	52,4
Tub	15,94	37,05	Tub	28,7	63,48	Tub	16,98	75,55	Sig	26,75	79,14
Cer	14,2	51,25	Exo	10,71	74,19	Sph	11,43	86,98	Sph	9,16	88,3
Cap	8,1	59,35	Sph	10,34	84,54	Nem	5,54	92,52	Lae	6,1	94,4
Dia 1											
$\delta = 99,29$			$\delta = 98,63$			$\delta = 99,86$			$\delta = 98,60$		
Tub	20,18	20,18	Sig	50,72	50,72	Sig	54,35	54,35	Tub	47,08	47,08
Exo	13,86	34,04	Tub	31,09	81,82	Tub	13,33	67,68	Sig	14,65	61,72
Cap	12,52	46,56	Cap	4,91	86,72	Nem	12,15	79,83	Tel	14,56	76,28
Gas	11,52	58,08	Exo	4,41	91,13	Sph	7,08	86,91	Sph	7,94	84,23
Dia 3											
$\delta = 94,70$			$\delta = 99,07$			$\delta = 100,0$			$\delta = 87,17$		
Tub	24,02	24,02	Sig	44,22	44,22	Sig	40,39	40,39	Tub	62,36	62,36
Exo	19,31	43,33	Tub	29,43	73,64	Nem	28,95	69,34	Sig	17,7	80,05
Cap	18,41	61,73	Tel	12,7	86,35	Tel	14,89	84,23	Tel	9,09	89,14
Sig	12,87	74,61	Cap	5,77	92,12	Tub	11,77	96	Exo	5,43	94,57
Dia 5											
$\delta = 79,29$			$\delta = 92,32$			$\delta = 99,32$			$\delta = 72,10$		
Cer	15,66	15,66	Sig	38,13	38,13	Sig	49,01	49,01	Tub	59,54	59,54
Exo	14,4	30,05	Tub	30,3	68,44	Exo	16,02	65,03	Sig	14,31	73,86
Cer	13,4	43,45	Aca	10,01	78,45	Tub	15,95	80,99	Tel	12,09	85,95
Cap	12,8	56,25	Str	7,34	85,79	Boc	8,47	89,45	Str	6,09	92,04
Dia 18											
$\delta = 68,86$			$\delta = 85,48$			$\delta = 87,26$			$\delta = 94,71$		
Lae	22,15	22,15	Tub	25,13	25,13	Sig	49	49	Tub	45,28	45,28
Exo	19,12	41,28	Sig	21,59	46,72	Tel	13,99	62,99	Tel	26,63	71,91
Tub	10,01	51,29	Lae	13,47	60,19	Tub	13,28	76,27	Sph	11,55	83,46
Sig	9,44	60,73	Exo	12,47	72,67	Het	8,42	84,69	Sig	7,41	90,87
Dia 35											
$\delta = 76,38$			$\delta = 82,41$			$\delta = 92,38$			$\delta = 97,92$		
Exo	20,22	20,22	Sig	49,57	49,57	Sig	56,49	56,49	Tub	49,06	49,06
Lae	18,15	38,37	Tub	22	71,57	Tub	30,08	86,57	Sig	19,03	68,1
Typ	14,07	52,44	Lae	12,33	83,9	Sph	5,77	92,34	Lae	11,7	79,8
Sig	12,76	65,19	Sph	5,89	89,79				Tel	11,4	91,21
Dia 93											
$\delta = 40,84$			$\delta = 56,03$			$\delta = 80,78$			$\delta = 66,15$		
Het	24,51	24,51	Sig	41,36	41,36	Sig	42,05	42,05	Tub	50,2	50,2
Lae	19,96	44,47	Tub	24,88	66,24	Het	24,58	66,62	Lae	32,88	83,08
Sig	13,25	57,72	Lae	16,41	82,65	Gam	10,92	77,55	Sig	16,92	100
Str	11,61	69,32	Gam	13,77	96,42	Sph	9,02	86,57			
Dia 153											
$\delta = 38,23$			$\delta = 59,26$			$\delta = 73,43$			$\delta = 76,85$		
Lae	21,89	21,89	Tub	26,31	26,31	Sig	37,83	37,83	Tub	36,05	36,05
Het	16,04	37,93	Het	26,02	52,33	Nem	16,7	54,53	Sig	25,71	61,76
Str	14,45	52,38	Sig	14,85	67,18	Tel	12,23	66,76	Lae	20,03	81,79
Gam	11,39	63,78	Lae	13,12	80,3	Het	10,98	77,74	Tel	10,83	92,61

Sig: *Sigambra grubii*; Tub: Tubificidae spp; Cer: Ceratopogonidae; Sph: *Sphaerosyllis* sp; Exo: *Exogone* sp; Cap: *Capitella* spp; Pol: *Polydora* sp; Ano: *Anomalocardia brasiliensis*; Lae: *Laeonereis acuta*; Iso: *Isolda pulchella*; Tel: *Tellina* sp; Gas: Gastropoda sp; Str: *Streblospio benedicti*; Nem: Nemertea sp; Cet: *Cerianthus* sp; Boc: *Boccardia* sp; Typ: *Typosyllis* sp; Eun: Eunicidae sp; Gam: Gammaridae sp.

5. DISCUSSÃO

Diante de situações de perturbação severa as comunidades bênticas respondem de tal modo que sua estrutura é alterada para um estágio sucessional pioneiro, passando a exibir uma baixa diversidade e compreendendo guildas compostas por espécies com alto grau de parentesco ou mesmo uma única espécie com elevada diversidade genética (Warwick & Clarke, 1995). O tipo mais dramático de perturbação resulta, obviamente, na completa defaunação. Os estágios de colonização e sucessão ecológica que se seguem a esse evento são essencialmente inversos àqueles observados quando a comunidade é sujeita a níveis crescentes de distúrbio (Warwick *et al.*, 1987). A mortalidade em massa é a resposta mais freqüente da comunidade bêntica a eventos esporádicos e sazonais de hipoxia (Diaz & Rosenberg, 1995). No presente estudo, o processo de recolonização da comunidade macrozoobêntica foi investigado após um evento de defaunação provocado por hipoxia/anoxia em mesoescala e, de um modo geral, ficou demonstrada sua recuperação para a maioria dos atributos avaliados ao longo de um período de cinco meses de observação.

As respostas iniciais da infauna ao distúrbio podem ser determinadas pela disponibilidade de colonizadores, ou pelas características de modo de vida que permitem uma espécie se instalar e explorar preferencialmente habitats perturbados (ex.: oportunismo) (Zajac & Whitlatch, 1982). Durante os primeiros 30 dias de experimento, doze táxons foram pioneiros na colonização da área Defaunada: *Laeonereis acuta*, *Sphaerosyllis* sp, Tubificidae spp, *Streblospio benedicti*, *Exogone* sp, *Sigambra grubii*, Eunicidae sp, *Cerianthus* sp, Gastropoda sp, *Capitella* spp, Ceratopogonidae e *Tellina* sp. Dentre estas, apenas os oligoquetos Tubificidae, os poliquetos *Capitella* spp e *Streblospio benedicti*, e o cnidário *Cerianthus* sp são registradas na literatura como oportunistas (Pearson & Rosenberg, 1978; Ritter *et al.*, 2005; Zajac & Whitlatch, 1982a; Bolam *et al.*, 2004; Smitt & Brumsickle, 1989; Morris & Keough, 2001; Grassle & Grassle, 1974). As espécies oportunistas são formas pioneiras, dominantes nos estágios iniciais de sucessão após distúrbios (Giangrande *et al.*, 2005). Em regiões temperadas, a fase inicial de colonização é predominantemente feita por espécies oportunistas como poliquetos Capitellidae e Spionidae (ex.: Zajac & Whitlatch, 1982; Bolam *et al.*, 2004; Hall & Frid, 1998; Morris & Keough, 2001). Entretanto, em regiões subtropicais, os colonizadores iniciais são bastante diversos daqueles tradicionalmente descritos (ex.: Pearson & Rosenberg, 1978) nos modelos de recolonização (exemplo: Chironomidae e

Gastropoda - Lu & Wu, 2000; *Paraprionospio pinnata*, *Nectoneanthes multignatha*, *Theodora fragilis*, *Sigambra tentaculata* e *Glycinde gurjanovae* - Lim *et al.*, 2006; *Isolda pulchella* e *Glycinde multidentis* - Faraco & Lana, 2003).

Zajac & Whitlatch (1982) distinguem duas maneiras de se observar o oportunismo no ambiente. Primeiro, através daquelas espécies que realmente atuam como oportunistas, por apresentarem densidades iniciais superiores às de áreas naturais e que são comprovadamente consideradas como tais, e entre aquelas que apenas exibem um comportamento oportunista. Segundo estes mesmos autores, o oportunismo é detectado quando estas espécies ultrapassam os níveis do ambiente em valores máximos, após 4 a 6 semanas do início da colonização. No presente trabalho, a maioria das espécies pioneiras não atuou como oportunista, visto que suas abundâncias foram sempre mais baixas que as da área Controle dentro do período sugerido por Zajac & Whitlatch (1982). Por outro lado, sugere-se que apenas o poliqueto detritívoro *Laeonereis acuta* atuou como oportunista, por apresentar valores de abundância significativamente superiores aos da área Controle, em aproximadamente 4 semanas (Dia 35). *L. acuta* é uma espécie muito comum nos estuários da região sul (Amaral, 1979; Lana *et al.*, 1989; Netto & Lana, 1996) e nordeste do Brasil (Silva, 2003; Lima, 2006), assim como em áreas poluídas por despejos orgânicos (esgoto doméstico) (Dauer & Conner, 1980; Lana *et al.*, 1989; Lima, 2006) compartilhando a dominância em sedimentos de áreas degradadas com *Capitella capitata* (Pagliosa, 2005).

Pearson & Rosenberg (1978) distinguem os denominados “oportunistas gerais” dos “oportunistas de enriquecimento”. Os primeiros são colonizadores iniciais de áreas defaunadas independentemente do nível de enriquecimento orgânico do substrato. Os “oportunistas de enriquecimento” são colonizadores apenas de áreas enriquecidas organicamente. Considerando que ao longo do estudo as áreas Defaunada e Controle não diferiram quanto aos percentuais de matéria orgânica no sedimento nem foram observados valores superiores de clorofila-*a* nos sedimentos defaunados, pode-se sugerir que *L. acuta* representou o padrão “oportunista geral”.

Algumas espécies encontradas na área estudada (*Capitella* spp e *Streblospio benedicti*) têm sido descritas na literatura como oportunistas (ex.: Pearson & Rosenberg, 1978). *Streblospio benedicti* é uma espécie comum em áreas enriquecidas que exhibe fortes picos populacionais sazonais sendo referenciada como co-dominante com *Capitella capitata* e oligoquetos Tubificidae, e considerada como resistente à severa hipoxia (Pearson & Rosenberg, 1978; Levin, 1984; Sardá *et al.*, 1992; Diaz & Rosenberg, 1995). Já os oligoquetos tubificídeos, proliferam em condições de alto aporte orgânico e

também são resistentes à baixa concentração de oxigênio (Cognetti & Maltagliati, 2000; Clark, 2001; Pearson & Rosenberg, 1978). Apesar das espécies do complexo *Capitella capitata* também serem descritas como oportunistas e pioneiras (Grassle & Grassle, 1974; Pearson & Rosenberg, 1978; McCall, 1977; Zajac & Whitlatch, 1982; Josefson & Widbom, 1988; Diaz-Castañeda *et al.*, 1993; Hall & Frid, 1998; Morris & Keough, 2002), muitos trabalhos têm demonstrado que este não é um padrão comum a todo o grupo (Morris & Keough, 2001; Lu & Wu, 2000; Faraco & Lana, 2003). No presente estudo, *Capitella* spp, *Streblospio benedicti* e os Tubificidae spp não apresentaram um padrão oportunista, pois na área Defaunada, estes táxons ocorreram com baixos valores de abundância. Zajac & Whitlatch (1982a) também constataram que durante a recolonização de áreas defaunadas *Capitella* spp e *S. benedicti* não exibiram um padrão oportunista, por atingirem densidades inferiores à área natural ao longo de 13 meses de observação.

