

ROSEMARY A. BROGIM

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA MACROINFAUNA
BÊNICA DE MANGUEZAIS DAS BAÍAS DE PARANAGUÁ E
ANTONINA (PARANÁ – BRASIL)**

**Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências – Zoologia.
Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana**

**Curitiba
2001**

ROSEMARY A. BROGIM

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA MACROINFAUNA
BÊNICA DE MANGUEZAIS DAS BAÍAS DE PARANAGUÁ E
ANTONINA (PARANÁ – BRASIL)**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências – Zoologia.

Orientador: *Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana*

**Curitiba
2001**

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA MACROINFAUNA
BÊNICA DE MANGUEZAIS DAS BAÍAS DE PARANAGUÁ E
ANTONINA (PARANÁ – BRASIL)**

por

Rosemary Aparecida Brogim

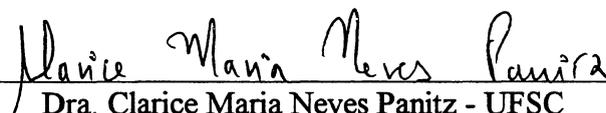
Tese aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores



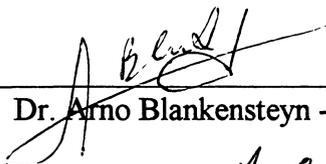
Dr. Paulo da Cunha Lana - UFPR



Dra. Yara Schaeffer Novelli - USP



Dra. Clarice Maria Neves Panitz - UFSC



Dr. Arno Blankensteyn - UFSC



Dr. Pedro Miguel Martínez Arbizu - UFPR

À minha filhinha, que foi '*Bárbara*' desde sua concepção. ♥

Ao *Pedro* por seu amor incondicional, incentivo e paciência. ♥

Agradecimentos



Aos meus pais Neide B. Brogim e Oswaldo Brogim por “não me dar o peixe, mas ensinar a pescar”.

A Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pesquisa de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

Ao Centro de Estudos do Mar – CEM, na pessoa do Diretor Marco Fábio Maia Corrêa, pela infra-estrutura pessoal e física que tornou possível a realização deste projeto.

Ao Dr. Paulo da Cunha Lana, pela infra-estrutura do Laboratório de Bentos, acompanhamento, sugestões, discussões durante toda a realização da pesquisa, como também o auxílio na identificação do material zoológico.

Ao Msc. Pedro C. Pinheiro e Msc. Sibelle T. Disaró e aos colegas de laboratório Dra. Cinthya S. Gomes, Msc. Luciano Lorenzi, Dr. Maurício G. Camargo, Biól. Luciney Gonzales pelo auxílio imprescindível nas coletas, mesmo debaixo de chuva.

À Dra. Cinthya S. Gomes pelas inúmeras ‘olhadinhas’ na lupa só prá ver se é tal espécie (Polychaeta).

Ao Dr. Rodolfo Ângulo do Setor de Ciências da Terra pela leitura crítica no capítulo de sedimento.

À Msc. Cristina S. Serejo pela identificação dos Amphipoda.

À Dra. Eunice Machado pelas tentativas de medição do Eh e pH dos manguezais.

Ao Dr. William A. Rodrigues do Departamento de Botânica da UFPR pela confirmação das espécies vegetais.

Aos marinheiros Abraão P. de Campos, Josias T. da Silva e José Serafim pelas dezenas de horas de navegação, bom humor e incentivo durante os trabalhos de campo.

Às funcionárias Vilma S. Andrade e Elair S. do Nascimento pelas ajudas em assuntos administrativos da forma mais amigável possível.

Ao funcionário Raul D. Serafim pelo pronto atendimento aos serviços gerais.

A vocês meus sinceros agradecimentos, afinal de contas tudo fica



mais fácil quando podemos contar com a ajuda de todos do nosso lado!

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Prefácio	3
Capítulo I. Caracterização e variação sazonal dos sedimentos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná, Brasil	
1. Introdução	8
2. Localização e caracterização da área de estudo	10
3. Materiais e métodos	13
3.1. Delineamento amostral	13
4. Tratamento dos dados.....	16
4.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos	16
4.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais.....	17
4.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais	17
4.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não-vegetados.....	17
5. Resultados	18
5.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos	18
5.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais.....	24
5.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais	24
5.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não-vegetados.....	25
6. Discussão	28
6.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos.....	28
6.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais.....	33
6.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais	33
6.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não-vegetados.....	35
7. Referências Bibliográficas.....	36
Capítulo II. Heterogeneidades estruturais, distribuição espacial e correlações entre a vegetação e gradientes ambientais em manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (Paraná)	
1. Introdução.....	42
2. Materiais e métodos.....	44

2.1. Caracterização da área de estudo.....	44
2.2. Amostragens.....	45
3. Tratamento dos dados	49
3.1. A variação na composição e estrutura dos bosques em função dos gradientes ambientais.....	49
3.2. Zonação dos bosques.....	49
4. Resultados	50
4.1. Análise do sedimento.....	50
4.2. A variação na composição e estrutura dos bosques em função dos gradientes ambientais.....	51
4.3. Zonação dos bosques.....	60
5. Discussão	65
5.1. A variação na composição e estrutura dos bosques em função dos gradientes ambientais.....	65
5.2. Zonação dos bosques.....	70
6. Referências Bibliográficas.....	73

Capítulo III. Distribuição espacial e variabilidade sazonal e zonação da macroinfauna bêntica de manguezais ao longo de gradientes ambientais das Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná, Brasil

1. Introdução.....	80
2. Materiais e métodos	82
2.1. Caracterização da área de estudo.....	82
2.2. Delineamento amostral	84
3. Tratamento dos dados.....	85
3.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais.....	87
3.2. Zonação da infauna bêntica.....	88
4. Resultados	88
4.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais.....	88
4.2. Zonação da infauna bêntica.....	101
5. Discussão	105
5.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais.....	105

5.2. Zonação da infauna bêntica.....	113
6. Referências Bibliográficas	116

RESUMO

As relações entre a composição e densidade de espécies da infauna bêntica dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (Paraná – Brasil) e os gradientes ambientais (salinidade, sedimentológico e de energia ambiental) foram descritas em duas escalas espaciais, ao longo do estuário (com 24 pontos dispostos desde a entrada até a porção mais interna da baía) e na região entre-marés (com três níveis amostrais paralelos à linha d'água) durante o inverno de 1996 e verão de 1997. Com exceção do teor de carbonato, foram detectadas diferenças significativas nos parâmetros texturais, teores de umidade e matéria orgânica e salinidade dos sedimentos nas três zonas sedimentares e/ou setores de salinidade e nas estações do ano. A zona de embocadura (setores eu- e polihalinos) apresentou a maior percentagem de areia sendo caracterizada por areia fina a muito fina e alta energia ambiental. A zona de afunilamento (setor mesohalino) apresentou uma grande heterogeneidade sedimentar, apresentando desde regiões com areia fina a muito fina com alta energia ambiental até silte médio e grosso em porções de baixa energia. A zona de meandros (setor oligohalino) foi caracterizada por altos teores de silte e baixa energia ambiental propícias para a sedimentação de partículas. Os teores de matéria orgânica e umidade foram crescentes desde a zona de embocadura até a zona de meandros. Não foram constatadas diferenças significativas entre os níveis amostrais nas três zonas sedimentares para nenhum dos parâmetros sedimentológicos analisados. Foram detectadas diferenças significativas na estrutura dos bosques ao longo da região estuarina. Bosques estruturalmente mais complexos (mais altos com maior número de espécies) apresentaram correlação com os sedimentos do setor oligohalino. *L. racemosa* foi considerada como indicadora de bancos em progradação. A zonation das espécies arbóreas nos bosques amostrados foi pouco evidente. A infauna foi composta por 56 espécies e/ou morfotipos entre 3325 organismos coletados (2113 no inverno e 1212 no verão). O maior número de espécies foi constatado durante o inverno. Os grupos dominantes foram Polychaeta, Crustacea e Mollusca, nesta ordem. Foram selecionados 11 taxa no inverno e 10 no verão para as análises de distribuição. Os demais taxa foram considerados raros e/ou pouco frequentes. Os poliquetas *Nephtys fluviatilis*, *Isolda pulchella*, *Laeonereis acuta*, *Polydora websteri*, *Nereis oligohalina*, *Sigambra grubei* e *Namalycastis abiuma*, Oligochaeta, e os crustáceos *Kalliapseudes schubarti*, *Uca thayeri* e *Eurytium limosum* foram dominantes no inverno, representando 85 % do total dos organismos coletados. No verão, as espécies *N. fluviatilis*, *I. pulchella*, *L. acuta*, *P. websteri*, *N. oligohalina* e *N. abiuma*, o bivalvo *Mytella guyanensis*, e os crustáceos *K. schubarti*, *U. thayeri* e *U. uruguayensis* dominaram perfazendo 72 % do total das amostras. Não foram constatadas diferenças significativas no número de espécies e densidade total da comunidade ao longo do estuário. Entretanto, diferenças significativas foram verificadas na densidade de 7 taxa entre as zonas sedimentares e/ou setores. As densidades da associação de *K. schubarti*, *U. thayeri*, *U. uruguayensis* e *N. fluviatilis* foram significativamente crescentes estuário adentro e correlacionadas, por meio de análises canônicas, com as características dos sedimentos do setor oligohalino e bosques estruturalmente mais complexos, tanto no verão como no inverno. Na zona de embocadura e/ou setores eu- e polihalinos as espécies *I. pulchella*, *N. oligohalina*, *P. websteri*, *N. oligohalina* e *L. acuta* e *M. guyanensis* foram mais abundantes e apresentaram maior correlação com as altas percentagens de areia e salinidade. *S. grubei*, *N. abiuma*, Oligochaeta (uma ou mais espécies tratadas em bloco) e *E. limosum* foram mais abundantes na porção intermediária do estuário. A zonation da infauna na região entre-marés foi registrada nos setores euhalino e mesohalino. Estes resultados foram atribuídos à alta energia ambiental uma vez que não foram constatadas diferenças sedimentológicas e estruturais da vegetação neste setor. *L. acuta* e *I. pulchella* foram significativamente mais abundantes nos níveis internos, *N. abiuma* nos níveis medianos e *N. oligohalina* e *U. thayeri* nos níveis marginais.

ABSTRACT

The relations between the composition and density of the mangrove benthic infauna in the Bays of Paranaguá and Antonina (Paraná State, Brazil) and the environmental gradients (salinity, sediments and energy levels) were described in two spatial scales, along the estuary (at 24 points disposed from the entrance to the inner part of the bay) and in the intertidal region (at three sampling levels parallel to the waterline) during the winter of 1996 and the summer of 1997. Except for the carbonate content, significant differences were detected for the textural parameters, water content and organic matter and sediment salinity among the three sedimentary zones and/or salinity sectors and seasons of the year. The estuary mouth (euhaline and polyhaline sectors) presented the highest percentage of sand, characterized for fine to very fine sand high environmental energy. The estuary funnel (mesohaline sector) presented a great sedimentary heterogeneity, with fine to very fine sand with high environmental energy to average and gross silt in low energy portions. The meandering zone (oligohaline sector) was characterized by high silt contents and low environmental energy levels, adequate for particle sedimentation. The organic matter and water contents increased from the estuary funnel to the meandering zone. No significant differences were detected among the three sedimentary zones in relation to any of the analyzed sedimentological parameters. Significant differences were detected in mangrove stands along the estuarine region. Structurally more complex mangrove stands (taller and with a greater number of species) correlated with sediments from the oligohaline sector. *L. racemosa* was considered with indicatory specie of the progradation bancs. Zonation of mangrove tree species was less evident. The infauna was made up by 56 species and/or morphotypes among 3325 collected organisms (2113 in the winter and 1212 in the summer). The greatest number of species was recorded during winter. The numerically dominant groups were Polychaeta, Crustacea and Mollusca. Eleven taxa were selected in the winter and 10 in the summer for distribution analysis of local infauna. The other taxa were considered rare and/or little frequent. The polychaetes *Nephtys fluviatilis*, *Isolda pulchella*, *Laeonereis acuta*, *Polydora websteri*, *Nereis oligohalina*, *Sigambra grubei* and *Namalycastis abiuma*, Oligochaeta, and the crustaceans *Kalliapseudes schubarti*, *Uca thayeri* and *Eurytium limosum* were dominant in winter, representing 85 % of the collected organisms. In summer, *N. fluviatilis*, *I. pulchella*, *L. acuta*, *P. websteri*, *N. oligohalina* species and *N. abiuma*, the bivalve *Mytella guyanensis*, and *K. schubarti*, *U. thayeri* and *U. uruguayensis* crustaceans prevailed with 72 % of the sampling. No significant differences were detected for the number of species and total density of the community along the estuary. However, significant differences were detected for the density of 7 taxa among the sedimentary zones and/or salinity sectors. The association made up by *K. schubarti*, *U. thayeri*, *U. uruguayensis* and *N. fluviatilis* was more frequent into the estuary and correlated through canonical analysis with the sediment characteristics of the oligohaline sector and structurally more complex mangrove stands, as much in the summer as in the winter. In the estuary funnel and/or euhaline and polihaline sectors, the species *I. pulchella*, *N. oligohalina*, *P. websteri*, *N. oligohalina* and *L. acuta* and *M. guyanensis* were more abundant and correlated with the high percentages of sand and salinity. *S. grubei*, *N. abiuma*, Oligochaeta (one or more species treated in block) and *E. limosum* were more abundant in the intermediate portion of the estuary. Infaunal zonation in the intertidal region was detected in the euhaline and mesohaline sectors. *L. acuta* and *I. pulchella* were significantly more abundant in the inner levels, *N. abiuma* in the average levels and *N. oligohalina* and *U. thayeri* in the bordering levels. This pattern can be attributed to the higher environmental energy levels, once sediment and structural differences in mangrove stands were not detected along the intertidal areas of these sectors.

PREFÁCIO

Os estuários são de interesse internacional não somente por seu significado ecológico mas também por seu valor para a qualidade de vida das populações litorâneas. Embora compreendam uma pequena fração da área total e volume da hidrosfera marinha, estes complexos ambientes costeiros servem como ambiente para um número considerável de organismos aquáticos. São utilizados como áreas de refúgio para várias espécies de água doce, como habitat para várias formas especialmente adaptadas para a sobrevivência em condições estuarinas e como região essencial para a história de vida e desenvolvimento de muitas populações marinhas (Kennish, 1986a).

Mais de 70 % da desembocadura de rios e estuários ao longo das costas tropical e subtropical é coberta por bosques de mangues, cuja extensão mundial é estimada em mais de 181.000 km² (Spalding *et al.*, 1997). Na América do Sul, os manguezais cobrem cerca de 41.000 km², dos quais 10.000 km² crescem ao longo da linha da costa brasileira e 186 km² no litoral do Paraná (Martin, 1992; Kjerfve & Lacerda, 1993; Lacerda *et al.*, 1993). Embora a diversidade de espécies seja considerada baixa quando comparada a outros ecossistemas tropicais como os recifes de corais e as florestas úmidas, a produtividade primária dos manguezais está entre as maiores do mundo (Hutchings & Recher, 1982; Alongi, 1988; Robertson & Alongi, 1992). Ao contrário da produtividade primária, a produção secundária da fauna bêntica destes ambientes são consideradas muito baixas, apesar da escassez de dados confiáveis (Macnae, 1968; Hutchings & Recher, 1982; Sasekumar, 1984).

Os bosques de mangues são sistemas bem estabilizados em baías protegidas e estuários, formados por associações de árvores halofíticas, arbustos, palmas e vegetação rasteira. Situam-se na região entre-marés desde o nível mais alto das marés de sizígia até o nível médio das marés (Chapman, 1975).

A organização espaço-temporal dos manguezais, ou seja, sua estrutura e funcionamento, é própria para cada área, admitindo enorme variabilidade. Os fatores que regulam a formação dos solos, colonização e sucessão ecológica da comunidade vegetal são também condicionadores das comunidades faunais destes ambientes, embora nem sempre os mecanismos operantes sejam bem conhecidos.

Os principais fatores que influenciam a riqueza e distribuição das espécies vegetais e da fauna dos manguezais são os gradientes de salinidade, dos sedimentos e de energia ambiental ao longo das regiões de um estuário. Em menor escala, a zonação das espécies na região entre-marés está condicionada à topografia do terreno e ao tempo de inundação pelas marés (Duke *et al.*, 1998).

A fauna dos manguezais e os microrganismos são responsáveis pela transformação da matéria vegetal em detrito orgânico e pela bioturbação dos sedimentos, provocando a aeração das camadas superficiais e a incorporação de matéria orgânica ao sedimento. Estes organismos são portanto vitais para a regeneração e remobilização de nutrientes que, de outra forma, deixariam de estar disponíveis para os produtores primários (Hutchings, 1987). A fauna dos manguezais serve ainda de alimento para diversas espécies de crustáceos e peixes marinhos e estuarinos de interesse comercial. Diversas espécies, restritas ou mais abundantes em ambientes de manguezal, como ostras e crustáceos, são diretamente exploradas pelo homem, assumindo importância para a pesca artesanal ou para a economia de subsistência.

Atividades da fauna podem ainda afetar ou mesmo condicionar a distribuição das espécies de árvores nos manguezais. Por exemplo, buracos de caranguejos auxiliam no crescimento das plantas através da aeração dos solos reduzindo os níveis de substâncias sulfurosas nocivas (Smith III *et al.*, 1991). Animais podem agir direta ou indiretamente no estabelecimento dos propágulos. Galerias escavadas pelos caranguejos podem servir de refúgios para a fixação dos propágulos em manguezais que apresentam solos com densas camadas fibrosas formadas pelas raízes. Estudos realizados em manguezais do Panamá constataram propágulos de *R. mangle* germinando em tocas de caranguejos que possuíam maior diâmetro do que o do hipocótilo da planta. Da mesma forma, caranguejos e insetos herbívoros podem predação propágulos e folhas influenciando a composição da comunidade arbórea (Duke *et al.*, 1998).

Por causa da restrita mobilidade, populações de macroinvertebrados bênticos têm sido utilizadas como indicadores biológicos de regiões impactadas em águas costeiras e estuarinas e algumas espécies recomendadas como ‘espécies-chave’ para avaliação da qualidade das condições das águas em geral (Kennish, 1986b).

A degradação das áreas de manguezais através da poluição, desmatamento, cultivo de peixes e camarões, aterros e invasões urbanas tem aumentado progressivamente nestes últimos anos (Schaeffer-Novelli, 1989; Kjerfve & Lacerda, 1993; Masteller, 1996).

Muitos destes impactos podem ser atribuídos ao baixo entendimento dos valores ecológicos e econômicos dos manguezais. Para a melhor proteção e estabelecimento de formas sustentáveis de exploração dos manguezais são necessárias mais informações sobre a estrutura e função deste sistema e de como seus compartimentos reagem aos impactos antropogênicos.

A fauna dos manguezais permanece, de uma maneira geral, muito menos conhecida do que as associações vegetais, situação que é particularmente verdadeira

para o litoral brasileiro. Com base nesta constatação, este trabalho procura descrever os padrões de ocorrência e distribuição, ao longo do espaço e do tempo, da macrofauna bêntica de manguezais da costa sudeste do país.

Os manguezais selecionados estão localizados ao longo do eixo leste-oeste da Baía de Paranaguá que apresenta grande interesse regional, pela crescente urbanização que ocorre em suas margens, por abrigar o principal porto exportador de grãos do país e pela existência de um terminal petrolífero em seu interior. Desta forma, um melhor conhecimento dos ecossistemas e dos fatores que regem o estuário é de suma importância para o entendimento do seu funcionamento, como base para programas de manejo ambiental.

Este estudo teve como objetivo geral estudar a distribuição espacial, temporal e a zonação da macrofauna bêntica dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná, Brasil, procurando correlacioná-las com gradientes sedimentológicos e vegetacionais.

O primeiro capítulo aborda a caracterização dos sedimentos dos manguezais locais, procurando discriminar padrões sedimentológicos ao longo do eixo logitudinal (leste-oeste) das baías, como base para uma melhor compreensão da distribuição dos manguezais e das suas comunidades animais. Também compara, com base em análises pretéritas, as características sedimentológicas dos manguezais com os sistemas intermareais adjacentes, como as marismas e os bancos não-vegetados.

O segundo capítulo trata da composição e distribuição espacial da vegetação dos manguezais ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina. Traça uma relação dos parâmetros estruturais dos bosques com as características do sedimento ao longo dos gradientes ambientais longitudinais e analisa a zonação das espécies arbóreas na região entre-marés.

O terceiro capítulo caracteriza a composição e distribuição espacial da infauna bêntica ao longo do estuário e a variabilidade sazonal. Analisa os padrões de zonação da infauna na região entre-marés dos manguezais e relaciona a variabilidade espaço-temporal encontrada na comunidade local com os gradientes ambientais físicos, químicos, sedimentológicos e vegetacionais das Baías de Paranaguá e Antonina.

Referências bibliográficas

Alongi, D.M. 1988. Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. *Microb. Ecol.* 15: 59-79.

- Chapman, V.J. 1975. Mangrove biogeography. Proc. Int. Biological Symp. On the Management of Mangroves. Walsh, G.; Snedaker, S. & Teas, H. L. Eds. University of Florida Press, Gainesville. 150 pp.
- Duke, N.; Ball, M.C. & Ellison, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 7:27-47.
- Hutchings, P.A. 1987. Determinations of faunal populations in mangroves. *Austr. Inst. Mar. Sci.* 265-270.
- Kennish, M.J. 1986a. Ecology of estuaries. Physical and chemical aspects. Vol. 1. CRC Press, Inc. Florida. 254 pp.
- Kennish, M.J. 1986b. Ecology of estuaries. Biological aspects. Vol. 1. CRC Press, Inc. Florida. 391 pp.
- Kjerfve, B. & Lacerda, L.D. 1993. Mangroves of Brazil. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin American and Africa regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin America. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 245-272.
- Lacerda, L. D.; Conde, J.E.; Alarcon, C.; Alvarez-León, R.; Bacon, P.R.; D’Croz, L.; Kjerfve, B.; Polaina, J. & Vannuci, M. 1993. Mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean: a Summary. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin America. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 1-42.
- Martin, F. 1992. Etude de l’ecosysteme mangrove de la Baie de Paranaguá (Paraná, Brésil): Analyse des impacts et propositions de gestion rationnelle. These de Doctorat de L’Université Paris VII. UFR de Biologie. 280 pp.
- Masteller, M. 1996. Destruction of mangrove wetlands – causes and consequences. *Natural Resources and Development* 43/44: 37-57.
- Robertson, A.I. & Alongi, D.M. (Eds.) 1992. Tropical Mangrove Ecosystems. Coastal and estuarine studies. American Geophysical Union, Washington, D.C. 41: 255 pp.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico* 7: 1-16.
- Spalding, M.; Blasco, F. & Field, C.D. (Eds.) 1997. World mangrove atlas. The international Society for mangrove ecosystems, Okinawa, Japan.

Smith-III, T.J.; Boto,K.G.; Frusher, S.D. & Giddins, R.L. 1991. Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.* 33:419-432.

– CAPÍTULO I –

Caracterização e variação sazonal dos sedimentos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná, Brasil

1. Introdução

Muitos fatores podem afetar a produção primária e a distribuição das espécies de plantas e animais em ecossistemas de regiões entre-marés, como manguezais e marismas. As características do substrato são possivelmente os mais importantes condicionadores do crescimento das plantas, que ali encontram suporte e os nutrientes essenciais. Por sua vez, o tipo de solo e seu estado químico podem ser afetados pela topografia, padrões de sedimentação, clima, mudanças do nível do mar e variações das marés (Boto, 1984).

Os sedimentos formam a base dos habitats para muitas plantas e populações de animais bênticos, além de influenciar indiretamente os próprios organismos planctônicos e nectônicos. A morfologia, alimentação e padrões de dominância das espécies bênticas são, por sua vez, são influenciados pelo tipo de substrato.

Estudos sobre os tipos estruturais das comunidades de plantas e animais apontam a composição do substrato e as condições energéticas do estuário como as principais fontes de variações e base para o entendimento ecológico em manguezais e marismas (Thom, 1984; Boto, 1984; Martin, 1992; Orth, 1992; Woodroffe, 1992; Wright *et al.*, 1997).

Segundo Woodroffe (1992), a zonação apresentada por uma floresta, por exemplo, reflete a resposta fisiológica das espécies de árvores aos diferentes gradientes ambientais da região entre-marés. Além disso, a fauna também contribui significativamente para a própria distribuição das espécies de árvores nos manguezais (Smith III *et al.*, 1991; Duke *et al.*, 1998).

Os sedimentos dos manguezais podem ser classificados como continentais, marinhos ou mistos, de acordo com o ambiente de sedimentação, e autóctones ou alóctones, dependendo da sua origem. Sedimentos autóctones estão presentes em áreas que não possuem aporte externo de materiais, sendo formados basicamente de esqueletos calcários e de matéria orgânica produzidos *in situ*. Sedimentos alóctones se originam da intemperização das rochas intrusivas, vulcânicas ou sedimentares ou são uma combinação dos três tipos. Outros componentes também podem estar presentes,

como restos calcários e biogênicos (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Maglioca, 1987; Woodroffe, 1992).

A vegetação também pode modificar as características dos sedimentos. Alguns estudos atribuem as alterações na taxa de sedimentação e na composição química dos sedimentos à presença física da vegetação (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Woodroffe, 1992; Lacerda *et al.*, 1993).

De acordo com Nickerson & Thibodeau (1985), Thibodeau & Nickerson (1986) e Lacerda *et al.* (1993), a rizosfera das plantas de mangue e os solos dos manguezais são dinamicamente influenciados pela atividade fisiológica das raízes, que diferem dependendo da espécie de planta. Por exemplo, um menor potencial redox tem sido consistentemente relatado para solos com predomínio de *Rhizophora* quando comparados com solos de *Avicennia*.

O transporte dos sedimentos aos manguezais pode se dar por meio de carreamento fluvial, pelas ondas, do fundo do estuário, das barras e cordões litorâneos ou pelo vento.

A velocidade das correntes condiciona as características granulométricas, que podem apresentar grande variabilidade dentro de uma mesma região ou ao longo de um estuário. É de se esperar que as partículas mais grossas sejam depositadas em áreas de maior energia e as mais finas em ambientes mais abrigados (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Furukawa & Wolanski, 1996).

Além do papel desempenhado na colonização, estabilização e zonação vegetal, diversos estudos têm demonstrado que os sedimentos, em maior ou menor escala, também condicionam a composição e distribuição da fauna bêntica. As espécies possuem respostas fisiológicas específicas para os gradientes sedimentológicos que resultam na variabilidade espacial e sazonal típicas de áreas de manguezais (McBee & Brehm, 1982; Hutchings & Recher, 1982; Franz & Harris, 1988; Frusher *et al.*, 1994; Lana *et al.*, 1997).

A maioria dos estudos que descreveu o substrato de manguezais limitou-se a analisar suas características e distribuição espacial (Ukpong, 1992; Martin, 1992; Ramanathan, 1997; Wright *et al.*, 1997). Entretanto, variações temporais na composição do sedimento podem ser igualmente responsáveis pela variabilidade, abundância e distribuição das associações biológicas.

A Baía de Paranaguá é um sistema estuarino localizado no sul do Brasil, formado por dois corpos de água, as Baías de Paranaguá propriamente dita e de

Antonina (260 km²) e as Baías das Laranjeiras e de Pinheiros (200 km²). Suas áreas entre-marés são colonizadas por manguezais compostos por *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Conocarpus erecta*, bordejados por marismas monoespecíficas de *Spartina alterniflora*. As espécies vegetais distribuem-se em função dos gradientes ambientais, formando assim variados tipos estruturais de bosques, desde manguezais monoespecíficos de *L. racemosa* com 0,5 m de altura, presentes nos setores de entrada até manguezais multiespecíficos, com cerca de 16 m de altura, nos setores mais internos da baía (Martin, 1992; Lana *et al.*, 2000).

Este trabalho tem o objetivo geral de fornecer uma base de dados sedimentológicos sobre os manguezais regionais, contribuindo para uma melhor tipificação estrutural dos bosques e para uma melhor compreensão da distribuição da macroinfauna bêntica destes ambientes. Para isto, são descritas as características e distribuição espacial dos sedimentos de 24 manguezais ao longo do eixo longitudinal das Baías de Paranaguá e Antonina (PR). Os objetivos específicos do trabalho são:

- a) analisar, de forma sistemática, as diferenças nas características sedimentares entre níveis amostrais localizados nas margens e nas porções mais internas dos bosques de manguezal, durante duas estações do ano (inverno de 1996 e verão de 1997);
- b) analisar a variabilidade dos substratos nas três zonas sedimentares da baía, tal como definidas por Lessa *et al.* (1998), durante duas estações do ano (inverno de 1996 e verão de 1997);
- c) comparar as características sedimentológicas dos manguezais analisados no presente estudo com os bancos não-vegetados e marismas, anteriormente descritos na mesma região por Netto & Lana (1997b).

2. Localização e caracterização da área de estudo

As Baías de Paranaguá propriamente dita e de Antonina localizam-se no litoral do Estado do Paraná (Brasil) e fazem parte do sistema estuarino da Baía de Paranaguá, que se estende a oeste em direção ao complexo de montanhas da Serra do Mar (48° 25' W e 25° 30' S). As baías, que correspondem ao eixo leste-oeste da Baía de Paranaguá, apresentam aproximadamente 40 km de extensão, largura máxima de 7 km e 260 km² de área (Angulo, 1992; Lessa *et al.*, 1998; Lana *et al.*, 2000) (Figura 1).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (C: clima pluvial temperado; f: sempre úmido, com chuva todos os meses do ano; a: temperatura

média do mês mais quente acima de 22°C), com médias anuais de precipitação de 2500 mm e umidade média do ar por volta de 85 %. O período mais chuvoso corresponde aos meses de verão (janeiro a março) e o período mais seco aos meses de inverno (junho a agosto), segundo Bigarella (1978) e Angulo (1992).

O complexo estuarino de Paranaguá recebe drenagem de aproximadamente 70 % da área da bacia hidrográfica litorânea do Estado do Paraná (Bacia Atlântica). Especificamente para as Baías de Paranaguá e Antonina é drenado o aporte de água doce de uma área de 2188 km², equivalente a 54% da área de drenagem do complexo estuarino de Paranaguá. A razão entre a área da bacia de drenagem e a área do corpo estuarino que recebe este aporte é de 0,12 para as Baías de Paranaguá e Antonina, indicando a grande influência da entrada de água doce (Mantovanelli, 1999).

O aporte de água doce para o estuário dá-se principalmente pelas sub-bacias do Rio Cachoeira a montante da cidade de Antonina e pela sub-bacia do Rio Nhundiaquara na região mais central do estuário (Mantovanelli, 1999).

Mantovanelli (1999) observou que a precipitação, evaporação e a vazão dos principais rios da bacia de drenagem das Baías de Paranaguá e Antonina apresentam uma marcada variação sazonal. No verão, a descarga de água doce para as baías de Paranaguá e Antonina é cerca de quatro vezes superior a do inverno, com aportes médios de 182 e 41 m³ s⁻¹, respectivamente. A carga de material particulado em suspensão descarregada pelos rios aumenta no verão, com 355 ton dia⁻¹ em média, reduzindo-se a 88 ton dia⁻¹, no inverno. O Rio Cachoeira constitui o principal aporte de água e carga de material particulado em suspensão para a Baía de Paranaguá, especialmente durante o inverno. Neste período, as vazões dos Rios Cachoeira e Nhundiaquara somam 82% do total e somente o Rio Cachoeira contribui com 88% da carga de material particulado em suspensão. No verão, a contribuição do Rio Cachoeira é incrementada com o aporte de água e material particulado dos Rios Nhundiaquara, Sagrado, Faisqueira e Pinto.

O regime de marés locais é semidiurno, com importantes efeitos não lineares, como ressacas ocasionais associadas a frentes frias e fortes ventos. As amplitudes mínima e máxima das marés locais encontram-se em torno de 0,5 e 2 m respectivamente. A maré apresenta em média um prisma de 1,34 km³ e intrusão de 12,6 km. A velocidade máxima da corrente de vazante é de aproximadamente 0,8 m s⁻¹ e a de enchente 1,0 m s⁻¹ (Knoppers *et al.*, 1987; FUNPAR, 1997; Lana *et al.*, 2000). As amplitudes médias da maré para a quadratura e sizígia correspondem, respectivamente,

a 1,3 e 1,7 m na zona de embocadura e 2,0 e a 2,7 m em Antonina. A defasagem durante a quadratura, com diferença entre a zona de embocadura e meandros é de 1,3 a 1,5 horas, enquanto que na sizígia se reduz para 1,0 a 1,1 horas (Marone & Jamiyanaa, 1997).

O eixo leste-oeste do estuário, que compreende as Baías de Paranaguá e Antonina, tem sido tradicionalmente setorizado, em função do seu marcado gradiente de salinidade (Netto, 1993; Lana *et al.*, 2000). O setor euhalino, de alta energia ambiental, compreende a região da embocadura do estuário. A região mediana do estuário é caracterizada como poli- e mesohalina e a mais interna do estuário, como oligohalina, com salinidades entre 0 e 5.

No contexto geológico-geomorfológico, a planície costeira é constituída por sedimentos inconsolidados do Pleistoceno e Holoceno. Possui origem costeira e continental, associada às encostas. Os sedimentos costeiros são representados tanto por ambientes antigos formados durante períodos em que o mar tinha níveis relativos mais altos que o atual, como por ambientes atuais, tais como praias, planícies de maré, deltas de maré e dunas frontais. Suas origens são variadas, compreendendo sedimentos arenosos dos cordões litorâneos, depósitos fluviais arenosos e siltico-argilosos, sedimentos detrítico-orgânicos de antigas lagoas ou planícies de inundações e sedimentos das planícies de maré (Bigarella *et al.*, 1978; Angulo, 1992; FUNPAR, 1997).

Angulo (1992) dividiu as planícies de maré em sete subunidades morfológicas, definidas como manguezais, marismas, bancos arenosos e areno-argilosos, manguezais com *Acrostichum* e *Hibiscus*, zona de *Cladium*, pântanos de maré e brejos de maré, cada uma correspondendo a um ecossistema diferente.

Em sua análise dos sedimentos da Baía de Paranaguá, Martin *et al.* (1988) diferenciaram sedimentos pouco selecionados de origem continental dos sedimentos bem selecionados de origem marinha. A porção mais interna, que corresponde à Baía de Antonina, apresenta domínio continental que favorece o maior desenvolvimento dos manguezais. Por outro lado, as porções mediana e de embocadura estão sob domínio marinho.

Aspectos sedimentológicos da Baía de Paranaguá foram descritos por Bigarella *et al.* (1970), resultando na elaboração dos mapas da distribuição areal e de seus parâmetros descritivos.

Mais recentemente, Martin (1992) analisou amostras de sedimentos dos manguezais da Baía de Paranaguá e reconheceu três grandes setores sedimentares: a) sedimentos com diâmetros médios por volta de 100 μ , localizados na entrada do estuário; b) sedimentos com diâmetros médios entre 20 a 60 μ , localizados nas porções medianas do estuário, e c) sedimentos com diâmetros médios menores que 2 μ , nas áreas do fundo do estuário.

Lessa *et al.* (1998), com base em amostras de fundo, tomadas ao longo dos canais de navegação, setorizaram a baía em três zonas morfo-sedimentares distintas. A primeira zona, denominada de embocadura do estuário, compreende desde a entrada da baía até a cidade de Paranaguá, sendo caracterizada por areia fina bem selecionada, com aumento do teor de finos do mar para a terra. A segunda, zona de afunilamento, foi caracterizada pela presença de sedimentos lodosos (< 50 % de areia). A zona mais interna do estuário foi denominada de zona de meandros com sedimentos compostos por silte médio ou fino, pobremente selecionados (< 40 % de finos).

3. Materiais e Métodos

3.1. Delineamento amostral

A análise dos sedimentos da baía levou em consideração os seguintes gradientes: 1) longitudinal, ao longo do eixo-leste oeste das Baías de Paranaguá e Antonina), para evidenciar eventuais setorizações ou ambientes de sedimentação; 2) o gradiente transversal, dentro de cada manguezal, para evidenciar eventuais padrões de zonação, 3) sazonal, para evidenciar eventuais variações entre estações do ano, com marcadas diferenças no aporte de água doce e sedimentos finos.

Para a caracterização longitudinal foram selecionados 24 pontos no eixo principal das baías ao longo de um gradiente espacial, desde a cabeceira até a desembocadura da baía (Figura 1). Para fins descritivos, a baía foi subdividida em zonas relacionadas aos três setores propostos por Lessa *et al.* (1998). Esta subdivisão foi utilizada por definir seções da baía com distintas condições de sedimentação, embora as zonas estabelecidas não constituam limites geográficos precisos para os manguezais estudados. A zona da entrada do estuário, denominada zona de embocadura, abrange desde a Ilha do Mel até as proximidades da cidade de Paranaguá. Nela foram demarcados os pontos de 1 a 6 (no setor caracterizado como euhalino de alta energia) e os pontos de 7 a 11 (no setor polihalino). A zona central da baía, ou zona de

afunilamento, está delimitada pelas cidades de Paranaguá e de Antonina, sendo classificada como setor mesohalino da baía e abrangendo os pontos de 12 a 18. A terceira zona, ou de meandros, compreende a cabeceira do estuário, caracterizada como setor oligohalino e englobando os pontos de 19 a 24.

As coletas foram realizadas em dois períodos amostrais, um na estação mais seca (inverno de 1996) e outro na estação mais chuvosa (verão de 1997), na tentativa de avaliar possíveis alterações sazonais.

Para analisar eventuais padrões de zonação, a partir de um transecto perpendicular à linha d'água, foram demarcados em cada manguezal de 1 a 3 níveis amostrais, em função da largura e dos distintos aspectos estruturais dos bosques (Figura 2). O nível 1 foi posicionado sistematicamente na porção marginal do bosque, ou seja, no início da área de cobertura arbórea. O nível 2 ou mediano foi posicionado na porção mediana estruturalmente distinta da marginal, geralmente a 50 m do nível 1. O nível 3 ou interno foi localizado a 100, 150 ou 200 m do nível 1, dependendo da estrutura e extensão do bosque. Com isto, procurou-se definir áreas representativas de um eventual gradiente de sedimentação dentro das áreas vegetadas por árvores dos manguezais.

Em cada nível, uma amostra de sedimento foi coletada aleatoriamente com um amostrador cilíndrico de 10 cm de diâmetro, enterrado a uma profundidade de 10 cm. Também foi registrada a salinidade da água de percolação com um refratômetro.

As análises granulométricas foram realizadas pelos métodos de pipetagem e peneiramento (Suguio, 1973). Nas amostras com elevado teor de finos, utilizou-se a queima prévia de matéria orgânica com água oxigenada (Carver, 1977). O teor de umidade foi medido através da diferença de peso após a secagem de parte da amostra por 24 horas a 70 °C. Subamostras secas foram queimadas a 550 °C por 60 minutos para a determinação de matéria orgânica e a 1000 °C por 60 minutos para determinação de carbonatos (Dean, 1974).

