

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

Carlos Alberto de Moura Barboza

Variabilidade espacial das associações de ofiuróides ao longo de um gradiente de contaminação no Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná

CURITIBA

2010

Carlos Alberto de Moura Barboza

Variabilidade espacial das associações de ofiuróides ao longo de um gradiente de contaminação no Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná

Dissertação a ser apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas - Área de concentração Zoologia.

Orientador:
Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

CURITIBA
2010

Bem aventurados os que aprendem a ver, no mundo selvagem da natureza, algo para amar, algo com que se maravilhar, algo para reverenciar, pois encontraram a chave para uma fonte inesgotável de recreação e renovação.

Hugh B. Cott

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento especial ao Professor Dr. Paulo da Cunha Lana por toda a confiança, seriedade, amizade, e por todo este tempo de inesgotável aprendizado adquirido com um excelente pesquisador.

Aos meus pais, os grandes responsáveis por tudo isso, pelo apoio incondicional em todos os momentos de minha vida, pelo amor e carinho, e pelo contínuo incentivo em toda minha vida acadêmica.

A Paula, por todo amor, dedicação, carinho, ajuda e paciência ao longo de todo o tempo. Por maravilhosos momentos.

A todos os integrantes do Laboratório de Bentos, por toda a ajuda, e momentos de descontração. Um agradecimento especial ao Maikon, ao Leonardo e a Heliatrice por contribuições valiosas a este trabalho.

Um agradecimento especial e sincero a todos que participaram das coletas realizadas, a todos os mergulhadores, pela paciência, solidariedade e espírito de equipe, muito obrigado!

Aos Professores César Martins, Rodolfo Angulo, Eunice Machado, Hedda Kolm e suas equipes pelas preciosas análises realizadas, e que foram essenciais para a conclusão deste trabalho.

A todos os funcionários do Centro de Estudos do Mar, em especial aos barqueiros, por toda ajuda e agradáveis momentos na Baía de Paranaguá, valeu!

Ao Curso de Pós-graduação de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa concedida.

Aos membros da banca, pela seriedade e dedicação na avaliação deste manuscrito.

A Brisa, pela amizade e carinho durante este tempo.

A este belo lugar, Pontal do Sul, que dias maravilhosos e de esplêndida beleza continuem a raiar.

RESUMO

A urbanização, as atividades agrícolas e portuárias são fontes potenciais de contaminação de regiões costeiras e transicionais. Este estudo objetivou avaliar as respostas biológicas das associações de ofiuróides a um gradiente de contaminação ambiental com aproximadamente 12 km lineares desde o Rio Itiberê, que desemboca no início do Canal da Cotinga, até a foz do Rio Maciel, localizada próxima à desembocadura da Baía de Paranaguá. O delineamento amostral hierárquico (ANOVA *nested*) estimou as escalas de variação da fauna de ofiuróides na escala de quilômetros (setores, n=3), centenas de metros (locais, n=3), dezenas de metros (pontos, n=3) e centímetros (réplicas n=5), em duas campanhas, inverno (agosto de 2008) e verão (março de 2009). Todos os fatores foram considerados aleatórios. Os locais próximos a Paranaguá (setor interno) foram caracterizados por elevadas concentrações de esteróides fecais, alta atividade bacteriana e evidências de hipoxia, configurando um nítido gradiente de contaminação. A densidade de ofiuróides, a densidade da espécie numericamente dominante *Amphipholis januarii* e o número de espécies de ofiuróides foram inferiores no setor interno. A associação de ofiuróides variou em todas as escalas espaciais amostradas, correlacionando-se positivamente com maiores teores de Ca CO₃, maior salinidade e menores concentrações de *E. coli* e coprostanol no sedimento. As associações de ofiuróides foram influenciadas na escala de quilômetros pela contaminação por esgotos, teores de Ca CO₃ e matéria orgânica, e nas escalas de centenas e dezenas de metros pelas características do sedimento. O estudo mostrou que o gradiente de contaminação e o gradiente ambiental de *background* são forçantes igualmente importantes para explicar as variações na composição e densidade de associações de ofiuróides no subestuário da Cotinga.

Palavras chaves: Baía de Paranaguá, contaminação, análise hierárquica, escalas espaciais, ofiuróides.

ABSTRACT

Urban growth, agriculture and port activities are potential sources of contamination to coastal regions. This study assesses the responses of ophiuroid associations to a 12 km contamination gradient along the Cotinga Channel, which extends from the Itiberê River (main source of sewage outfall), near Paranaguá, to the mouth of Maciel River, with more pristine conditions, near the mouth of Paranaguá Bay. A nested sampling design (ANOVA) was used to estimate variations of the ophiuroid fauna at the scales of kilometers (sectors, n=3), hundreds of meters (locals, n=3), tens of meters (points, n=3) and centimeters in Winter (August 2008) and Summer (March 2009). All the scales were treated as random factors. Locals near Paranaguá were characterized by high fecal sterol values, high bacterial activity and evidence of hypoxic conditions, setting a clear contaminated environmental gradient. Total density, the density of the dominant species *Amphipholis januaris* and the number of ophiuroid species were significantly lower at the sector near Paranaguá. Ophiuroid associations were clearly influenced at the kilometer scale by sewage contamination, Ca CO₃ and organic matter contents and by sediment texture at the scales of hundreds and tens of meters. This study showed that background contamination overlapping the environmental gradient were determinant to explain the variability in the composition and density of ophiuroid associations at the Cotinga subestuary.

Key Words: Paranaguá Bay, contamination, hierarchical analysis, spacial scales, ophiuroids.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	4
2.1. Área de estudo	4
2.2. Delineamento amostral	5
2.3. Amostragem da fauna, microbiologia e variáveis físico-químicos da água e do sedimento.....	6
2.4. Análises estatísticas dos dados.....	9
3. RESULTADOS.....	11
3.1. A variabilidade ambiental do Canal da Cotinga	11
3.2. O gradiente de contaminação	16
3.3. A variabilidade ambiental e o gradiente de contaminação.....	18
3.4. A variabilidade dos ofiuróides em função dos gradientes de variabilidade ambiental e de contaminação.....	20
4. DISCUSSÃO	29
5. CONCLUSÕES	34
REFERÊNCIAS.....	35
ANEXOS	44

Lista de Figuras

- FIGURA 1. Área de estudo na Baía de Paranaguá com a localização dos setores e locais amostrados..... 7
- FIGURA 2. Variabilidade ($\pm 1DP$) de clorofila, feofitina, % P, % N, e % COT, no inverno de 2008 (barras cheias) e no verão de 2009 (barras vazias). 12
- FIGURA 3. Valores médios ($\pm 1DP$) de phi, da % CaCO₃, % MOT e % silte-argila (coluna à esquerda) e a porcentagem das componentes de variância das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do canal da Cotinga em agosto de 2008. 14
- FIGURA 4. Valores médios ($\pm 1DP$) de phi, da % CaCO₃, % MOT e % silte-argila (coluna à esquerda) e porcentagem das componentes de variância das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do Canal da Cotinga em março de 2009. 15
- FIGURA 5. Valores médios ($\pm 1DP$) da concentração de esteróis ($\mu\text{g.g}^{-1}$) ao longo do Canal da Cotinga em 2008 (barras cheias) e 2009 (barras vazias). 17
- FIGURA 6. Diagrama da análise PCA das variáveis (A) e locais (B) em agosto de 2008 e março de 2009. (sal) salinidade, Ca CO₃, (P) fósforo, (Coles) colesterol, (MOT) matéria orgânica total, (COT) carbono orgânico total, (feof) feoftina, (clo) clorofila, (N) nitrogênio, (phi) tamanho médio de grão, (b-Sitos) β -sitosterol, (colest) colestanol, (Coprona) coprostanona, (coli.t) coliformes totais, (E. coli) Escherishia coli, (Copros) Coprostanol e (Epicop) Epicoprostanol. (I) inverno, agosto de 2008; (V) verão, março de 2009. Ex: V21, verão, setor 2, local 1..... 19
- FIGURA 7. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade de ofiuróides, densidade de A. januarii, densidade de juvenis e do número de espécies (coluna à direita) e a porcentagem da componente de variação das escalas espaciais amostradas (à esquerda) ao longo do Canal da Cotinga em agosto de 2008. 23
- FIGURA 8. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade de ofiuróides, densidade de A. januarii, densidade de juvenis e do número de espécies (coluna à direita) e a porcentagem da componente de variação das escalas espaciais amostradas (à esquerda) ao longo do Canal da Cotinga em março de 2009. 25
- FIGURA 9. Diagrama da análise de proximidade nMDS dos locais amostrados no Canal da Cotinga. Símbolos vazados correspondem a campanha de inverno (agosto de 2008) e símbolos cheios a campanha de verão (março de 2009). Os números superiores correspondem aos locais de cada setor.**Erro! Indicador não definido.**

Lista de Tabelas

TABELA 1. Valores de profundidade, salinidade, temperatura e a localização dos locais amostrados em agosto de 2008 e março de 2009 no Canal da Cotinga.....	11
TABELA 2. Resultados da ANOVA hierárquica dos valores médios de phi, % Ca CO ₃ , % MOT e % silte-argila do Canal da Cotinga, referentes às campanhas de 2008 e 2009.	16
TABELA 3. Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> (135 ml de sedimento) ao longo do Canal da Cotinga em 2008 e 2009.	18
TABELA 4. Total de indivíduos e porcentagem de ocorrência das espécies de ofiuróides no Canal da Cotinga em agosto de 2008 e março de 2009.....	20
TABELA 5. Resultados da ANOVA hierárquica para a densidade de ofiuróides, densidade de <i>A. januarii</i> , densidade de juvenis e do número de espécies no Canal da Cotinga em agosto de 2008.....	25
TABELA 6. Resultados da ANOVA hierárquica para a densidade de ofiuróides, densidade de <i>A. januarii</i> e do número de espécies no Canal da Cotinga em março de 2009.	26
TABELA 7. Análise PERMANOVA dos ofiuróides nas distintas escalas espaciais amostradas ao longo do Canal da Cotinga em agosto de 2008 e março de 2009.....	27
TABELA 8. Modelos e valores de correlação de Spearman da análise BIOENV para os ofiuróides do Canal da Cotinga ($p < 0,01$). Somente as 10 melhores correlações foram mostradas.....	28
TABELA 9. Relações entre a densidade de ofiuróides (total), densidade de <i>A. januarii</i> e densidade de juvenis e a combinação de variáveis da BIOENV verificadas pela análise de regressão múltipla.	28

1. INTRODUÇÃO

Populações humanas concentraram-se, ao longo da história, em regiões costeiras, modificando profundamente seus ecossistemas. Uma das principais problemáticas atuais é encontrar formas adequadas de conciliar o desenvolvimento econômico e a manutenção da qualidade ambiental destas regiões (BORJA & DAUER, 2008).

Estuários são ambientes de alta produtividade e complexidade ecológica, desempenhando um papel fundamental na história de vida de inúmeras espécies animais e vegetais. Aproximadamente 75 % da população mundial reside em áreas costeiras (VITOUSEK, 1997) e a crescente urbanização resulta em significativas transformações das características físico-químicas e biológicas destas regiões (CLOERN, 2001; PAUL & MEYER, 2001).

Em uma escala global, estuários e demais ambientes transicionais costeiros vêm sendo muito afetados por atividades humanas (BORJA & DAUER, 2008). A eutrofização pode ser considerada um dos mais graves e principais problemas relacionados ao impacto da ocupação humana de regiões estuarinas e/ou costeiras (CLOERN, 2001; GRAY *et al.*, 2002; PAERL, 2006). A entrada de nutrientes nos ecossistemas marinhos, provindos do despejo de esgoto doméstico, industrial e produtos agrícolas, aumentou dramaticamente no último século (HOWARTH *et al.*, 1996; RAFELLI, 1999; CLOERN, 2001; GRAY *et al.*, 2002; PAERL, 2006). Este aporte excessivo propicia uma elevada produção primária. Grande parte da matéria orgânica produzida não é consumida na coluna d'água, depositando-se no compartimento bentônico. A degradação da matéria orgânica no sedimento, por atividade microbiana, demanda um elevado consumo de oxigênio. As taxas de oxigênio dissolvido podem ser diminuídas ou caírem a zero, tornando os fundos marinhos totalmente anóxicos e inviáveis para diversas espécies de peixes e invertebrados (PEARSON & ROSENBERG, 1978; GRAY *et al.*, 2002).

A detecção de perturbações antrópicas em regiões estuarinas é uma tarefa complexa, na medida em que as variações naturais das características físico-químicas e geológicas do ecossistema tornam o diagnóstico de alterações causadas por atividade humana, difíceis de serem reconhecidas (GASTON *et al.*, 1998, TEIXEIRA *et al.*, 2008).

Invertebrados bentônicos vêm sendo amplamente utilizados como ferramentas biológicas para análises de impactos ambientais (WARWICK, 1993). O fato se deve a características como: a) em geral são organismos sésseis ou de pouca mobilidade; b) as alterações na estrutura da comunidade podem ser detectadas em altos níveis taxonômicos; c) a facilidade de obtenção de dados quantitativos; d) a existência de uma extensa literatura relacionada ao efeito de poluição, principalmente de enriquecimento orgânico (WARWICK, 1993; CHAPMAN *et al.*, 2010).

Nos últimos anos, houve um crescente aumento no número de estudos relacionados à análise de associações bentônicas em função de distúrbios antrópicos nas regiões costeiras do Brasil (*e.g.* COSTA JR. *et al.*, 2000; 2008; VENTURINI & TOMMASI, 2004; MUNIZ *et al.*, 2005 a, b; HATJE *et al.*, 2006; PAGLIOSA & BARBOSA, 2006; VIVAN, *et al.*, 2009; CHOUEIRI *et al.*, 2009; 2010). Contudo, ainda são necessários mais monitoramentos de longa escala temporal (anos e décadas) e espacial (centímetros a centenas de quilômetros). A distribuição da fauna bentônica ocorre em diversas escalas espaciais e temporais, e o conhecimento destas escalas de variação é crucial para a compreensão dos padrões de associação das espécies (LEVIN, 1992; MORRISEY *et al.*, 1992; UNDERWOOD, 1997; COMMITO *et al.*, 2006; HEWITT & TRUSH, 2007) e para a aplicação de programas de monitoramento, manejo e conservação mais consistentes.

Com aproximadamente 2200 espécies, os ofiuróides são a classe mais diversa dos equinodermos (STÖHR & O'HARA, 2007). Representam um item alimentar importante de inúmeros peixes (HENDLER *et al.*, 1995) e, como tal, veículos de transferência de contaminantes para níveis tróficos superiores (SELK *et al.*, 2005; GRANBERG & SELK, 2007). De uma maneira geral, os equinodermos são considerados animais característicos ou mesmo indicadores de ambientes não impactados ou moderadamente impactados (ROSENBERG *et al.*, 2004; SOLIS-WEISS *et al.*, 2004). Contaminantes, como derivados de petróleo (NEWTON & MCKENZIE, 1995) e metais (DEHEYN *et al.*, 2000; SOLIS-WEISS *et al.*, 2004), bem como a qualidade da matéria orgânica (GUNNARSSON *et al.*, 1999; SELK *et al.*, 2005) ou condições de hipoxia (GRAY *et al.*, 2002), são capazes de provocar alterações negativas nos processos fisiológicos dos ofiuróides. Apesar de existir uma extensa literatura

relacionada à ecotoxologia de equinodermos (GARMENDIA *et al.*, 2010), são poucos as análises da variabilidade espaço-temporal de associações de ofiuróides para se detectar ou quantificar alterações de origem antrópica nos ecossistemas costeiros.