O modelo sucessional de mudanças no bentos em resposta a um gradiente de eutrofização descrito por Pearson & Rosenberg (1978), sugere que a partir de um ambiente defaunado por hipoxia ou anoxia as fases de sucessão evoluem de uma seleção-*r* para uma seleção-*k*, até atingir a comunidade clímax. As diversas fases de sucessão previstas neste modelo têm sido constatadas em estudos de eventos de defaunação provocados por hipoxia (Lappäkoski, 1971; Diaz & Rosenberg, 1995), derramamento de petróleo (Grassle & Grassle, 1974), dragagem (Dernie *et al.*, 2003; Bolam *et al.*, 2006), enriquecimento orgânico (Pearson & Rosenberg, 1978), além de terem sido confirmadas em estudos experimentais de pequena escala (McCall, 1977; Lu & Wu, 2000). No presente estudo, apesar do processo de recolonização ter evidenciado a recuperação da macrofauna ao final do experimento, não foi observado um padrão sucessional. A falta de um padrão definido de sucessão concorda com os resultados obtidos por Bolam *et al.* (2004) e Gamenick *et al.* (1996). Bolam *et al.* (2004) sugerem que a falta deste padrão está relacionada ao fato de que muitas das espécies das áreas adjacentes são naturalmente pioneiras, por se tratarem de espécies de ambientes normalmente estressados. Segundo Beukema (1988) e Dauer *et al.* (1993), essas comunidades exibem uma estrutura semelhante à de áreas poluídas. Herman *et al.* (1999) destaca que isto pode ocorrer sob duas condições: (1) extremo estresse físico, causando instabilidade aos sedimentos, onde apenas espécies móveis e de pequeno tamanho sobrevivem; e (2) condições extremas de estabilidade, criando ambientes muito lamosos e com alto conteúdo orgânico, dominados por espécies de pequeno tamanho e com hábito alimentar detritívoro de superfície e sub-superfície. No presente trabalho, o fato da área experimental estar localizada numa planície de maré a cerca de 300m de

distância da linha d'água, com um tempo de emersão de aproximadamente 7 horas, determina uma extrema estabilidade sedimentar, intensa dessecação e elevada salinidade intersticial, que são fatores que impõem à comunidade bêntica um forte estresse. Nesse sentido, Gamenick *et al.* (1996) afirmam que nessas condições a macrofauna é representada principalmente por organismos altamente tolerantes ao estresse, mostrando-se permanentemente com características de comunidade pioneira, e, conseqüentemente, a transição das espécies pioneiras (seleção-*r*) para especialistas (seleção-*k*) não se desenvolve. De fato, na área Controle, algumas dos táxons dominantes em termos de abundância são coincidentemente documentadas pela literatura como pioneiras na recolonização (*Streblospio benedicti*, *Capitella* spp. - Pearson & Rosenberg, 1978), Tubificidae – Giere & Pfannkuche, 1982).

As comunidades bênticas de substratos móveis encontram-se tipicamente em processo contínuo de recuperação de distúrbios, de forma que constituem mosaicos em diferentes fases sucessionais (Thistle, 1981; Levin, 1984), também chamados mosaicos temporais (McCall, 1977). Esses mosaicos se dão devido à heterogeneidade do padrão espacial do distúrbio e à resposta diferencial dos organismos (McCall, 1977). Em ambientes de baixa energia e sedimentos finos, como planícies de maré, a recuperação da macrofauna se dá de modo diferenciado quanto à escala do distúrbio: a recolonização após distúrbios de larga escala (>1ha, *sensu* Whitlatch *et al.*, 1998; Zajac *et al.*, 1998) ocorre principalmente através de assentamento larval (Santos & Simon, 1980; Levin, 1984) ao passo que em resposta a perturbações de pequena escala (<1m² *sensu* Whitlatch *et al.*, 1998; Zajac *et al.*, 1998) não há um consenso em relação ao padrão de colonização. McCall (1977) e Santos & Simon (1980) apresentaram conclusões semelhantes quanto ao predomínio da colonização por recrutamento larval, entretanto, os resultados dos experimentos realizados por Wilson (1983) e Levin (1984) sugerem que a imigração ativa (juvenis e/ou adultos) é uma fonte de colonizadores de grande contribuição na recuperação de distúrbios de microescala. Smith & Brumsickle (1989), testando as conseqüências das variações na escala de perturbação de microescala, reforçaram esses resultados e concluíram que a imigração ativa consiste no modo de colonização mais importante neste nível de distúrbio. Segundo Santos & Simon (1980), o repovoamento horizontal de imigrantes adultos através das margens é inversamente proporcional ao raio da área defaunada. Smith & Brumsickle (1989) sugerem que recolonização por imigração pós-larval em microescala é um padrão geral para sedimentos móveis e descrevem um modelo conceitual no qual as taxas de recrutamento larval são independentes do tamanho da área perturbada, ao passo que para a imigração pós-larval a relação é inversa. No presente estudo, apesar do delineamento experimental

ser de mesoescala, o mecanismo de colonização da macrofauna nas áreas defaunadas por hipoxia deve ter ocorrido predominantemente por imigração pós-larval, seguindo o mesmo padrão de diversas formas de distúrbio (ex.: orgânico: Pearson & Rosenberg, 1978; hipoxia: Santos & Simon, 1980; Levin, 1984, Smith & Brumsickle, 1989, Diaz-Castañeda *et al.*, 1993, Gamenick *et al.*, 1996 e Wu & Shin, 1997; petróleo: Smith & Simpson, 1998 e Lu & Wu, 2006; Beukema *et al.*, 1999; dragagem: Dernie *et al.*, 2003 e Bolam *et al.*, 2006; edificações: Lim *et al.*, 2006; floração de macroalgas: Gamenick *et al.*, 1996). Essa sugestão se deve à constatação da presença de adultos na área defaunada durante os primeiros 18 dias, que provavelmente se deu por imigração de indivíduos de populações dominantes oriundos das áreas adjacentes (Tabela 5). Entretanto, essas considerações foram baseadas em observações pessoais já que não foram realizadas medidas de biomassa ou tamanho dos indivíduos.

Por outro lado, as estratégias reprodutivas das espécies mais abundantes na área de estudo conferem suporte à hipótese lançada anteriormente. A estratégia reprodutiva (modo de desenvolvimento) de uma espécie está diretamente relacionada ao seu potencial de dispersão e, conseqüentemente, pode determinar a seqüência de colonização (Levin *et al.*, 1996). Segundo Günther (1992), a dispersão é um processo em que a distribuição espacial de um organismo é modificada, incluindo desde movimentos para a coluna d'água até deslocamentos no interior e sobre o sedimento. Na área de estudo, a maioria dos táxons dominantes apresenta larvas bentônicas ou estágios larvais planctônicos facultativos e de curta duração. O poliqueto *Streblospio benedicti* tem estágio planctônico facultativo e protege sua prole em uma bolsa dorsal (Levin, 1984). De modo similar, algumas espécies de *Sphaerosyllis* também exibem cuidado parental através da incubação no tubo ou aderidos à superfície ventral ou dorsal (Levin, 1984). Quanto à *Capitella* spp, estudos têm confirmado que pertencem a um grupo de espécies irmãs onde a morfologia dos adultos é bastante similar, mas com modos reprodutivos que variam de região para região (Tsutsumi, 1978). Entretanto, a maioria dos autores considera que *Capitella* spp apresenta um curto estágio larval planctônico facultativo, com baixa capacidade de dispersão e que protege a prole no interior do tubo (Levin, 1984; Tsutsumi, 1987; Ragnarsson, 1995). Os oligoquetos Tubificidae se desenvolvem diretamente através de casulos depositados no interior do sedimento (Levin, 1984) e apresentam baixa capacidade de dispersão (Levin *et al.*, 1996). Mazurkiewicz (1975) observou, em laboratório, que *Laeonereis culveri*, considerada muito próxima à *L. acuta* (ver Santos & Lana, 2001), apresentava um desenvolvimento larval bentônico e que as fêmeas depositavam os ovos no interior do tubo de muco. Portanto, fatores como proteção da prole, reduzida fase larval planctônica

e capacidade de movimentos pós-larvais, particularmente protegidos pelos adultos, conferem uma pequena capacidade de dispersão, mas permite uma rápida colonização de áreas perturbadas em microescala, resultando na manutenção de altas densidades infaunais (Levin, 1984).

No presente trabalho, sugere-se que o deslocamento de indivíduos para as áreas defaunadas por imigração superficial ou na sub-superfície é possível, já que, segundo Zajac *et al.* (1998), as formas tubícolas, geralmente sedentárias, podem se deslocar em distâncias da ordem de centímetros. Levin (1984) cita que, em planícies lamosas de maré, os juvenis do poliqueto tubícola *Streblospio benedicti* têm demonstrado considerável mobilidade pós-recrutamento através da camada d'água próxima à interface com o sedimento assim como por meio de movimentos horizontais no interior do sedimento. Além disso, Guerra-García & García-Gomez (2006) observaram que os poliquetos adultos também podem colonizar áreas defaunadas através da coluna d'água, facilitados pelo transporte de correntes locais.

Entretanto, adultos de certos táxons como a maioria dos bivalves e gastrópodes são incapazes de realizar movimentos verticais para a coluna d'água e devem depender de modos horizontais de deslocamento (Santos & Simon, 1980). Nesse sentido, o registro de um indivíduo adulto do bivalve *Tellina* sp na área defaunada no 18º dia pode ser justificado pelo possível deslocamento horizontal da área adjacente, já que seu registro foi feito na margem do quadrado (Dia 18, coluna 1, linha E, estrato 5-10cm) (Figura 2).

Os modos de colonização dos insetos em sedimentos defaunados têm sido documentados principalmente para dípteros e incluem oviposição vertical por adultos voadores ou por dispersão de larvas ancoradas em detritos (Moseman *et al.*, 2004). Na área Controle, foram registrados dípteros Ceratopogonidae, tanto no estágio larva como pupa, ao longo de todo o estudo. Na área Defaunada, esses dípteros foram dominantes entre os insetos através de suas larvas detritívoras, que colonizaram os sedimentos defaunados a partir do Dia 18. Provavelmente, esse repovoamento pode ter ocorrido tanto por oviposição diretamente no sedimento, como através de imigração de larvas de áreas adjacentes, já que segundo Sardá *et al.* (1992) essas larvas (ex.: *Culicoides* sp.: Ceratopogonidade) são capazes de se deslocar ativamente para áreas próximas.

A plasticidade trófica de alguns táxons dificulta a utilização dos modos de alimentação na determinação de mudanças nas comunidades (Pearson, 2001) já que a confiabilidade das informações depende do profundo conhecimento do comportamento das espécies (Dauwe *et al.*, 1998). Gaston & Nasci (1988) que classificam *Streblospio*

benedicti como detritívoro de superfície e suspensívoro. Da mesma forma, o poliqueto *Laeonereis acuta* também é classificado em mais de um grupo alimentar (detritívoro de superfície, predador e herbívoro) (ex.: Posey *et al.*, 1999; Pagliosa, 2005). No presente estudo, *Laeonereis acuta* (ex.: Lana *et al.*, 1989; Netto & Lana, 1996) e *Streblospio benedicti* (ex.: Levin, 1984; Mahon & Dauer, 2005), foram considerados como detritívoros, levando em consideração o predomínio das citações para este tipo alimentar e as condições de baixo hidrodinamismo da área de estudo. Segundo Pagliosa (2005) *Laeonereis acuta* é considerado como omnívoro dada a sua habilidade de ocupar um amplo espectro de possibilidades de alimentação, e costuma habitar locais impactados por ser capaz de suportar alterações ambientais. Nesse sentido, é perfeitamente aceitável que uma população de *L. acuta* habitante de uma planície de maré lamosa seja classificada predominantemente como detritívora.

O processo de recolonização da área Defaunada ocorreu simultaneamente por detritívoros e carnívoros (Figura 16 e Tabela 5). A presença de predadores (*Sphaerosyllis* sp e *Sigambra grubii*) entre os colonizadores pioneiros das áreas defaunadas pode estar relacionada à imigração de adultos em busca de alimento. Nesse sentido, Roth & Wilson (1998) afirmam que a presença de predadores em sedimentos defaunados está relacionada à sua maior mobilidade ou a uma resposta à abundância de pequenos anelídeos. Segundo Pearson (2001) o número de carnívoros infaunais em águas rasas varia entre 10 e 20% da abundância total. No presente estudo, em ambas as áreas experimentais, o percentual de carnívoros esteve durante quase todo o período abaixo desta amplitude, variando entre 2 a 17%. Tal diferença pode estar associada à preferência dos poliquetos carnívoros por sedimentos mais grossos (Pagliosa, 2005), em contraste com as características sedimentares e hidrodinâmicas da área de estudo (ambiente deposicional).

Por outro lado, os reduzidos percentuais de suspensívoros assim como a ausência de poliquetos nesta guilda nas áreas Defaunada e Controle podem estar relacionados ao baixo hidrodinamismo na área estudada, já que existe uma relação direta entre os suspensívoros e a velocidade do fluxo de água sobre as camadas superficiais (Pearson, 2001; Gray, 1974). Além disso, o revolvimento dos sedimentos lamosos pelos detritívoros resulta em uma instabilidade desses fundos inibindo ou excluindo os suspensívoros (Aller & Dodge, 1974; Herman *et al.*, 1999). Durante todo o período de estudo, tanto a área Defaunada como a Controle foram amplamente dominadas por detritívoros, concordando com estudos realizados em outras áreas estuarinas (Vargas, 1996; Gaston & Nanci, 1988; Gaston *et al.*, 1988; Lima, 2006; Carvalho, 2004). Segundo

Reise (1985) esta guilda trófica, juntamente com os predadores herbívoros, são dominantes em regiões de planície de maré lamosas.

O aumento de predadores no Dia 35 acompanhado pela diminuição de detritívoros em ambas as áreas experimentais (Figura 15) pode ter sido provocado por perturbações relacionadas ao aumento das chuvas neste período, sejam estas motivadas por mudanças na salinidade e/ou na granulometria. No último caso, o incremento nas abundâncias de predadores pode ser um indicativo de que um eventual distúrbio físico estaria restrito à camada mais superficial dos sedimentos, visto que a distribuição vertical desta guilda se deu principalmente entre os estratos 2-5cm e 5-10cm. Por consequência, a queda nas abundâncias dos detritívoros no período chuvoso estaria relacionada à sua distribuição superficial (0-2cm) (Figuras 12 e 13). Entretanto, ainda que não tenham sido detectadas diferenças significativas nos percentuais de silte+argila entre os Dias 5 (período de menor pluviometria: Dias 5-18) e 153 (final do período chuvoso) (Figura 3), não se pode afirmar que o efeito do período chuvoso nas abundâncias de detritívoros não esteja relacionado à alterações sedimentares, dada a pontualidade dos dados. Por outro lado, a queda nas salinidades verificadas entre os dias 35 e 93 provavelmente não esteve associada ao declínio das populações de detritívoros visto que a maioria dos táxons mais abundantes (*Laeonereis acuta*, *Streblospio benedicti* e *Tubificidade* spp) mostraram-se negativamente relacionados com este parâmetro (Tabela 7).

