

MARIA MANOELA DOS REIS VICENTE

**A MEIOFAUNA SUBLITORAL DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ
(PARANÁ, BRASIL): COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO E VARIABILIDADE
TEMPORAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, área de concentração Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio A. Netto

Pontal do Paraná, 2008

AGRADECIMENTOS

A concretização dessa jornada não seria possível sem a participação de algumas pessoas, que merecem um agradecimento especial.

Primeiramente agradeço ao meu orientador Sérgio Netto, que por 6 longos anos conseguiu mostrar o fascínio pela meiofauna, em particular pelos Nematoda. Com todo seu conhecimento, incentivo, apoio, paciência e ânimo mostrou que é possível chegar ao fim dessa caminhada. Impossível esquecer o primeiro puxão de orelha por conta do esquisito resultado final do meu tcc, porém isso contribuiu para o crescimento e amadurecimento de muitas idéias.

Aos amigos do Laboratório de Ciências Marinhas, que em 6 anos muitos passaram e tomaram novos rumos, assim como outros ainda continuam, entre eles Israel, Aline e Flávia. Agradecimento especial pra Flávia, que sem sua ajuda acredito que ainda estaria medindo Nematoda. Aos novatos que na hora do cafezinho ajudaram a descontrair. Aos amigos que conheci durante a graduação e durante o mestrado, cada um é especial a sua maneira.

Jamais poderia deixar de agradecer o pessoal da primeira turma do SISCO, que sempre deram e continuam dando forças em todos os momentos. Aos longos papos filosóficos que raramente chegavam a uma conclusão. Assim como eles, agradeço aos professores do CEM, em particular ao Paulo Lana e ao “peixólogo” Henri Spach, que na ausência do meu orientador, deram grande apoio.

Agradeço ao Carlos e à Vívian, meu irmão e minha cunhada de coração, por acordarem de madrugada pra me resgatar na rodoviária em Curitiba, e pelo grande apoio e incentivo nos momentos mais difíceis longe de casa.

Agradecimento especial para algumas pessoas do meu trabalho, que não me deixaram desanimar quando achei que havia perdido todos os meus dados. Agradeço

também por terem tido paciência pra ouvir minhas teorias que nem sempre faziam sentido e por suas sugestões.

Aos meus amados pais e madrinha que ainda não compreendem direito minha decisão de seguir essa profissão, mas que mesmo assim me apóiam incondicionalmente. A vocês agradeço a minha vida.

“Se tivesse acreditado na minha brincadeira de dizer verdades teria ouvido verdades que teimo em dizer brincando, falei muitas vezes como um palhaço, mas jamais duvidei da sinceridade da platéia que sorria.”

Charles Chaplin

RESUMO

A estrutura das associações meiofaunais foi analisada bimestralmente ao longo de um ano (agosto/03 a junho/04) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná. O Complexo é dividido em dois eixos principais, o primeiro formado pela Baía de Paranaguá propriamente dita, e o segundo formado pela Baía de Laranjeiras. Foram registrados 96.742 indivíduos dos quais 32.359 indivíduos foram encontrados na Baía de Paranaguá e 64.383 indivíduos na Baía das Laranjeiras. O grupo mais abundante foi Nematoda com 91,6% do total de organismos, em seguida vieram os Copepoda com 4,3% de abundância, e os Ostracoda com 1,5%. Os resultados deste estudo mostraram que a meiofauna da Baía de Paranaguá, área mais urbanizada e com a presença de um grande porto, diferiu da Baía de Laranjeiras, local onde não há registros de impactos antrópicos. As diferenças observadas entre estes dois sistemas ocorreram, principalmente, em função das oscilações nas densidades dos organismos numericamente dominantes no Complexo Estuarino de Paranaguá, os Nematoda. Na Baía de Paranaguá, os Nematoda mostraram uma diferença de mais de 50 % em suas densidades, possivelmente causado por influências antrópicas. Gradientes espaciais da meiofauna foram detectados em ambas as baías, porém não foi observada uma clara sazonalidade.

Palavras chave: Meiofauna, Nematoda, Gradientes espaciais, sazonalidade, Baía de Paranaguá, Baía das Laranjeiras.

ABSTRACT

The structure of meiofauna communities was analyzed bimonthly during one year (from august/03 to jun/04) at Paranaguá Estuarine System. The estuarine system is formed by two main water bodies, the Paranaguá Bay and Laranjeiras Bay. 96.742 individuals were registered, 32.359 from Paranaguá Bay and 64.383 from Laranjeiras Bay. The most abundant group was Nematoda (91,6%), followed by Copepoda (4,3%) and Ostracoda (1,5%). The results of this study showed that the meiofauna of Paranaguá Bay, a more populated area with a presence of a harbor, differed from Laranjeiras Bay, area without any significant antropic impact. The observed differences between these bays occurred mainly as a function of the densities of the numerically dominant organism, the nematodes. At Paranaguá Bay, the nematodes showed a difference of more than 50% in their densities, possibly caused bay antropic influence. Spatial gradients of the meiofauna were detected in both bays, however, seasonal variabilities were not clearly detected.

Key words: Meiofauna, Nematode, Spacial gradientes, sazonality, Paranaguá Bay, Laranjeiras Bay.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Baía e porto de Paranaguá.....	21
Figura 2 – Complexo Estuarino de Paranaguá ressaltando a distribuição dos pontos.	21
Figura 3 - Medidas de comprimento e largura em micrômetros de um Nematoda.....	26
Figura 4 - Densidade dos principais grupos meiofaunais nas baías de Paranaguá e Laranjeiras.....	28
Figura 5 - Análise da proximidade das densidades das morfotipos de Nematoda entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.	30
Figura 6 - Descritores univariados derivados dos dados de Nematoda, com barras verticais representando intervalo de confiança.....	31
Figura 7 - Abundância relativa dos organismos numericamente dominantes, com barras verticais representando intervalo de confiança.....	32
Figura 8 - Abundância dos grupos tróficos (1A, 1B, 2A, 2B) das baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	33
Figura 9 - Valores médios de biomassa entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, com barras verticais representando intervalo de confiança.....	34
Figura 10 - Classes geométricas de tamanho dos Nematoda das baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	34
Figura 11 - Análise de proximidade ao longo dos pontos amostrados entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	35
Figura 12 - Análise de proximidade derivada da presença e ausência de espécies.....	37
Figura 13 - Descritores univariados da fauna ao longo dos pontos amostrados.....	38
Figura 14 - Distribuição dos grupos tróficos entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos pontos amostrados.....	39
Figura 15 - Valores de biomassa entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos pontos amostrados.....	40
Figura 16 - Classe geométrica de tamanho ao longo dos pontos amostrados entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	40

Figura 17 - Análise de proximidade das médias das densidades de Nematoda entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos meses amostrados.	42
Figura 18 - Descritores univariados da fauna ao longo dos meses amostrados nas baías de Paranaguá e das Laranjeiras.	43
Figura 19 - Distribuição das espécies abundantes das baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos meses.	44
Figura 20 - Distribuição dos dados de água de fundo.	46
Figura 21 – Distribuição dos dados granulométricos entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.	47
Figura 22 – Distribuição dos dados granulométricos ao longo dos pontos amostrados.	48
Figura 23 - Distribuição dos dados granulométricos ao longo dos meses amostrados.	48
Figura 24 PCBs, bifenilas policloradas encontradas no sedimento. Fonte: Fillmann, 2008.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Valores médios, mínimos e máximos da densidade (inds.10cm ⁻²) dos Nematoda registrados nas Baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	29
Tabela 02 – Densidade média (inds.10cm ⁻²) dos morfotipos de Nematoda numericamente dominante nas Baías de Paranaguá e das Laranjeiras.....	30
Tabela 03 - Morfotipos e valores médios (inds.10cm ⁻²) dos principais responsáveis pela distinção entre as baías de Paranaguá e Laranjeiras, ordenados de acordo com os resultados da análise SIMPER (razão dissimilaridade/desvio padrão de dissimilaridade, Diss/Desv).....	30
Tabela 04 - Variação média da densidade entre os principais grupos da meiofauna em diferentes estuários brasileiros.....	50

SUMÁRIO

1. Introdução	12
2. Objetivos.....	16
2.1 Objetivo Geral:	16
2.2 Objetivos específicos:	16
3. MATERIAIS E MÉTODOS	17
4. Resultados	28
5. Discussão	49
6. Referências	59

1. INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes de transição entre o sistema fluvial e o marinho. A palavra estuário é derivada do adjetivo latino *aestuarium*, cujo significado é maré ou onda abrupta de grande altura, fazendo referência a um ambiente altamente dinâmico, com mudanças constantes em resposta a forçantes naturais. De acordo com a definição clássica de Pritchard (1955), estuário é um corpo de água costeiro semifechado, com uma livre ligação com o oceano aberto, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental. Posteriormente esta definição foi ampliada, considerando processos regionais como fatores climáticos, sedimentação recente e forçantes dinâmicas, e não somente a gênese geológica (Miranda, 2002). Segundo Kjerfve (1987), estuário é um ambiente costeiro que apresenta conexão restrita com o oceano adjacente. Kjerfve (1994) propôs a organização de águas costeiras ligadas ao oceano em seis categorias distintas, baseadas nas estruturas geomorfológicas e levando em conta os diferentes processos funcionais e físicos em comum. As categorias propostas abrangem estuários, lagoas costeiras, fiordes, baías, rios de marés e estreitos. Baía é uma intrusão costeira, usualmente resultante de fraturas ou outros processos tectônicos ou geológicos regionais, fortemente afetada por marés, e exibe salinidade que oscila entre salina e salobra, dependendo do quantidade da drenagem continental relativa à troca oceânica (Kjerfve, 1994).

Por se tratar de um ambiente de grande diversidade e importância, o monitoramento da fauna surge como importante ferramenta para a identificação e o acompanhamento das tendências e interações da comunidade bêntica com o ambiente físico-químico. Os organismos que compõe sistema bêntico, por estarem intimamente associados ao sedimento, têm sido amplamente utilizados como indicadores respondendo a vários tipos de alterações naturais e antropogênicas. Distúrbios antropogênicos possuem grande potencial de impactar sistemas bênticos. Geralmente, esses ecossistemas são adaptados a fenômenos

naturais como ventos, marés e aporte continental, porém os distúrbios de origem antropogênica são eventos não cíclicos para os quais os organismos bênticos não são adaptados (Montagna et al, 1998). No sedimento acumula grande parte dos contaminantes oriundos de resíduos industriais, urbanos, e da agricultura e como resultado os bentos mostram os efeitos de poluentes através de uma longa escala temporal e extensa escala espacial (Soule, 1988). A estrutura das comunidades bênticas responde a vários tipos de estresses ambientais por causa de seu grande espectro de tolerância fisiológica, hábitos alimentares e interações tróficas (Pearson & Rosenberg 1978; Rhoads et al. 1978; Gray 1979; Boesch & Rosenberg 1981).

Os invertebrados bênticos são tradicionalmente divididos em pelo menos dois componentes, o meiobentos e o macrobentos. O delineamento do meiobentos e macrobentos se dá principalmente pelo espectro de tamanho e estratégia de vida dos dois componentes (Warwick, 1984; Giere, 1993; Warwick et al, 2006). Enquanto a meiofauna apresenta uma repartição de recursos e comportamento alimentar mais especializado, a macrofauna é relativamente não seletiva em seus requerimentos alimentares, e pode depender de uma partição do hábitat (Whitlatch, 1980). Deste modo, uma vez que os mecanismos de manutenção de diversidade através da repartição de recursos variam entre a meiofauna e a macrofauna, perturbações ambientais podem afetar os dois componentes dos bentos de modo diferenciado (Sommerfield et al. 1995; Netto et al, 1999).

A meiofauna ocorre em todos os tipos de sedimento e em uma grande variedade de habitats, sendo mais diversa que qualquer outro componente da biota associada ao substrato oceânico. Cerca de um milhão de indivíduos de 1 milímetro vivem em 1 m² do sedimento marinho (Gerlach, 1971), com importância fundamental na transferência de material e energia através do ecossistema (Li et al, 1997). A íntima associação da meiofauna com o sedimento

Entre os organismos mais abundantes da meiofauna encontram-se os indivíduos compreendidos pelo filo Nematoda. A organização dos Nematoda é variada e complexa, tanto para aqueles compreendidos no grupo de vida livre quanto para os parasitas, e estão geralmente relacionados com os mecanismos de alimentação e habitat (Lee, 2001). A

existência da elevada diversidade de Nematoda em praticamente todos os ambientes ambiente parece ser resultado do alto grau de especialização alimentar dada pela variabilidade na morfologia da cavidade bucal (Michiels et al, 2005). Outras características como o curto ciclo de vida e a alta taxa de reposição, exercem influência na dinâmica dos Nematoda que respondem rapidamente a mudanças na disponibilidade de alimento (Donavaro et al, 2002). Os Nematoda absorvem componentes orgânicos dissolvidos, regeneram nutrientes, influenciam a textura do sedimento através da secreção de muco, aumentam a difusão de gases e servem de alimento para outros organismos, incluindo predadores pertencentes ao próprio táxon (Bongers & Van de Haar, 1990).

Para compreender a importância dos Nematoda de vida livre no ambiente bêntico marinho, dados quantitativos e qualitativos de hábitos alimentares, nutrição e estratégia de vida são fundamentais (Tietjen, 1973). O estudo de comunidades bênticas, particularmente Nematoda, é um componente importante para monitorar a qualidade ambiental dos estuários (Caeiro et al, 2005). Regiões estuarinas e costeiras estão entre os sistemas naturais mais produtivos do mundo e mantêm alta biomassa de plantas e animais (Levin et al, 2001).

Nesse contexto encontra-se o Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná. O complexo é composto por duas baías – Paranaguá e Laranjeiras - que possuem diferenças acentuadas em seu processo de ocupação humana. No eixo leste-oeste, Baía de Paranaguá, encontram-se as cidades de Antonia, Paranaguá e Pontal do Sul com um total de 183.447 habitantes em uma área de 1910 km². Também é nesta área que está localizado o Porto de Paranaguá, um dos principais do Brasil. Já no eixo norte-sul, Baía de Laranjeiras, encontra-se apenas a cidade de Guaraqueçaba com 8.618 habitantes e uma área de 2.019 km² (IBGE, 2008). Esta área tem grande importância ambiental, pois, encontra-se circundada por uma das maiores áreas de preservação da Mata Atlântica. Unidades de conservação estabelecidas por regulamentações federais e estaduais protegem uma grande proporção da área (Marone et al, 2005).

Possivelmente, o Complexo Estuarino de Paranaguá é uma das áreas mais estudadas da costa brasileira. Especificamente sobre a fauna bêntica, Lana e colaboradores têm investigado, nas últimas décadas, diversos aspectos da taxonomia e ecologia destes

organismos. No entanto, a grande maioria destes estudos foi focada na macrofauna. A meiofauna, até o momento, foi estudada apenas por Corgosinho (2002) e Thomas (2007) que analisaram, respectivamente, a zonação da meiofauna com ênfase em Copepoda, e dispersão de Nematoda em um baixo não vegetado, respectivamente. Ambos os estudos ocorreram na Baía de Paranaguá, eixo leste-oeste do complexo. Não existem até o momento dados sobre a meiofauna da Baía das Laranjeiras.

Uma série de trabalhos de cunho taxonômico envolvendo Nematoda por Gerlach (1954, 1956a, 1956b, 1957a, 1957b, 1958) marca o início dos estudos sobre a meiofauna marinha brasileira. No entanto, apenas a partir da década de 90 é que alguns grupos de pesquisa voltam suas atenções para este componente da fauna benthica, de modo mais efetivo. Na região sul do Brasil, estudos descritivos sobre meiofauna estuarina, em particular, foram realizados em áreas sublitorais por Ozório et al. (1999), Kapusta (2001), Kapusta et al. (2002; 2005), Fonseca & Netto (2006), Kapusta et al. (2006a), Kapusta et al. (2006b) e Meurer & Netto (2007). Ozório (2001) analisou a meiofauna de marismas enquanto Netto & Gallucci (2003) a de manguezais. Estudos sobre a influência de perturbações ambientais naturais ou antrópicas sobre meiofauna, foram realizados por Pinto (2003), Pinto & Bemvenuti (2003), Gallucci & Netto (2004), Netto & Meurer (2006); Netto & Valgas (2006) e Netto & Pereira (2008).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral:

- Analisar comparativamente a estrutura espacial e variabilidade temporal da meiofauna, em particular os Nematoda, das baías de Paranaguá e Laranjeiras.

2.2 Objetivos específicos:

- Determinar a composição da meiofauna nas baías de Paranaguá e de Laranjeiras;
- Analisar comparativamente a abundância, estrutura de tamanho, a biomassa e os grupos tróficos dos Nematoda nas baías de Paranaguá e Laranjeiras;
- Descrever e comparar a variação espacial e as oscilações temporais da meiofauna entre as baías de Paranaguá e de Laranjeiras, especialmente os Nematoda identificados em nível específico;
- Avaliar as possíveis relações entre a dinâmica da meiofauna e variações na composição textural dos sedimentos;
- Avaliar as possíveis influências antrópicas na dinâmica e composição da meiofauna.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A planície costeira do Estado do Paraná, limitada a oeste pela Serra do Mar, possui um comprimento aproximado de 90 km e largura máxima em torno de 55 km. Esta região é cortada por dois sistemas estuarinos, a Baía de Guaratuba ao sul e a Baía de Paranaguá, ao norte (Netto, 1993). Existe uma grande diversidade de ambientes presentes no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), como planícies de maré, manguezais, marismas, baixios, canais de maré, praias arenosas e costões rochosos (Noernberg, 2001).

A Baía de Paranaguá ($25^{\circ}20'S - 25^{\circ}35'S / 48^{\circ}20'W - 48^{\circ}45'W$), considerada um sistema estuarino semi-fechado (Lana, 2000) marcado por um gradiente salino e de energia ambiental, é dividida em dois eixos principais. O primeiro formado pela Baía de Paranaguá propriamente dita e Antonina com orientação leste-oeste, extensão aproximada de 50 km e largura máxima de 7 km; o segundo formado pelas Baías de Guaraqueçaba e Laranjeiras, com extensão aproximada de 30 km e 13 km de largura máxima (Netto, 1993).

A Baía de Paranaguá apresenta uma profundidade máxima de 23 metros com uma área de drenagem de aproximadamente 620,3 km² e densidade de 0,73 rios/km², dentre eles o rio Nhanha, Itiberê, dos Correias, dos Almeidas, Guaraguaçu e Florentino. A área alagada tem 105,35 km² com 56,4 km² de corpos de água (Noernberg et al, 2004).

A Baía das Laranjeiras tem aproximadamente profundidade máxima de 11,2 metros, apresentando uma área de drenagem de 1462,1 km² e uma densidade de drenagem de 2,06 rios/km², recebendo a drenagem de rios da região como o Guaraqueçaba, o Serra Negra, o Açungui, o Tagaçaba e o Itaquí, que desaguam nos sub-estuários de

Guaraqueçaba, Benito, Itaqui e Medeiros, conectados diretamente à baía. A área alagada equivale a 159,65 km² com 57,4 km² de corpos de água (Noernberg et al, 2004).

O sistema conecta-se com o oceano por três canais de maré: o Canal da Galheta, delimitado pela face sul da Ilha do Mel e o continente, o Canal Barra Norte, situado entre a Ilha do Mel e a Ilha das Peças e, mais ao norte, o Canal do Superagui, entre a Ilha das Peças e a Ilha do Superagui (Disaró, 1995; Brandini, 2000; Lana et al, 2000), com a entrada principal ao redor da ilha do Mel, com aproximadamente 152 km² (Lana et al, 2000). O Complexo Estuarino de Paranaguá apresenta uma profundidade média de 5,4 metros com um volume total de água de 14109 m³ e um tempo de residência de aproximadamente 3,49 dias (Marone et al, 1995).

Este complexo estuarino também é classificado como um estuário moderadamente ou parcialmente misturado (tipo B), com heterogeneidade lateral (Knoppers et al. 1987). Este tipo de estuário tem todo seu volume de água no interior agitado periodicamente com a co-oscilação da maré, sendo submetido a processos cíclicos de intensificação e relaxamento da estratificação vertical de salinidade (Miranda, 2002). A distribuição e variação temporal das propriedades físico-químicas da Baía de Paranaguá estão intimamente correlacionadas com os gradientes de energia e salinidade, com padrões de circulação e estratificação que variam entre as estações de verão e inverno (Lana et al, 2000). A mais baixa concentração de oxigênio é usualmente encontrada em águas profundas na região interior e média durante o período chuvoso, enquanto o aumento da produtividade primária pode causar altos valores de saturação no meio da baía (Brandini 1985). O padrão de distribuição de material suspenso é menos definido, provavelmente devido à complexa hidrodinâmica do estuário (Lana et al, 2000).

A Baía de Paranaguá apresenta-se como um estuário positivo, onde o volume de aporte de água doce e de precipitação excede o de evaporação, com isto há um aumento da salinidade no sentido cabeceira-foz (Kennish, 1986). A água está essencialmente em duas camadas, com a camada superior um pouco menos salina que a mais profunda (Pickard & Emery, 1990). O regime de marés é semi-diurno, onde ocorrem duas preamares e duas baixa-mares em um dia lunar (24h 50 min). A variação de marés é inferior a 2 m em períodos de sizígia, sendo classificado como regime de micromarés (Marone et al, 1997).

Segundo Marone et al. (1997) em períodos de verão as ondas que adentram o CEP, possuem uma característica não linear de propagação, criando um fluxo turbulento o que implica um maior poder de ressuspensão e transporte de sedimentos.