O Complexo Estuarino de Paranaguá localiza-se no sul do Brasil, no litoral norte do estado do Paraná. A região pode ser considerada relativamente conservada quando comparada com outros estuários brasileiros, como a Baía de Santos em São Paulo, a Baía de Guanabara no Rio de Janeiro ou a Baía de Todos os Santos na Bahia. O fato deve-se aos processos históricos de ocupação do litoral paranaense, só mais recentemente impulsionados pela reativação do Porto de Paranaguá na segunda metade do século passado (LANA *et al.*, 2001). Atualmente, o município de Paranaguá possui cerca de 140 000 habitantes e uma taxa de crescimento de 2,67% (IBGE, 2007). O crescente aumento populacional e o desenvolvimento econômico da região vêm causando problemas relacionados ao despejo de esgoto doméstico e ao aumento da contaminação por metais na água e no sedimento marinho (LANA *et al.*, 2001; SÁ *et al.*, 2006; CHOUERI *et al.*, 2009). O Rio Itibirê é um dos principais locais de despejo de esgoto *in natura* provenientes do município de Paranaguá. Sua foz está localizada no Canal da Ilha da Cotinga, que se estende até a desembocadura da Baía de Paranaguá.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar as respostas biológicas das associações de ofiuróides a um gradiente de contaminação ambiental com aproximadamente 12 km lineares desde o Rio Itibirê, que desemboca no município de Paranaguá no início do canal, até a foz do Rio Maciel, localizada próxima à desembocadura da Baía de Paranaguá.

Para avaliar se as diferentes escalas de variação espacial das associações dos ofiuróides estão relacionadas às escalas de variação das variáveis ambientais ao longo do gradiente foi utilizado um delineamento amostral hierárquico, incluindo escalas espaciais de centímetros a quilômetros. A hipótese de nulidade testada é que a densidade total, densidade de táxons representativos e a riqueza de espécies de ofiuróides não diferem ao longo do gradiente de contaminação em distintas escalas espaciais amostradas. Baseada em informações pretéritas de que existe uma maior contaminação por esgoto nos setores internos e de que os equinodermos são animais

característicos de ambientes prístinos, espera-se que a densidade de ofiuróides varie significativamente na escala de quilômetros e seja menor nos locais próximos a Paranaguá.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A Baía de Paranaguá, com aproximadamente 612 km², está localizada no litoral sul do Brasil (48° 25'W; 25° 30' S). O clima da região é fortemente influenciado pelo anti-ciclone semi-permanente do Atlântico Sul e por passagens de frentes polares durante o inverno (LANA *et al.*, 2001). O hidrodinamismo da baía é regido pelo regime de marés e pela entrada de massas de água provenientes de rios que desembocam na região (REBELLO & BRANDINI *et al.*, 1990; MACHADO *et al.*, 2000). O balanço hídrico da região difere significativamente entre a estação chuvosa (final da primavera e verão) e seca (final de outono e inverno), e depende basicamente da contribuição de águas fluviais (MARONE *et al.*, 2005). O setor externo da baía possui um maior hidrodinamismo em relação ao setor interno, sendo que a velocidade média de corrente de massas de água varia de 0,30 a 0,34 m/s entre a estação seca e chuvosa respectivamente (MARONE *et al.*, 2005).

Impactos antrópicos na Baía de Paranaguá estão principalmente associados à crescente urbanização, às atividades portuárias e agrícolas e ao despejo de esgoto de áreas urbanas, principalmente do município de Paranaguá (LANA *et al.*, 2001), com marcada influência sobre os ecossistemas da região (MARONE *et al.*, 2005). O sub-estuário da Cotinga está localizado no setor polihalino da baía e possui aproximadamente 20 km de extensão. Nele estão localizadas as desembocaduras do Rio Maciel, Rio Guaraguaçu, Rio Anhainha e Rio Itiberê. Os dois últimos são os mais poluídos devido ao despejo de efluentes oriundos do município de Paranaguá (LANA *et al.*, 2001). CHOUERI *et al.* (2009) relacionaram alterações na estrutura da comunidade bentônica às concentrações de As, Cr, Ni, and Pb no sedimento da Baía de Paranaguá. SÁ *et al.* (2006) detectaram altas concentrações de

metais traço, como níquel, em sedimentos da região costeira do município de Paranaguá. BRAUN(2006) registrou valores de esteróides fecais característicos de sedimentos impactados por efluentes de esgoto no setor interno do Canal da Cotinga. Aproximadamente 34% do esgoto doméstico da área ocupada no município, que corresponde a 51% da população, é naturalmente drenado para o Rio Itiberê (PELLIZZARI, 2008). Desde 1997, o tratamento dos efluentes domésticos foi incrementado de 4 para 25% do total da população atendida (PELLIZZARI, 2008). Contudo, mais de dois terços dos despejos continuam sendo lançados no estuário sem qualquer tipo de tratamento.

2.2. Delineamento amostral

Há muitos problemas metodológicos para o correto delineamento amostral e a execução de experimentos para avaliar o papel de distúrbios antrópicos sobre a biota. Um dos mais evidentes é a dificuldade de estabelecer uma relação causal segura entre o efeito observado e a possível causa (UNDERWOOD, 1994; TRUSH *et al.*, 1997). A estimativa das escalas de variação e o grau de heterogeneidade espacial são passos necessários para se descrever a distribuição de populações naturais e se implementar delineamentos amostrais apropriados (TRUSH *et al.*, 1997; KOSTILEV & ERLANDSSON, 2001). Delineamentos amostrais hierárquicos, que permitem analisar diferentes escalas de variação (espacial e temporal), vêm se consolidando como uma ferramenta robusta para investigação dos padrões de distribuição da macrofauna bentônica (LEVIN, 1992; UNDERWOOD, 1997; COMMITO *et al.*, 2006; 2008; HEWITT & TRUSH, 2007).

A maioria dos estudos para a avaliação de impactos antrópicos geralmente adotaram delineamentos a partir da coleta de um determinado número de réplicas nas diferentes áreas de interesse (UNDERWOOD, 1994). Desta forma, não incorporam a variabilidade dos fenômenos biológicos e físico-químicos introduzida em distintas escalas de variação espacial. Apesar do conhecimento prévio das escalas espaciais de variação ser requisito fundamental para uma melhor compreensão dos processos ocorrentes no ecossistema bentônico, poucos estudos no Brasil têm lançado mão deste tipo de delineamento (*e.g.* PAIVA, 2001; PAGLIOSA & BARBOSA, 2006).

Neste estudo foi adotado um desenho amostral hierárquico para se discriminar a importância relativa de cada uma das escalas espaciais investigadas. O sub-estuário da Cotinga foi subdividido em três setores, interno (SI), médio (SM) e externo (SE) distantes entre si na escala de quilômetros. Nestes setores foram aleatorizados três locais (L) separados por centenas de metros. Em cada local foram aleatorizados 3 pontos (P) distantes entre si até dezenas de metros, cada um com cinco réplicas distantes na escala de centímetros (R) (FIGURA 1). Todos os fatores foram considerados aleatórios. Foram tomadas 135 réplicas em cada uma de duas campanhas, a primeira durante o inverno (agosto de 2008), e a segunda durante o verão (março de 2009).

2.3. Amostragem da fauna, microbiologia e variáveis físico-químicas da água e do sedimento

Para a coleta dos ofiuróides foram utilizados corers de 20 cm de diâmetro (0,031 m² de área amostral) e 10 cm de profundidade). A amostragem dos pontos (P) de cada setor foi realizada de maneira simultânea por seis mergulhadores. O sedimento foi inicialmente fixado em formalina salina a 4 %, lavado através de uma malha de 0,5 mm conservado em álcool 70%.

O sedimento foi amostrado com um cilindro de 3 cm de diâmetro e 4,5 cm de altura. Foram realizadas subamostragens no interior de um corer da macrofauna para representar o grupo de cinco réplicas (uma amostra em cada ponto, totalizando 27 por campanha).

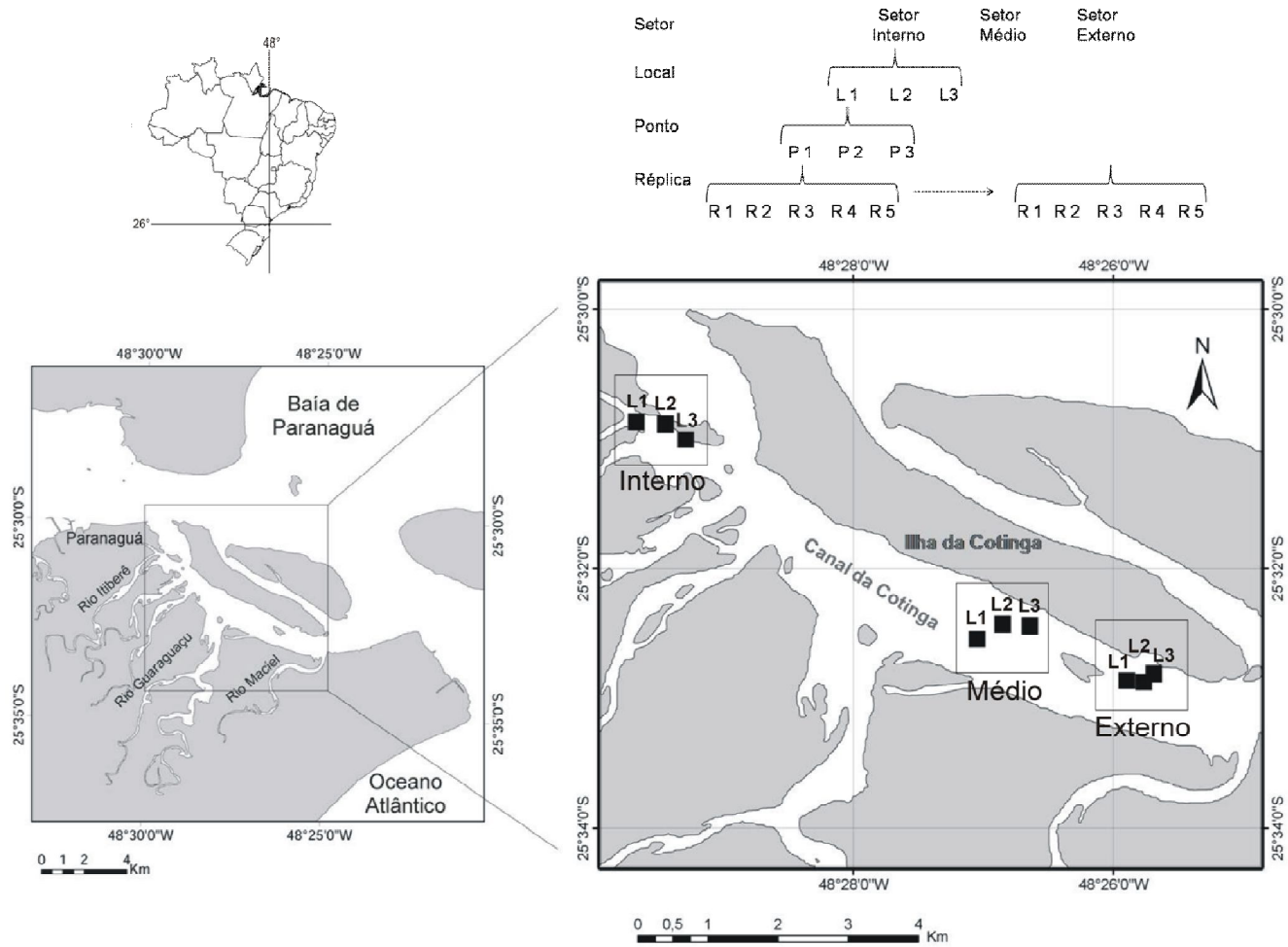


FIGURA 1. Área de estudo na Baía de Paranaguá com a localização dos setores e locais amostrados.

O material foi acondicionado em isopor contendo gelo e posteriormente congelado. A análise granulométrica foi realizada por peneiramento segundo o método descrito por SUGUIO (1973), sendo a porção fina analisada através do granulômetro a laser Cilas 1064. Para a estimativa dos parâmetros granulométricos se utilizou o método de FOLK & WARD (1957) com processamento dos dados brutos pelo programa SysGran 3.0 (CAMARGO, 1999). Para se medir o teor de matéria orgânica total (MOT), 5 g de sedimento seco foram queimados em mufla a 500°C por 1 hora. O teor de carbonato de cálcio (CaCO₃) total foi estimado através da adição de HCl 10% a aproximadamente 15 g de sedimento, com posterior filtragem e secagem na estufa a 60° C.

Em cada local (L) amostrado (n=9) foram medidas as profundidades, valores de salinidade, temperatura, atividade microbológica, concentração de nutrientes e esteróides. Para análise microbológica de coliformes totais e *Escherichia coli*, a porção superficial do sedimento foi acondicionada em placas de Petri previamente esterilizadas e posteriormente refrigeradas. As análises foram realizadas segundo a metodologia descrita por KOLM *et al.* (2007). Para estimativas da concentração de nutrientes, o sedimento foi coletado com potes de filme escuro de 3 cm de diâmetro e 4,5 cm de altura e posteriormente congelado. A determinação dos teores de clorofila *a* e feopigmentos foi realizada através das leituras de absorvâncias a 665 e 750 µm, com aplicação da equação de LORENZEN (1967). A concentração de fósforo orgânico total (POT) foi determinada segundo GRASSHOFF *et al.*, (1983) e as concentrações de carbono orgânico total (COT) segundo STRICKLAND & PARSONS (1972).

Para as análises de esteróides as amostras de sedimento foram acondicionadas em bandejas de alumínio, previamente esterilizadas em mufla a 400°C durante 24 horas, e posteriormente congeladas (-15°C). A quantificação dos teores de coprostanol, epicoprostanol, coprostanona, colesterol, colestanol e β-sitosterol foi realizada segundo o método descrito por MARTINS *et al.* (2007).

2.4. Análises estatísticas dos dados

A média das densidades de ofiuróides adultos, média das densidades de *Amphipholis januaris* (espécie numericamente dominante), das densidades de juvenis (somente para a campanha de agosto de 2008) e do número de espécies, foram calculadas por 0,031 m²(área de cada corer) para cada campanha. Uma ANOVA hierárquica testou a diferença entre as médias, considerando um desenho com três fatores: setores (3 níveis, aleatórios), locais (3 níveis, aleatórios e hierárquicos ao setor) e pontos (3 níveis, aleatórios e hierárquicos ao local). Uma ANOVA hierárquica também foi utilizada para testar as diferenças entre as médias do tamanho médio dos grãos (ϕ), % silte-argila e os teores de MOT e CaCO₃ contidos no sedimento, nas escalas de quilômetros (setores) e centenas de metros (locais). No teste unifatorial, a normalidade e a homocedasticidade dos dados foram averiguadas através dos testes de *Shapiro-Wilk* e *Bartlett*, respectivamente. Quando estas premissas não foram atendidas, foi testada a seguinte ordem de transformação: raiz quadrada, raiz quarta e log (x+1) para diminuir a heterogeneidade dos dados. A magnitude da variação de cada escala amostrada foi calculada com uma Análise de Componentes de Variância (UNDERWOOD, 1997; FLETCHER & UNDERWOOD, 2002). Todas as análises univariadas foram realizadas utilizando-se o pacote estatístico R 2.9.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009).

Para descrever as tendências de variação espacial das associações de ofiuróides foi utilizada a análise de proximidade nMDS (similaridade de *Bray Curtis*), sobre os valores de abundância das réplicas transformados para log (x+1). A análise foi realizada no programa PRIMER 6.0 (CLARKE & GORLEY, 2006).