A salinidade constitui um importante fator estruturador das comunidades macrobentônicas. Na área estudada, os resultados diferiram dos obtidos por Ritter *et al.* (2005), já que as abundâncias de *Streblospio benedicti* na área defaunada foram maiores no período de queda nas salinidades (Dia 93) e, portanto, concordaram com os resultados obtidos por Mannino & Montagna (1997), que estudaram a variação espacial da comunidade macrobentônica na Baía de Nueces (Texas, EUA). Entretanto, esta divergência com os dados de Ritter *et al.* (2005) pode ser explicada pelos baixos valores de salinidade registrados por estes autores (queda de 24,6 para 0‰) quando comparados aos valores máximos e mínimos (41 e 25,5 UPS) na área estudada, que ainda podem estar na faixa ótima de salinidade para esta espécie.

A avaliação da recuperação da área defaunada mostrou uma forte influência das chuvas, e conseqüente redução da salinidade, sobre o padrão de recolonização de *Laeonereis acuta*. Esta influência foi confirmada pelo forte aumento nas abundâncias desta espécie nos Dias 93 e 153, quando foram registrados os mais baixos valores de salinidade (Figura 3). Os resultados da regressão múltipla confirmaram essa tendência para *L.acuta* que apresentou uma correlação fortemente negativa com a salinidade, tanto

para a área Defaunada como para a área Controle (Tabela 7). A preferência de *L. acuta* por baixas salinidades já foi comprovada por Amaral (1979) no litoral Norte de São Paulo, apesar de ter registrado sua ocorrência em salinidades entre 2 a 30‰. Na região Nordeste, este também parece ser um padrão comum para esta espécie, que também mostrou-se mais abundante em salinidades inferiores a 8 UPS e 15 UPS nos estuários dos rios Formoso (PE) (Silva, 2003) e Pina (PE) (Lima, 2006), respectivamente.

No caso de *Capitella* spp, as quedas nas abundâncias no período chuvoso tanto nas áreas Defaunada como Controle, concorda com o comportamento da população de *Capitella capitata* no mediolitoral do estuário do Pina-PE (Lima, 2006). Apesar de Cognetti (1992) sugerir a sensibilidade de *Capitella* a variações da salinidade, sua tolerância pode variar entre populações e quanto ao grau de poluição.

Para os Tubificidae spp este padrão foi observado apenas na área Defaunada (Tabela 7). Segundo Giere & Pfannkuche (1982) a salinidade, mais do que a estrutura do sedimento, constitui o principal fator regulador da distribuição dos oligoquetos marinhos e estuarinos. Estes autores afirmam ainda que em regiões de mediolitoral as mudanças na salinidade ocorrem devido à extrema evaporação ou às chuvas e que, em planícies de maré de regiões tropicais e subtropicais, a salinidade freqüentemente ultrapassa 40‰. Isto confirma a influência da salinidade sobre o padrão de recolonização dos Tubificidae spp na área Defaunada (Tabela 7), pois esta população está submetida a condições estressantes, sobrevivendo em uma região com salinidades intersticiais acima de 40‰ (Figura 3). Na área Controle, fatores como matéria orgânica e Eh, e não a salinidade, foram mais importantes para explicar as variações dos tubificídeos. Considerando que a matéria orgânica e o Eh estão negativamente correlacionados (Pearson & Stanley, 1979), sugere-se que na área Controle os fatores que controlam as populações de Tubificidae spp estejam relacionados à disponibilidade de alimento. Desta forma, as altas abundâncias observadas na área Controle determinariam uma maior competição por alimento (controle “bottom-up”) e/ou predação (controle “top-down”) (ex.: Sardá *et al.*, 1992), enquanto na área Defaunada as abundâncias e a maior disponibilidade de nichos vazios levam a crer que os fatores limitantes não parecem ser a competição por espaço e alimento ou mesmo a predação. Isto explicaria a maior influência do estresse ambiental (salinidade) no controle das populações da área Defaunada.

Muitos trabalhos têm comprovado a influência de variáveis físico-químicas e biológicas sobre a colonização da macrofauna bentônica, como: tipo de substrato (ex.: Bolam *et al.*, 2004; Ysebaert & Herman, 2002), salinidade (ex.: Flemer *et al.*, 1999 e 2002; Mannini & Montagna, 1997), granulometria (ex.: Wu & Shin, 1997; Ysebaert &

Herman, 2002), clorofila-*a* (ex.: Josefson *et al.*, 2002; Magni *et al.*, 2006), percentuais orgânico (ex.: Flemer *et al.*, 1999; Bolam *et al.*, 2004) e de água no sedimento (ex.: Bolam *et al.*, 2004), feopigmentos (ex.: Trueblood *et al.*, 1994; Magni *et al.*, 2006) e Eh (ex.: Pearson & Stanley, 1979; Reise, 1985; Rosenberg *et al.*, 2001; Rosenberg *et al.*, 2002; Bolam *et al.*, 2004). Na área de estudo, os resultados dos modelos de regressão sugerem que as variações na abundância dos principais táxons foram explicadas pelos fatores ambientais: salinidade da água intersticial, clorofila-*a* e Eh, na área Defaunada e, na área Controle, pela salinidade, Eh, clorofila-*a*, feopigmentos e matéria orgânica (Tabela 7).

Pearson & Stanley (1979) sugerem que a medida do potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento é um método fácil e rápido para registrar o efeito do aporte orgânico em sistemas marinhos, com base na relação negativa entre esses parâmetros. No presente estudo, somente foram observadas diferenças significativas dos valores de Eh, entre as áreas Defaunada e Controle, nos três primeiros dias do experimento, apesar de condições fortemente redutoras predominarem durante todo o estudo, com valores de Eh sempre abaixo de -100mV (Figura 5).

As áreas Defaunada e Controle não se diferenciaram quanto aos percentuais de matéria orgânica e silte+argila do sedimento. Esses parâmetros também não apresentaram variações temporais significativas nas áreas experimentais e, portanto parecem não ter influenciado no processo de recolonização. Apesar das concentrações de matéria orgânica terem sido sempre elevadas, Macleod *et al.* (2004) sugerem que a permanência da matéria orgânica sempre em níveis elevados pode indicar que uma grande proporção desse material é refratário e, portanto, de difícil assimilação pela biota. Além disso, de modo similar a Thrush *et al.* (1996), na área de estudo nenhuma evidência foi observada de que o método de defaunação por cobertura tenha elevado o conteúdo de matéria orgânica devido à morte/decomposição dos organismos, o que serviria como atrativo para colonizadores adultos e aceleraria este processo (Hall & Frid, 1998). Este problema é verificado no emprego do método *ex situ* de congelamento para obter defaunação, e, segundo Hall & Frid (1998) deve ser considerado na interpretação dos resultados. Diferentemente do método de cobertura, que no presente estudo possibilitou a decomposição dos organismos mortos ao longo de 70 dias, o congelamento do sedimento preserva a integridade e a qualidade da matéria orgânica morta, já que as baixas temperaturas retardam as reações químicas e a atividade enzimática no interior das células bem como também retardam ou inibem o crescimento e a atividade dos microorganismos no processo de decomposição (Gava, 1984). No presente estudo, o fato

de *Streblospio benedicti* apenas ter se correlacionado com o percentual de matéria orgânica na área Controle (Tabela 7), pode ser explicado pela boa qualidade do alimento, já que este poliqueto é predominantemente detritívoro de superfície e se alimenta de matéria orgânica fresca (Josefson *et al.*, 2002). Essa hipótese pode ser suportada pelo fato da área Controle ter apresentado concentrações de clorofila-*a* significativamente maiores que nos sedimentos defaunados, até o 5º dia do experimento. Bolam *et al.* (2004) observaram que o aumento no conteúdo orgânico no sedimento de 0,9% para 2,8% afetava negativamente a recolonização da macrofauna e de *Streblospio shrubsolii* (Buchanan) em uma planície lamosa de maré, destacando que os autores utilizaram como fonte de alimento a alga *Ascophyllum nodosum* que é comprovadamente uma fonte rica em carbono lábil. Estes autores atribuíram essa relação negativa à queda do potencial de oxi-redução. Provavelmente a relação entre Eh e matéria orgânica também pode explicar a correlação negativa da matéria orgânica com *Sigambra grubii* e *Capitella* spp na área Controle. Entretanto, *Sigambra grubii* não parece ser afetado pelas condições fortemente redutoras do sedimento já que a espécie mostrou uma preferência pelos estratos 2-5cm e 5-10cm, caracterizados por valores de Eh sempre inferiores a – 150mV (Figura 6).

A relação negativa entre Eh e percentual de matéria orgânica em sedimentos tem sido constatada e utilizada por vários autores na avaliação de alterações na estrutura da macrofauna e meiofauna em resposta ao enriquecimento orgânico (Mattison & Lindén, 1983; Reise, 1985; Sandulli & Nicola-Giudice, 1989; Sandulli & Nicola-Giudice, 1990; Sandulli & Nicola, 1991; Bolam *et al.*, 2004). Pearson & Stanley (1979) observaram que em áreas onde o Eh torna-se mais negativo há um declínio da riqueza, com um aumento na proporção de espécies de anelídeos. De acordo com os autores, em sedimentos com Eh em torno de –150mV a fauna é dominada por pequenos anelídeos como o tubificídeo *Peloscolex* e os poliquetos *Capitella*, *Protodorvillea*, *Capitomastus* e *Eteone*. Este padrão de dominância foi verificado ao longo de todo o experimento, cujo sedimento sempre apresentou valores de Eh negativos, com elevadas abundâncias de Tubificidae spp, *Streblospio benedicti* e *Laeonereis acuta*. Os valores de Eh observados no estrato superficial (0-2cm) mostraram valores muito próximos aos da área Controle desde o início do experimento, possivelmente provocado por rápidas trocas gasosas na interface ar-sedimento durante a baixa-mar já que esta variável só foi medida ao final da coleta da macrofauna.

Alguns estudos sugerem que a qualidade e a quantidade da matéria orgânica constituem fatores limitantes da macrofauna (Tenore, 1977; Tenore *et al.*, 1979). Sua

qualidade, avaliada em termos de valor nutricional (razão clorofila-*a* e carbono orgânico total) está condicionada à digestibilidade, disponibilidade e composição (Dauwe *et al.*, 1998; Herman *et al.*, 1999; Wieking & Kröncke, 2005). Segundo Heip *et al.* (1995) os detritívoros dispõem de um alimento, geralmente, de baixa qualidade nutricional, rico em material inorgânico (95%) de difícil seleção e digestão. A análise de regressão múltipla (Tabela 7) sugere através de correlações significativas (positivas ou negativas) entre as abundâncias dos principais táxons com a clorofila-*a* e feopigmentos, que tanto a matéria algal viva (lábil) como os detritos (refratária) são importantes fontes de alimento para manutenção da macrofauna. Enquanto na área Defaunada *L. acuta*, *S. grubii* e *Capitella* spp se correlacionaram de maneira positiva com a clorofila-*a*, é interessante notar que na área Controle as duas últimas espécies passaram a se correlacionar com feopigmentos de maneira positiva e negativa, respectivamente, com exceção de *L. acuta* que manteve uma fraca correlação negativa com a concentração de clorofila-*a*. A concentração de feopigmentos nos sedimentos pode, indiretamente, indicar um efeito da herbivoria da macrofauna sobre o fitoplâncton ou microfitobentos, já que a clorofila é acidificada e convertida a feopigmentos no processo de digestão dos organismos (Shuman & Lorenzen, 1975; Barranguet, 1997; Szymczak-Zyla *et al.*, 2006). Santos *et al.*, (1997) encontraram uma importante associação entre a biomassa da meiofauna do estuário Gironde (França) e a concentração de feopigmentos, como reflexo da degradação da clorofila bentônica autóctone. No infralitoral do estuário do rio Botafogo-PE, Carvalho (2004) ao registrar picos nas concentrações de feopigmentos nas proximidades do ponto de despejo de efluentes da carcinicultura, relacionou a conversão da clorofila fitoplanctônica às altas densidades de poliquetos suspensívoros. Entretanto, nos sedimentos das áreas Defaunada e Controle o fato das concentrações de feopigmentos (Controle x Defaunada: $p > 0,05$) terem sido sempre muito mais elevadas que as de clorofila-*a* pode ser um indicativo de mera acumulação de detritos algais (Cadée & Hegeman, 1977; Brotas *et al.*, 1995), já que em ambientes deposicionais costeiros, a maior parte do carbono orgânico existente nos primeiros centímetros dos sedimentos possui datação muito antiga (Benoit *et al.*, 1979 apud Rudnick, 1989).

Por outro lado, a presença de clorofila-*a* nos sedimentos das áreas Defaunadas já no Dia 0 pode ser remanescente da matéria orgânica clorofilada anterior à cobertura dos sedimentos. Nesse sentido, Bianchi *et al.* (2000) e Sun & Dai (2005) afirmam que durante prolongados eventos de anoxia, a taxa de decomposição da clorofila-*a* é reduzida e a matéria orgânica sedimentar é preservada. Desta forma, no presente trabalho, foi aceita a possibilidade da existência de clorofila-*a* nos sedimentos anóxicos e abrigados da luz após o período de cobertura.