A Baía de Paranaguá foi dividida, segundo Lana et al (2000), em três grandes regiões com diferentes características sedimentológicas, havendo um aumento da quantidade de silte e matéria orgânica no sentido foz-cabeceira e um concomitante aumento da porcentagem de areia fina em direção ao exterior do estuário. Noenberg (2001) detectou a presença de uma zona de máxima turbidez (ZMT) no eixo Leste-Oeste, ocorrendo entre as Ilhas Gegerês e o Porto de Paranaguá, relacionando a ocorrência desta zona com a geometria do corpo estuarino, intensidade das correntes de maré e estratificação da coluna d'água. Na Baía das Laranjeiras, o padrão de distribuição dos sedimentos é similar ao da Baía de Paranaguá, ou seja, sedimentos arenosos finos e muito finos nas proximidades da desembocadura, e sedimentos finos com baixo grau de seleção na parte mais interna. (Noenberg, 2001). Os sedimentos da Baía de Paranaguá têm diâmetro médio entre silte fino e areia fina, são pobremente selecionados, com 40 a 60% de sedimentos grossos, contendo de 0 a 20% de carbonato biodetrítico e de 0 a 30% de matéria orgânica. Na Baía das Laranjeiras, o diâmetro médio dos sedimentos varia entre silte médio e areia fina, de muito pobremente selecionada a pobremente selecionada, com 20 a 100% de sedimentos grossos, quantidades abaixo de 5% de carbonato biodetrítico e de 0 a 15% de matéria orgânica (Lamour et al, 2004) .

O clima da região é definido com subtropical úmido mesotérmico, com verão quente (Netto, 1993). Este depende do deslocamento norte ou sul do anti-ciclone permanente do Atlântico Sul e da passagem de massas polares frias durante o inverno. (Lana et al, 2000). A estação chuvosa inicia-se no final da primavera e se estende pelo verão enquanto a estação seca começa no final do outono até o fim do inverno, usualmente interrompida por um breve período chuvoso (Lana et al, 2000). Os principais distúrbios atmosféricos são frentes frias originadas no sul da América do Sul. As montanhas da Serra do Mar atuam como barreiras contra frentes frias e causa concentração de frentes estacionárias na região da baía (Lana et al, 2000).

Quanto à composição biótica, o complexo estuarino de Paranaguá possui diversos habitats naturais, desde mangues e restingas até costões rochosos e remanescentes da Mata Atlântica (Lana, 2000). Em todo o complexo estuarino ocorrem bancos de areia e ilhas intermediárias de pequeno porte. O Complexo Estuarino de Paranaguá é margeado por mangues compostos por *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*. Em regiões mais calmas do estuário há bancos de *Spartina alterniflora*. De acordo com Rebello & Brandini (1990), essas formações florísticas fornecem o enriquecimento da região através de produção de detrito orgânico.

A região abriga Unidades de Conservação estaduais e federais, destacando-se: Área de Proteção Ambiental de Guarapeçaba (APA), Estação Ecológica de Guarapeçaba, Área de Relevante Interesse Ecológico das Ilhas do Pinheiro e Pinheirinho, Parque Nacional de Superagui, Área de Especial interesse Turístico do Murumbi e Estação Ecológica Ilha do Mel (Nimad, 1994). O Complexo Estuarino de Paranaguá apresenta grande importância ecológica determinada pela sua grande diversidade de ambientes, incluindo planícies de maré, baixios, ilhas, costões rochosos, marismas, rios de marés (gamboas) e manguezais (Lana, 1986). Paralelamente à importância ecológica, esse complexo destaca-se por possuir um papel fundamental no desenvolvimento econômico e social do estado do Paraná onde destacam-se atividades industriais, portuárias, urbanas e turísticas.



Figura 1 - Baía e porto de Paranaguá.



Figura 2 – Complexo Estuarino de Paranaguá ressaltando a distribuição dos pontos.

3.2 Amostragem

3.2.1 Amostragem de fauna e sedimento

Foram coletadas amostras de meiofauna bimestralmente durante um ano (agosto de 2003 a junho 2004). As amostras foram tomadas em dois transectos ao longo de gradientes de salinidade: - Baía de Paranaguá, onde há atividades portuárias e maior aglomeração urbana; - Baía da de Laranjeiras, área livre de impactos antrópicos importantes (Figura 2). Os dois transectos tiveram profundidade padronizada entre 1 e 2 metros e 4 estações definidas (Figura 2). Em cada estação foram coletadas, através de mergulho autônomo, 4 amostras de meiofauna utilizando uma seringa plástica de 2 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade.

Após as amostragens, a adequabilidade de cada amostra coletada foi examinada de acordo com os seguintes critérios:

- Não haver evidência de lavagem ou perturbação do sedimento superficial;
- Distribuição homogênea de sedimento no interior do amostrador
- Profundidade da amostra de 10 cm

As amostras de meiofauna consideradas adequadas aos critérios acima foram então transferidas para um frasco de vidro (etiquetado interna e externamente) e fixadas em formalina 10 % por pelo menos 24 h. Quando consideradas inadequadas, as amostras eram novamente coletadas. As amostras foram armazenadas em caixas de isopor e transportadas para o laboratório.

Amostras para análise de sedimento também foram tomadas em cada um dos pontos, sendo uma amostra em cada estação. As amostras foram coletadas através de mergulho autônomo, utilizando um corer de PVC de 10 cm de diâmetro por 5 cm de profundidade.

3.2.2 Amostragem de água

Juntamente com as amostras de fauna e sedimento, foram coletadas amostras de água de fundo utilizando a garrafa de Van Dorn.

Dados complementares sobre aspectos meteorológicos, tais como, precipitação e temperatura do ar, níveis de insolação, foram obtidos a partir da rede de estações meteorológicas do Projeto Instituto do Milênio RECOS (www.mileniodomar.org.br).

3.3 Processamento das amostras

3.3.1 Processamento das amostras de fauna e sedimento em laboratório

As amostras de meiofauna foram processadas segundo métodos descritos por Somerfield & Warwick (1996). Utilizando um jogo de peneiras 500 e 63 μm , as amostras foram lavadas em água doce filtrada (0,01 μm) com a finalidade de remover os componentes finos do sedimento - silte e argila - e a formalina.

A fauna retida na peneira de menor malha (63 μm) foi submetida a um processo de flotação. O objetivo da extração por flotação é suspender a fauna em um fluido cuja densidade específica seja bastante semelhante à dos próprios organismos. Para este fim foi utilizada uma sílica coloidal Ludox TM 50, diluído em água até atingir a densidade final de 1,15. A densidade final foi verificada através de um densímetro (precisão de 0,01 g/ml).

Com o auxílio de uma pisseta contendo Ludox 1,15 a amostra retida na peneira de menor malha foi transferida para um béquer de 250 ml e o volume completado com Ludox. As amostras foram agitadas com um bastão de vidro e deixadas em repouso por 50 minutos. O material sobrenadante foi então passado novamente por uma peneira de 63 μm ,

transferido para um pote de vidro etiquetado e a fauna conservada com formalina 4 % . Este processo foi repetido 4 vezes.

As amostras extraídas por flotação e armazenadas em formalina 4 % foram lavadas em água corrente e, posteriormente, lavadas com glicerol (45 % de água, 50 % álcool PA, 5 % glicerina PA). O material então foi transferido para um bloco de vidro cavado (“embryo dish”) e depositado sobre uma chapa aquecedora (60°C) por aproximadamente 12 horas até a evaporação da água e do álcool.

O material remanescente foi transferido para dentro do molde de parafina sobre uma lâmina de microscópio. O bloco cavado foi verificado em microscópio estereoscópico para que não houvesse perda de meiofauna. Se encontrados organismos, estes eram apanhados com uma pinça e colocados nas respectivas lâminas delimitadas pelo molde de parafina. Uma lamínula foi colocada sobre o molde de parafina, e o conjunto colocado em uma placa aquecedora (50 a 60°C) derretendo a parafina. Após esse processo foi aplicado bálsamo do Canadá sobre a interface entre a lâmina e lamínula, finalizando o processo de vedação. As lâminas foram então marcadas com seus respectivos códigos com uma caneta de diamante. As amostras foram identificadas em nível de filo, classe (grupos meiofaunais). As lâminas estão depositadas na coleção de referência do Laboratório de Ciências Marinhas da UNISUL.

Teores de matéria orgânica foram determinados por combustão, segundo metodologia de Dean (1974). Análises granulométricas foram realizadas pelo método de peneiramento, com amostras previamente tratadas com defloculante (Holme & McIntyre, 1971).

3.3.2 Processamento das amostras de água de fundo

Os procedimentos das análises químicas realizadas in situ e em laboratório foram as seguintes: transparência, através de disco de Secchi; salinidade e temperatura, através de CTD, ou analisador multiparâmetro YSI; turbidez, por turbidímetro; pH e oxigênio

dissolvido, por analisador multiparâmetro, potencial redox, Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO); nutrientes Inorgânicos – silicatos, amônia, nitrito, nitrato e fosfato foram realizadas segundo os métodos descritos por Niencheski et al. (2006). O material em suspensão foi analisado para suas frações total, orgânica e inorgânica (www.mileniodomar.org.br).

3.4 Análise de dados

Métodos estatísticos univariados e multivariados foram utilizados para a análise da estrutura da meiofauna do Complexo Estuarino de Paranaguá. Para as análises foram utilizados os pacotes STATISCA 7.0 e PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) 6.0.

Métodos univariados colapsam todo o conjunto de contagem de espécies de uma amostra em um único índice. Como medidas univariadas ou descritores da meiofauna foram utilizados o número total de taxa (S), densidade total de organismos (N, transformada para indivíduos por 10 cm⁻²), índice de diversidade Shannon-Wiener (H', calculado usando log₂), índice de equitatividade de Pielou (J), densidade total de nemátodos, densidade total de copépodos, biomassa e grupos tróficos.

Para biomassa, foram tomadas medidas de 10% do total dos Nematoda encontrados. Os Nematoda foram fotografados com a câmera digital AxioCam MRC acoplada no microscópio óptico Axioscop 2 plus, e a partir da foto obtida foram tiradas medidas de comprimento e da maior largura com auxílio do software AxioVision AC 4.2 (Jeffrey et al, 2004), figura 3. O peso seco da biomassa foi calculado utilizando a fórmula descrita por Andrassy (1956), utilizando a densidade de 1.13 e o fator de conversão peso seco-peso úmido de 0.5.



Figura 3 - Medidas de comprimento e largura em micrômetros de um Nematoda.

Os Nematoda foram classificados em grupos tróficos conforme descrito por Wieser (1953) que leva em consideração a morfologia da cavidade bucal dos Nematoda aquáticos de vida livre e sua ecologia trófica. Sua classificação é discriminada em grupo 1: sem armaduras bucais, com 1A: detritívoros seletivos e 1B: detritívoros não-seletivos; e grupo 2: com armaduras bucais, com 2A: alimentam-se no epistrato e 2B: predadores ou omnívoros.

Com o objetivo de testar a significância das diferenças dos descritores da meiofauna entre as baías (Paranaguá e Laranjeiras), pontos (1, 2, 3 e 4) e períodos (agosto, outubro e dezembro de 2003, Fevereiro, Abril e Junho de 2004) foram aplicadas análises de variância (ANOVA). A homogeneidade das variâncias foi avaliada através do teste C Cochran, e se necessários os dados transformados em $\log(x)$ (Underwood, 2002). Uma vez detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$), testes de comparação múltipla de Tukey foram utilizados (Underwood, 2002).

Métodos estatísticos multivariados seguiram a análise univariada. Os métodos multivariados são caracterizados pelo fato de permitirem comparações entre amostras com base na composição de espécies e uma grandeza de abundância comparável. Foram construídas matrizes de similaridade utilizando-se o índice de Bray-Curtis e as amostras ordenadas através de análise de proximidade (“Multidimensional Scaling Ordination”, (Clarke & Green, 1988). A representação das associações bênticas pela análise de proximidade foi seguida pela discriminação das amostras através da análise não-paramétrica ANOSIM (Análise de Similaridade, Clarke & Green, 1988). Tanto para as análises de ordenação como para a análise de similaridade dois procedimentos foram utilizados. Primeiro buscou-se analisar e testar as diferenças na estrutura da meiofauna entre as baías. Posteriormente, buscou-se detectar diferenças na estrutura multivariada da fauna entre os pontos e períodos amostrais.

Com o objetivo de determinar as principais características da meiofauna em cada uma das baías foi utilizada a análise SIMPER (Similaridade Percentual). Esta análise busca hierarquizar a contribuição relativa de cada espécie ou descritor para cada um dos fatores analisados.

Para os parâmetros abióticos, inicialmente foi construída uma matriz de correlação com todos os dados derivados do sedimento e água. Para as variáveis que mostraram valores de correlação superior a 0,8, uma delas foi eliminada. Dados abióticos foram ordenados através da Análise de Componentes Principais a partir de uma matriz de correlação. Para os dados derivados do sedimento (granulometria e teores de matéria orgânica) também foram aplicadas análises de variância seguindo o mesmo procedimento descrito para a fauna.

4. RESULTADOS

4.1 Meiofauna

Ao longo de um ano de amostragens bimestrais no Complexo Estuarino de Paranaguá foram coletados 96.742 organismos meiofaunais, dos quais 32.359 indivíduos foram registrados na Baía de Paranaguá e 64.383 na Baía das Laranjeiras. Os Nematoda dominaram amplamente as amostras de meiofauna em ambas as baías, perfazendo 91,6% dos organismos coletados, seguidos pelos Copepoda (4,3%) e Ostracoda (1,5%). Na Baía de Paranaguá os Nematoda totalizaram 86% da fauna, seguidos por Copepoda 7,4%, Acarina 2,91% e Ostracoda 2,58%. Na Baía das Laranjeiras os Nematoda correspondem à 94,3% da fauna, sendo seguido pelos grupos Copepoda 2,78%, Ostracoda 1,01% e Acarina 0,78% (Figura 04)

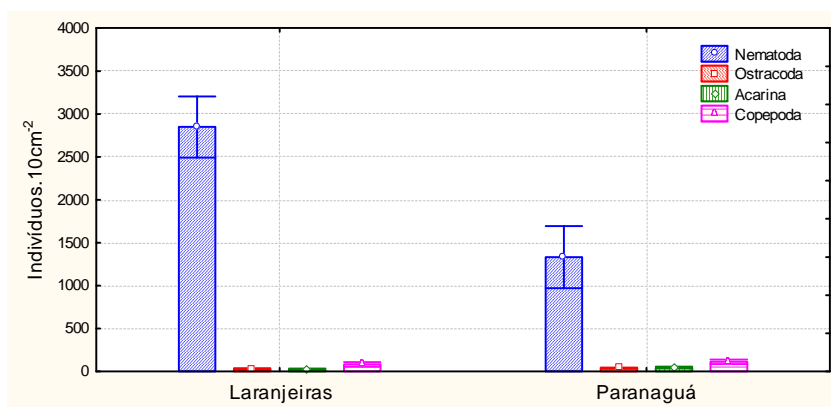


Figura 4 - Densidade dos principais grupos meiofaunais nas baías de Paranaguá e Laranjeiras.

Foram identificadas 154 morfotipos (131 gêneros) de Nematoda com densidades oscilando entre 70 inds.10cm⁻² e 6.506 inds.10cm⁻². Nas Laranjeiras ocorreram 133 morfotipos e densidade média de 2204,7 inds.10cm⁻², enquanto em Baía de Paranaguá foram registrados 125 morfotipos com densidade média de 1145,1 inds.10cm⁻². Os valores médios, mínimos e máximos de densidade de Nematoda encontrados em cada uma das baías são mostrados na tabela 01.

Tabela 01 – Valores médios, mínimos e máximos da densidade (inds.10cm⁻²) dos Nematoda registrados nas Baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

Baía	Densidade média	Densidade		Densidade	
		Mínima/Mês		Máxima/Mês	
Baía das Laranjeiras	2204,7	70,0	Fevereiro	6.506,3	Junho
Baía de Paranaguá	1145,1	95,5	Dezembro	5.334,4	Dezembro

Dentre os 155 morfotipos de Nematoda registrados neste estudo, 103 foram encontrados em ambas as baías. Na Baía das Laranjeiras ocorreram 30 morfotipos de modo exclusivo e na Baía de Paranaguá 21. Os organismos cujo registro foi restrito a uma ou outra baía ocorreram, via de regra, em baixas densidades (densidade máxima 40 inds.cm⁻²) e frequência (ocorrência máxima em 4% das amostras). Os morfotipos numericamente dominantes em cada baía e seus valores médios de densidade são mostrados na tabela 02.

Tabela 02 – Densidade média (inds.10cm⁻²) dos morfotipos de Nematoda numericamente dominante nas Baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

Baía das Laranjeiras		Baía de Paranaguá	
<i>Gomphonema</i> sp. 1	123	<i>Spirinia</i> sp. 1	50
<i>Sabatieria pulchra</i>	78,6	<i>Ptycholaimellus ponticus</i>	35
<i>Terschellingia longicaudata</i>	75	<i>Sabatieria pulchra</i>	33

A análise de ordenamento (MDS) derivada dos dados transformados de Nematoda mostrou uma clara diferenciação entre as baías (Figura 05). A significância da diferença na estrutura multivariada de Nematoda entre as baías foi confirmada pela análise de similaridade (ANOSIM; $R= 0,3$ e $p=0,001$). Os resultados da análise SIMPER (Tabela 03) mostraram que os principais responsáveis pela diferenciação entre os Nematoda de Laranjeiras e Paranaguá foram *Desmodora (pseudochromadora) pontica*, *Parodontophora* sp.1 e *Spirinia* sp. 1.

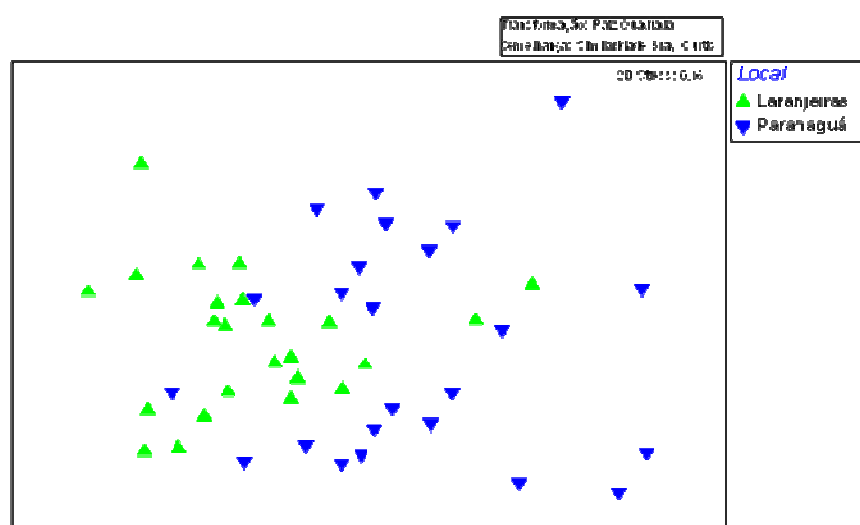


Figura 5 - Análise da proximidade das densidades das morfotipos de Nematoda entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

Tabela 03 - Morfotipos e valores médios (inds.10cm⁻²) dos principais responsáveis pela distinção entre as baías de Paranaguá e Laranjeiras, ordenados de acordo com os resultados da análise SIMPER (razão dissimilaridade/devio padrão de dissimilaridade, Diss/Desv).

Morfotipos	Baía das Laranjeiras	Baía de Paranaguá	Diss/Desv
<i>Desmodora (pseudochromadora) pontica</i>	134,4	82,3	1,21
<i>Parodontophora</i> sp. 1	81,3	26,0	1,19
<i>Spirinia</i> sp. 1	198,5	160,4	1,13

Assim como as análises multivariadas, as análises de variância (ANOVA) também mostraram que os descritores univariados dos dados derivados de Nematoda diferiram significativamente entre as baías. Na Baía de Laranjeiras, o número de espécies e a densidade foram maiores do que em Paranaguá (Figura 06). Por outro lado, os valores de equitatividade (J') em Paranaguá foram significativamente maiores que Laranjeiras (Figura 05). O valores de diversidade (H') foram a única exceção e não diferiram entre as baías (Figura 05).

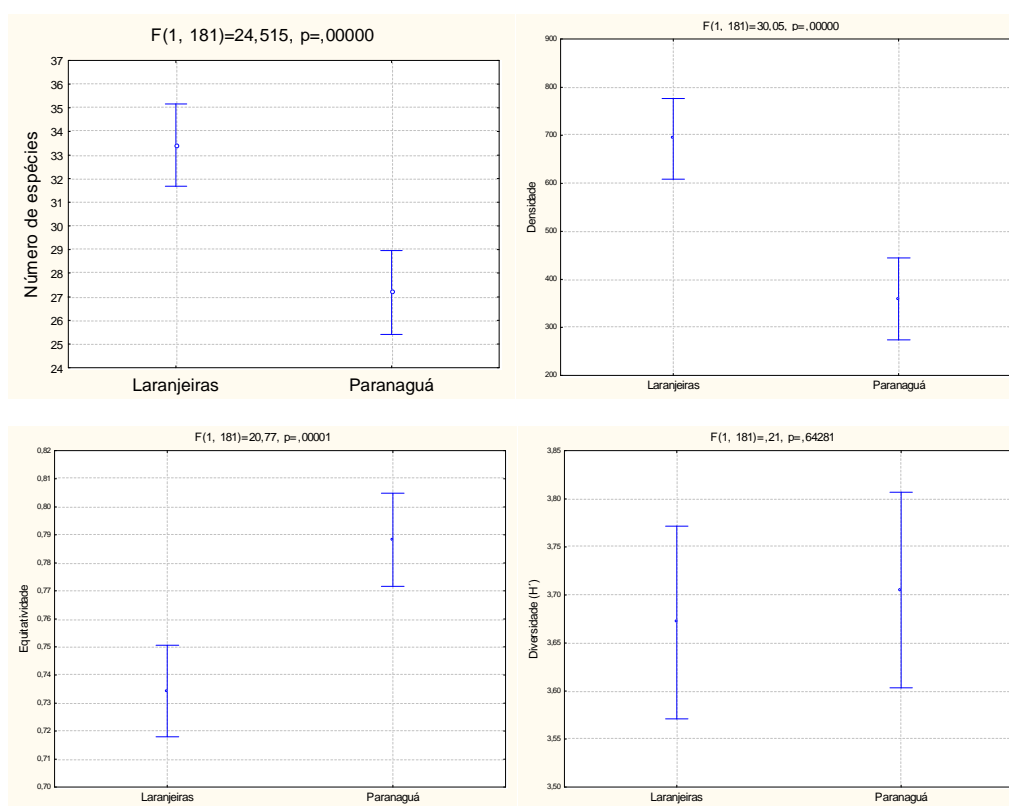


Figura 6 - Descritores univariados derivados dos dados de Nematoda, com barras verticais representando intervalo de confiança.