Com a finalidade de uma melhor caracterização dos ambientes de sedimentação das regiões entre-marés da Baía de Paranaguá, as características físicas e químicas dos sedimentos de manguezais e dos ecossistemas de marismas e bancos não-vegetados da região entre-marés, foram comparadas entre os resultados de inverno obtidos no presente estudo, com os padrões descritos por Netto & Lana (1997b) para o inverno de 1991.

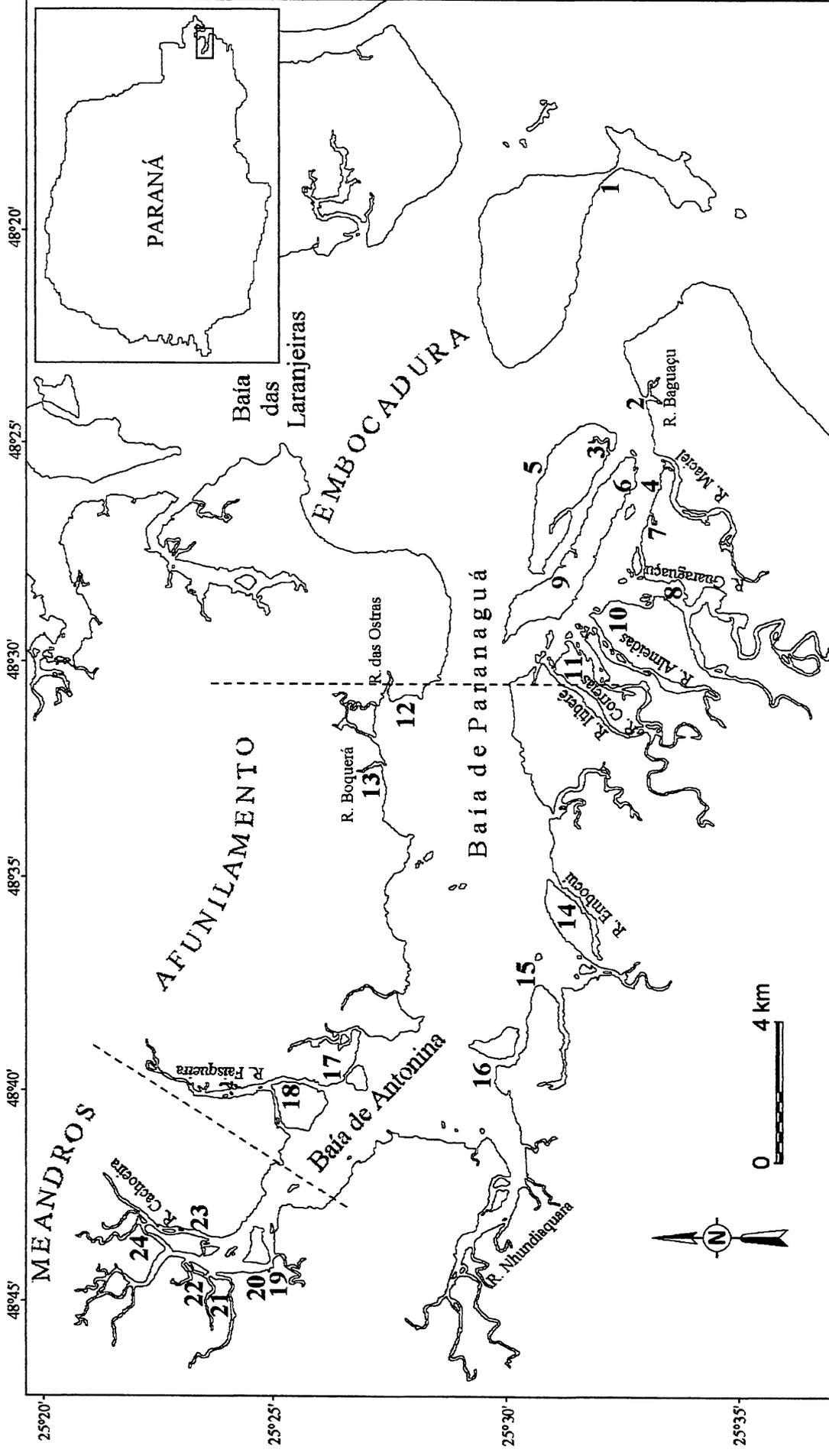


Figura 1. Mapa das Baías de Paranaguá e Antonina com os 24 pontos amostrais englobando as três zonas sedimentares. Os pontos de 1 a 11 correspondem à Zona de Embocadura, de 12 a 18 à Zona de Afunilamento e de 19 a 24 à Zona de Meandros.

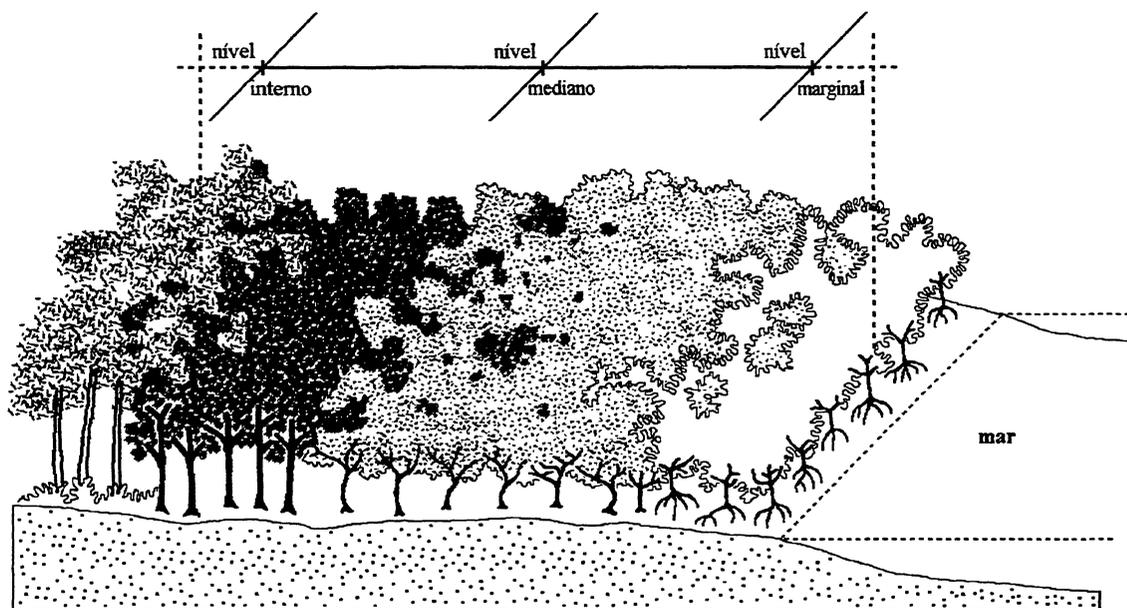


Figura 2. Desenho esquemático, exemplificando um perfil com os três níveis amostrais.

4. Tratamento dos Dados

A composição e os parâmetros estatísticos do sedimento foram obtidos pelo método da Medida dos Momentos (Tanner, 1995) e utilizados para a apresentação dos resultados da caracterização longitudinal, da zonação e para a variação sazonal.

Todos os procedimentos estatísticos foram realizados com base nos dados não transformados.

4.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos

Para caracterizar os sedimentos dos manguezais e visualizar o padrão de distribuição ao longo do eixo longitudinal das baías, foram utilizados apenas os resultados obtidos no inverno no primeiro nível (marginal) de cada bosque, totalizando os 24 pontos. Este procedimento foi adotado como forma de padronização, visto que todos os níveis marginais sofrem influência direta do corpo d'água estuarino.

Para efeito descritivo e de comparação dos sedimentos nos setores ao longo das baías, os 24 pontos foram reunidos em três blocos amostrais que correspondem às três zonas sedimentares como mostra a tabela 1. O primeiro bloco foi composto pelos primeiros níveis (unidades amostrais) referentes aos pontos 1 a 11 localizados na zona de embocadura, o segundo pelos níveis dos pontos 12 a 18 na zona de afunilamento e o terceiro, pelos níveis dos pontos 19 a 24 na zona de meandros.

O cálculo da razão entre as percentagens de areia e de silte mais argila, foi utilizado como expressão dos níveis de energia nas distintas zonas sedimentares (Bigarella *et al.*, 1978).

Diferenças na composição textural e entre os parâmetros estatísticos de Folk e Ward (diâmetro médio, assimetria, seleção e curtose) do sedimento nas três zonas foram testadas através de análises de variância unifatoriais. Diferenças significativas entre as médias foram avaliadas pelo teste de comparação múltipla de menor diferença significativa (LSD) ao nível de 0,05 %.

4.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais

Com o intuito de detectar diferenças significativas na composição e nos parâmetros estatísticos dos sedimentos em distintos níveis dos manguezais, foram utilizados os dados obtidos no inverno, nas três zonas sedimentares, nos três níveis amostrais.

As diferenças entre os três níveis amostrais foram testadas através de análises de variâncias bifatoriais. As zonas sedimentares e os níveis amostrais foram considerados como os fatores fixos. Constatadas diferenças significativas, foi aplicado o teste da comparação múltipla de menor diferença significativa (LSD) a nível de 0,05 %.

4.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais

Com o objetivo de constatar diferenças significativas nas características dos sedimentos dos manguezais, foram comparados os resultados entre o inverno de 1996 e o verão de 1997.

Foram aplicadas análises de variâncias trifatoriais, sendo considerados como fatores fixos as zonas sedimentares, os níveis amostrais e as estações do ano (inverno e verão).

4.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não vegetados

Os resultados de inverno do presente estudo foram comparados com os resultados obtidos as marismas e bancos não-vegetados adjacentes em um estudo anterior (Netto & Lana, 1997b). O método de Folk e Ward (1957), também utilizado por estes autores para a obtenção dos parâmetros estatísticos dos sedimentos, foi empregado para os sedimentos de manguezais.

Análises de variâncias bifatoriais foram utilizadas para avaliar a significância das diferenças entre os sedimentos de manguezais, marismas e bancos não-vegetados nas três zonas sedimentares. Foram considerados apenas os pontos igualmente amostrados por Netto & Lana (1997b).

5. Resultados

5.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos

Os valores percentuais dos parâmetros sedimentológicos, teores de matéria orgânica, umidade e carbonato e salinidade nas três zonas sedimentares durante o período do inverno são apresentados na Tabela 1 e nas Figuras 3 e 4.

Com exceção do teor de carbonato, puderam ser evidenciados nítidos gradientes ambientais ao longo das baías para todos os parâmetros analisados (Figuras 3 e 4). Os valores percentuais de silte, argila, teores de matéria orgânica e umidade foram crescentes estuário adentro (Tabela 1; Figura 3 B, C, E e F).

Os sedimentos da zona de embocadura, caracterizados como areia fina a muito fina, apresentaram altas percentagens de areia, variando de 97,46 % a 75,98 %, como consequência dos maiores níveis de energia ambiental deste setor quando comparados aos demais, que apresentaram porcentagens significativamente menores (Tabela 1; Figura 3A).

Já na zona de afunilamento foram observados os teores mais baixos de areia, sendo constatados diferentes tipos de sedimentos, como reflexo da heterogeneidade sedimentar associada à hidrodinâmica local. Nos pontos 12, 13, e 16 e 18, as percentagens de areia variaram de 63,51 a 95,43 %, caracterizando os sedimentos como areia fina e muito fina. Os altos valores percentuais de areia nestes pontos devem-se à entrada de sedimento pelos rios, já que localizam-se próximos das desembocaduras. Nos demais pontos desta zona, os sedimentos foram caracterizados como silte grosso e médio, em porções de baixa energia propícias para a sedimentação de partículas finas (Tabela 1; Figuras 3A e B e 4 A).

A zona de meandros, com altos valores percentuais de silte, variando de 54,73 a 81,20 %, é caracterizada como de baixa energia ambiental (Tabela 1; Figuras 3 B e C e 4 A).

Tabela 1. Valores dos parâmetros estatísticos dos sedimentos, teores de carbonato, umidade, matéria orgânica e salinidade das parcelas marginais (níveis 1) nos 24 manguezais amostrados nas Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná no inverno de 1996. P, Pontos; Carb., Teor de carbonato; T.U., Teor de umidade; M.O., Teor de matéria orgânica; Assim., Assimetria; Salin., Salinidade.

P	Zonas	Sector	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Energia	Diam. médio (phi)	Classificação	Seleção	Classificação	Curtose	Classificação	Assim.	Classificação	Carb. (%)	T.U. (%)	M.O. (%)	Salin.		
1	Zona de Embocadura	Euhialmo	92,39	5,08	2,54	12,13	2,80	Areia muito fina	1,24	Pobrem. selec.	13,62	Muito leptocúrtica	3,15	Aprox. simétrica	0,32	31,3	5,18	29,0		
2			88,47	8,02	3,51	7,67	2,53	Areia fina	1,45	Muito pobrem. selec.	10,11	Muito leptocúrtica	2,61	Aprox. simétrica	0,42	42,4	3,00	28,0		
3			95,35	3,10	1,55	20,50	3,27	Areia muito fina	0,91	Moderadam. selec.	1,04	Moderadam. selec.	22,39	Extrem. leptocúrtica	3,43	Muito positiva	0,60	29,8	6,58	29,0
4			93,32	5,14	1,54	13,97	3,08	Areia muito fina	1,04	Moderadam. selec.	1,17	Moderadam. selec.	16,18	Extrem. leptocúrtica	3,48	Muito Negativa	0,76	47,0	10,60	30,0
5			97,46	1,01	1,52	38,43	2,62	Areia fina	1,17	Pobrem. selec.	1,26	Pobrem. selec.	13,14	Muito leptocúrtica	2,11	Muito Negativa	0,33	19,9	2,42	28,0
6			89,28	6,13	4,60	8,33	3,44	Areia muito fina	1,46	Pobrem. selec.	1,46	Muito pobrem. selec.	7,26	Muito leptocúrtica	2,82	Muito Negativa	0,77	49,6	8,68	30,0
7		Polihialmo	81,84	13,49	4,67	4,51	3,41	Areia muito fina	1,65	Muito pobrem. selec.	4,91	Leptocúrtica	2,03	Positiva	0,68	35,7	6,40	32,0		
8			75,98	17,37	6,64	3,16	3,87	Areia muito fina	1,65	Muito pobrem. selec.	6,58	Leptocúrtica	1,65	Positiva	0,68	44,4	10,57	27,5		
9			80,94	12,36	6,70	4,25	3,70	Areia muito fina	1,52	Muito pobrem. selec.	14,07	Muito leptocúrtica	2,10	Positiva	0,86	59,1	8,95	30,0		
10			92,24	4,14	3,62	11,88	3,21	Areia muito fina	1,19	Pobrem. selec.	12,31	Muito leptocúrtica	3,22	Positiva	0,73	51,5	6,80	29,0		
11			92,24	3,11	4,66	11,88	3,13	Areia muito fina	1,30	Pobrem. selec.	8,07	Muito leptocúrtica	2,82	Positiva	0,84	52,7	10,17	29,0		
12	Zona de Afunilamento	Mesohialmo	95,43	2,03	2,54	20,90	1,88	Areia fina	1,61	Muito pobrem. selec.	8,63	Leptocúrtica	1,35	Positiva	0,32	37,5	2,40	20,0		
13			91,42	4,04	4,54	10,65	3,03	Areia muito fina	1,50	Muito pobrem. selec.	2,40	Leptocúrtica	2,01	Positiva	0,30	56,7	5,18	15,0		
14			36,93	46,15	16,92	0,59	5,30	Silte grosso	2,14	Extrem. mal selec.	2,27	Extrem. mal selec.	2,56	Platicúrtica	0,21	1,23	72,6	22,95	28,0	
15			62,30	20,66	17,04	1,65	4,70	Silte grosso	2,27	Extrem. mal selec.	2,47	Extrem. mal selec.	2,78	Mesocúrtica	0,66	0,85	61,1	15,76	24,0	
16		63,51	23,64	12,85	1,74	3,22	Areia muito fina	2,47	Extrem. mal selec.	1,84	Muito pobrem. selec.	6,22	Mesocúrtica	0,86	0,58	33,6	10,77	22,0		
17		7,91	80,52	11,58	0,09	5,64	Silte médio	1,84	Muito pobrem. selec.	2,47	Extrem. mal selec.	3,03	Muito leptocúrtica	-1,22	1,35	71,2	25,34	20,0		
18		74,08	18,46	7,69	2,83	2,67	Areia fina	2,47	Extrem. mal selec.	1,89	Extrem. mal selec.	4,68	Mesocúrtica	0,89	0,34	36,8	3,38	18,5		
19		Zona de Meandros	Olígohialmo	11,22	73,23	15,55	0,13	5,54	Silte médio	1,96	Muito pobrem. selec.	4,69	Leptocúrtica	-0,69	Muito Negativa	1,21	70,0	26,14	9,0	
20	14,95			76,40	8,66	0,18	5,11	Silte grosso	1,74	Muito pobrem. selec.	5,52	Leptocúrtica	-0,97	Muito Negativa	1,33	74,4	31,73	5,0		
21	10,18			81,20	8,63	0,11	5,16	Silte médio	1,79	Muito pobrem. selec.	2,23	Extrem. mal selec.	2,65	Leptocúrtica	-1,02	0,68	72,7	28,20	3,0	
22	10,70			78,70	10,60	0,12	5,13	Silte médio	2,23	Muito pobrem. selec.	1,85	Muito pobrem. selec.	5,37	Leptocúrtica	-0,78	0,63	71,0	40,07	4,0	
23	22,04			54,73	23,23	0,28	5,83	Silte médio	1,85	Extrem. mal selec.	1,85	Muito pobrem. selec.	5,37	Mesocúrtica	-0,46	0,58	60,2	18,19	2,0	
24	15,90			76,45	7,65	0,19	5,11	Silte médio	1,85	Muito pobrem. selec.	1,85	Muito pobrem. selec.	5,37	Leptocúrtica	-1,04	0,85	58,6	22,00	8,0	

As percentagens de argila não ultrapassaram 25 % em nenhum dos pontos, sendo inferiores a 10 % na maioria deles. Nos pontos da zona de embocadura, o maior valor registrado foi de 6,70 %; nas zonas de afunilamento e meandros, os pontos 12, 13 e 18, 20, 21 e 24 apresentaram valores inferiores a 10 %. A argila deposita-se em locais protegidos e/ou de pouca profundidade, onde também ocorre um acréscimo dos teores de matéria orgânica, descrita a seguir (Tabela 1; Figura 3 C).

Os maiores níveis de energia ambiental, expressos pela razão entre as porcentagens de areia e de silte mais argila foram registrados nos pontos localizados na zona de embocadura, na entrada do estuário, seguidos pela zona de afunilamento e de meandros, como sinal das distintas dinâmicas deposicionais.

Na zona de embocadura, os pontos 7 e 8, localizados às margens da gamboa dos Papagaios e próximo a um baixio no Rio Guaraguaçu, e o ponto 9, localizado em um baixio da Ilha Rasa da Cotinga, apresentaram níveis de energia inferiores aos pontos localizados frontalmente ao estuário ou na desembocadura dos rios. Na zona de afunilamento, apenas os pontos 12 e 13 apresentaram níveis de energia acima de 10 (Tabela 1).

A classificação textural dos sedimentos evidenciou um predomínio de areias fina e muito fina na zona de embocadura. Na zona de afunilamento ocorreu uma grande variabilidade dos diâmetros médios, com os substratos sendo compostos por areias média, fina e muito fina, silte grosso e médio. A zona de meandros apresentou a composição mais homogênea, com a maioria dos pontos classificados como silte médio (Tabela 1; Figura 4 A).

O grau de seleção dos sedimentos da zona de embocadura variou de 0,91 a 1,65. Estes valores encontram-se na escala qualitativa da Medida dos Momentos (Tanner, 1995) como moderadamente selecionados, pobremente selecionados e muito pobremente selecionados. Na zona de afunilamento, o grau de seleção variou de 1,50 a 2,47, caracterizando os sedimentos locais como muito pobremente selecionado a extremamente mal selecionado. A maioria dos sedimentos da zona de meandros foram classificados como muito pobremente selecionados (Tabela 1; Figura 4 B).

A curtose é o parâmetro que mede o grau de agudez dos picos das curvas de distribuição de frequência. Em conjunto com a assimetria e seleção dos grãos, retrata a energia ambiental e está relacionada à intensidade da ação seletiva do agente geológico (Suguio, 1973). Os resultados da curtose mostram que na zona de embocadura a distribuição granulométrica dos sedimentos se apresenta como curvas de frequências

muito leptocúrticas e extremamente leptocúrticas. Isto indica que ocorre grande movimentação de fundo na zona de embocadura. Na zona de afunilamento, ocorre maior diversificação dos valores da curtose mostrando que nesta zona há áreas de menor movimentação, com classificação plati- e mesocúrticas como também áreas de maior movimentação, muito leptocúrticas. A zona de meandros foi caracterizada por curvas leptocúrticas (Tabela 1; Figura 4 C).

Na zona de embocadura sedimentos com assimetria positiva, com valores entre 1,65 e 3,22. Este padrão diferiu da zona de afunilamento, com diferentes graus de assimetria e da zona de meandros, com assimetria muito negativa (variação de -0,46 a -1,02) (Tabela 1; Figura 4 D).

O teor de carbonato biodetrítico foi baixo nas três zonas sedimentares, variando de 0,30 a 1,33 %, com os maiores valores registrados nas zonas de afunilamento e meandros (Tabela 1; Figura 3D).

Os teores de umidade e de matéria orgânica foram crescentes desde a zona de embocadura até a zona de meandros. O teor de umidade variou de 19,90 % a 74,40 % e o teor de matéria orgânica de 2,42 % a 40,07 %. Os menores valores foram registrados na zona de embocadura e os menores na zona de meandros, respectivamente (Tabela 1; Figuras 3 E e F). Os maiores valores registrados na zona de meandros estão associados com o alto teor de finos desta região, o que propicia maior retenção de água e conseqüentemente de material em decomposição.

A salinidade variou de 27,5 a 30,0 na zona de embocadura; de 15,0 a 20,0 na zona de afunilamento; e de 2,0 a 8,0 na zona de meandros (Tabela 1; Figura 4 E).

As análises de variâncias unifatoriais detectaram diferenças significativas em todos os parâmetros sedimentares analisados, com exceção do teor de carbonato. Os valores percentuais de areia, assimetria, curtose e salinidade foram maiores na zona de embocadura e menores estuário adentro. Já as percentagens de silte, dos teores de matéria orgânica e umidade e o diâmetro médio apresentaram maiores valores na zona de meandros, diminuindo em direção da zona de embocadura. Os valores percentuais de argila e grau de seleção foram semelhantes nas zonas de afunilamento e meandros. No entanto, foram maiores que os da zona de embocadura (Tabela 2).

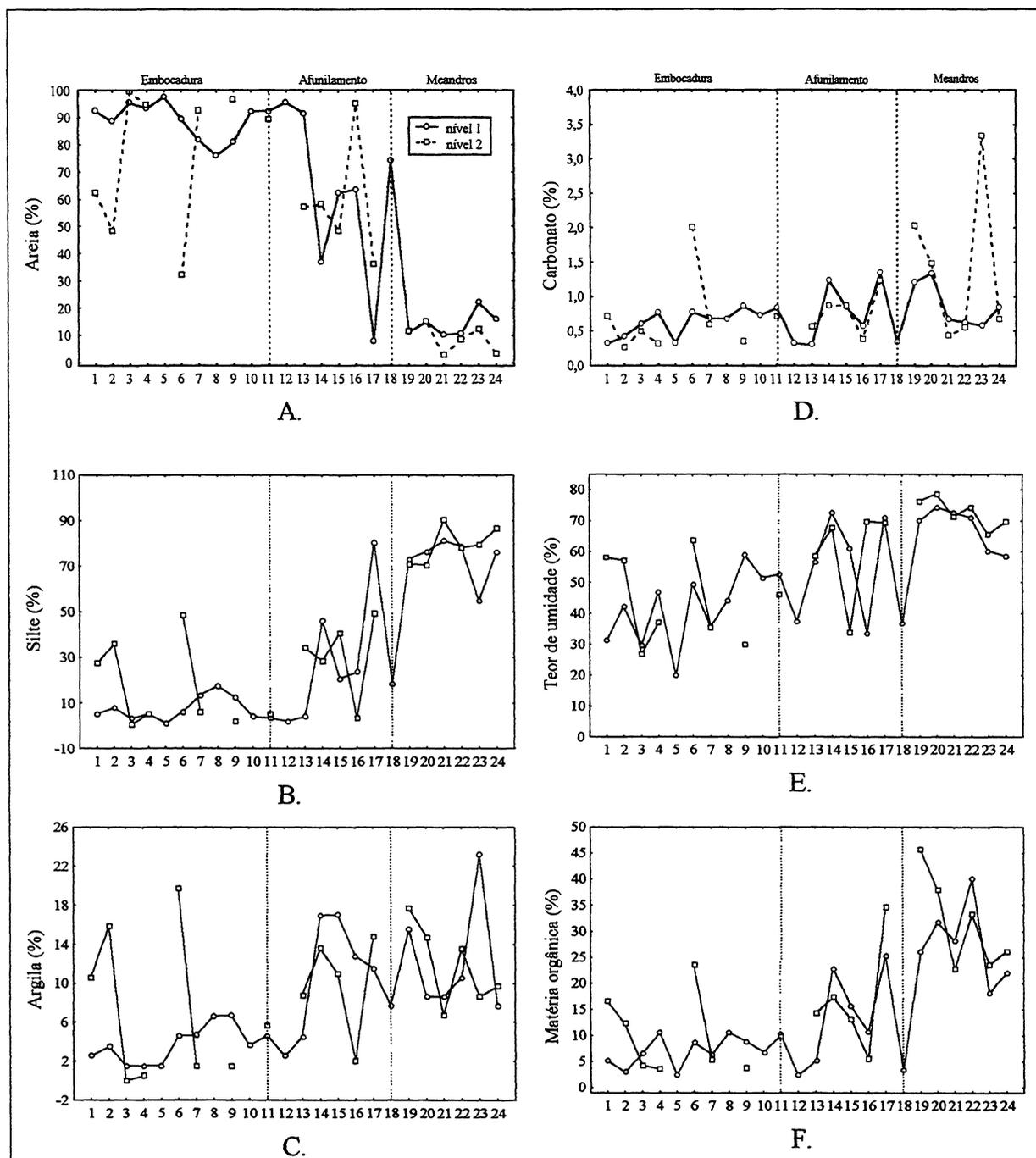


Figura 3. Variação espacial dos valores médios de parâmetros físicos e químicos do sedimento de manguezais nos 24 pontos amostrais nos 1. níveis marginais (—) e nos 2. níveis internos (---). A. Areia; B. Silte; C. Argila; D. Carbonato; E. Teor de umidade e F. Matéria orgânica. Os pontos de 1 a 11 correspondem a zona de Embocadura; de 12 a 18 a zona de Afunilamento e de 19 a 24 a zona de Meandros.

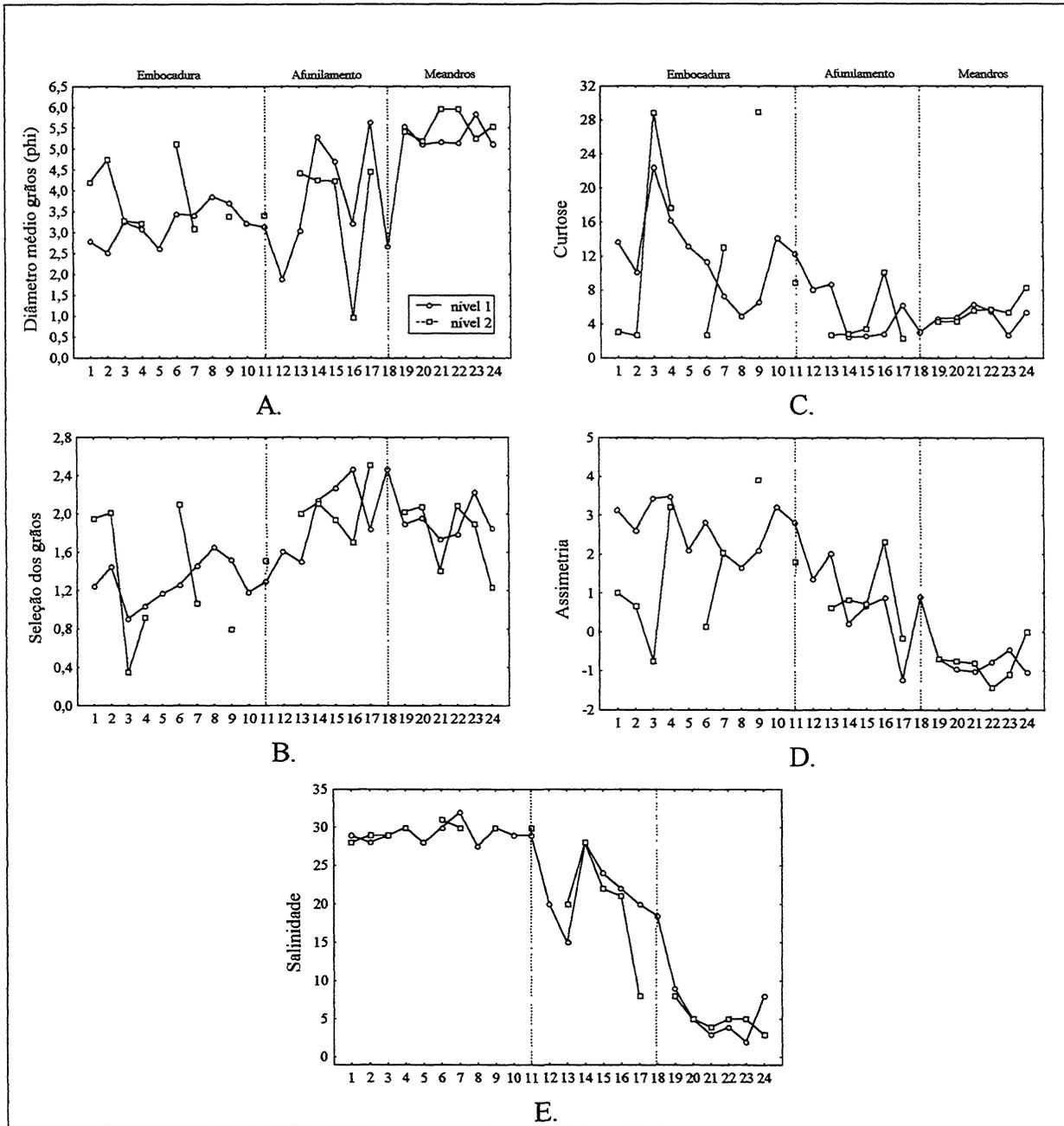


Figura 4. Variação espacial dos valores médios dos parâmetros físicos e químicos do sedimento de manguezais nos 24 pontos amostrais nos níveis marginais (—) e intermediários (---). A. Diâmetro médio dos grãos; B. Grau de seleção dos grãos; C. Curtose; D. Assimetria. e E. Salinidade. Os pontos de 1 a 11 correspondem a zona de Embocadura; de 12 a 18 a zona de Afunilamento e de 19 a 24 a zona de Meandros.

Tabela 2. Resultados das análises de variância unifatoriais entre as três zonas sedimentares da Baía de Paranaguá (1, Embocadura; 2, Funil; 3, Meandros) avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros físicos e químicos do sedimento e salinidade da água de percolação. ns: diferenças não significativas; s: diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD; * 0,01 < p < 0,001; **p < 0,001.

	Zonas
Areia (%)	s** 1>2>3
Silte (%)	s** 3>2>1
Argila (%)	s* 2=3>1
Diâmetro dos grãos (phi)	s** 3>1=2
Seleção	s** 2=3>1
Assimetria	s** 1>2>3
Curtose	s** 1>2=3
Matéria Orgânica (%)	s** 3>2=1
Carbonato (%)	ns
Teor de Umidade (%)	s* 3>2=1
Salinidade	s** 1>2>3

5.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais

As médias e desvios padrão dos parâmetros físicos e químicos dos sedimentos nas três zonas sedimentares nos três níveis amostrais durante o inverno são apresentados na tabela 3. Os resultados das análises de variância bifatoriais entre as três zonas sedimentares e os três níveis amostrais são sumariados na tabela 4.

Com exceção do teor de carbonato, todos os parâmetros analisados variaram significativamente ao longo das três zonas sedimentares (Tabela 4). Os padrões de distribuição dos sedimentos, nos três níveis amostrais, coincidem com os resultados descritos na seção anterior para a caracterização dos sedimentos (Figuras 3 e 4).

Não foram detectadas diferenças significativas entre os níveis amostrais e na interação entre zonas sedimentares e níveis amostrais para qualquer um dos parâmetros analisados (Tabela 4).

5.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais

As médias e desvios padrão por estação do ano nas três zonas sedimentares são apresentadas na tabela 3.

Todos os parâmetros ambientais variaram significativamente ao longo das três zonas sedimentares, como descrito no item de caracterização dos sedimentos (Tabela 5).

Nenhuma diferença significativa foi verificada entre as médias dos níveis amostrais em todos os parâmetros analisados (Tabela 5).

Apenas as percentagens de silte, a assimetria, a curtose e para os teores de matéria orgânica e umidade não apresentaram diferenças significativas entre estações do ano. Percentagens de areia, grau de seleção e salinidade foram maiores durante o inverno e as percentagens de argila e os valores de diâmetro médio dos grãos foram maiores no verão (Tabela 5).

Quando analisadas as interações entre dois ou entre os três fatores, somente foram encontradas diferenças significativas na interação das zonas sedimentares com as estações. Estas interações indicam que as percentagens de areia e argila, no diâmetro médio, na assimetria e na salinidade dos sedimentos dependem do período amostrado. As zonas de afunilamento e meandros foram as que apresentaram maior influência sazonal, constatada pelas diferenças significativas entre os parâmetros sedimentológicos (Tabela 5).

5.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não vegetados

A tabela 6 mostra os resultados das análises de variância na qual foram testadas as diferenças entre as médias dos parâmetros sedimentológicos e da salinidade nos bancos não-vegetados, nas marismas e nos manguezais nas três zonas sedimentares.

Os resultados foram semelhantes aos padrões descritos na caracterização dos sedimentos de manguezais (Tabela 6).

Diferenças significativas entre os sistemas entremarés foram detectadas para as percentagens de argila, teores de matéria orgânica e umidade que obtiveram maiores médias nos manguezais. Já a assimetria e salinidade apresentaram um padrão inverso, com médias maiores nas marismas e bancos não-vegetados (Tabela 6).

Na interação entre os dois fatores somente foram verificadas diferenças significativas entre as médias da percentagem de silte e da salinidade. Marismas e bancos não-vegetados da zona de meandros apresentaram médias maiores que as dos manguezais desta mesma zona e dos demais ambientes nas três zonas sedimentares, que por sua vez não apresentaram diferenças significativas entre si. A salinidade variou significativamente entre as três zonas sedimentares e nos sistemas intermareais, com os manguezais apresentando os menores valores (Tabela 6).

Tabela 3. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros físicos e químicos dos sedimentos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares (1. Embocadura; 2. Afunilamento; 3. Meandros) nos três níveis amostrais (Nível 1: marginal; Nível 2: mediano; Nível 3: interno) durante o inverno (i) de 1996 e verão (v) de 1997.

	Embocadura						Afunilamento						Meandros					
	Nível 1		Nível 2		Nível 3		Nível 1		Nível 2		Nível 3		Nível 1		Nível 2		Nível 3	
	i	v	i	v	i	v	i	v	i	v	i	v	i	v	i	v	i	v
Areia (%)	89,05 (6,70)	87,24 (14,16)	76,76 (25,78)	86,38 (16,46)	75,99 (1,65)	86,52 (31,89)	61,66 (30,78)	33,64 (26,67)	58,89 (22,00)	35,71 (35,17)	69,77 -	58,13 -	14,2 (4,52)	4,60 (2,34)	8,84 (4,92)	6,04 (3,78)	5,07 (17,90)	23,36 (0,41)
Silte (%)	7,18 (5,11)	9,02 (11,99)	16,31 (18,29)	9,77 (15,06)	19,65 (1,08)	8,86 (28,74)	27,93 (27,39)	48,90 (26,94)	31,06 (17,47)	46,36 (25,51)	20,24 -	28,25 -	73,5 (9,55)	77,35 (9,71)	79,31 (8,18)	77,04 (5,79)	77,41 (20,90)	63,92 (4,53)
Argila (%)	3,78 (1,89)	3,25 (2,70)	6,92 (7,61)	3,22 (2,25)	3,56 (1,84)	4,62 (3,52)	10,45 (5,74)	15,67 (7,86)	10,05 (5,06)	17,10 (9,92)	9,62 -	13,62 -	12,4 (6,02)	17,87 (10,11)	11,85 (4,17)	16,47 (7,67)	17,45 (3,01)	12,72 (4,01)
Matéria orgânica (%)	7,21 (2,88)	7,39 (5,45)	9,93 (7,24)	8,58 (3,62)	13,77 (2,50)	14,26 (2,57)	12,25 (9,36)	17,38 (6,69)	17,01 (10,74)	24,82 (12,99)	11,77 -	17,36 -	27,7 (7,68)	28,72 (5,80)	31,62 (9,12)	31,85 (7,10)	40,89 (3,87)	37,33 (12,01)
Carbonato (%)	0,63 (0,20)	0,51 (0,22)	0,68 (0,56)	0,48 (0,22)	6,26 (2,49)	9,83 (2,20)	0,71 (0,44)	0,58 (0,26)	0,78 (0,33)	0,82 (0,78)	5,79 -	8,62 -	0,90 (0,32)	0,60 (0,46)	1,42 (1,13)	0,73 (0,51)	15,65 (4,27)	9,29 (16,65)
Teor de umidade (%)	42,13 (11,73)	35,37 (12,28)	44,40 (14,02)	40,74 (12,81)	54,63 (3,46)	55,43 (5,84)	52,79 (16,70)	60,49 (14,49)	59,96 (15,17)	65,41 (14,30)	65,34 -	67,80 -	67,8 (6,71)	72,09 (4,55)	72,73 (4,77)	74,88 (3,09)	77,07 (1,13)	70,20 (1,46)
Diâmetro médio (phi)	3,38 (0,40)	3,34 (0,69)	3,81 (0,77)	3,42 (0,28)	3,69 (0,17)	3,51 (0,78)	3,75 (1,25)	4,92 (1,34)	3,66 (1,51)	4,82 (1,46)	3,91 -	4,24 -	5,2 (0,27)	5,96 (0,52)	5,55 (0,34)	5,75 (0,34)	5,86 (0,48)	4,78 (0,07)
Grau de seleção	1,29 (0,22)	1,13 (0,44)	1,34 (0,65)	1,10 (0,39)	1,11 (0,15)	1,42 (0,43)	2,04 (0,40)	1,84 (0,38)	2,06 (0,30)	1,81 (0,43)	1,85 -	2,11 -	1,9 (0,17)	1,43 (0,21)	1,79 (0,37)	1,60 (0,17)	1,50 (0,51)	2,15 (0,13)
Assimetria	2,67 (0,63)	3,34 (1,60)	1,50 (1,56)	2,53 (1,84)	3,13 (0,30)	2,29 (1,99)	0,68 (1,01)	0,29 (0,43)	0,86 (0,90)	0,09 (0,58)	1,46 -	0,82 -	-0,80 (0,23)	-0,24 (0,29)	-0,80 (0,48)	-0,36 (0,50)	-0,14 (0,44)	-0,47 (0,09)
Curtose	11,99 (4,90)	21,51 (19,47)	13,22 (11,06)	13,57 (7,63)	18,44 (1,81)	8,86 (13,09)	4,81 (2,75)	3,42 (1,87)	4,27 (3,29)	4,30 (2,44)	4,00 -	2,79 -	4,9 (1,26)	5,42 (1,57)	5,59 (1,48)	4,78 (1,18)	5,27 (2,23)	3,95 (0,70)
Salinidade	29,23 (1,25)	27,23 (1,66)	29,63 (0,92)	27,81 (2,00)	29,33 (0,00)	30,00 (2,08)	21,07 (4,15)	16,00 (5,77)	19,80 (7,29)	10,60 (7,83)	11,00 -	28,00 -	5,2 (2,79)	1,50 (1,64)	5,00 (1,67)	1,00 (1,55)	5,50 (2,83)	6,00 (7,78)

Tabela 4. Resultados das análises de variância bifatoriais entre as três zonas sedimentares da Baía de Paranaguá (1, Embocadura; 2, Funil; 3, Meandros) e entre níveis amostrais (marginal, mediano e interno) avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros físicos e químicos do sedimento e salinidade da água de percolação. ns: diferenças não significativas; *** $p < 0,01$ diferenças significativas detectadas através do teste *a posteriori* de LSD. Z: zonas sedimentares; N: níveis amostrais.