A análise PERMANOVA é uma ferramenta eficiente para se testar respostas simultâneas de uma ou mais variáveis a um ou mais fatores, de um desenho amostral ANOVA (n observações e r réplicas) (ANDERSON, 2005). O método pode ser utilizado para modelos de uma via, multifatoriais, hierárquicos e para testes de interação (ANDERSON, 2001). Assim como na análise ANOSIM, a PERMANOVA não pressupõe normalidade ou homocedasticidade dos valores observados. Contudo, é capaz de estimar parâmetros através da

proposição de um modelo linear, sendo mais robusta do que a ANOSIM para análise de delineamentos complexos (ANDERSON, 2005). O teste PERMANOVA foi realizado através do programa PERMANOVA (ANDERSON, 2005) com o objetivo de testar possíveis diferenças entre as composições faunísticas nas diferentes escalas espaciais amostradas e os padrões de agrupamento observados na análise nMDS.

A Análise de Componentes Principais foi utilizada para descrever os padrões de variação espaço temporal das variáveis ambientais, incluindo as variáveis microbiológicas. Para se averiguar a correlação entre a matriz biótica, a partir da densidade de indivíduos dos locais amostrados, e as variáveis ambientais (incluindo os valores coliformes e *E. coli*) foi utilizada a análise BIOENV (CLARKE & GORLEY, 2006). Uma entre cada par de variáveis que foram significativamente correlacionadas ($> \pm 0,95$) foi retirada da análise (CLARKE & GORLEY, 2006). Para se testar a significância dos valores de correlação da combinação de variáveis na explicação do padrão observado, realizou-se o teste de permutação para o cálculo do R Global através do programa PRIMER 6.0 (CLARKE & GORLEY, 2006). Uma análise de regressão múltipla testou a relação entre a densidade total de ofiuróides, a densidade de *Amphipholis januarii* e a densidade de juvenis, com a combinação de variáveis dos três modelos com maior valor de correlação (Sperman) da análise BIOENV.

3. RESULTADOS

3.1. A variabilidade ambiental do Canal da Cotinga

As profundidades amostradas foram inferiores no SI e semelhantes em SM e SE (TABELA 1). A variabilidade da salinidade de fundo foi pequena na campanha de inverno (agosto de 2008) e mais variável na campanha de verão (março de 2009), quando o menor valor ocorreu no SI e o maior no SE (TABELA 1).

TABELA 1. Valores de profundidade, salinidade, temperatura e a localização dos locais amostrados em agosto de 2008 e março de 2009 no Canal da Cotinga.

ago/08		profundidade (m)	salinidade	temperatura (°C)	Lat (S) / Long (O)
setor	local				
Interno	1	4,40	26,22	21,98	25° 30' 52" / 48° 29' 40"
	2	6,90	24,77	22,40	25° 30' 53" / 48° 29' 26"
	3	5,00	26,26	22,29	25° 31' 0,3" / 48° 29' 17"
Médio	1	6,90	27,24	21,82	25° 32' 32" / 48° 27' 2,6"
	2	6,70	27,52	21,75	25° 32' 25" / 48° 26' 50"
	3	7,00	27,80	21,71	25° 32' 26" / 48° 26' 38"
Externo	1	9,00	28,92	21,54	25° 32' 52" / 48° 25' 45"
	2	9,10	29,17	21,39	25° 32' 51" / 48° 25' 53"
	3	8,40	29,00	21,32	25° 32' 48" / 48° 25' 41"
mar/09					
setor	local				
Interno	1	3,50	22,89	28,14	25° 30' 52" / 48° 29' 40"
	2	3,00	22,93	28,06	25° 30' 53" / 48° 29' 26"
	3	4,70	23,92	28,14	25° 31' 0,3" / 48° 29' 17"
Médio	1	7,00	27,57	27,94	25° 32' 32" / 48° 27' 2,6"
	2	8,00	27,25	27,95	25° 32' 25" / 48° 26' 50"
	3	8,90	28,75	27,85	25° 32' 26" / 48° 26' 38"
Externo	1	7,50	29,57	27,80	25° 32' 52" / 48° 25' 45"
	2	7,00	28,99	27,80	25° 32' 51" / 48° 25' 53"
	3	6,50	28,82	27,86	25° 32' 48" / 48° 25' 41"

As concentrações de clorofila foram semelhantes na campanha de inverno, porém, na campanha de verão as maiores médias tenderam a ocorrer no SI e SM (FIGURA 2). As concentrações de feofitina foram superiores no SM em ambas as campanhas (TABELA 2). As porcentagens de P foram similares

ao longo do canal, mas tenderam a valores inferiores no SI. A concentração de N foi superior no SM no inverno e decresceu em direção à desembocadura da baía no verão (FIGURA 2). A porcentagem de COT foi crescente em direção ao SE no inverno. No verão ocorreu um padrão inverso e a porcentagem média decresceu em direção à desembocadura da baía (FIGURA 2; ANEXO 1).

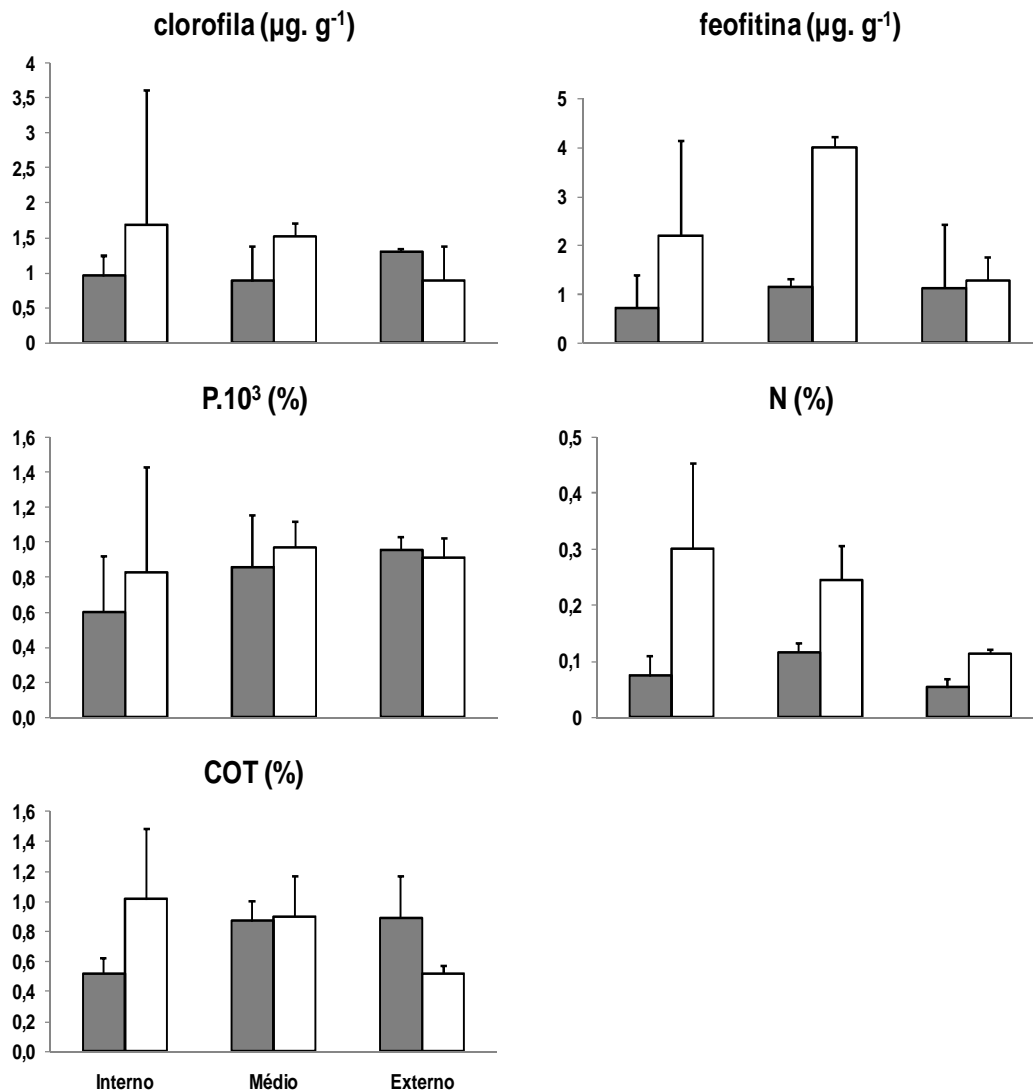


FIGURA 2. Variabilidade ($\pm 1\text{DP}$) de clorofila, feofitina, % P, % N, e % COT, no inverno de 2008 (barras cheias) e no verão de 2009 (barras vazias).

O sedimento ao longo do canal variou de silte grosso a areia muito fina e de pobremente selecionado a muito bem selecionado (ANEXO 2). Esta variação não ocorreu de forma linear ou gradual ao longo do canal, mas com padrão em mosaico.

Os valores de phi não diferiram nas escalas se setores e locais no Canal da Cotinga (TABELA 2). A análise de componentes de variância mostrou que a escala de setores contribuiu com menos de 1 % da variação encontrada em ambas as campanhas, enquanto que os locais e pontos (resíduo) contribuíram com aproximadamente 26 e 73 % no inverno (FIGURA 3), e 80 % e 19,9 % no verão (FIGURA 4).

Os teores de CaCO_3 diferiram significativamente entre os setores, mas não entre os locais no inverno (TABELA 2). A escala de setores foi responsável por aproximadamente 36 % da variação encontrada e a dos pontos por 73 % (FIGURA 3). No verão, uma variação de 48 % da variação total ocorreu entre locais, enquanto que os pontos foram responsáveis por aproximadamente 51 % (FIGURA 4).

O teor de MOT diferiu entre os setores no inverno e entre os locais no verão (TABELA 2). A componente dos setores contribuiu com 45 % da variação encontrada, enquanto que a componente dos pontos contribuiu com aproximadamente 54 % no inverno (FIGURA 3). No verão, a contribuição dos locais foi de 23 % e dos pontos 56% (FIGURA 4).

A porcentagem de silte-argila variou significativamente apenas na escala de locais (TABELA 2). No inverno a componente de variação dos locais contribuiu com 51 %, enquanto que os pontos e setores com respectivamente 4 e 45 % da variação total (FIGURA 3). No verão a componente dos locais contribuiu com aproximadamente 66 % da variação e os pontos com 33,5 % (FIGURA 4).

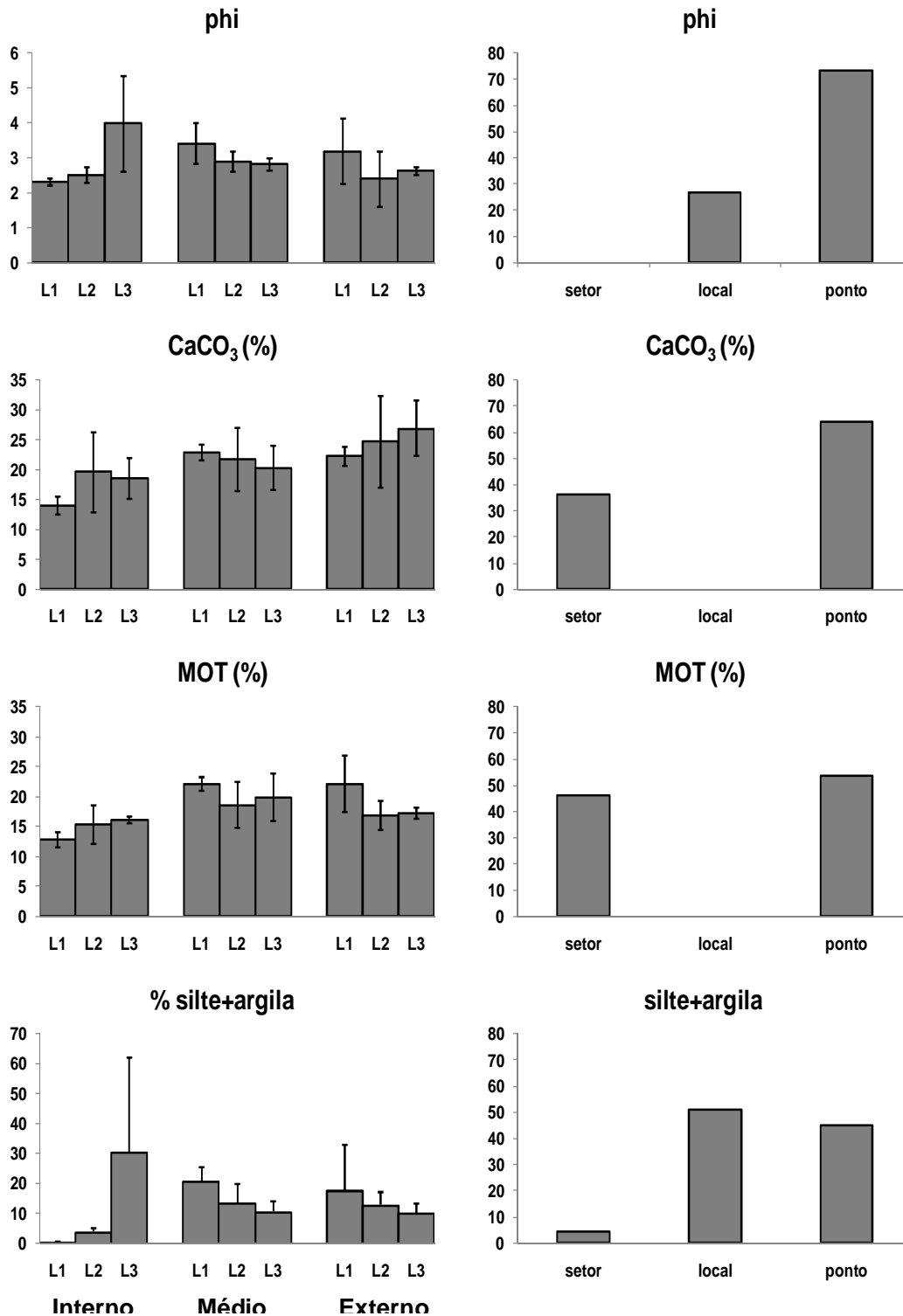


FIGURA 3. Valores médios ($\pm 1DP$) de phi, da % CaCO₃, % MOT e % silte-argila (coluna à esquerda) e a porcentagem das componentes de variância das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do canal da Cotinga no inverno de 2008.