A abundância relativa dos organismos numericamente dominantes também diferiu significativamente entre as baías. Os resultados das análises de variância mostraram que maiores valores de abundância de *Gomphonema* sp. 1 e *Sabatieria pulchra* em Laranjeiras,

ao passo que *Spirinia* sp. 1 foi abundante em Paranaguá (Figura 07). Os valores de abundância de *Ptycholaimelus ponticus* não variaram significativamente entre as baías (Figura 06)

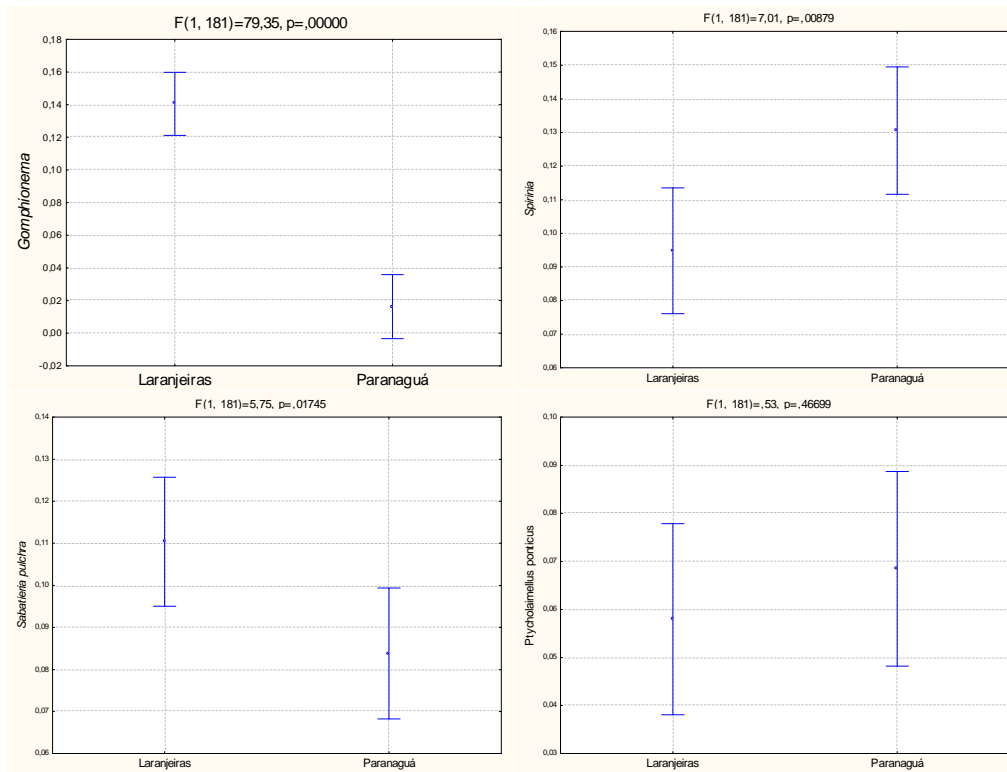


Figura 7 - Abundância relativa dos organismos numericamente dominantes, com barras verticais representando intervalo de confiança.

Os Nematoda das Baías de Paranaguá e Laranjeiras, além de diferirem em relação ao número de espécies, densidade e dominância, também diferiram quando classificados de acordo com grupos tróficos. Enquanto em Laranjeiras as formas detritívoras não seletivas (1B) foram significativamente mais abundantes, em Paranaguá os organismos que se alimentam no epistrato co-dominaram com os detritívoros não seletivos (Figura 07). A

abundância de formas detritívoras seletivas ou micróvoras não variou significativamente entre as baías. Já a abundância de predadores/onívoros foi maior nas amostras provenientes de Laranjeiras (Figura 08).

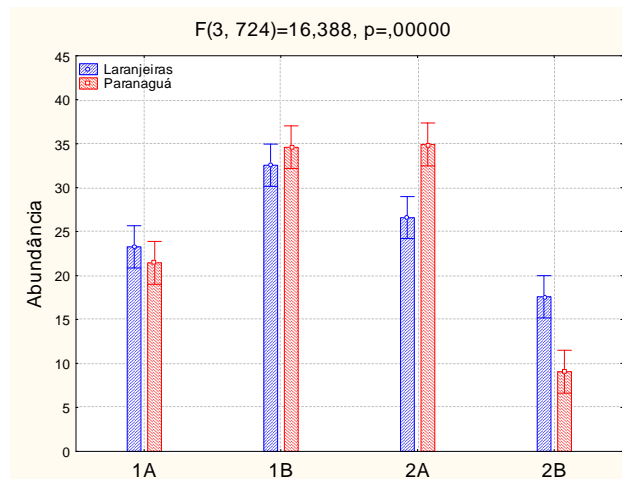


Figura 8 - Abundância dos grupos tróficos (1A, 1B, 2A, 2B) das baías de Paranaguá e das Laranjeiras

Os valores de biomassa derivados das medições de comprimento e largura de Nematoda diferiram significativamente entre as duas baías. A biomassa média de Laranjeiras (0,04 μg peso seco) foi o dobro daquela encontrada para a Baía de Paranaguá (0,02 μg peso seco; Figura 09). Além disso, a análise do espectro de tamanho (Figura 09) mostrou diferenças em todas as classes examinadas, nas menores classes de tamanho há um predomínio de organismos de Paranaguá e nas maiores de Laranjeiras.

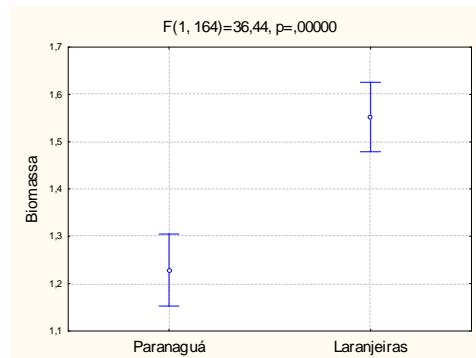


Figura 9 - Valores médios de biomassa entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, com barras verticais representando intervalo de confiança.

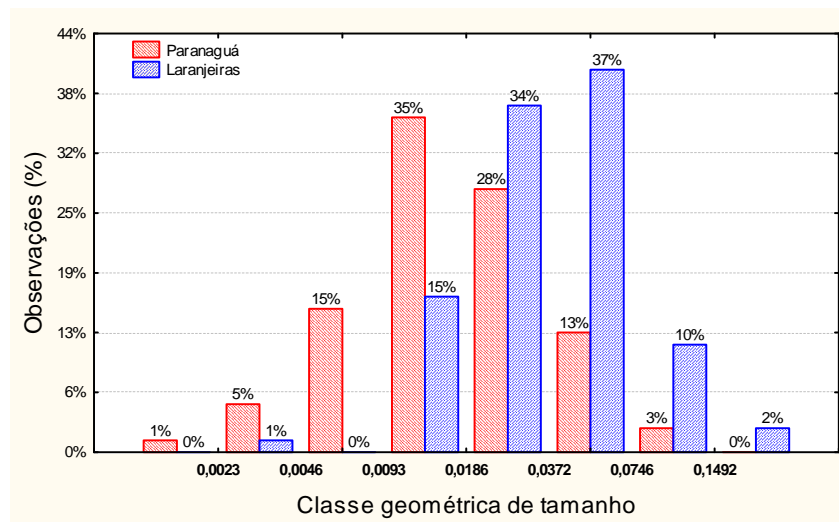


Figura 10 - Classes geométricas de tamanho dos Nematoda das baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

4.2 Variação espacial

O resultado da análise de proximidade derivada dos dados médios de abundância de Nematoda ao longo dos pontos de amostragem nas Baías de Laranjeiras e Paranaguá é mostrado na Figura 11. Observa-se na figura uma clara distinção dos pontos de amostragem ao longo das baías, com exceção do ponto amostral I de Paranaguá, que exibiu uma grande similaridade com a fauna de Laranjeiras. Sobrepondo os valores médios do número de

espécies e densidade de Nematoda em cada um dos pontos, verificou-se que foram os valores de densidade os responsáveis pela distinção dos pontos entre as baías, bem como pela elevada similaridade do ponto I de Paranaguá com os Nematoda de Laranjeiras.

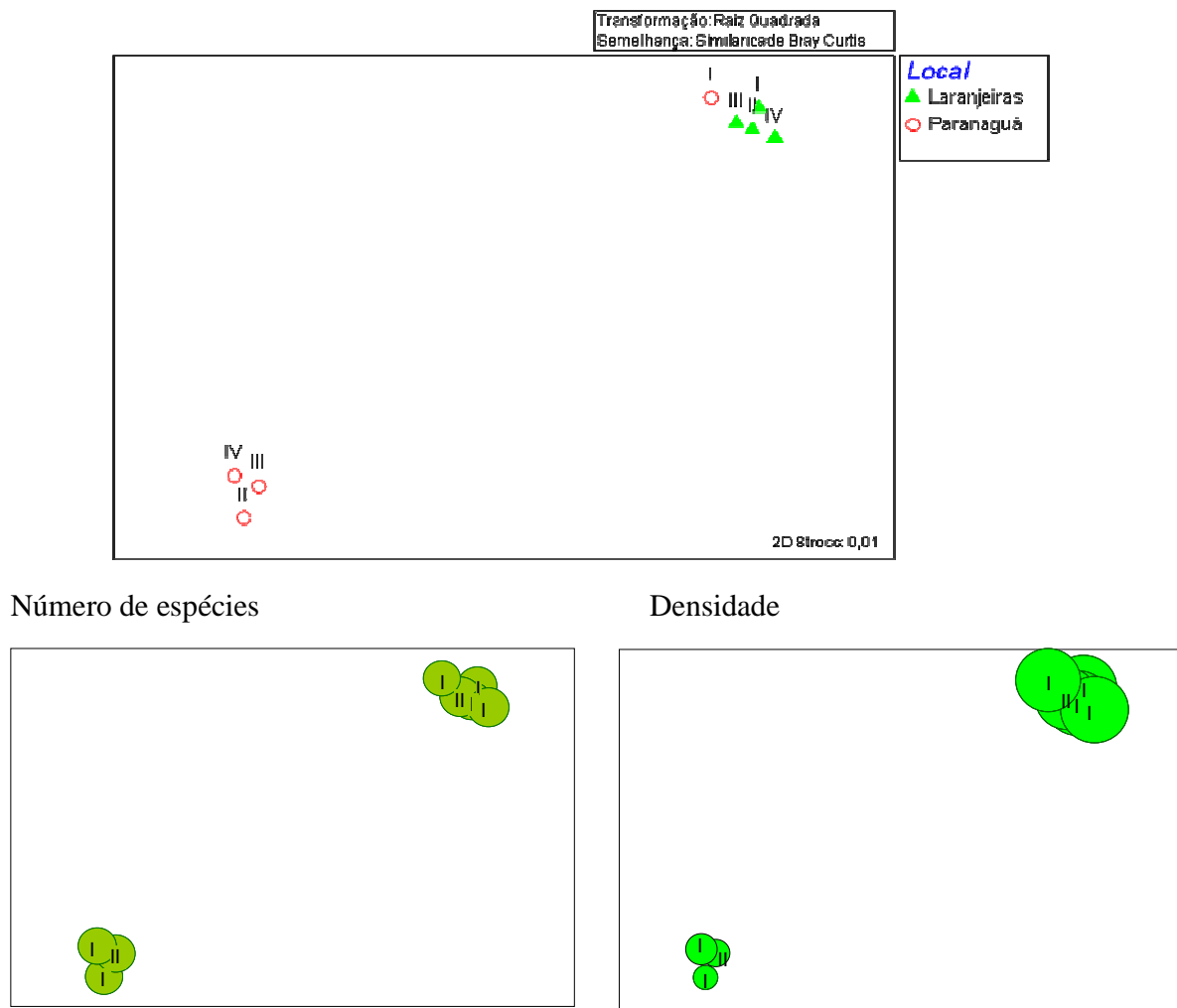


Figura 11 - Análise de proximidade ao longo dos pontos amostrados entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

Quando a análise de proximidade dos dados médios de Nematoda foi realizada retirando-se o peso dos valores de densidade, adotando-se agora como método de transformação a presença e ausência de cada uma das espécies o resultado foi distinto.

Observa-se na Figura 13 a formação de um claro gradiente na composição das espécies de Nematoda em ambas as baías desde ponto amostral I, mais interno, até o ponto amostral IV, mais externo. A formação destes nítidos gradientes na análise multivariada, bem como a separação das baías, mostrou uma clara relação com frequência de ocorrência e a distribuição preferencial de um conjunto de espécies longo dos pontos (Figura 12).

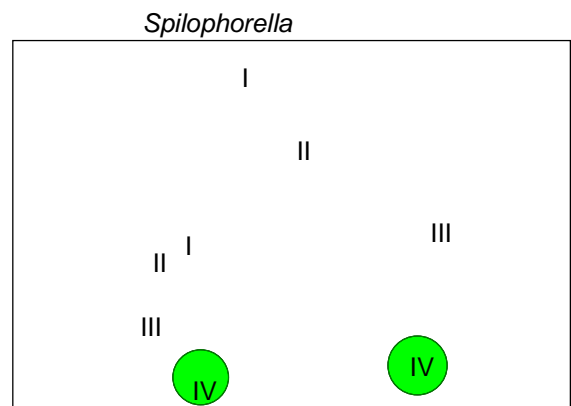
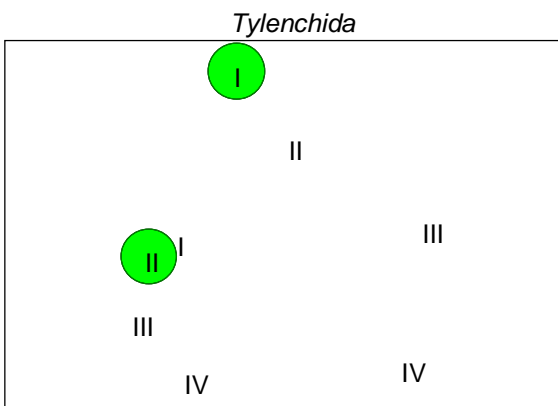
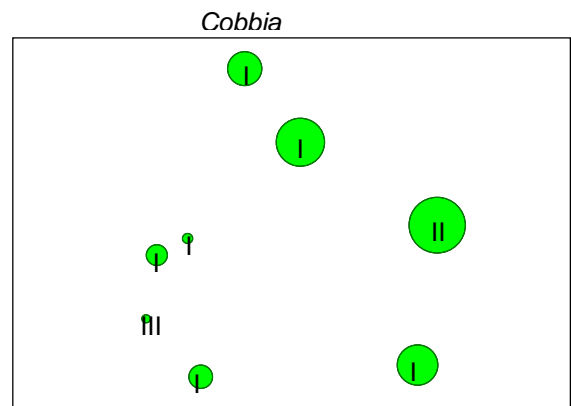
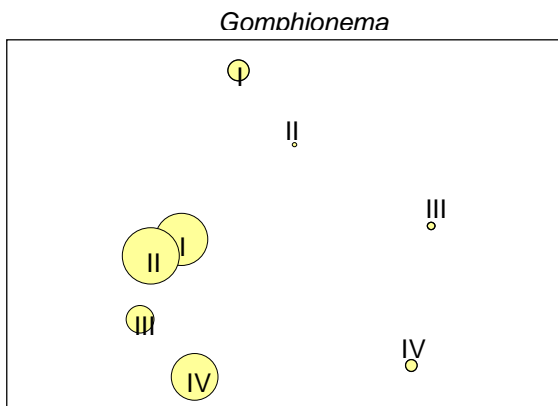
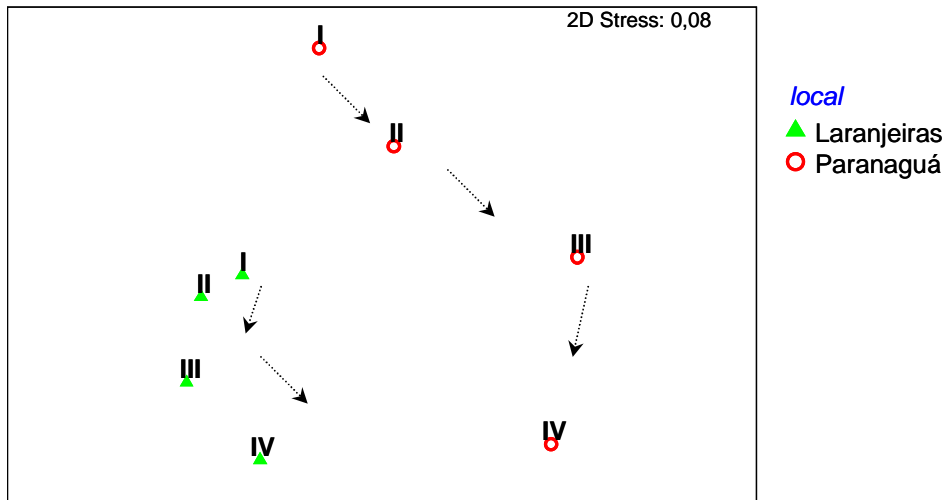


Figura 12 - Análise de proximidade derivada da presença e ausência de espécies.

Os descritores univariados analisados mostraram tendências distintas nas oscilações espaciais dos Nematoda. O número de espécies ou morfotipos, maior na Baía de Laranjeiras, não variou significativamente entre os pontos (Figura 13). A densidade variou apenas em Paranaguá, onde no ponto amostral I, os valores foram significativamente maiores que os demais (Figura13). Já os índices de diversidade de Shannon e equitatividade, indicaram mais claramente a presença de gradientes, aumentando seus valores desde o ponto amostral I até o ponto amostral IV (Figura 13).

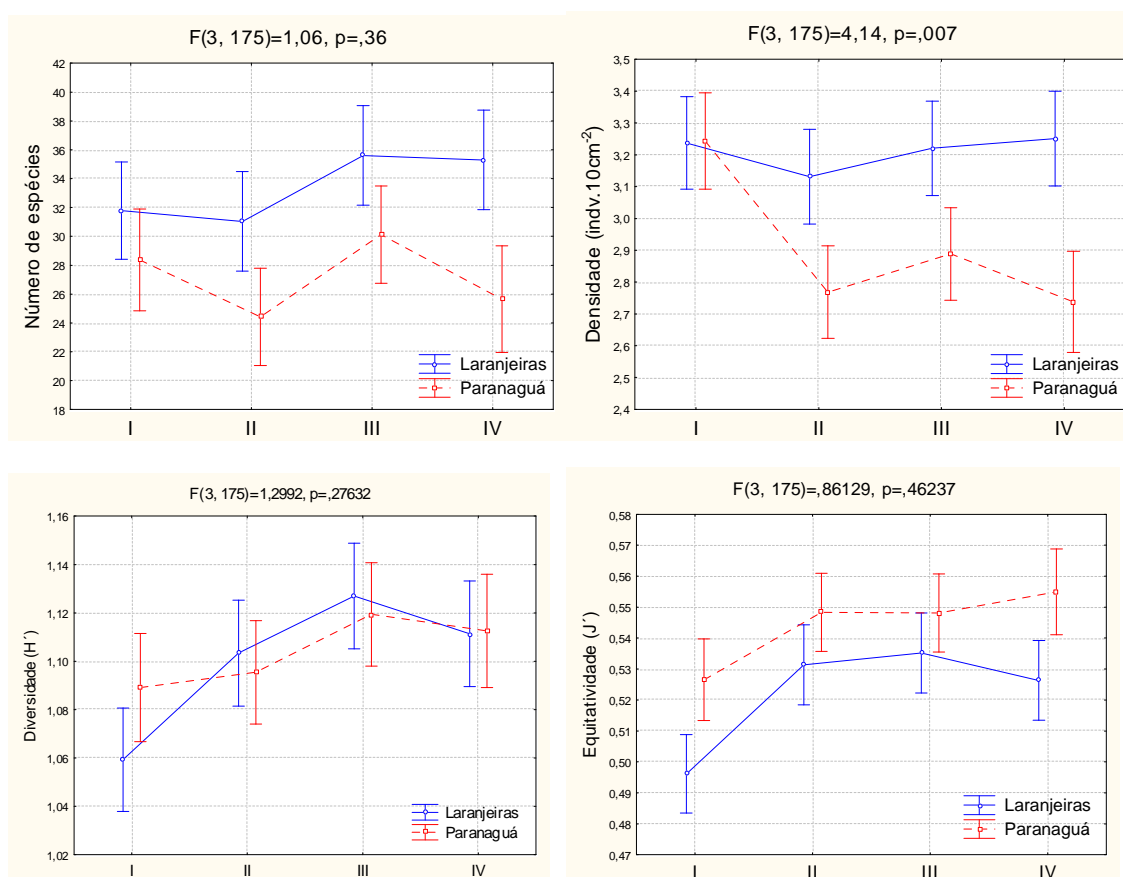


Figura 13 - Descritores univariados da fauna ao longo dos pontos amostrados.