	Zonas	Níveis	Interação Z x N
Areia (%)	*** 1>2>3	ns	ns
Silte (%)	*** 3>2>1	ns	ns
Argila (%)	*** 3=2>1	ns	ns
Diâmetro médio (phi)	*** 3>2>1	ns	ns
Grau de seleção	*** 2=3>1	ns	ns
Assimetria	*** 1>2>3	ns	ns
Curtose	*** 1>3=2	ns	ns
Matéria orgânica (%)	*** 3>2>1	ns	ns
Carbonato (%)	ns	ns	ns
Teor de umidade (%)	*** 3>2>1	ns	ns
Salinidade	*** 1>2>3	ns	ns

Tabela 5. Resultados da análises de variância trifatoriais entre as três zonas sedimentares da Baía de Paranaguá (1, Embocadura; 2, Funil; 3, Meandros), níveis amostrais (1. marginal e 2. interno) e estações do ano (i. inverno e v. verão) avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros físicos e químicos do sedimento e salinidade da água de percolação. ns: diferenças não significativas; *** $p < 0,001$; ** $0,05 < p < 0,001$; diferenças significativas detectadas através do teste *a posteriori* de LSD. (Z: zonas; N: níveis; E: estações).

	Fatores			Interações			
	Zonas	Níveis	Estações	Z x N	Z x E	N x E	Z x N x E
Areia (%)	*** 1>2>3	ns	** i>v	ns	** 1v=1i>2i>2v>3i=3v	ns	ns
Silte (%)	*** 3>2>1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Argila (%)	*** 3=2>1	ns	** v>i	ns	** 3v=2v 3i 2i>1i=1v	ns	ns
Diâmetro médio (phi)	*** 3>2>1	ns	** v>i	ns	** 3v=3i 2v>2i=1i=1v	ns	ns
Grau de seleção	*** 2>3>1	ns	** i>v	ns	ns	ns	ns
Assimetria	*** 1>2>3	ns	ns	ns	** 1v>1i>2i=2v 3v 3i	ns	ns
Curtose	*** 1>3=2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Matéria orgânica (%)	*** 3>2>1	** 2>1	ns	ns	ns	ns	ns
Teor de umidade (%)	*** 3>2>1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Carbonato (%)	** 3 2 1	ns	** i>v	ns	ns	ns	ns
Salinidade	*** 1>2>3	ns	*** i>v	ns	** 1i=1v>2i>2v>3i>3v	ns	ns

Tabela 6. Resultados das análises de variância bifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros físicos e químicos do sedimentos nos três ecossistemas (mg, manguezais; m, marismas e bnv, bancos não-vegetados) nas três zonas sedimentares das Baías de Paranaguá e Antonina (1, Embocadura; 2, Funil e 3, Meandros) no período do inverno. ns: diferenças não significativas; s: diferenças significativas detectadas através do teste *a posteriori* de LSD. * 0,05<p<0,01; **0,01<p<0,001; ***p<0,001. (Z: zonas; E: ecossistemas).

	Zonas	Ecossistemas intermareais	Z X E
Areia (%)	s*** 1>2>3	ns	ns
Silte (%)	s*** 3>2>1	ns	s*
Argila (%)	s** 3 2 1	s*** mg>m=bnv	m3=bnv3>mg3>mg2=mg1=m2=m1=bnv2=bnv1 ns
Diâmetro médio (phi)	s*** 3>1=2	ns	ns
Assimetria	s* 1 2 3	s** m=bnv>mg	ns
Curtose	ns	ns	ns
Matéria Orgânica (%)	s*** 3>1=2	s*** mg>m=bnv	ns
Teor Umidade (%)	s*** 3>1=2	s** mg m bnv	ns
Carbonato (%)	s** 2>3=1	ns	ns
Salinidade	s*** 1>2>3	s*** m=bnv>mg	s** m1=bnv1=mg1 m2 bnv2 mg2 m3 bnv3>mg3

6. Discussão

Os sedimentos desempenham um papel fundamental no condicionamento das características biológicas, químicas e físicas de um estuário, na medida em que a natureza do substrato exerce uma influência considerável sobre as comunidades bênticas do sublitoral e sobre as formações vegetais da região de entre-marés.

6.1. Caracterização e distribuição longitudinal dos sedimentos

Para todos os parâmetros sedimentológicos e químicos analisados foram evidenciados marcados gradientes ambientais, expressos por diferenças significativas entre as zonas sedimentares. Os resultados das análises granulométricas mostraram uma nítida diferenciação em relação às percentagens de grosseiros e de finos ao longo do gradiente ambiental longitudinal da baía. Estes resultados coincidem com estudos pretéritos que descreveram a distribuição dos sedimentos de fundo (Bigarella *et al.*, 1970; Bigarella *et al.*, 1978; Lessa *et al.*, 1998), de marismas e bancos não vegetados (Netto, 1993; Netto & Lana, 1997) e de manguezais (Martin, 1992) nas Baías de Paranaguá e Antonina.

A origem das distintas zonas sedimentares foi descrita por Lessa *et al.* (1998) para as Baías de Paranaguá e Antonina. Os sedimentos da zona de embocadura tiveram origem de uma transgressão marinha que provocou a deposição de areia fina com baixos teores de matéria orgânica, de carbonato e de finos. Este depósito foi interpretado como areia marinha transgressiva derivada de fácies praias. Já os sedimentos das zonas de meandros e de funil tiveram origem mais recente, de uma regressão marinha, quando houve depósito de areia lamosa rica em matéria orgânica e finos. Este depósito tem sido interpretado como uma fácies lamosa estuarina regressiva, armazenada na zona de funil e associada a queda do nível do mar a partir de 5100 anos atrás.

Do ponto de vista sedimentológico, a granulação média de um sedimento indica a ordem de magnitude das partículas e também é útil na comparação de amostras podendo demonstrar o sentido do transporte do sedimento ao longo do ambiente (Suguio, 1973).

A zona de embocadura foi caracterizada por elevada percentagem de areia e menores valores de diâmetro médio dos grãos. Na zona de afunilamento foi observada uma maior heterogeneidade dos sedimentos. Nos pontos localizados próximo ou na desembocadura dos rios com expressiva descarga de água doce, como o Rio Faisqueira e o Nhundiaquara, verificou-se maior predominância de finos. Na zona de meandros predominaram sedimentos cuja composição difere consideravelmente das outros setores das baías. Na região a montante de Antonina, região de delta de rios, foram encontradas as maiores percentagens de finos e os maiores valores de diâmetro médio dos grãos.

Os sedimentos transportados de fontes marinhas e terrestres entram no estuário como material em suspensão ou através de rolamento (Kennish, 1986; Wolanski, 1995). A argila, silte e matéria orgânica tendem a se depositar nas porções média e interna do estuário, enquanto a areia e materiais grosseiros são mais característicos da porção mais externa. Nas zonas entre-marés e nos fundos sublitorais rasos sujeitos à ação das ondas ou de correntes, sedimentos grosseiros também podem predominar, como no caso dos pontos 12 e 13 na zona de afunilamento (obs. pessoal). Já nas zonas entre-marés protegidas da ação das ondas, os sedimentos são basicamente lodosos (Kennish, 1986).

Segundo Soares (1990), a Serra do Mar forma uma moldura para a Baía de Paranaguá, sendo responsável pelo material transportado pelos rios e redepositado ou carreado para fora do estuário pelas correntes de maré. No caso dos materiais arenosos, estes são predominantemente transportados por arraste de fundo em condições

estuarinas, embora possam ser transportados em suspensão, pois as velocidades de fluxo não são geralmente altas o suficiente para mantê-los em suspensão.

O silte e a argila (1 a 10 μm de diâmetro), assim como as areias finas, são erodidos por correntes com velocidades máximas de 30 cm/sec, e depositam-se sob velocidades não superiores a 15 cm/sec (Kennish, 1986). Este mecanismo de deposição foi observado principalmente na zona de meandros, caracterizada como um setor de baixa energia e por altas taxas de silte.

Outro fator que auxilia a deposição dos finos são as marés assimétricas. Na Baía de Paranaguá foi observada uma assimetria de vazante nos ciclos de sizígia, com correntes médias estuário abaixo mais intensas e de maior duração no período de enchente com relação à vazante (Mantovanelli, 1999).

Martin (1992) justificou a deposição dos sedimentos da zona de embocadura a partir do processo de saltação ou rolamento provocado pelo efeito das marés. Nos sedimentos da zona de afunilamento haveria a alternância de dois processos, a saltação e a suspensão pelágica, indicando a influência tanto marítima como fluvial neste setor do estuário. Por fim, os sedimentos da zona de meandros se depositariam principalmente pelo processo de suspensão pelágica.

O diâmetro médio dos grãos retratou com clareza as modificações no sentido do transporte. Na zona de embocadura predominaram as areias fina e muito fina, ao passo que na zona de meandros o diâmetro médio situa-se exclusivamente na classe de silte médio.

Bigarella *et al.* (1978) notou que a ação marinha é mais efetiva nas faixas onde prevalecem as areias, e que em direção a montante, as faixas de energia mais acentuadas localizam-se ao longo dos canais sob influência fluvial.

Os valores do grau de seleção refletem muito o padrão de distribuição dos sedimentos no estuário. A seleção dos grãos aumenta com o transporte dos sedimentos que pode se processar pela ação de três tipos de mecanismos diferentes: seleção local (durante a deposição) e seleção progressiva (durante o transporte), ou ambas ao mesmo tempo (Suguio, 1973). Este aspecto foi observado no presente estudo, com o grau de seleção aumentando da porção mais interna da baía em direção à embocadura do estuário. Desta forma, os sedimentos que são captados a partir da Serra do Mar, na zona de meandros, entram no sistema estuarino como pobremente selecionados e à medida que se inicia a redistribuição pelas correntes de maré começam a ser retrabalhados e tendem a se tornar mais selecionados.

Resultados similares foram descritos para o sistema lagunar/estuarino de Kosi na África do Sul, onde areias de diâmetro médio a fino bem selecionadas encontradas na entrada do estuário foram atribuídas ao retrabalhamento das partículas por diversos processos desde as suas origens até o local atual (Wright *et al.*, 1997)

A zona de afunilamento, com distribuição granulométrica heterogênea, apresentou graus de seleção pobremente selecionados e muito pobremente selecionados. Segundo Bigarella *et al.* (1978), a homogeneidade tanto da composição granulométrica, como na seleção, deve-se ao mecanismo de vai e vem do fundo, ocasionado pelo movimento oscilatório da água que coloca em suspensão os finos e concentra a areia.

Ponçano (1976) verificou em seu estudo sobre a sedimentação atual da Baía de Sepetiba (RJ), através de comparação com os outros parâmetros sedimentológicos, que a curtose reflete a dinâmica envolvida no processo de sedimentação. Este fato também foi documentado por Tanner (1995) em praias da Flórida, onde se constatou que a curtose e a hidrodinâmica podem ser relacionadas em termos de níveis de energia. Este autor observou que as características dos níveis de energia das ondas na costa, elevação do nível do mar ao longo do tempo, variações sazonais, alteração repentina no nível da maré e eventos de impacto de ondas podem ser elementos formadores da hidrodinâmica e que induzem a resposta sedimentológica.

A influência da hidrodinâmica na composição ambiental também foi observada por Lorenzi (1998) em seu estudo sobre as gamboas da Baía de Paranaguá. As características sedimentológicas e hidrológicas das gamboas da zona de meandros, mais no interior da baía, foram similares às do corpo d'água estuarino adjacente em toda a extensão desta zona. Entretanto, em gamboas da zona de embocadura as características hidrodinâmicas das áreas mais internas (próximas às zonas de captação) foram marcadamente diferentes quando comparadas às áreas mais externas (próximas à foz). Tais gamboas 'funcionam' desta forma como pequenos estuários.

O cálculo dos níveis de energia revelou que os valores aumentam nas áreas de maior circulação, na zona de embocadura, e diminuem nas de menor movimentação, em parte da zona de afunilamento e na de meandros. Os valores mais baixos foram detectados na zona de meandros, que corresponde a uma região de delta de rio onde ocorrem altas taxas de sedimentação de finos.

As curvas da curtose nas zonas de embocadura e meandros foram classificadas como extremamente e muito leptocúrticas, sugerindo que nestas áreas do estuário ocorrem maior movimentação do fundo e maior incidência de transporte de sedimentos.

Presume-se que a zona de afunilamento, também caracterizada por curvas meso- e leptocúrticas, como por exemplo os pontos 14, 15 e 16 (Ilha das Pedras e Rio Embocuí), seja área de transição entre regiões de intensa para aquelas de menor movimentação, comprovando a heterogeneidade na hidrodinâmica local. Os valores da assimetria mostraram que na zona de embocadura há remoção de finos, fato evidenciado pela assimetria muito positiva. Esta assimetria diminui estuário adentro, onde a presença de finos é mais acentuada.

Ramanathan (1997) atribuiu à influência fluvial e marinha os valores de assimetria menores do que 1 e grãos pobremente selecionados em seu estudo sobre as características dos sedimentos em manguezais da Índia.

Os teores de umidade e matéria orgânica nos manguezais estudados aumentam na direção do fundo do estuário, acompanhando, em linhas gerais, o padrão de distribuição de finos. As percentagens mais elevadas, observadas na zona de meandros, coincidem com o setor de menor energia ambiental, onde coincidentemente ocorrem os manguezais estruturalmente mais desenvolvidos das baías.

Os elevados teores de matéria orgânica nos sedimentos de manguezais têm sido considerados como inerentes à produtividade biológica destes ecossistemas. A decomposição das folhas, galhos e demais estruturas vegetais aumenta em locais de baixa energia, contribuindo substancialmente para o conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos (Ramanathan, 1997). Lacerda *et al.* (1986), em seus estudos com carbono isotópico, constataram que 95 % do carbono presente nos solos de manguezais é originário da própria serrapilheira por eles produzida.

Altas taxas de finos e de matéria orgânica, variação da salinidade entre 5 e 30, pouca ação de ondas, grande suprimento de água doce são fatores em geral associados a ambientes protegidos, nos quais os manguezais são estruturalmente mais desenvolvidos (Walsh, 1974).

Os baixos valores no teor de carbonato em toda a área estudada devem-se ao não fornecimento deste tipo de material por parte da área fonte, pobre em rochas calcárias (Soares, 1990). A presença do carbonato está associada às conchas dos moluscos comuns neste ambiente, como o bivalvo *Crassostrea brasiliiana*, conhecido como ostra-do-mangue, que fica aderido às raízes escoras (rizóforos) e troncos das árvores de mangue (Bigarella *et al.*, 1978; Absher, 1987).

6.2. Zonação dos sedimentos dos manguezais

Apesar de estarem em posições distintas ao longo do bosque e sofrendo a ação das ondas e da maré com diferentes intensidades, os níveis marginais, medianos e internos dos manguezais não apresentaram diferenças significativas na composição textural e nos parâmetros estatísticos dos sedimentos.

Estes resultados mostram que os mecanismos de sedimentação são os mesmos ao longo do bosque, e que as porcentagens de matéria orgânica, umidade e carbonato independem das nuances estruturais apresentadas pelo bosque.

6.3. Distribuição sazonal dos sedimentos dos manguezais

Alterações cíclicas ou sazonais na hidrodinâmica de um estuário podem ser a chave para o entendimento das alterações sazonais nas propriedades físicas e químicas dos sedimentos e das comunidades biológicas em manguezais.

Os sedimentos dos manguezais da embocadura do estuário, caracterizados pela maior percentagem de areia, assimetria, curtose e salinidade, praticamente não apresentaram diferenças significativas entre estações do ano. Os pontos da embocadura do estuário estão sob forte influência das águas de plataforma que apresentam variações sazonais reduzidas, pouco influenciando os sedimentos dos manguezais.

A zona de afunilamento foi caracterizada por apresentar valores intermediários para a maioria dos parâmetros sedimentológicos e químicos analisados. A zona de meandros foi caracterizada pelas percentagens significativamente maiores de silte, teores de matéria orgânica, de umidade e valores de diâmetro médio dos grãos.

Tanto os sedimentos da zona de afunilamento quanto os da zona de meandros mostraram maior influência da variabilidade sazonal no estuário, constatado pelos valores significativos das análises de variância. Foi observada uma diminuição na percentagem de areia e salinidade durante o verão e um incremento na percentagem de argila, na assimetria e nos valores do diâmetro médio dos grãos durante o inverno.

As diferenças significativas registradas entre as estações seca (inverno) e chuvosa (verão) podem ser atribuídas ao incremento na descarga fluvial descrito anteriormente para as zonas de afunilamento e meandros (Lessa *et al.*, 1998; Mantovanelli, 1999).

Segundo Aksornkoae (1978), o input de materiais fontes para a sedimentação via água depende, além das marés, do volume de descarga do rio, da velocidade de corrente e das variações sazonais.

Mantovanelli (1999) reportou as maiores taxas de precipitação em Antonina, Morretes e Paranaguá para os meses do verão e as menores no inverno. Aproximadamente 40 % do total da chuva anual ocorreu nos meses de janeiro a março e somente 15 % nos meses mais secos de junho a agosto. Registrou igualmente um aumento na carga de material particulado em suspensão atribuído ao excedente hídrico resultante das chuvas do verão, que intensifica o aporte de água doce para o interior do estuário. Segundo Mantovanelli (1999), além dos Rios Cachoeira, Faisqueira e Nhundiaquara que já contribuem para o aporte de água doce e material particulado em suspensão no inverno (Rio Cachoeira 78 % da vazão total de todos os rios medidos; Rio Nhundiaquara 4 %; Rio Faisqueira 2 %) e no verão (Rio Cachoeira 33 %; Rio Nhundiaquara 25 %; Rio Faisqueira 5 %), outros rios durante o verão, também colaboram no aporte de água doce para o estuário, como por exemplo o Rio Pinto (4 %) e Sagrado (5 %).

Bertrand (1999), em seus estudos de dinâmica em manguezais da África do Sul, verificou que os processos hidrosedimentológicos foram de suma importância na interpretação da variação temporal em comunidades de manguezais. Constatou que a variação sazonal das marés e da descarga fluvial, observada no estuário, provocam correntes residuais gerando variações na hidrologia, que por sua vez influenciam nos padrões de zonação e sucessão ecológica dos mangues.

Gill & Tomlinson (1971), Clarke & Myerscough (1991) Farnsworth & Ellison, (1996a) e Farnsworth & Ellison (1996b) constataram que o crescimento, fluxo de folhas, reprodução e estabelecimento de propágulos coincidem sazonalmente com o período das chuvas. Parsons (1979) mostrou que os conteúdos de nitrogênio e fósforo no solo variaram paralelamente ao fluxo sazonal da serrapilheira em manguezais. Farnsworth & Ellison (1996b) e Alongi (1994) demonstraram que a relação da riqueza, dominância e diversidade de epifauna e da meiofauna bêntica também oscilam sazonalmente.

As significativas variações nas percentagens de areia, argila, no diâmetro médio, na assimetria e na salinidade entre as estações do ano e suas interações com as zonas amostrais enfatizam a necessidade de análises sazonais dos sedimentos em estudos de manguezais estuarinos.

6.4. Comparação dos sedimentos dos manguezais com os das marismas e dos bancos não vegetados adjacentes

A existência de marcados gradientes ambientais, na salinidade, nos níveis de energia e na textura dos sedimentos, foi igualmente observada nos ambientes entremarés adjacentes aos manguezais.

Apesar disto, há diferenças significativas entre os três sistemas analisados. Isto sugere fortemente que a composição química, física e sedimentológica do substrato depende do ambiente estudado. As maiores percentagens de argila nos manguezais sugerem que de alguma forma há uma maior retenção de finos neste ecossistema. Woodroffe (1992) atribui à morfologia das árvores a sedimentação acelerada em bosques de mangue. Segundo este autor, as raízes escoras e pneumatóforos funcionam como eficientes estruturas de retenção de sedimento e as raízes mais finas são importantes aglutinadoras de grãos de sedimento.

A concentração de matéria orgânica também foi significativamente maior nos manguezais, como evidência de que é depositada sob as mesmas condições energéticas da argila. Em consequência, maiores teores de umidade encontram-se igualmente associados aos manguezais. Soares (1990) justificou as porcentagens mais elevadas de matéria orgânica nos sedimentos da Baía de Guaraqueçaba tanto pelo tipo de sedimento como pela elevada ocorrência de manguezais em área adjacentes.

Furukawa & Wolanski (1996) correlacionaram maiores teores de finos com bosques mais densos em um estudo sobre sedimentação em manguezais da Austrália. As árvores estariam não só colonizando os bancos lamosos, mas também contribuiriam ativamente para a sua criação.

Embora não tenham sido detectadas diferenças significativas entre os sedimentos das marismas e dos bancos não-vegetados, Netto & Lana (1997b) observaram variações na textura e nos parâmetros físicos e químicos em diferentes níveis destes ambientes, atribuídas à cobertura vegetal pela gramínea *Spartina alterniflora*, particularmente no setor de embocadura do estuário.

Apenas na zona de meandros, setor de baixa energia da baía, foram constatadas diferenças nas percentagens de silte nos três ambientes entre-marés. Estes resultados contradizem os de Netto & Lana (1997a) que encontraram diferenças significativas entre os parâmetros sedimentológicos das marismas e dos bancos não-vegetados do setor mesohalino da Baía de Paranaguá, que corresponde à zona de afunilamento.

Alguns estudos apontam a vegetação dos manguezais como responsável pela indução de maiores taxas de sedimentação (Aksornkoae, 1978; Woodroffe, 1992; Furukawa & Wolanski, 1996). Os presentes resultados sugerem que diferenças nas características dos sedimentos estão primariamente relacionadas com os níveis de energia ambiental formados ao longo do estuário e secundariamente com a presença física da cobertura vegetal, proporcionada pelos manguezais e marismas.

Em suma, a natureza dos sedimentos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina é regida por fortes gradientes, definidos primariamente pela maior ou menor influência da drenagem continental e pelos níveis de energia ambiental. As características dos sedimentos da zona de meandros são influenciadas principalmente pela descarga dos rios desta região. Os sedimentos da zona de afunilamento sofrem influência tanto da ação fluvial como das correntes de maré, enquanto a ação marinha predomina sobre os sedimentos da zona de embocadura. Isto gera uma nítida diferenciação em relação às percentagens de grosseiros e de finos, com implicações sobre a distribuição dos manguezais (vide capítulo seguinte). O diâmetro médio dos grãos diminui estuário adentro e os teores de matéria orgânica e umidade aumentam.

Em linhas gerais, os sedimentos de manguezais locais apresentam um padrão de distribuição espacial similar aos sedimentos do fundo das baías e dos ecossistemas adjacentes, marismas e bancos não vegetados, o que atesta mais uma vez a importância dos gradientes.

Nas zonas de afunilamento e meandros, os sedimentos sofrem marcada variabilidade sazonal atribuída à descarga dos rios em razão do regime de chuvas local.

Os manguezais, marismas e bancos não vegetados, ecossistemas típicos das regiões entremarés locais, diferem entre si na composição textural e nos teores de matéria orgânica e umidade e na salinidade dos sedimentos. Tais diferenças podem ser atribuídas ao papel da vegetação, ativa estruturadora das propriedades físicas e químicas dos sedimentos locais.

7. Referências bibliográficas

Absher, T. M. 1987. A ostra-do-mangue no Complexo Baía de Paranaguá. Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira 1:142-148, Cananéia, São Paulo.

Aksornkoae, S. 1978. The pertinent physical, chemical and biological characteristics of the input of sedimentary source materials entering the estuarine zone. In:

- Biogeochemistry of estuarine sediments. Proceedings of a UNESCO/SCOR workshop. Belgium. UNESCO. 128-130.
- Alongi, D. 1994. Zonation and seasonality of benthic primary production and community respiration in tropical mangrove forest. *Oecologia* 98:320-327.
- Angulo, R.J. 1992. Geologia da planície costeira do Estado do Paraná. Dissertação de Doutorado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 334 pp.
- Bertrand, F. 1999. Mangrove dynamics in the Rivières du Sud area, West Africa: na ecogeographic approach. *Hydrobiologia* 413: 115-126.
- Bigarella, J.J.; Alessi, A.H.; Becker, R.D. e Duarte, G.M. 1970. Natureza dos sedimentos de fundo das Baías de Paranaguá e Antonina (1). *Revista do IBPT, Curitiba*. 15:30-33.
- Bigarella, J.J.; Becker, R.D.; Matos, D.J.; Werner, A. 1978. A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná. Um problema de segurança ambiental e Nacional. Secretaria de Estado do Planejamento (SEPLAN) e Associação de Defesa e Educação Ambiental (ADEA), Curitiba, Paraná. 149 pp.
- Boto, K.G. 1984. Waterlogged saline soils. In: Snedaker, S.C. & Snedaker, J. G. The mangrove ecosystem: research methods. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. United Kingdom. Cap. 7:115-130.
- Caver, R.E. 1977. *Procedures in Sedimentary Petrology*. John Wiley & Sons Inc., New York. 653 pp.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO. Uruguay. 109 pp.
- Clarke, P.J. & Myerscough, P.J. 1991. Floral biology and reproductive phenology of *Avicennia marina* in south-eastern Australia. *Aust. J. Bot.* 39:283-293.
- 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. sedim. Petrol.* 44(1):242-248.
- Duke, N.; Ball, M.C. & Ellison, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:27-47.
- Farnsworth, E.J. & Ellison, A.M. 1996a. Sun-shade adaptability of the red mangrove, *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae): changes through ontogeny at several levels of biological organization. *Am. J. Bot.* 82:1131-1143.

- Farnsworth, E.J. & Ellison, A.M. 1996b. Scale-dependent spatial and temporal variability in biogeography of mangrove root epibiont communities. *Ecol. Monogr.* 66:45-66.
- Folk, R.L. & Ward, W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain parameters. *J. sedim. Petrol.* 27:3-27.
- Franz, D.R. & Harris, W.H. 1988. Seasonal and spatial variability in macrobenthos communities in Jamaica Bay, New York – An urban estuary. *Estuaries* 11(1):15-28.
- Frusher, S.D.; Giddins, R.I. & Smith III, T.J. 1994. Distribution and abundance of grapsid crabs (Grapsidae) in a mangrove estuary: Effects of sediment characteristics, salinity tolerances, and osmoregulatory ability. *Estuaries* 17(3):647-654.
- FUNPAR – Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico da Universidade Federal do Paraná. 1997. Estudo de impacto ambiental (EIA) de uma usina termelétrica na Baía de Paranaguá e do Porto de desembarque, subestação e linha de transmissão associados. Relatório Técnico, v.2: 452 pp.
- Furukawa, K. & Wolanski, E. 1996. Sedimentation in mangrove forests. *Mangrove Salt Marshes* 1: 3-10.
- Gill, A.M. & Tomlinson, P.B. 1971. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). 3. Phenology of the shoot. *Biotropica* 3:109-124.
- Hutchings, P.A. & Recher, H.F. 1982. The fauna of Australian mangroves. *Proc. Linn. Soc. N.S.W.* 106(1):83-121.
- Kennish, M. J. 1986. *Ecology of Estuaries. Physical and chemical aspects.* v.I. CRC Press. Florida. 254 pp.
- Knoppers, B.A.; Brandini, F.P. & Thamm, C.A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica* 2:1-36.
- Lacerda, L.D.; Rezende, C.E.; Martinelli, L.A.; Ovalle, A.R.C.; Mozetto, A.A. Nogueira, F.B.; Victoria, R.L.; Aragon, G.T.; Cunha, C.T. & Silva, C.A.R. 1986. Composição isotópica de carbono em componentes de um manguezal na Baía de Sepetiba, RJ. *Cienc. Cult.* 38:1714-1717.
- Lacerda, L.D.; Taniyaki, K.F.; Carvalho, C.E.V.; Ovalle, A.R.C. & Rezende, C.E. 1993. The biogeochemistry and trace metal distribution of mangrove rizosphere. *Biotropica* (in press).
- Lana, P.C.; Couto, E.C.G. & Almeida, M.V.O. 1997. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). *Bull. Mar. Sci.* 60(2):433-442.

- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M. & Machado, E. 2000. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Cap. 10. In: Seeliger, U., Lacerda, L.D. & Kjerfve, B. (eds.). Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Springer Verlag. Berlin Heidelberg. v. 144.
- Lessa, G.C.; Meyers, S.R. & Marone, E. 1998. Holocene stratigraphy in Paranaguá Bay Estuary, Southern Brazil. J. Sedim. Res. 68(6):1060-1076.
- Lorenzi, L. 1998. Composição e distribuição da macrofauna bêntica em gamboas da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Dissertação de Mestrado. Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 71 pp.
- Maglioca, A. 1987. Glossário de Oceanografia. Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo. 355 pp.
- Mantovanelli, A. 1999. Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua Bacia de drenagem. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 190 pp.
- Marone, E. & Jamiyanaa, D. 1997. Tidal characteristics and a variable boundary numerical model for the M2 tide for the Estuarine Complex of the Bay of Paranaguá, PR, Brazil. Nerítica 11:95-107.
- Martin, L.; Suguio, K.; Flexor, J.M. & Azevedo, A.E.G. 1988. Mapa geológico do quaternário costeiro dos estados do Paraná e Santa Catarina, série Geologia, 28, seção Geologia Básica, 18, D.N.P.M., Brasília (Brasil), 40pp + 2 cartas de 1/200.000.
- Martin, F. 1992. Étude de l'écosystème mangrove de la Baie de Paranagua (Parana, Bresil): Analyse des impacts et propositions de gestion rationnelle. These de Doctorat de L'Université Paris VII, UFR de Biologie. 289 pp.
- McBee, J.T. & Brehm, W.T. 1982. Spatial and temporal patterns in the macrobenthos of St. Louis Bay, Mississippi. Gulf Res. Rep. 7(2):115-124.
- Netto, S. A. 1993. Composição, distribuição e variabilidade sazonal da macrofauna bêntica de marismas e bancos não vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Dissertação de Mestrado. Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 91 pp.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1997a. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). Estuarine Coastal Shelf Sci. 44:641-648.

- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1997b. Intertidal zonation of benthic macrofauna in a subtropical salt marsh and nearby unvegetated flat (SE, Brazil). *Hydrobiologia* 353:171-180.
- Nickerson, N.H. & Thibodeau, F.R. 1985. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry* 1:183-192.
- Orth, R.J. 1992. A perspective on plant-animal interactions in seagrasses: physical and biological determinants influencing plant and animal abundance. In: *Plant-animal interactions in the marine benthos*. John, D.M.; Hawkins, S.J. & Price, J.H. 46:147-164. Clarendon Press, Oxford.
- Parsons, F. 1979. Seasonal differences in nitrogen and phosphorous concentrations in sawgrass of southern Florida. *Proceedings of the First Conference on Scientific Research in the National Parks*. Ed. R. M. Linn. U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 171-175.
- Ponçano, W.L. 1976. Sedimentação atual na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro – um estudo da viabilidade geotécnica de implantação de um porto. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 200 pp.
- Ramanathan, A.L. 1997. Sediment characteristics of the Pichavaram mangrove environment, south east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 26:319-322.
- Soares, C.R. 1990. Natureza dos sedimentos da superfície de fundo das Baías das Laranjeiras e de Guaraqueçaba – Complexo estuarino da Baía de Paranaguá (Estado do Paraná, Brasil). Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro. 137 pp.
- Suguo, K. 1973. Introdução à sedimentologia. E. Bücher (ed), São Paulo, 317 pp.
- Tanner, W. F. 1995. Environmental clastic granulometry. Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee, Florida. 142 pp.
- Thibodeau, F.R. & Nickerson, N.H. 1986. Differential oxidation of mangrove substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *Amer. J. Bot.* 73:512-516.
- Thom, B. G. 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. In: Snedaker, S.C. & Snedaker, J. G. *The mangrove ecosystem: research methods*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. United Kingdom. Cap. 1:3-17.
- Ukpong, I. 1992. Interrelationships between mangrove vegetation and soils using multiple regression analysis. *Ekol. Pol.* 40(1):101-112.
- Walsh, G.E. 1974. Mangroves: a review. In: Reinhold, R. & Queen, W. (eds.), *Ecology of Halophytes*. Academic Press, New York. 51-174.

- Wright, C.I.; Lindsay, P. & Cooper, J.A.P. 1997. The effect of sedimentary processes on the ecology of the mangrove-fringed Kosi estuary/lake system, South Africa. *Mangrove Salt Marshes*. 1:79-94.
- Wolanski, E. 1995. Transport of sediment in mangrove swamps. *Hydrobiologia* 295:31-42.
- Woodroffe, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. In: Robertson, A.I. & Alongi, D.M. *Coastal and Estuarine Studies. Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union. Washington, DC. v. 41. Cap. 2:7-41.

- CAPÍTULO II -

Heterogeneidades estruturais, distribuição espacial e correlações entre a vegetação e gradientes ambientais em manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (Paraná)

1. Introdução

Os manguezais são ecossistemas costeiros, compostos por plantas lenhosas adaptadas a condições especiais, como solos periodicamente inundados pela ação das marés e grande variação de salinidade (Pannier & Pannier, 1980).

Os manguezais se estabelecem na zona entre-marés, marcada pelo limite de variação do nível das águas entre extremos de maré alta e baixa. São ambientes de baixa diversidade vegetal quando comparados com outros habitats tropicais (Ricklefs & Latham, 1993). Em contrapartida, a biodiversidade dos mangues pode ser medida, não apenas em termos de número de espécies, mas também pela habilidade com que cada espécie utiliza suas características individuais para manifestar-se em amplas condições ambientais.

A vegetação, influenciada pelas condições climáticas e aliada às influências impostas pelas formas do relevo e condições dos solos, caracteriza fisionomicamente os bosques de uma região, dando-lhe uma identidade e definindo a paisagem.

A influência que cada parâmetro ambiental exerce sobre a vegetação pode ser observada quando um mesmo grupo de espécies se expressa em diferentes associações e exibe variações na distribuição em diversas escalas geográficas (Duke *et al.*, 1998).

Nos estuários, em particular, diferenças fisionômicas nos bosques de manguezais têm sido atribuídas, na escala de quilômetros, aos gradientes ambientais longitudinais típicos destes ambientes (Farnsworth, 1998). As diferenças estruturais observadas ao longo dos gradientes devem-se à ordenação das espécies em resposta à variação dos parâmetros ambientais. Estas variações podem ser medidas e da mesma forma pode ser avaliado o grau de importância de cada espécie vegetal através da forma de expressão do bosque. Assim, a heterogeneidade na tipologia dos bosques, incluindo sua composição, estatura, densidade e produtividade, reflete os diferentes ambientes funcionais com características biológicas, físicas, químicas e geomorfológicas próprias.

Em menor escala, os manguezais desenvolvem-se nas regiões entre-marés podendo formar faixas ou zonas que refletem suas aparências externas em resposta a uma série de características e hábitos das espécies que os compõem. Estas características permitem ao

sistema aproveitar ao máximo o espaço e as fontes energéticas locais. Durante o desenvolvimento dos manguezais ocorrem trocas ou ajustes na estrutura dos bosques como resultado da herbivoria, sucessão, recolonização e competição por espaço disponível que permite um melhor aproveitamento do ambiente.

Vários estudos têm tentado atribuir a zonação dos manguezais a variações de parâmetros sedimentológicos (Ukpong, 1992), geomorfológicos (Hatton & Couto, 1992; Woodroffe, 1992), físicos (Bunt *et al.*, 1985; Jiménez & Souto, 1985; John & Lawson, 1990), químicos (Mizrachi *et al.*, 1980; Azariah *et al.*, 1992; Chen & Twilley, 1998) e diferença na dispersão e predação de propágulos (Rabinowitz, 1987; Smith III, 1987).

Segundo Snedaker (1982), quatro perspectivas científicas tentam explicar zonação dos manguezais. A primeira, aborda a sucessão vegetal, onde ocorre a substituição progressiva de uma comunidade por outra, em uma determinada área. Mudanças geomórficas em escala geológica são a segunda forma científica de analisar a zonação em manguezais; a terceira abordagem científica considera a zonação como resposta fisiológica das espécies da comunidade vegetal aos gradientes ambientais formados na região entre-marés; e a quarta perspectiva considera as diferentes formas de dispersão dos propágulos como principal consequência na zonação dos bosques. Do ponto de vista do autor, a geomorfologia e estudos de fisiologia vegetal são particularmente relevantes para o entendimento da zonação em regiões entre-marés.