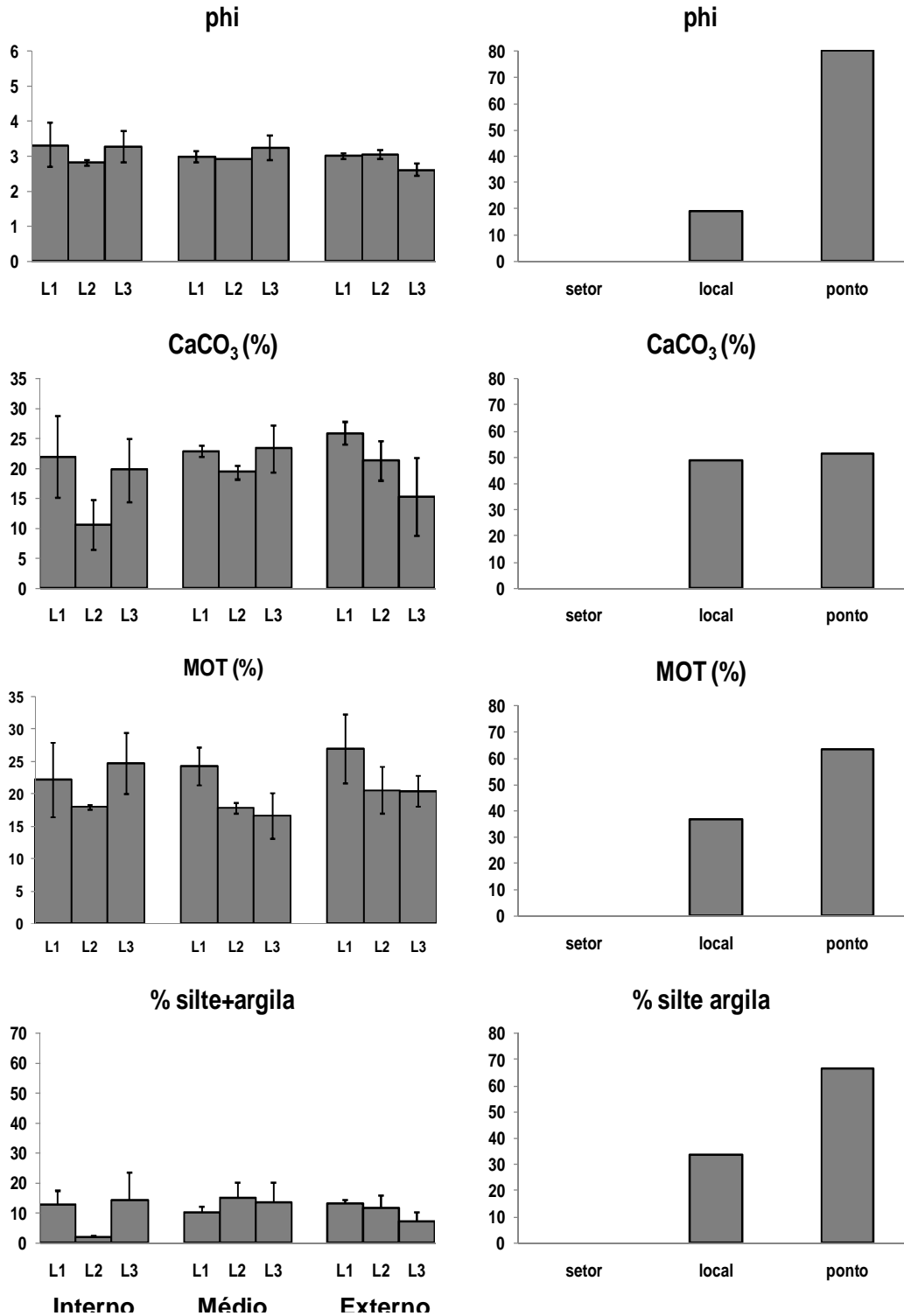


FIGURA 4. Valores médios ($\pm 1DP$) de phi, da % CaCO₃, % MOT e % silte-argila (coluna à esquerda) e porcentagem das componentes de variância das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do Canal da Cotinha no verão de 2009.

TABELA 2. Resultados da ANOVA hierárquica dos valores médios de phi, % CaCO₃, % MOT e % silte-argila do Canal da Cotinha, referentes às campanhas do inverno de 2008 e verão de 2009.

	phi			CaCO ₃			MOT			silte + argila		
	MQ	F	p									
Inverno												
setor	0,039	0,361	0,711	117,298	7,278	0,025	67,326	10,626	0,011	1,478	1,132	0,383
local(setor)	0,107	2,489	0,062	16,116	0,791	0,588	6,336	0,781	0,595	1,305	2,715	0,047
resíduo	0,043			20,360			8,107			0,481		
Verão												
setor	0,136	0,818	0,485	56,627	0,781	0,499	22,461	0,525	0,616	24,180	0,382	0,698
local(setor)	0,166	1,823	0,150	72,495	4,065	0,009	42,750	3,092	0,029	63,366	2,980	0,034
resíduo	0,091			17,830			13,824			21,264		

(MQ) média dos quadrados

3.2.O gradiente de contaminação

As concentrações médias de esteróides fecais (coprostanol, epicoprostanol e coporstanona) foram superiores no SI em ambas as campanhas, evidenciando um claro gradiente de contaminação em direção à desembocadura da baía (FIGURA 5). As concentrações de coprostanol decresceram em direção ao SE (FIGURA 5), com valores máximos registrados no SI. No inverno, epicoprostanol só foi detectado no SI (agosto de 2008). No verão (março de 2009), suas concentrações variaram entre 0,02 e 0,09 µg.g⁻¹ no SI e nos demais locais só foi detectado no SEL2. As médias das concentrações de coporstanona foram superiores no SI e decresceram em direção à desembocadura da baía (ANEXO 3).

As concentrações de colesterol foram crescentes do SI ao SE em ambas as campanhas (FIGURA 5). A concentração de colestanol foi semelhante nos SI e SM no inverno e nitidamente mais elevada do que no SE. No verão, o maior valor médio encontrado ocorreu no SM (FIGURA 5). Em ambas as campanhas as concentrações de β-sitosterol foram nitidamente superiores no SM (FIGURA 5). A razão colesterol/colestanol aumentou em direção ao SE no inverno. No verão esta razão foi semelhante no SI e SM, mas inferior em relação ao SE (FIGURA 5). As razões epicoprostanol/coprostanol só puderam ser calculadas nos locais em que o valor do numerador fosse diferente de zero.

No inverno, esta razão variou entre 0,06 e 0,08 em S1. No verão variou entre 0,04 a 0,06 no S1 e correspondeu a 0,14 no SEL2 (FIGURA 5).

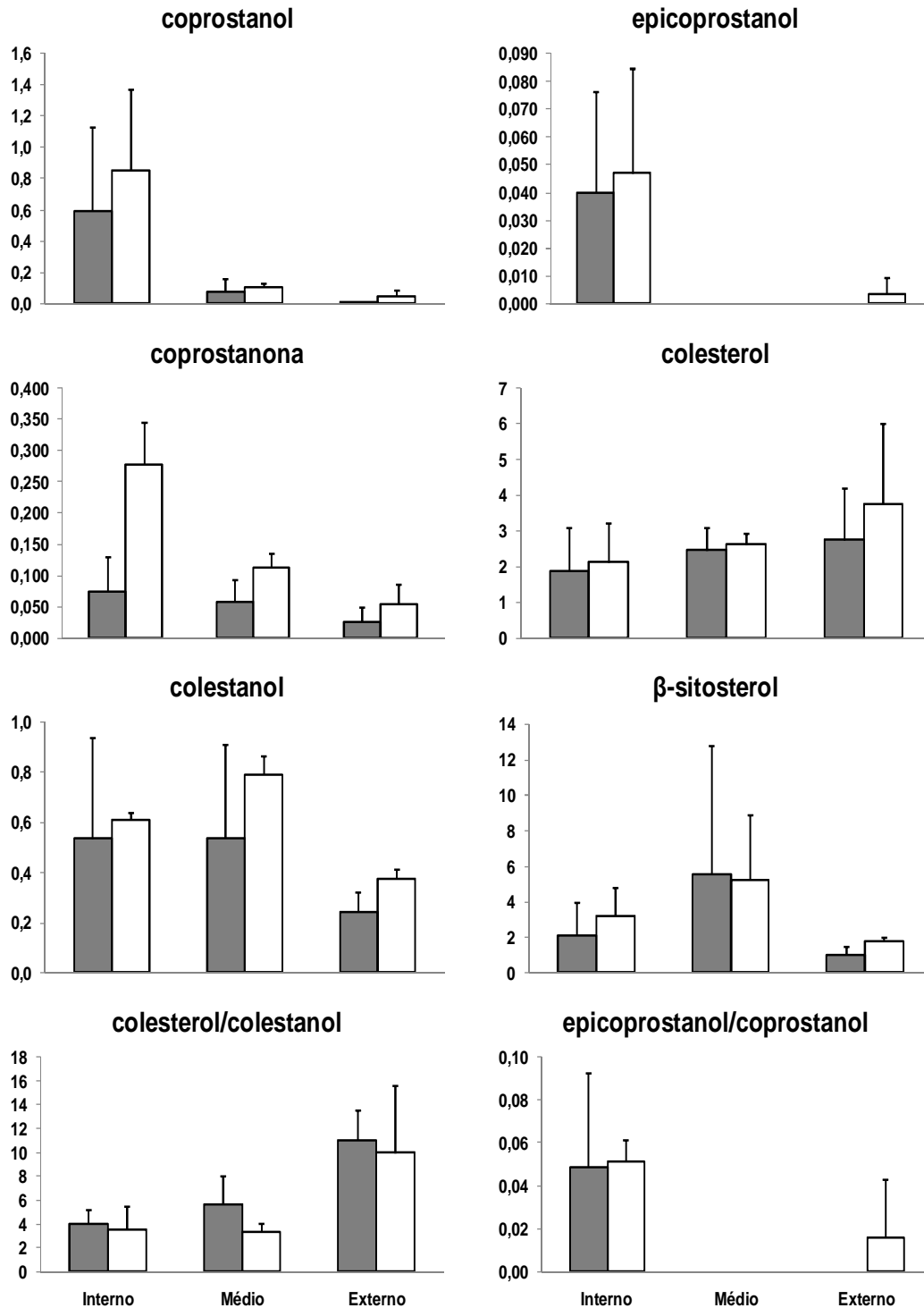


FIGURA 5. Valores médios ($\pm 1\text{DP}$) da concentração de esteróis ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) ao longo do Canal da Cotinga no inverno de 2008 (barras cheias) e verão de 2009 (barras vazias).

A concentração de coliformes totais também evidenciou um nítido gradiente de contaminação, com os maiores valores registrados nos SI e SM em ambas as campanhas (TABELA 3). O mesmo padrão ocorreu em relação aos valores de *E. coli*, com máximos em SML2 em agosto de 2008 e em SIL2 em março de 2009 (TABELA 3).

TABELA 3. Concentração de coliformes totais e *E. coli* (135 ml de sedimento) ao longo do Canal da Cotinga no inverno de 2008 e verão de 2009.

setor	local	agosto de 2008		março de 2009	
		coliformes totais	<i>E. coli</i>	coliformes totais	<i>E. coli</i>
Interno	1	218,70	16,10	288,00	170,00
	2	2419,60	547,50	1210,75	247,95
	3	307,60	22,60	1643,00	159,00
Médio	1	30,90	1,00	134,70	13,10
	2	2419,60	2419,60	120,10	7,40
	3	214,20	23,50	183,05	9,70
Externo	1	44,10	2,00	22,05	5,75
	2	47,10	4,10	57,45	4,15
	3	13,40	2,00	195,55	5,20

3.3.A variabilidade ambiental e o gradiente de contaminação

A PCA mostrou uma superposição do gradiente de contaminação com o gradiente de variabilidade de ambiental. O eixo PC1 explicou 28 % da variação encontrada e o eixo PC2 explicou 25 % (FIGURA 6). O primeiro mostrou uma correlação positiva principalmente com epicoprostanol, coprostanol, coprostanona, coliformes totais e *E. coli*, e uma correlação negativa com a salinidade, CaCO₃, colesterol e P (FIGURA 6). O segundo eixo mostrou uma correlação negativa com valores de MOT, COT, clorofilaa, feofitina, N, phi, β-sitosterol e colestano, e positiva em relação à salinidade e epicoprostanol (FIGURA 6).

A PCA dividiu os locais em basicamente três grupos. O primeiro foi formado pelos locais do SE, caracterizados por altos valores de CaCO₃, salinidade e colesterol, bem como valores muito baixos de esteróides e atividade bacteriana. Um segundo grupo foi formado por locais do SM (exceto os locais 2 e 3 do inverno) e caracterizado principalmente por elevados valores

pigmentos fotossintéticos, COT, MOT e N.O terceiro grupo foi formado pelos locais do SI e caracterizado pela nítida contaminação por esteróides fecais e alta atividade bacteriana (FIGURA 6).

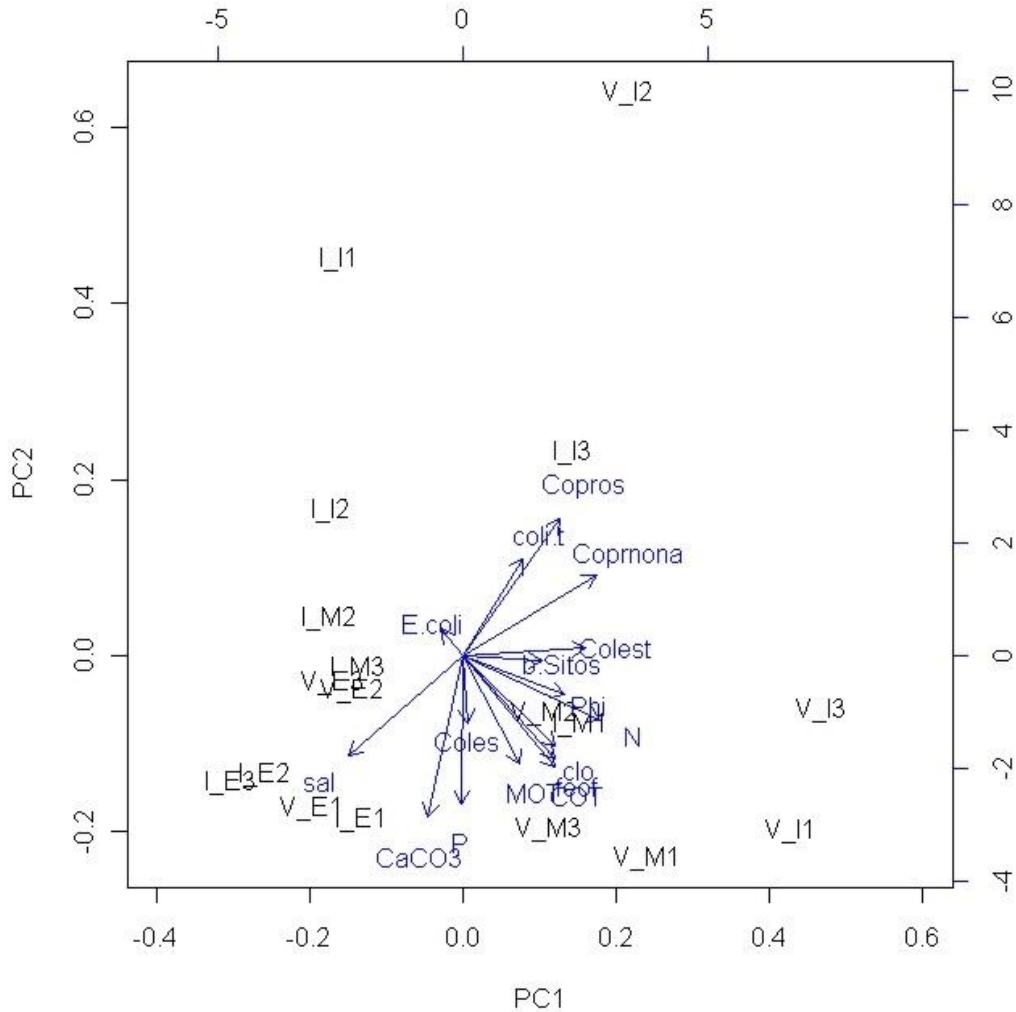


FIGURA 6. Diagrama da análise PCA das variáveis (A) e locais (B) em agosto de 2008 e março de 2009. (sal) salinidade, CaCO_3 , (P) fósforo, (Coles) colesterol, (MOT) matéria orgânica total, (COT) carbono orgânico total, (feof) feoftina, (clo) clorofila, (N) nitrogênio, (phi) tamanho médio de grão, (b-Sitos) β -sitosterol, (colest) colestanol, (Coprnona) coprostanona, (coli.t) coliformes totais, (*E. coli*) *Escherishia coli*, (Copros) Coprostanol e (Epicop) Epicoprostanol. (I) inverno, agosto de 2008; (V) verão, março de 2009. Ex: Inverno, setor externo, local 1 (L_E1).