A proporção dos distintos grupos tróficos de Nematoda ao longo dos pontos de amostragem entre as duas baías variou significativamente apenas nos pontos extremos - ponto amostral I e ponto amostral IV. Nos demais pontos (II e III) estas proporções não diferiram. Enquanto as amostras da porção mais interna de Laranjeiras (ponto I) foram dominadas por formas superficiais e que se alimentam no epistrato (2A), em Paranaguá houve um predomínio de detritívoros seletivos ou micróvoros (1B) nesta área. Além disso, a abundância de predadores/onívoros na porção mais interna de Laranjeiras foi significativamente maior do que em Paranaguá. No ponto amostral IV, por outro lado, a abundância de detritívoros seletivos (1B) foi significativamente maior em Laranjeiras do que em Paranaguá (Fig. 14)

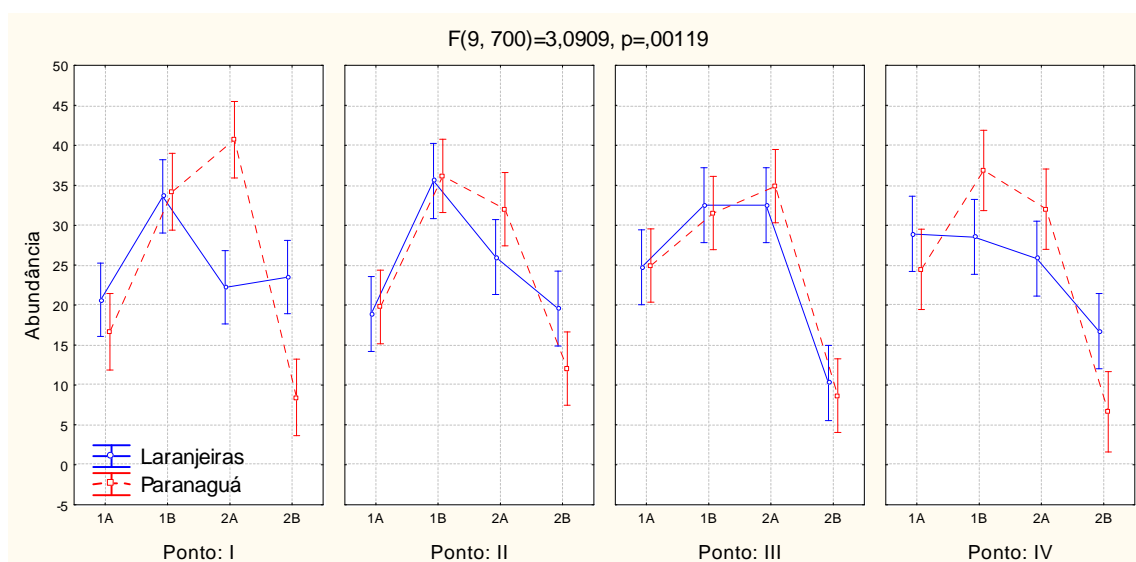


Figura 14 - Distribuição dos grupos tróficos entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos pontos amostrados

Os valores de biomassa dos Nematoda foram maiores na Baía de Laranjeiras em todos os pontos de amostragem, com exceção do ponto I (Figura 15). A análise das classes geométricas (Figura 16), no entanto, mostrou que mesmo no ponto amostral I, os Nematoda de Laranjeiras e Paranaguá diferem em sua estrutura de tamanho. Em todos os pontos de amostragem, as classes modais de tamanho são maiores em Laranjeiras do que em

Paranaguá. A análise das classes geométricas de tamanho permitiu ainda mostrar que nos pontos mais internos (I e II), os organismos são maiores do que nos externos (III e IV; Figura 16)

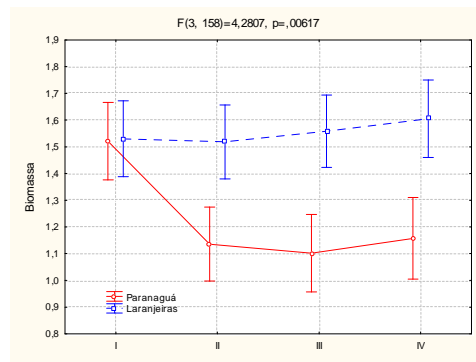


Figura 15 - Valores de biomassa entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos pontos amostrados.

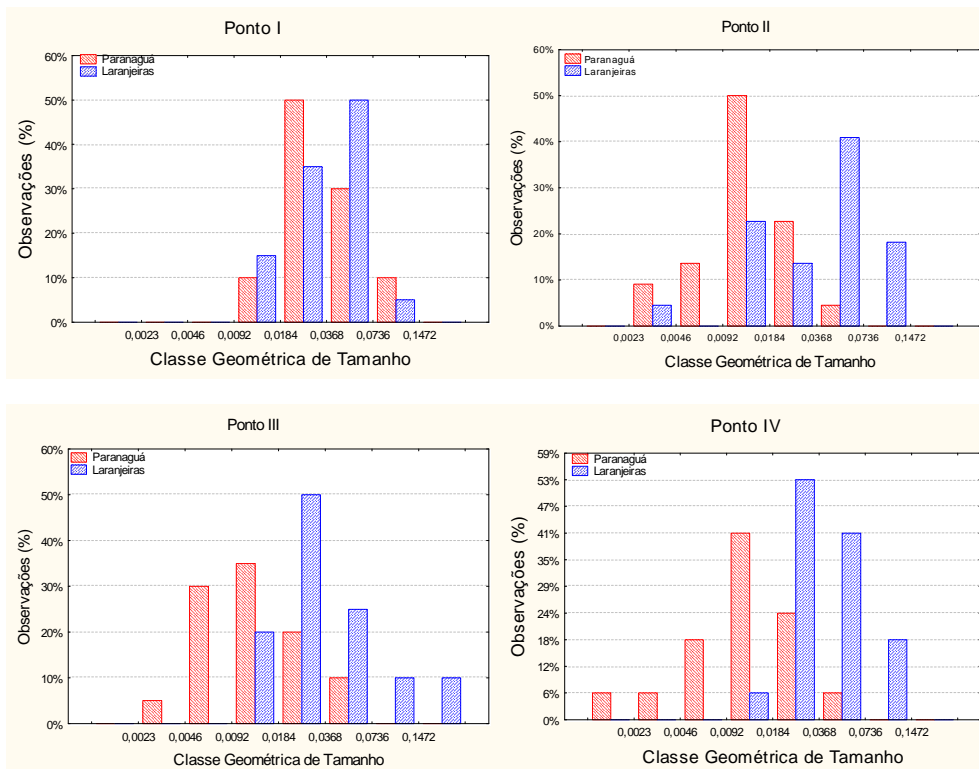
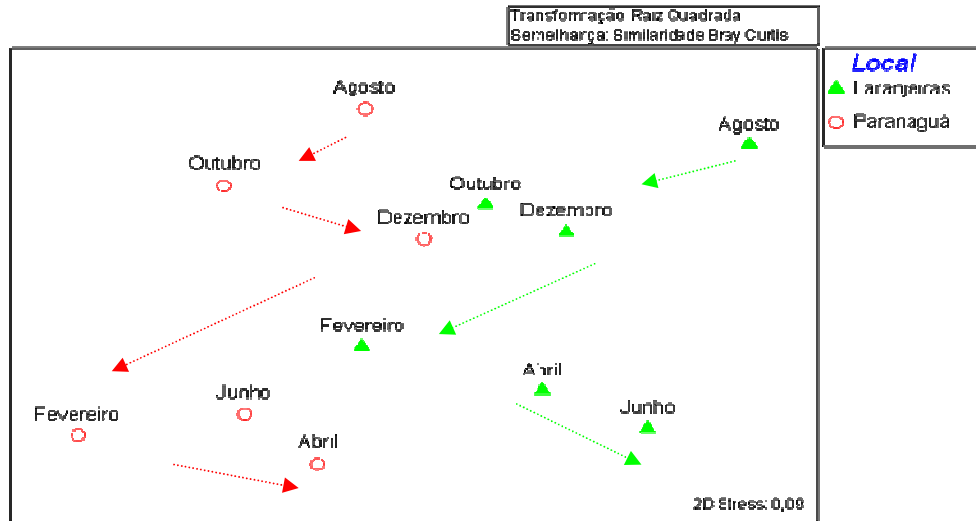


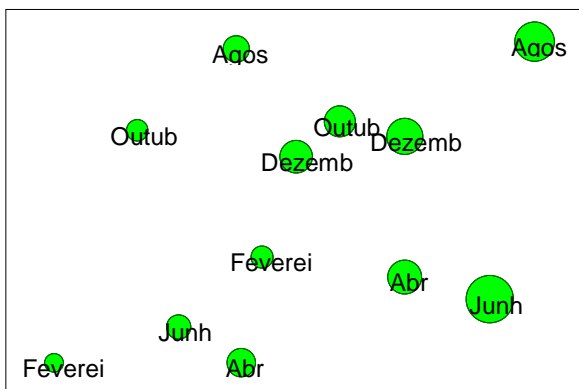
Figura 16 - Classe geométrica de tamanho ao longo dos pontos amostrados entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

4.3 Variabilidade Temporal

A análise de proximidade dos dados médios de Nematoda (Figura 17) mostrou que, embora a estrutura multivariada dos Nematoda seja distinta entre as baías (mais evidente no eixo horizontal), as oscilações temporais apresentaram semelhanças (evidente no eixo vertical). Mais que conjuntos de meses ou períodos, observou-se uma seqüência temporal das amostragens, desde agosto (primeiro mês amostral) até junho (último mês de amostragem). Notou-se ainda na análise que a seqüência temporal parece ser alterada a partir do mês de fevereiro em ambas as baías. A superposição dos valores médios de descritores de Nematoda, não mostrou uma relação evidente com a seqüência temporal da análise. Entretanto, para o número de espécies, há uma nítida separação ao longo do eixo vertical, onde as amostras dos meses de agosto, outubro e dezembro mostram uma maior número de espécies que os de fevereiro, abril e junho.



Número de espécies



Densidade

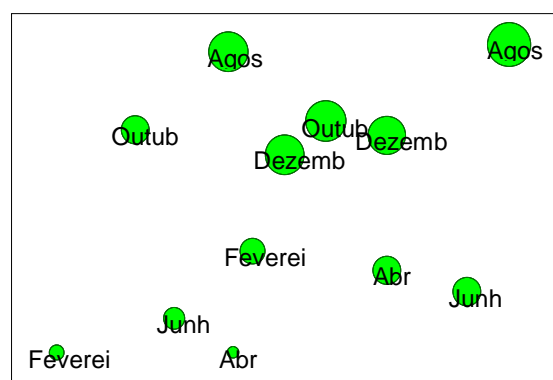


Figura 17 - Análise de proximidade das médias das densidades de Nematoda entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos meses amostrados.

As oscilações do número de espécies ao longo dos períodos de amostragem nas duas baías são mostradas na Figura 18. O número de espécies ou morfotipos foi significativamente maior em agosto e menor em fevereiro em ambas as baías. Os valores de densidade de Nematoda, do mesmo modo, foram significativamente menores em fevereiro. Já os maiores valores foram registrados em junho na Baía de Laranjeiras; em Paranaguá a densidade de Nematoda foi relativamente constante (exceto fevereiro). Para os valores de

biomassa dos dados de Nematoda, os resultados mostraram que o mês de fevereiro também diferiu dos outros períodos amostrais, em especial na Baía de Laranjeiras.

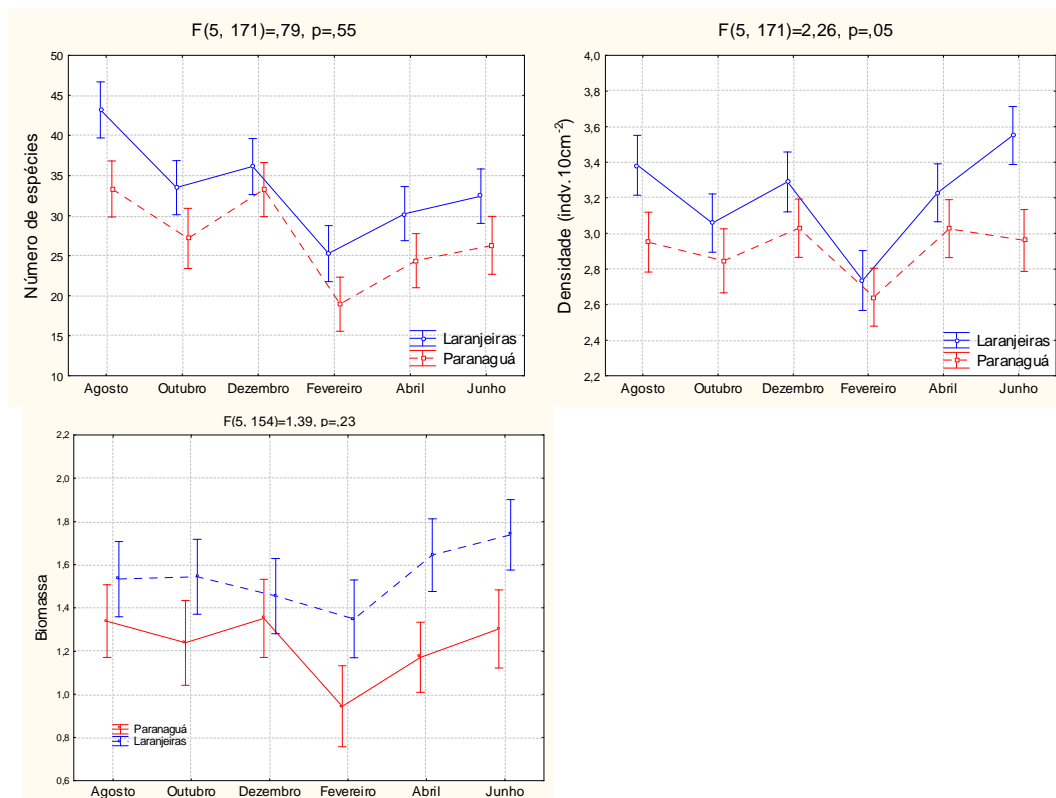


Figura 18 - Descritores univariados da fauna ao longo dos meses amostrados nas baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

As oscilações temporais exibidas pelas espécies dominantes de Nematoda não mostram qualquer tipo de sincronia ao longo dos meses de amostragem. As variações temporais de *Sabatieria pulchra* e *Spirina* sp. 1 foram iguais em ambas as baías (não foi detectada interação significativa). Já as variações mensais da densidade de *Ptycholaimellus pontichus* e de *Gomphonema* sp. 1 dependeram da baía analisada.

As densidades de *Gomphonema* foram muito baixas em Paranaguá ao longo de todo o período de amostragem; em Laranjeiras as maiores densidades desta espécie ocorram em junho. Em Paranaguá, *Ptycholaimellus pontichus* mostrou valores de densidade significativamente maiores nos três meses iniciais de amostragem, seguidos de uma forte

queda a partir de fevereiro. Em Laranjeiras *P. pontichus* seguiu um padrão semelhante com exceção de agosto quando não foi ocorreu nesta área. As densidades de *Sabatieria pulchra* exibiram grandes oscilações ao longo do estudo. Menores valores foram registrados em fevereiro. Por último, as densidades de *Spirinia* mantiveram-se relativamente constantes até fevereiro nas duas baías. A partir deste mês, os valores de densidade de *Spirinia* aumentaram significativamente (Figura 19).

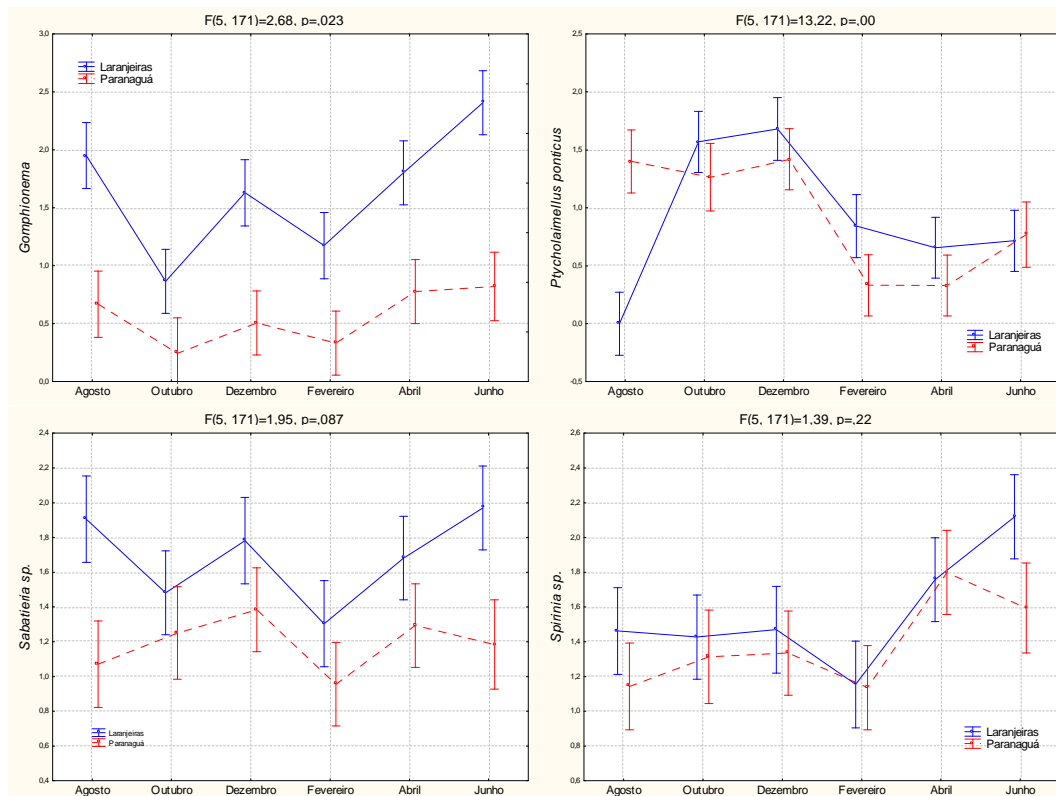


Figura 19 - Distribuição das espécies abundantes das baías de Paranaguá e das Laranjeiras ao longo dos meses.

4.4 Características da água de fundo

A análise de componentes principais (PCA) dos dados da água não mostrou uma clara diferenciação nestas características entre a Baía de Paranaguá e das Laranjeiras. No entanto, quando a análise foi realizada utilizando os dados médios dos pontos de cada uma

das baías, observou-se uma nítida separação entre as áreas (Figura 20). A análise utilizando os dados médios dos pontos mostrou ainda, para Laranjeiras, um claro gradiente ambiental desde o ponto amostral I, mais interno, até o ponto IV. Para Paranaguá os resultados do PCA mostraram uma maior distinção entre os pontos, sugerindo uma quebra do gradiente (Figura 20). A projeção das variáveis do PCA dos pontos de amostragem mostrou que os pontos I e II de Paranaguá (porção negativa do eixo Componente I) foram associados aos maiores valores de nutrientes dissolvidos e séston. Estações mais externas de ambas as baías (III e IV) foram relacionadas aos maiores valores de transparência e concentrações de oxigênio dissolvido e pH. Os resultados da análise de componentes principais dos dados médios de água, por outro lado, não mostraram uma diferença entre as duas baías. No entanto, a análise mostrou uma clara oscilação temporal (figura 20). Os dois primeiros componentes foram responsáveis por quase 60% da variabilidade dos dados. As oscilações temporais foram mais evidentes no componente II. Os meses de fevereiro, abril e dezembro foram associados especialmente com maiores valores de temperatura; meses de amostragem de junho, agosto e outubro (apenas Laranjeiras) foram relacionados às concentrações de oxigênio dissolvido e silicatos. Os resultados indicaram ainda que Componente principal I separou, do lado positivo, os meses de fevereiro – associados com maior DBO, e do lado negativo o mês de abril – relacionado a maior valor de séston e nutrientes dissolvidos.

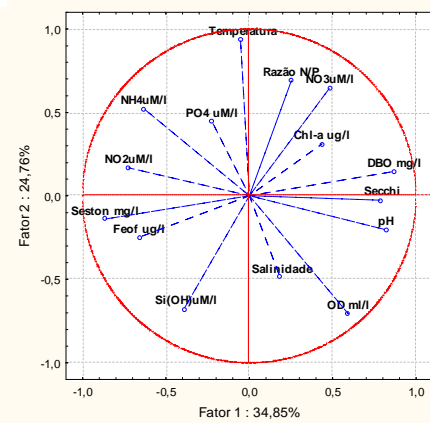
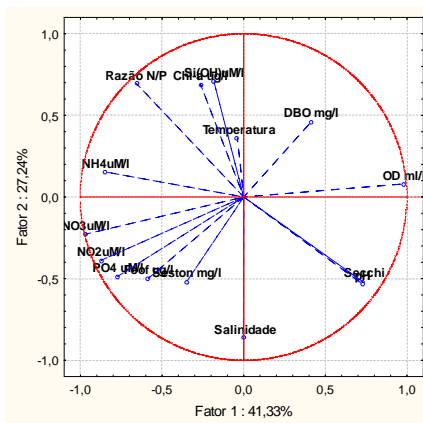
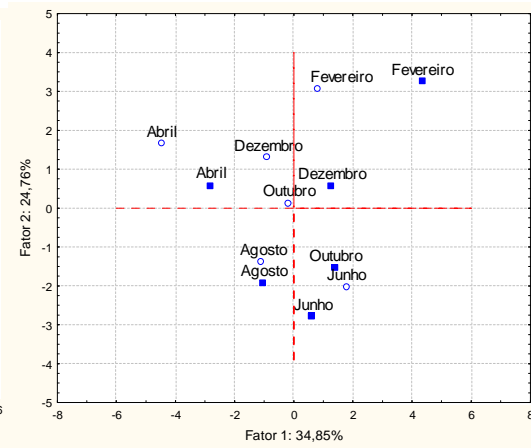
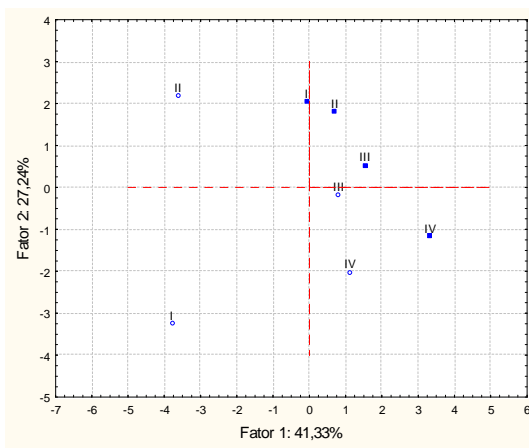
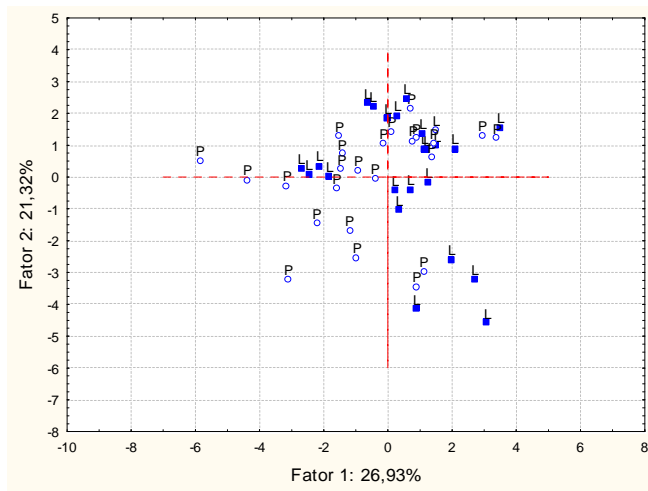


Figura 20 - Distribuição dos dados de água de fundo.