A qualidade do alimento disponível para a macrofauna geralmente diminui em direção às camadas mais profundas do sedimento (Wieking & Kröncke, 2005) e tal gradiente está relacionado ao fato da maior parte da biomassa do microfitobentos tender a se concentrar próximo à superfície do sedimento de águas rasas (MacIntyre *et al.*, 1996). A distribuição vertical do microfitobentos na área estudada revelou uma diminuição na abundância e na qualidade do alimento para a macrofauna com o aumento da profundidade no sedimento (Figura 8). Entretanto, quando comparadas as áreas experimentais, a disponibilidade de alimento somente se restaurou na área Defaunada a partir do 18º dia. Por outro lado, não foi verificada uma variação temporal significativa da biomassa microalgal ao longo do período seco e chuvoso, diferindo do padrão geral de valores máximos nos meses mais quentes e mínimos no inverno em áreas temperadas (Pinckney & Zingmark, 1993; Colijn & Dijkema, 1981; Brotas *et al.*, 1995).

A distribuição vertical da macrofauna no sedimento variou entre as espécies mais abundantes e mostrou-se relacionada com o hábito alimentar. Os táxons classificados como detritívoros de superfície (*Laeonereis acuta*, *Streblospio benedicti* e Tubificidae spp) apresentaram distribuição preferencial pelos estratos mais superficiais do sedimento (Figuras 12 e 13). Apesar dessa preferência, essas espécies se distribuíram até o estrato mais profundo de forma similar à sua distribuição na área Controle. O estrato mais profundo atingido por *Streblospio benedicti* foi 5-10cm ao final do experimento, de forma que não atingiu a sua máxima distribuição observada na área Controle. Já os Tubificidae spp e *Laeonereis acuta* repovoaram os estratos mais profundos em apenas 3 e 5 dias respectivamente, de maneira similar à área Controle. Morris & Keough (2001) observaram em laboratório que a distribuição vertical dos Tubificidae spp variou com o grau de poluição. Segundo estes autores, em microcosmos eutrofizados a abundância se concentrou nos primeiros dois centímetros do sedimento, enquanto na área natural a abundância dos oligoquetos foi maior na fração 8-10cm. Essa marcada distribuição vertical no sedimento pode estar relacionada às diferentes concentrações de oxigênio ao longo dos estratos que determinariam uma distribuição diferenciada dos tubificídeos (Cognetti & Maltagliati, 2000; Giere & Pfannkuche, 1982). Os oligoquetos jovens e imaturos ocupam a camada superficial rica em oxigênio, enquanto os adultos que podem tolerar baixas concentrações de oxigênio são encontrados em camadas mais profundas onde normalmente ocorre a reprodução (Cognetti & Maltagliati, 2000). No presente estudo, a distribuição vertical dos casulos de oligoquetos ocorreu preferencialmente entre 2 e 10cm corroborando com as afirmações de Cognetti & Maltagliati (2000) quanto à preferência desses anelídeos de reproduzirem-se nas camadas mais profundas do sedimento. Entretanto, apesar de ambas as áreas experimentais apresentarem

percentuais similares de casulos entre 2-10cm (83% área Controle e 82% área Defaunada), na área Defaunada essa distribuição se deu quase que exclusivamente entre 2-5cm (81%), enquanto na área Controle essa distribuição foi mais equitativa (46% entre 2-5cm e 36% entre 5-10cm). Tais diferenças apontam para uma maior concentração da atividade reprodutiva nos estratos mais superficiais das áreas defaunadas, possivelmente em função de condições mais hostis nas camadas mais profundas, impostas pelo efeito prolongado da cobertura do sedimento (hipoxia e/ou anoxia). O padrão observado no presente estudo concorda com o relatado por Morris & Keough (2001) quanto à distribuição mais superficial (0-2cm) dos oligoquetos em resposta à eutrofização por nutrientes orgânicos e inorgânicos (efluentes urbanos).

No litoral pernambucano existem registros pontuais de hipoxia ou anoxia nos estuários dos rios Jaboatão e Pirapama (ex.: Ottmann *et al.*, 1965/66) e nos estuários dos rios Capibaribe e Pina (ex.: Travassos *et al.*, 1991/93, Lima, 2006). No estuário do Pina, Lima (2006) registrou a dominância das espécies *Tubifex tubifex*, *Boccardia* sp, *Sigambra grubii* e *Laeonereis acuta* nas estações com eventos de anoxia e/ou hipoxia na coluna d'água. Entretanto, a ocorrência dessas espécies mostrou um forte padrão sazonal, com predomínio de *Tubifex tubifex*, *Boccardia* sp e *Sigambra grubii* durante a estação seca e de *Tubifex tubifex* e *Laeonereis acuta* na estação chuvosa. Em nosso experimento, apenas *Boccardia* sp não colonizou a área Defaunada durante os 5 meses de observação e esta ausência pode estar relacionada às baixas abundâncias na área Controle.

Os estuários tropicais estão sujeitos a extremas variações sazonais devido à redução da descarga fluvial nos períodos secos e, aumento do fluxo hídrico nas estações chuvosas (Vargas, 1996). Vários trabalhos têm destacado a influência das variações climáticas sazonais sobre os processos de recolonização e sucessão da macrofauna (Wu & Shin, 1997; Guerra-García & García-Gomez, 2006; Zajac & Whitlatch, 1982a; Beukema *et al.*, 1999; Thrush *et al.*, 1996; McCall, 1977; Hall & Frid, 1998; Diaz-Castañeda *et al.*, 1993; Beukema, 1992; Trueblood *et al.*, 1994). Essa influência foi verificada no presente trabalho já que as variações temporais seguiram o mesmo padrão entre as duas áreas experimentais, indicando que as abundâncias da área Defaunada responderam de maneira similar a fatores de larga escala. Este padrão foi confirmado pela avaliação da trajetória temporal da estrutura da comunidade exibida pela ordenação MDS (Figura 15). As distâncias que separam os agrupamentos Controle e Defaunado dos Dias 0 a 35 parecem estar mais relacionadas a diferenças entre as estruturas da macrofauna e, a partir do Dia 35 até o final do experimento, a influências sazonais. Os resultados da

análise BIOENV reforçam as constatações anteriores quanto à relação direta entre a salinidade da água intersticial e a explicação dos padrões de abundância e composição da macrofauna.

As grandes distâncias entre os Dias 3, 5 e 18 verificadas na ordenação MDS apontaram para mudanças rápidas e acentuadas na estrutura da comunidade da área Defaunada, enquanto na área Controle esses dias formam um grupo mais homogêneo. Isto sugere que a colonização dos sedimentos defaunados se deu de modo mais intenso durante este período, talvez em virtude das condições ainda hostis para a biota nos 3 primeiros dias, já que é esperado que haja elevadas concentrações de subprodutos tóxicos da decomposição anaeróbia nos sedimentos como gás sulfídrico (H_2S) e metano (CH_4) (Clark, 2001; Kaiser *et al.*, 2006).

A comunidade de ambas as áreas mostrou-se sensível às variações pluviométricas. De um modo geral, os valores de abundância da área Controle declinaram a partir do 18º dia do experimento até o extremo no 35º dia. A exceção se deu para *Sigambra grubii* que aumentou suas abundâncias a partir do Dia 18 e atingiu seus maiores valores no Dia 35. Na área Defaunada, a taxa de recolonização foi lenta durante os 35 dias iniciais. Entretanto, o início do período chuvoso (após o Dia 35) favoreceu o crescimento de algumas populações, como pôde ser detectado após 93 dias, principalmente para *Streblospio benedicti*, *Laeonereis acuta* e Tubificidae spp. Por consequência, as diferenças entre as abundâncias das áreas experimentais foram reduzidas, de modo que não foram mais observadas diferenças significativas entre áreas Controle e Defaunada após 93 dias de experimento (Figura 10). Isso foi o resultado do forte declínio das espécies mais abundantes na área Controle e aumento das abundâncias de *Streblospio benedicti*, *Laeonereis acuta* e Tubificidae spp na área defaunada ao final do experimento (153 dias). O aumento das similaridades entre as áreas Defaunada e Controle ao longo do tempo também foi observado. No Dia 0, as áreas apresentavam uma dissimilaridade média entre elas de 99,47% e, em 93 dias a dissimilaridade média foi reduzida para 45,16%.

A forte influência das estações seca e chuvosa em estuários tropicais já foi comprovada por alguns autores. Carvalho (2004) estudando a macrofauna bentônica em dois estuários no litoral norte de Pernambuco (Rios Botafogo e Sirigi) encontrou um declínio nas abundâncias (45% total: 62% de oligoquetos e 70% de poliquetos) no rio Botafogo durante o período das chuvas, e um padrão inverso no rio Sirigi, com aumento de 145% na abundância (140% de oligoquetos). Os táxons dominantes nestes dois estuários foram os Tubificidae spp, Sabellidae, Ceratopogonidae e o Spionidae

Streblospio benedicti. Lima (2006) estudando as variações espacial e temporal da macrofauna em um estuário fortemente eutrofizado em Pernambuco encontrou uma redução nas abundâncias entre o período seco (15.106 indivíduos) e chuvoso (7.256 indivíduos). Em um estuário da Costa Rica (América Central), Vargas (1996) registrou um padrão bem marcado de mudanças sazonais para o poliqueto capitelídeo *Mediomastus californiensis*, o cumáceo *Coricuma nicoyensis* e o bivalve *Tellina rubescens* que apresentaram baixos valores de abundâncias durante o período chuvoso.

O processo de recolonização de habitats marinhos têm sido considerado relativamente rápido, podendo variar entre dias (ex.: Reise, 1984; Gamenick *et al.*, 1996; Guerra-García & García-Gomes, 2006; Ragnarsson, 1995; Hall & Frid, 1998, Smith & Brumsickle, 1989 e Ritter *et al.*, 2005), meses (ex.: Lim *et al.*, 2006; Beukema *et al.*, 1999; Thrush *et al.*, 1996; Faraco & Lana, 2003; Bolam *et al.*, 2006; Negrello-Filho *et al.*, 2006; Bolam *et al.*, 2004; Lu & Wu, 2000) e anos (ex.: Moseman *et al.*, 2004; Beukema *et al.*, 1999). O tempo de recuperação de comunidades de sedimentos defaunados não segue padrões definidos quando a macrofauna é avaliada em função dos atributos de abundância, riqueza, distinção taxonômica, diversidade de Shannon e a Equitatividade. Outra variável interveniente na avaliação da resiliência da comunidade diz respeito à escala do distúrbio (Whitlatch *et al.*, 1998; Zajac *et al.*, 1998). De um modo geral, os resultados documentados na literatura são conflitantes quanto ao tempo de recuperação de um determinado atributo da comunidade em diferentes escalas de distúrbio (Tabela 10). Experimentos de recolonização em macroescala apontam para uma recuperação da riqueza entre 6 (Beukema *et al.*, 1999) e 11 meses (Dauer & Simon, 1976), e da biomassa em cerca de 3 anos (Beukema *et al.*, 1999). Já em experimentos em mesoescala, Thrush *et al.* (1996) registrou um tempo de recuperação superior a 9 meses da riqueza e abundância, ao passo no estudo de Moseman *et al.* (2004) o tempo de recuperação foi superior tanto para a riqueza (>19meses) como para a abundância (14 meses). A recuperação da abundância em microescala tem sido documentada variando entre 1 dia a 10 meses (Tabela 10). Na área de estudo, a recuperação da área Defaunada foi primeiramente atingida pela distinção taxonômica (18 dias), seguidos pela riqueza (35 dias) e, por último, pela abundância (93 dias). Entretanto, a conclusão de que a abundância constituiu o atributo de mais lenta recuperação na área estudada discorda dos resultados obtidos por outros autores (ex.: Faraco & Lana, 2003; Beukema *et al.*, 1999; Gamenick *et al.*, 1996), cujos resultados apontam para aquele como o atributo de recuperação mais rápida.

A velocidade de recolonização é comprovadamente influenciada pela escala do distúrbio, de modo que, quanto maior a área perturbada menor a velocidade de recolonização (Ruth *et al.*, 1994; Thrush *et al.*, 1996; Smith & Brumsickle, 1989). Entretanto, apesar do presente estudo ser em meso-escala, os resultados foram similares aos obtidos em experimentos de microescala (ex.: Levin, 1984; Gamenick *et al.*, 1996; Ragnarsson, 1995; Hall & Frid, 1998; Smith & Brumsickle, 1989; Lu & Wu, 2000). O forte aumento do J' na área Defaunada pode estar relacionado ao baixo número de táxons com reduzidas abundâncias, com seria esperado para os primeiros dias de experimento. Segundo Magurran (2005), a equitatividade mede simplesmente o quanto as espécies são similares em abundância. Além disso, diferentemente do esperado, as espécies não mostraram uma resposta oportunista nas primeiras semanas de experimento, enquanto na área Controle, este índice mostrou uma forte relação com as flutuações nas abundâncias das espécies (Figura 12). Na área Defaunada, a queda na equitatividade ocorreu apenas após a recuperação das abundâncias de *Laonereis acuta*, *Streblospio benedicti* e Tubificidade, a partir do Dia 35 (Figura 12).