A zonação dos bosques de mangue têm sido comparados em pequena e em macroescala segundo seus tipos fisiográficos levando-se em consideração principalmente sua produtividade, desenvolvimento estrutural e localização (margem de rios, ilhas e linha da costa) (Macnae, 1968; Lugo & Snedaker, 1974; Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983). Entretanto, esta visão têm sido revista em estudos mais recentes. Bunt (1996) observou que a distribuição das espécies arbóreas na região entre-marés variou de forma imprevisível, não apresentando nenhum padrão comparável de zonação entre os bosques com a mesma localização, em manguezais da Austrália. Smith (1992) revisou estudos de diversos países e identificou zonas ou faixas comuns em manguezais de todo mundo. Contudo, este autor não atribuiu os padrões de zonação na região de entre-marés apenas às variações físicas e químicas (localização geográfica, marés, salinidade, etc.) mas também às atividades dos próprios animais, que parecem tornar mais complexos os padrões de distribuição das plantas. Também constatou diferenças nos padrões de zonação nas regiões internas, medianas e mais externas dos estuários, enfatizando que diferentes parâmetros ambientais e ecológicos podem ser determinantes no processo de zonação dos manguezais.

Além da sua importância biológica, estudos relacionados com a distribuição espacial dos manguezais em diferentes escalas, também são expressão da dinâmica espacial das áreas por eles delimitadas (Lebigre, 1999). A análise e interpretação destes limites, que constituem verdadeiros indicadores ambientais, podem contribuir para o melhor entendimento da recente evolução de uma dada região.

Estudos da vegetação dos manguezais brasileiros têm sido realizados em vários estados, sendo que as regiões sul e sudeste apresentam um maior número de informações consistentes sobre a estrutura dos bosques, produção de serapilheira e decomposição do material vegetal (Schaeffer-Novelli, 1989; Schaeffer-Novelli & Cintrón-Molero, 1995; Lana *et al.*, 1996).

Contudo, estudos que tratam da estrutura vegetal e distribuição espacial dos manguezais são muito escassos para o Estado do Paraná (Martin, 1992; Couto, 1996; Sessegolo, 1997). Martin (1992) reconheceu em seu estudo unidades ecológicas nos manguezais da Baía de Paranaguá com diferentes características florísticas e estruturais em função de variações na salinidade, composição do sedimento, pH e matéria orgânica. Couto (1996) e Sessegolo (1997) realizaram estudos pontuais da estrutura e zonação de bosques do setor euhalino da Baía de Paranaguá, às margens do Rio Maciel e Baguaçu.

O presente estudo descreve as heterogeneidades estruturais dos bosques de manguezais ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina (PR), expressos pela composição florística e parâmetros fitossociológicos; discrimina os possíveis padrões de zonação dos bosques e correlaciona a sua fisiografia e zonação com gradientes ambientais locais. Neste contexto, não tem como objetivo uma tipificação fitossociológica dos manguezais locais, mas uma descrição de sua variabilidade estrutural ao longo de gradientes ambientais, para uma posterior tentativa de correlação com os padrões de distribuição da infauna bêntica (Capítulo III).

2. Materiais e métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

A Baía de Paranaguá (PR), delimitada pelas coordenadas 25°15'-25°35'S e 48°20' – 48°45'W, é o maior estuário da costa sul do Brasil, possuindo 601 km² de área (Bigarella *et al.*, 1978). É caracterizada por regime de marés do tipo semidiurno com amplitude de máxima e mínima em torno de 2 e 0,5 m. A velocidade máxima das correntes de vazante é de aproximadamente 0,8 m s⁻¹ e as de enchente de 1,0 m s⁻¹ (Knoppers *et al.*, 1987; FUNPAR, 1997; Lana *et al.*, 2000).

O eixo leste-oeste da baía foi dividido em três zonas de acordo com suas características morfo-sedimentares. A zona de embocadura compreende desde a entrada do estuário até a cidade de Paranaguá, a zona de afunilamento corresponde à porção mediana do estuário e a de meandros à porção a jusante da cidade de Antonina (Lessa *et al.*, 1998). Os sedimentos dos manguezais da zona de embocadura foram caracterizados por elevada porcentagem de areia e menores teores de matéria orgânica e umidade. Na zona de afunilamento ocorre uma heterogeneidade dos sedimentos, com as porções próximas às desembocaduras dos rios Faisqueira e Nhundiaquara apresentando maior predominância de finos, matéria orgânica e umidade. Na zona de meandros predominam os sedimentos com as maiores porcentagens de finos, matéria orgânica e umidade. Influências sazonais foram detectadas nos sedimentos dos manguezais nas zonas de afunilamento e meandros atribuídas ao incremento da descarga fluvial durante o verão, estação mais chuvosa do ano (Capítulo I).

O estuário apresenta um marcado gradiente de energia ambiental e de salinidade, desde o setor euhalino de alta energia na zona de embocadura, com maior influência marinha, até o setor oligohalino de baixa energia na região mais interna da baía com maior influência continental (Knoppers *et al.*, 1987; Netto & Lana, 1997).

A hidrodinâmica estuarina apresenta grande influência da drenagem continental principalmente nas zonas de afunilamento e meandros onde se encontram as desembocaduras dos Rios Faisqueira, Cachoeira e Nhundiaquara, que contribuem com mais de 80 % da vazão d'água e material particulado para as baías (Mantovanelli, 1999).

2.2. Amostragens

Para a caracterização dos bosques regionais, foram selecionados 24 pontos ao longo do eixo leste-oeste da baía, que compreende as Baías de Paranaguá propriamente dita e de Antonina, procurando abranger as três zonas morfo-sedimentares e os distintos setores de energia ambiental e salinidade (Figura 1).

Os pontos 1 a 11 localizam-se na zona de embocadura e setores eu- e polihalinos, os pontos de 12 a 18 na zona de afunilamento e setor mesohalino, e os pontos 19 a 24 na zona de meandros e setor oligohalino de baixa energia (Figura 1).

Em cada ponto de amostragem foram demarcados níveis com diferentes tipologias florísticas, paralelos à linha d'água, partindo-se do pressuposto de que a distribuição das espécies ao longo do perfil entremarés freqüentemente se apresenta na forma de distintas zonas coincidentes com os contornos topográficos (Macnae, 1968; Lugo & Snedaker, 1974).

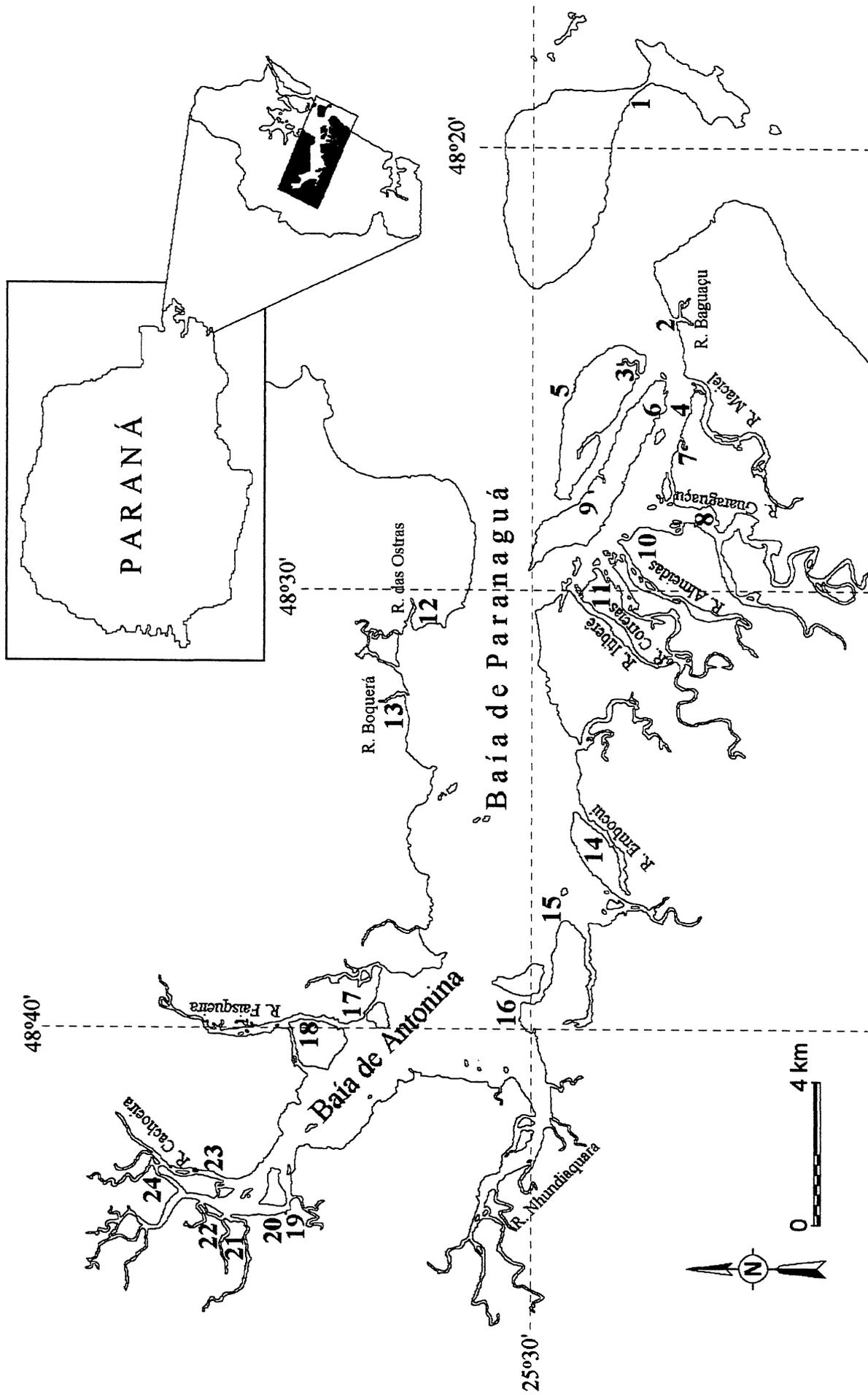


Figura 1. Mapa das Baías de Paranaguá e Antonina com os 24 pontos amostrais englobando as três zonas sedimentares. Os pontos de 1 a 11 correspondem à Zona de Embocadura; de 12 a 18 à Zona de Afunilamento e de 19 a 24 à Zona de Meandros.

Se a distribuição das espécies ao longo da região de entremarés retrata os contornos topográficos, este é um possível indicativo da importância da inundação pelas marés. Sendo assim, as diferentes configurações estruturais ou zonas, ocorrem ao longo de seções na região entremarés e podem ser classificadas em baixa, média e alta de acordo com suas posições.

O número de níveis amostrados variou de 1 a 3, dependendo da tipologia observada em campo e da extensão do bosque, totalizando 49 níveis amostrais para os 24 pontos selecionados. O primeiro nível ou marginal foi demarcado na entrada do bosque. O segundo nível ou mediano e o terceiro nível ou interno foram selecionados de acordo com a heterogeneidade dos diversos bosques amostrados, as suas distâncias até a margem foram de aproximadamente 50 m e 100 m (Figura 2).

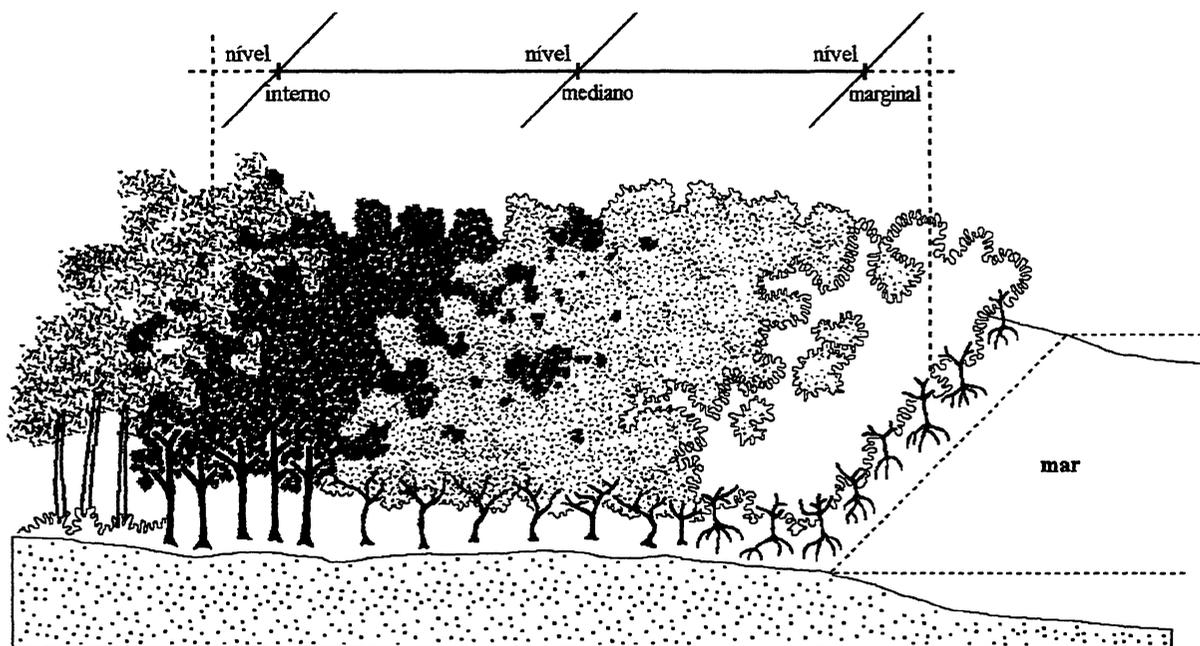


Figura 2. Esquema de um perfil amostral com três níveis, marginal, mediano e interno.

Para as análises estruturais descritivas e para a detecção de possível zonação nos bosques foram utilizados todos os níveis amostrados, com a aplicação das técnicas de parcelas. Para a avaliação dos efeitos dos gradientes ambientais longitudinais foram utilizados apenas os níveis marginais e medianos tratados separadamente. Os níveis internos não foram utilizados por causa do baixo número de parcelas amostradas, já que os bosques regionais são relativamente estreitos.

Uma parcela ou unidade amostral com 20 m de comprimento por 5 m de largura (100 m²) foi demarcada em cada nível com o auxílio de uma trena centimetrada. Foram registradas, em cada parcela, a composição florística, densidade total e de espécies por área (100 m²),

densidade relativa de cada espécie, altura do bosque, diâmetro na altura do peito (D.A.P.), número de estratos e densidade de plântulas (indivíduos com altura abaixo de 50 cm) e plantas jovens (entre 50 cm e 1 m de altura).

A composição específica foi registrada pela identificação expedita em campo das espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas já conhecidas. No caso de espécies vegetais com identificação duvidosa foi feita coleta de material para posterior confirmação em laboratório.

A densidade absoluta (número de indivíduos por unidade de área) foi obtida através da contagem total do número de árvores e a de espécies pela contagem das espécies arbóreas dentro da parcela. A densidade relativa de cada espécie foi obtida dividindo-se o número de indivíduos de cada espécie pelo número total de indivíduos amostrados na parcela.

A altura do bosque foi estimada visualmente utilizando-se como medida-base uma trena centimetrada de 2 m apoiada em uma árvore que melhor representasse o estrato mais alto ou dossel do bosque.

O D.A.P. foi medido através da leitura da circunferência a 1,3 m do solo com uma trena centimetrada. Posteriormente estes valores foram divididos por 3,1416 (π) para obtenção dos valores dos diâmetros. Foram selecionadas aleatoriamente 10 árvores de cada espécie para se efetuar as medidas do D.A.P. Nos casos em que as árvores apresentavam ramificações ou deformações foram utilizadas as recomendações feitas por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986).

A densidade total de plântulas e árvores jovens das árvores foi obtida através de contagem em cada parcela com o intuito de se estimar, de maneira expedita, as taxas de recolonização nos bosques.

Uma amostra de solo foi obtida, em cada nível, com o auxílio de um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado a uma profundidade de 10 cm. Também foi registrada a salinidade da água de percolação com um refratômetro (procedimentos descritos no Capítulo I).

As análises granulométricas foram realizadas pelos métodos de pipetagem e peneiramento (Suguo, 1973). Nas amostras com elevado teor de finos, utilizou-se a queima prévia de matéria orgânica com água oxigenada (Carver, 1977). O teor de umidade foi medido através da diferença de peso após a secagem de parte da amostra por 24 horas a 70 °C. Os teores de matéria orgânica e carbonatos foram determinados através da queima de subamostras a 550°C e a 1000°C por 60 minutos, respectivamente (Dean, 1974).

3. Tratamento dos dados

3.1. A variação na composição e estrutura dos bosques em função dos gradientes ambientais

Os níveis foram considerados como unidades para compor os blocos amostrais nas análises. A zona de embocadura englobou 22 níveis, 13 no setor euhalino e 9 no setor polihalino. A zona de afunilamento e/ou setor mesohalino foi composta por 14 níveis e a zona de meandros e/ou setor oligohalino por 13 níveis.

Análises de variâncias bifatoriais foram empregadas para testar a significância das diferenças entre zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, tratados como fatores fixos, e nas suas interações. Os parâmetros estruturais foram considerados variáveis dependentes.

Quando detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$), as médias foram ordenadas utilizando-se o teste da menor diferença significativa (LSD).

Após a constatação da homogeneidade das variâncias através do Teste de Brown-Forsythe, as análises de variância foram empregadas sobre os dados não transformados.

Para a visualização das possíveis variações estruturais dos manguezais ao longo dos gradientes ambientais, os resultados referentes aos níveis marginais e medianos foram analisados separadamente. Este procedimento foi adotado na tentativa de isolar as influências dos gradientes transversais da região entre-marés, procurando analisar somente o predomínio dos gradientes longitudinais.

Foram utilizadas análises canônicas de correspondência para correlacionar a localização, composição e características estruturais dos bosques marginais e medianos com os gradientes ambientais. Estas análises foram utilizadas por combinarem técnicas de ordenação e regressão múltipla e funcionarem como uma análise direta de gradientes na forma multivariada. A análise foi processada sobre dados não transformados entre as variáveis ambientais, os pontos amostrais e as características estruturais.

Nos diagramas de ordenação canônica as áreas e parâmetros estruturais foram plotados na forma de pontos e as variáveis ambientais na forma de setas. As setas das variáveis ambientais apontam na direção dos valores máximos obtidos nas amostragens e seu comprimento é proporcional à correlação com os eixos plotados.

3.2. Zonação dos bosques

Com o intuito de melhor entender a possível zonação nos bosques, ou seja, a distribuição das espécies em faixas ou zonas discretas, foram realizadas análises de variâncias bifatoriais entre os níveis amostrais e zonas sedimentares e/ou quatro setores de salinidade e entre os níveis e as três espécies arbóreas em cada zona sedimentar. O teste da menor

diferença significativa (LSD) foi utilizado quando detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias.

4. Resultados

4.1. Análise do Sedimento

Os resultados gerais da análise granulométrica das 24 parcelas correspondendo ao primeiro nível de cada bosque são apresentados na Tabela 1 do Capítulo I.

Fortes gradientes ambientais puderam ser observados através das características físicas e químicas dos sedimentos.

Os solos dos manguezais da zona de embocadura apresentaram altas percentagens de areia variando de 97,46 % a 75,98 %, sendo caracterizados como areia fina a muito fina moderadamente selecionada em função do maior nível de energia ambiental desta zona, quando comparada com as demais. O grau de seleção apresentou os menores valores e a assimetria na maioria dos pontos foi muito positiva demonstrando os diferentes modos de transporte e as baixas taxas de finos nesta zona, que apresenta maior influência marinha.

Na zona de afunilamento foram observados diferentes tipos de sedimentos em decorrência da dupla influência hidrodinâmica. A drenagem continental auxilia na formação dos bancos via transporte dos sedimentos por meio dos rios da região, que apresentam marcado regime sazonal. Já as marés aumentam a energia ambiental e atuam na remoção e deposição dos sedimentos através do movimento de cheias e vazantes. Os pontos 12, 13, 16 e 18 apresentaram altas percentagens de areia, variando de 63,51 % a 95,43 %, sendo caracterizados como areia média, fina e muito fina. Os altos valores percentuais de areia nestes pontos devem-se à entrada de sedimento pelos rios (Rio das Ostras, Boquerá e Nhundiaquara), já que se localizam próximo das desembocaduras. Nos pontos 14, 15 e 17 (zona de afunilamento) os sedimentos foram caracterizados como silte grosso e médio. Estes pontos localizam-se em porções de baixa energia propícias para a sedimentação de partículas finas.

Na zona de meandros, todos os pontos foram caracterizados como silte médio, apresentando valores percentuais de silte de 54,73 % a 81,20 %. Esta homogeneidade dos sedimentos deve-se à baixa energia ambiental do setor, propiciando a deposição dos finos.

Os valores dos teores de umidade e matéria orgânica cresceram estuário adentro. As maiores percentagens foram registradas nos bosques da zona de meandros, com variações de 18 % a 40 % para os teores de matéria orgânica e de 58 % a 74 % para os teores de umidade.

Diferenças significativas não foram detectadas para nenhum dos parâmetros analisados entre os níveis amostrais em quaisquer zonas e/ou setores sedimentares.

As características físicas e químicas dos sedimentos foram plotadas em conjunto com os parâmetros estruturais dos bosques com o intuito de avaliar sua influência na distribuição espacial e estrutural da vegetação. Estes resultados serão descritos na seção a seguir.

4.2. A variação na composição e estrutura dos bosques em função dos gradientes ambientais

As espécies vegetais de porte arbóreo e herbáceo registradas neste levantamento encontram-se listadas na tabela 1.

Tabela 1. Lista das espécies vegetais coletadas nos 24 manguezais localizados ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) durante o verão de 1997. Nomes vulgares entre parênteses.

• Família Rhizophoraceae <i>Rhizophora mangle</i> L., 1753 (mangue vermelho)	• Família Malvaceae <i>Hibiscus tiliaceus</i> L., 1763 (algodoeiro)
• Família Combretaceae <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Grant, 1807 (mangue branco)	• Família Dryopteridaceae <i>Acrostichum danaeifolium</i> Langs. et Fisch., 1810 (xaxim)
• Família Avicenniaceae <i>Avicennia schaueriana</i> Staff & Leechman ex Moldeke, 1939 (mangue preto)	• Família Amarillidaceae <i>Crinum kunthianum</i> M. Roem., 1847 (ceboleiro)
• Família Typhaceae <i>Typha dominguensis</i> Pers., 1806 (taboa)	• Família Poaceae <i>Spartina alterniflora</i> Loisel., 1807 <i>Spartina densiflora</i> Brongn., 1829

As três espécies arbóreas típicas dos manguezais regionais estiveram presentes em todas as zonas e setores estudados ao longo dos gradientes de energia ambiental. *Rhizophora mangle* L., 1753 e *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Grant, 1807 ocorreram em 96 % das parcelas amostradas e *Avicennia schaueriana* Staff & Leechman ex Moldeke, 1939 em 58 %. *Crinum kunthianum* M. Roem., 1847, *Hibiscus tiliaceus* L., 1763, *Typha dominguensis* e *Acrostichum danaeifolium* Langs. et Fisch., 1810 foram mais freqüentes e registradas a partir do ponto 20 a jusante da cidade de Antonina na região de meandros. Contudo, estas espécies também foram observadas (obs. pes.) em outros setores, com menores freqüências e densidades. *Spartina alterniflora* Loisel., 1807 e *S. densiflora* Brongn., 1829 só foram registradas no ponto 13, próximo à desembocadura do Rio Boquerá na zona de afunilamento.

A tabela 2 apresenta um sumário das médias e desvios padrão das características estruturais dos bosques e das três espécies arbóreas discriminadas por zonas sedimentares e setores de salinidade.

A densidade absoluta variou em média de $42,54 \pm 16,13$ a $62,22 \pm 20,83$ árvores por parcela (100 m^2), sendo que a maioria dos bosques apresentou valores abaixo de 50 árvores por parcela. Os valores médios da densidade por zona sedimentar foram de $53,62 \pm 23,27$ árvores/ 100 m^2 no setor euhalino e $62,22 \pm 20,83$ árvores/ 100 m^2 no setor polihalino na zona de embocadura, $56,07 \pm 20,15$ árvores/ 100 m^2 no setor mesohalino e/ou zona de afunilamento e $42,54 \pm 16,13$ árvores/ 100 m^2 no setor oligohalino e/ou zona de meandros (Tabela 2; Figura 3d).

A tendência geral observada foi um aumento no número de espécies estuário adentro (Figura 3a). A zona de meandros no setor oligohalino com $4,54 \pm 1,05$ espécies em média e o ponto 13 na zona de afunilamento foram os que apresentaram maiores número de espécies (Tabela 2; Figura 3a). No ponto 13, o maior número de espécies foi devido à presença das gramíneas *S. alterniflora* e *S. densiflora*, restritas a ele. Nos pontos da zona de meandros, a espécie arbustiva *C. kunthianum* e as herbáceas *T. dominguensis* e *A. danaefolim* também foram freqüentes, juntamente com as três espécies arbóreas.

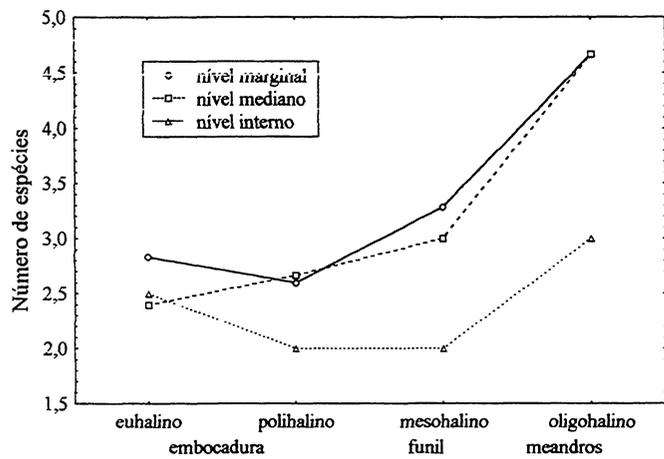
Considerando-se as três zonas sedimentares, foram mais comuns os bosques com 2 estratos (58 %); 33 % dos bosques apresentaram 3 estratos; 4 %, 1 estrato e 4 %, 4 estratos. Os bosques com menor número de estratos foram observados no setor polihalino na zona de embocadura, com $1,89 \pm 0,60$ estratos em média. Os bosques mais estratificados foram observados na zonas de afunilamento ($2,29 \pm 0,73$) e meandros ($2,38 \pm 0,51$). Os maiores números de estratos explicam-se no ponto 13 pela presença de gramíneas, nos pontos 14 e 15 por plântulas e jovens, e no ponto 18 pela presença de *A. danaefolim*. Na maioria dos pontos da zona de meandros, há um estrato herbáceo bem desenvolvido (Tabela 2; Figura 3b).

A altura dos bosques variou de 3,0 a 10,0 m ao longo das baías. Os bosques das zonas de afunilamento e meandros foram os mais altos, com médias de $6,64 \pm 2,06$ e $7,54 \pm 1,98$ m, respectivamente. Em contrapartida, os bosques do setor polihalino na zona de embocadura apresentaram altura média de $4,06 \pm 1,72$ m (Tabela 2; Figura 3c).

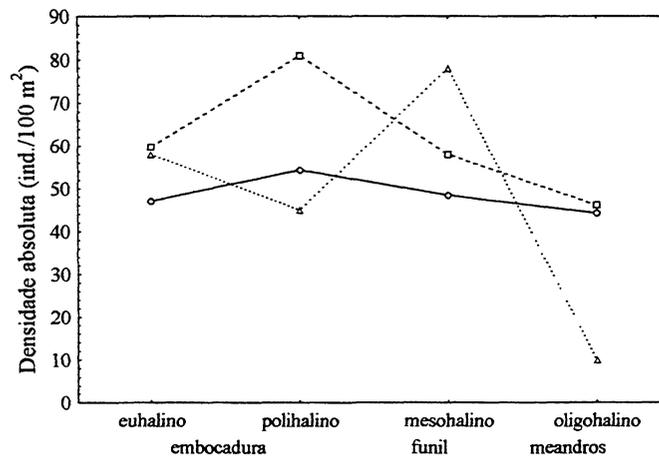
Os maiores valores de D.A.P. médio foram registrados nos bosques das zonas de embocadura no setor euhalino ($6,56 \pm 2,91$ cm) e de meandros ($5,79 \pm 1,95$ cm) e no ponto 13 na zona de afunilamento (Tabela 2; Figura 3f).

Tabela 2. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros estruturais dos bosques e das três espécies arbóreas dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares (Embocadura, Afunilamento e Meandros) e nos quatro setores de salinidade (Eu-, Poli-, Meso- e Oligohalino). Altura = (m); Densidades absolutas = (ind./100 m²); Densidades relativas = (%); D.A.P. = (cm).

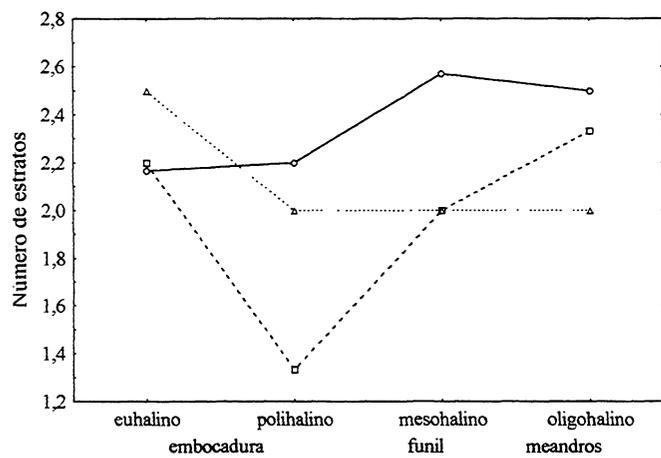
	Embocadura		Afunilamento	Meandros
	Euhalino	Polihalino	Mesohalino	Oligohalino
Número de parcelas	13	9	14	13
Densidade absoluta	53,62 (23,27)	62,22 (20,83)	56,07 (20,15)	42,54 (16,13)
Número de espécies	2,62 (0,51)	2,56 (0,53)	3,00 (0,78)	4,54 (1,05)
Número de estratos	2,23 (0,44)	1,89 (0,60)	2,29 (0,73)	2,38 (0,51)
Altura	5,88 (2,87)	4,06 (1,72)	6,64 (2,06)	7,54 (1,98)
D.A.P. médio (cm)	6,56 (2,91)	4,39 (1,91)	5,38 (2,77)	5,79 (1,95)
Plântulas e jovens	37,77 (41,46)	26,78 (19,65)	41,21 (38,66)	17,46 (21,55)
Densidade de <i>R. mangle</i>	24,46 (29,28)	28,56 (21,54)	27,43 (25,31)	24,85 (17,03)
Densidade de <i>L. racemosa</i>	20,85 (17,21)	33,56 (16,54)	26,64 (17,87)	16,92 (6,74)
Densidade de <i>A. schaueriana</i>	8,31 (10,55)	0,56 (0,73)	2,00 (3,01)	0,77 (0,83)
Densidade relativa de <i>R. mangle</i>	38,91 (35,10)	45,30 (26,24)	43,81 (31,90)	49,80 (30,14)
Densidade relativa de <i>L. racemosa</i>	41,55 (32,99)	54,49 (25,70)	52,25 (31,69)	48,45 (30,24)
Densidade relativa de <i>A. schaueriana</i>	19,54 (22,99)	0,85 (1,17)	3,95 (5,99)	1,75 (1,88)
D.A.P. de <i>R. mangle</i> (cm)	6,31 (5,28)	5,90 (2,52)	6,30 (2,96)	7,93 (3,93)
D.A.P. de <i>L. racemosa</i>	5,62 (3,64)	4,53 (1,52)	6,23 (1,47)	7,07 (3,74)
D.A.P. de <i>A. schaueriana</i>	7,75 (6,13)	2,75 (3,84)	3,62 (5,26)	2,39 (2,49)



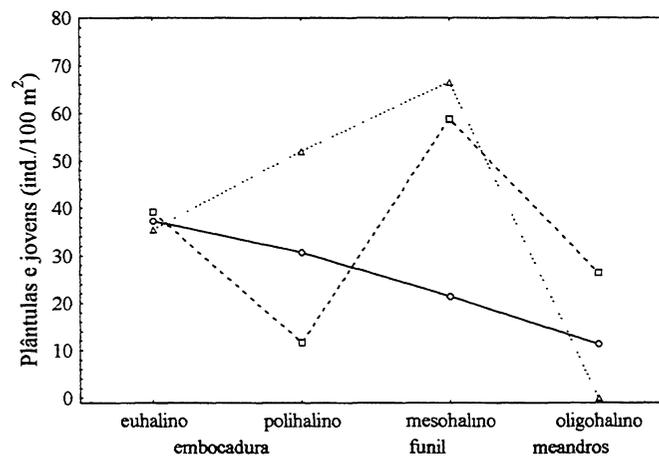
a.



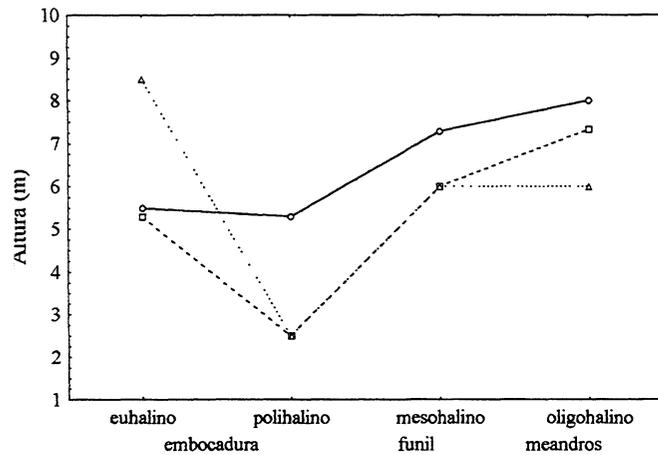
d.



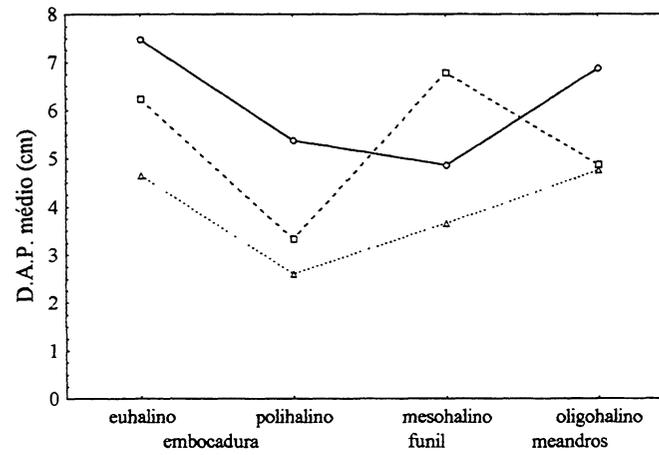
b.



e.



c.



f.

Figura 3. Valores médios dos parâmetros estruturais dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, PR. a. Número de espécies; b. número de estratos arbóreos; c. altura (m); d. densidade absoluta (ind./ 100 m²); e. densidade de plântulas e jovens (ind./ 100 m²) e f. diâmetro à altura do peito (D.A.P. = cm)

A maior densidade média de plântulas e jovens foi encontrada nos bosques da zona de afunilamento com $41,21 \pm 38,66$ plântulas e jovens/100 m² e a menor na zona de meandros com $17,46 \pm 21,55$ plântulas e jovens/100 m² (Tabela 2; Figura 3e).

As densidades absolutas de *R. mangle* e *L. racemosa* foram praticamente equivalentes em toda baía, com exceção da zona de meandros em que *R. mangle* foi dominante. *A. schaueriana*, mais freqüente no setor euhalino na zona de embocadura ($8,31 \pm 10,55$ ind/100 m²), apresentou baixa densidade em todos os bosques dos demais setores, quando comparada às outras duas espécies arbóreas (Tabela 2; Figura 4a).

R. mangle, com densidades relativas variando entre $38,91 \pm 35,10$ % e $49,80 \pm 30,14$ %, apresentou médias semelhantes às de *L. racemosa* ($41,55 \pm 32,99$ % a $54,49 \pm 25,70$ %) em todas as zonas sedimentares e setores de salinidade analisados. *A. schaueriana* apresentou maior densidade relativa no setor euhalino na zona de embocadura com $19,54 \pm 22,99$ % dos espécimes analisados. Nos demais setores não ultrapassou 4 % de densidade relativa (Tabela 2; Figura 4b).

R. mangle foi a espécie arbórea que apresentou maior diâmetro médio ao longo de todo estuário, variando de $5,90 \pm 2,52$ cm no setor polihalino a $7,93 \pm 3,93$ cm no setor oligohalino. *L. racemosa* apresentou diâmetro médio entre $4,53 \pm 1,52$ cm e $7,07 \pm 3,74$ cm. *A. schaueriana* apresentou maiores diâmetros médios nos pontos situados no setor euhalino na zona de embocadura ($7,75 \pm 6,13$ cm) (Tabela 2; Figura 4c).

Diferenças significativas entre as médias dos parâmetros estruturais nas três zonas sedimentares foram detectadas apenas para o número de espécies por parcela e para altura do maior estrato arbóreo. Os bosques da zona de meandros apresentaram um número de espécies significativamente maior do que os das zonas de embocadura e afunilamento. As zonas de afunilamento e de meandros apresentaram bosques mais altos do que a zona de embocadura (Tabela 3).

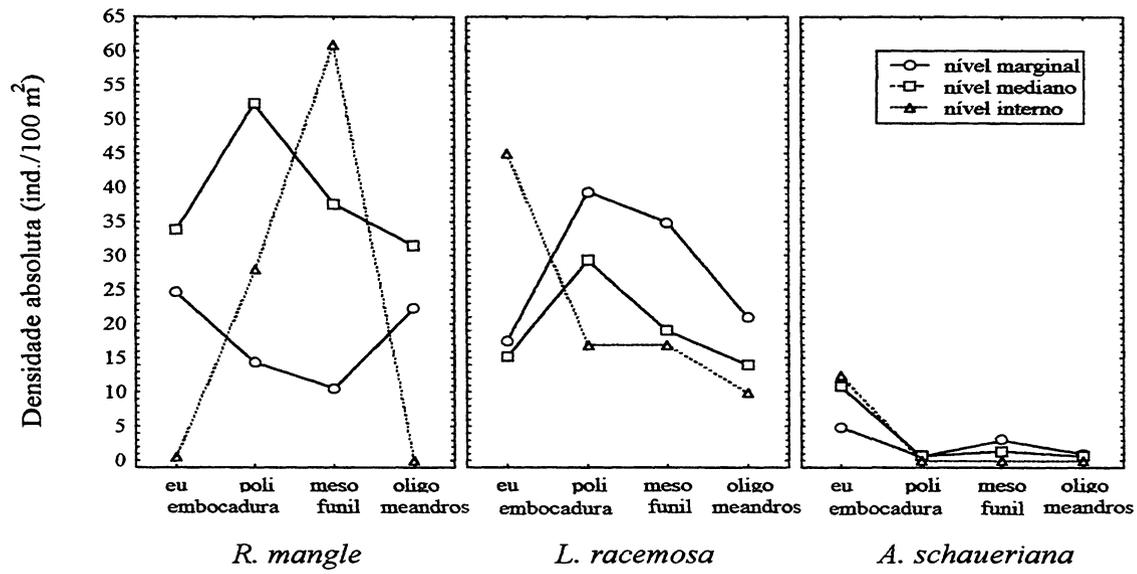
Nas análises de variâncias entre as médias dos setores de salinidade foram registradas diferenças significativas para o número de espécies, altura, densidade absoluta total e densidades absoluta e relativa e D.A.P. de *A. schaueriana*. Bosques do setor oligohalino apresentaram maior número de espécies, como já observado na análise entre as zonas sedimentares. Os setores eu-, meso- e oligohalino apresentaram bosques mais altos que o setor polihalino. As densidades absolutas dos setores eu-, poli- e mesohalino foram maiores do que do setor oligohalino. As densidades relativa e absoluta e o D.A.P. de *A. schaueriana* foram significativamente maiores no setor euhalino, na zona de embocadura (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados das análises de variâncias bifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros estruturais dos bosques nas três zonas sedimentares das Baías de Paranaguá e Antonina (1, Embocadura; 2, Afunilamento e 3, Meandros), nos quatro setores de salinidade (1, euha-, 2, poli-, 3, meso- e 4, oligohalino) e nos três níveis amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno). ns: diferenças não significativas; * $0,05 < p < 0,01$; $0,01 < p < 0,001$; *** $p < 0,001$ diferenças significativas detectadas através do Teste a posteriori de LSD. Altura = (m); Densidades absolutas = (ind./100 m²); Densidades relativas = (%); D.A.P. (diâmetro à altura do peito) = (cm).