4.5 Sedimento

Os sedimentos da Baía das Laranjeiras foram caracterizados por maiores porcentagens de argila sendo pobremente selecionados, enquanto a Baía de Paranaguá apresenta maiores porcentagens de areia. os teores de Matéria orgânica variaram entre 3,5 e 6%.para as duas baías.

A análise de Componentes Principais dos dados de sedimento mostrou uma clara separação entre as baías na maior parte das amostras (figura 21. Enquanto as amostras da Baía de Paranaguá foram associadas aos maiores valores de percentagem de areia e cascalho, a maior parte das amostras de Laranjeiras foram relacionadas aos teores de finos e matéria orgânica.

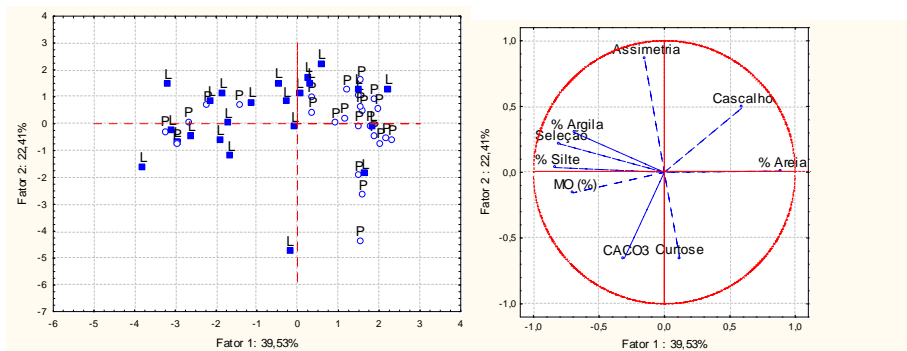


Figura 21 – Distribuição dos dados granulométricos entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

A análise dos dados médios da granulometria e teores de matéria orgânica de cada um dos pontos das baías confirma a distinção entre elas ao longo do componente 1, com exceção do ponto I de Paranaguá . No entanto, não é evidente uma mudança gradual ou a presença de um gradiente sedimentar ao longo dos pontos.

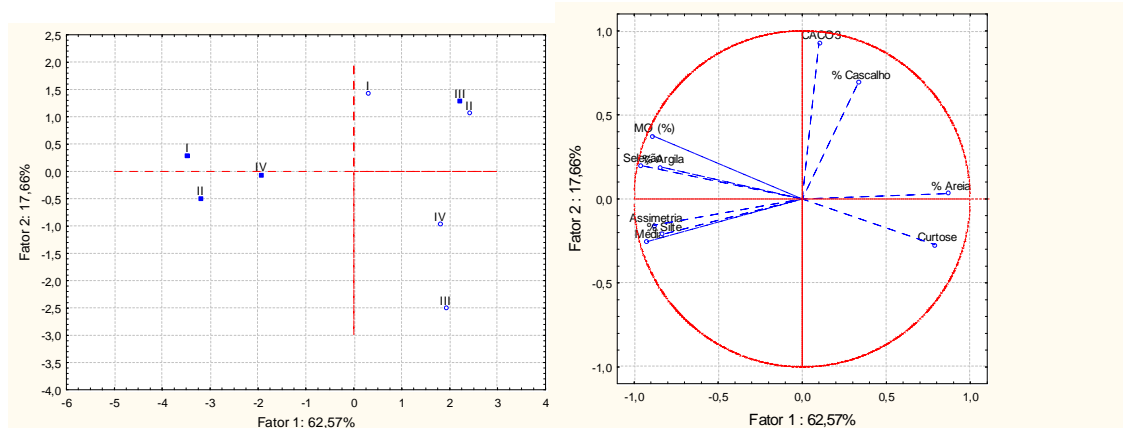


Figura 22 – Distribuição dos dados granulométricos ao longo dos pontos amostrados.

A análise temporal dos dados de sedimento através da análise de componentes principais não mostrou uma variação clara ao longo dos meses, nem entre as baías. No componente I, responsável por 46 da variabilidade dos dados os meses de junho e abril da Baía de Paranaguá estão associados a maiores valores de percentagem de areia. Por outro lado, na porção negativa do eixo, os meses de dezembro, fevereiro foram relacionados a menores tamanhos médios de grão, e teores de silte e matéria orgânica.

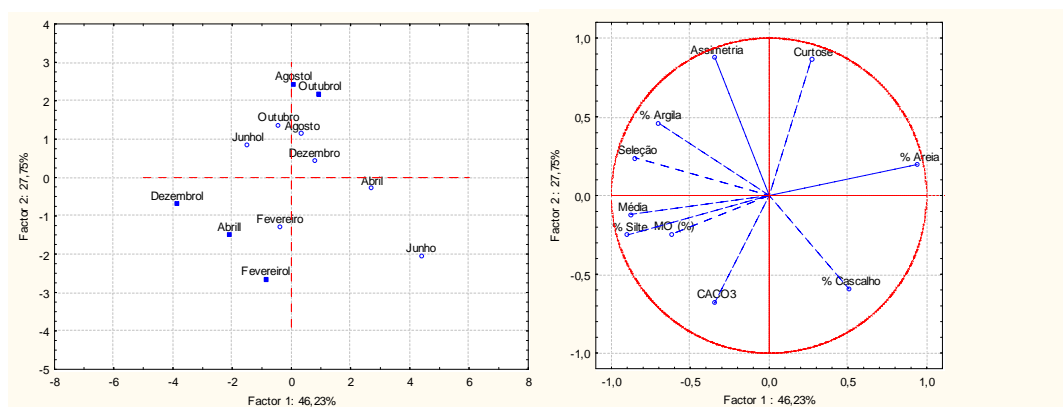


Figura 23 - Distribuição dos dados granulométricos ao longo dos meses amostrados.

5. DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho no Complexo Estuarino de Paranaguá mostraram uma variação na composição da meiofauna em duas unidades de habitats distintas dentro deste mesmo complexo, a Baía de Paranaguá e a Baía das Laranjeiras. Embora morfologicamente semelhantes, a composição da fauna difere espacial e temporalmente entre as baías. Na Baía de Paranaguá os fundos sublitorais mostraram-se um pouco mais arenosos, possivelmente determinando a maior densidade de copépodos (Tietjen , 1969; McLachlan, 1977; Hicks & Coull, 1983; Netto et al, 1999). Já a Baía das Laranjeiras apresenta maiores teores de argila com o predomínio de grãos pobremente selecionados, fatores que influenciam a composição da meiofauna, particularmente o grupo dos Nematoda.

Este trabalho deu ênfase à assembléia de Nematoda por ser o grupo com maior representação na meiofauna correspondendo a 91,6% do total da fauna coletada. Foi encontrado um total de 155 espécies ou morfotipos de Nematoda, em sua maioria comuns a ambas as baías. As espécies de ocorrência exclusiva de cada baía apresentam densidades muito baixas e, via de regra, foram registradas nos pontos de amostragem I ou IV, os extremos do transecto. Estas espécies, como por exemplo, formas pertencentes a família Tylenchidae e a espécie *Acantholaimus* sp. 1, ocorrem em maiores densidades em ambientes fluviais e marinhos respectivamente. De acordo com Bouwman (1983) e Heip et al (1985), o ambiente estuarino foi invadido por espécies marinhas que se adaptaram à salinidade reduzida e essas espécies não conseguem estabelecer populações mais densas. Bouwman (1983) também registra a entrada de espécies de água doce e terrestres no ambiente estuarino, assim como acontece no Complexo Estuarino de Paranaguá.

A meiofauna do Complexo Estuarino de Paranaguá exibiu, além de uma elevada riqueza de espécies, altas densidades quando comparada com outras regiões estuarinas

brasileiras (Tabela 04), sugerindo uma elevada disponibilidade de recursos alimentares para a infauna.

Tabela 04 – Valores mínimos e máximos de densidade (inds.10cm⁻²) dos principais grupos da meiofauna em diferentes estuários brasileiros.

	Nematoda	Copepoda	Ostracoda	Fonte
Itamaracá – PE	2431 – 8.517	4 - 1442	143 - 581	Gomes et al, 2002
Complexo Estuarino Lagunar – Tramandaí – Armazém - RS	38 - 2.682	0– 380	0 – 116	Kapusta, 2001
Florianópolis - SC	196 – 810	2, - 6	0 - 1	Netto & Gallucci, 2003
Florianópolis - SC	8 – 50	-	-	Netto & Gallucci, 2004
Sistema Estuarino de Laguna – SC	31- 5.589	0-1.023	0-44	Netto & Fonseca, 2006
Lagoa dos Patos – RS	885 – 3141	10 – 23	137 – 566	Pinto, 2003
Baía de Paranaguá - PR	5110 – 11.273,	332 - 440	120 - 153	Presente estudo

Ambientes costeiros apresentam variações constantes nos parâmetros físico-químicos da água, o que influencia o estabelecimento das espécies de uma comunidade (Levinton, 1995; Lasso et al, 2004). A distribuição e a variação temporal das propriedades físico-químicas do Complexo Estuarino de Paranaguá são intimamente correlacionadas com os gradientes de salinidade e energia (Lana et al, 2000). Noernberg (2001) mostrou que em ambos os eixos do complexo há um aumento de salinidade em direção à região de desembocadura. Em geral, a Baía das Laranjeiras apresenta a salinidade, em média 1,8 *ups*, maior que na Baía de Paranaguá, porém no presente estudo foram encontrados maiores valores na Baía de Paranaguá. Na Baía de Paranaguá foi detectada uma zona de máxima turbidez que pode atuar como uma armadilha que retarda o escape de sedimentos para o oceano (Dyer, 1995). Associado a isto ocorre um pico na concentração de clorofila, provavelmente causado pela maior disponibilidade de nutrientes nesta região de intensos processos de mistura na coluna d'água (Noernberg, 2001). Brandini (1988) encontrou altas concentrações de clorofila na parte mais interior da baía, associando a altas concentrações

de nutrientes e baixa salinidade. Na Baía das Laranjeiras, Noernberg (2001) também encontrou um pequeno pico na concentração de clorofila, e que por conta de baixas intensidades de correntes e situação de maré vazante formam uma zona de “empilhamento”, proporcionando uma área de aprisionamento de material particulado em suspensão e clorofila. A disponibilidade de nutrientes, associada com o aporte de matéria orgânica e com gradientes de salinidade, favorece a produção primária e a transferência de energia para outros níveis tróficos, evidenciando o fato de que os estuários são os ambientes altamente produtivos e que abrigam grande biomassa de fauna e flora (Levin et al, 2001). Esse conjunto de fatores propicia grande riqueza da fauna como foi encontrado no Complexo Estuarino de Paranaguá.

Outro importante fator na estruturação de comunidades bênticas em escala de estuário é a composição granulométrica. As características do sedimento determinam o estilo de vida e limitam o tamanho e proporções corporais de espécies intersticiais de Nematoda (Tita et al, 2002). Marone et al (1997) relatou que em períodos de verão as ondas que adentram o Complexo Estuarino de Paranaguá criam fluxos turbulentos causando maior ressuspensão e transporte de sedimentos, tornando-os mais finos e pior selecionados para o interior do estuário (Bigarella et AL, 1970; Bigarella et al, 1978; Lana, 1986; Soares, 1990). Os diversos trabalhos que caracterizaram os sedimentos do Complexo Estuarino de Paranaguá são discrepantes entre si, o que provavelmente ocorre em função das diferentes escalas amostrais. Por exemplo, Lamour (2004) mostrou que há uma nítida diferenciação de diâmetro médio dos grãos entre as baías, onde em Paranaguá a tendência é de que os sedimentos tenham diâmetro médio menor do que em Laranjeiras. De modo geral, os sedimentos sublitorais da Baía de Paranaguá mostram diâmetro médio entre silte fino e areia fina, pobremente selecionados, com 40 a 60% de sedimentos grossos concentrados nas desembocaduras de grandes rios, sendo resultado do processo erosivo das bacias hidrográficas da Serra do Mar (Lamour et al, 2004). Na Baía das Laranjeiras, por outro lado, o diâmetro médio dos sedimentos foi entre silte médio e areia fina, de muito pobremente a pobremente selecionados, com 20 a 100% de sedimentos grossos (Lamour et al, 2004). Já Noernberg (2001) relatou que as baías apresentam padrões similares de

distribuição dos sedimentos, sendo compostos por areia fina a muito fina e tanto o tamanho médio do grão quanto o grau de seleção diminuem em direção ao interior das baías.

A composição dos sedimentos de fundo, tanto da Baía de Paranaguá quanto da Baía das Laranjeiras, é formada basicamente por misturas de material detrítico terrígeno com material biogênico, produzido por associações vegetais, como marismas e manguezais (Noernberg, 2001). Na desembocadura da Baía das Laranjeiras predomina sedimentos arenosos finos e muito finos, o que reflete a independência entre as baías quanto ao recebimento de sedimentos e ocorrendo poucas trocas entre os dois troncos principais (Soares, 1990; Soares e Barcelos, 1995). Os resultados deste estudo mostraram que as baías diferem significativamente quanto à composição dos sedimentos, sendo que a Baía das Laranjeiras apresentou maiores porcentagem de argila e matéria orgânica e a Baía de Paranaguá apresentou uma tendência em ter o sedimento mais arenoso.

Os parâmetros abióticos apresentaram correlações significativas com a fauna. Entre os dados derivados da água, o silicato apresenta maiores correlações com os dados de fauna, sendo positiva com os gêneros *Gomphonema*, *Sabatieria pulchra* e *Spirinia*, além de ser correlacionado com a densidade total da fauna e a distribuição de gêneros do grupo alimentar 2B (predadores). Valores mais altos de densidade e maior abundância de *Gomphonema* são encontrados na Baía das Laranjeiras, fatores que podem ser explicados pela maior disponibilidade de alimento. Os Nematoda pertencentes a este gênero são classificados como predadores ou onívoros, grupo 2B de acordo com Wieser (1953). No entanto, segundo Tita et al (1999), a base alimentar destas espécies constitui-se principalmente de diatomáceas, cujo silicato é componente formador da parede celular e normalmente presentes e altas concentrações nos estuários (Pinckney, 2006).

As análises de distribuição espacial mostraram clara diferenciação entre as baías, sendo os valores de densidade os responsáveis por esta distinção, onde o ponto I da Baía de Paranaguá encontra-se associado aos pontos amostrados na Baía das Laranjeiras por apresentarem densidades semelhantes. Utilizando apenas a presença e ausência de espécies, as baías também apresentaram diferenciação, e cada uma das delas mostraram a ocorrência de um gradiente associado aos gradientes ambientais encontrados típicos de regiões

estuarinas e já descritos por Brandini (1988), Lana (2000) e Noernberg (2001). Nos pontos mais interiores das baías encontram-se os Nematoda pertencentes à ordem *Tylenchida*, cuja origem é terrestre possivelmente foram levados através do aporte continental. Os animais pertencentes a esta ordem são extremamente tolerantes à poluentes por conta de sua cutícula impermeável (Korthals et al, 1996) e por conta desta tolerância são considerados colonizadores de rápida reprodução (Bongers, 1999). Nos pontos mais próximos à desembocadura, em ambas as baías, foram encontrados Nematoda com maior tolerância à variação de salinidade como *Spilophorella*, gênero cosmopolita normalmente associado aos ambientes costeiros (Eskin & Palmer, 1985). Ao contrário dos resultados encontrados por Corgosinho (2002), o presente estudo mostrou a presença de um gradiente faunístico associado aos gradientes ambientais.

Ao longo dos meses amostrados os dados de oxigênio dissolvido e os teores de clorofila-*a* mostram flutuações e podem ser associados às atividades fotossintéticas (Gomes, 2002). No mês de fevereiro, foi registrada uma queda significativa na densidade de Nematoda na Baía das Laranjeiras. Em paralelo, os valores médios de matéria orgânica aumentaram de 4,1% para mais de 11%. Braun (2006) mostrou que os lançamentos de efluentes domésticos são responsáveis pela contaminação do sedimento próximo à cidade de Paranaguá, porém há o predomínio de fontes biogênicas (fitoplâncton e zooplâncton) na composição da matéria orgânica, principalmente na Baía das Laranjeiras. Deste modo, é possível que o aumento de matéria orgânica no mês de fevereiro esteja associado a uma floração de plâncton na Baía das Laranjeiras.

Matéria orgânica sedimentar é a principal fonte de energia para a cadeia alimentar da meiofauna (Tita et al, 2001). A deposição de matéria orgânica influencia aspectos estruturais das comunidades de Nematoda, provocando alterações na composição e na diversidade (Vanaverbeke et al 2003). A queda da densidade da fauna em decorrência do aumento da matéria orgânica pode ocorrer devido à relativa proporção do total da matéria orgânica que excede a decomposição e o aproveitamento biológico (Tita et al, 2001). Schratzberger (1998) mostrou em um experimento em microcosmos que o aumento de matéria orgânica altera as condições ambientais de modo que somente poucas espécies conseguem sobreviver, sendo que aquelas mais tolerantes substituem outras mais

susceptíveis. O enriquecimento orgânico do ambiente favorece aquelas espécies que utilizam diretamente o detrito para se alimentar e a proliferação de bactérias favorecerá a alimentação de outras espécies. Enquanto isso a ação bacteriana aumenta a concentração de amônia no sedimento, o que pode resultar na extinção de espécies que não conseguem sobreviver em ambientes cujo sedimento possui deficiência em oxigênio (Schratzberger, 1998; Boucher, 2003).

Wieser (1975) mostrou que a temperatura pode ser um fator limitante para a atividade reprodutiva. A maior parte da meiofauna responde a um ótimo de temperatura e somente algumas espécies de Nematoda atingem a maturidade sexual em períodos extremos, sejam quentes ou frios (Vernberg & Coull, 1981). É possível que o aumento de temperatura no mês de fevereiro pode ter contribuído para o aumento da taxa de mortalidade dos Nematoda diminuindo os valores de densidade. Elevadas temperaturas podem causar extremos de salinidade que acabam afetando a comunidade bêntica (Hodda & Nicholas, 1986). O aumento da salinidade também pode ter influenciado a queda de densidade assim como descrevem Tietjen & Lee (1977). Assim como os valores de temperatura, também existe uma porcentagem ótima de salinidade que influencia o potencial reprodutivo dos Nematoda (Tietjen & Lee, 1977; Warwick, 1981). Além disso, foi registrada pouca precipitação no mês de fevereiro, e que ao menos para a macrofauna é comum ocorrer mortalidades massivas em períodos de verão (Rosa & Bemvenuti, 2006). As alterações em algumas variáveis ambientais mostradas neste estudo estão associadas nas alterações dos padrões de distribuição da fauna encontrados.

Ainda assim, o presente estudo não mostrou claros padrões sazonais. As variações temporais dos Nematoda mudam de local para local de acordo com as condições ambientais e de comunidade para comunidade conforme a estrutura das populações de Nematoda (Heip et al, 1985). Coull (1985) e Li & Vincx (1993) mostraram que os Nematoda podem mostrar ou não um nítido padrão de sazonalidade, mas estas variações podem ser diferentes entre as escalas temporais. O potencial para uma alta variação temporal é baseado na duração do ciclo de vida dos Nematoda que pode variar em poucos dias ou alguns meses, onde espécies menores possuem curtos ciclos de vida enquanto espécies maiores possuem ciclos de vida mais longos (Heip et al, 1985). É possível que as amostragens bimensais como realizada

neste estudo, não tenham sido capazes de detectar variações mensais e inclusive variações diárias no ciclo de vida de alguns Nematoda não sendo possível perceber uma nítida sazonalidade nas baías de Paranaguá e das Laranjeiras. Li & Vincx (1993) mostraram que os ciclos de vida variam anualmente, mensalmente e diariamente revelando uma complexa distribuição dos Nematoda ao longo do tempo. Li & Vincx (1993) ainda enfatizam a importância das diferentes escalas, sendo que múltiplas escalas podem ser a melhor solução para os estudos de variabilidade temporal.

De maneira geral, o presente estudo mostrou que a distribuição da fauna ao longo dos gradientes estudados foi correlacionada com dados granulométricos, principalmente com a porcentagem de argila e areia. Os dados granulométricos mostram uma clara diferenciação quanto à porcentagem de argila entre as baías, sendo maior na Baía das Laranjeiras enquanto a Baía de Paranaguá apresenta uma tendência de sedimento com maiores teores de areia. Geralmente, animais que se alimentam no epistrato são dominantes em substratos arenosos, enquanto detritívoros não seletivos são característicos de sedimentos lodosos; os predadores/omnívoros seriam componentes (menos) abundantes em ambos os sistemas (Danovaro, 2002). A classificação dos grupos alimentares segue os padrões descritos por Danovaro (2002), onde a Baía de Paranaguá apresenta maior abundância de organismos que se alimentam no de epistrato, enquanto a Baía das Laranjeiras apresenta maior abundância de detritívoros não seletivos. Além disso, uma elevada densidade de organismos que se alimenta no epistrato pode indicar uma resposta à deposição de diatomáceas pelágicas na interface água-sedimento (Vanaverbeke et al, 2004), estando em conformidade com as fortes correlações de silicato na baía.