Tabela 10. Tempo de recuperação da macrofauna de áreas defaunadas para os atributos univariados da comunidade, considerando os diferentes tipos de escala de distúrbio (*regiões subtropical ou tropical; **região temperada; H' : Diversidade de Shannon-Wiener; J' : Equitatividade de Pielou)

Escala de distúrbio	Referência	Tipo de estudo	Tempo de recuperação da comunidade			
			Abundância	Riqueza	H'	J'
macroescala	Dauer & Simon (1975)*	descritivo	-	11meses	-	-
	Beukema <i>et al.</i> (1999)**	experimental	< 6meses	< 6meses	-	-
	Lim <i>et al.</i> (2006)*	descritivo	1-4meses	-	-	-
mesoescala	Thrush <i>et al.</i> (1996)**	experimental	> 9 meses	-	-	-
	Moseman <i>et al.</i> (2004)*	experimental	14 meses	>19meses	-	-
	Ritter <i>et al.</i> (2005)*	experimental	2 semanas	-	-	-
	Presente estudo*	experimental	3 meses	35 dias	-	-
microescala	McCall (1977)**	experimental	-	10 dias	3 meses	-
	Levin (1984)**	experimental	>40 dias	8-21 dias	-	-
	Reise (1984)**	experimental	>10dias	-	-	-
	Smith & Brumsickle (1989)**	experimental	8-41dias	-	-	-
	Ragnarsson (1995)**	experimental	20 dias	10 dias	-	-
	Gamenick <i>et al.</i> (1996)**	experimental	20 dias	20 dias	20 dias	20 dias
	Hall & Frid (1998)**	experimental	1dia	-	-	-
	Lu & Wu (2000) *	experimental	4-10 meses	4-10 meses	4-10 meses	-
	Faraco & Lana (2003) *	experimental	> 64 dias	> 64 dias	-	-
	Bolam <i>et al.</i> (2004)**	experimental	3 meses	-	-	-
	Negrello-Filho <i>et al.</i> (2006) *	experimental	33 dias	-	-	-
	Guerra-García & García-Gomez (2006)**	experimental	15 dias	-	-	-

O fato da diversidade de Shannon não ter apontado diferenças significativas entre as áreas Controle e Defaunada durante todo o experimento, sugere que este não pode ser considerado um bom indicador de recuperação, ao menos para os primeiros dias de repovoamento. Tomando como exemplo a fase imediata de colonização (Dias 0 a 5), como normalmente seria esperado, o número e a identidade dos táxons diferiram fortemente entre áreas Defaunada e Controle, apresentando 9 e 20 táxons, respectivamente, dos quais 7 compartilhados (Tabela 5). Além disso, também de forma esperada, as abundâncias foram significativamente superiores na área Controle (Figura 10; Tabela 5). Após o início da recolonização, a macrofauna tende a apresentar uma forte heterogeneidade espacial, distribuindo-se em mosaicos (McCall, 1977; Thistle, 1981; Levin, 1984) de forma que para uma amostragem mais realista da sua composição e

abundância seria necessário um grande esforço amostral. Desta forma, o fato do índice de Shannon ser independente da identidade das espécies e fortemente dependente do esforço amostral (Warwick & Clarke, 1991; Warwick & Clarke, 1995) torna difícil sua utilização como uma medida de recuperação da comunidade nos primeiros dias de recolonização, quando seria esperado um aumento da heterogeneidade espacial dos atributos inseridos em seu cálculo (abundância relativa e riqueza) a partir da condição homogênea inicial imposta pela defaunação.

A medida da distinção taxonômica (Δ^*) da comunidade foi utilizada no presente trabalho como uma informação complementar ao índice de Shannon, por ser um atributo que contém informações sobre as inter-relações entre as espécies que são totalmente negligenciadas no cálculo daquele índice. Nesse sentido, comunidades com uma mesma diversidade de Shannon tanto podem compreender espécies que estão fortemente correlacionadas taxonomicamente (pertencentes a um mesmo gênero e família) ou serem taxonomicamente muito distintas (pertencentes a diferentes Filos) (Warwick & Clarke, 1995). Por isso, o Δ^* pode complementar as informações obtidas por outras medidas de diversidade, e contribuir para quantificar e caracterizar os efeitos dos distúrbios sobre a diversidade da comunidade (Terlizzi *et al.*, 2005). A base teórica para a adição de componentes taxonômicos na análise de comunidade é baseada em observações de que em ambientes fortemente perturbados, as comunidades são levadas a um estágio sucessional pioneiro, com relativamente poucas espécies, muitas das quais fortemente relacionadas. Em contraste, comunidades bênticas menos perturbadas tendem a compreender uma série de espécies pertencentes a muitos Filos (Warwick & Clarke, 1995; Hall & Greenstreet, 1998). No presente experimento, o Δ^* refletiu de maneira significativa que a área Defaunada ainda não havia se recuperado quanto à complexidade taxonômica até o 5º dia. Assim, este índice mostrou maior sensibilidade na detecção de distúrbio quando comparado ao índice de Shannon. Entretanto, o Δ^* tem sido questionado pela sua falta de sensibilidade ao longo de gradientes crescentes de poluição (Somerfield *et al.*, 1997; Hall & Greenstreet, 1998; Salas *et al.*, 2006; Morris & Keough, 2002). No presente trabalho, este índice foi aplicado numa situação inversa na qual a comunidade foi avaliada em termos de recuperação de sua complexidade taxonômica após um distúrbio extremo (defaunação). A rápida recuperação da macrofauna (18º dia) em termos de distinção taxonômica pode estar relacionada à uma simplicidade natural da estrutura taxonômica da área de estudo (planície de maré lamosa), caracterizada por ser um ambiente normalmente estressado, fortemente análogo com ambientes poluídos (Cognetti, 1994) e, portanto, pobre em espécies e

dominado por poucos filos capazes de se adaptar a condições de extremas variações (Cognetti, 1992).

A recuperação da complexidade taxonômica (Δ^*) macrofauna e da riqueza em até 35 dias foram conflitantes com os resultados da riqueza total estimada pela Curva UGE para as áreas defaunadas, que sugerem que essa recuperação não ocorreu até o final do período de observação. Ao final do experimento, as Curvas S_{obs} mostraram que a macrofauna das áreas Defaunada e Controle acumularam valores diferentes de riqueza, com 17 e 22 táxons (Figura 14), respectivamente. Alguns trabalhos têm confirmado a maior riqueza nas áreas naturais ao final dos experimentos de recolonização, ainda que considerem a completa recuperação da área defaunada (ex.: Thrush *et al.*, 1996; Lu & Wu, 2000; Lu & Wu, 2006). Ao final do presente experimento, o fato da área Controle ter apresentado 7 espécies exclusivas de um total de 22, foi refletido no resultado da Curva UGE, cuja inclinação e assíntota sugeriram uma subestimação da riqueza total na área Defaunada, em relação ao esforço amostral acumulado (Figura 13). Tal subestimação indica que no Dia 153, a área Defaunada apresentou uma comunidade pobre em espécies, cujo processo de recuperação ainda não se deu por completo. A razão para essa diferença na riqueza acumulada entre áreas experimentais esteve relacionada exclusivamente a ausência de algumas espécies na área Defaunada, caracterizadas como raras na área Controle. Tal afirmação encontra suporte na observação de que o conjunto de espécies exclusivas na área Controle (7 táxons, Tabela 5) foi composto de táxons de ocorrência esporádica e com abundâncias abaixo de 1% do total da macrofauna. Na área Controle e Defaunada, as espécies raras representaram cerca de 73% e 65% do total, respectivamente. Ruth *et al.* (1994) observaram num experimento de recolonização que essas espécies representaram de 32 a 49% de todos os táxons nos diversos tamanhos de microcosmos defaunados. Desta forma, a importância das espécies raras não pode ser negligenciada, já que freqüentemente são consideradas como mais ameaçadas de extinção do que as comuns (Chapman, 1999). Devido ao tamanho reduzido de suas populações revelam-se mais sensíveis a distúrbios, tornando-as um dos mais seguros indicadores de degradação em habitats aquáticos (Cao *et al.*, 1998). Considerando o tamanho da área defaunada (mesoescala), é provável que a recuperação da riqueza na área perturbada seja apenas dependente do tempo, entretanto, sugere-se que em distúrbios de macroescala a perda das espécies raras adquira maior importância.

O resultado da ANOSIM mostrou que a recuperação da estrutura da macrofauna na área Defaunada somente ocorreu ao final do experimento (153 dias), diferentemente

do revelado pelos índices univariados. Dentre estes, o que mais se aproximou foi o obtido pela abundância, que indicou a recuperação mais tardia (93 dias). Isso decorre do fato de que Os métodos multivariados dependentes da identidade das espécies (ex.: ordenação MDS e ANOSIM) são mais sensíveis que os índices univariados independentes dos táxons envolvidos (ex.: índice de Shannon) quanto à detecção de mudanças nas comunidades (Warwick & Clarke, 1991; Warwick & Clarke, 1993a). Isso explica as fortes diferenças entre os resultados das análises multivariadas quando comparados ao índice de Shannon e à equitatividade. Em um experimento de simulação de distúrbio físico em mesoescala, Dornie *et al.* (2003) também não obtiveram sucesso na avaliação da recolonização de uma área defaunada utilizando os atributos riqueza, diversidade de Shannon e equitatividade, entretanto os resultados das análises multivariadas (ANOSIM) apontaram para a recuperação da comunidade entre 64 e 208 dias, dependendo da intensidade do distúrbio.

A análise SIMPER (Tabela 8) revelou que as diferenças entre as áreas Defaunada e Controle ocorreram principalmente como resultado da ausência de *Sigambra grubii* na área Defaunada até o terceiro dia do experimento ou ainda pelas reduzidas abundâncias dessa espécie até o final do experimento. Esses resultados sugerem que essa espécie mostrou-se a de mais lenta recuperação quanto à abundância ao longo do período de estudo.

A avaliação da recuperação da abundância da macrofauna ao longo dos estratos (0-2, 2-5, 5-10 e 10-20cm), revelou que sua velocidade foi inversamente proporcional à profundidade esta ocorreu de maneira mais lenta com o aumento da profundidade. Este padrão foi observado apenas nos três primeiros estratos, onde a recuperação ocorreu em 5 dias no estrato 0-2cm; em 18 dias, no estrato 2-5cm e, somente após 93 dias em 5-10 cm. Sugere-se, que a recuperação mais rápida da macrofauna na camada superficial (estrato 0-2cm) pode estar relacionada ao tipo de colonização predominante na área: imigração ativa. No estrato 0-2cm, as diferenças desapareceram no quinto dia do experimento em função dos aumentos nas abundâncias de Tubificidae spp e *Laeonereis acuta*, táxons que mostraram uma clara preferência pela superfície do sedimento (Figura 13). Portanto, ao final do experimento, a estabilidade da estrutura da macrofauna em relação ao meio natural se deu apenas entre 0 e 10cm (Figura 17).

No estrato 10-20 cm, os índices univariados de riqueza, H' , J' e Δ^* não mostraram diferenças entre as áreas Defaunada e Controle, e evidenciaram uma rápida recuperação da abundância (Dia 1). Já as configurações dos MDS e os resultados da ANOSIM mostraram um padrão crescente de dissimilaridades, das áreas Defaunada e Controle,

com o aumento da profundidade. O fato das trajetórias temporais da recolonização nos estratos 5-10 e 10-20cm não mostrarem uma correlação significativa entre áreas experimentais pode ser um indicativo de que a influência do meio circundante natural sobre a colonização não foi observada em estratos mais profundos até um período de 5 meses.

No estrato 10-20cm, a ANOSIM mostrou um padrão errático dos valores de R-Global, intercalando indicativos de “recuperação” (Dias 3, 18 e 93), e “não recuperação” (Dias 0, 1, 5 e 153). Um resultado similar foi encontrado por Dernie *et al.* (2003) que ao compararem os efeitos do distúrbio físico em diferentes profundidades, observaram que a recuperação ocorreu de maneira mais lenta nas áreas onde a perturbação atingiu os estratos mais profundos. No presente estudo, as diferenças no tempo de recuperação nos estratos 5-10 e 10-20cm também podem estar relacionadas à escassez natural de indivíduos que torna o esforço amostral insuficiente para detectar eventuais alterações.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De um modo geral, os resultados do presente trabalho confirmaram uma rápida capacidade de recolonização da infauna em sedimentos estuarinos defaunados por hipoxia/anoxia, concordando com os resultados de estudos desenvolvidos em regiões subtropicais e temperadas (Tabela 10). Entretanto, a carência de estudos de recolonização de macroinvertebrados no Brasil dificulta que as conclusões geradas neste trabalho sejam seguramente extrapoladas para eventos regionais de defaunação em macroescala. Também foi demonstrado que a recuperação e resiliência da infauna variam em função do atributo da comunidade avaliado, confirmando a hipótese proposta. Diferente do esperado, a recuperação da estrutura taxonômica da comunidade se deu mais rapidamente que a abundância e a riqueza.

A não refutação da hipótese de que a velocidade de recuperação da abundância da macrofauna é inversamente proporcional à profundidade de amostragem, indicando que colonização dos sedimentos defaunados se deu predominantemente por imigração ativa (jovens e adultos) e que o deslocamento de indivíduos para as áreas defaunadas ocorreu por imigração superficial e sub-superficial.

Também afirma-se que as respostas iniciais da infauna a distúrbios em mesoescala são influenciadas pela disponibilidade de colonizadores e respectivas características de modo de vida, já que ficou demonstrado que o processo de recolonização da macrofauna em sedimentos defaunados é fortemente dependente das populações mais abundantes das áreas adjacentes. Por conseqüência, a época de ocorrência de eventos extremos de hipoxia/anoxia interfere de modo importante na seqüência da sucessão e no tempo de recuperação. Nesse sentido, ao ser constatado que as variações pluviométricas alteraram a estrutura da comunidade e exerceram fortes implicações no processo de recolonização, sugere-se que a avaliação desse processo deve levar em consideração a sazonalidade das variáveis ambientais enquanto fator determinante da velocidade e rumo da recolonização assim como do sucesso da recuperação na escala temporal.