3.4. A variabilidade dos ofiuróides em função dos gradientes de variabilidade ambiental e de contaminação

Foi coletado um total de 1208 ofiuróides, dos quais 630 em agosto de 2008 e 578 em março de 2009 (TABELA 4). A densidade de ofiuróides foi maior no SE (FIGURAS 7 e 8) e variou significativamente na escala de setores e locais no inverno (TABELA 5) e na escala de locais e pontos no verão (TABELA 6). A componente de setores foi responsável por 74 % da variação, enquanto que réplicas e locais foram respectivamente responsáveis por 21 e 4% da variação no inverno (FIGURA 7). No verão a componente dos locais foi responsável por 49 % da variação e dos setores por 25 %. Réplicas e pontos contribuíram respectivamente com 15 e 11 % da variação (FIGURA 8).

TABELA 4. Total de indivíduos e porcentagem de ocorrência das espécies de ofiuróides no Canal da Cotinga no inverno de 2008 e verão de 2009.

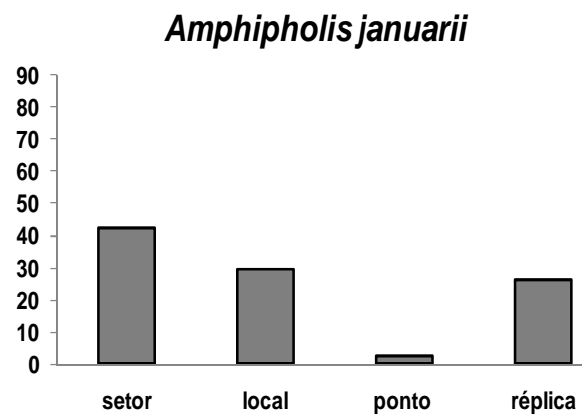
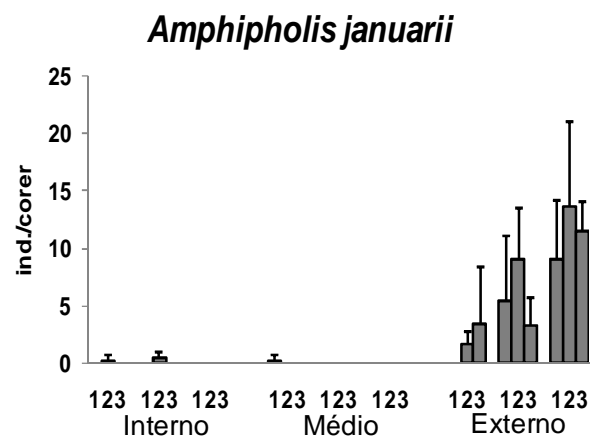
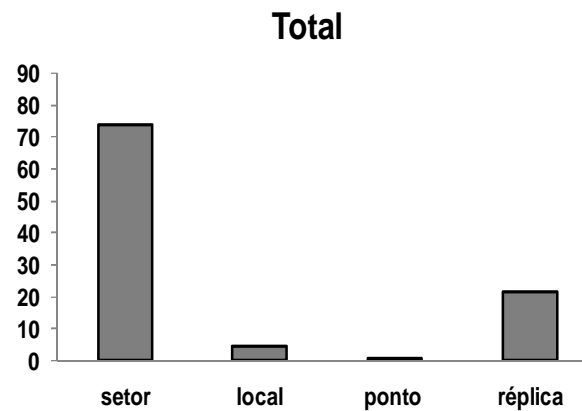
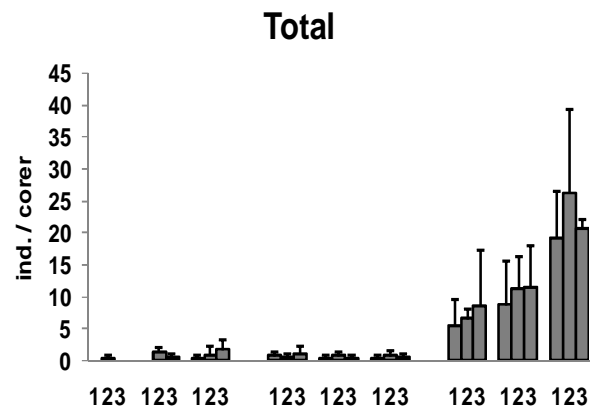
Ordem Ophiurida Mueller & Troschel, 1840	total de indivíduos		% de ocorrência	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Família Amphiuroidae Ljungman, 1867				
<i>Amphipholis januarii</i> Ljungman, 1867	287	348	30,37	31,11
<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiajei, 1962)	30	6	13,33	4,44
<i>Microphiopholis gracillima</i> (Stimpson, 1852)	0	9	0	6,67
<i>Microphiopholis atra</i> (Stimpson, 1852)	40	87	20,74	28,88
<i>Amphiura kinbergii</i> (Ljungman, 1861)	4	20	2,96	10,37
<i>Ophiophragmus riseii</i> (Lütken, 1869)	5	6	2,96	2,96
<i>Ophiophragmus lutkenii</i> (Ljungman, 1871)	1	10	0,70	6,67
<i>Ophiocnida loveni</i> (Ljungman, 1866)	10	5	4,44	2,96
Família Ophiactidae Matsumoto, 1915				
<i>Ophiactis lymani</i> (Ljungman, 1871)	22	1	11,85	0,70
<i>Hemipholis elongata</i> (Say, 1825)	84	37	21,48	12,59
Juvenis	116	36	30,37	17,78

A densidade de *A. januarii* foi superior no SE (FIGURAS 7 e 8), variando significativamente nas três escalas espaciais no inverno (TABELA 5). No verão, esta variação ocorreu entre locais e pontos (TABELA 6). A componente de variação dos setores foi responsável por 42 % do total da variação, enquanto que as componentes dos locais, réplicas e pontos foram respectivamente responsáveis por 29, 26 e 2 % do total da variação da primeira

campanha (FIGURA 7). No verão a componente dos locais foi responsável por 56 % da variação e a de pontos por 23 % (FIGURA 8).

A densidade de juvenis variou significativamente entre setores e pontos no inverno (TABELA 5). A componente das réplicas foi responsável por 76 % da variação total, enquanto que a escala de setores foi responsável por 15 % (FIGURA 7). As componentes dos locais e pontos foram responsáveis por menos de 10 % da variação encontrada (FIGURA 7).

O número de espécies foi maior no SE (FIGURA 7) e variou significativamente nas escalas dos setores e pontos no inverno (TABELA 5). No verão o número de espécies variou nas três escalas espaciais (TABELA 6). A componente dos setores foi responsável por 82 % da variação e a componente das réplicas por 13 % no inverno (FIGURA 7). As escalas de pontos e locais contribuíram com menos de 7 % do total da variação no inverno (FIGURA 7). No verão as componentes dos setores e locais contribuíram respectivamente com 30 e 29 % da variação, e a as réplicas com 28 % (FIGURA 8). A componente dos pontos contribuiu com menos de 13 % do total da variação (FIGURA 8).



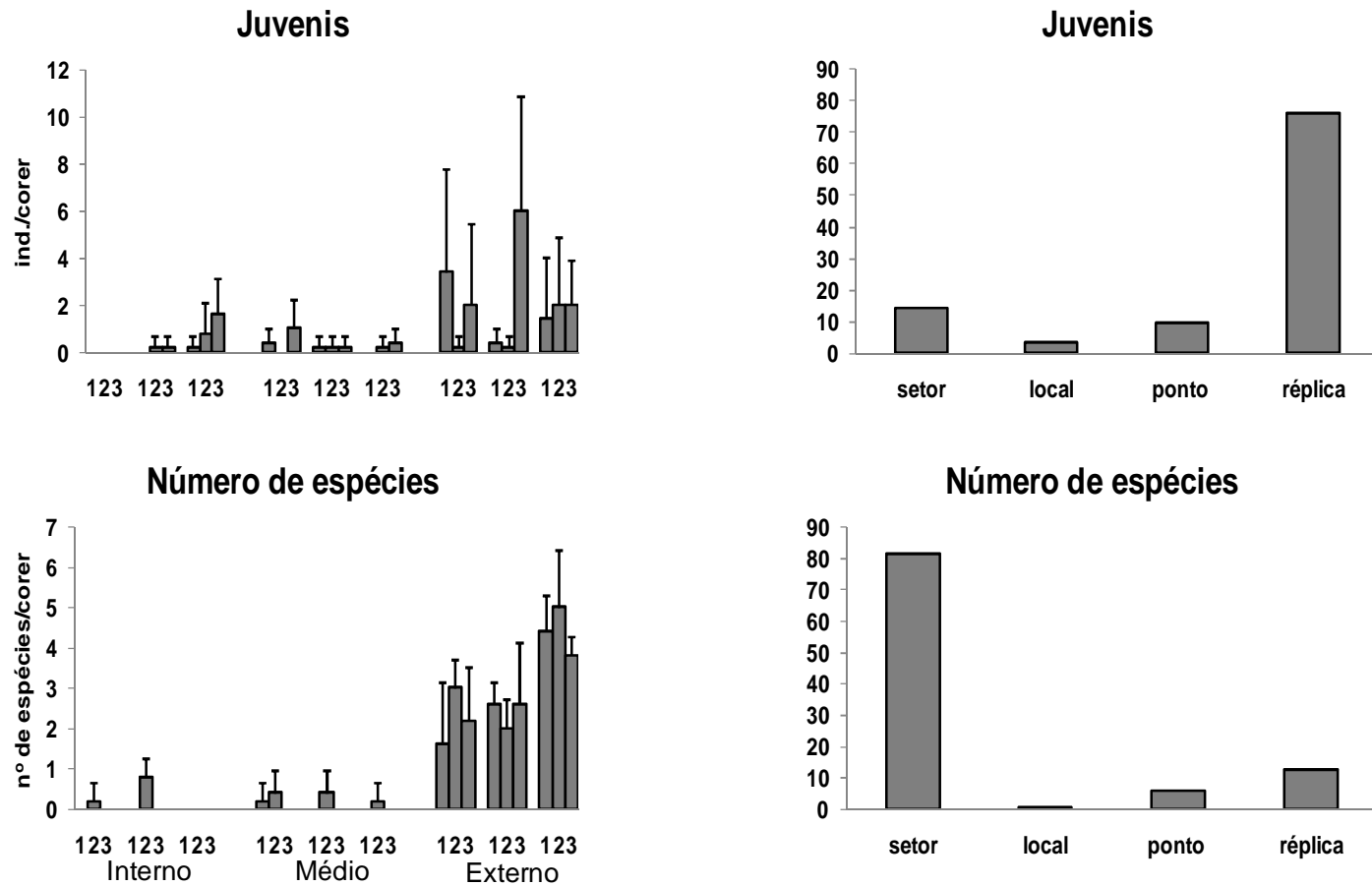
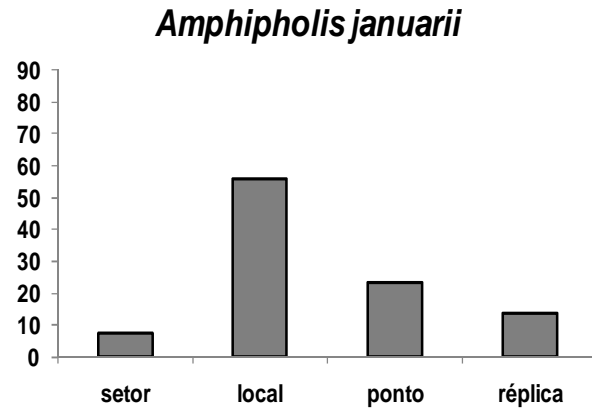
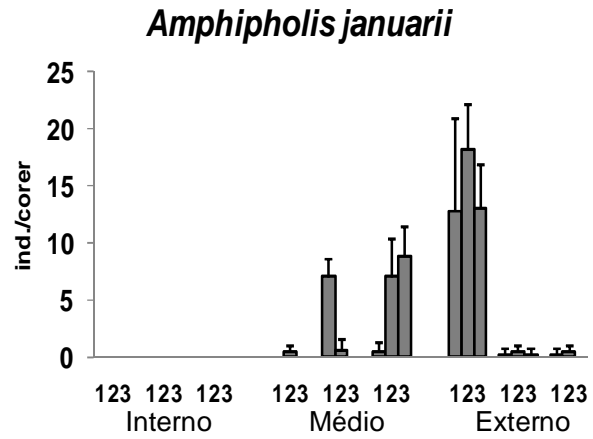
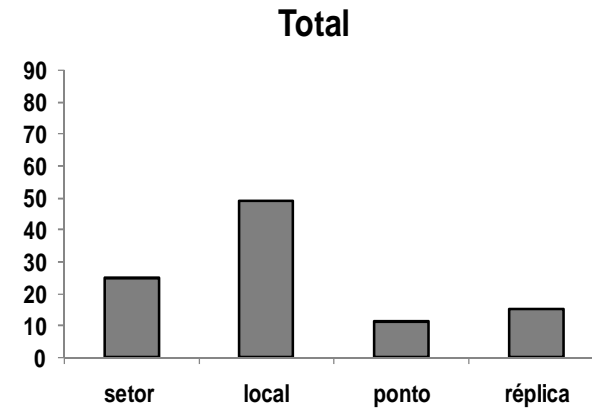
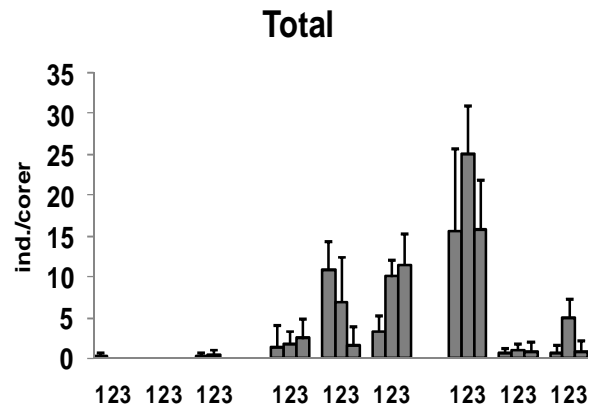


FIGURA 7. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade de ofiuróides, densidade de *A. januarii*, densidade de juvenis e do número de espécies (coluna à esquerda) e a porcentagem da componente de variação das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do Canal da Cotinga no inverno de 2008.