Muitos estudos têm mostrado a dominância numérica dos Nematoda tanto em sedimentos lamosos estuarinos como em ambientes arenosos, compreendendo mais de 50% do total da meiofauna (Sangeeta 2004). Conseqüentemente, a biomassa dentro dos grupos meiofaunais é geralmente dominada por Nematoda. O espectro de biomassa é uma ferramenta eficiente para avaliar mudanças funcionais nas comunidades de Nematoda como resultado de alterações ambientais (Vanaverbeke et al, 2003). No ambiente marinho, a biomassa é uma variável que integra crescimento e componentes de densidade ao longo do tempo, tanto para espécies individuais quanto para uma comunidade (Crisp, 1984), com a

finalidade de compreender a energética ecológica em um ecossistema (Jeffrey et al, 2004). Poucos estudos no Brasil avaliaram biomassa, Curvelo (2003) mostrou esse índice com dados totais de meiofauna.

Jensen (1983) e Tita et al. (1999), mostraram que a distribuição do tamanho das espécies é influenciada pelas características do sedimento. O presente estudo mostrou que na Baía das Laranjeiras as maiores classes de tamanho são mais aquelas mais abundantes, sugerindo uma maior qualidade nutricional deste ambiente. Resultados similares foram encontrados por Steyaert et al, (1999); Tita et al, (1999); Vanaverbeke et al, (2003). Além de maiores, a ausência de um único e dominante pico em uma única classe de tamanho está relacionada com a alta diversidade na comunidade dos Nematoda em associação com uma equilibrada distribuição de classes alimentares encontradas (Vanaverbeke et al, 2003). Já a Baía de Paranaguá apresenta menores valores de biomassa, sendo negativamente correlacionado com teores de fosfato fazendo com que a biomassa diminua com seu aumento. Vanaverbeke et al (2003) concluíram quem em áreas expostas à distúrbios físicos no sedimento há ocorrência de menor biomassa, uma vez que espécies menores tendem a ser mais resilientes à remoção, ressuspensão e mudanças no sedimento causadas por correntes. Além disso, organismos menores são geralmente caracterizados como colonizadores por causa de seu rápido crescimento e reprodução, que são normalmente associados com habitats perturbados (Newell et al, 1998).

Em síntese, os resultados deste estudo mostraram que a meiofauna da Baía de Paranaguá, área mais urbanizada e com a presença de um grande porto, difere da Baía de Laranjeiras, local onde não há registros de impactos antrópicos. As diferenças observadas entre estes dois sistemas ocorrem, principalmente, em função das oscilações nas densidades do organismo numericamente dominante no Complexo Estuarino de Paranaguá, os nemátodos. Na Baía de Paranaguá, os Nematoda mostraram uma queda de mais de 50 % em suas densidades que pode ser associada aos grandes teores de bifenilas policloradas presentes no sedimento desta baía, figura 24.

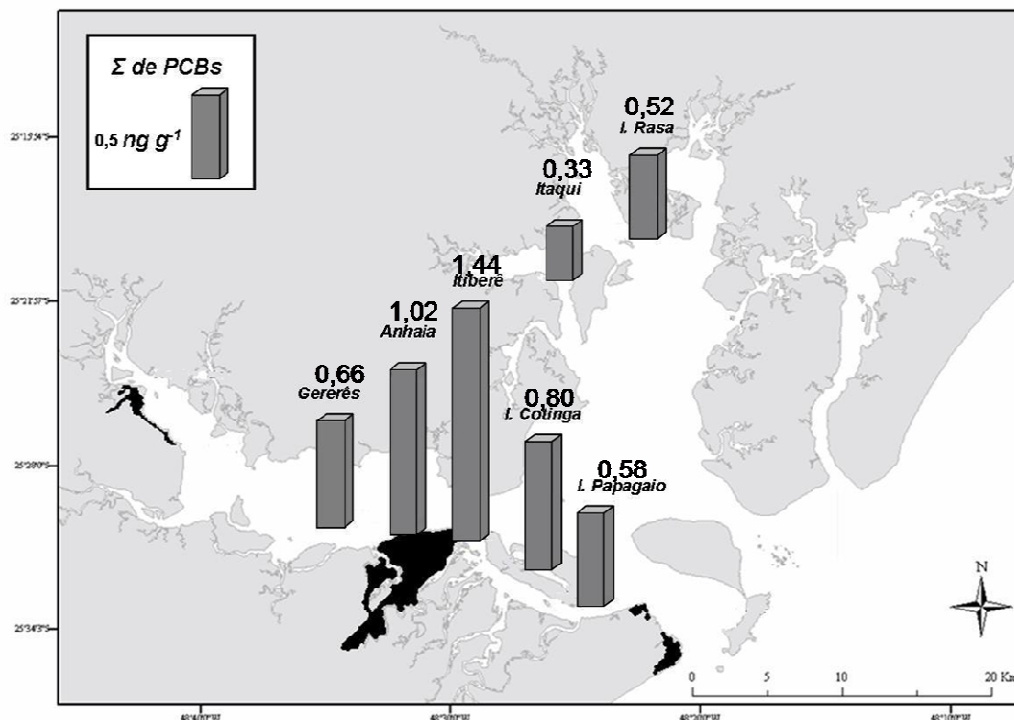


Figura 24 PCBs, bifenilas policloradas encontradas no sedimento. Fonte: Fillmann, 2008.

De acordo com os dados apresentados por Zanette et al (2006) e Ribeiro et al (no prelo) a Baía de Paranaguá encontra-se contaminada por atividades antrópicas. Resíduos industriais, urbanos e agrotóxicos são as principais fontes de contaminantes em rios, estuários e oceanos (Kennish, 1991; de la Torre et al. 2005; Nigro et al. 2006). Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), bifenilas policloradas (PCBs), componentes organoclorados (OCs) e metais pesados representam as classes mais importantes de contaminantes frequentemente encontrados nesses ambientes (Oliveira Ribeiro et al., 2005; Ueno et al., 2004; Mouchet et al. 2006; Munteanu and Munteanu, 2006; Nigro et al. 2006). Estes compostos são sintetizados pelo homem e não ocorrem naturalmente, apresentando uma forte tendência de acumular tanto em sedimento quanto na biota (Niencheski et al, 2006). Químicos tóxicos no ambiente podem afetar organismos aquáticos induzindo a muitos efeitos. Condições gerais dos organismos como crescimento,

relação de peso e comprimento, saúde de fígado e gônadas podem ser alteradas após exposição às substâncias químicas (Ribeiro et al, 2007).

É possível que a escala adotada não tenha sido adequada para que fossem detectadas nítidas variações sazonais entre as baías estudadas. Escalas atribuídas ao ciclo de vida dos Nematoda talvez fosse possível encontrar outros padrões de sazonalidade.

6. REFERÊNCIAS

- ANDRASSY, I, 1956. The determination of volume and weight of nematodes. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 2, 1-15.
- AUSTEN, M.C., WARWICK, R. M., 1995. Effects of manipulation of food supply on estuarine meiobenthos. *Hydrobiologia* 311, 175-184.
- BARROS, F., UNDERWOOD, A.J., ARCHAMBAULT, P., 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 781–790.
- BASFORD, D., ELEFThERIOU, A. 1988. The benthic environment of the North Sea (56° to 61° N). *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 68, 125-141.
- BASFORD, D.J., ELEFThERIOU, A., RAFFAELLI, D.G., 1989. The epifauna of the northern North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 69 (2), 387–408.
- BELL, G., LECHOWICZ, M. J., APPENZELLER, A., CHANDLER, M., DEBLOIS, E., JACKSON, L., MACKENZIE, B., PRESIOSI, R., SCHALLENBERG, M., TINKER, N. 1993. The special structure of the physical environment. *Oecologia* 96, 114 – 121.
- BIGARELLA, J. J. 1970. Natureza dos sedimentos de fundo das baías de Paranaguá e Antonina. *Revista Instituto de Biologia e Pesquisas Tecnológicas, Curitiba*, n. 15, p.30-33.

- BIGARELLA JJ, BECKER RD, MATOS DJ, WERNER A. 1978. A Serra do Mar e a porção oriental do Paraná, um problema de segurança ambiental e nacional. Secretaria de Estado do Planejamento do Paraná, 248 p.
- BILYARD, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18,81-585.
- BOESCH, D.F. AND ROSENBERG, R. 1981. Response to stress in marine benthic communities. In G.W. Barrett and R. Rosenberg (eds), *Stress effects on natural ecosystems*, 179–200. New York, Wiley
- BONGERS, T. 1999. The Maturity Index, the evolution of nematode life-history traits, adaptive radiation, and cp-scaling. *Plant and Soil* 212,13–22.
- BONGERS, T., VAN DE HAAR, J., 1990. On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: an example from the river Rhine. *Hydrobiol. Bull.* 24, 37– 45.
- BOUCHER, G., D. FICHET, D., RZEZNIK-ORIGNAC, J. 2003. Spatio-temporal structure of the nematode assemblages of the Brouage mudflat (Marennes Oléon, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58 (2003) 77–88
- BOUWMAN L, A. 1983. Systematics, ecology and feeding biology of estuarine nematodes. Thesis, Wag. Agr. Univ.
- BRANDINI, F. P. 1985. Seasonal succession of the phytoplankton in the Bay of Paranaguá (Paraná State, Brazil). *Revista Brasileira De Biologia* 45,687-694.

BRANDINI, F. P. 1988. Hydrography, phytoplankton biomass and photosynthesis in shelf and oceanic waters of southeastern Brazil during autumn (May/June, 1983). *Boletim Do Instituto Oceanografico* 36,63-72.

BRANDINI, N. Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). Curitiba, 2000. 94 f. Dissertação (Mestrado). Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná.

BRAUN, J.A.F. Uso de esteróides na avaliação de aportes antrópicos e naturais da matéria orgânica no Complexo Estuarino de Paranaguá. Rio Grande, 2006. Dissertação (Mestrado). Fundação Universidade do Rio Grande.

BREMNER, J., ROGERS, S.I., FRID, C.L.J. 2006. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal of Marine Systems* 60, 302–316.

CAEIRO, S., COSTA, M.H, GOOVAERTS, P., MARTINS F., 2005. Benthic biotope index for classifying habitats in the sado estuary: Portugal . *Marine Environmental Research* 60, 570–593.

CARVALHO, I. B. ; GENEVOIS, V. G. F. ; GENEVOIS, B. 1992. Heterogeneidade espaço-temporal da meiofauna na Baía de Tamandaré-Pernambuco, Brasil. *Biológica Brasileira, Recife*, v. 4, n. 1/2, p. 43-56.

CLARKE, K.R. & GREEN,R.H. 1988. Statistical design and analysis for a " biological effects"study. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 46, P 213 – 226.

- CORGOSINHO, P.H.C. Abundância, composição e diversidade da meiofauna, ao longo de um gradiente salino, no sublitoral raso da Baía de Paranaguá (PR, Brasil). Tese de Mestrado. Curitiba, 2002.
- COULL, B. C. 1985. Long-term variability of estuarine meiobenthos: an 11 year study. *Marine Ecology Progress Series* 24, 205-218.
- CRISP, D. J., 1984. Energy flow measurements. In N. A. Holme, & A. D. McIntyre (Eds.), *Methods for the study of marine benthos* (pp. 284–372). London: Blackwell.
- DALTO, A. ; ALBUQUERQUE, E. F. . Meiofauna distribution in a tropical estuary of South-west Atlantic (Brazil).. *Vie et Milieu, France*, v. 52, n. 3, p. 151-162, 2000.
- DANOVARO, R., GAMBIA, C., DELLA CROCE, N., 2002. Meiofauna hotspot in the Atacama Trench, eastern South Pacific Deep-Sea Research I 49, 843–857.
- DANOVARO, R., TSELEPIDES, A., OTEGUI, A., DELLA CROCE, N., 2000. Dynamics of meiofaunal assemblages on the continental shelf and deep-sea sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean): relationships with seasonal changes in food supply. *Progress in Oceanography* 46, 367–400.
- de la TORRE, F. R., FERRARI, L., SALIBIÁN, A., 2005. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a periurban polluted river of Argentina. *Chemosphere* 59, 4, 577-583.
- DEAN, W. E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *J. sed. Petrol.* 44, 242–248.

DESPREZ, M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1428– 1438.

DISARÓ, S. T. Associação de Foraminíferos da Baía das Laranjeiras, Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. Curitiba, 1995. 76 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

DYER, K. R. (1995). Sediment transport processes in estuaries. In: PERILLO, G. M. E. *Geomorphology and sedimentology of estuaries. Developments in sedimentology.* Elsevier Science, v. 53, (14). p. 423-449.

ELEFThERIOU, A., BASFORD, D.J., 1989. The macrobenthic infauna of the offshore northern North Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 69, 123–143.

ESKIN, R. A., & PALMER, M. A. 1985. Suspension of marine nematodes in a turbulent tidal creek: species patterns. *Biological Bulletin* 169, 615–623.

FILLMANN, G. 2008. Contaminantes em sedimentos superficiais e biota de cinco estuários da costa brasileira. In: X Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2008, Bento Goançaves.

FONSECA, G; ; NETTO, S.A. 2006. Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography, USP, São Paulo*, v. 54, n. 1, p. 41-54.

FREEMAN, S.M., ROGERS, S.I., 2003. A new analytical approach to the characterisation of macro-epibenthic habitats: linking species to the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 749–764.

GERLACH, S.A. 1954. Freilebenden Nematoden aus der Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro). Zoologischer Anzeiger, 153, 135-143.

GERLACH, S.A. 1956a. Brasilianische Meeres-Nematoden, 1. Boletim do Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 5, 3-69.

GERLACH, S.A. 1956b. Die Nematodenbesiedlung des tropischen Brandungsstrandes von Pernambuco: Brasilianische Meeres-Nematoden, 2. Kieler Meeresforschungen, 12, 202-218.

GERLACH, S.A. 1957a. Marine Nematoden aus dem Mangrove-Gebiet von Cananéia: Brasilianische Meeres- Nematoden, 3. Abhandlungen. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse. Akademie der Wissenschaften und der Literatur im der Mainz, 5, 129-176.

GERLACH, S.A. 1957b. Die Nematodenfauna des Sandstrandes an der Küste von Mittelbrasilien: Brasilianische Meeres-Nematoden, 4. Mitteilugen aus dem Zoologischen Museum in Berlin, 33, 411-459.

GERLACH, S.A. 1958. Die Mangroveregion Tropischer Kuesten als Lebensraum. Zeitschrift fur Morphologie und Oekologie der Tiere, 46, 636-730.

GERLACH SA, SCHRAGE M. 1971. Life cycles in marine meiobenthos. Experiments at various temperatures with *Monhystera disjuncta* and *Theristus pertenuis* (Nematoda). Mar Biol 9, 274-280

GIERE, O. 1993. Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments, Springer-Verlag Berlin (New York).

GOMES, C. A. A. ; SANTOS, Paulo Jorge Parreira dos ; Alves, T.N.C ; Rosa-Filho, J.S. ; SOUZA-SANTOS, L. . Variação temporal da meiofauna em área de manguezal em Itamaracá - Pernambuco.. Atlantica, Rio Grande, v. 24, n. 2, p. 35-42, 2002.

GRAY, J. S. (1979) Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 286, 545-561.

HALL, S.J. 1994 Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 32, 179–239.

HEIP, C.; HUYS, R. & ALKEMADE, R. 1992. Community structure and functional roles of meiofauna in the North Sea. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26, 31-41

HEIP, C., VINCX, M., VRANKEN, G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 23, 399–489.

HICKS, G.R.F, COULL, B.C. 1983. The ecology of marine meiobenthic herpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 21, 69 – 175.

HODDA M., NICHOLAS. W.L. 1986. Nematode diversity and industrial pollution in the Hunter River estuary, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 17, 251 – 255.

HOLME NA, MCINTYRE AD. 1984. *Methods for the study of marine benthos*. (2nd edition), Blackwell, Oxford, 324 pp.

HUTCHINGS, P., 1990. Review of the effects of trawling on macrobenthic epifaunal communities. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41 (1), 111–120.

IBGE. Instituto brasileiro de geografia e estatística. Disponível em < www.ibge.gov.br> Acesso em: 18 jan, 08.

INSTITUDO DO MILÊNIO RECOS. Disponível em <http://www.mileniodomar.org.br/>>
Acesso em: 18 jan, 08.

JEFFREY, G.B., HYDE, L.J., MONTAGNA, P.A., 2004. A semi-automated digital microphotographic approach to a measure meiofaunal biomass. *Limnology and oceanography: methods* 2, 181-190.

JENNINGS, S., KAISER, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34, 201–352.

JENSEN, P. 1983. Meiofaunal abundance and vertical zonation in a sublittoral soft bottom, with test of Haps corer. *Marine Biology* 74, 319 – 326.

JOHNSON, K.A., 2002. A Review of National and International Literature on the Effects of Fishing on Benthic Habitats, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-57. US Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. National Marine Fisheries Service.

KAPUSTA, S. C. 2001. Estrutura e distribuição espacial da comunidade de meiofauna do complexo estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém-RS: Situação de inverno e verão. Tese de mestrado. Porto Alegre.

KAPUSTA, S. C. ; WÜRDIG, N. L. ; BEMVENUTI, C. E. 2002. Distribuição vertical da meiofauna no inverno e verão no estuário de Tramandaí- Armazém, RS, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, São Paulo, v. 14, n. 1.

KAPUSTA, S. C. ; WÜRDIG, N. L. ; BEMVENUTI, C. E. ; OZORIO, C. P. 2005. Meiofauna structure in Tramandaí- Armazém estuary (South of Brazil).. *Acta Limnologica Brasiliensis*., v. 17, n. 4, p. 349-359.

KAPUSTA, S. C. ; BEMVENUTI, C. E. ; WÜRDIG, N. L. 2006a. Meiofauna Spatial-Temporal Distribution in a Subtropical Estuary of Southern Coast Brazil.. *Journal of Coastal Research*, v. 39, p. 1238-1242.

KAPUSTA, S. C. ; WURDIG, N. ; BEMVENUTI, C. E. ; PINTO, T. K. 2006b. Spatial and temporal distribution of Nematoda in a subtropical estuary. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 18, n. 2, p. 133-144.

KENNISH, M.J. 1986. *Ecology of Estuaries. Vol I: physical and chemical aspects*. CRC Press, Florida.

KENNISH, M. J., 1991. *Ecology of estuaries: anthropogenic effects*. CRC Press, Boca Raton.

KENNY, A.J., REES, H.L., 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post dredging re-colonisation. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 442–447.

KJERFVE, B. 1987. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: Day Jr., J.W., C.H.A.S. Hall, Kemp W. M. & Yáñez-Aranciba, A (eds.) *Estuarine Ecology*. New York, Wiley, pp. 47-48.

KJERFVE, B. 1994. *Coastal Lagoon Processes*. Amsterdam, Elsevier. 577p.

KNOPPERS, B. A., BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II Some physical and chemical characteristics. *Nerítica, Pontal do Sul*, v. 2, n. 1, p. 1-36.

- KORTHALS G W, GOEDE R G M DE, KAMMENGA J E AND BONGERS T. 1996. The Maturity Index as an instrument for risk assessment of soil pollution. In *Bioindicator systems for Soil Pollution* Ed. NM van Straalen and D A Krivolutsky. pp 85–94. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- KUNITZER, A., BASFORD, D.J., CRAEYMEERSCH, J., DEWARUMÉZ, J.M., DORJES, J., DUINEVELD, G.C.A., ELEFTHERIOU, A., HEIP, C., HERMAN, P.M.J., KINGSTON, P., NIERMANN, U., RACHOR, E., RUMOHR, H., DE WILDE, P.A.J., 1992. The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES Journal of Marine Science* 49, 127–143.
- LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R.; CARRILHO, J.C. 2004. Mapas dos parâmetros texturais dos sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – Pr. Bolet. Parana. de Geociências. n. 55, p. 77-82.
- LANA, P. C. 1986 Macrofauna bentônica de fundos sublitorais não consolidados de Baía de Paranaguá (Paraná). *Nerítica* 1, 79–89.
- LANA, P. C., MARONE, E., LOPES, R. M. & MACHADO, E. C. 2000. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U., & Kjerfve, B. *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer Verlag, Berlin, pp. 131-145.
- LEE, H.J., GERDES, D., VANHOVE, S., VINCX, M., 2001. Meiofauna response to iceberg disturbance on the Antarctic continental shelf at Kapp Norvegia (Weddell Sea). *Polar Biology* 24, 926–933.
- LEVIN, A.L., BOESCH, D.F., COVICH, A., DAHM, C., ERSEUS, C., EWE, K.C., KNEIB, R.T., MOLDENKE, A., PALMER, M.A., SNELGROVE, P., STRAYER, D., WESLAWSKY, J.M. 2001. The function of marine critical transitional zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4, 430-451.

- LEVINTON, J.S. 1995. Marine biology: function, biodiversity, ecology. New York, Oxford. 420 p.
- LI, J.; VINCX, M. 1993. The temporal variation of intertidal nematodes in the Westerschelde: 1. The importance of an estuarine gradient, in: Meire, P.; Vincx, M. (Ed.) (1993). Marine and Estuarine Gradients: ECSA 21: Proceedings of the 21st Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association held in Gent, 9-14 september 1991. Neth. J. Aquat. Ecol., 27(2-4): pp. 319-326
- LI, J., VINCX, M., HERMAN, P.M.J., 1997. Carbon flows through meiobenthic nematodes in the Westerschelde estuary. *Fundamental and Applied Nematology* 20, 487–494.
- MARONE, E; GUIMARÃES, M.R.F.; CAMARGO, R.; PRATA JUNIO, V. P.; KLINGEFUSS, M. S. 1995. Caracterização física das condições oceanográficas, meteorológicas e costeiras das zonas estuarinas da Baía de Paranaguá. In: CONGRESSO LATINO – AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 6., Mar del Plata, Argentina. Resumos. p. 129.
- MARONE, E., MACHADO, E. C., LOPES, R. M., SILVA, E. T., 2005. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay Estuarine System, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3/4), 169-181.
- MARONE, E.; MANTOVANELLI, A.; NOERNBERG, M.A.; KLINGENFUSS, M.S.; LAUTERT, L.F.C.; PRATA JUNIOR, V.P. 1997. Caracterização física do complexo estuarino da Baía de Paranaguá. Pontal do Sul: UFPR. v. 2. Relatório consolidado do convênio APPA/CEM.
- MCLACHLAN, A. WINTER, P.E.D., BOTHA, L. 1977. Vertical distribution of sub-litoral meiofauna in Alagoa Bay, South Africa. *Marine Biology* 40, 355 – 364.
- MICHIELS, I.C., TRAUNSPURGER, W., 2005. Impact of resource availability on

species composition and diversity in freshwater nematodes. *Oecologia* 142, 98-103.