De um modo geral, ficou demonstrado que diferentes conjuntos de fatores ambientais influenciaram a macrofauna das áreas Controle e Defaunada, tanto ao nível de população como de comunidade. Desta forma, sugere-se o desenvolvimento de novos experimentos de recolonização em estuários levando em consideração a duração

(períodos mais longos), estações do ano (seca ou chuvosa) com multiplicidade temporal de “starting points” além de diferentes regimes de salinidade e níveis na região de entremarés. Também ficou comprovado que a comunidade é resiliente nesta escala de distúrbio sendo capaz de se recuperar em um curto espaço de tempo

Finalmente, destaca-se que independentemente da capacidade de recuperação dos ecossistemas a distúrbios antropogênicos, essa habilidade deve ser avaliada antes de qualquer evento poluidor para subsidiar o desenvolvimento de medidas preventivas e corretivas. Considerando a intensificação dos eventos de hipoxia/anoxia relacionadas à eutrofização documentados em diversas regiões costeiras do mundo (Diaz & Rosenberg, 1995; Wu, 2002), é esperado que a costa brasileira não constitua uma exceção, já que compartilha os mesmos problemas de uso e ocupação indevido do solo, aliado à práticas agro-industriais pouco sustentáveis. A carência de estudos descritivos, experimentais e de avaliação da integridade ambiental nos estuários e demais regiões costeiras no Brasil, potencializa o risco de degradação de seus ecossistemas. Reforça-se assim, a importância de estudos experimentais *in situ* como uma importante ferramenta para o entendimento dos efeitos da poluição em ambientes marinhos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aller, R.C. & Dodge, R.E. 1974. Animal-sediment relations in a tropical lagoon discovery bay, Jamaica. **J. Mar Res.** 32: 209-232.
- Amaral, A.C.Z. 1979. Ecologia e contribuição dos anelídeos poliquetos para a biomassa bêntica da zona das marés, no litoral norte do Estado de São Paulo. **Bolm. Inst. Oceanogr.** 28: 1-52.
- Barranguet, C. 1997. The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 44: 753-765.
- Beukema, J.J. 1988. An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden sea. **Mar. Biol.** 99: 425-433.
- Beukema, J.J. 1992. Long-term and recent changes in the benthic macrofauna living on tidal flats in the western part of the Wadden sea. **Neth. J. Sea Res.** 20: 135-141.
- Beukema, J.J., Flach, E.C., Dekker, R. & Starink, M. 1999. A long-term study of the recovery of the macrozobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. **J. Mar Res.** 42: 235-254.
- Bilyard, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. **Mar. Pollut Bull.** 11: 581-585.
- Bianchi, T.S., Johansson, B. & Elmgren, R. 2000. Breakdown of phytoplankton pigments in Baltic sediments: effects of anoxia and loss of deposit-feeding macrofauna. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 251: 161-183.
- Bolam, S. G., Whomersley, P. & Schratzberger, M. 2004. Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: effects of sediment organic and sand content. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 306: 157-180.
- Bolam, S. G., Schratzberger, M. & Whomersley, P. 2006. Macro- and Meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. **Mar. Pollut Bull.** 52: 1547-1832
- Brotas, V., Cabrita, T., Portugal, J., Serôdio, J. & Catarino, F. 1995. Spatio-temporal distribution of the microphytobenthic biomass in intertidal flats of Tagus estuary (Portugal). **Hydrobiologia.** 300/301: 93-104.
- Burd, B., Nemec, A. & Brinkhurst, R.O. 1990. The development and application of analytical methods in benthic infaunal studies. **Adv. Mar. Biol.** 26: 1456-1469.
- Cadée, G.C. & Hegeman, J. 1974. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. **Neth. J. Sea Res.** 8: 260-291.
- Cadée, G.C. & Hegeman, J. 1977. Distribution of primary production of the benthic microflora and accumulation of organic matter on a tidal flat area, Balgzard, Dutch Wadden sea. **Neth. J. Sea Res.** 11: 24-41.
- Carvalho, P.V.V.C. 2004. **O macrozoobentos na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas no litoral norte de Pernambuco – Brasil.** Dissertação (Mestrado em Biologia Animal – UFPE). Recife. 108p. + anexos.

- Cai, L.; Lin, J.; Li, H. 2001. Macroinfauna communities in an organic-rich mudflat at Shenzhen and Hong Kong, China. **Bull. Mar. Sci.** 69:1129- 1138.
- Cao, Y.; Williams, D.D. ; Williams, N.E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment. **Limnol. Oceanogr.** 43: 1403-1409..
- Chandler, G.T., Fleeger, J.W., 1983. Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 69, 175– 188.
- Chapman, M.G. 1999. Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and recovery.** 6: 235-251.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. **Primer v6: User Manual/ Tutorial.** Plymouth. 190p.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. **Mar. Biol.** 18, 167– 176.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Aust. J. Ecol.** 18, 117–143.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 92: 205-219.
- Clark, R. 2001. **Marine Pollution.** 5ed. Oxford. 236p
- Clarke, K.R., Chapman, M.G., Somerfield, P.J. & Needham, H.R. 2006a. Dispersion-based weighting species counts in assemblage analyses. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*320: 11-27.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J. & Chapman, M.G. 2006b. On resemblance measures for ecological studies including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 330: 55-80.
- Cognetti, G. 1992. Colonization of Stressed Coastal Environments. **Mar. Pollut Bull.** 24: 12-14.
- Cognetti, G. 1994. Colonization of brackish waters. **Mar. Pollut Bull.** 28: 583-586.
- Cognetti, G. & Maltagliati, F. 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in Brackish water fauna. **Mar. Pollut Bull.** 40: 7-14.
- Colijn, F. & Dijkema, K. S. 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 4: 9-21.
- Dauer, D. M. & J. L. Simon, 1976. Repopulation of polychaete fauna of an intertidal habitat following natural defaunation: species equilibrium. **Oecologia** 22: 99–117.
- Dauer, D.M., Luckenbach, M.W. & Rodi, Jr. A.J.. 1993. Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminates sediments. **Mar. Biol.** 116: 507-518.
- Dauwe, B., Herman, P.M.J. & Heip, C.H.R.1998. Community structure and bioturbation potencial of macrofauna at four North sea stations with contrasting food supply. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 173:67-83.
- Depledge, M.H. 1999. Recovery of ecosystems and their components following exposure to pollution. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery.** 6:199-206.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Richardson, E.A. & Warwick, R.M. 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol** 285/286: 415-434.

- Desprez, M., Rybarczyk, H., Wilson, J.G., Ducrotoy, J.P., Sueur, K., Olivesi, R. & Elkaim, B. 1992. Biological impact of eutrophication in the Bay of Somme and the induction and impact of anoxia. **Neth. J. Sea Res.** 30: 149-159.
- Diaz, R. J. & R. Rosenberg, 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 33: 245-303.
- Diaz-Castañeda, V., Frontier, S. & Arenas, V. 1993. Experimental re-establishment of a soft bottom community: utilization of multivariate analyses to characterize different benthic recruitments. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 37: 387-402.
- EMBRAPA. 1997. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro. 212p.
- Faraco, L.F.D. & Lana, P.daC. 2003. Response of polychaetes to oil spills in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá bay (SE Brazil). **Hydrobiologia**. 496: 321- 328.
- Fauchald, K. & Jumars, P. A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 17:193-284.
- Flemer, D.A., Ruth, B.F. & Bundrick, C.M. 2002. Effects of sediment type on macrobenthic infaunal colonization of laboratory microcosms. **Hydrobiologia**. 485:83-96.
- Flemer, D.A., Kruczynski, W.L., Ruth, B.F. & Bundrick, C.M. 1999. The relative influence of hypoxia, anoxia, and associated environmental factors as determinants of macrobenthic community structure in a Northern Gulf of Mexico estuary. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. 6:311-328.
- Gallagher, E. D., P. A. Jumars & D. D. Trueblood, 1983. Facilitation of soft-bottom succession by tube builders. **Ecology** 64: 1200-1216.
- Gamenick, I., Jahn, A., Vopel, K. & Giere, O. 1996. Hypoxia and sulphides as structuring factors in a macrozoobenthic community on the Baltic shore: colonization studies and tolerance experiments. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 144: 73-85.
- Gaston, G.R., Lee, D.L. & Nasci, J.C. 1988. Estuarine macrobenthos in Calcasieu Lake, Louisiana: community and trophic structure. **Estuaries**. 11: 192-200.
- Gaston, G.R. & Nasci, J.C. 1988. Trophic Structure of macrobenthic communities in the Calcasieu estuary, Louisiana. **Estuaries**. 11:201-211.
- Gava, A. J. 1984. **Princípios de Tecnologia de Alimentos**. 6 ed. Nobel. São Paulo. 284p
- Giangrande, A., Licciano, M. & Musco, L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. **Mar. Pollut Bull.** 50: 1153-1162.
- Giere, O. & Pfannkuche, O. 1982. Biology and ecology of marine oligochaeta. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 20: 173-308.
- Gunther, C. 1992. Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? **Neth. J. Sea Res.** 30: 45-56.
- Grassle, J.F. & J.P. Grassle J.P. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. **J. Mar Res** 32: 253-284.
- Gray, J., 1974. Animal sediment relationships. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 12: 223-261.
- Guerra-García, J.M. & García-Gomez, J.C. 2006. Recolonization of defaunated sediments: fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 68: 328-342.

- Hall, S.J. & Greenstreet, S.P. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 166: 227-229
- Hall, J.A. & Frid, C.L.J. 1998. Colonisation patterns of adult macrobenthos in a polluted north sea estuary. **Aquat. Ecol.** 33:333-340.
- Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middelburg, J.J. & Soetaert, K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 33:1-149
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., van de Koppel J. & Heip, C.H.R. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. **Adv. Ecol. Res.** 29:195-240.
- Holme, N.A. & McIntyre, A.D. 1971. **Methods for the study of marine benthos**. 1ed. Blackwell Scientific Publications. 334p.
- Josefson, A.B., Widbom, B., 1988. Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar Fjord basin. **Mar. Biol.** 100, 31-40.
- Josefson, A.B., Forbes, T.L. & Rosenberg, R. 2002. Fate of phytodetritus in marine sediments: functional importance of macrofaunal community. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 230: 71-85.
- Jessup, B.K., Markowitz, A. & Stribling, J.B. 1999. **Family-level key to the stream invertebrates of Maryland and surrounding areas**. (http://www.dnr.state.md.us/streams/pubs/ea99-2_key.pdf)
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 311: 1-14.
- Lana, P.C. et al. 1989. Estrutura especial de associações macrobênticas sublitorais da gambôa perequê (Pontal do Sul, Paraná). **Nerítica**. 4: 119-136.
- Leppakoski, E. 1971. benthic recolonization of the Bornholm basin (Southern Baltic) in 1969-71. **Thalassia Jugosl.** 7: 171-179.
- Levin, L. A., 1984. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: Community structure and response to disturbance. **Ecology** 65: 1185-1200.
- Levin, L.A., Talley, D. & Thayer, G. 1996. Succession of macrobenthos in a created salt marsh. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 141: 67-82.
- Levin, L.A., Ziebis, W., Mendoza, G.F., Growney-Cannon, V. & Walther, S. 2006. Recruitment response of methane-seep macrofauna to sulfide-rich sediments: an in situ experiment. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 330: 132-150
- Lewis, L.J., Davenport, J. & Kelly, T.C. 2003. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. Part 2. Recolonization by benthic invertebrates after 1 year and response of estuarine birds. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 57, 201-208.
- Lima, M.P.R. 2006. **Variação espacial e temporal da macrofauna bentônica no estuário do Pina, Recife-PE**. Recife. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal-UFPE) Recife. 74p + anexos.
- Lim, H.S., Diaz, R.J., Hong, J.S & Schaffner, L.C. 2006. Hypoxia and benthic community recovery in Korean coastal waters. **Bull. Mar. Pollut.** 52:1517-1526.
- López-Jamar, E. & Mejuto, J. 1988. Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La Coruña Bay, NW Spain. **Cah. Biol. Mar.** 29: 37-49.