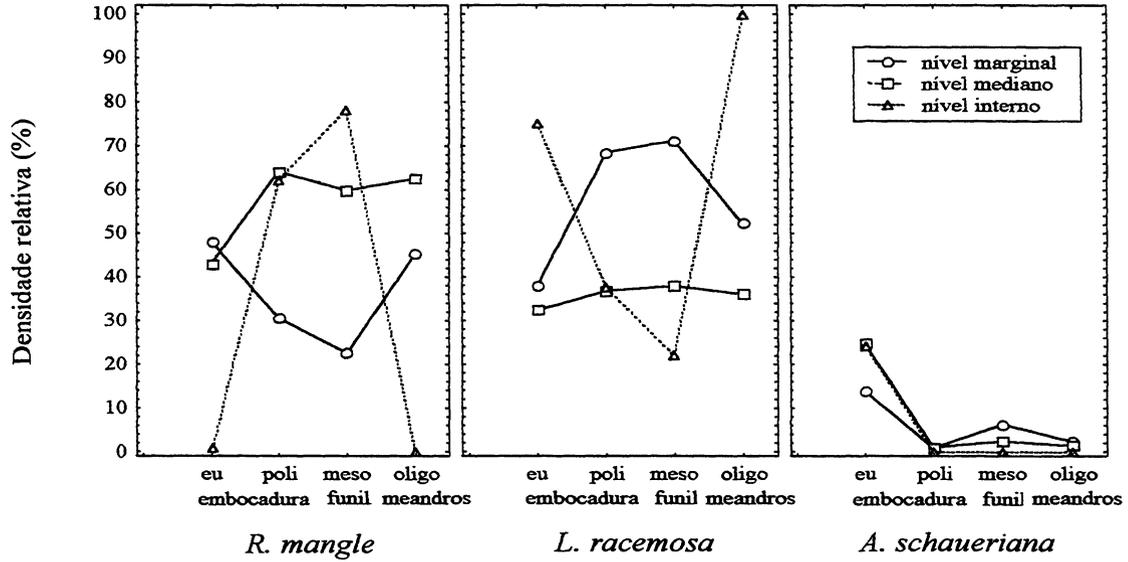
Parâmetros estruturais	Zonas sedimentares	Níveis	Z x N	Setores	Níveis	S X N
Número de espécies	*** 3>1=2	ns	ns	*** 4>3=2=1	ns	ns
Número de estratos	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Altura	* 3>1=2	ns	ns	* 1=3=4 >2	ns	ns
Densidade absoluta	ns	ns	ns	* 1=2=3 >4	ns	ns
Plântulas e jovens	ns	ns	ns	ns	ns	ns
D.A.P. médio	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Densidade relativa de <i>R. mangle</i>	ns	ns	ns	ns	ns	*
Densidade relativa de <i>L. racemosa</i>	ns	* a=c>c=b	ns	ns	* a=c>c=b	ns
Densidade relativa de <i>A. schaueriana</i>	ns	ns	ns	*** 1>2=3=4	ns	ns
Densidade de <i>R. mangle</i>	ns	* b=c>c=a	*	ns	* b=c>c=a	ns
Densidade de <i>L. racemosa</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Densidade de <i>A. schaueriana</i>	ns	ns	ns	** 1>2=3=4	ns	ns
D.A.P. de <i>R. mangle</i>	ns	** a=b>b=c	*	ns	** a=b>b=c	ns
D.A.P. de <i>L. racemosa</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
D.A.P. de <i>A. schaueriana</i>	ns	ns	ns	* 1>2=3=4	ns	ns

A figura 5a e b mostra, através dos diagramas de ordenação dos dois primeiros eixos da análise canônica, as relações entre as variáveis ambientais e as características estruturais dos níveis marginais dos 24 bosques amostrados ao longo das baías. Aproximadamente 60 % (50 % no Eixo 1; 10 % no Eixo 2) da variabilidade estrutural dos bosques foi explicada pelos parâmetros sedimentológicos e pela variação da salinidade. As variáveis areia, silte, teores de umidade, matéria orgânica, assimetria, seleção, curtose e salinidade, com os vetores mais longos, foram os parâmetros que mais influenciaram para a heterogeneidade dos bosques.

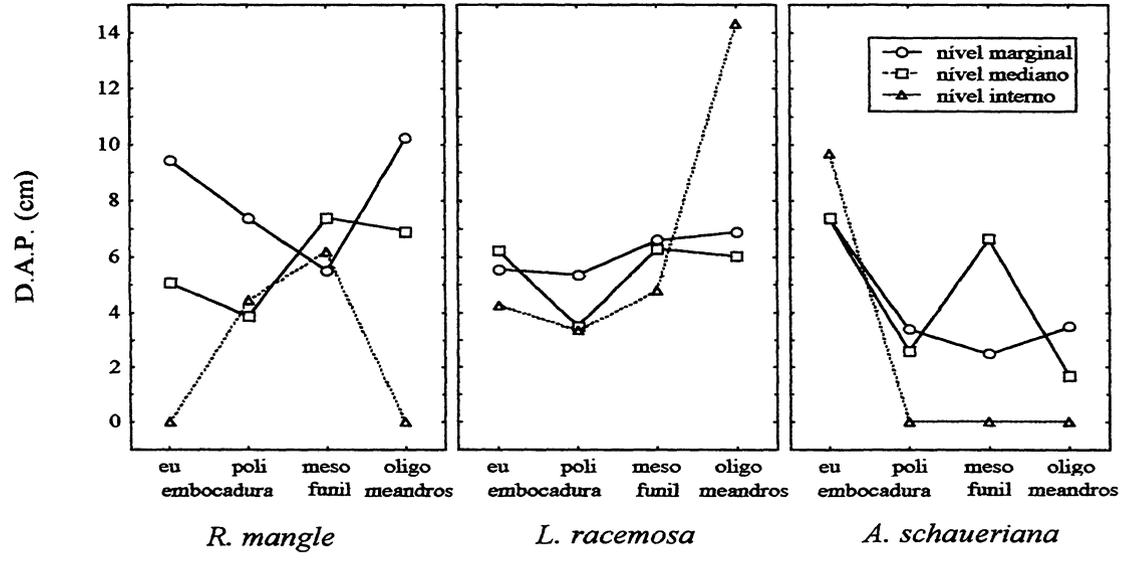
As variáveis percentagem de silte, teor de matéria orgânica e umidade apresentaram-se inversamente proporcionais à percentagem de areia e a salinidade. Estes resultados descrevem claramente os gradientes granulométricos e de salinidade, desde a zona de embocadura, setor euhalino de alta energia, caracterizada por areias finas ou muito finas, com baixos teores de matéria orgânica e umidade, até o interior da baía com sedimentos formados por silte médio a fino e altos teores de matéria orgânica e umidade (Figura 5a).



a.

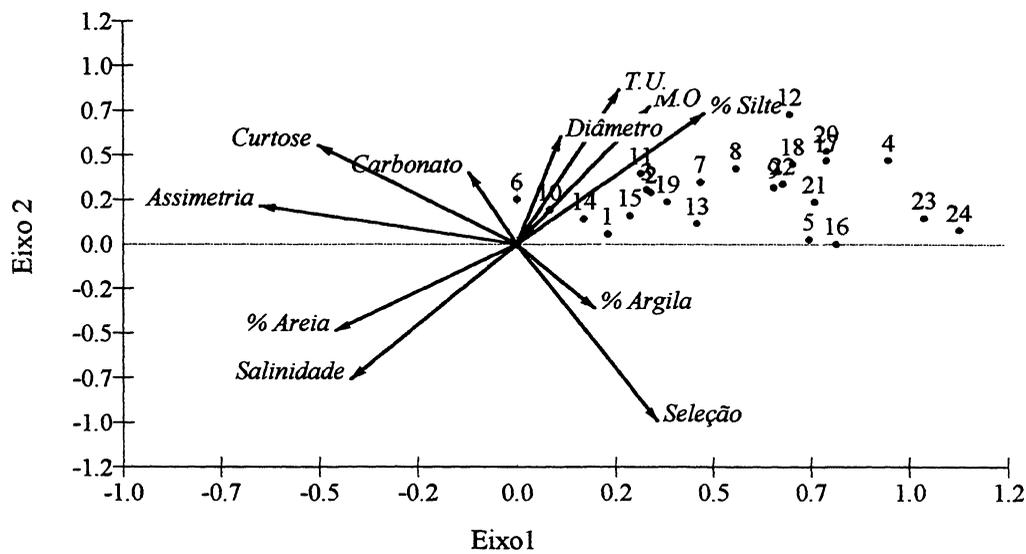


b.



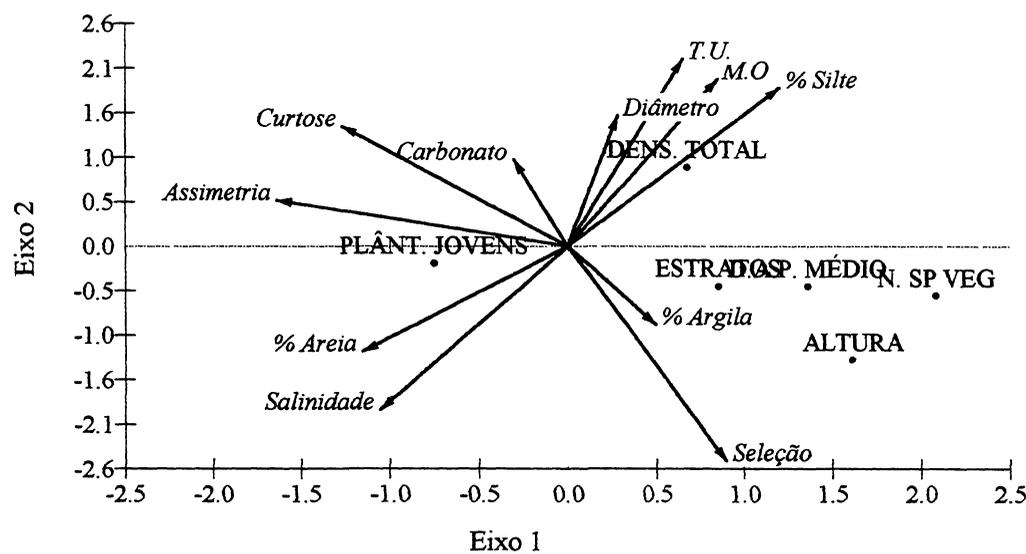
c.

gura 4. Densidade absolutas (ind./ 100 m²) e relativa (%) e diâmetro a altura do peito (D.A.P. = cm) das espécies bóreas nas três zonas sedimentares e/ou setores de salinidade dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, PR.



Vector scaling: 3.68

a.



Vector scaling: 9.67

b.

Figura 5. Diagrama de ordenação da Análise Canônica correlacionando as características estruturais dos bosques com as características dos sedimentos nos níveis marginais dos 24 pontos amostrados ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina. T.U., teor de umidade; M.O., teor de matéria orgânica; Sal., salinidade.

Os pontos com os maiores valores positivos foram os pontos da zona de meandros caracterizados pelos maiores valores de silte, teores de matéria orgânica, diâmetros médio dos grãos e umidade, maior seleção dos grãos e menores valores de salinidade (Figura 5a). Nesta zona foram constatados os bosques de maior heterogeneidade estrutural, ou seja,

bosques com maior número de espécies vegetais e estratos, mais altos e árvores com maiores D.A.P. (Figura 5b).

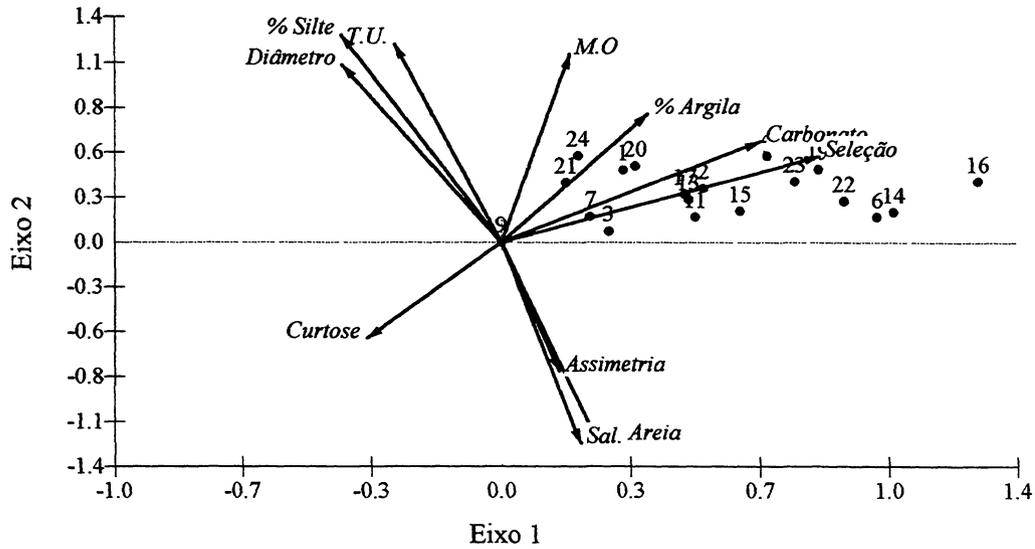
Em contrapartida, os bosques da zona de embocadura e alguns pontos da zona de afunilamento, localizados em regiões de alta energia ambiental, obtiveram as maiores correlações com as percentagens de areia e assimetria e apresentaram as menores densidades absolutas (Figura 5a e b).

Alguns pontos das zonas de embocadura e afunilamento não se apresentaram tão evidente segundo o continuo de gradientes ambientais como previsto. Os pontos 14, 15 e 19, foram plotados próximos a região central do gráfico, onde estão localizados os bosques característicos da zona de embocadura. Outro exemplo, é o ponto 4, da zona de embocadura, plotado próximo aos pontos 23 e 24 da zona de meandros. Estes resultados mostram que além dos fortes gradientes sedimentológicos, de energia ambiental e de salinidade formado ao longo do estuário, a heterogeneidade estrutural dos bosques pode estar sendo influenciada por variações locais destes parâmetros (Figura 5a e b).

As maiores densidades de 'plântulas e jovens' foram observadas nos pontos 1, 6, 10, 13, 14 e 15 que são localidades com maior percentagem de areia, assimetria dos grãos e salinidades mais altas (Figura 5a e b).

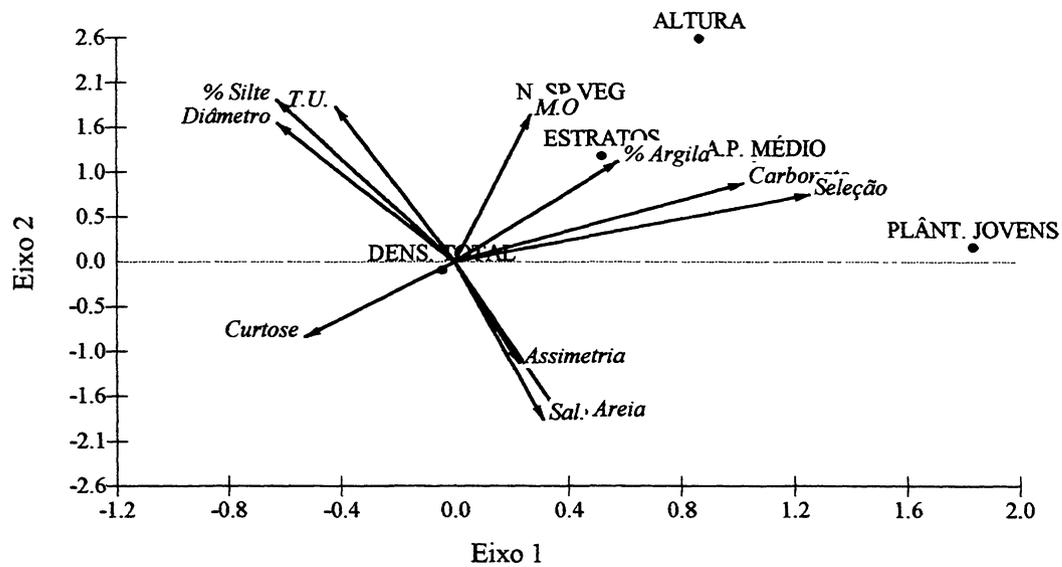
Nos níveis medianos, 65 % da heterogeneidade estrutural dos bosques foi explicada pelas características químicas, físicas e do sedimento. O eixo 1 foi responsável por 58 % da variabilidade dos dados e o eixo 2 por 7%. As variáveis teor de carbonato e o grau de seleção dos sedimentos com os vetores mais longos, foram responsáveis pelos maiores valores positivos do eixo 1 e que explicam melhor a distribuição dos pontos (Figura 6a).

Os gráficos da figura 6 mostram que, além dos fortes gradientes sedimentológicos, areia *versus* silte, diâmetro médio dos grãos, teor de umidade e a salinidade formados ao longo das baías, variações de menor escala na percentagem de argila, carbonato e grau de seleção dos grãos podem ser fundamentais para explicar a maior heterogeneidade das porções medianas dos bosques (Figura 6a). Os pontos 6, 14, 16, 19, 22 e 23, apresentaram os maiores valores de D.A.P. médio e densidades de plântulas e jovens. Estes bosques, que se localizam em desembocaduras de rios ou em bancos em progradação, apresentam os sedimentos muito pobremente selecionados. Isto demonstra que são ambientes de baixa energia ambiental propícios para a sedimentação de partículas finas de origem continental (Figura 6a e b). Já os pontos 1, 20, 21 e 24 que apresentaram maior número de estratos arbóreos e espécies vegetais e altura entre 6 a 8 m obtiveram maiores correlações com os valores mais elevados de matéria orgânica e percentagem de argila (Figura 6a e b).



Vector scaling: 6.20

a.



Vector scaling: 9.03

b.

Figura 6. Diagrama de ordenação da Análise Canônica correlacionando as características estruturais dos bosques com as características dos sedimentos nos níveis amostrais medianos. T.U., teor de umidade; M.O., teor de matéria orgânica; Sal., salinidade.

4.3. Zonação dos bosques

As tabelas 4 e 5 apresentam as médias e desvios padrão dos parâmetros estruturais dos bosques e das três espécies arbóreas nos três níveis amostrais, nas três zonas sedimentares e/ou setores de salinidade.

Diferenças significativas entre os níveis amostrais, independente das zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, foram detectadas para a densidade relativa de *L. racemosa*, densidade absoluta e D.A.P. de *R. mangle*. *L. racemosa* apresentou maior densidade relativa nos níveis marginais. *R. mangle* apresentou, em média, maior densidade

absoluta nos níveis medianos e maiores valores de D.A.P. nos níveis marginais (Tabelas 3 e 5).

Nas interações entre os níveis e zonas sedimentares ou setores de salinidade, diferenças significativas foram detectadas entre as médias das densidades absolutas e D.A.P. (Z X N) e densidades relativas (S X N) de *R. mangle* ao longo do estuário. Estes resultados indicam que a distribuição da espécie está condicionada às diferentes zonas, setores e níveis (Tabela 3).

Nas análises de variância das três espécies em cada uma das zonas e/ou setores de salinidade foram constatadas diferenças significativas entre as espécies arbóreas ao longo de todo o estuário e entre os níveis amostrais e espécies arbóreas apenas para as zonas de afunilamento e/ou setor mesohalino e para a zona de meandros e/ou setor oligohalino.

Nos bosques da zona de embocadura, apenas as densidades absoluta e relativa das espécies vegetais apresentaram diferenças significativas. *R. mangle* e *L. racemosa*, com densidades equivalentes, apresentaram maior dominância e abundância (Tabelas 5 e 6; Figura 4 a, b e c).

Na zona de afunilamento, *R. mangle* foi a espécie mais abundante, seguida de *L. racemosa* e *A. schaueriana*. As densidades relativas de *R. mangle* e *L. racemosa* foram semelhantes e maiores que a de *A. schaueriana*. Na interação entre os fatores, *R. mangle* foi mais abundante nos níveis medianos e internos; *L. racemosa* apresentou maior densidade absoluta nos níveis marginais; e *A. schaueriana*, com baixa densidade nesta zona, não apresentou diferença significativa entre os três níveis amostrais (Tabela 5 e 6 e Figuras 4 a, b e c).

Na zona de meandros, *R. mangle* e *L. racemosa* apresentaram maiores densidades absolutas. *L. racemosa* foi dominante e apresentou maiores valores de D.A.P. seguida de *R. mangle* e *A. schaueriana*. Na interação entre os fatores, *R. mangle* apresentou maior densidade relativa nos níveis medianos e ausente na parcela do nível interno; *L. racemosa* foi dominante nos níveis marginais e no único nível interno amostrado; *A. schaueriana*, quando presente, apresentou densidade relativa semelhante nos três níveis amostrados. *R. mangle* apresentou maiores D.A.P. médios nos níveis marginais, nos níveis medianos semelhantes aos de *L. racemosa* e foi ausente no único nível interno amostrado; e *A. schaueriana* obteve D.A.P. semelhantes nos três níveis (Tabelas 5 e 6; Figura 4 a, b e c).

Tabela 4. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros estruturais dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares, nos quatro setores de salinidade e nos três níveis amostrais (Nível 1 – marginal; Nível 2 – mediano; Nível 3 – interior) no verão de 1996. Altura = (m); Densidades = (ind./100 m²); D.A.P. = (cm).

Parâmetros estruturais	Embocadura									Afunilamento						Meandros		
	Euhalino			Polihalino			Mesohalino			Oligohalino			Oligohalino			Oligohalino		
	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3
Número de parcelas	6	5	2	5	3	1	7	5	2	6	6	1	6	6	1	6	6	1
Número de espécies	2,83 (0,41)	2,40 (0,55)	2,50 (0,71)	2,60 (0,55)	2,67 (0,58)	2,00 (0,00)	3,28 (0,95)	3,00 (0,00)	2,00 (0,00)	4,67 (1,21)	4,67 (0,82)	3,00 (0,00)	4,67 (1,21)	4,67 (0,82)	3,00 (0,00)	4,67 (1,21)	4,67 (0,82)	3,00 (0,00)
Número de estratos	2,17 (0,41)	2,20 (0,45)	2,50 (0,71)	2,20 (0,48)	1,33 (0,58)	2,00 (0,00)	2,57 (0,98)	2,00 (0,00)	2,00 (0,00)	2,50 (0,55)	2,33 (0,52)	2,00 (0,00)	2,50 (0,55)	2,33 (0,52)	2,00 (0,00)	2,50 (0,55)	2,33 (0,52)	2,00 (0,00)
Altura	5,50 (2,65)	5,30 (3,27)	8,50 (2,12)	5,30 (1,10)	2,50 (0,87)	2,50 (0,00)	7,29 (2,29)	6,00 (2,12)	6,00 (0,00)	8,00 (1,10)	7,33 (2,73)	6,00 (0,00)	8,00 (1,10)	7,33 (2,73)	6,00 (0,00)	8,00 (1,10)	7,33 (2,73)	6,00 (0,00)
Densidade absoluta	47,00 (20,50)	59,80 (30,85)	58,00 (9,90)	54,40 (13,35)	81,00 (23,43)	45,00 (0,00)	48,43 (18,81)	58,00 (20,41)	78,00 (9,90)	44,33 (15,97)	46,17 (11,74)	10,00 (0,00)	44,33 (15,97)	46,17 (11,74)	10,00 (0,00)	44,33 (15,97)	46,17 (11,74)	10,00 (0,00)
Plântulas e jovens	37,33 (33,82)	39,20 (55,59)	35,50 (50,20)	30,80 (18,05)	11,67 (13,87)	52,00 (0,00)	21,43 (17,77)	58,80 (48,61)	66,50 (50,20)	11,33 (11,83)	26,50 (27,76)	0,00 (0,00)	11,33 (11,83)	26,50 (27,76)	0,00 (0,00)	11,33 (11,83)	26,50 (27,76)	0,00 (0,00)
D.A.P. médio	7,48 (3,03)	6,23 (3,27)	4,65 (0,62)	5,39 (1,80)	3,33 (1,56)	2,61 (0,00)	4,86 (2,32)	6,79 (3,50)	3,66 (0,92)	6,88 (2,19)	4,89 (1,33)	4,77 (0,00)	6,88 (2,19)	4,89 (1,33)	4,77 (0,00)	6,88 (2,19)	4,89 (1,33)	4,77 (0,00)

Tabela 5. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros estruturais das três espécies arbóreas dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares, nos quatro setores de salinidade e nos três níveis amostrais (Nível 1 – marginal; Nível 2 – mediano; Nível 3 – interior) no verão de 1996. Densidades absolutas= (ind./100 m²); Densidades relativa= (%); D.A.P. = (cm).

Parâmetros estruturais	Embocadura						Afunilamento						Meandros				
	Euhalino		Polihalino		Mesohalino		Nível 1		Nível 2		Nível 3		Nível 1		Nível 2		Nível 3
	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	Nível 3		
Número de parcelas	6	5	2	3	5	3	1	7	5	2	2	6	6	1			
% <i>R. mangle</i>	48,19 (30,82)	42,94 (40,48)	0,98 (1,39)	64,12 (7,91)	30,62 (27,20)	64,12 (7,91)	62,22 (0,00)	22,61 (19,39)	59,75 (32,39)	78,14 (0,96)	45,37 (20,72)	62,54 (32,18)	0,00 (0,00)				
% <i>L. racemosa</i>	38,07 (26,78)	32,37 (38,03)	74,93 (31,10)	36,82 (10,93)	68,42 (26,72)	37,78 (0,00)	37,78 (0,00)	71,20 (22,75)	37,87 (33,76)	21,86 (0,96)	52,21 (19,91)	36,09 (32,66)	100,00 (0,00)				
% <i>A. schaueriana</i>	13,74 (13,17)	24,69 (32,46)	24,09 (29,71)	0,99 (0,86)	0,95 (1,47)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	6,19 (7,76)	2,37 (2,57)	0,00 (0,00)	2,42 (1,97)	1,37 (1,80)	0,00 (0,00)				
Densidade de <i>R. mangle</i>	24,67 (19,99)	33,80 (40,95)	0,50 (0,71)	52,33 (18,34)	14,40 (9,23)	28,00 (0,00)	28,00 (0,00)	10,57 (8,54)	37,6 (27,66)	61,00 (8,49)	22,33 (15,25)	31,50 (16,72)	0,00 (0,00)				
Densidade de <i>L. racemosa</i>	17,50 (13,14)	15,20 (12,76)	45,00 (25,46)	29,33 (8,96)	39,40 (19,55)	17,00 (0,00)	17,00 (0,00)	34,86 (19,63)	19,00 (14,88)	17,00 (1,41)	21,00 (3,63)	14,00 (7,48)	10,00 (0,00)				
Densidade de <i>A. schaueriana</i>	4,83 (3,87)	10,80 (15,02)	12,50 (14,85)	0,67 (0,58)	0,60 (0,89)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	3,00 (3,87)	1,40 (1,67)	0,00 (0,00)	1,00 (0,89)	0,67 (0,82)	0,00 (0,00)				
D.A.P. de <i>R. mangle</i>	9,46 (5,10)	5,07 (3,82)	0,00 (0,00)	3,87 (1,07)	7,40 (2,38)	4,44 (0,00)	4,44 (0,00)	5,52 (3,62)	7,41 (2,47)	6,20 (0,33)	10,24 (1,55)	6,93 (3,79)	0,00 (0,00)				
D.A.P. de <i>L. racemosa</i>	5,57 (3,36)	6,24 (4,93)	4,27 (0,01)	3,53 (1,29)	5,36 (1,35)	3,38 (0,00)	3,38 (0,00)	6,60 (1,31)	6,30 (1,29)	4,79 (2,44)	6,90 (4,26)	6,02 (1,88)	14,32 (0,00)				
D.A.P. de <i>A. schaueriana</i>	7,40 (7,77)	7,40 (5,86)	9,70 (1,86)	2,60 (2,80)	3,40 (4,80)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	2,48 (3,47)	6,65 (1,29)	0,00 (2,44)	3,48 (2,80)	1,70 (1,98)	0,00 (0,00)				

Tabela 6. Resultados das análises de variâncias bifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros estruturais das espécies arbóreas (EA) *R. mangle* (*R*), *L. racemosa* (*L*) e *A. schaueriana* (*A*) nas três zonas sedimentares (*Z*) das Baías de Paranaguá e Antonina (1, Embocadura; 2, Afunilamento e 3, Meandros) e nos três níveis (N) amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno) e interações entre os dois fatores; D.A.P., diâmetro à altura do peito. ns: diferenças não significativas; * 0,05 < p < 0,01; ** 0,01 < p < 0,001; *** p < 0,001 diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD. Densidades = (ind./100 m²); D.A.P. = (cm).

Parâmetros estruturais	Embocadura			Afunilamento			Meandros		
	N	EA	N x EA	N	EA	N x EA	N	EA	N x EA
Densidade absoluta	ns	** R=L>A	ns	ns	*** R>L>A	*** Rbc>Rb=Labc>Lbc=Ra=Aabc	ns	** R=L>A	ns
Densidade relativa	ns	** R=L>A	ns	ns	*** R=L>A	*** Rbc=Lα>Rb=Lbc>Ra=Lc=Aabc	ns	*** L>R>A	* Lac=Rb>Rab=Lα>Lab=Rb>Rc=Aabc
D.A.P. médio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*** L>R>A	** Lc=Ra>Rab=Lα>Rb=Lab>Rc=Lb=Aabc

Tabela 7. Resultados das análises de variâncias bifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros estruturais das espécies arbóreas (EA) *R. mangle* (*R*), *L. racemosa* (*L*) e *A. schaueriana* (*A*) nos quatro setores (S) de salinidade (1, euha-, 2, poli-, 3, meso- e 4, oligohalino), nos três níveis (N) amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno) e interações entre os três fatores; D.A.P., diâmetro à altura do peito. ns: diferenças não significativas; * 0,05 < p < 0,01; ** 0,01 < p < 0,001; *** p < 0,001 diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD. Densidades = (ind./100 m²); D.A.P. = (cm).

Parâmetros estruturais	Euhalino			Polihalino			Mesohalino			Oligohalino		
	N	EA	N x EA	N	EA	N x EA	N	EA	N x EA	N	EA	N x EA
Densidade absoluta	ns	*** R=L>A	ns	ns	*** R>L>A	ns	ns	*** R>L>A	*** Rbc>Rb=Labc>Lbc=Rα=Aabc	ns	** R=L>A	ns
Densidade relativa	ns	*** R=L>A	ns	ns	*** R=L>A	ns	ns	*** R=L>A	*** Rbc=Lα>Rb=Lbc>Ra=Lc=Aabc	ns	*** L>R>A	* Lac=Rb>Rab=Lα>Lab=Rb>Rc=Aabc
D.A.P. médio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*** L>R>A	** Lc=Ra>Rab=Lα>Rb=Lab>Rc=Lb=Aabc

Os resultados entre as características estruturais das três espécies arbóreas e os setores de salinidade foram semelhantes aos das zonas sedimentares, com exceção dos setores eu- e polihalinos que correspondem a zona de embocadura. Nos setores eu- e polihalino foram constatadas diferenças significativas entre as densidades absoluta e relativa das espécies arbóreas. *R. mangle* e *L. racemosa* apresentaram densidades absoluta e relativa equivalentes entre si e maiores que de *A. schaueriana*. Os resultados para os demais setores já foram descritos acima, na medida em que os limites geográficos coincidem com as zonas sedimentares (Tabelas 5 e 7; Figura 4 a, b e c).

5. Discussão

5.1. A variação na estrutura e composição dos bosques em função de gradientes ambientais

O desenvolvimento estrutural alcançado por um bosque está diretamente relacionado com os fatores físicos e químicos operando em distintas intensidades no ambiente. Embora as variações das fontes de energia externas possam ser infinitas, as possíveis variações na estrutura de um bosque são limitadas pela plasticidade das espécies envolvidas e pela capacidade de adaptação ao meio. Em lugares com fontes de energia similares, a resposta das espécies deve ser similar e, em consequência, os bosques devem alcançar grau de desenvolvimento similar (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1984).

Segundo Knoppers *et al.* (1987) e Brandini *et al.* (1988), a Baía de Paranaguá apresenta um marcado gradiente ambiental relacionado aos parâmetros físicos e químicos, desde a porção mais interna da Baía de Antonina até às barras de acesso, junto à Ilha do Mel. As áreas mais internas da baía são mais fortemente influenciadas pelo regime de chuvas do que as do setor leste, onde a influência oceânica é mais evidente.

A estrutura dos bosques de manguezais foi categorizada por Lugo & Snedaker (1974) em seis diferentes tipos. Cintrón *et al.* (1980) simplificaram a tipificação de Lugo & Snedaker (1974) em apenas três tipos estruturais, os bosques ribeirinhos, os borda e de ilhas e os de bacias. No entanto, tais classificações estruturais nem sempre se enquadram perfeitamente quando o estuário apresenta um mosaico de ambientes com forças hidrodinâmicas distintas. Por exemplo, ao longo da costa do Pacífico na Colômbia, alta taxa de sedimentação ocorre devido aos rios, criando ambientes deposicionais que são rapidamente colonizados por manguezais e mudam

completamente o padrão de distribuição da floresta previamente estabilizada (Alvarez-León, 1993). Por isto, a discussão a seguir se preocupa em descrever as heterogeneidades estruturais obtidas e relacioná-las com os parâmetros sedimentológicos, físicos e químicos da região, mais do que em categorizar ou relacionar as estruturas dos bosques amostrados a classificações tipológicas já existentes.

Embora alguns autores considerem como características de manguezais apenas as espécies arbóreas, classificando as demais como associadas (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Kjerfve & Lacerda, 1993), neste estudo todas as espécies vegetais registradas no interior dos bosques foram incluídas para uma descrição compreensiva do ecossistema. Este procedimento foi adotado procurando não descrever apenas as características estruturais das espécies arbóreas mas também ressaltar as heterogeneidades do ecossistema como um todo. Segundo Jiménez & Soto (1985), muitas espécies consideradas como vegetação marginal estão obrigatoriamente associadas aos manguezais e devem ser incluídas como parte da própria vegetação deste ecossistema. A dependência entre a distribuição de muitas espécies marginais e a vegetação arbórea sugere um longo processo evolutivo que se faz evidente na presença de adaptações, tais como viviparidade em *Crinum* e *Hymenocallis* e frutos flutuantes em *Tabebuia palustris*, *Phryganocydia phellosperma* e *Dendrosicus latifolius*.

A composição florística dos manguezais levantada retrata basicamente as espécies já citadas para o sul do Brasil (Kjerfve & Lacerda, 1993).

As três espécies arbóreas, *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*, estiveram presentes ao longo de todo o estuário. Isto demonstra a variabilidade de habitats a que as espécies arbóreas estão adaptadas, seja em diferentes tipos de sedimentos, energia ambiental ou salinidade. A coexistência das espécies também mostra a sobreposição de seus nichos ecológicos.

A espécie arbustiva *H. tiliaceus* e as herbáceas *C. kunthianum*, *T. dominguensis* e *A. danaefolium*, com distribuição restrita à zona de meandros e as gramíneas *S. alterniflora* e *S. densiflora*, presentes em apenas um ponto da zona de afunilamento, são freqüentemente descritas como associadas aos manguezais. Segundo Lacerda *et al.* (1993), poucas espécies associadas às espécies arbóreas têm sido descritas para os manguezais da costa brasileira.

O número de espécies foi significativamente maior estuário adentro, tanto na comparação entre as médias das zonas sedimentares como entre as médias dos setores

de salinidade. A ausência das plantas arbustivas e herbáceas nas zonas de embocadura e afunilamento pode ser reflexo do estresse fisiológico, superado nos setores mais internos da baía devido às menores salinidades. Bertrand (1999) também descreve a presença de uma comunidade herbácea secundária localizada na porção intermediária com salinidade mais baixa, em manguezais da África do Sul. Muitos autores têm notado que o número de espécies declina ao longo de gradientes devido ao aumento do estresse ambiental (Duke, 1998; Ball, 1998).

De acordo com Ball (1998), a diminuição da riqueza de espécies em áreas de maior salinidade se dá porque o pool de espécies tolerantes às condições mais salinas é relativamente pequeno. Possivelmente, fatores que estão associados à tolerância ao sal impeçam a ocorrência de formas que crescem sob a sombra das árvores dominantes. Por exemplo, ocorre uma tendência de alocação de carbono nas raízes para compensar a diminuição da área foliar, que evita a perda excessiva de água pela evapotranspiração. Tais mudanças na morfologia da planta para alocação de carbono podem inibir a instalação de novas espécies até mesmo pela presença física das raízes.

A densidade absoluta média registrada para os bosques independente da zona sedimentar encontra-se dentro das variações (320 a 7510 troncos ha) descritas por Lacerda *et al.* (1993) para os manguezais da América Latina e Caribe.

A densidade absoluta das árvores não apresentou diferença significativa ao longo das zonas sedimentares. No entanto, entre os distintos setores de salinidade, o setor oligohalino apresentou menor densidade. Estes resultados coincidem com os de Almeida (1996) em estudo realizado em manguezais do Pará, onde foram registradas densidades mais altas em regiões de maior salinidade. Com o menor estresse salino no setor oligohalino ocorre a colonização dos bosques por espécies arbustivas e herbáceas que aparentemente possuem mecanismos ecofisiológicos de tolerância para ambientes com baixa salinidade. Com isso, aumentaria a competição por espaço entre os propágulos das espécies arbóreas e as que compõem o estrato de menor altura no bosque, espécies arbustivas e herbáceas impedindo que cresçam até os estágios mais altos. Esta hipótese pode ser sustentada pelos resultados de densidade de plântulas e jovens que, embora não tenha apresentado valores significativos entre os setores, foram menores nos setores oligohalino. Outro aspecto também podem ser levantado, por exemplo, altas taxas de herbivoria nos propágulos e nas árvores locais, principalmente por caranguejos e insetos, estariam impedindo o estabelecimento de novas plantas.