MIRANDA, L. B., CASTRO, B. M., KJERFVE B. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. São Paulo: Edusp, 2002.

MUNTEANU, V., MUNTEANU, G., 2006. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. *Ecological Indicators* In Press.

MONTAGNA, P.A, HOLT, S.A., RITTER, C., HERZKA, S., BINNEY, K.F, DUNTON, K.H. 1998. Characterization of anthropogenic and natural disturbance on vegetated and unvegetated bay bottom habitats in the Corpus Christ Bay National Estuary Program Estudy Area. Texas Natural Resource Conservation Commission, Texas.

MOUCHET, F., GAUTHIER, L., MAILHES, C., JOURDAIN, M.J., FERRIER, V., TRIFFAULT, G., DEVAUX, A., 2006. Biomonitoring of the genotoxic potential of aqueous extracts of soils and bottom ash resulting from municipal solid waste incineration, using the comet and micronucleus tests on amphibian (*Xenopus laevis*) larvae and bacterial assays (Mutatox® and Ames tests). *Science of The Total Environment* 355, 1-3, 232-246.

MORRIS, J.T., 1995. The mass balance of salt and water in intertidal sediments: results from North Inlet, South Carolina. *Estuaries* 18, 556–567.

NETTO, S. A. 1993. Composição, distribuição e variabilidade sazonal da macrofauna bêntica de marismas e bancos não-vegetados da Baía de Paranaguá (Paranaguá, Brasil). Tese de Mestrado. Curitiba.

NETTO, S.A, GALLUCCI, . 2004 . Effects of the passage of cold fronts over a coastal site: an ecosystem approach. *Marine Ecology Progress Series*, Alemanha, v. 281, p. 241-257.

NETTO, S.A. & MEURER, A. Z. 2007. Influência de efluentes de cultivo de camarão na estrutura das comunidades bênticas do Sistema Estuarino de Laguna (SC, Brasil). In:

- Gilberto Fonseca Barroso; Ronaldo Cavalli; Alfredo de Oliveira;. (Org.). Sistemas de cultivos aquícolas costeiros no Brasil: recursos, tecnologias e aspectos ambientais e sócio-econômicos.. 1 ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, v. 1, p. 139-150.
- NETTO, S.A. & VALGAS, I. 2007. Efeito de cultivo mexilhões sobre a estrutura da meiofauna. In: Gilberto Fonseca Barroso; Ronaldo Cavalli; Alfredo de Oliveira. (Org.). Sistemas de cultivos aquícolas costeiros no Brasil: recursos, tecnologias e aspectos ambientais e sócio-econômicos.. 1 ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007, v. 1, p. 119-128.
- NETTO, S.A. & PEREIRA, T.J. 2008. Benthic community response to a passive fishing gear in a coastal lagoon (S, Brazil). Aquatic Ecology, no prelo. NETTO, S.A. ; GALLUCCI, F. 2003 . Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. Hydrobiologia, Holanda, v. 505, n. 1-3, p. 159-170.
- NETTO, S.A., ATTRILL, M.J., WARWICK, R.M., 1999a. The effect of a natural water-movement related disturbance on the structure of meiofauna and macrofauna communities in the intertidal sand flat of Rocas Atoll (NE, Brazil). J. Sea Res. 42, 291–302.
- NETTO, S.A., ATTRILL, M.J., WARWICK, R.M., 1999b. Sublittoral meiofauna and macrofauna of Rocas Atoll (NE Brazil): indirect evidence of a topographically controlled front. Mar. Ecol. Prog. Ser. 179, 175–186.
- NETTO, S.A., WARWICK, R.M., ATTRILL, M.J. 1999. Meiobenthic and macrobenthic community structure in carbonate sediments of Rocas Atoll (north-east, Brasil). Estuarine, Coastal and Shelf Science 48, 39 – 50.
- NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J., HITCHCOCK, D.R., 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 36, 127–178.

- NIENCHESKI, H.L.F., BAUMGARTEN, M.G.Z., WALLNER-KERSANACH, M.
Caracterização ambiental: hidroquímica e sedimentologia. In Lana PC, Bianchini, A, Ribeiro, C., Niencheski,LFH, Filmann,G, Santos, CSG. Avaliação ambiental de estuários brasileiros: aspectos metodológicos. 2006. Pg 14-62.
- NIENCHESKI, H.L.F., FILLMANN, G. Contaminantes: metais, hidrocarbonetos e organoclorados. In Lana PC, Bianchini, A, Ribeiro, C., Niencheski,LFH, Filmann,G, Santos, CSG. Avaliação ambiental de estuários brasileiros: aspectos metodológicos. 2006. Pg 63-118.
- NIGRO, M., FALLENI, A., DEL BARGA, I., SCARCELLI, V., LUCCHESI, P., REGOLI, F., FRENZILLI, G. 2006. Cellular biomarkers for monitoring estuarine environments: Transplanted versus native mussels. *Aquatic Toxicology* 77, 4, 339-347.
- NIMAD - Nucleo Interdisciplinar de Meio Ambiente e Desenvolvimento/UFPR - Interações entre os processos produtivos, meio ambiente e qualidade de vida na região da baía de Paranaguá e região metropolitana de Curitiba -geração de propositadas e desenvolvimento. 1994.
- NOERNBERG, M.A. 2001. Processos morfodinâmicos no complexo estuarino de Paranaguá – Paraná - Brasil: um estudo a partir de dados in situ e Landsat-TM. Tese de Doutorado. Curitiba.
- NOERNBERG M. A., LAUTERT L. F. C., ARAÚJO A. D., MARONE E., ANGELOTTI R., NETTO JR J. P. B. & KRUG L. A. 2004. Remote Sensing and GIS Integration for Modelling the Paranaguá Estuarine Complex –Brazil. *Journal of Coastal Research*, [S.l.], Special Issue 39.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A., VOLLAIRE, Y., SANCHEZ-CHARDI, A., ROCHE, H., 2005. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquatic Toxicology* 74, 1, 53-69.

- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. ; DOMINGOS VALDEZ, F.X. ; AZEVEDO, M. ; RANDI, M. A. F.; FREIRE, C. A de O.; SILVA DE ASSIS, H.C. 2007. Multibiomarker assessment of three Brazilian estuaries using oysters as bioindicators. *Environmental Research (New York)*, v. 105, p. 350-363.
- OZORIO, C.P. 2001. Meiofauna estuarina de fundos rasos da Lagoa dos Patos, RS: aspectos de estrutura e interações biológicas. Tese de doutorado. Rio Grande.
- OZORIO, C. P. ; BENVENUTI, C. E. ; ROSA, L. C.1999. Comparção da meiofauna em dois ambientes estuarinos da Lagoa dos Patos, RS. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 29-39.
- 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.
- PICKARD, G.L. & EMERY, W.J. 1990. *Descriptive physical oceanography: an introduction*. 5. ed. Oxford: Butterworth-Heinemann, 320 p.
- PINTO, T. K. O. 2003. Perturbações biológicas e antrópicas sobre as associações de meio e macrofauna na região estuarina da Lagoa dos Patos – RS. Tese de doutorado. Rio Grande.
- PINTO, T. K. ; BEMVENUTI, C. E. 2003. Efeitos de estruturas construídas pela macrofauna bentônica escavadora nas associações da meiofauna.. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 15, n. 3, p. 41-51.
- PRITCHARD, D.W. 1955 Estuarine circulation patterns. *Proc. Am. Civ. Eng.*, 81,717:1-11.
- REBELLO, J.; BRANDINI, F. P. 1990. Variação temporal de parâmetros

- hidrográficos e material particulado em suspensão em dois pontos fixos da Baía de Paranaguá (Junho/87-Fevereiro/88). *Nerítica*, Curitiba, v.5, p. 95-111.
- REES, H.L., PENDLE, M.A., WALDOCK, R., LIMPENNY, D.S., BOYD, S.E., 1999. A comparison of benthic biodiversity in the North Sea, English Channel and Celtic Seas. *ICES Journal of Marine Science* 56, 228–246
- RHOADS, D.C., MCCALL, P.L., YINGST, J.Y., 1978. Production and disturbance on the estuarine seafloor. *Am. Sci.* 66, 577–586.
- ROSA, L.C., BEMVENUTI, C.E. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Rev. biol. mar. oceanogr.* v.41 n.1 Valparaíso.
- SANGEETA, M., GREENWOOD, J.G., 2004. A simple practical method for bulk and rapid extraction of free-living nematodes from marine and estuarine sediments. *Hydrobiologia* 522: 343-347.
- SANTOS, G. A. P. ; SOPHIE, D. ; GENEVOIS, V. G. F. ; Coelho, L.C.B.B. ; Correia, M.T. ; MOENS, T. 2008. Differential effects of food availability on population growth and fitness of three species of estuarine, bacterial-feeding nematodes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 355, p. 27-40.
- SANVICENTE-ANORVE, L., LEPRETRE, A., DAVOULT, D., 1996. Large-scale spatial pattern of the macrobenthic diversity in the eastern English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 76 (1), 153–160.
- SANVICENTE-ANORVE, L., LEPRETRE, A., DAVOULT, D., 2002. Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: comparison among and within communities. *Biodiversity and Conservation* 11, 265–282.

- SCHRATZBERGER, M., WARWICK, R.M. 1998. Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. *Marine Biology* 130: 643±650.
- SNELGROVE, P.V.R., BUTMAN, C.A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol.: Ann. Rev.* 32, 111–117.
- SOARES, C. R. 1990. Natureza dos sedimentos de fundo das baías das Laranjeiras e de Guaraqueçaba – Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR). São Paulo. 187 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Geociências, Universidade Estadual Paulista.
- SOARES, C. R.; BARCELOS, J. H. 1995. Considerações sobre os sedimentos de fundo das baías de Laranjeiras e de Guaraqueçaba, Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). *Boletim Paranaense de Geociências, Curitiba*, n. 43, p. 41-60.
- SOETART, K., HEIP, C., 1995. Nematode assemblages of deep-sea and shelf break sites in the North Atlantic and Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 125, 171-183.
- SOMERFIELD PJ, WARWICK RM. 1996. Meiofauna in marine pollution programmes. A laboratory manual. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 71 pp.
- SOMERFIELD, P.J., REES, H.L., WARWICK, R.M., 1995. Interrelationships in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredging disposal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127, 103–112.

SOULE, D. F. 1988. Marine organisms as indicators: reality or wishful thinking? In: Marine Organisms as Indicators, Soule, D. F. and G. S. Kleppel (eds.), Springer-Verlag, New York, pp. 1-11.

STEYAERT, M., GARNER, N., VAN GANSBEKE, D., VINCX, M., 1999. Nematode communities from the North Sea: environmental controls on species diversity and vertical distribution within the sediment. J. Mar. Biol. Ass. UK 79, 253– 264.

THOMAS, M.C. & LANA, P.C. 2008. Vital stains as a tool for meiofaunal microcosm experiments. Brazilian Journal of Oceanography, no prelo.

THRUSH, S.F., HEWITT, J.E., FUNNELL, G.A., CUMMINGS, V.J., ELLIS, J., SCHULTZ, D., TALLEY, D., NORKKO, A., 2001. Fishing disturbance and marine biodiversity: role of habitat structure in simple softsediment systems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 221, 255–264.

TIETJEN, J. H. 1969. The ecology of shallow water meiofauna in two New England estuaries. Oecologia (Berl.) 2, 251 – 291.

TIETJEN, J.H., LEE, J.J., 1973. Life history and feeding habitats of the marine nematode, *Chromadora macrolaimoides* Steiner. Oecologia 12, 303-314.

TIETJEN, J. H. AND LEE, J. J. 1977. Life histories of marine nematodes. Influence of temperature and salinity on the reproductive potential of *Chromadorina germanica* Biitschli. Mikrofauna Meeresboden, 61, 263-270.

TITA, G., DESROSIERS, G. & VINCX, M. 2001. Diversity and vertical distribution of nematode assemblages: the Saguenay fjord (Quebec, Canada). Cahiers de Biologie Marine, 42, 263-274.

TITA, G., VINCX, M., DESROSIER, G. 1999. Size spectra, body width and morphotypes of intertidal nematodes: an ecological interpretation. *J Mar Biol Assoc UK* 79,1007–1015

TITA, G., DESROSIERS, G., VINCX M., CLEMENT, M. 2002. Intertidal meiofauna of the St Lawrence estuary (Quebec, Canada): diversity, biomass and feeding structure of nematode assemblages. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 82, 779 -791.

UENO, D., INOUE, S., TAKAHASHI, S., IKEDA, K., TANAKA, H., SUBRAMANIAN, A. N., FILLMANN, G., LAM, P. K. S., ZHENG, J., MUCHTAR M., 2004. Global pollution monitoring of butyltin compounds using skipjack tuna as a bioindicator. *Environmental Pollution* 127, 1, 1-12.

UNDERWOOD, A. J. *Experiments in ecology*. United Kingdom: Cambridge, 2002.

VANAVERBEKE, J., SOETAERT, K., VINCX, M., 2004. Changes in morphometric characteristics of nematode communities during a spring phytoplankton bloom deposition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 271, 139– 146.

VANAVERBEKE J, STEYAERT M, VANREUSEL A, VINCX M. 2003. Nematode biomass spectra as descriptors of functional changes due to human and natural impact. *Mar Ecol Prog Ser* 249,157–170

VAN DALFSEN, J.A., ESSINK, K., TOXVIG MADSEN, H., BIRKLUND, J., ROMERO, J., MANZANERA, M., 2000. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1439–1445.

VASCONCELOS, D.M. ; SANTOS, P. J. P.; TRINDADE, R. L. 2004. Distribuição espacial da meiofauna no estuário do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil.. *Atlântica, Rio Grande*, v. 26, n. 1, p. 45-54.

VERNBERG, W. B., COULL, B. C. 1981. Meiofauna. In: Vernberg, F. J., Vemberg, W. B. (ed.) Functional adaptations of marlne organisms, Chapter 5 . Academic Press. New York, p. 147-177

WARWICK, R.M. 1981. The Influence of temperature and salinity on energy partitioning in the marine nematode *Diplolaimelloides brucei*. *Oecologia (Berl.)* 51(3), 318-325.

WARWICK, R.M., DASHFIELD, S.L., SOMERFIELD, P.J. 2006. The integral structure of a benthic infauna assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330, 12 – 18.

WARWICK, R. M., & GEE, J. M. 1984. Community structure of estuarine meiobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 18, 97–111.

WIESER, W. 1953. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Ark Zool* 2,439–484

WHITLACH, R.B. 1980. Patterns of resource utilization and coexistence in marine intertidal feeding communities. *J.Mar.Res.*, New Haven, 38 (4), 743-765.

WÜRDIG, N. L. ; ALBERTONI, E. F. ; OZORIO, C. P. ; WIEDENBRUG, S. ; RODRIGUES, G. G. . The influence of environmental parameters in the structure of the benthic community in coastal lakes and lagoons of rio grande do sul, brazil. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, v. 26, p. 1514-1517, 1998

ZANETTE, J., MONSERRAT, J.M., BIANCHINI, A. 2006. Biochemical biomarkers in gills of mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* from three Brazilian estuaries. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 143, 187-195.

APÊNDICES

Apêndice A – Matriz de correlação entre dados bióticos e abióticos

	Salinidade	Temperatura	pH	OD ml/l	DBO mg/l
Gomphonema	-0,12	-0,35	0,13	0,20	-0,10
Ptycholaimellus ponticus	0,33	0,06	0,01	-0,10	-0,01
Sabatieria pulchra	0,05	-0,12	0,00	-0,12	-0,14
Spirinia	-0,03	-0,12	-0,02	-0,08	-0,23
Terschellingia longicaudata	0,18	-0,22	0,07	-0,03	0,00
Densidade	0,07	-0,31	0,06	0,09	-0,10
Equitatividade	0,10	0,11	0,13	0,23	0,25
Diversidade	0,21	-0,05	0,12	0,32	0,31
Biomassa	0,26	-0,27	0,02	0,07	0,01
1A	0,28	-0,25	0,19	0,24	0,03
1B	0,09	0,16	0,17	-0,03	0,17
2A	0,20	-0,09	-0,08	0,09	0,24
2B	0,12	0,03	-0,16	-0,08	-0,15
2B	-0,37	-0,17	0,04	0,05	-0,18

	P_PO4 ug/l	Si(OH)uM/l	N_NO2 ug/l	N_NO3 ug/l	N_NH4ug/l
Gomphonema	-0,46	0,60	-0,09	-0,17	-0,21
Ptycholaimellus ponticus	0,42	-0,06	-0,04	-0,22	-0,04
Sabatieria pulchra	-0,18	0,33	0,08	-0,24	0,00
Spirinia	-0,20	0,40	0,36	-0,16	0,17
Terschellingia longicaudata	-0,16	0,13	-0,17	-0,32	-0,20
Densidade	-0,29	0,51	-0,01	-0,39	-0,13
Equitatividade	0,12	-0,38	-0,06	0,15	0,02
Diversidade	0,11	-0,27	-0,27	-0,16	-0,18
Biomassa	0,06	0,07	-0,22	-0,34	-0,18
1A	-0,29	0,07	-0,08	-0,21	-0,19
1B	-0,12	-0,32	-0,30	0,22	-0,19
2A	0,12	-0,10	0,03	-0,19	0,04
2B	0,42	-0,09	0,31	-0,15	0,22
2B	-0,46	0,59	-0,06	0,01	-0,08

	NID ug/l	Chl-a ug/l	Feof ug/l	Seston mg/l
Gomphonema	-0,27	-0,05	0,02	0,29
Ptycholaimellus ponticus	-0,20	-0,06	-0,04	-0,12
Sabatieria pulchra	-0,18	0,01	0,14	0,40
Spirinia	-0,01	0,09	0,23	0,50
Terschellingia longicaudata	-0,38	-0,11	0,08	0,08
Densidade	-0,39	-0,05	0,20	0,37
Equitatividade	0,13	-0,04	-0,14	-0,37
Diversidade	-0,24	-0,19	0,04	-0,28
Biomassa	-0,29	0,02	-0,04	0,08
1A	0,04	0,07	-0,18	-0,23
1B	-0,13	-0,08	0,16	0,10
2A	0,03	-0,01	0,03	0,03
2B	-0,04	-0,01	0,05	0,15

	Seleção	Assimetria	Curtose	% Cascalho	% Silte
Gomphonema	0,33	0,32	-0,12	-0,08	0,11
Ptycholaimellus ponticus	0,27	0,08	-0,05	-0,09	0,26
Sabatieria pulchra	0,33	0,33	-0,09	-0,08	0,12
Spirinia	-0,02	0,09	-0,17	-0,09	-0,08
Terschellingia longicaudata	0,32	0,30	0,06	-0,09	0,12
Densidade	0,30	0,34	-0,10	-0,11	0,09
Equitatividade	-0,39	-0,32	0,06	0,17	-0,28
Diversidade	-0,18	-0,03	0,25	0,02	-0,25
Biomassa	-0,11	-0,02	-0,18	-0,09	-0,04
1A	0,01	-0,16	-0,01	0,01	0,38
1B	0,00	0,11	0,31	0,21	-0,28
2A	-0,29	-0,13	0,00	-0,10	-0,21
2B	0,28	0,26	-0,23	-0,07	0,08

	% Areia	% Argila	CACO3	MO (%)
Gomphonema	-0,17	0,38	0,02	0,08
Ptycholaimellus ponticus	-0,32	0,45	0,14	0,21
Sabatieria pulchra	-0,17	0,34	0,07	0,17
Spirinia	0,06	0,11	0,23	-0,06
Terschellingia longicaudata	-0,18	0,38	-0,18	0,04
Densidade	-0,16	0,43	0,05	0,06
Equitatividade	0,32	-0,44	-0,12	-0,05
Diversidade	0,26	-0,18	-0,24	0,02
Biomassa	0,05	0,03	-0,06	-0,10
1A	-0,35	-0,01	-0,10	0,03
1B	0,23	-0,06	-0,25	-0,13
2A	0,25	-0,16	0,07	-0,11
2B	-0,12	0,29	0,19	0,13

Apêndice B – Variáveis bióticas e ambientais ao longo dos meses amostrados.