- Lorenzen, C. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** 12: 343–346.
- Lu, L. & Wu, R.S.S. 2000. An experimental study on recolonization and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment. **Mar. Biol.** 136: 291–302.
- Lu, L. & Wu, R.S.S. 2003. Recolonization and succession of subtidal macrobenthic infauna in sediments contaminated with cadmium. **Environ. Poll.** 121: 27–38.
- Lu, L. & Wu, R.S.S. 2006. A field experimental study on recolonization and succession of macrobenthic infauna in defaunated sediment contaminated with petroleum hydrocarbons. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 68: 627–634.
- MacIntyre, H.L., Geider, R.J. & Miller, D.C. 1996. Microphytobenthos: The ecological role of the “secret garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, Abundance and Primary production. **Estuaries.** 19: 186–201.
- Macleod, C.K., Crawford, C.M. & Moltschaniwskyj, N.A. 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. **Mar. Pollut Bull.** 49: 79–88.
- McLusky, D.S. 1989. **The estuarine Ecosystem**. 2ed. Chapman and Hall. New York. 215p
- McManus, J.W & Pauly, D. 1990. Measuring ecological stress: variations on a theme by R.M. Warwick. **Mar. Biol.** 106: 305–308.
- Magni, P., Como, S., Montani, S. & Tsutsumi, H. 2006. Interlinked temporal changes in environmental conditions, chemical characteristics of sediments and macrofaunal assemblages in an estuarine intertidal sandflat (Seto Inland Sea, Japan). **Mar. Biol.** 149: 1185–1197.
- Magurran, A. E. 2005. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell. 256pp
- Mahon, H.K. & Dauer, D.M. 2005. Organic coatings and ontogenetic particle selection in *Streblospio benedicti* (Spionidae: Polychaeta). **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 323: 84–92.
- Mannino, A & Montagna, P.A. 1997. Small-scale spatial variation of macrobenthic community structure. **Estuaries.** 1: 159–173.
- Mattsson, J. & Lindén, O. 1983. Benthic macrofauna succession under mussels *Mytilus edulis* L. (Bivalvia), cultured on hanging long-lines. **Sarsia.** 68: 97–102.
- Mazurkiewicz, M. 1975. Larval development and habitats of *Laeonereis culveri* (Webster) (Polychaeta: Nereidae). **Biol. Bull.** 149: 186–204.
- McCall, P.L. 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island sound. **J. Mar. Res.** 35: 221–266
- Meyer-Reil, L.A. & Koster, M. 2000. Eutrophication of marine waters: effects on benthic microbial communities. **Mar. Pollut Bull.** 41: 255–263.
- Morris, L & Keough, M.J. 2001. Vertical migration of infaunal invertebrates in response to dosing with secondary treated sewage effluent: a microcosm experiment. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery.** 9: 43–65.
- Morris, L & Keough, M.J. 2002. Organic pollution and its effects: a short-term transplant experiment to assess the ability of biological endpoints to detect change in a soft sediment environments. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 225: 109–121.
- Morris, L & Keough, M.J. 2003. Variation in the response of intertidal infaunal invertebrates to nutrient additions: field manipulations at two sites within Port Phillip Bay, Australia. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 250: 35–49.

- Moseman, S.M., Levin, L.A., Currin, C. & Forder, C. 2004. Colonization, succession and nutrition of macrobenthic assemblages in a restored wetland at Tijuana estuary, California. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 60: 755-770.
- Moverley, J.H., Saenger, P. & Curtis, M.A. 1986. Patterns of polychaete recolonization in Queensland subtropical estuaries following severe flooding. **Hydrobiologia** 134: 227–235.
- Negrello-Filho, O.A., Underwood, A.J. & Chapman, M.G. 2006. Recolonization of infauna on a tidal flat: An experimental analysis of modes of dispersal. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 328:240-250.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1996. The role of above-and-below-ground components of *Spartina arterniflora* (Loisel) and detritus biomass in structuring macrobenthic associations of Paranaguá Bay 9SE, Brazil). **Hydrobiologia**. 400: 167-177.
- Neubert, M. G. & H. Caswell, 1997. Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbations. **Ecology** 78: 653–665.
- Niermann, U., Bauerfeind, E., Hickel, W. & Westernhagen, H.V. 1990. The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight **Neth. J. Sea Res.** 25: 215-226.
- Ottmann, F., Okuda, T., Cavalcanti, L., Silva, O.C., Araújo, J.V.A.de, Coelho, P.A., Paranaguá, M.N. & Eskinazi, E. 1965/66. Estudo da Barra das Jangadas - Parte V – efeitos da poluição sobre a ecologia do estuário. **Trab. Inst. Oceanogr. Univ. Fed. Pe.** 7/8: 7-16.
- Pagliosa, P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. **Mar. Ecol.** 26: 246-254.
- Pearson, T.H. 2001. Functional group ecology in soft-sediment marine benthos: The role of bioturbation. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 39: 233-267.
- Pearson, T. H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 16: 229–311.
- Pearson, T.H. & Stanley, S.O. 1979. Comparative measurement of the redox potential of marine sediments as a rapid means of assessing the effect of organic pollution. **Mar. Biol.** 53: 371-379.
- Petersen, J.K., Stenalt, E. & Hansen, B.W. 2002. Invertebrate re-colonisation in Mariager fjord (Denmark) after a severe hypoxia. II. Blue mussels (*Mytilus edulis* L.). **Ophelia**. 56: 215-226.
- Pinckney, J. & Zingmark, R.G. 1993. Biomass and production of benthic microalgal communities in estuarine habitats. **Estuaries**. 16: 887-897.
- Posey, M.H., Alphin, T.D., Cahoon, L., Lindquist, D. & Becker, M.E. 1999. Interactive effects of nutrient additions and predation on infaunal communities. **Estuaries**. 22: 785-792.
- Power, M. 1999. Recovery in aquatic ecosystems: considerations for definition and measurement. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. 6:253-257.
- Probert, P.K, 1984. Disturbance, sediment stability and trophic structure of soft-bottom communities. **J. Mar Res.** 6: 179-180.
- Ragnarsson, S.A., 1995. Recolonization of intertidal sediments: the effect of patch size. In: Eleftheriou, A., Ansell, A.D., Smith, C.J. (Eds.), **Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters**. Olsen and Olsen, Fredensborg, pp. 269–276.

- Reise, K. 1984. Experimental sediment disturbances on a tidal flat: responses of free-living Platyhelminthes and small Polychaeta. **Hydrobiologia**. 118: 73-81.
- Reise, K. 1985. **Tidal Flat Ecology: An Experimental Approach to Species Interactions**. Springer Verlag, Berlin, 191 pp.
- Ritter, C., Montagna, P.A. & Applebaum, S. 2005. Short-term succession dynamics of macrobenthos in a salinity-stressed estuary. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 232: 57-69.
- Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H.C. & Norling, K. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 234: 43-53.
- Rosenberg, R., Nilsson, H.C. & Diaz, J. 2001. Response of benthic fauna and changing sediment redox profiles over a hypoxic gradient. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 53, 343-350.
- Roth, S. & Wilson, J.G. 1998. Functional analysis by trophic guilds of macrobenthic community structure in Dublin bay. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 222: 195-217
- Rudnick, D.T. 1989. Time lags between the deposition and meiobenthic assimilation of phytodetritus. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 50: 231-240.
- Ruth, B.F., Flemer, D.A. & Bundrick, C.M. 1994. Recolonization of estuarine sediments by macroinvertebrates: Does microcosm size matter? **Estuaries** 17: 606-613.
- Salas, F., Patrício, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Pérez-Ruzafa, A. & Marques, J.C. 2006. Are taxonomic distinctness measures compliant to their ecological indicators in assessing ecological status? **Mar. Pollut Bull.** 52: 162-174.
- Sandulli, R. & Nicola-Giudici, M. 1989. Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. **Mar. Pollut Bull.** 20: 223-227.
- Sandulli, R. & Nicola-Giudici, M. 1990. Pollution effects on the structure of meiofaunal communities in the Bay of Naples. **Mar. Pollut Bull.** 21: 144-153.
- Sandulli, R. & Nicola, M. 1991. Responses of meiobenthic communities along a gradient of sewage pollution. **Mar. Pollut Bull.** 22: 463-467..
- Santos, P.J.P, Castel, J. & Souza-Santos, L.P. 1997. Spatial distribution and dynamics of microphytobenthos biomass in the Gironde estuary (France). **Oceanologica Acta**. 20: 549-555.
- Sardá, R., Foreman, K & Valiela, I. 1992. Controls of benthic invertebrate populations and production of salt marsh tidal creeks: experimental enrichment and short-and long-term effects. In: **Marine eutrophication and population Dynamics** (ed. Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V. U. & Rossi, R.), p.85-91.
- Santos, S.L. & Bloom, S.A. 1980. Stability in an annually defaunated estuarine soft-bottom community. **Oecologia**. 46:290-294.
- Santos, S.L. & Simon, J.L. 1980. Marine soft-bottom community establishment following annual defaunation: larval or adult recruitment? **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 2: 235-241.
- Santos, C.S.G. & Lana, P.C. 2001. Nereididae (Annelida, Polychaeta) da costa nordeste do Brasil. II. Gêneros *Namalycastis*, *Ceratocephale*, *Laeonereis* e *Rullierinereis*. **Iheringia**. 91: 137-149.
- Savidge, W.B. & Taghon, G.L. 1988. Passive and active components of colonization following two types of disturbance on intertidal sandflat. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 115: 137-155.
- Sheridan, P. 1997. Benthos of Adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, U.S.A. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 44: 455-469.

- Shuman, F. & Lorenzen, C. 1975. Quantitative degradation of chlorophyll by a marine herbivore. **Limnol. Oceanogr.** 20: 580-586.
- Silva, R.E. da. 2003. **Distribuição espacial da macrofauna bentônica no estuário do rio Formoso – PE**. Recife. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas- UFPE). Recife. 39p.
- Smith, C. R & S. J. Brumsickle, 1989. The effect of patch size and substrate isolation on colonization modes and rate in an intertidal sediment. **Limnol. Oceanogr.** 34: 1263–1277.
- Smith, S.D.A. & Simpson, R.D. 1998. Recovery of benthic communities at Macquarie Island (sub-Antarctic) following a small oil spill. **Mar. Biol.** 131: 567–581.
- Snelgrove, P.V.R., Grassle, J.F. & Petrecca, R.F. 1992. The role of food patches in maintaining high deep-sea diversity: field experiments with hydrodynamically unbiased colonization trays. **Limnol. Oceanogr.** 37: 1543-1550..
- Snelgrove, P.V.R., Grassle, J.F., Grassle, J.P. Petrecca, R.F. & Stocks, K.I. 2001. The role of colonization in establishing patterns of community composition and diversity in shallow-water sedimentary communities. **J. Mar Res.** 59: 813-831.
- Somerfield, P.J., Olgard, F. & Carr, M.R. 1997. A further examination of two new taxonomic distinctness measures. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 127: 103-113.
- Somerfield, P. J. Rees, H. L. & Warwick, R. M. 1995. Interrelationship in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredging disposal. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 127: 103-113.
- Stocks, K.I. & Grassle, J.F. 2001. Effects of microalgae and food limitation on the recolonization of benthic macrofauna into *in situ* saltmarsh-pond mesocosms. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 221: 91-104
- Stocum, E.T & Plante, C.J. 2006. The effect of artificial defaunation on bacterial assemblages of intertidal sediments. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 337: 147-158.
- Suguio, K. 1973. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: ed. Edgard Blücher. 318p.
- Sun, M.Y. & Daí, J. 2005. Relative influences of bioturbation and physical mixing on degradation of bloom-derived particulate organic matter: Clue from microcosm experiments. **Mar. Chem.** 96: 201-218
- Szymczak-Zyla, M., Wawrzyniak –Wydrowska, B. & Kowalewska, G. 2006. Products of chlorophyll a transformation by selected benthic organisms in the Odra estuary (Southern Baltic Sea). **Hydrobiologia.** 554: 155-164.
- Tenore, K.R. 1977. Growth of *Capitella capitata* cultures on various levels of detritus derived from different sources. **Limnol. Oceanogr.** 22: 936-941.
- Tenore, K.R., Hanson, R.B., Dornseif, B.E. & Wiederhold, C.N. 1979. The effect of organic nitrogen supplement on the utilization of different sources of detritus. **Limnol. Oceanogr.** 24: 350-355.
- Terlizzi, A., Scuderi, d., Fraschetti, S. & Anderson, M.J. 2005. Quantifying effects of pollution on biodiversity: a case study of highly diverse molluscan assemblages in the Mediterranean. **Mar. Biol.** 148:293-305.
- Thistle, D., 1981. Natural physical disturbances and communities of marine soft-bottoms. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 6: 223–228.
- Thrush, S.F., R.B. Whitlatch, R.D. Pridmore, J. E. Hewitt, V. J. Cummings & M. R. Wilkinson, 1996. Scale-dependent recolonization: The role of sediment stability in a dynamic sandflat habitat. **Ecology** 77: 2471–2487.