O número de estratos de um determinado bosque é uma expressão do seu grau de complexidade (Martin, 1992). A maioria dos bosques analisados apresentou apenas dois estratos arbóreos. Embora não tenham sido detectadas diferenças significativas no número de estratos entre zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, bosques mais estratificados foram mais freqüentes nos pontos das zonas de afunilamento (setor mesohalino) e de meandros (setor oligohalino), sugerindo que há uma maior complexidade estrutural estuário adentro. Bosques com maior número de estratos estão associados à presença principalmente das espécies herbáceas e arbustivas. Possivelmente, estas espécies também estão contribuindo para a maior complexidade estrutural da fauna bêntica, tanto por servir como substrato físico para as espécies como também por contribuir para o aumento de matéria orgânica no sedimento.

Diferenças significativas foram constatadas na altura dos bosques entre zonas sedimentares e/ou setores salinos, com a altura média sendo significativamente menor no setor polihalino. Os bosques do setor euhalino também apresentaram a menor altura, embora não tenham apresentado diferenças significativas com os demais setores. A maior altura dos bosques nas outras zonas indica que as espécies típicas dos manguezais possuem melhor crescimento relacionado com a energia local.

Segundo Duke *et al.* (1998), mudanças de energia em escala temporal podem influenciar o crescimento das árvores. Quando as árvores são submetidas a maior energia ambiental, suas raízes suportes são afetadas pelo movimento d'água e pela ação das ondas. Nestas situações, espécies com maior capacidade de sustentação, como *R. mangle*, tendem a desenvolver maior quantidade de estruturas de suporte, como observado em vários pontos do setor polihalino (obs. pes.). Além disto, muitas espécies limitam seu crescimento em respostas a tais condições, dando origem a árvores de menor estatura, prostradas e retorcidas.

O valores médios do D.A.P. foram significativamente maiores no setor euhalino, devido particularmente ao aumento do diâmetro de *A. schaueriana*. *A. schaueriana* é a espécie arbórea considerada mais tolerante a condições climáticas e edáficas rigorosas (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983). Por esta razão, é freqüentemente dominante ou apresenta maior desenvolvimento em áreas onde os solos contêm altas concentrações de sal.

A densidade de plântulas e jovens não variou ao longo do estuário. Este resultado mostra que as espécies arbóreas estão bem adaptadas às condições físicas e químicas do estuário para a dispersão dos propágulos e colonização dos bancos,

entretanto não significa o seu crescimento até a fase adulta. Estudos realizados sobre a capacidade de dispersão e longevidade das espécies de mangue constataram que os propágulos de *R. mangle* permaneceram flutuando até três meses e *A. germinans* de 14 a 110 dias. Para *L. racemosa* foi observado enraizamento nos propágulos mesmo estando imersos por mais de 8 dias (Ellison & Farnsworth, 1996; Rabinowitz, 1978 in Duke *et al.*, 1998). Como o tempo de renovação do volume de água doce do estuário situa-se entre 3 dias no verão e 10 dias no inverno (Mantovanelli, 1999), todas as espécies estariam aptas a colonizar qualquer um dos setores das baías.

Nas tabelas de distribuições das espécies ao longo do estuário, *R. mangle* e *A. schaueriana* foram citadas como espécies mais abundantes na região de maior salinidade do estuário. A distribuição de *L. racemosa* foi citada para as regiões intermediárias e externas do estuário (Duke, 1992; Duke *et al.*, 1998).

Não foram detectadas diferenças significativas nas densidades relativa e absoluta e D.A.P. entre zonas sedimentares e/ou setores de salinidade tanto para *R. mangle* como para *L. racemosa*. Entretanto, bosques monoespecíficos de *R. mangle* foram registrados no setor euhalino na zona de embocadura e de *L. racemosa* na zona de afunilamento, demonstrando que uma competição interespecífica pode estar acontecendo em função de alterações locais nos parâmetros ambientais. Em contrapartida, *A. schaueriana* apresentou maiores densidades relativa e absoluta e D.A.P. no setor euhalino. Como já descrito anteriormente, esta espécie possui maior capacidade competitiva em regiões de alta salinidade e energia ambiental. A dominância de uma espécie congênere (*A. germinans*) em ambientes de maior salinidade também foi atribuída a sua maior tolerância ao estresse salino (Chen & Twilley, 1998).

A análise da estrutura da vegetação das 49 parcelas evidenciou uma clara diferença entre o setor oligohalino e os demais. Os bosques deste setor podem ser considerados como estruturalmente mais complexos por apresentarem maior número de estratos, altura, diâmetro médio e pela presença das espécies herbáceas. Estas características podem estar sendo condicionadas pela baixa salinidade do setor, pelo maior aporte de nutrientes do continente trazidos pelos rios e pela maior saturação dos solos no período de chuvas intensas. Com isso, os fatores limitantes para as espécies tornam-se menos marcados, possibilitando maior desenvolvimento estrutural.

Pool *et al.* (1977) em um estudo sobre manguezais da Flórida, Porto Rico, México e Costa Rica, atribuíram a menor complexidade estrutural dos bosques à redução do fluxo de água doce e de nutrientes. Jimenez & Soto (1985) registraram

maior desenvolvimento estrutural em bosques na costa Pacífica da Costa Rica localizados em áreas de maior aporte de água doce, concluindo que a composição florística e a estrutura dos manguezais locais estariam condicionadas pelos fatores climáticos e hidrológicos.

Smith III (1992) atribuiu aos fatores climáticos, particularmente às chuvas, importante papel regulador da riqueza de espécies, da estrutura dos bosques e da dinâmica de crescimento em bosques de manguezais. Em resposta a estes fatores reguladores, as espécies manifestam suas variações estruturais através da plasticidade das características morfológicas, anatômicas e fisiológicas expressas pela capacidade de adaptação ao meio.

5.2. Zonação dos bosques

Diversos estudos têm tentado explicar a zonação da vegetação em manguezais. A maioria deles cita como causadores da zonação o próprio processo de sucessão, os fatores geomorfológicos, adaptações fisiológicas da vegetação aos gradientes formados na região entre-marés, diferenças na dispersão e predação dos propágulos e a competição interespecífica (Snedaker, 1982; Smith III, 1992).

O presente estudo procurou abranger diferentes segmentos dos bosques, representados pelos níveis transversais à linha d'água, buscando heterogeneidades estruturais dos bosques que indicassem a zonação das espécies arbóreas em função das possíveis variações das características sedimentológicas e de salinidade.

Não foram detectadas variações significativas nas características texturais e na salinidade dos sedimentos nos diferentes níveis. Estes resultados apontam que, embora possam estar em níveis topográficos com tempo de submersão distintos, os processos de sedimentação são similares no interior destes bosques estreitos. Desta forma, a distribuição das espécies ao longo da região de entre-marés, sugerindo padrões de zonação, está provavelmente relacionada com outros parâmetros operando em escala local, tais como variações no aporte de água doce, pH, Eh, luz, nutrientes, dispersão e competição entre as espécies ou atividade da fauna associada.

Diferenças estruturais ao longo da zona entre-marés na baía como um todo foram constatadas apenas para a densidade relativa de *L. racemosa* e densidade absoluta e D.A.P. de *R. mangle*. Estes resultados mostram que estas duas espécies são aparentemente mais sensíveis aos gradientes ambientais na região de entre-marés do que *A. schaueriana* que apresentou baixas densidades relativa e absoluta em todas as zonas

e/ou setores e foi a única espécie a não apresentar diferenças significativas entre os níveis amostrais. As baixas densidades de *A. schaueriana* demonstram que, além do processo de competição, outros fatores podem estar limitando seu recrutamento e maior abundância ao longo da região de entre-marés em toda baía.

Matthijs *et al.* (1999) constataram que mesmo com variações sedimentológicas, Eh, sulfetos e na salinidade do solo, a espécie congênere *A. marina*, também não apresentou zonação definida em um manguezal do Kenya. Entretanto, foram observadas diferenças no crescimento. Indivíduos mais robustos e altos foram registrados na porção do bosque mais próxima da linha d'água. Estes autores refutaram a hipótese de que o potencial redox do solo, a concentração de sulfatos e a variação da salinidade sejam fatores preponderantes para a zonação de *A. marina* no manguezal amostrado.

Na zona de embocadura e/ou setores eu- e polihalino não foram detectadas diferenças significativas nas características estruturais do bosque entre os níveis amostrais. Estes setores de entrada do estuário apresentam maior influência marinha e por isso há maior estabilidade nas condições químicas e físicas da coluna d'água. Desta forma, *R. mangle* e *L. racemosa* que apresentaram densidades absoluta e relativa equivalentes e maiores que as de *A. schaueriana*, demonstraram possuir maiores habilidades competitivas nestas condições.

Segundo Ball (1996), espécies com menor tolerância ao sal crescem mais rapidamente, alocando mais carbono nas folhas para obter maior taxa de área foliar para a planta. Estas diferenças na arquitetura, ou seja, na aparência estrutural das plantas, expressam a forma de utilização da água por cada espécie, as quais tendem a ser mais conservativas com o aumento da tolerância ao sal. Tais diferenças interespecíficas em resposta a variação da salinidade podem levar à exclusão competitiva ao longo de gradientes espaciais e levar a uma coexistência em variações temporais da salinidade.

A zonação foi mais evidente nos bosques das zonas de afunilamento e meandros que apresentam maior influência da drenagem continental. Durante o verão, a taxa de renovação da água do estuário aumenta devido à alta pluviosidade. Com isso a influência da drenagem continental nas porções medianas e internas do estuário é intensificada. Diferenças nas características texturais do sedimento e na salinidade dos manguezais das zonas de afunilamento e meandros foram detectadas entre o inverno e verão sugerindo que variações temporais possam estar agindo como um dos agentes determinadores da zonação nestas regiões.

É provável que *L. racemosa* seja a espécie pioneira ao longo de toda baía, pois foi registrada como dominante ou com maior densidade nos níveis marginais de várias regiões em que há progradação dos bancos. Em um segundo momento, *R. mangle* dominaria a comunidade, definindo com as outras espécies características estruturais do bosque relativamente constantes. Pool *et al.* (1977) constataram que *L. racemosa* foi a espécie dominante colonizando sedimentos depositados recentemente, em manguezais da Costa Rica, Porto rico, México e Flórida.

A maior abundância e dominância de *R. mangle* nos níveis medianos da zona de afunilamento provavelmente reproduza o bosque mais estável, após o processo de competição por espaço. Outro aspecto relevante e que provavelmente explique o maior sucesso de *R. mangle* nos níveis mais estáveis do bosque está relacionado com as menores taxas de herbivoria e predação em relação às outras espécies de árvores. Vários autores constataram que moluscos, insetos e caranguejos podem ser responsáveis pelo processamento de quantidades significativas de material vegetal em manguezais (Onuf *et al.*, 1977; Robertson, 1986 e 1991; Camilleri, 1989 e 1992; Brogim, 1992; Micheli, 1993; Brogim & Lana, 1997).

Brogim & Lana (1997) em estudos com grapsídeos dos manguezais da Baía de Paranaguá, constataram que 75 % da dieta de *Aratus pisonii* e 95 % de *Sesarma rectum* e *Chasmagnathus granulata* consistem de restos de folhas, propágulos, caules e raízes de árvores dos manguezais. As folhas menos consumidas e preferidas por estas espécies foram as de *R. mangle*, enquanto as folhas de *A. schaueriana* apresentaram maiores taxas de herbivoria (Brogim, 1992 e 1995).

Em um estudo sobre predação e distribuição de espécies na região de entre-marés, Smith III (1987) constatou que dentre as cinco espécies arbóreas existentes em manguezais da Austrália, os propágulos de *R. stylosa* foram os menos predados e *A. marina* apresentou maior valor percentual de predação. Estes resultados foram atribuídos à menor qualidade nutritiva de *R. stylosa* quando comparados aos propágulos das outras espécies coexistentes. Neste estudo as diferenças na distribuição das espécies na região de entre-marés também foram atribuídas à predação.

Sousa & Mitchell (1999) mostraram que os propágulos de *A. germinans* foram os mais predados principalmente nos níveis próximos à linha d'água e em menor quantidade na porção mais interna do bosque. Estes autores concluíram que caranguejos herbívoros podem influenciar na composição dos bosques reduzindo o recrutamento de *A. germinans*. Em contrapartida, as taxas de predação de *R. mangle* e *L. racemosa*

maiores nos níveis marginais, não diferiram significativamente entre si. Em consequência, não interferiram nos padrões de distribuição de *R. mangle* e *L. racemosa*, que foram as espécies mais abundantes.

Na zona de meandros e setor oligohalino foram constatadas diferenças estruturais entre as espécies arbóreas e na interação entre níveis e espécies arbóreas. Como se trata de uma zona de delta de rios com altas taxas de sedimentação e progradação dos bancos, possivelmente estas diferenças entre os níveis estejam retratando os bosques aparentemente em constante processo de desenvolvimento e sucessão. *L. racemosa*, significativamente dominante nos níveis marginais, foi possivelmente a espécie pioneira.

Lebigre (1999) refere-se a *L. racemosa* como um elemento diagnóstico para detecção de processos de recolonização. A dominância da espécie na zona frontal, imediatamente em contato com o estuário, indica que ocorreu maior sedimentação local proporcionando a progradação dos manguezais.

Em síntese, a zonation dos bosques das Baías de Paranaguá e Antonina foi mais evidente nas zonas de afunilamento e meandros. As características texturais do sedimento e da salinidade foram homogêneas entre níveis em todas as zonas e/ou setores ao longo do estuário. Isto sugere que outros fatores, como o maior aporte de água doce no interior do estuário, devem ser responsáveis pelos processos de zonation. Além do consequente aporte de nutrientes, a água traz oxigênio, retira dióxido de carbono e resíduos tóxicos, é possível que a fauna associada também contribua significativamente para a zonation dos bosques nestas zonas, devido às suas atividades de predação e herbivoria, desde o propágulo até a planta adulta. *L. racemosa* pode ser utilizada como indicadora de bancos em progradação e *R. mangle* como espécie colonizadora de bosques já estabelecidos.

6. Referências bibliográficas

- Almeida, S.S. 1996. Estrutura e florística em áreas de manguezais paraenses: evidências da influência do estuário amazônico. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Ciênc. Da Terra 8:93-100.
- Alvarez-León, R. 1993. Mangrove ecosystems of Colombia. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin American and Africa regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin American. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 43-55.

- Azariah, J.; Azariah, H.; Gunasekaran, S.; Selvam, V. 1992. Structure and species distribution in Coringa mangrove forest, Godavari Delta, Andhra Pradesh, India. *Hydrobiologia* 247:11-16.
- Ball, M.C. 1998. Mangrove species richness in relation to salinity and waterlogging: a case study along the Adelaide River floodplain, northern Australia. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:73-82.
- Ball, M.C. 1996. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist rainforest. *Tropical forest plant ecophysiology*. Ed. S.S. Mulkey, R.L. Chazdon and A. P. Smith. Chapman and Hall, New York. 461-496.
- Bertrand, F. 1999. Mangrove dynamics in the Rivières du Sud area, West Africa: an ecogeographic approach. *Hydrobiologia* 413:115-126.
- Bigarella, J.J.; Becker, R.D.; Matos, D.J.; Werner, A. 1978. A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná. Um problema de segurança ambiental e Nacional. Secretaria de Estado do Planejamento (SEPLAN) e Associação de Defesa e Educação Ambiental (ADEA), Curitiba, Paraná. 149 pp.
- Brandini, F.P.; Thamm, C.A. & Ventura, I. 1988. Ecological studies in the Bay Paranaguá. III. Seasonal and spatial variations of nutrients and chlorophyll-a. *Nerítica* 3(1): 1-30.
- Brogim R.A. 1992. Análise experimental da herbivoria por *Aratus pisonii* (Milne Edwards, 1837) e *Sesarma (Sesarma) rectum* Randall, 1840 (Decapoda: Grapsidae). Monografia de Bacharelado. Curso de Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina. 63 pp.
- Brogim, R.A. 1995. Hábito alimentar e consumo de folhas por *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837), *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 e *Sesarma rectum* Randall, 1840 (Grapsidae, Brachyura). Tese de Mestrado. Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 71 pp.
- Brogim, R.A. & Lana, P.C. 1997. Espectro alimentar de *Aratus pisonii*, *Chasmagnathus granulata* e *Sesarma rectum* (Decapoda, Grapsidae) em um manguezal da Baía de Paranaguá, Paraná. *Iheringia, Sér. Zool.* 83:35-43.
- Bunt, J.S. 1996. Mangrove zonation: an examination of data from seventeen riverine estuaries in tropical Australia. *Ann. Bot.* 78: 333-341.
- Bunt, J.S.; Willians, W.T. & Bunt, E.D. 1985. Mangrove species distribution in relation to tide at seafront and up rivers. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 36: 481-492.

- Camilleri, J. C. 1992. Leaf choice by crustaceans in a mangrove forest in Queensland. *Mar. Biol.* 102:453-459.
- Camilleri, J. C. 1992. Leaf-litter processing by invertebrates in a mangrove forest in Queensland. *Mar. Biol.* 114:139-145.
- Carver, R.E. 1977. *Procedures in Sedimentary Petrology*. John Wiley & Sons Inc., New York. 653 pp.
- Chen, R. & Twilley, R.R. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *J. Ecol.* 86(1): 37-51.
- Cintrón, G.; Lugo, A.E. & Martinez, R. 1980. Structural and functional properties of mangrove forests. A Symposium Signaling the Completion of the "Flora of Panama". City, University of Panama.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1983. Introducción a la ecología del manglar. Publicado por la Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. 109 pp.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1984. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur America. Documento do Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico (PRDC y T) de la O.E.A. INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 35 pp.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, United Kingdom. 144pp.
- Couto, E.C.G. 1996. Caracterização estrutural do manguezal da Foz da Gamboa do Maciel (Paranaguá-PR). *Arqu. Biol. Tecnol.* 39(3): 497-507.
- 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. sedim. Petrol.* 44(1): 242-248.
- Duke, N.C. 1992. Mangrove floristic and biogeography. In: *Tropical Mangrove Ecosystems*. Ed. A. I. Robertson & D. M. Alongi. American Geophysical Union, Washington, D.C. 63-100.
- Duke, N.; Ball, M.C. & Ellison, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:27-47.
- Ellison, A.M. & Farnsworth, E.J. 1996. Spatial and temporal variability in growth of *Rhizophora mangle* saplings: links with insolation, herbivory and local sedimentation regimes on Belizean coral cays. *J. Ecol.* 80: 717-731.

- Farnsworth, E.J. 1998. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:15-25.
- FUNPAR – Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico da Universidade Federal do Paraná. 1997. Estudo de impacto ambiental (EIA) de uma usina termelétrica na Baía de Paranaguá e do Porto de desembarque, subestação e linha de transmissão associados. Relatório Técnico, V.2: 452 pp.
- Hatton, J.C. & Couto, A.L. 1992. The effect of coastline changes on mangrove community structure, Portuguese Island, Mozambique. 247:49-57.
- Jiménez, J.A. & Soto, S.R. 1985. Patrones regionales en la estructura y composición florística de los manglares de la Costa Pacífica de Costa Rica. *Ver. Biol. Trop.* 33(1):25-37.
- John, D.M. & Lawson, G.W. 1990. A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 31:505-518.
- Kjerfve, B. & Lacerda, L.C. 1993. Mangroves of Brazil. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin American and African regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin American. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 245-272.
- Knoppers, B.; Brandini, F.P. & Thamm, C.A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica* 2:1-36.
- Lacerda, L.D.; Conde, J.E.; Alarcon, C.; Alvarez-León, R.; Bacon, P.R.; D’Croz, L.; Kjerfve, B.; Polaina, J. & Vannuci, M. 1993. Mangrove ecosystems of Latin American and the Caribbean: a Summary. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin American and Africa regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin American. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 1-42.
- Lana, P.C.; Camargo, M.G.; Brogim, R.A. & Isaac, V.J. 1996. O bentos da costa brasileira. Avaliação crítica e levantamento bibliográfico (1858 – 1996). Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. Comissão Interministerial para Recursos do Mar. Fundação de Estudos do Mar. Rio de Janeiro. 432 pp.
- Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M. & Machado, E. 2000. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Cap. 10. In: Seeliger, U., Lacerda, L.D. &

- Kjerfve, B. (eds.). Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Springer Verlag. Berlin Heidelberg. V:144.
- Lebigre, J.M. 1999. Natural spatial dynamics of mangals through their margins: diagnostic elements. *Hydrobiologia* 413:103-113.
- Lessa, G.C.; Meyers. S.R. & Marone, E. 1998. Holocene stratigraphy in Paranaguá Bay Estuary, Southern Brazil. *J. Sedim. Res.* 68(6):1060-1076.
- Lugo, A. E. & Snedaker, S. C. 1974. The ecology of mangroves. *Ann. Ver. Ecol. Syst.* 5:39-64.
- Macnae, W. 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West Pacific region. *Adv. Mar. Biol.* 6:73-270.
- Mantovanelli, A. 1999. Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua Bacia de drenagem. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 190 pp.
- Martin, F. 1992. Etude de l'écosystème mangrove de la Baie de Paranagua (Parana, Bresil): Analyse des impacts et propositions de gestion rationnele. These de Doctorat de L'Universite Paris VII UFR de Biologie, 289pp.
- Matthijs, S.; Tack, J.; Speybroeck, D. van & Koedam, N. 1999. Mangrove species zonation and soil redox state, sulphide concentration and salinity in Gazi Bay (Kenya), a preliminary study. *Mangroves Salt Marshes* 3: 243-249.
- Micheli, F. 1993. Feeding ecology of mangrove crabs in North Eastern Australia: mangrove litter consumption by *Sesarma messa* and *Sesarma smithii*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 171:165-186.
- Mizrachi, D.; Pannier, R. & Pannier, F. 1980. Assesmente of salt resistance mechanisms as determinant physio-ecological parameters of zonal distribution of mangrove species. I. Effect of salinity stress on nitrogen metabolism balance and protein syntesis in the mangrove species *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*. *Bot. Mar.* 23:289-296.
- Naidoo, G. 1985. Effects of waterlogging and salinity on plant-water relations and on the accumulation of solutes in three mangrove species. *Aquat. Bot.* 22: 133-143.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1997. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 44: 641-648.

- Onuf, C.P.; Teal, J.M. & Valiela, I. 1977. Interactions of nutrients, plant growth and herbivory in a mangrove ecosystem. *Ecology* 58:514-526.
- Pannier, R. & Pannier, F. 1980. Estructura y dinámica del ecosistema de manglares. Un enfoque global de la problemática. Memorias del Seminário sobre el Estudio Científico e Impacto Humano en el Ecosistema Manglares, Cali, 1978. Montevideo, Unesco, 46-55.
- Pool, D.J.; Snedaker, S.C.; & Lugo, A.E. 1977. Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica*. 9:195-212.
- Rabinowitz, D. 1987. Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. *Journal Ecology*. 66:45-51.
- Ricklefs, R.E. & Latham, R.E. 1993. Species diversity in ecological communities. *In*. Global patterns of diversity in mangrove floras. ed. By R.E. Ricklefs and D. Schuler. 215-229. University of Chicago Press, Chicago.
- Robertson, A.I. 1986. Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forest (*Rhizophora* spp.) in northeastern Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 102:237-248.
- Robertson, A.I. 1991. Plant-animal interactions and the structure and function of mangrove forest ecosystem. *Aust. J. Ecol.* 16:433-443.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. Publicação Especial do Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 16pp.
- Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. 1986. Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora. Caribbean Ecological Research. São Paulo. 150 pp.
- Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón-Molero, G. 1994. Manguezais brasileiros: uma síntese sobre os aspectos históricos (séculos XVI a XIX), zonação, estrutura e impactos ambientais. Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios a um gerenciamento ambiental. 1:333-341.
- Sessegolo, G.C. 1997. Estrutura e produção de serrapilheira do manguezal do Rio Bagaçu, Baía de Paranaguá, PR. Tese de Mestrado. UFPR, Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciência Agrárias, 129pp.
- Smith III, T.J. 1987. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology* 68(2):266-273.

- Smith III, T.J. 1992. Forest structure. Tropical mangrove ecosystems. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). Tropical mangrove ecosystems. American Geophysical Union, Washington, D.C. Cap. 5:101-136.
- Snedaker, S.C. 1982. Mangrove species zonation: Why?. Sem, D.N. & Rajpurohit, K.S. (Eds.). Tuks for vegetation science. The Hague, W. Junk. Cap. 2:111-125.
- Sousa, W.P. & Mitchell, B.J. 1999. The effect of seed predators on plant distributions: Is there a general pattern in mangroves? *Oikos* 86(1):55-66.
- Sugio, K. 1973. Introdução à sedimentologia. E. Bücher (ed), São Paulo, 317 pp.
- Ukpong, I. 1992. The interrelations between mangrove vegetation and soils using multiple regression analysis. *Ekol. Pol.* 40(1):101-112.
- Woodroffe, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. In: Robertson, A.I. & Alongi, D.M. Coastal and Estuarine Studies. Tropical Mangrove Ecosystems. American Geophysical Union. Washington, DC. v. 41. Cap. 2: 7-41.

- CAPÍTULO III -

***Distribuição espacial, variabilidade sazonal e zonação da macroinfauna
bêntica de manguezais ao longo de gradientes ambientais das
Baías de Paranaguá e Antonina, Paraná, Brasil***

1. Introdução

A composição e a abundância da fauna bêntica apresentam uma ampla variação espacial e temporal em função das flutuações ambientais, às quais se somam a competição, predação, periodicidade natural da reprodução, recrutamento e mortalidade da biota. Perturbações ambientais estocásticas, induzidas em muitos casos por fatores antropogênicos, também provocam mudanças aperiódicas na fauna bêntica de estuários (Kennish, 1986).

Padrões de distribuição ao longo dos estuários são determinados pelos gradientes ambientais, tais como exposição à ação das ondas, taxa de diluição da água do mar pela água dos rios, turbidez, saturação de oxigênio, tipo de sedimento e poluição (Duke *et al.*, 1998).

A macrofauna bêntica dos manguezais é composta por poucos grupos dominantes, representados principalmente por poliquetas, crustáceos braquiúros, bivalvos e gastrópodos. Ao contrário do que ocorre com a produção primária desses sistemas, extremamente alta quando comparada com outras formações vegetais, a biomassa e a produção secundária da fauna bêntica são consideradas muito baixas, apesar da escassez de dados confiáveis (MacNae, 1968; Hutchings & Recher, 1982; Sasekumar, 1984).

Uma das características dos manguezais é que as espécies vegetais podem distribuir-se em faixas ou zonas discretas, com o domínio de uma ou mais espécies. Estas zonas são formadas em função de vários fatores, tais como sucessão florística, respostas fisiológicas ou mudanças na linha da costa, diferenças na frequência de inundação e na salinidade intersticial, etc (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Patterson & Mendelsohn, 1991; Duke *et al.*, 1998).

Além destes fatores que influenciam a vegetação, a distribuição da fauna bêntica também é regida pelo grau de consolidação do substrato, disponibilidade de alimento, resistência dos organismos à dessecação e condições de sombreamento (Kennish, 1986).

Alguns trabalhos sobre a zonação da macrofauna bêntica de estuários sugerem que a composição e distribuição desses animais estão intimamente relacionados com a zonação florística (Frith *et al.*, 1976; Wu *et al.*, 1992).

Estudos sobre a fauna de manguezais são extremamente necessários pela elevada importância ecológica e econômica destes sistemas. A fauna dos manguezais é responsável pela transformação da matéria orgânica vegetal em detrito, através de atividades mecânicas, tornando-a disponível para organismos estuarinos em geral. Também são responsáveis pela aeração e incorporação de matéria orgânica nos solos, por meio do processo de bioturbação. Algumas espécies apresentam importância comercial, tais como *Ucides cordatus*, *Cardisoma guanhumi* e algumas espécies de ostras, entre outros. Por outro lado, servem também como alimento para muitas espécies de peixes que utilizam os manguezais como refúgio, local de reprodução e alimentação.

De acordo com Alongi & Sasekumar (1992), poucos estudos têm sido desenvolvidos sobre a infauna e epifauna bêntica em manguezais tropicais quando comparados com outros habitats de entre-marés em regiões temperadas. A maior parte dos estudos das comunidades infaunais são descritivos, detalhando a distribuição e composição de espécies em função da elevação da maré. Entretanto, poucos estudos apresentaram estimativas confiáveis da abundância da infauna de manguezais, comparando-a com outros habitats bênticos ou descrevendo suas variações temporais ou interações com o tipo de sedimento.

Dentre os estudos realizados, Frith *et al.* (1976), Aveline (1980), Hutchings & Recher (1982), Sasekumar (1984), Alongi (1987a; 1987b; 1989), He (1991) e Frusher *et al.* (1994) abordaram o levantamento, distribuição e zonação da infauna de regiões de manguezais e relacionaram-na com as características do sedimento, hidrodinâmica e a temperatura. Entretanto, poucos estudos foram feitos tentando discriminar o papel da vegetação na composição e distribuição da fauna de manguezais (Frith *et al.*, 1976; Vanhove *et al.*, 1992; Wu *et al.*, 1992).

Os sistemas estuarinos da costa brasileira têm sido pouco estudados quanto à variabilidade temporal e espacial da sua infauna bêntica. A maior parte dos estudos realizados refere-se à descrição de padrões espaciais (Tommasi, 1967 e 1970; Capitoli *et al.*, 1978; Carcamo, 1980; Lana, 1986; Bemvenuti, 1987a; Lana *et al.*, 1989; Martin, 1992; Couto, 1995; Lana *et al.*, 1997; Netto & Lana, 1997a), sendo poucos os que abordaram variações temporais (Asmus, 1984; Bemvenuti, 1987b; Netto, 1993; Couto, 1995; Lana *et al.*, 1997).

O presente estudo analisa a composição, distribuição espacial e variabilidade sazonal da infauna bêntica dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (Paraná), avalia a zonação da infauna bêntica ao longo da região entre-marés e correlaciona os parâmetros faunais (número de espécies, densidade total e densidade das espécies numericamente dominantes e mais constantes) com os gradientes ambientais, sedimentológicos, químicos e estruturais dos bosques em diferentes zonas do estuário.

2. Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

A Baía de Paranaguá (25° 20' – 25° 35'S e 48° 20' - 48° 45'W), localizada no litoral do Estado do Paraná, é o maior estuário da costa sul do Brasil, com cerca de 601 km² de área submersa (Bigarella *et al.*, 1978).

O clima regional é mesotérmico subtropical úmido, com verão quente e chuvoso e inverno ameno. A temperatura média varia de 16 °C no inverno e 34 °C no verão (IPARDES, 1991). No verão, estação mais chuvosa, as Baías de Paranaguá e Antonina recebem cerca de 4 vezes mais descarga de água doce do que durante o inverno. Os aportes médios nestes períodos são de 182 m³ s⁻¹ durante o verão e 41 m³ s⁻¹ no inverno (Mantovanelli, 1999).

Marés locais são caracterizadas por desigualdade diurna com uma amplitude mínima e máxima em torno de 0,5 m e 2 m respectivamente (Knoppers *et al.*, 1987).

Netto & Lana (1997a) dividiram a baía em setores eu-, poli- e mesohalino, de acordo com as características físicas e químicas tomadas nos bancos não-vegetados e marismas locais.

Martin (1992) analisou amostras de sedimentos dos manguezais da Baía de Paranaguá e reconheceu três grandes setores sedimentares: a) sedimentos com diâmetros médios por volta de 100 µ, localizados na entrada do estuário; b) sedimentos com diâmetros médios entre 20 a 60 µ, localizados nas porções medianas do estuário, e c) sedimentos com diâmetros médios menores que 2 µ, nas áreas do fundo do estuário.

Lessa *et al.* (1998), através de amostras de sedimento obtidas dos canais de navegação, setorizaram a baía em três zonas morfo-sedimentares distintas denominadas de zona de embocadura, zona de afunilamento e a zona mais interna do estuário foi denominada de zona de meandros.

Os sedimentos e as heterogeneidades estruturais da vegetação dos manguezais locais foram caracterizados por Brogim (Capítulos I e II desta tese), segundo as subdivisões em setores de Netto & Lana (1997a) e em zonas, de Lessa *et al.* (1998) (Capítulos I e II).

Marcados gradientes ambientais foram evidenciados através das análises granulométricas, dos teores de matéria orgânica e umidade e da salinidade da água de percolação. Os resultados coincidiram com os dados pretéritos para os canais de navegação, marismas, bancos não-vegetados e manguezais, demonstrando que os gradientes ambientais formados ao longo do estuário atuou de forma semelhante no processo de sedimentação destes ecossistemas (Martin, 1992; Netto & Lana, 1997a; Lessa *et al.*, 1998).

Os resultados das análises granulométricas mostram uma nítida diferenciação nas percentagens de grosseiros e de finos ao longo do gradiente ambiental longitudinal da baía. A zona de embocadura é caracterizada por elevada percentagem de areia fina a muito fina bem selecionada. A zona de afunilamento apresenta uma maior heterogeneidade dos sedimentos. Nos pontos localizados próximo ou na desembocadura dos rios com expressiva descarga de água doce, como o Rio Faisqueira e o Nhundiaquara, verifica-se maior predominância de finos. Na zona de meandros predominam sedimentos cuja composição difere consideravelmente das outros setores das baías. Na região a montante de Antonina, região de delta de rios, são encontradas as maiores percentagens de finos, pobremente selecionados e os maiores valores de diâmetro médio dos grãos. Os teores de umidade e matéria orgânica aumentam na direção do fundo do estuário, acompanhando, em linhas gerais, o padrão de distribuição de finos. As percentagens mais elevadas, observadas na zona de meandros, coincidem com o setor de menor energia ambiental.

A composição textural, os parâmetros estatísticos, teores de matéria orgânica, umidade e carbonato e a salinidade dos sedimentos foram homogêneas nos diferentes segmentos transversais à linha d'água mostrando que os mecanismos de sedimentação são os mesmos ao longo do bosque.

Os sedimentos da zona de afunilamento e os da zona de meandros mostram maior influência da variabilidade sazonal no estuário. Uma diminuição na percentagem de areia e salinidade é observada durante o verão e um incremento na percentagem de argila, na assimetria e nos valores do diâmetro médio dos grãos durante o inverno. As

diferenças significativas registradas entre as estações seca (inverno) e chuvosa (verão) foram atribuídas ao incremento na descarga fluvial nestas zonas durante o verão.

Os manguezais locais são compostos pelas espécies arbóreas *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*, presentes ao longo de todo estuário. As espécies herbáceas, *Typha dominguensis* e *Acrostichum danaeifolium*, a arbustiva, *Crinum kunthianum* e as gramíneas *Spartina alterniflora* e *Spartina densiflora* também são freqüentes, juntamente com as três espécies arbóreas na zona de meandros e em alguns pontos da zona de afunilamento. Uma clara diferença na composição e na estrutura da vegetação é evidenciada no setor oligohalino em relação aos demais setores. Os bosques deste setor foram considerados estruturalmente mais complexos por apresentarem maior número de estratos, altura, diâmetro médio e pela presença das espécies herbáceas. Estas distinções foram relacionadas à baixa salinidade do setor, aos maiores teores de matéria orgânica, à maior saturação dos solos no período de chuvas intensas, às altas percentagens de finos e ao maior aporte de nutrientes do continente trazidos pelos rios.

A zonação dos bosques é mais evidente nos manguezais das zonas de afunilamento e meandros. *R. mangle* é a espécie mais abundante nos níveis medianos e internos; *L. racemosa* apresenta maior densidade absoluta nos níveis marginais; e *A. schaueriana*, distribui-se com baixa densidade ao longo de todo estuário. *L. racemosa* é aparentemente a espécie arbórea indicadora de bancos em progradação e *R. mangle* a espécie colonizadora dos bosques já estabelecidos.

2.2. Delineamento amostral

Para a caracterização da infauna bêntica foram selecionados 24 pontos ao longo do eixo leste-oeste da baía, que compreende as Baías de Paranaguá propriamente dita e de Antonina, procurando abranger as três zonas morfo-sedimentares estabelecidas por Lessa *et al.* (1998), os distintos setores de energia ambiental e salinidade determinados por Netto & Lana (1997a), além do setor de fundo do estuário, de características oligohalinas. Os pontos de 1 a 11 localizam-se na zona de embocadura e/ou setores eu- (pontos de 1 a 6) e polihalinos (pontos de 7 a 11) porção de maior energia ambiental na baía. Os pontos de 12 a 18 correspondem à zona de afunilamento e/ou setor mesohalino, e os pontos 19 a 24 à zona de meandros e/ou setor oligohalino de baixa energia (Figura 1).

Em cada ponto, foram demarcados 1 a 3 níveis amostrais perpendiculares à linha da maré, dependendo da largura do manguezal e heterogeneidade da vegetação, totalizando 49 níveis no inverno de 1996 e 49 níveis no verão de 1997. O nível mais externo, aproximadamente a 5 m da primeira árvore do bosque, foi denominado marginal. O segundo nível ou mediano foi demarcado cerca de 50 m bosque adentro e o terceiro ou interno aproximadamente a 100 m da margem frontal do bosque.

Em cada nível foram tomadas aleatoriamente (com sorteio prévio dos locais das amostragens) 5 unidades com um amostrador cilíndrico (modificado a partir de Schaeffer-Novelli, 1986) de 15 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade. As amostras foram fixadas em formol 10 % e triadas através de peneiras de 1 mm e 0,5 mm de malha. Os organismos foram preservados em álcool 70 %, contados e identificados em laboratório sob microscópio estereoscópico ou enviados para especialistas para identificação.

Uma amostra de sedimento com 10 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade foi coletada em cada nível para a quantificação dos teores de matéria orgânica, umidade, carbonato e para a análise textural e para o cálculo dos parâmetros estatísticos de Folk e Ward (1957). Os procedimentos para as análises dos parâmetros sedimentológicos foram os mesmos citados no Capítulo I. Uma amostra da água de percolação foi tomada para a medida de salinidade e registro da temperatura.

Uma parcela ou unidade amostral com 20 m de comprimento por 5 m de largura (100 m²) foi demarcada em cada nível. Foram registradas, em cada parcela, a composição florística, densidade total e de espécies por área (100m²), altura do bosque, diâmetro na altura do peito (D.A.P.), número de estratos e densidade de plântulas (indivíduos com altura abaixo de 50 cm) e plantas jovens (entre 50 cm e 1 m de altura).