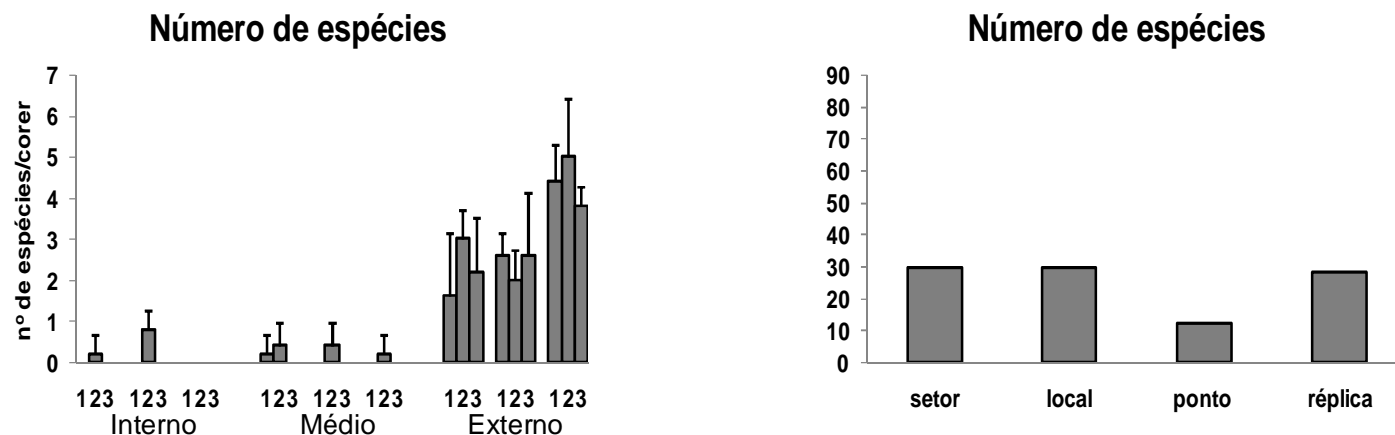


FIGURA 8. Valores médios ($\pm 1DP$) da densidade de ofiuróides, densidade de *A. januarii*, densidade de juvenis e do número de espécies (coluna à esquerda) e a porcentagem da componente de variação das escalas espaciais amostradas (coluna à direita) ao longo do Canal da Cotinga no verão de 2009.

TABELA 5. Resultados da ANOVA hierárquica para a densidade de ofiuróides, densidade de *A. januarii*, densidade de juvenis e do número de espécies no Canal da Cotinga no inverno de 2008.

Inverno	g.l.	Total			<i>A. januarii</i>			Juvenis			Riqueza		
		MQ	F	p	g.l.	MQ	p	g.l.	MQ	p	g.l.	MQ	p
setor	2	30,670	37,500	0,000	22,945	12,056	0,008	2,660	7,598	0,023	19,720	82,288	0,000
local(setor)	6	0,818	3,734	0,014	1,903	8,381	0,000	0,350	0,757	0,613	0,240	1,144	0,377
ponto((local)setor))	18	0,220	1,138	0,327	0,227	2,796	0,000	0,463	1,740	0,043	0,209	3,129	0,000
resíduo	108	0,192			0,081								

(g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados.

TABELA 6. Resultados da ANOVA hierárquica para a densidade de ofiuróides, densidade de *A. januarii* e do número de espécies no Canal da Cotinha no verão de 2009.

Verão	Total				<i>A. januarii</i>			Riqueza		
	g.l.	MQ	F	p						
setor	2	18,854	4,729	0,058	8,220	1,339	0,331	11,181	7,114	0,026
local(setor)	6	3,987	8,088	0,000	6,140	7,420	0,000	1,572	5,320	0,003
ponto((local)setor))	18	0,493	2,785	0,000	0,827	9,451	0,000	0,295	2,570	0,001
resíduo	108	0,177			0,088					

(g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrado

A análise de proximidade nMDS indicou que as associações de ofiuróides variam ao longo do gradiente espacial (FIGURA 9). O diagrama de proximidade sugere que além de ocorrer diferenças entre os setores, existe um gradiente das associações de ofiuróides, pois na maioria dos casos as composições da fauna de ofiuróides foram mais similares em locais mais próximos entre si. A PERMANOVA mostrou que ocorreu uma diferença significativa nas três escalas no inverno e na escala de locais e pontos no verão (TABELA 7), refletindo a total separação do SE na primeira campanha e grande variabilidade dos locais no verão. Na campanha de inverno o SE foi totalmente separado dos SI e SM. No verão este padrão foi menos evidente. SML2, SML3 foram separados do SML1 e SEL1 foi separado dos demais locais do setor externos do canal(FIGURA 9). No inverno e no verão os SI e SM não foram completamente separados.

O resultado da BIOENV mostrou que a combinação de variáveis que melhor explicou o padrão biológico observado foi *E. coli*, CaCO₃, coprostanol e salinidade (TABELA 8). A inclusão da feofitina, fósforo ou somente a manutenção da salinidade na combinação de variáveis, mostraram valores de correlação similares, porém inferiores, ao valor de correlação da melhor combinação (TABELA 8).

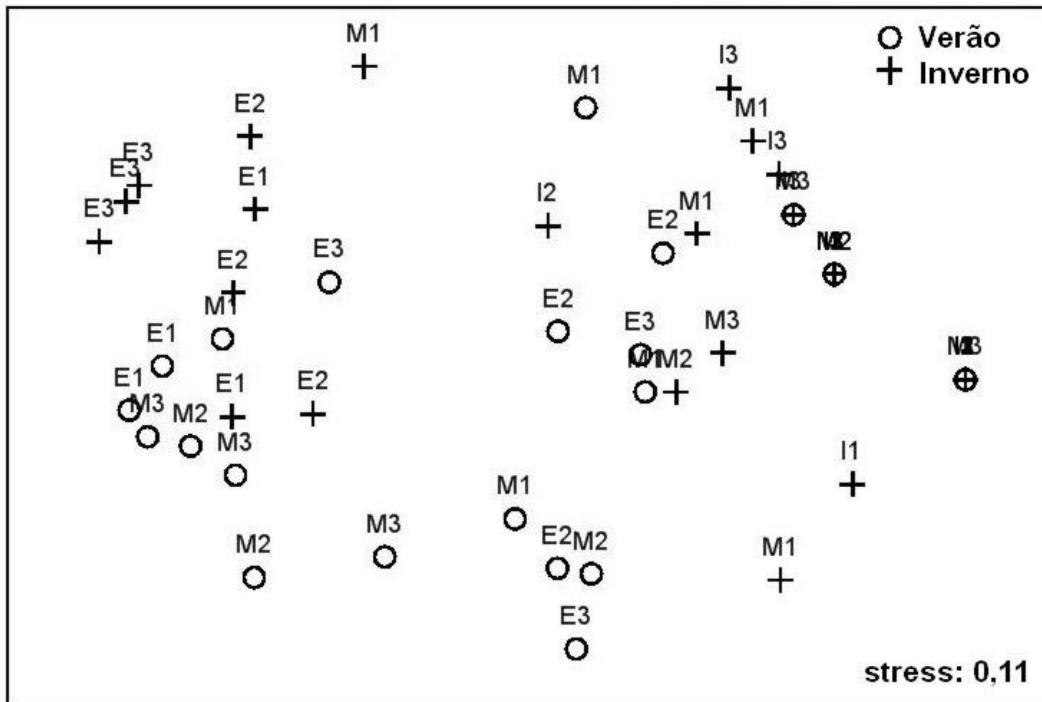


FIGURA 9. Diagrama da análise de proximidade nMDS dos pontos amostrados no inverno de 2008 e verão de 2009. Setores: Interno (I), Médio (M), Externo (E); Locais: 1,2 e 3. Foram utilizadas a soma da densidade (log x+1) das réplicas de cada ponto para a melhor representação do diagrama.

TABELA 7. Análise PERMANOVA dos ofiuróides nas distintas escalas espaciais amostradas ao longo do Canal da Cotinha em agosto de 2008 (inverno) e março de 2009 (verão).

	g.l.	Inverno				Verão			
		MQ	F	p	p(MC)	MQ	F	p	p(MC)
setor	2	49008,396	16,283	0,026	0,002	21283,841	2,483	0,108	0,076
local(setor)	6	3009,661	2,836	0,034	0,004	8573,433	4,497	0,002	0,000
ponto((local)setor))	18	1061,325	2,041	0,004	0,006	1906,639	3,184	0,001	0,000
resíduo	108	519,965				598,796			

(g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados; p(MC) significância da permutação de Monte Carlo

A regressão múltipla utilizando-se a combinação *E. coli*, CaCO₃, coprostanol e salinidade mostrou uma significativa relação destas variáveis com as variações da fauna de ofiuróides (TABELA 9). Esta relação foi superior para a densidade de ofiuróides (R>0,7) em comparação com a densidade de *A. januarii* e a densidade de juvenis (TABELA 9). A regressão mostrou que a relação entre *E. coli*, CaCO₃ e salinidade é significativa quando

utilizada a densidade de ofiuróides ou a densidade de *A. januarii*, porém não significativa para a densidade de juvenis. A relação da combinação *E. coli*, CaCO₃, coprostanol, salinidade e feofitina e a fauna de ofiuróides foi significativa somente quando utilizada a densidade de ofiuróides ou a densidade de juvenis. A relação destas variáveis com a densidade de *A. januarii* não foi significativa (TABELA 9).

TABELA 8. Modelos e valores de correlação de Spearman da análise BIOENV para os ofiuróides do Canal da Cotinha ($p < 0,01$). Somente as 10 melhores correlações foram mostradas.

Modelos BIOENV		Corr.
1	<i>E. coli</i> + CaCO ₃ + coprostanol + salinidade	0,564
2	<i>E.coli</i> + coprostanol + salinidade	0,557
3	feofitina + <i>E. coli</i> + CaCO ₃ + coprostanol + salinidade	0,550
4	salinidade	0,546
5	<i>E. coli</i> + fósforo + CaCO ₃ + coprostanol + salinidade	0,546
6	<i>E. coli</i> + fósforo + coprostanol + salinidade	0,546
7	coliformes totais + coprostanol + salinidade	0,542
8	coprostanol + salinidade	0,542
9	coliformes totais + CaCO ₃ + coprostanol + salinidade	0,536
10	<i>E. coli</i> + CaCO ₃ + coprostanol + colesterol + salinidade	0,535

TABELA 9. Relações entre a densidade de ofiuróides (total), densidade de *A. januarii* e densidade de juvenis e a combinação de variáveis da BIOENV verificadas pela análise de regressão múltipla.

	Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3	
	R ²	<i>p</i>	R ²	<i>p</i>	R ²	<i>p</i>
Total	0,730	0,001	0,662	0,001	0,734	0,004
<i>Amphipholis januarii</i>	0,527	0,034	0,491	0,021	0,529	0,074
Juvenis	0,571	0,019	0,403	0,058	0,572	0,046

(R²) Valor de R² múltiplo; (*p*) valor de significância do teste ANOVA

4. DISCUSSÃO

Foi corroborada a hipótese de que a diversidade e a densidade de associações de ofiuróides são afetadas pelo gradiente de contaminação no subestuário da Cotinga, variando significativamente na escala de centenas de metros e de quilômetros. O nítido gradiente de contaminação em direção à desembocadura da baía, caracterizado pela presença de esteróides fecais, valores superiores de atividade bacteriana, COT, N, MOT e pigmentos fotossintéticos, mostrou-se determinante para explicar a menor densidade e menor número de espécies encontradas nos locais próximos a Paranaguá.

Os valores de coprostanol encontrados no setor interno e médio caracterizaram claramente o impacto por efluentes domésticos, com concentrações, em determinados casos, 10 vezes superiores ao limite de $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$, característico de sedimentos contaminados por esgoto (WRITER *et al.*, 1995; MARTINS *et al.*, 2007). O colestanol é formado por biossíntese planctônica (FERNANDES *et al.*, 1998), pela transformação diagenética do coprostanol em sedimentos contaminados e pela hidrogenação do colesterol em condições anóxicas (JENG & HAN, 1994). Os maiores valores de colestanol encontrados nos setores interno e médio, em relação ao setor externo, sugerem um grande aporte de nutrientes, uma alta atividade bacteriana e o desenvolvimento de condições de hipoxia no sedimento. A razão epicoprostanol/coprostanol indica o grau de tratamento do esgoto. Razões inferiores a 0,2 são características de sedimentos que recebem efluentes sem qualquer tipo de tratamento (MUDGE & SEQUEL, 1999). Todos os valores registrados no Canal da Cotinga foram inferiores a este valor e indicam a ausência de qualquer tipo de tratamento dos efluentes domésticos lançados no canal.

A distribuição da concentração média de clorofila-a, N e COT e as maiores concentrações de esteróides fecais refletem um maior aporte de nutrientes no setor interno do canal, região de desembocadura de rios e gamboas. O maior aporte de efluentes domésticos devido ao incremento da população e no uso da água, associado a um maior volume fluvial no verão, são possíveis causas da marcada variação nesta época do ano. Os esteróides são marcadores persistentes em sedimentos anóxicos e resistentes a

degradação anaeróbica (JENG & HAN, 1994). Os resultados mostraram que apesar de ocorrerem diferenças nos valores de nutrientes e de esteróides entre o inverno e verão, a contaminação na parte interna do canal é crônica.

O contínuo despejo de efluentes domésticos pode provocar profundas alterações nas associações bentônicas (CLOERN, 2001). Mudanças desta natureza deveriam ser mais esperadas em associações de equinodermos, organismos característicos de ambientes prístinos ou moderadamente impactados (ROSENBERG *et al.*, 2004; SOLIS-WEISS *et al.*, 2004). Eventos de hipoxia estão intimamente relacionados ao teor de matéria orgânica contida no sedimento, sendo que a maior fonte de matéria orgânica particulada e dissolvida em águas costeiras são os esgotos de grandes centros urbanos (GRAY *et al.*, 2002). A família Amphiuroidae representou mais de 80 % do total de indivíduos coletados no Canal da Cotinga. Espécies desta família são em geral infaunais micrófagas depositóvoras, como *A. Januarii*, e utilizam os pés ambulacrais para se alimentarem de partículas em suspensão através da extensão dos braços acima do sedimento (LAWRENCE, 1987; GUNNARSON *et al.*, 1999; SELCH *et al.*, 2005). Contaminantes orgânicos, bem como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, possuem uma grande afinidade com a matéria orgânica, combinando-se com ela e sendo incorporados ao sedimento (GIELAZYN, *et al.*, 1999). Organismos depositívoros em particular estão muito expostos a estes contaminantes, por manipularem grande quantidade de sedimento fino, organicamente enriquecido (LOPEZ & LEVINTON, 1987). O enriquecimento orgânico contínuo pode provocar a diminuição nas taxas de regeneração de ofiuróides (NILSSON & SKÖLD, 1996). Baixos teores de oxigênio dissolvido reduzem a mobilidade e o crescimento, além de aumentar as taxas de mortalidade (VISTISEN & VISMANN, 1997). Neste contexto, a crônica contaminação do setor interno do Canal da Cotinga representa uma forte redução da densidade de espécies sensíveis a contaminação, como os ofiuróides.

A variabilidade dos teores de CaCO_3 e da MOT explicou parte da variabilidade encontrada na densidade e associações de ofiuróides. Processos biológicos do macrobentos refletem a alteração funcional do ecossistema originado por forçantes ambientais e antrópicas (DAUVIN, 2007) que operam em diferentes (ou múltiplas) escalas espaciais (CHAPMAN *et al.*, 2010). Os

teores de CaCO_3 do canal estão principalmente associados à presença de restos de conchas de bivalves, mais abundantes no setor externo de alta energizado canal. As características sedimentológicas, como a matriz biogênica, que modificam a textura do sedimento (HEWITT *et al.*, 2005), influenciam de maneira decisiva as associações bentônicas (SNELGROVE & BUTMAN, 1994, ANDERSON, 2008). Podem ser consideradas possíveis fontes de variação da densidade e das associações dos ofiuróides, já que estes possuem uma íntima relação com o sedimento (CLEMENTS & STANCYK, 1984; ZIMMERMAN *et al.*, 1988; ABSALÃO, 1990). Contudo, a maior parte da variabilidade encontrada ocorreu entre os pontos, o que não explica completamente a variação da densidade de adultos e do número de espécies que ocorreu na escala de quilômetros e centenas de metros, que concentraram a maior parte da variação. Este resultado sugere que além destas variáveis, outros fatores influenciam as associações de ofiuróides na escala de quilômetros no Canal da Cotinga.