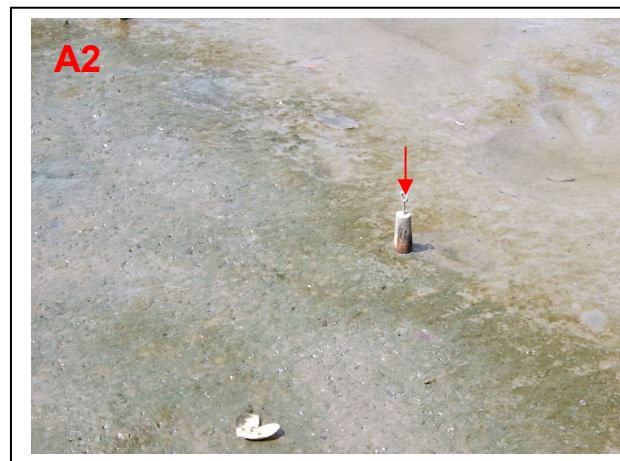
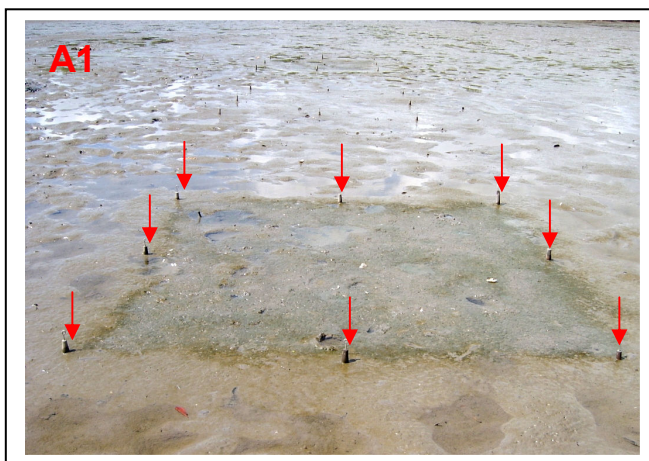
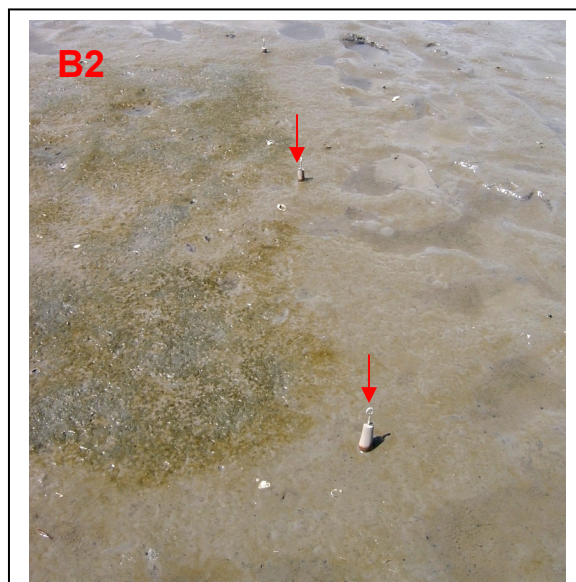
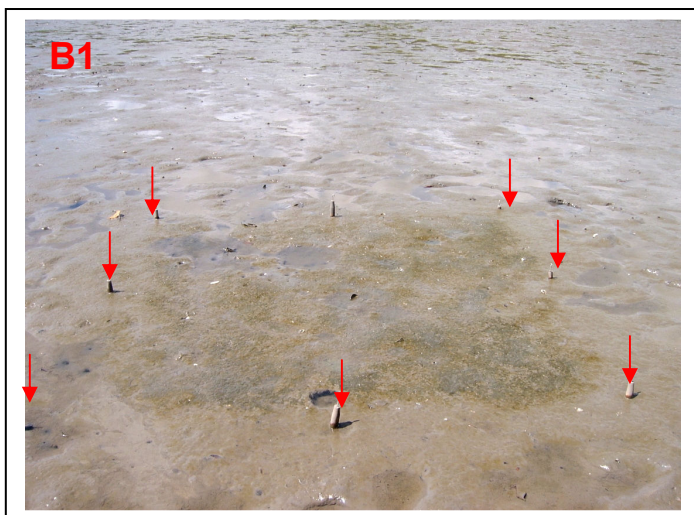
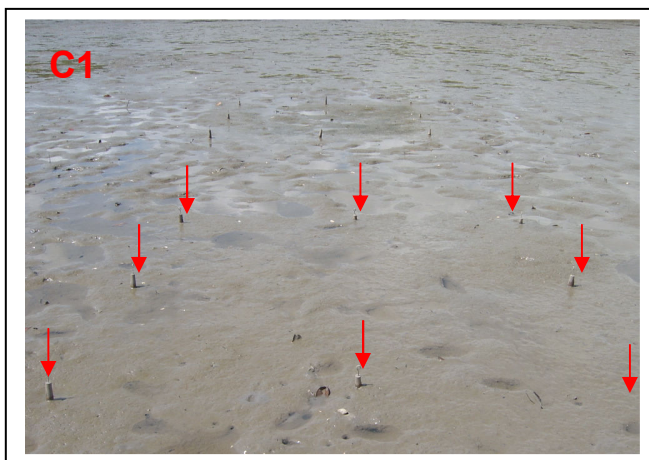
- Travassos, P.E.P., Macedo, S.J.de & Koenig, M.L. 1991/93. Aspectos hidrológicos do estuário do rio Capibaribe (Recife –Pernambuco). **Trab. Oceanog. Univ. Fed. Pe.** 22: 9-38.
- Trueblood, D.D., Gallagher, E.D & Goud, D.M. 1994. Three stages of seasonal succession on the Savin Hill Cove mudflat, Boston harbor. **Limnol. Oceanogr.** 39: 1440-1454.
- Tsutsumi, H., 1987. Population dynamics of *Capitella capitata* (Polychaeta; Capitellidae) in an organically polluted cove. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 36: 139–149.
- Ugland, K.I., Gray, J.S. & Ellingsen, K.E. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. **J. Anim. Ecol.** 72: 888-897.
- Vargas, J.A. 1996. Ecological dynamics of a tropical intertidal mudflat community. In: **Estuarine shores: evolution, environments and human alterations.** (eds. Nordstrom, K.F & Roman, C.T.). p. 354-371.
- Warwick, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. **Aust. J. Ecol.** 18: 63-80.
- Warwick, R.M. & Clarke, R. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. **J. Mar. Biol. Ass. UK.** 71: 225–244.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1995. A new “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 129: 301-305.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 1990. **Limnological analyses.** Springer-Verlag, 2.ed. p.338.
- Wetzel, M.A., Webr, A. & Giere, O. 2002. Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. **Mar. Biol.** 141: 679-689.
- Whitlatch, R.B., Lohrer, A.M., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Zajac, R.N., 1998. Scale-dependent benthic recolonization dynamics: life stage-based dispersal and demographic consequences. **Hydrobiologia** 375/376:217–226.
- Wieking, G. & Kröncke, I. 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger bank example. **Mar. Biol.** 146: 387-400.
- Wilson, W.H. 1983. The role of density dependence in a marine infaunal community. **Ecology.** 64: 295–306
- Woodin, S. A., 1978. Refuges, Disturbance and community structure a marine soft-bottom example. **Ecology.** 59: 274-284.
- Wu, R.S.S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. **Mar. Pollut. Bull.** 45: 35-45.
- Wu, R.S.S. & Shin, P.K.S. 1997. Sediment characteristics and colonization of soft-bottom benthos: a field manipulation experiment. **Mar. Biol.** 128: 475-487.
- Ysebaert, T & Herman, P.M.J. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 244: 105-124.
- Zajac, R. N. & R. B. Whitlatch, 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. **Mar. Ecol. Progr. Ser.** 10: 1–14.
- Zajac, R.N., Whitlatch, R.B., Thrush, S.F., 1998. Recolonisation and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. **Hydrobiologia** 375/376, 227– 240.

ANEXOS

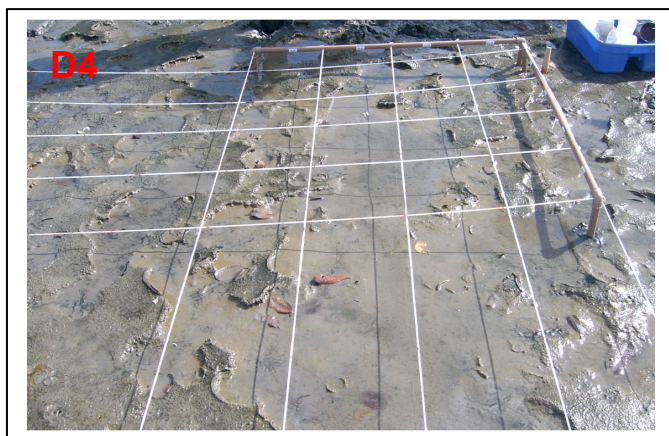
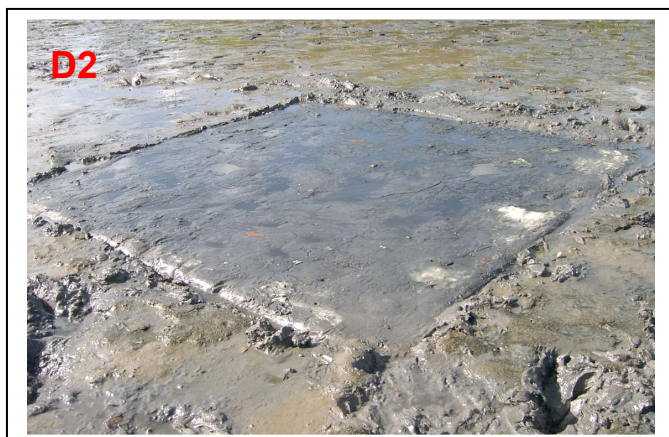
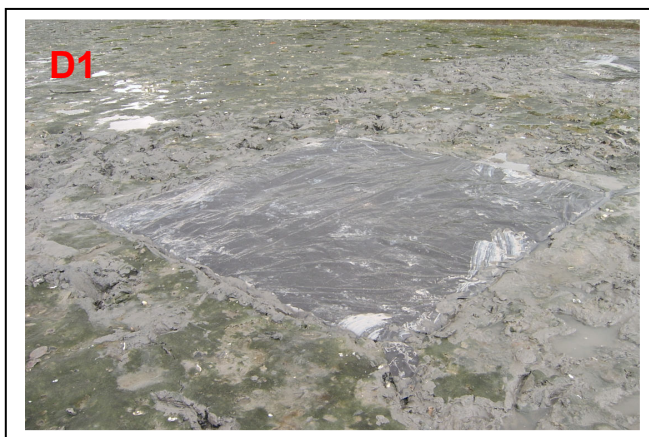
ANEXO I. Vista da planície de maré no Canal de Santa Cruz-PE e área de estudo (1 e 2).



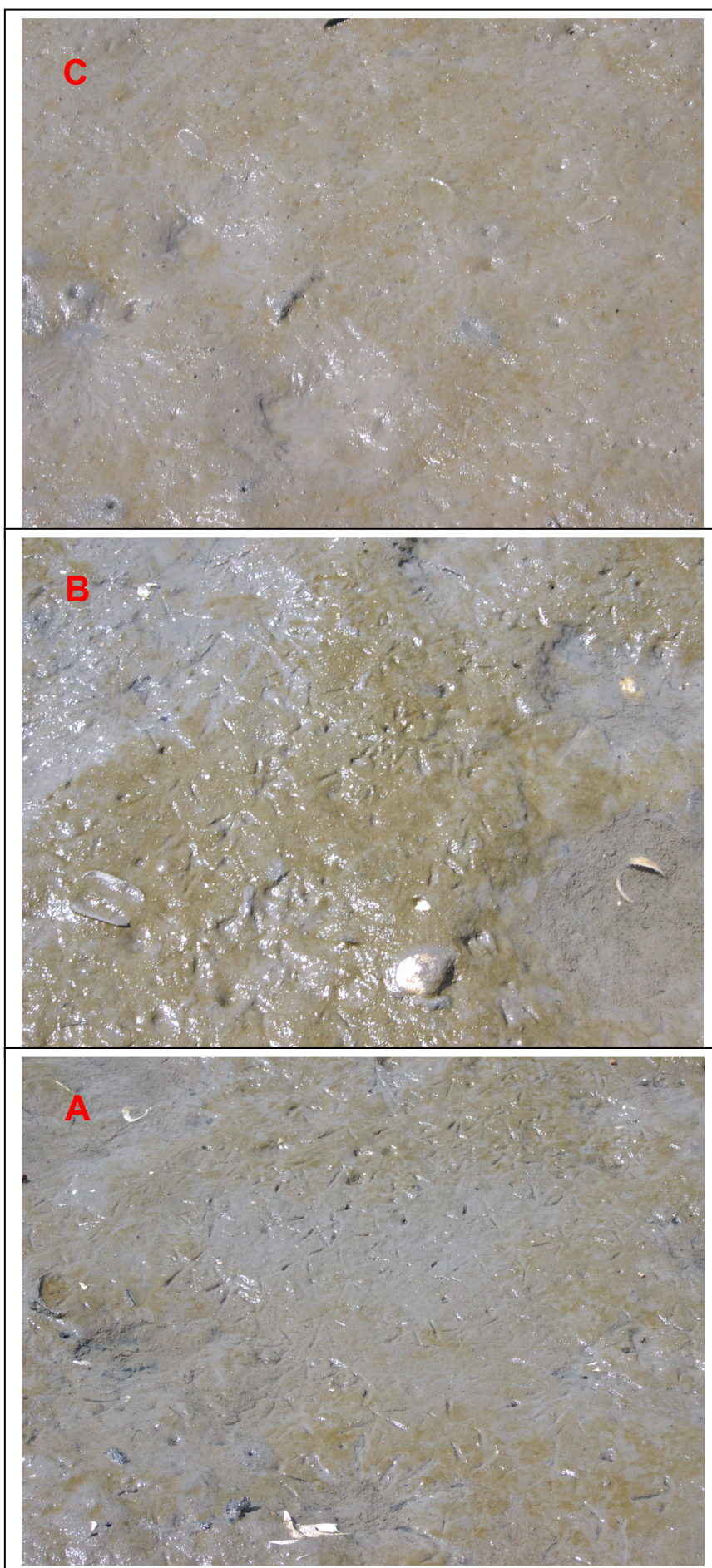
ANEXO II. Planície de maré no Canal de Santa Cruz-PE. Aspecto do sedimento das áreas experimentais no dia 19.10.2005 (Dia 14): C1 e C2 – área Controle; B1 e B2 – área Baixa Dose; A1 e A2 – área Alta Dose. As setas em vermelho destacam os limites das áreas experimentais.



ANEXO III. Planície de maré no Canal de Santa Cruz-PE. Aspecto do sedimento das áreas defaunadas no Dia 0: D1- área coberta por lona plástica; D2 e D3 – aspecto do sedimento após a retirada da cobertura; D4 – grade para localização do pontos de amostragem.



ANEXO IV. Planície de maré no Canal de Santa Cruz-PE. Aspecto do sedimento das áreas experimentais no dia 19.10.2005 (Dia 14), destacando evidências de forrageio de aves (pegadas) nas áreas eutrofizadas: C – área Controle; B – área Baixa Dose; A – área Alta Dose.



ANEXO V. Experimento de acompanhamento das variações de pH do sedimento superficial após a aplicação das duas dosagens experimentais de fertilizante (Alta e Baixa Doses).