3. Tratamento dos dados

Para analisar a composição e os padrões de distribuição longitudinal e sazonal, como também a zonação da infauna bêntica dos manguezais, foram selecionadas 11 espécies no inverno, cuja densidade correspondeu a mais de 85 % do total da infauna e 10 espécies no verão, que somaram 72 % do total da infauna. As espécies selecionadas para as análises foram constantes em mais de 5 % das réplicas e abundância superior a 15 indivíduos. A constância foi calculada dividindo-se o número de réplicas em que cada espécie ocorreu, pelo total de amostras (245).

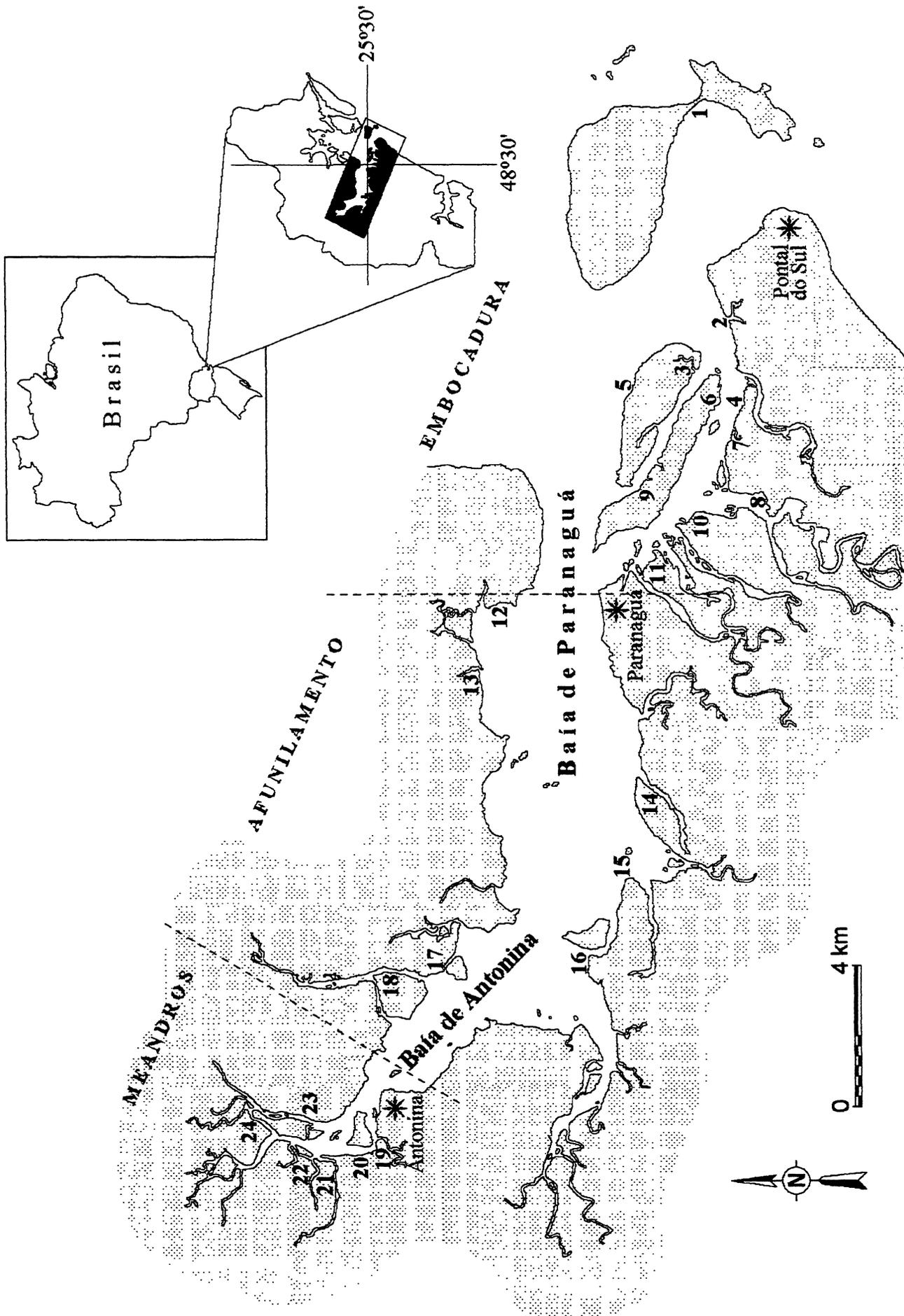


Figura 1. Mapa das Baías de Paranaguá e Antonina com os 24 pontos amostrais englobando as três zonas sedimentares. Os pontos de 1 a 11 correspondem à Zona de Embocadura; de 12 a 18 à Zona de Afunilamento e de 19 a 24 à Zona de Meandros.

3.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais

Os níveis foram considerados como unidades para compor os blocos amostrais nas análises. A zona de embocadura englobou 22 níveis e um total de 110 unidades amostrais, 13 no setor euhalino (com 65 unidades amostrais) e 9 no setor polihalino (com 45 unidades amostrais). A zona de afunilamento e/ou setor mesohalino foi composta por 14 níveis (70 unidades amostrais) e a zona de meandros e/ou setor oligohalino por 13 níveis (65 unidades amostrais).

A hipótese de nulidade testada foi a de não existirem diferenças significativas entre os parâmetros faunísticos da comunidade e das espécies numericamente dominantes entre os blocos formados pelas zonas sedimentares (embocadura; afunilamento e meandros) e/ou setores de salinidade (eu-, poli-, meso- e oligohalino), níveis amostrais (marginal, mediano e interno) e estações do ano (verão e inverno).

Análises de variâncias trifatoriais foram empregadas para testar a significância das diferenças entre os fatores fixos (zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, níveis amostrais e estações do ano) e suas interações. As densidades e número de espécies da comunidade e densidades das espécies selecionadas foram considerados variáveis dependentes. Somente as espécies que atingiram mais de 5 % de constância e mais de 15 indivíduos coletados, tanto no inverno como no verão, foram incluídas nas análises para efeito de comparação das médias entre as estações do ano.

Quando detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$), foi utilizando o teste *a posteriori* da menor diferença significativa (LSD) para a hierarquização das médias.

Após a constatação da homogeneidade das variâncias através do Teste de Brown-Forsythe, as análises de variância foram aplicadas aos dados não transformados.

Com o objetivo de verificar o grau de associação entre os pontos amostrais (modo Q) e as espécies da macrofauna bêntica (modo R), foram realizadas análises de agrupamentos, do tipo hierárquico combinatório, utilizando-se para a união dos objetos ou descritores a média não ponderada (UPGMA – “arithmetic average clustering”). Como medida de similaridade foi adotado o índice de Bray-Curtis.

Para relacionar as densidades das espécies numericamente dominantes ao longo dos gradientes ambientais (zonas sedimentológicas, salinidade e estrutura dos bosques) nas duas estações do ano foram empregadas análises de correspondência canônica. Esta análise é uma combinação de ordenação e de regressão múltipla apresentando as correlações entre variáveis ambientais e os eixos fatoriais. As análises foram rodadas a

partir de matrizes de correlações entre as variáveis ambientais, os pontos amostrais (valores médios de abundância total, número de espécies e das espécies numericamente dominantes) e as características estruturais dos bosques.

Nos diagramas das análises canônicas, as variáveis ambientais, representadas pelas setas ou vetores, apontam na direção dos valores máximos obtidos nas amostragens e seu comprimento é proporcional à correlação com os eixos plotados.

3.2. Zonação da infauna bêntica

Para a constatação de zonação da infauna bêntica em um mesmo segmento de bosque, as médias das densidades totais, número de espécies (variáveis dependentes) e densidade das espécies numericamente dominantes foram testadas através de análises de variância em cada zona sedimentar. Foram utilizadas análises de variância bifatoriais para detectar diferenças significativas entre os níveis amostrais e estações do ano. Quando constatadas diferenças significativas, foi utilizado o teste da mínima diferença (LSD) para a ordenação entre as médias.

4. Resultados

4.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais

Um total de 56 espécies e/ou morfotipos foi identificado entre 3325 organismos coletados (2113 no inverno e 1212 no verão) (Tabela 1).

O período do ano com maior número de espécies foi o inverno, com 50 espécies e/ou morfotipos, enquanto que o verão apresentou 33.

Polychaeta foi o grupo numericamente dominante, com 1297 indivíduos no inverno e 756 no verão, seguido de Crustacea (616 indivíduos no inverno e 366 no verão) e Mollusca (com 33 indivíduos no inverno e 55 no verão). Praticamente os mesmos taxa dominantes foram registrados nos dois períodos amostrais.

Os taxa selecionados para as análises, segundo os critérios já apresentados, foram 11 para o inverno e 10 para o verão. Os demais taxa foram considerados ocasionais e/ou pouco frequentes.

Os poliquetas *Nephtys fluviatilis*, *Isolda pulchella*, *Laeonereis acuta*, *Polydora websteri*, *Nereis oligohalina*, *Sigambra grubei* e *Namalycastis abiuma*, Oligochaeta (não identificados e mantidos em nível de classe), e os crustáceos *Kalliapseudes schubarti*, *Uca thayeri* e *Eurytium limosum* foram os taxa dominantes no inverno, representando 85 % do total dos organismos coletados.

Tabela 1. Espécies e morfotipos identificados para a infauna dos 24 pontos amostrais nos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) no inverno de 1996 e verão de 1997.

Filo	Classe	Ordem	Família	Espécie, Autor e Ano
CNIDARIA		Actiniaria		
NEMERTINEA				
MOLLUSCA	Gastropoda		Ellobiidae	<i>Melampus coffeus</i> (Linnaeus 1758)
			Littorinidae	<i>Littorina flava</i> King & Broderip 1832
				<i>Littorina angulifera</i> Lamark 1822
	Bivalvia		Hydrobiidae	<i>Heleobia australis</i> (Orbigny 1835)
			Mytilidae	<i>Mytella guyanensis</i> (Lamark 1819)
			Tellinidae	<i>Macoma constricta</i> (Bruguiere 1792)
			Lucinidae	<i>Lucina pectinata</i> (Gmelin 1791)
ANNELIDA	Polychaeta		Nephtyidae	<i>Nephtys fluviatilis</i> Monro, 1937
			Ampharetidae	<i>Isolda pulchella</i> Müller 1858
			Nereididae	<i>Namalycastis abiuma</i> (Müller in Grube 1871)
				<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell 1923)
				<i>Nereis oligohalina</i> (Rioja 1946)
				<i>Perinereis andersoni</i> Kinberg 1866
				<i>Perinereis vancaurica</i> (Ehlers 1868)
			Spionidae	<i>Polydora websteri</i> Hartman in Loosanoff & Engle 1943
			Oeonidae	<i>Arabella iricolor</i> Grube 1850
				<i>Drilonereis sp</i> Claparède 1870
			Pilargidae	<i>Sigambra grubei</i> Müller 1858
			Goniadidae	<i>Glycinde multidentis</i> Müller 1858
			Orbiniidae	<i>Scoloplos (Leodamas) rubra</i> Blainville 1828
			Phyllodocidae	<i>Genetyllis castanea</i> Malmgren 1865
			Lysaretidae	<i>Lysarete brasiliensis</i> Kinberg 1865
			Capitellidae	<i>Capitela cf. capitata</i> (Fabricius)
			Eunicidae	<i>Marphysa sanguinea</i> (Montagu) 1815
	Oligochaeta			
PHORONIDA				
SIPUNCULA				<i>Sipuncula sp a</i>
				<i>Sipuncula sp b</i>
				<i>Sipuncula sp c</i>
				<i>Sipuncula sp d</i>
				<i>Sipuncula sp e</i>
				<i>Sipuncula sp f</i>
INSECTA			Tabanidae (larva)	
			Tipulidae (larva)	
CRUSTACEA	Copepoda			
	Tanaidacea			<i>Kalliapseudes schubarti</i> Mane-Garzon 1949
	Amphipoda		Hyalidae	<i>Parhyale hawaiiensis</i> Dana
			Talitridae	<i>Chelorchestia cf. darwinii</i> Müller 1864
				<i>Orchestia sp</i> (Pallas)
			Melitidae	<i>Quadrivisio lutzii</i> (Shoemaker 1933)
	Decapoda		Grapsidae	Sesarminae (não indet.)
				<i>Sesarma rectum</i> Randall 1840
				<i>Goniopsis cruentata</i> (Latreille 1803)
			Ocyropodidae	<i>Uca thayeri</i> Rathbun, 1900
				<i>Uca uruguayensis</i> Nobili 1901
				<i>Ucides cordatus</i> (Linnaeus 1763)
			Xanthidae	<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson 1860
				<i>Eurytium limosum</i> (Say 1818)
			Portunidae	<i>Callinectes danae</i> (Gerstaecker 1856)
	Infraordem Caridea		Alpheidae	<i>Alpheus heterochaelis</i> Say 1818
			Ogyridae	<i>Ogyrides alphaerostris</i> (Kingsley) 1880

No verão, as espécies *N. fluviatilis*, *I. pulchella*, *L. acuta*, *P. websteri*, *N. oligohalina* e *N. abiuma*, o bivalvo *Mytella guyanensis*, e os crustáceos *K. schubarti*, *U. thayeri* e *U. uruguayensis* dominaram perfazendo 72 % do total das amostras.

A Tabela 2 apresenta os valores das médias e desvios padrão dos parâmetros faunais e densidades das espécies selecionadas nas duas estações do ano ao longo das zonas sedimentares e/ou setores de salinidade.

Os resultados das análises de variância entre as zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, níveis amostrais, estações do ano e as interações entre estes fatores encontram-se apresentados nas tabelas 3 e 4, respectivamente.

A densidade e o número de espécies da infauna não apresentaram diferenças significativas entre as três zonas sedimentares e os quatro setores de salinidade ($p > 0,05$) (Tabelas 3 e 4; Figura 2a e b).

A densidade variou de $4,56 \pm 9,84$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ na zona de afunilamento e/ou setor mesohalino durante o verão a $10,08 \pm 12,21$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ na zona de embocadura no setor euhalino no inverno (Tabela 2; Figura 2a).

O maior e menor número de espécies foram obtidos na zona de embocadura no setor euhalino durante o inverno ($2,94 \pm 2,14$ espécies $0,012 \text{ m}^{-2}$) e verão ($1,42 \pm 1,25$ espécies $0,012 \text{ m}^{-2}$), respectivamente (Tabela 2; Figura 2 b).

Diferenças significativas foram verificadas na densidade de 7 taxa entre as zonas sedimentares e/ou setores. As densidades médias dos crustáceos *K. schubarti* e *U. thayeri* foram significativamente crescentes estuário adentro. *K. schubarti*, espécie com maior densidade média, variou de $6,14 \pm 11,64$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ no verão na zona de meandros e/ou setor oligohalino a $0,08 \pm 0,62$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ na zona de embocadura no setor euhalino no inverno. *U. thayeri* foi mais abundante na zona de meandros e/ou setor oligohalino com $0,54 \pm 0,75$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ durante o inverno e apresentou baixa densidade na zona de afunilamento e/ou setor mesohalino no inverno, com $0,11 \pm 0,35$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 2 c e d).

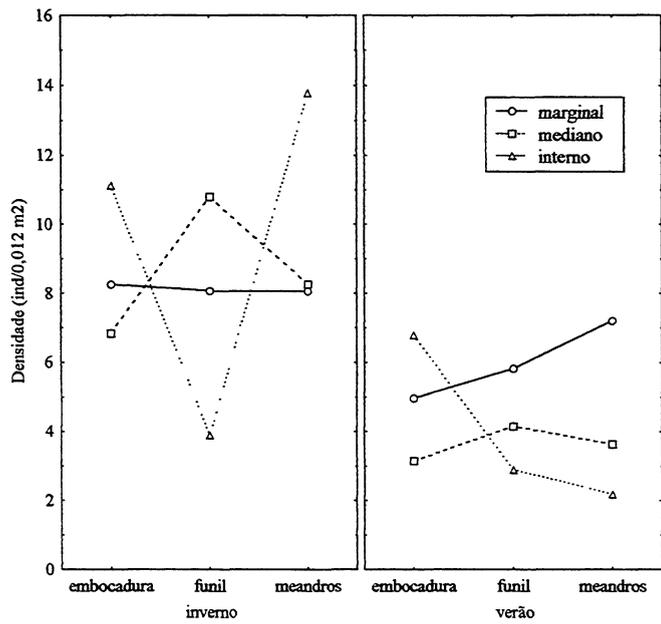
E. limosum apresentou densidades médias significativamente maiores na zona de afunilamento e/ou setor mesohalino ($0,12 \pm 0,37$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$) e esteve ausente na zona de meandros e/ou setor oligohalino (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 2e).

N. fluviatilis seguiu o mesmo padrão de distribuição das espécies *U. thayeri* e *K. schubarti*. As maiores densidades médias foram obtidas na zona de meandros $0,78 \pm 1,37$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ e esteve ausente no setor euhalino (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 3a).

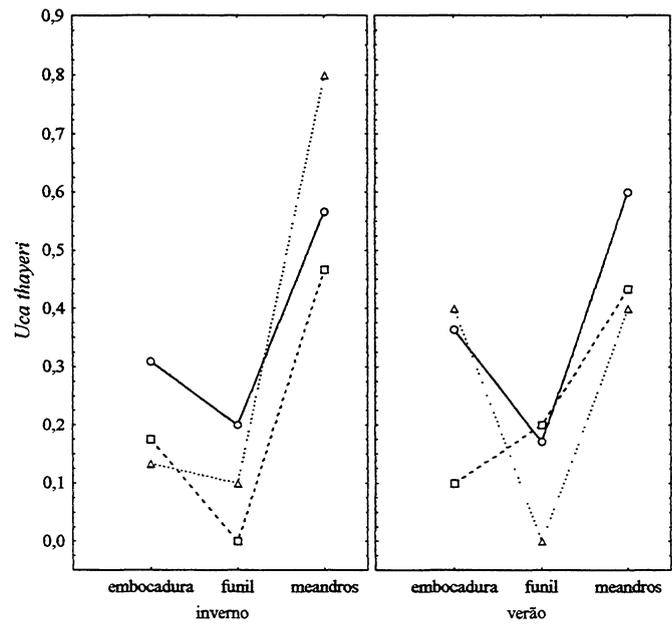
Os poliquetas *I. pulchella* e *N. oligohalina* apresentaram maiores abundâncias nas zonas de embocadura nos setores eu- e polihalinos e zona de afunilamento e/ou setor mesohalino (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 3 b e d).

Tabela 2. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros estruturais faunísticos e das espécies dominantes, por 0,012 m², dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares (Embocadura, Afunilamento e Meandros) e nos quatro setores de salinidade (Eu-, Poli-, Meso- e Oligohalino); -, espécie excluída das análises por apresentar baixa densidade e constância.

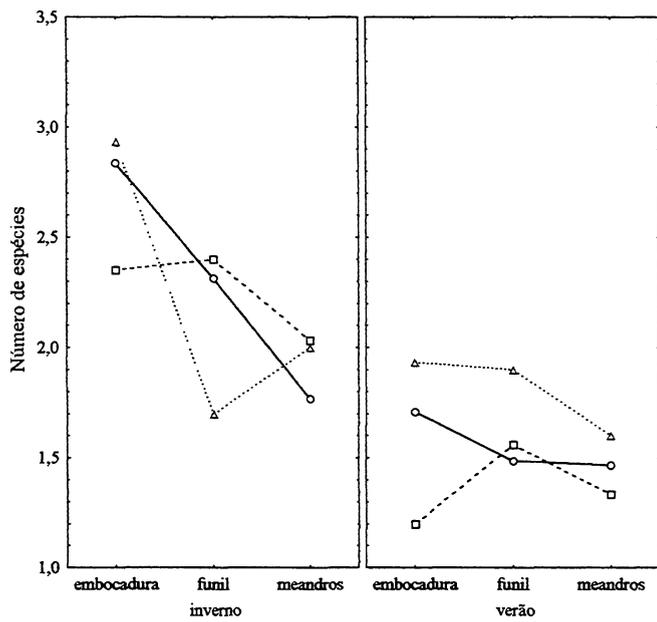
Parâmetros faunísticos	Embocadura				Afunilamento		Meandros	
	Euhalino		Polihalino		Mesohalino		Oligohalino	
	i	v	i	v	i	v	i	v
Densidade	10,08 (12,21)	4,00 (5,07)	5,94 (7,16)	5,48 (8,15)	8,03 (14,80)	4,56 (9,84)	8,60 (12,58)	5,17 (8,22)
Número de espécies	2,94 (2,14)	1,42 (1,25)	2,32 (1,88)	1,74 (1,37)	2,20 (1,64)	1,52 (1,44)	1,91 (1,63)	1,42 (1,30)
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,00 (0,00)	0,03 (0,17)	0,02 (0,14)	0,02 (0,14)	0,17 (0,60)	0,01 (0,12)	0,78 (1,37)	0,58 (0,92)
<i>Isolda pulchella</i>	2,92 (5,89)	2,02 (4,01)	3,28 (5,28)	3,46 (5,38)	2,21 (5,73)	3,03 (8,73)	0,11 (0,87)	0,02 (0,12)
<i>Laonereis acuta</i>	1,02 (2,26)	0,03 (0,17)	0,30 (0,68)	0,08 (0,27)	1,71 (3,07)	0,24 (0,61)	0,05 (0,21)	0,00 (0,00)
<i>Polydora websteri</i>	0,71 (2,18)	0,12 (0,45)	0,28 (0,86)	0,06 (0,31)	0,67 (3,85)	0,05 (0,28)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
<i>Nereis oligohalina</i>	2,68 (6,09)	0,57 (1,67)	0,60 (1,20)	0,78 (2,69)	0,87 (2,69)	0,24 (0,52)	0,09 (0,55)	0,00 (0,00)
<i>Sigambra grubei</i>	0,08 (0,32)	- -	0,36 (1,01)	- -	0,21 (0,64)	- -	0,02 (0,12)	- -
<i>Namalycastis abiuma</i>	0,02 (0,12)	0,05 (0,21)	0,02 (0,14)	0,06 (0,24)	0,09 (0,37)	0,09 (0,34)	0,17 (0,52)	0,08 (0,32)
Oligochaeta	0,08 (0,32)	- -	0,06 (0,24)	- -	0,12 (0,43)	- -	0,32 (1,28)	- -
<i>Mytella guyanensis</i>	- -	0,14 (0,68)	- -	0,24 (1,02)	- -	0,23 (0,99)	- -	0,00 (0,00)
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	0,08 (0,62)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	1,21 (8,00)	0,03 (0,16)	6,14 (11,64)	3,77 (7,71)
<i>Uca thayeri</i>	0,26 (0,64)	0,28 (0,67)	0,18 (0,44)	0,24 (0,48)	0,11 (0,35)	0,15 (0,36)	0,54 (0,75)	0,51 (0,75)
<i>Uca uruguayensis</i>	- -	0,28 (1,02)	- -	0,04 (0,28)	- -	0,03 (0,16)	- -	0,08 (0,41)
<i>Eurytium limosum</i>	0,06 (0,24)	0,02 (0,12)	0,06 (0,24)	0,06 (0,24)	0,12 (0,37)	0,12 (0,37)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)



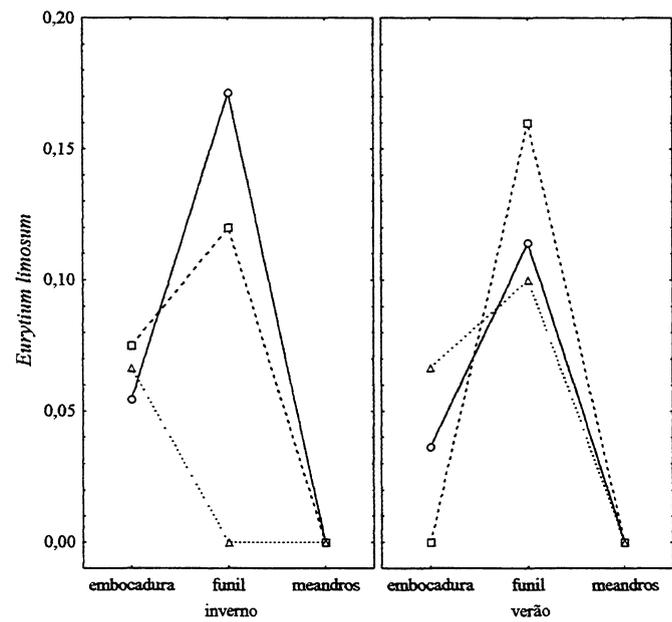
a.



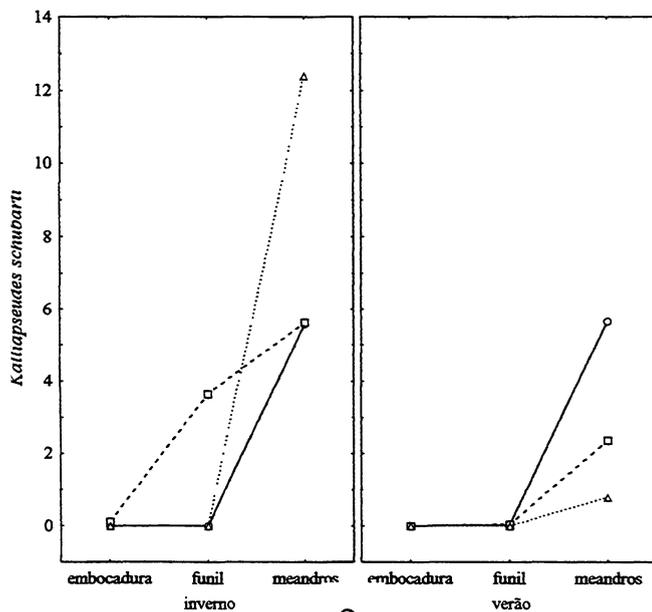
d.



b.

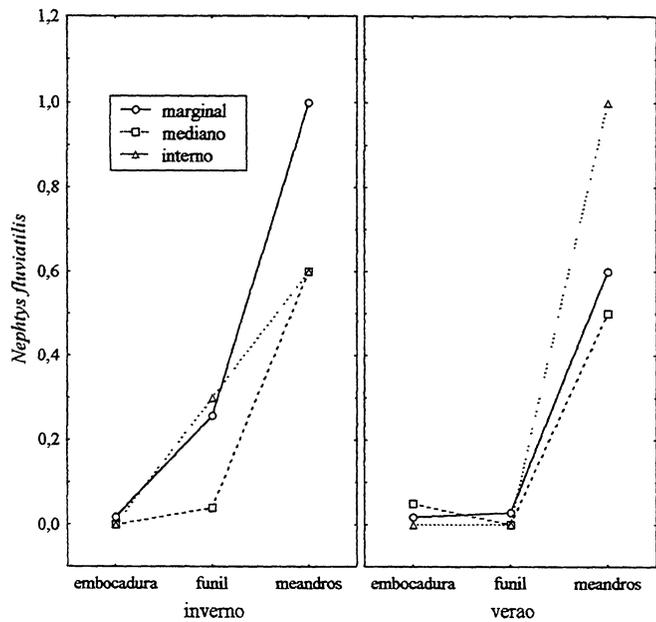


e.

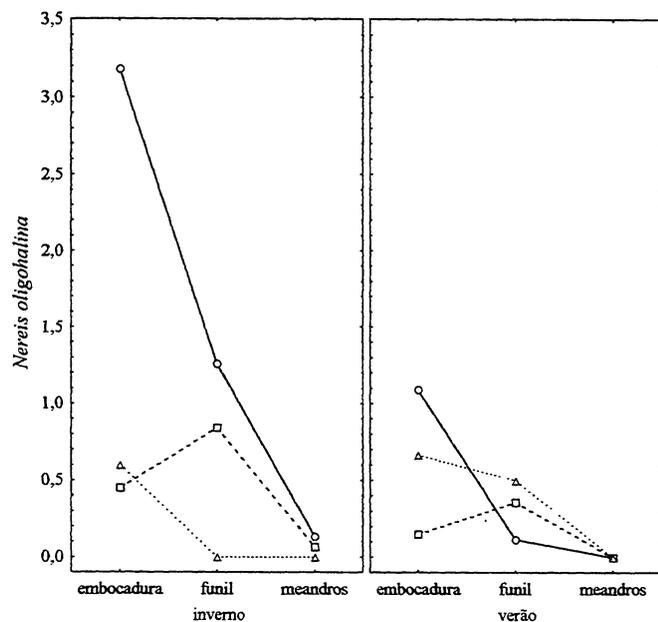


c.

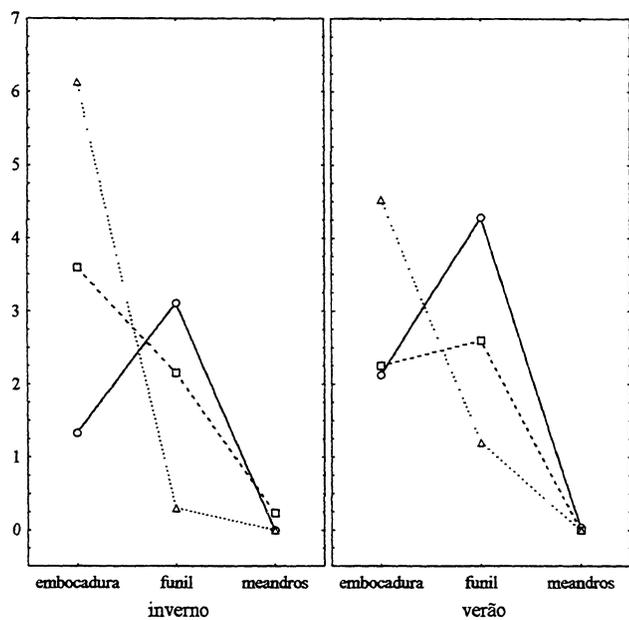
Figura 2. Variação do número de espécies, densidade totais e dos crustáceos numericamente dominantes e mais frequentes (ind./0,012 m⁻²) nos três níveis amostrais durante o inverno de 1996 e verão de 1997 nos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, PR.



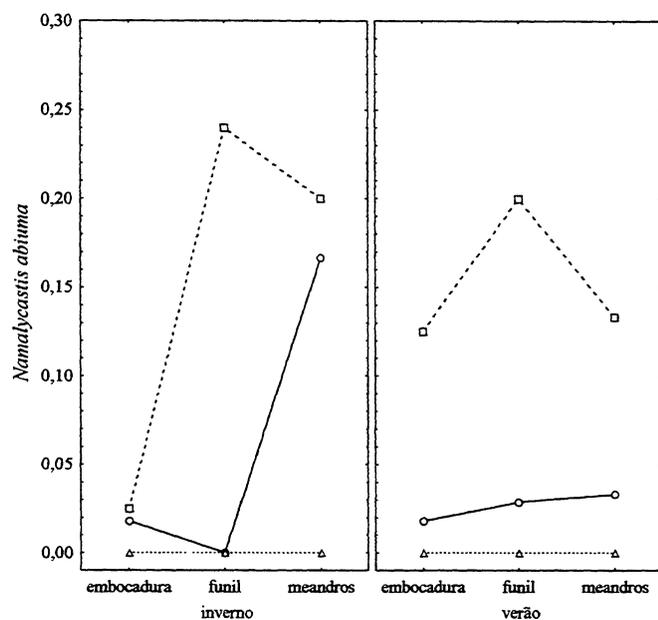
a.



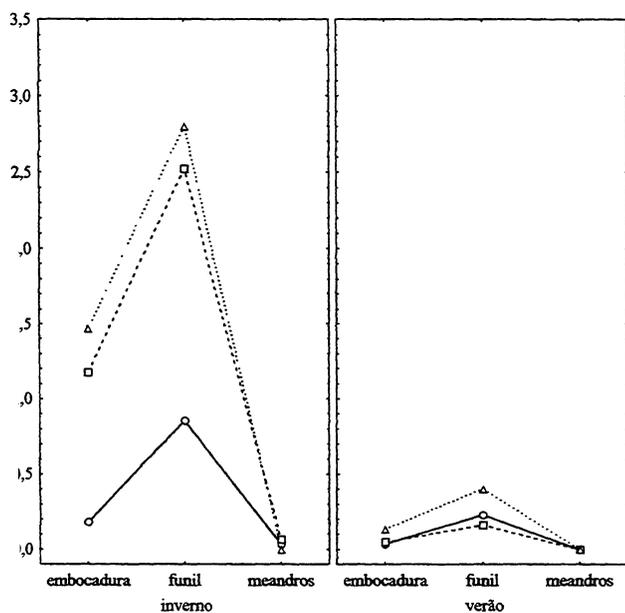
d.



b.



e.



c.

Figura 3. Variação do número de espécies, densidade totais e dos poliquetas numericamente dominantes e mais frequentes (ind./0,012 m⁻²) nos três níveis amostrais durante o inverno de 1996 e verão de 1997 nos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina, PR.

L. acuta apresentou densidades médias significativamente maiores na zona de afunilamento e/ou setor mesohalino ($1,71 \pm 3,07$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ no inverno) e as menores no setor polihalino ($0,08 \pm 0,27$ inds. $0,012 \text{ m}^{-2}$ no verão) e na zona de meandros, onde esteve ausente durante o verão (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 3 c).

N. abiuma, pouco abundante ao longo de toda baía, não apresentou diferenças significativas entre as densidades médias nas três zonas e nos quatro setores de salinidade (Tabelas 2, 3 e 4; Figura 3 e).

Na comparação entre as estações do ano foram registradas diferenças significativas entre as médias da densidade total, do número de espécies, do poliqueta *L. acuta* e do crustáceo *K. schubarti*. Todos apresentaram médias significativamente maiores durante o inverno nas três zonas sedimentares e nos quatro setores de salinidade (Tabelas 2, 3 e 4; Figuras 3 e 4).

Interações significativas tanto nas zonas sedimentares como nos setores de salinidade e as estações do ano foram registradas apenas para *L. acuta* e *K. schubarti*. Entre as zonas sedimentares, a maior densidade de *L. acuta* foi registrada na zona de afunilamento durante o inverno, seguida da zona de embocadura. As demais zonas durante o inverno e verão não apresentaram diferenças significativas entre si. *K. schubarti* obteve a maior densidade média na zona de meandros e/ou setor oligohalino no inverno. O número de espécies foi maior no setor euhalino durante o inverno, as médias nos demais setores durante o inverno e os setores meso- e polihalinos durante o verão não obtiveram diferenças significativas. Já os setores oligohalino e euhalino no verão foram os que apresentaram os menores números de espécies (Tabelas 2, 3 e 4).

A análise de agrupamento entre os pontos amostrais revelou que a distribuição da macrofauna dos manguezais é influenciada pelos gradientes ambientais (sedimentológico, vegetacional e de salinidade) tanto no inverno quanto no verão. Os pontos da zona de embocadura e afunilamento que correspondem aos setores euhalino, polihalino e mesohalino das baías constituíram, no inverno, um primeiro grupo e os pontos da zona de meandros e/ou setor oligohalino um segundo grupo (Figura 4 a). No verão, o primeiro grupo foi formado pelos pontos da zona de meandros mais os pontos 1 e 12, e um segundo grupo por pontos das zonas de embocadura e afunilamento (Figura 4 b).

A análise de agrupamento no inverno discriminou 3 grupos de organismos ao nível de 75 % de similaridade. O primeiro grupo foi formado pelas espécies *N. fluviatilis* e *U. thayeri*, que se distribuem em vários pontos ao longo das baías mas que apresentam maiores densidades na zona de meandros e/ou setor oligohalino. O segundo

grupo foi formado por *S. grubei*, *N. abiuma*, *Oligochaeta* e *E. limosum*, presentes em maiores densidades nos pontos intermediários do estuário nas zonas de embocadura e afunilamento. Os poliquetas *I. pulchella*, *P. websteri*, *N. oligohalina* e *L. acuta* formam o terceiro grupo, com maiores densidades na zona de embocadura. O tanaidáceo *K. schubarti* foi considerado não agrupado, estando presente em altas densidades na zona de meandros no setor oligohalino da baía (Tabela 2; Figuras 4 a).

No verão foram registradas 3 associações (83 % de similaridade) entre os organismos da macrofauna de manguezais. As espécies *N. fluviatilis*, *U. thayeri* e *U. uruguayensis* foram agrupadas devido às maiores densidades na zona de meandros no setor oligohalino. *K. schubarti* com densidades maiores no setor oligohalino na zona de meandros manteve-se não agrupada. *L. acuta*, *N. abiuma* e *E. limosum* mantiveram sua distribuição no setor intermediário das baías abrangendo as zonas de embocadura e de afunilamento. *I. pulchella*, *N. oligohalina* e o molusco *M. guyanensis* formam o terceiro grupo, definido pelas maiores densidades nas zonas de embocadura e afunilamento (Tabela 2; Figura 4 b).

Através dos resultados das análises canônica no inverno e verão foi possível analisar as inter-relações ecológicas entre as espécies da infauna dos manguezais em função dos gradientes ambientais.

No inverno os dois primeiros eixos explicaram 64 % da variância total dos dados. O eixo 1 explicou 54 % da variabilidade dos dados e o eixo 2 apenas 9%. As variáveis matéria orgânica, percentagens de silte, argila, areia, assimetria, salinidade, número de espécies vegetais, altura do bosque, D.A.P. médio, densidade absoluta de *R. mangle* e relativas de *L. racemosa* e *R. mangle* estiveram fortemente correlacionadas com o eixo 1 (Figura 5a).

Os pontos com os maiores valores positivos, pontos da zona de meandros e/ou setor oligohalino e ponto 13 da zona de afunilamento e/ou setor polihalino, foram caracterizados pelos maiores valores percentuais de silte, matéria orgânica, número de espécies vegetais, abundância de *R. mangle* e D.A.P. Os demais pontos, com escores positivos intermediários, apresentaram valores inferiores destes parâmetros ambientais e vegetacionais. O segundo eixo foi correlacionado com as densidades relativa e absoluta de *A. schaueriana* e percentagem de carbonatos no sedimento ambos com valores pouco expressivos ao longo de todo estuário (Figura 5a).

Tabela 3. Resultados das análises de variâncias trifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros faunísticos e densidades das espécies numericamente dominantes nas três zonas sedimentares das Baías de Paranaguá e Antonina (1, Embocadura, 2, Afunilamento e 3, Meandros), nos três níveis amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno) e nas duas estações do ano (i, inverno; v, verão). ns: diferenças não significativas; *0,05<p<0,01; **0,01<p<0,001; *** p<0,001 diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD. Densidades (ind. 0,012 m⁻²).