Local	Mês	Salinidade	Temperatura	pH	Sat% CO2	OD ml/l	Sat% OD	DBO mg/l
Laranjeiras	Agosto	25,50	20,50	7,95	151,80	4,44	82,41	0,65
Paranaguá	Agosto	28,25	20,63	8,02	137,63	4,70	88,46	0,60
Laranjeiras	Outubro	24,00	21,50	7,89	234,63	5,39	100,67	0,92
Paranaguá	Outubro	25,25	22,25	7,75	395,73	4,46	84,94	0,77
Laranjeiras	Dezembro	26,11	26,93	8,01	197,68	4,02	83,38	0,93
Paranaguá	Dezembro	26,19	27,07	7,89	278,55	3,91	81,45	1,02
Laranjeiras	Fevereiro	22,68	27,82	8,26	92,60	4,75	98,59	1,16
Paranaguá	Fevereiro	23,52	27,41	8,06	183,10	4,01	82,90	0,80
Laranjeiras	Abril	19,68	26,41	7,64	356,53	3,94	78,31	0,51
Paranaguá	Abril	23,51	26,20	7,63	372,58	□,60	72,02	0,33
Laranjeiras	Junho	25,15	18,19	8,19	117,24	5,34	94,43	0,81
Paranaguá	Junho	28,38	18,97	8,24	130,28	5,33	97,34	0,79

Local	Mês	PO4 uM/l	P_PO4 ug/l	Si(OH)uM/l	NO2uM/l	N_NO2 ug/l	NO3uM/l	N_NO3 ug/l
Laranjeiras	Agosto	1,21	37,56	31,74	0,69	9,63	1,02	14,26
Paranaguá	Agosto	1,87	58,03	19,60	0,80	11,19	2,44	34,12
Laranjeiras	Outubro	1,14	35,19	26,09	0,55	7,66	0,29	4,00
Paranaguá	Outubro	1,88	58,32	21,72	0,70	9,81	1,41	19,79
Laranjeiras	Dezembro	1,77	54,81	16,26	0,62	8,68	0,38	5,32
Paranaguá	Dezembro	2,26	70,10	22,54	0,81	11,38	0,64	8,91
Laranjeiras	Fevereiro	1,27	39,42	9,40	0,61	8,50	10,51	147,08
Paranaguá	Fevereiro	1,54	47,63	15,22	0,74	10,37	10,56	147,86
Laranjeiras	Abril	0,96	29,63	36,40	0,77	10,83	1,19	16,67
Paranaguá	Abril	1,74	53,79	24,77	1,23	17,18	1,44	20,21
Laranjeiras	Junho	0,66	20,50	45,92	0,73	10,25	1,08	15,15
Paranaguá	Junho	1,20	37,24	27,03	0,85	11,94	1,68	23,52

Local	Mês	NH4uM/l	N_NH4ug/l	NIDuM/l	NID ug/l	Razão N/P	Chl-a ug/l	Feof ug/l
Laranjeiras	Agosto	1,26	17,64	2,97	41,53	2,44	3,22	2,97
Paranaguá	Agosto	1,73	24,21	4,97	69,52	2,56	3,87	3,08
Laranjeiras	Outubro	1,36	19,02	2,19	30,68	2,03	5,58	1,36
Paranaguá	Outubro	3,14	43,96	5,25	73,56	2,63	7,74	1,59
Laranjeiras	Dezembro	1,69	23,60	2,69	37,60	1,70	6,35	0,76
Paranaguá	Dezembro	7,00	97,95	8,45	118,25	3,73	3,12	1,63
Laranjeiras	Fevereiro	1,14	15,94	12,25	171,52	10,29	6,66	0,56
Paranaguá	Fevereiro	3,94	55,10	15,24	213,33	10,00	8,40	1,82
Laranjeiras	Abril	3,20	44,74	5,16	72,24	5,46	7,04	2,41
Paranaguá	Abril	7,45	104,34	10,12	141,73	5,71	2,57	1,81
Laranjeiras	Junho	1,31	18,29	3,12	43,68	4,86	6,13	1,48
Paranaguá	Junho	2,06	28,83	4,59	64,30	3,65	4,23	0,93

Local	Mês	Seston mg/l	Média	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	% Cascvalho
Laranjeiras	Agosto	0,05	3,10	2,34	1,76	0,68	3,55	0,00
Paranaguá	Agosto	0,06	2,98	2,67	1,52	0,46	3,37	0,77
Laranjeiras	Outubro	0,03	2,84	2,36	1,54	0,60	3,62	0,00
Paranaguá	Outubro	0,04	3,11	2,45	1,80	0,57	2,58	0,00
Laranjeiras	Dezembro	0,03	3,92	3,72	2,13	0,25	1,51	0,00
Paranaguá	Dezembro	0,05	2,78	2,54	1,23	0,47	2,63	0,00
Laranjeiras	Fevereiro	0,02	3,01	2,88	1,77	0,16	1,11	2,98
Paranaguá	Fevereiro	0,03	3,70	3,58	0,97	0,19	2,00	0,00
Laranjeiras	Abril	0,08	3,80	3,14	1,91	0,37	0,98	0,00
Paranaguá	Abril	0,07	2,60	2,63	0,94	0,17	2,42	0,00
Laranjeiras	Junho	0,06	3,76	2,93	1,73	0,59	1,54	0,00
Paranaguá	Junho	0,03	2,52	2,80	0,74	-0,09	1,32	4,77

Local	Mês	% Areia	% Silte	% Argila	CACO3	MO (%)	Nº de espécies	Densidade
Laranjeiras	Agosto	79,55	14,32	6,13	2,72	3,78	67,25	866,25
Paranaguá	Agosto	78,10	15,28	5,85	6,00	4,21	58,00	364,50
Laranjeiras	Outubro	83,47	11,96	4,57	2,46	4,50	55,50	518,75
Paranaguá	Outubro	76,81	17,86	5,33	2,79	5,82	39,50	246,50
Laranjeiras	Dezembro	57,22	32,79	9,99	8,59	6,93	55,00	707,00
Paranaguá	Dezembro	82,70	12,47	4,83	9,15	5,17	53,75	571,25
Laranjeiras	Fevereiro	72,12	21,86	3,04	10,60	11,17	42,25	273,00
Paranaguá	Fevereiro	69,14	29,09	1,77	8,03	3,48	29,75	186,00
Laranjeiras	Abril	69,60	26,35	4,05	12,86	4,83	45,50	621,75
Paranaguá	Abril	91,94	5,54	2,52	9,36	2,19	35,00	434,25
Laranjeiras	Junho	75,15	16,15	8,70	5,48	4,71	44,75	1196,00
Paranaguá	Junho	91,59	2,60	1,04	3,96	1,34	38,00	329,00

Local	Mês	Equitatividade	Diversidade	Biomassa	1A	1B	2A	2B
Laranjeiras	Agosto	0,66	4,02	1374,92	35,88	32,98	14,21	16,93
Paranaguá	Agosto	0,76	4,42	880,74	18,95	35,99	35,13	9,93
Laranjeiras	Outubro	0,75	4,29	1436,99	20,13	34,39	35,73	9,75
Paranaguá	Outubro	0,72	3,84	798,35	19,18	34,34	40,56	5,93
Laranjeiras	Dezembro	0,69	3,96	1609,41	27,76	32,03	29,43	10,78
Paranaguá	Dezembro	0,75	4,31	970,69	19,52	38,54	35,13	6,82
Laranjeiras	Fevereiro	0,78	4,19	913,47	24,51	28,87	27,13	15,22
Paranaguá	Fevereiro	0,72	3,49	386,48	33,13	28,50	27,16	11,21
Laranjeiras	Abril	0,69	3,79	1718,09	18,99	32,49	25,75	22,77
Paranaguá	Abril	0,75	3,85	791,06	17,29	31,11	42,19	9,41
Laranjeiras	Junho	0,65	3,59	2021,50	15,24	29,60	26,17	28,99
Paranaguá	Junho	0,79	4,12	3249,18	19,91	36,25	33,47	10,38

Apêndice C – Variáveis bióticas e ambientais ao longo dos pontos amostrados.

Local	Ponto	Profundidade	Maré	Secchi	Salinidade	Temperatura	pH
Laranjeiras	1	3,92	0,00	1,52	22,51	23,18	7,95
Paranaguá	1	7,75	-0,17	1,74	26,31	23,26	7,97
Laranjeiras	2	3,82	-0,17	1,68	22,89	23,68	7,94
Paranaguá	2	3,23	0,17	1,32	24,39	24,24	7,82
Laranjeiras	3	3,48	0,00	1,94	24,49	23,67	7,98
Paranaguá	3	2,93	0,33	1,80	25,05	23,99	7,96
Laranjeiras	4	4,83	0,00	2,13	25,53	23,71	8,07
Paranaguá	4	4,42	0,00	1,72	27,65	23,53	7,97

Local	Ponto	Sat% CO2	OD ml/l	Sat% OD	DBO mg/l	PO4 uM/l	P_PO4 ug/l
Laranjeiras	1	199,87	4,42	83,67	0,62	0,99	30,61
Paranaguá	1	221,22	4,01	77,62	0,58	2,16	66,91
Laranjeiras	2	218,50	4,60	88,70	0,97	1,08	33,44
Paranaguá	2	295,88	4,13	79,96	0,80	1,90	59,04
Laranjeiras	3	186,41	4,75	92,17	0,86	1,36	42,03
Paranaguá	3	210,83	4,59	89,77	0,92	1,48	45,79
Laranjeiras	4	162,21	4,81	93,98	0,86	1,25	38,65
Paranaguá	4	270,64	4,61	90,73	0,57	1,45	45,00

Local	Ponto	Si(OH)uM/l	NO2uM/l	N_NO2 ug/l	NO3uM/l	N_NO3 ug/l	NH4uM/l
Laranjeiras	1	32,07	0,66	9,26	2,68	37,58	2,20
Paranaguá	1	23,48	1,11	15,58	3,73	52,16	4,23
Laranjeiras	2	29,53	0,66	9,20	2,52	35,26	1,45
Paranaguá	2	25,45	0,89	12,48	3,23	45,21	7,44
Laranjeiras	3	29,55	0,70	9,83	2,40	33,57	1,66
Paranaguá	3	20,65	0,76	10,63	2,57	35,98	3,17
Laranjeiras	4	19,39	0,62	8,74	2,04	28,58	1,32
Paranaguá	4	17,68	0,66	9,23	2,59	36,25	2,03

Local	Ponto	N_NH4ug/l	NIDuM/l	NID ug/l	Razão N/P	Chl-a ug/l	Feof ug/l
Laranjeiras	1	30,82	5,55	77,66	5,71	5,91	1,29
Paranaguá	1	59,27	9,07	127,02	4,42	5,33	2,99
Laranjeiras	2	20,27	4,62	64,73	4,98	6,24	1,80
Paranaguá	2	104,19	11,56	161,88	6,08	6,05	1,58
Laranjeiras	3	23,28	4,76	66,68	3,86	6,01	1,81
Paranaguá	3	44,33	6,50	90,94	4,45	4,59	1,35
Laranjeiras	4	18,45	3,98	55,76	3,30	5,15	1,46
Paranaguá	4	28,48	5,28	73,95	3,90	3,98	1,31

Local	Ponto	Seston mg/l
-------	-------	-------------

Laranjeiras	1	0,05
Paranaguá	1	0,07
Laranjeiras	2	0,05
Paranaguá	2	0,04
Laranjeiras	3	0,04
Paranaguá	3	0,04
Laranjeiras	4	0,04
Paranaguá	4	0,04

Local	Ponto	Média	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	% Cascalho
Laranjeiras	1	3,56	2,66	2,16	0,63	1,80	0,00
Paranaguá	1	2,95	2,78	1,61	0,33	2,43	3,04
Laranjeiras	2	3,66	2,82	2,02	0,61	1,94	0,00
Paranaguá	2	2,87	2,69	1,05	0,21	2,16	0,65
Laranjeiras	3	2,77	2,92	1,13	0,11	2,34	1,99
Paranaguá	3	3,15	3,16	0,87	0,21	2,61	0,00
Laranjeiras	4	3,63	3,18	1,92	0,42	2,14	0,00
Paranaguá	4	2,81	2,49	1,26	0,43	2,34	0,00

Local	Ponto	% Areia	% Silte	% Argila	CACO3	MO (%)
Laranjeiras	1	70,30	20,66	9,04	6,75	6,57
Paranaguá	1	72,83	19,39	4,74	7,68	5,63
Laranjeiras	2	68,16	26,62	5,22	5,92	7,51
Paranaguá	2	88,36	8,10	2,89	9,36	3,74
Laranjeiras	3	81,93	11,75	4,34	8,32	3,93
Paranaguá	3	78,08	18,64	3,29	3,71	1,89
Laranjeiras	4	71,02	23,26	5,73	7,49	5,94
Paranaguá	4	87,59	9,11	3,31	5,43	3,56

Local	Ponto	Número de Espécies	Densidade	Equitatividade	Diversidade	Biomassa
Laranjeiras	I	31,96	702,83	0,68	3,36	1251,12
Paranaguá	I	31,09	679,09	0,76	3,72	1517,25
Laranjeiras	II	36,63	666,17	0,76	3,95	1759,16
Paranaguá	II	34,22	720,30	0,74	3,68	1522,06
Laranjeiras	III	24,75	250,46	0,80	3,63	1272,92
Paranaguá	III	30,25	305,46	0,80	3,89	565,71
Laranjeiras	IV	26,41	303,27	0,81	3,76	570,58
Paranaguá	IV	26,11	615,17	0,73	3,43	2308,46

Local	Ponto	1A	1B	2A	2B
Laranjeiras	I	20,65	33,61	22,22	23,52
Paranaguá	I	16,66	34,20	40,71	8,44
Laranjeiras	II	18,88	35,54	26,02	19,56
Paranaguá	II	19,76	36,18	32,00	12,06
Laranjeiras	III	24,73	32,52	32,51	10,24
Paranaguá	III	24,95	31,51	34,88	8,66
Laranjeiras	IV	28,92	28,52	25,82	16,74
Paranaguá	IV	24,47	36,86	32,02	6,65

Apêndice D – Gênero, família e classificação dos grupos tróficos segundo Wieser dos Nematoda da Baía de Paranaguá e da Baía das Laranjeiras.

Familia	Wieser	Genero	Laranjeiras	Paranaguá
Aegialoalaimidae	1A	Aegialoalaimus	45	22
Aegialoalaimidae	1A	Cyartonema	229	65
Anoplostomatidae	1B	Anoplostoma viviparum	151	127
Anoplostomatidae	1B	Chaetonema	0	1
Anticomatidae	1A	Anticomopsis	0	2
Axonolaimidae	1B	Ascolaimus	212	71
Axonolaimidae	1B	Axonolaimus	60	30
Axonolaimidae	1B	Odontophora	16	3
Axonolaimidae	1B	Parodontophora	2375	735
Axonolaimidae	2A	Pseudollega intermedia	1438	698
Axonolaimidae	1B	Synodontium	6	0
Ceramonematidae	1A	Pselionema	5	5
Ceramonematidae	1A	Pterygonema	977	1
Chromadoridae	2A	Acantholaimus	1	9
Chromadoridae	2A	Actinonema	322	243
Chromadoridae	2B	chromadorina *germanica	287	371
Chromadoridae	2A	Chromadorita	56	51
Chromadoridae	2A	chromadorita nana	2	13
Chromadoridae	2A	Chromadorita tentabunda	33	55
Chromadoridae	2A	Dichromadora	28	3
Chromadoridae	2A	Graphonema	341	16
Chromadoridae	2A	Karkinochromadora	0	1
Chromadoridae	2A	Parachromadorita	1	0
Chromadoridae	2A	Ptycholaimellus ponticus	3081	3179
Chromadoridae	2A	Spiliphora	1	0
Chromadoridae	2A	Spilophorella	1	1
Comesomatidae	1B	Comesoma	239	122
Comesomatidae		Comesomatidae	0	1
Comesomatidae	2A	Dorylaimopsis punctata	40	14
Comesomatidae	2B	Hopperia	119	9
Comesomatidae	2A	Laimella long	13	10
Comesomatidae	1B	Metacomesoma	13	2
Comesomatidae	2A	Paracomesoma	2	0

Comesomatidae	1B	Pierrickia	17	0
Comesomatidae	1B	Sabatieria celtica	6	1
Comesomatidae	1B	Sabatieria elongata	41	49
Comesomatidae	1B	Sabatieria pulchra	7317	3041
Comesomatidae	1B	Sabatieria stekhoveni	0	0
Comesomatidae	1B	Setosabatieria	4	2
Comesomatidae	2A	Vasostoma	3	0
Cyatholaimidae	2A	Acantonchus	20	31
Cyatholaimidae	2A	Cyatholaimus	1	3
Cyatholaimidae	2A	Longicyatholaimus	78	9
Cyatholaimidae	2A	Maryllynnia	169	65
Cyatholaimidae	2A	Metacyatholaimus	0	2
Cyatholaimidae	1A	Minolaimus	56	38
Cyatholaimidae	2A	Paracantonchus	34	33
Cyatholaimidae	2A	Paracantonchus long	2	2
Cyatholaimidae	2A	Paracyatholaimoides multispiralis	21	19
Cyatholaimidae	2A	Paracyatholaimus	125	313
Cyatholaimidae	2A	Paralongicyatholaimus	5	0
Desmocolocidae	1A	Desmoscolex	0	6
Desmodoridae	2B	Chromaspirina	3	2
Desmodoridae	1B	Desmodora (pseudochromadora) pontica	3925	2327
Desmodoridae	2A	Desmodora schulzi	2673	1289
Desmodoridae	2A	Metachromadora	0	1
Desmodoridae	1A	Molgolaimus	490	70
Desmodoridae	2A	Paradesmodora	108	58
Desmodoridae	2B	Sigmophoranema	3	0
Desmodoridae	2A	Spirinia	5797	4535
Diplopeltidae	1A	Araeolaimus	0	4
Diplopeltidae	1B	Campylaimus lefurei	64	13
Diplopeltidae	1B	Diplopeltis	0	1
Diplopeltidae	1A	Southerniella	8	9
Enchelidiidae	2B	Bathyeurystomina	14	9
Enchelidiidae	2B	Belbola	3	1
Enchelidiidae	2B	Eurystomina asetosa	362	7
Enchelidiidae	2B	Eurystomina ornata	128	131
Enchelidiidae	2B	Polygastrophora	401	189
Enchelidiidae	2B	Symplocostoma	5	0
Ethmolaimidae	2A	Comesa interrupta	0	7
Ethmolaimidae	2A	Comesa votadinii	3	0
Ethmolaimidae	2A	Comesa warwicki	53	3
Ethmolaimidae	1A	Filitonchus ew	1	0
Ethmolaimidae	1A	Filitonchus f	2	1
Ethmolaimidae	2B	Gomphonema	11486	778
Ethmolaimidae	2A	Neotonchus	0	1
Haliplectidae	1A	Haliplectus	0	0
Haliplectidae	1A	Setoplectus	21	10
Ironidae	2B	Dolicholaimus	7	0
Ironidae	2B	Trissonchulus obtusus	41	207

Lauratonematidae	1B	Lauratonema	1	0
Leptolaimidae	1B	Anonchus	372	104
Leptolaimidae	1A	Antomicron	2	2
Leptolaimidae	2A	Camacolaimus	0	1
Leptolaimidae	2A	Cricolaimus	37	0
Leptolaimidae	1A	Halaphanolaimus pellucidus	56	1
Leptolaimidae	1A	Leptolaimoides	2	0
Leptolaimidae	1A	Leptolaimus	86	32
Leptosomatidae	2A	Leptosomatium	1	0
Linhomoeidae	1B	Eleutherolaimus	0	1
Linhomoeidae	1B	Eumorpholaimus	4	3
Linhomoeidae	1A	Linhomoeus	14	17
Linhomoeidae	1B	Metalinhomoeus typicus	211	414
Linhomoeidae	1B	Paralinhomoeus	22	1
Linhomoeidae	1A	Terschellingia brevicauda	29	40
Linhomoeidae	1A	Terschellingia communis	3701	2171
Linhomoeidae	1A	Terschellingia gourbaultae	343	552
Linhomoeidae	1A	Terschellingia juvenil	168	78
Linhomoeidae	1A	Terschellingia longicaudata	7038	2254
Microlaimidae	2A	Aponema	0	2
Microlaimidae	2B	Bolbolaimus teutonicus	1	0
Microlaimidae	2A	Calomicrolaimus honestus	1362	894
Microlaimidae	2A	Microlaimus	243	220
Microlaimidae	2A	Microlaimus acinaces	23	3
Monhysteridae	1B	Diplolaimella	1	0
Monhysteridae	1B	Diplolaimelloides	1	0
Monhysteridae	1A	Geomonhystera	2	2
Monhysteridae	1A	Thalassomonohystera	575	538
Monopostiidae	2A	Monoposthia	0	2
Oncholaimidae	2B	Adoncholaimus	6	0
Oncholaimidae	2B	Oncholaimus campylacercoides	167	230
Oncholaimidae	2B	Viscosia	287	805
Oxystominidae	1A	Halalaimus capitulatus	103	65
Oxystominidae	1A	Halalaimus gracilis	3	0
Oxystominidae	1A	Litinium	0	1
Oxystominidae	1A	Oxystomina asetosa	181	150
Oxystominidae	1A	Oxystomina elongata	10	0
Oxystominidae	1A	Oxystomina terricola	1	0
Pandolaimidae	1B	Pandolaimus	1	0
Phanodermatidae	1A	Crenopharinx	18	4
Phanodermatidae	2A	Phanoderma	2	2
Phanodermatidae	2A	Phanodermopsis	1	3
Rhabditidae	1A	Rhabditis	78	37
Selachnematidae	2A	Choniolaimus	0	1
Selachnematidae	2B	Halichoanalaimus robustus	11	22
Selachnematidae	1B	Richtersia	0	1
Siphonolaimidae	2B	Siphonolaimus	38	13
Sphaerolaimidae	2B	Metasphaerolaimus	4	0
Sphaerolaimidae	2B	Parasphaerolaimus	1	0

Sphaerolaimidae	2B	Sphaerolaimus	79	12
Tripyloididae	1B	Bathylaimus australis	40	41
Tripyloididae	2B	Gairleanema anagremilae	13	0
Tripyloididae	1B	Tripyloides	6	5
Xyalidae	2A	Cobbia	66	466
Xyalidae	1B	Daptonema biggi	12	3
Xyalidae	1B	Daptonema furcatium	4	0
Xyalidae	1B	Daptonema h	4	8
Xyalidae	1B	Daptonema normandicum	0	1
Xyalidae	1B	Daptonema paranagua	3	0
Xyalidae	1B	Daptonema procerum	0	1
Xyalidae	1B	Daptonema psammoides	34	1
Xyalidae	1B	Daptonema setifer	8	2
Xyalidae	1B	Daptonema setosum	2	39
Xyalidae	1B	Daptonema vicinum	1879	1919
Xyalidae	1B	Elzalia	3	33
Xyalidae	1A	Linhystera	9	4
Xyalidae	1B	Metadesmolaimus	5	3
Xyalidae	1B	Omicronema	1285	473
Xyalidae	1B	Paramonohystera	928	531
Xyalidae	1B	Pseudosteineria	259	330
Xyalidae	1B	Rynchonema	0	3
Xyalidae	1B	Steineria	0	0
Xyalidae	1B	Theristus	937	666
Xyalidae	1B	Trichotheristus	7	24

Apêndice E – Meiofauna das Baías de Paranaguá e das Laranjeiras.

	Laranjeiras	Paranaguá
Nematoda	84958	38509
Ostracoda	910	1157
Acarina	708	1304
Copépoda	2503	3316
Kinorhyncha	778	226
Polychaeta	55	137
Oligochaeta	41	25
Tardigrada	1	43
Amphipoda	2	5
Turbellaria	40	23
Aplacophora	2	0
Thermosbaenaceae	0	3
Isopoda	1	4