. A razão colesterol/colestanol pode indicar os processos de transformação da matéria orgânica. Os menores valores ocorreram no setor interno e médio devido a uma menor influência marinha, evidenciada por menores valores de colesterol e uma alta conversão para o colestanol em condições anóxicas. O β -sitosterol é um marcador molecular de matéria orgânica terrígena (VOLKMAN, 1998) e os maiores valores encontrados no setor interno, e principalmente no setor médio, mostraram um maior aporte da matéria orgânica de origem continental. Da mesma maneira, os altos valores de colesterol mostraram que em geral, a matéria orgânica contida no sedimento do S3 é de origem marinha, pois o colesterol é um dos principais esteróides do plâncton e suas concentrações estão intimamente associadas ao fito e zooplâncton marinho (VOLKMAN, 1986). Os manguezais do subestuário da Cotinga ocupam uma ampla porção continental da região. A qualidade nutricional da fonte orgânica está relacionada ao conteúdo de N e de aminoácidos (GUNNARSON *et al.*, 1999) e a qualidade da matéria orgânica pode ser considerada atraente ou refratária (LOPEZ & LEVONTON, 1987). Substâncias refratárias como taninos e ligninas são características de plantas de manguezais, sendo que parte da matéria orgânica oriunda deste sistema pode ser exportada através das correntes dos rios (KRISTENSEN *et al.*, 2008).

A origem e a qualidade da matéria orgânica, e não somente a variabilidade espacial, nos diferentes setores do Canal da Cotinga, portanto, condicionam o padrão de distribuição dos ofiuróides, já que afetam diretamente a seleção do alimento e o metabolismo dos mesmos (GUNNARSON *et al.*, 1999; SELCK *et al.*, 2005).

O gradiente estuarino de salinidade também deve ser considerado para se explicar a variação da densidade de ofiuróides, grupo com claras afinidades por ambientes marinhos, de salinidade mais elevada. Porém, as variações de salinidade na escala de quilômetros devem ser analisadas com cautela. Os valores de salinidade medidos na amostragem representam uma condição instantânea, e podem variar num único dia entre aproximadamente 20 a 25 ‰ no setor interno do canal, já que a região é caracterizada por uma maré semi-diurna. Equinodermos são comumente encontrados em regiões de ampla variação de salinidade (STICKLE & DENOUX, 1976). Populações de *Ophiotrix angulata* da costa da Carolina do Sul ocorrem em ambientes de salinidade (25 ‰) mais baixas do que populações da Flórida (STANCYK & SHAFFER, 1971). *Ophiophragmus filigraneus* ocorre em lagunas da Flórida com salinidades de até 7,7 ‰ (THOMAS, 1961), não exibindo alterações locomotórias após aclimação em salinidades entre 17 e 38 ‰ (TURNER & MEYER, 1980).

Os juvenis ocorreram ao longo de todo o Canal da Cotinga, o que evidenciou de maneira conclusiva que os recrutas são capazes de assentar e se desenvolver na parte interna do canal, onde ocorrem valores médios de salinidade inferiores à desembocadura da baía, apesar deste limite variar entre as estações secas e chuvosas (LANA *et al.*, 2001; MARONE *et al.*, 2005). A escala de réplicas foi responsável por mais de 80 % da variabilidade da densidade de juvenis. Variações em pequena escala não devem ser simplesmente ignoradas, já que provavelmente não se originam apenas de fenômenos estocásticos, mas também de processos ecológicos relevantes na escala de centímetros, como o assentamento (CHAPMAN *et al.*, 2010). Processos hidrodinâmicos são os principais fatores influenciadores no assentamento de larvas de ofiuróides de águas rasas (TYLER & BANNER, 1977). Correntes estuarinas são responsáveis pelo aprisionamento de larvas de invertebrados no interior de estuários (NAGELKERKEN *et al.*, 2008). Os juvenis presentes no setor interno provavelmente possuem uma menor

probabilidade de sobrevivência devido à sobreposição do gradiente ambiental e do gradiente de contaminação, o que se reflete na baixa densidade de adultos.

A crônica contaminação por esgoto, principalmente do setor interno do canal, foi nitidamente caracterizada e deve ser considerada uma forçante determinante das variações na densidade de ofiuróides na escala de quilômetros. A variabilidade das características do sedimento em diferentes escalas espaciais deve ser levada em consideração para a interpretação da variabilidade das associações bentônicas, inclusive de ofiuróides, em estudos futuros. Porém, a maior parte da variabilidade do sedimento concentrou-se na escala de dezenas de metros e não explicou a variabilidade das associações na escala de quilômetros. A análise hierárquica possibilitou uma compreensão mais precisa da variação das associações de ofiuróides ao longo de um gradiente ambiental e de contaminação. O conhecimento das escalas de variação de forçantes ambientais é pré-requisito para o adequado uso da fauna bentônica como ferramenta biológica na detecção e quantificação de distúrbios antrópicos.

5. CONCLUSÕES

Este estudo evidenciou o marcado gradiente de contaminação existente ao longo do Canal da Cotinha, na Baía de Paranaguá, sul do Brasil. A contaminação do sedimento por esteróides fecais e a elevada atividade bacteriana estão associadas ao crônico despejo de efluentes domésticos provindos, principalmente, do município de Paranaguá.

As espécies locais de ofiuróides pertencem ao estoque de espécies já reportadas para a região sul e sudeste do Brasil. A hipótese nula de que a densidade total, densidade de táxons representativos e número de espécies de ofiuróides não diferem nas distintas escalas espaciais amostradas ao longo do canal foi conclusivamente rejeitada. Análises univariadas e multivariadas mostraram variação significativa nas respostas dos ofiuróides em todas as escalas espaciais analisadas, como uma função do gradiente de contaminação superposto ao gradiente natural de variabilidade ambiental.

A densidade de ofiuróides e o número de espécies foram significativamente menores nos locais do setor interno, mais contaminados. No entanto, diferenças nas características do sedimento, nos teores de CaCO_3 e na qualidade (refratária ou atraente) e origem (continental ou marinha) da MOT foram igualmente determinantes das variações encontradas.

Os resultados deste estudo têm implicações diretas para o planejamento de futuros delineamentos amostrais e programas de monitoramento na região. A amostragem espacial hierárquica dos parâmetros ambientais foi essencial para avaliar a sua relação, de forma mais coerente e consistente, com as associações locais de ofiuróides.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABSALÃO, R.S. (1990). Ophiuroid assemblages off the Lagoa dos Patos outlet, southern Brazil. **Ophelia**,v.31, p. 133-143.

ANDERSON, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Aust. Ecol.** 26: 32-46.

ANDERSON, M.J. (2005). **PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance**. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

ANDERSON, M.J. (2008). Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.366, p.16-27.

BORJA, A.; DAUER, M. (2008). Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. **Ecol. Ind.**,v. 8, p. 331-337.

BRAUN, J.A.F. (2006). **Avaliação da Contaminação Urbana do Complexo Estuarino de Paranaguá através da análise de Esteróides**. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica.

CAMARGO M.G. (1999). **Programa SysGran 3.0. Análises e gráficos sedimentológicos**.

CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T.J.; MURPHY, R.J.; UNDERWOOD, A.J. (2010). Complex and inconsistent patterns of variation in benthos, micro-algae and sediment over multiple spatial scales. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v.398, p.33-47.

CHOUERI, R.B.; CESAR, A.; TORRES, R.J.; ABESSA, D.M.S.; MORAIS, R.D.; PEREIRA, C.D.S.; NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A.; RIBA, I., DELVALLS., T.A. (2009). Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**,v.72, p. 1824–1831.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. (2006). **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd ed. PRIMER-v6 Plymouth. 192p.

CLEMENTS, L.A.; STANCYK, S.E. (1984). Particle selection by the burrowing brittlestar *Micropholis gracillima* (Stimpson) (ECHINODERMATA: OPHIUROIDEA). J. Exp. **Mar. Biol. Ecol.**, v.84, p. 1-13.

CLOERN, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v.210, p.223-253.

COMMITO, J.A.; COMO, S.; GRUPE, B.M.; DOWA, W.E. (2008). Species diversity in the soft-bottom intertidal zone: Biogenic structure, sediment, and macrofauna across mussel bed spatial scales. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.366, p. 70–81.

COMMITO, J.A.; DOW, W.E.; GRUPE, B.M. (2006). Hierarchical spatial structure in soft-bottom mussel beds. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.330, p.27–37..

COSTA JR.; O.S.; LEÃO, Z.M.A.N.; NIMMO, M.; ATTRILL, M. (2000). Nitrification impacts on coral reefs from northern Bahia, Brazil. **Hydrobiologia**, v.440, p.307–315.

COSTA, O.S.; NIMMO, M.; ATTRILL, M.J. (2008). Coastal nitrification in Brazil: A review of the role of nutrient excess on coral reef demise. **J. South Am. Earth sci.**, v.25, p.257–270.

DAUVIN, J-C. 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. **Mar. Pollut. Bull.** v.55, p.271-281.

DEHEYN, D.; JANGOUX, M.; WARNAU, M. (2000). Alteration of the bioluminescence in *Amphipholis squamata* (Ophiuroidea: Echinodermata) by heavy metals contamination: a field study. **Sci. Total Environ.** v.247, p.41-49.

FERNANDES, M.B.; SICRE, M.-A.; CARDOSO, J.N.; MACÊDO, S.J. (1999). Sedimentary 4-desmethyl sterols and n-alkanols in an eutrophic urban estuary, Capibaribe River, Brazil. **Sci. Total Environ.** v.231, p.1-16.

FLETCHER, D.J.; UNDERWOOD, A.J. (2002). How to cope with negative estimates of components of variance in ecological field studies. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.273, p.89–95.

FOLK, R.L.; WARD, W.C., (1957). Brazos River Bar: a study in the significance of grain size parameters. **J. Sediment. Petrol.** v.27, p.3–26.

GARMENDIA, J. M.; MENCHACA, I.; BELZUNCE, M.J.; FRANCO, J.; REVILLA, R. 2010. Seasonal variability in gonad development in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) on the Basque coast (Southeastern Bay of Biscay). **Mar. Pollut. Bull.** v.61, p.259-266.

GASTON, G.R.; RAKOCINSKI, C.F.; BROWN, S.S.; CLEVELAND, C.M. (1998). Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. **Mar. FreshWater Res.**, v.49, p.833–846.

GIELAZYN, M.L.; STANCYK, S.E.; PEIGORSCH, W.W. (1999). Experimental evidence of subsurface feeding by the burrowing ophiuroid *Amphipholis garcillima*. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v.184, p.129-138.

GRANBERG, M.E.; SELK, H. (2007). Effects of sediment organic matter quality on bioaccumulation, degradation, and distribution of pyrene in two macrofaunal species and their surrounding sediment. **Mar. Environ. Res.**, v.64, p.313–335.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. (1983). **Methods of Seawater Analysis**, 2° ed. Revised and extended. ed. Verlag Chemie: Weinheim.

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.**, v.238, p.249-279.

GUNNARSON, J.S.; GRNBERG, M.E.; NILSSON, H.C.; ROSENBERG, R.; HELLMAN, B. (1999). Sediment-organic matter quality determines growth rate and polychlorinated biphenyl uptake kinetics of the brittle star *Amphiura filiformis* (Echinodermata). **Env. Toxicol. Chem.** v.18, p.1149-1156.

HATJE, V.; BARROS, F.; FIGUEIREDO, D.G.; SANTOS, V.L.C.S.; PESO-AGUIAR, M.C. (2006). Trace metal contamination and benthic assemblages in Subaé estuarine system, Brazil. **Mar. Poll. Bull.**, v.52, p.969–987.

HENDLER, G.; MILLER, J.E.; PAWSON, D.L.; KIER, P.M. (1995). Sea stars, sea urchins and allies: echinoderms of Florida and the Caribbean. Washington, Smithsonian Institution Press.

HEWIT, J.E.; TRUSH, S.F. (2007). Effective Long-term Ecological Monitoring Using Spatially and Temporally Nested Sampling. **Environ. Monit. Assess.**, v.133, p.295–307.

HEWIT, J.E.; TRUSH, S.F.; HALLIDAY, J.; DUFFY, C. 2005. The importance of small-scale habitat structure for maintaining beta diversity. **Ecology**, v.86, p.1619-1626.

HOWARTH, R.W.; BILLEN, G.; SWANEY, D.; TOWNSEND, A.; JAWORSKI, N.; LAJTHA, K.; DOWNING, J.A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, F.; FRENEY, J.; KUDEYAROV, V.; MURDOCH, P.; ZHAO-LIANG, Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. **Biogeochemistry**, v.35, p.75–79.

IBGE.(2007). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.ibge.gov.br/home/>. Consultado em 2010-1-26.

JENG, W. L.; HAN, B. C. (1994). Sedimentary coprostanol in Kaoshiung Harbour and the Tan-Shui Estuary, Taiwan. **Mar. Poll. Bull.**, v.28, p.494-499.

KOLM, H.E.; SANTOS, P.R.N.M.; SAUUTTER, K.D. (2007). Bacteria in water and sediments of Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. **Trop. Oceanog.**, v.35, p.51-69.

KOSTYLEV, V.; ERLANDSSON, J. (2001). A fractal approach for detecting spatial hierarchy and structure on mussel beds. **Mar. Biol.**, v.139, p.497–506.

KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aqua. Bot.** v.89, p.201-219.

LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. (2001). The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Ecol. Stud.**, v.144, p.132-145.

LAWRENCE, J. (1987). A Functional Biology of Echinoderms. New South Wales, Croom Helm Ltd.

LEVIN, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. **Ecology**, v.73, p.1943-1967.

LOPEZ, F.R.; LEVINTON, J.S. (1987). Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments. **Q. Rev. Biol.**, v.62, p.235-260.

LORENZEN, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** v.12, p.343-346.

MACHADO, E.C.; DANIEL, C.B.; BRANDINI, N.; QUEIROZ, R.L.V. (2000). Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, PR, Brazil. **Neritica**, v.10.

MARONE, E.; MACHADO, E.C.; LOPES, R.M.; SILVA, E.T. (2005). Land-Ocean fluxes in the Paranaguá Bay Southern Brazil. **Braz. J. Oceanogr.**, v.53 (5-4), p.169-181.

MARTINS, C.C.; FILLMAN, G.; MONTONE, R.C. (2007). Natural and Anthropogenic Sterols Inputs in Surface Sediments of Patos Lagoon, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, v.18 (1), p.106-115.

MUDGE, S.M.; SEGUEL, C.G. (1999). Organic contamination of asan Vicebte Bay Chile. **Mar. Poll. Bull.**, v.38, p.1011–1021.

MORRISEY, D.J.; HOWITT, A.J.; UNDERWOOD, J.S.; STARK, J.S. (1992). Spatial variation in soft-sediment benthos. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v.81, p.197-204.

MUNIZ, P.; VENTURINI, N.; PIRES-VANIN, A.M.S.; TOMMASI, L.R.; BORJA, A. (2005). Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. **Mar. Poll. Bull.** v.50, p.624–663.

MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. (2005). More about taxonomic sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately

affected by urban sewage. **Ocean Science Journal**, Korea, v. 40 (3), p. 127-143.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S.J.M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L.J.; MEYNECKE, J.O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H.M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aqua. Bot.**, v.89, p.155-185.

NEWTON, L. C.; McKENZIE, J. D. (1995). Echinoderms and Oil Pollution: A Potential Stress Assay Using Bacterial Symbionts. **Mar. Poll. Bull.**, v.31, p.453-456.

NILSSON, H.C.; SKÖLD, M. (1996). Arm regeneration and spawning in the brittle star *Amphiura filiformis* (O.F. Müller) during hypoxia. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** v.199, p.249-264.

PAERL, H.W. (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic perturbations. **Ecol. Eng.**, v.26, p.40–54.

PAGLIOSA, P.R.; BARBOSA, F.A.R. (2006). Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. **Biol. Conserv.**, v.129, p.408-417.

PAIVA, P.C. (2001). Spatial and Temporal Variation of a Nearshore Benthic Community in Southern Brazil: Implications for the Design of Monitoring Programs. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v.52, p.423–433.

PAUL, M.J.; MEYER, J.L. (2001). Streams in the urban landscape. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.32, p.333–365.

PEARSON, T.; ROSENBERG, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.**, v.16, p.229–311.

PELLIZZARI, G. (2008). Estudo analítico e descritivo dos parâmetros geográficos, demográficos e sanitários do Rio Itiberê em Paranaguá – PR. Monografia, Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2007). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

RAFFAELLI, D. (1999). Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web. **Acta Oecol.**, v.20, p.449-461.

REBELLO, J.; BRANDINI, F.P. (1990). Variação temporal de parâmetros hidrográficos e material particulado em suspensão em dois pontos fixos da Baía de Paranaguá, Paraná (junho/87-fevereiro/88). **Neritica**, v.5, p.95-111.

ROSENBERG, R.; BLONQVIST, M.; NILSSON, H.C.; CADERWALL, H.; DIMMING, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. **Mar. Poll. Bull.**, v.49, p.728–739.

SÁ, F.; MACHADO, E.C.; ANGULO, R.J.; VEIGA, F.A.; BRANDINI, N. (2006). Arsenic and Heavy metals in Sediments near ParanaguáPort, Southern Brazil. **J. Coast. Res.**, V.39, p.1066-1068.

SELK, H.; GRANBERG, M.E.; FORBES, V.E. (2005). Impact of sediment organic matter quality on the fate and effects of fluoranthene in the infaunal brittle star *Amphiura filiformis*. **Mar. Envir. Res.**, v.59, p.19–45.

SNELGROVE, P.V.R.; BUTMAN, C.A. (1994). Animal–sediment relationships revisited: cause versus effect. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.**, v.32, p.111–177.

SOLIS-WEISS, V.; ALEFFI, F.; BETTOSO N.; ROSSIN, P.; OREL, G.; FONDA-UMANI, S. (2004). Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). **Sci. Total Environ.**, v.328, p.247–263.

STANCYK, S.E.; SHAFFER, P.L. 1977. The salinity tolerance of *Ophiothrix angulata* (Say) (Echinodermata: Ophiuroidea) in latitudinally separate populations. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** v.29, p.35-43.

STÖHR, S.; O'HARA, T. (2007). World Ophiuroidea data base. <http://www.marinespecies.org/ophiuroidea>. Consultado em 2010-01-26.

STRICKLAND, J. L. H.; PARSONS T. R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. Bulletin of Fisheries Research, Board Can.

SUGUIO, K. (1973). Introdução à sedimentologia. São Paulo, Edgard Blucher Ltda.

TEIXEIRA, H.; SALAS, F.; BORJA, A.; NETO, J.M.; MARQUES, J.C. (2008). Delimitation of estuarine zones for reference conditions purpose: the benthic perspective in assessing ecological status. **Ecol. Ind.**, v.8, p.404–416.

THOMAS, L. P. (1961). Distribution and salinity tolerance in the amphiuroid brittlestar, *Ophiophragmus filograneus* (Lyrnan, 1875). **Bull. mar. Sci. Gulf Carib.**, v.11, p.158-160.

THRUSH, S.F.; SCHNEIDER, D.C.; LEGENDRE, P.; WHITLATCH, R.B.; DAYTON, P.K.; HEWITT, J.E.; HINES, A.H.; CUMMINGS, V.J.; LAWRIE, S.M.; GRANT, J.; PRIDMORE, R.D.; TURNER, S.J.; McARDLE, B.H. (1997). Scaling-up from experiments to complex ecological systems: where to next ? **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v.216, p.243-254.

TURNER, R.L.; MEYER, C.E. (1980). Salinity tolerance of the brackish-water echinoderm *Ophiophragmus filograneus* (Ophiuroidea). **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v.2, p.249-256.

TYLER, P.A.; BANNER, (1977). The effect of coastal hydrodynamics on the Echinoderm distribution in the sublittoral of Oxwich Bay, Bristol Channel. **Estuar. Coast. Mar. Sci.**, v.5, p.293-308.

UNDERWOOD, A.J. (1994). A beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbance. **Ecol. Appl.**, v.4, p.3-15.

UNDERWOOD, A.J. (1997). Experiments in Ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge, Cambridge University Press.

VENTURINI, N.; TOMMASI, L.R. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. **Mar. Poll. Bull.**, v.48, p.97–107.

VITISEN, B.; VISMANN, B. (1997). Tolerance to low oxygen and sulphide in *Amphiura filiformis* and *Ophiura albida* (Echinodermata: Ophiuroidea). **Mar. Biol.**, v.128, p.241-246.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENKO, J.; MELLILO, J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v.277, p.494-499.

VIVAN, J.M.; Di DOMENICO, M.; ALMEIDA, T.C.M. (2009). Effects of dredged material disposal on benthic macrofauna near Itajaí Harbour (Santa Catarina, South Brazil). **Ecol. Eng.**, v.35, p.1435-1443.

VOLKMAN, J. K. (1986). A review of sterol markers for marine and terrigenous matter. **Org. Geochem.**, v.9, p.83-99.

VOLKMAN, J. K.; BARRET, S.M.; BLACKBURN, S.I. (1998). Microalgal biomarkers: a review of recent research developments. **Org. Geochem.**, v.29, p.1163-1179.

WARWICK, R.M. (1993). Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. **Aust. J. Ecol.**, v.18, p.63-80.

WRITER, J.H.; LEENHEER, J.A.; BARBER, L.B.; AMY, G.L.; CHAPRA, S.C. (1995). Sewage contamination in the upper Mississippi River as measured by the faecal sterol, coprostanol. **Wat. Resear.**, v.29, p.1427-1436.

ZIMMERMAN, K.M.; STANCYK, S.E.; CLEMENTS, L.A.J. (1988). Substrate selection by the burrowing brittlestar *Micropholis gracillima* (Stimpson) (ECHINODERMATA: OPHIUROIDEA). **Mar. Behav. Physiol.**, v.13, p.239-255.

ANEXOS

ANEXO 1. Resultados da análise de nutrientes do Canal da Cotinga em agosto de 2008 e março de 2009.

Inverno		clo a ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	ftina ($\mu\text{g}\cdot\text{g}$)	P (%) $\cdot 10^3$	N (%)	COT (%)
setor	local					
Interno	1	0,614	0,000	0,308	0,050	0,438
	2	1,092	0,810	0,934	0,115	0,631
	3	1,146	1,329	0,553	0,054	0,486
Médio	1	1,186	1,136	0,524	0,133	0,972
	2	1,141	0,977	0,999	0,110	0,719
	3	0,307	1,305	1,053	0,104	0,911
Externo	1	1,344	0,000	0,906	0,037	1,204
	2	1,257	2,532	0,917	0,068	0,795
	3	1,266	0,796	1,041	0,052	0,669
Verão						
setor	local					
Interno	1	2,341	3,071	1,423	0,391	1,313
	2	0,636	0,000	0,235	0,122	0,476
	3	2,073	3,527	0,830	0,384	1,252
Médio	1	0,876	3,806	1,044	0,310	1,205
	2	1,690	3,974	0,798	0,232	0,784
	3	1,961	4,207	1,061	0,191	0,707
Externo	1	0,943	0,716	0,782	0,113	0,547
	2	0,930	1,640	0,919	0,104	0,456
	3	0,791	1,424	1,012	0,120	0,553

ANEXO 2. Resultados da análise granulométrica do Canal da Cotíngia em agosto de 2008 e março de 2009.

Inverno			phi med.	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% CaCO ₃	% MOT	classificação seleção	classificação	
setor	local	ponto										
Interno	1	1	2,39	0,00	99,80	0,13	0,07	12,55	11,52	Bem selecionado	Areia fina	
		2	2,41	0,00	100,00	0,00	0,00	13,95	12,75	Muito bem selecionado	Areia fina	
		3	2,21	0,31	99,40	0,19	0,10	15,44	13,99	Moderadamente selecionado	Areia fina	
	2	1	2,34	0,13	97,10	1,76	1,02	16,36	13,25	Muito bem selecionado	Areia fina	
		2	2,38	7,56	87,21	3,38	1,86	27,30	18,92	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	2,76	0,12	96,65	2,15	1,08	15,19	13,50	Muito bem selecionado	Areia fina	
	3	1	5,52	0,00	35,04	42,03	22,93	17,72	16,63	Muito pobremente selecionado	Silte médio	
		2	2,95	0,14	93,92	3,78	2,15	15,61	15,57	Moderadamente selecionado	Areia fina	
		3	3,40	0,15	81,47	12,67	5,71	22,23	16,10	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
	Médio	1	1	2,82	0,04	84,63	9,51	5,82	24,20	23,20	Pobremente selecionado	Areia fina
			2	3,98	0,00	74,54	16,32	9,14	21,48	20,94	Pobremente selecionado	Areia muito fina
			3	2,55	0,00	96,98	3,02	0,00	22,84	22,24	Bem selecionado	Areia fina
		2	1	2,40	0,00	96,99	1,00	2,00	18,75	18,56	Moderadamente selecionado	Areia fina
			2	2,58	0,00	85,79	8,57	5,65	27,74	22,46	Pobremente selecionado	Areia fina
			3	3,18	0,16	80,56	11,54	7,74	18,40	14,66	Pobremente selecionado	Areia muito fina
3		1	2,59	0,99	85,95	8,94	4,12	20,90	21,18	Pobremente selecionado	Areia fina	
		2	2,88	0,04	88,65	7,00	4,31	23,49	22,78	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	2,92	0,02	93,26	4,10	2,62	16,23	15,29	Moderadamente selecionado	Areia fina	
Externo	1	1	2,82	5,09	85,19	6,04	3,68	22,20	13,02	Pobremente selecionado	Areia fina	
		2	4,22	2,21	62,50	23,78	11,51	20,55	16,07	Muito pobremente selecionado	Silte grosso	
		3	2,45	0,00	92,38	5,17	2,45	23,83	22,21	Moderadamente selecionado	Areia fina	
	2	1	2,92	0,10	83,74	10,32	5,84	22,27	19,30	Pobremente selecionado	Areia fina	
		2	2,75	0,32	85,62	8,71	5,35	18,47	16,82	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	1,48	15,64	76,40	5,10	2,86	33,14	14,42	Muito pobremente selecionado	Areia média	
	3	1	2,66	7,65	78,75	8,24	5,36	31,47	16,45	Pobremente selecionado	Areia fina	
		2	2,66	5,11	85,06	6,07	3,77	26,81	18,30	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	2,49	2,67	90,93	3,95	2,45	22,30	16,78	Pobremente selecionado	Areia fina	
Verão												
Interno	1	1	3,93	0,64	80,46	9,94	8,97	18,80	28,60	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
		2	3,31	0,53	82,64	10,41	6,43	17,24	17,36	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
		3	2,67	10,64	81,51	5,07	2,78	29,66	20,39	Pobremente selecionado	Areia fina	
	2	1	2,88	0,00	98,22	1,21	0,57	14,27	18,21	Muito bem selecionado	Areia fina	
		2	2,72	0,00	97,70	1,46	0,84	6,14	17,56	Muito bem selecionado	Areia fina	
		3	2,83	0,00	98,67	0,81	0,52	11,32	18,07	Muito bem selecionado	Areia fina	
	3	1	2,94	0,00	92,19	5,50	2,31	17,81	28,76	Moderadamente selecionado	Areia fina	
		2	3,08	0,00	88,32	8,24	3,44	15,62	19,58	Moderadamente selecionado	Areia muito fina	
		3	3,78	0,19	74,26	18,05	7,49	25,63	25,75	Muito pobremente selecionado	Areia muito fina	
	Médio	1	1	3,15	0,18	84,18	9,94	5,70	23,00	26,45	Pobremente selecionado	Areia muito fina
			2	3,00	0,00	88,24	7,88	3,89	21,74	20,87	Pobremente selecionado	Areia fina
			3	2,82	0,12	91,67	5,11	3,10	23,75	25,32	Pobremente selecionado	Areia fina
		2	1						20,54	18,46		
			2	2,91	0,31	87,53	7,83	4,33	18,44	16,78	Pobremente selecionado	Areia fina
			3						18,94	18,06		
3		1	3,06	0,21	90,60	5,56	3,62	26,61	12,65	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
		2	3,01	2,03	85,87	7,64	4,46	20,95	17,86	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
		3	3,65	8,36	69,45	13,63	8,57	26,69	19,20	Muito pobremente selecionado	Areia muito fina	
Externo	1	1	3,10	0,37	86,93	8,16	4,54	25,38	21,89	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
		2	2,96	2,11	83,44	9,77	4,68	24,26	32,50	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	2,96	4,95	82,10	8,06	4,89	27,96	26,54	Pobremente selecionado	Areia fina	
	2	1	2,98	2,44	89,44	4,91	3,22	20,09	24,59	Moderadamente selecionado	Areia fina	
		2	2,97	1,91	84,30	9,36	4,43	18,60	17,85	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	3,20	2,68	80,91	11,08	5,33	24,93	19,07	Pobremente selecionado	Areia muito fina	
	3	1	2,48	0,71	93,74	3,27	2,28	8,24	20,20	Pobremente selecionado	Areia fina	
		2	2,51	0,19	89,19	6,10	4,52	21,18	18,03	Pobremente selecionado	Areia fina	
		3	2,81	1,38	92,88	3,77	1,97	16,04	22,90	Moderadamente selecionado	Areia fina	

ANEXO 3. Valores de esteróides ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no Canal da Cotinga em agosto de 2008 e março de 2009.

Inverno	Interno			Médio			Externo		
	local 1	local 2	local 3	local 1	local 2	local 3	local 1	local 2	local 3
coprostanol	0,600	0,050	1,120	0,160	0,010	0,060	0,010	<LD	0,010
epicoprostanol	0,050	<LD	0,070	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
coprostanona	0,120	0,010	0,090	0,090	0,020	0,060	0,050	0,010	0,020
colesterol	1,500	0,900	3,220	3,140	1,860	2,320	4,390	2,140	1,650
colestanol	0,460	0,170	0,970	0,950	0,230	0,430	0,330	0,190	0,200
β -sitosterol	2,070	0,270	3,900	13,900	0,970	1,830	1,490	0,640	0,840
colesterol/colestanol	3,261	5,294	3,320	3,305	8,087	5,395	13,303	11,263	8,250
epicoprostanol/coprostanol	0,083	*	0,063	*	*	*	*	*	*
Verão									
coprostanol	0,450	1,440	0,650	0,130	0,080	0,100	0,060	0,070	0,010
epicoprostanol	0,020	0,090	0,030	<LD	<LD	<LD	<LD	0,010	<LD
coprostanona	0,220	0,350	0,260	0,130	0,120	0,090	0,030	0,090	0,040
colesterol	1,970	1,110	3,260	2,570	2,930	2,310	2,630	2,250	6,330
colestanol	0,620	0,630	0,580	0,860	0,710	0,800	0,330	0,400	0,390
β -sitosterol	1,880	4,960	2,790	9,390	2,900	3,410	1,480	1,840	1,920
colesterol/colestanol	3,177	1,762	5,621	2,988	4,127	2,888	7,970	5,625	16,231
epicoprostanol/coprostanol	0,044	0,063	0,046	*	*	*	*	0,143	*

(<LD) abaixo do limite detectável; (*) epicoprostanol = 0