Parâmetros	Fatores				Interações			
	Zonas	Níveis	Estação	Z x N	Z x E	N x E	Z x N x E	
Densidade	ns	ns	*** i>v	ns	ns	ns	ns	
Número de espécies	ns	ns	*** i>v	ns	ns	ns	ns	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	***3>1=2	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Isolda pulchella</i>	***1=2>3	ns	ns	**1c=2a>2ab=1b> 1ab=2bc=3abc	ns	ns	ns	
<i>Laonereis acuta</i>	***2>1>3	**b=c>a	***i>v	ns	***2>1>1v=2v=3iv	** bci>demais	ns	
<i>Nereis oligohalina</i>	*1=2>2=3	*a>b=c	ns	*1a>demais	ns	ns	ns	
<i>Namalycaeus abitima</i>	ns	***b>a=c	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	***3>1=2	ns	**i>v	ns	*3>3v=2>2iv=1iv	*fbc=iva>iva=vbc	ns	
<i>Uca thayeri</i>	***3>1>2	*a=c>b=c	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Eurytium limosum</i>	*2>1=3	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

Tabela 4. Resultados das análises de variâncias trifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros faunísticos e densidades das espécies numericamente dominantes nos quatro setores de salinidade das Baías de Paranaguá e Antonina (1, Euhalino; 2, Polihalino; 3, Mesohalino e 4, Oligohalino), nos três níveis amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno) e nas duas estações do ano (i, inverno; v, verão). ns: diferenças não significativas; * 0,05 < p < 0,01; ** 0,01 < p < 0,001; *** p < 0,001 diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD. Densidades = (ind. 0,012 m⁻²).

Parâmetros	Fatores				Interações			
	Setores	Níveis	Estação	S x N	S x E	N x E	S x N x E	
Densidade	ns	ns	*** i > v	ns	ns	ns	ns	
Número de espécies	ns	ns	*** i > v	ns	* 1 > 2 iv = 3 i = 4 i = 2 v = 3 v 4 v = 1 v	ns	ns	
<i>Nephtys flaviatilis</i>	*** 4 > 1 = 2 = 3	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Isolda pulchella</i>	*** 1 = 2 > 1 = 3 > 4	ns	ns	** 1 bc = 2 c = 3 a > 1 bc = 2 ab = 3 ab > 1 ab = 2 ab = 3 bc = 4 abc	ns	ns	ns	
<i>Laeonereis acuta</i>	*** 3 > 1 > 2 = 4	** b = c > a	*** i > v	ns	*** 3 i > 1 i > 1 v = 2 iv = 3 v = 4 iv	** b i = c i > demais	ns	
<i>Nereis oligohalina</i>	* 1 = 2 > 2 = 3 > 3 = 4	** a > b = c	ns	*** 1 a > demais	ns	ns	* 1 a i > demais	
<i>Namalycastis abiuma</i>	ns	** b > a = c	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Kalllapseudes schubarti</i>	*** 4 > 1 = 2 = 3	ns	** i > v	ns	* 4 i > 4 v = 3 i > 3 v = 2 iv = 1 iv	ns	ns	
<i>Uca thayeri</i>	*** 4 > 1 = 2 > 2 = 3	* a = c > b = c	ns	ns	ns	ns	ns	
<i>Eurytium limosum</i>	* 2 = 3 > 1 = 2 = 4	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

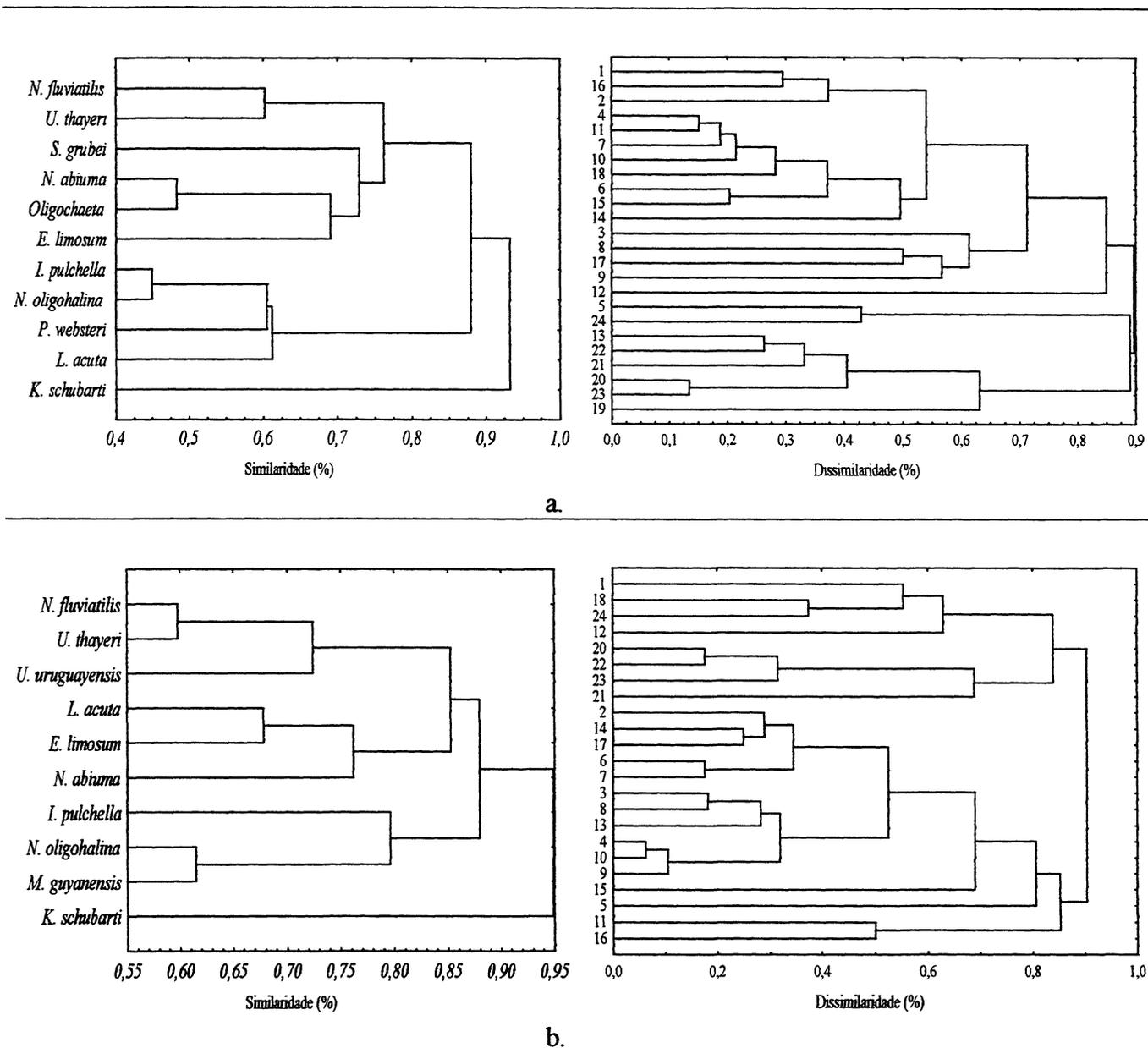


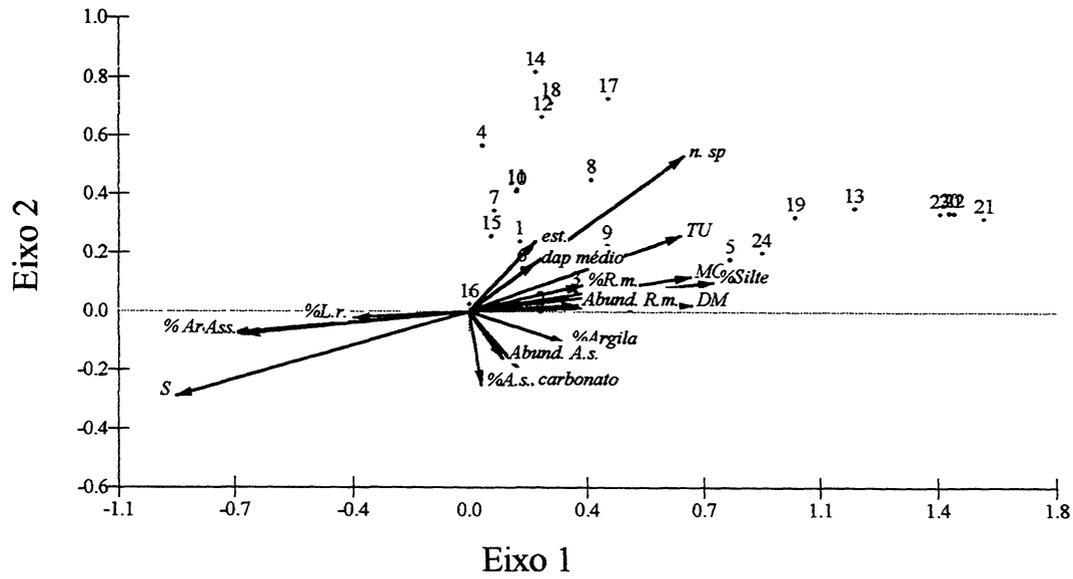
Figura 4. Análise multivariada de agrupamento das espécies numericamente dominantes nos 24 manguezais amostrados ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina durante o a.) inverno de 1996 e b.) verão de 1997.

A maior abundância total da infauna foi verificada em localidades com baixos teores de umidade, como nos pontos do setor euhalino. O maior número de espécies foi observado nos pontos da zona de embocadura e setor mesohalino da baía. As espécies *N. fluviatilis*, *N. abiuma*, *U. thayeri* e *K. schubarti* apresentaram as maiores densidades médias nos pontos com maiores teores de umidade, matéria orgânica, % silte, diâmetro médio dos grãos, bosques mais altos, dominância e abundância de *R. mangle*, como verificado nos pontos dos setor oligohalino. *L. acuta* e *E. limosum*, localizadas na porção intermediária do gráfico, apresentaram suas distribuições correlacionadas com os

menores valores percentuais de carbonato, argila e com bosques mais estratificados encontrados principalmente nos pontos 4, 12, 14, 17 e 18. *I. pulchella*, *P. websteri* e *N. oligohalina*, com densidades mais altas no setor euhalino da zona de embocadura e afunilamento, foram correlacionadas aos bosques com maiores densidade relativa de *L. racemosa*, percentagem de areia, assimetria, curtose e salinidade (Figura 5b).

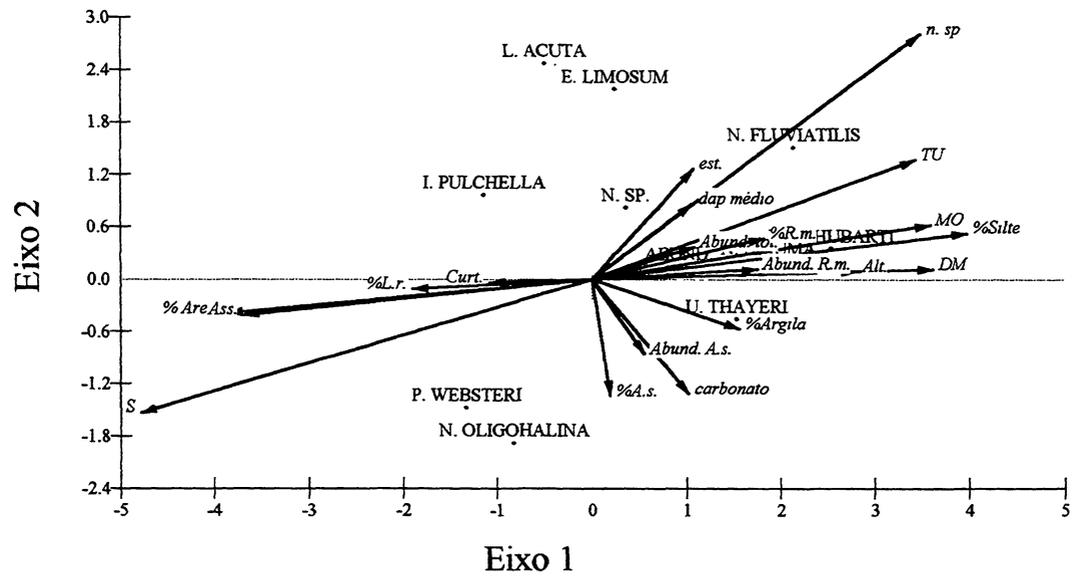
No verão, 60 % da variação dos dados da infauna foi explicada pelos parâmetros ambientais e de vegetação. O eixo 1 foi responsável por 50 % da variabilidade dos dados e o eixo 2 por 10%. As variáveis percentagens de silte, teor de umidade e matéria orgânica, diâmetro médio dos grãos, número de espécies vegetais, altura, D.A.P. médio e abundância total foram responsáveis pelos maiores valores positivos do eixo 1 onde encontram-se plotados os pontos da zona de meandros e/ou setor oligohalino. Os parâmetros ambientais percentagem de argila, densidade relativa e absoluta de *L. racemosa* obtiveram as maiores correlações positivas com o eixo 2 e podem ser considerados os parâmetros que explicam melhor a distribuição da infauna na maioria dos pontos das zonas de embocadura e afunilamento (Figura 6a).

A maior abundância infaunal foi correlacionada com os maiores valores percentuais de argila e densidade de *L. racemosa* características estas encontradas nos pontos das zonas de embocadura e afunilamento, principalmente nos pontos 5, 9, 12 e 17. O maior número de espécies foi constado nos setores poli- e mesohalinos com valores intermediários das variáveis ambientais medidas. *N. fluviatilis*, *K. schubarti* e *U. thayeri* foram correlacionadas positivamente com a percentagem de silte, matéria orgânica, teor de umidade, diâmetro médio dos grãos, número de espécies vegetais, densidade total e altura do bosque, características presentes nos pontos da zona de meandros. *N. abiuma*, em baixas densidades ao longo de todo o estuário, obteve maior correlação com os bosques com maiores densidade de *R. mangle* e D.A.P. médio. As demais espécies, *I. pulchella*, *P. websteri*, *L. acuta* e *E. limosum* presentes em maiores densidades na zona de afunilamento e na zona de embocadura, apresentaram maiores correlações positivas com os parâmetros densidade relativa de *L. racemosa* e grau de seleção dos grãos, também observados no inverno. *N. oligohalina* esteve mais correlacionada com os maiores valores percentuais de areia, assimetria, curtose, densidades relativa e absoluta de *A. schaueriana* e bosques com maior quantidade de plântulas e jovens, características comuns aos bosques da zona de embocadura (Figura 6b).



Vector scaling: 1.29

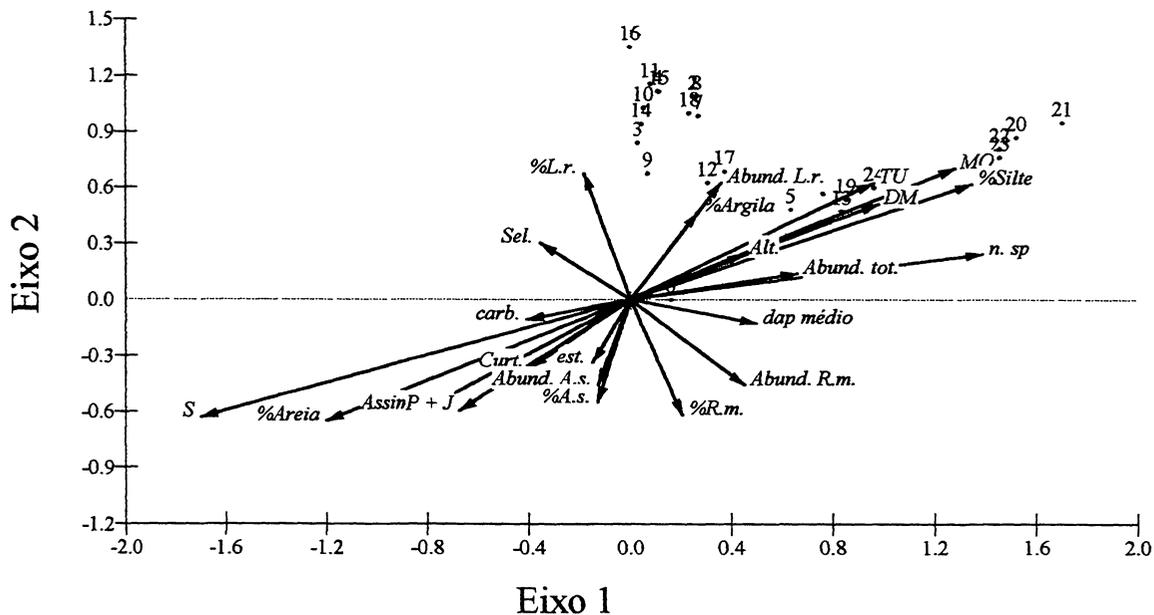
a.



Vector scaling: 6.84

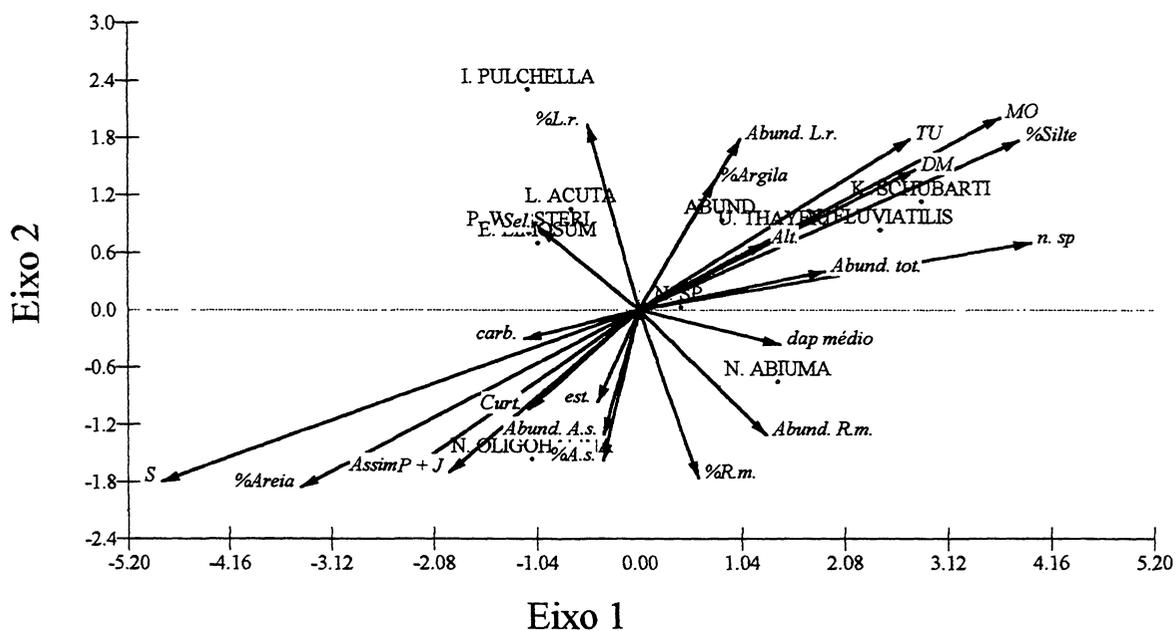
b.

Figura 5. Resultados da Análise Canônica correlacionando as densidades médias das espécies numericamente dominantes com as características dos sedimentos e da vegetação dos 24 bosques amostrados, ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina, durante o período do inverno. TU, Teor de umidade; MO, Matéria orgânica; S, Salinidade; Abund., Abundância; N. SP., Número de espécies infaunais; n. sp., número de espécies vegetais.



Vector scaling: 3.03

a.



Vector scaling: 8.64

b.

Figura 6. Resultados da Análise Canônica correlacionando as densidades médias das espécies numericamente dominantes com as características dos sedimentos e da vegetação dos 24 bosques amostrados ao longo das Baías de Paranaguá e Antonina, durante o período do verão. TU, Teor de umidade; MO, Matéria orgânica; S, Salinidade; Abund., Abundância; N. SP., Número de espécies infaunais; n. sp., número de espécies vegetais.

4.2. Zonação da infauna bêntica

As tabelas 5 e 6 apresentam um sumário das médias e desvios padrão dos parâmetros faunais e das densidades das espécies numericamente dominantes e mais

constantes nos três níveis amostrais ao longo dos bosques na região entre-marés durante o inverno e verão.

Não foram constatadas diferenças significativas na densidade da infauna e no número de espécies quando comparadas as médias dos níveis amostrais independente das zonas e/ou setores de salinidade e da estação do ano. *L. acuta* foi significativamente mais abundante nos níveis medianos e internos e *N. abiuma* nos níveis medianos. *N. oligohalina* e *U. thayeri* apresentaram um padrão inverso, com maiores densidades nos níveis marginais (Tabelas 3 e 4).

Diferenças significativas só foram detectadas na interação dos níveis amostrais com as zonas sedimentares e/ou setores de salinidade (Z X N e S X N) para as densidades de *I. pulchella* e *N. oligohalina*. Isto indica que a distribuição das espécies *I. pulchella* e *N. oligohalina* varia entre os níveis amostrais dependo da sua localização no estuário. Nas interações entre níveis amostrais e estação do ano (N X E), independente da localização no estuário, as espécies *L. acuta* e *K. schubarti* apresentam densidades médias significativamente diferentes nos níveis amostrais em função das estações do ano. *L. acuta* apresentou maior abundância nos níveis medianos e internos durante o inverno e as abundâncias de *K. schubarti* foram maiores nos três níveis amostrais durante o inverno e equivalente ao nível marginal durante o verão (Tabelas 3 e 4).

Na interação entre os fatores 'zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, níveis amostrais e estações do ano' (Z X N X E) diferenças significativas só foram registradas para *N. oligohalina* que obteve maior abundância média nas parcelas marginais do setor euhalino durante o inverno (Tabela 4).

A tabela 7 resume os resultados das análises de variâncias entre os níveis amostrais em cada zona sedimentar nas duas estações do ano.

Na zona de embocadura, *I. pulchella* foi significativamente mais abundante nos níveis internos e não apresentou diferença entre as médias dos níveis marginais e medianos. *L. acuta* apresentou densidades médias significativamente maiores nos níveis medianos e internos.

Um padrão inverso foi observado para *N. oligohalina*, com maiores densidades nos níveis marginais. O inverno foi a estação com as maiores médias da densidade, do número de espécies e de *L. acuta*. Na interação entre os níveis amostrais e as estações do ano apenas *L. acuta* apresentou diferença significativa, sendo que as densidades médias nos níveis medianos e internos durante o inverno foram maiores do que nas demais combinações (Tabela 7; Figura 3 b, c e d).

Tabela 5. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros faunísticos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares, nos quatro setores de salinidade e nos três níveis amostrais (Nível 1 – marginal; Nível 2 – mediano; Nível 3 – interior) no inverno de 1996. Densidades (ind. 0,012 m⁻²).

Parâmetros estruturais	Embocadura						Afunilamento						Meandros		
	Euhalino			Polihalino			Mesohalino			Oligohalino			Oligohalino		
	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3
Número de réplicas	30	25	10	25	15	5	35	25	10	30	30	5			
Densidade	11,13 (13,80)	7,04 (8,23)	14,50 (14,65)	4,84 (5,70)	6,53 (8,56)	4,40 (5,18)	8,09 (17,07)	10,80 (15,32)	3,90 (3,63)	8,07 (10,57)	8,27 (14,33)	13,80 (14,02)			
Número de espécies	3,33 (2,72)	2,28 (1,40)	3,40 (1,17)	2,24 (1,79)	2,47 (2,13)	2,00 (1,87)	2,31 (1,84)	2,40 (1,53)	1,70 (1,25)	1,77 (1,52)	2,03 (1,79)	2,00 (1,41)			
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,26 (0,82)	0,04 (0,20)	0,30 (0,48)	1,00 (1,64)	0,60 (1,16)	0,60 (0,55)			
<i>Isolda pulchella</i>	0,53 (0,86)	3,80 (6,84)	7,90 (8,43)	2,28 (3,67)	3,27 (6,11)	2,60 (3,71)	3,11 (7,61)	2,16 (3,90)	0,30 (0,67)	0,00 (0,00)	0,23 (1,28)	0,00 (0,00)			
<i>Laeonereis acuta</i>	0,27 (0,91)	1,52 (3,16)	2,00 (1,83)	0,08 (0,28)	0,60 (0,99)	0,40 (0,55)	0,86 (1,75)	2,52 (4,35)	2,80 (2,97)	0,03 (0,18)	0,07 (0,25)	0,00 (0,00)			
<i>Polydora websteri</i>	0,27 (0,74)	0,16 (0,47)	3,40 (4,67)	0,12 (0,60)	0,73 (1,28)	0,00 (0,00)	1,14 (5,59)	0,36 (0,86)	0,10 (0,32)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)			
<i>Nereis oligohalina</i>	5,43 (8,11)	0,20 (0,50)	0,60 (1,90)	0,48 (1,19)	0,87 (1,46)	0,60 (0,89)	1,26 (3,45)	0,84 (2,17)	0,00 (0,00)	0,13 (0,73)	0,07 (0,37)	0,00 (0,00)			
<i>Sigambra grubei</i>	0,10 (0,40)	0,08 (0,28)	0,00 (0,00)	0,40 (1,26)	0,33 (0,82)	0,20 (0,45)	0,26 (0,74)	0,28 (0,68)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,03 (0,18)	0,00 (0,00)			
<i>Namalycastis abitima</i>	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,24 (0,60)	0,00 (0,00)	0,17 (0,59)	0,20 (0,48)	0,00 (0,00)			
<i>Oligochaeta</i>	0,07 (0,25)	0,08 (0,40)	0,10 (0,32)	0,08 (0,28)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,09 (0,37)	0,20 (0,58)	0,10 (0,32)	0,33 (1,15)	0,37 (1,50)	0,00 (0,00)			
<i>Kalitiapseudes schubarti</i>	0,00 (0,00)	0,20 (1,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	3,64 (13,72)	0,00 (0,00)	5,60 (9,05)	5,63 (13,63)	12,40 (13,28)			
<i>Uca thayeri</i>	0,33 (0,84)	0,24 (0,44)	0,10 (0,32)	0,28 (0,54)	0,07 (0,26)	0,20 (0,45)	0,20 (0,47)	0,00 (0,00)	0,10 (0,32)	0,57 (0,82)	0,47 (0,68)	0,80 (0,84)			
<i>Eurytium limosum</i>	0,03 (0,18)	0,12 (0,33)	0,00 (0,00)	0,08 (0,28)	0,00 (0,00)	0,20 (0,45)	0,17 (0,45)	0,12 (0,33)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)			

Tabela 6. Valores das médias e desvios padrão (entre parênteses) dos parâmetros faunísticos dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (PR) nas três zonas sedimentares, nos quatro setores de salinidade e nos três níveis amostrais (Nível 1 – marginal; Nível 2 – mediano; Nível 3 – interior) no verão de 1997. Densidades (ind. 0,012 m⁻²).

Parâmetros estruturais	Embocadura												Afunilamento						Meandros		
	Euhalino			Polihalino			Mesohalino						Oligohalino								
	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 1	Nível 2	Nível 3						
	30	25	10	25	15	5	35	25	10	30	30	5	30	30	5						
Número de réplicas																					
Densidade	4,57 (4,75)	3,60 (5,86)	3,30 (4,03)	5,44 (9,29)	2,40 (2,53)	13,80 (11,56)	5,83 (12,81)	4,16 (7,59)	2,90 (2,23)	7,20 (10,13)	3,63 (6,15)	2,20 (1,92)									
Número de espécies	1,67 (1,15)	1,04 (1,21)	1,60 (1,51)	1,76 (1,30)	1,47 (1,46)	2,60 (1,67)	1,49 (1,62)	1,56 (1,33)	1,90 (1,20)	1,47 (1,04)	1,33 (1,24)	1,60 (1,14)									
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,00 (0,00)	0,08 (0,28)	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,03 (0,17)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,60 (0,93)	0,50 (0,90)	1,00 (1,00)									
<i>Isolda pulchella</i>	1,50 (3,13)	2,76 (5,24)	1,70 (2,67)	2,88 (5,64)	1,40 (1,84)	10,20 (7,50)	4,29 (11,53)	2,60 (6,32)	1,20 (1,55)	0,03 (0,18)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									
<i>Laeonereis acuta</i>	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,10 (0,32)	0,08 (0,28)	0,07 (0,26)	0,20 (0,45)	0,23 (0,65)	0,16 (0,47)	0,40 (0,70)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									
<i>Nereis oligohalina</i>	1,10 (2,32)	0,16 (0,47)	0,00 (0,00)	1,08 (3,55)	0,13 (0,35)	2,00 (2,83)	0,11 (0,32)	0,36 (0,64)	0,50 (0,71)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									
<i>Namalycastis abiuma</i>	0,00 (0,00)	0,12 (0,33)	0,00 (0,00)	0,04 (0,20)	0,13 (0,35)	0,00 (0,00)	0,03 (0,17)	0,20 (0,50)	0,00 (0,00)	0,03 (0,18)	0,13 (0,43)	0,00 (0,00)									
<i>Mytila guyanensis</i>	0,27 (0,98)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,44 (1,42)	0,07 (0,26)	0,00 (0,00)	0,43 (1,42)	0,00 (0,00)	0,20 (0,42)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,03 (0,17)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	5,67 (9,77)	2,37 (5,32)	0,80 (0,84)									
<i>Uca thayeri</i>	0,37 (0,81)	0,08 (0,28)	0,50 (0,85)	0,36 (0,57)	0,13 (0,35)	0,20 (0,45)	0,17 (0,38)	0,20 (0,41)	0,00 (0,00)	0,60 (0,89)	0,43 (0,63)	0,40 (0,55)									
<i>Uca uruguayensis</i>	0,60 (1,45)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,08 (0,40)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,03 (0,17)	0,04 (0,20)	0,00 (0,00)	0,17 (0,59)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									
<i>Eurytium timosum</i>	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,10 (0,32)	0,08 (0,28)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,11 (0,32)	0,16 (0,47)	0,10 (0,32)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)									

Na zona de afunilamento, *N. abiuma* apresentou densidades médias significativamente maiores nos níveis medianos, estando ausente nos níveis internos. As densidades de *N. fluviatilis* e *L. acuta* foram maiores durante o inverno. Não foram detectadas diferenças significativas na interação entre os fatores (Tabela 7; Figura 3e).

Na zona de meandros não foram registradas diferenças significativas entre os níveis amostrais e na interação entre os fatores para nenhum dos parâmetros faunais analisados. Entretanto diferenças significativas entre as estações do ano foram registradas para a densidade total e de *K. schubarti*, sendo que as maiores médias foram apresentadas durante o inverno (Tabela 7).

Os resultados das análises de variância entre os parâmetros faunais nos níveis transversais em cada um dos setores de salinidade não foram descritos por serem idênticos aos resultados apresentados para os níveis nas três zonas sedimentares.

Tabela 7. Resultados das análises de variâncias bifatoriais avaliando as diferenças entre as médias dos parâmetros faunísticos e espécies numericamente dominantes em cada zona sedimentar, Embocadura, Afunilamento e Meandros, nos três níveis amostrais (a, marginal; b, mediano; c, interno) e nas duas estações do ano (i, inverno; v, verão). ns: diferenças não significativas; * 0,05<p<0,01; **0,01<p<0,001; *** p<0,001 diferenças significativas detectadas através do Teste *a posteriori* de LSD. Densidades = (ind. 0,012 m⁻²).

Parâmetros faunísticos	Embocadura			Afunilamento			Meandros		
	Níveis	Estação	N x E	Níveis	Estação	N x E	Níveis	Estação	N x E
Densidade	ns	**i>v	ns	ns	ns	ns	ns	*i>v	ns
Número de espécies	ns	***i>v	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Nephtys fluviatilis</i>	ns	ns	ns	ns	*i>v	ns	ns	ns	ns
<i>Isolda pulchella</i>	**c>a=b	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Laeonereis acuta</i>	**b=c>a	***i>v	**ibc>demais	ns	***i>v	ns	ns	ns	ns
<i>Nereis oligohalina</i>	**a>b=c	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Namalycastis abiuma</i>	ns	ns	ns	**b>a=c	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*i>v	ns
<i>Uca thayeri</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Eurytium limosum</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

5. Discussão

5.1. Composição, distribuição espacial longitudinal e sazonal da infauna em função dos gradientes ambientais

O arranjo dos indivíduos no espaço é uma característica fundamental de cada espécie (Thrush, 1991). Modificações físicas e biológicas no ambiente sedimentar são determinantes importantes que afetam a abundância e a distribuição da infauna de ambientes marinhos (Woodin & Marinelli, 1991).

A fauna dos manguezais é composta por animais de ambientes terrestre, marinho e de água doce, apresentando como consequência uma fauna diversificada com a ocorrência de muitas formas de invertebrados. Muitas são restritas aos manguezais, enquanto outras são mais amplamente distribuídas (Hutchings & Recher, 1982).

No presente estudo, os poliquetas, crustáceos e moluscos foram, nesta ordem, os grupos dominantes da fauna dos manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina. A maioria dos estudos anterior também descreve estes grupos como dominantes em manguezais de todo mundo (Hutchings & Recher, 1982).

Nenhuma das espécies numericamente dominantes nos manguezais locais são exclusivas destes ambientes, já tendo sido citadas anteriormente nos ecossistemas adjacentes, como marismas, bancos não-vegetados e gamboas (Lana & Guiss, 1991; Netto & Lana, 1994; Netto & Lana, 1995; Lana *et al.*, 1997b; Lorenzi, 1998).

A distribuição e abundância da fauna bêntica são freqüentemente correlacionados com a heterogeneidade dos habitats (Duke *et al.*, 1998). Variações espaciais contínuas ou discretas das características ambientais em regiões costeiras e estuarinas podem afetar a composição das associações e a distribuição dos organismos bênticos.

Não foram detectadas diferenças significativas entre as densidades da infauna nas três zonas sedimentares e/ou setores de salinidade. No entanto, diferenças significativas na densidade foram constatadas entre as estações do ano, com os maiores valores durante o inverno. Estes resultados foram mais evidentes nas zonas de embocadura e meandros, nos quais as densidades totais apresentaram variações temporais significativas. Isto mostra que, em média, as densidades infaunais nas zonas sedimentares e/ou setores são mais afetadas pela variação temporal na salinidade, uma vez que no verão a entrada de água doce no estuário é praticamente quadriplicada (Mantovanelli, 1999). Vários processos biológicos também podem estar envolvidos como diferentes estratégias reprodutivas, recrutamento, predação e disponibilidade de alimento. Estes resultados podem ser parcialmente atribuídos à maior predação durante o período do verão, quando também ocorre um acréscimo nas densidade de peixes no estuário (Abilhôa, 1997; Godefroid, 1997; Chaves & Serenato, 1998; Pinheiro, 1999). Chaves & Vendell (1996) e Rabitto & Abilhôa (1999) registraram no conteúdo estomacal do bagre *Genidens genidens*, várias espécies de crustáceos e poliquetas, freqüentes tanto em banco areno-lodosos como em manguezais, inclusive algumas espécies dominantes durante o verão, no presente estudo, tais como, *N. fluviatilis* e *U. thayeri*. Os decápodos foram considerados em ambos estudos como o item de maior importância alimentar durante o verão.

De acordo com Ellison & Farnsworth (1996), cada espécie na comunidade responde de maneira única à heterogeneidade ambiental em escala espacial e temporal, o que dificulta a compreensão dos seus padrões de distribuição.

Uma maior densidade da infauna durante o inverno também foi registrada por Lana & Guiss (1991) e Netto (1993) em marismas e bancos não-vegetados nas Baías de Paranaguá e Antonina. Blankensteyn (1994) atribuiu ao recrutamento as maiores abundâncias constatadas em seu estudo em manguezais da Gamboa Perequê localizados no setor euhalino da Baía de Paranaguá.

Kumar (1997) verificou que a ocorrência e abundância da fauna bêntica de manguezais variam de acordo com sua distribuição vertical. A comunidade da camada superficial (até 5 cm de profundidade) apresentou maior influência dos parâmetros abióticos do ambiente adjacente, enquanto os organismos das camadas mais profundas (5-10 cm e 10-15 cm) foram dependentes da estrutura do solo interior e de suas propriedades.

Diferenças significativas no número de espécies foram registradas na interação entre os setores de salinidade e as estações do ano. A zona de embocadura apresentou o maior número de espécies durante o inverno. Os poliquetas *Arabella iricolor*, *Perinereis anderssoni*, *Diopatra viridens* e alguns morfotipos de sipúnculos, todos com baixas densidades, só foram registrados neste setor, tanto no inverno como no verão. Além disso, outros taxa foram registrados somente no inverno, como por exemplo, Cnidaria, Oligochaeta, o molusco *Littorina flava*, outros morfotipos de sipúnculos, o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti*, anfípodos e os decápodos *Sesarma rectum* e *Alpheus heterochalis*.

Lana & Guiss (1991) e Netto (1993) também registraram maior número de espécies durante o inverno, respectivamente em marismas do setor euhalino e em marismas e bancos não-vegetados ao longo das baías. Em contrapartida, Lana *et al.* (1997) registraram maior diversidade de poliquetas para ecossistemas intermareais, durante a primavera, em estações situadas no setor oligohalino na Baía de Antonina.

Estes resultados demonstram a importância de amostragens sazonais para a análise da distribuição espacial da fauna de estuários. Provavelmente, as condições sedimentológicas, físicas e químicas mais estáveis do setor euhalino, como constatadas neste estudo, estejam proporcionando um habitat mais favorável ao maior número de espécies. Contudo, os processos de competição, predação e mortalidade da biota aparentemente podem estar ocorrendo mais intensamente durante o verão diminuindo assim a diversidade.

Variações temporais podem ser responsáveis pela maior ou menor compreensão da distribuição e abundância da fauna bêntica em manguezais. I-Jiunn (1995) atribuiu a variação

dos organismos comedores de depósitos em manguezais às alterações temporais nas características químicas do sedimento, alegando que este material sedimentar pode representar parte dos nutrientes para os animais.

As associações infaunais dos manguezais locais são influenciadas pelos gradientes de salinidade, vegetacional, sedimentológico e de energia ambiental formados tanto no verão como no inverno, já que, com exceção de *N. abiuma*, as densidades das espécies mais freqüentes e numericamente dominantes variaram significativamente ao longo do estuário.

Vários estudos com comunidades infaunais de sedimentos inconsolidados atribuem as variações na densidade e riqueza de espécies aos parâmetros sedimentológicos (Oug, 1998). Farnsworth & Ellison (1996) verificaram que variações climáticas, alteração no regime de chuvas, sedimentação também afetam a fauna epibionte de manguezais da costa da América Central.

A zona de meandros e/ou setor oligohalino, caracterizado por altos teores de finos, teores de matéria orgânica e umidade e bosque estruturalmente mais complexos, apresentou abundâncias significativamente maiores do poliqueta *N. fluviatilis*, do tanaidáceo *K. schubarti* e do decápodo *U. thayeri*.

N. fluviatilis apresentou densidade média significativamente maior na zona de meandros e/ou setor oligohalino e densidades equivalentes nas demais zonas e/ou setores. Possivelmente estes resultados não estejam relacionados com o hábito alimentar desta espécie. As espécies da família Nephthyidae foram consideradas por Fauchald & Jumars (1979) como carnívoras móveis. Bemvenuti (1994) classificou *N. fluviatilis* como carnívoro-detrítivo, predador da infauna na comunidade de fundos moles. Com relação à sua dieta alimentar, presumidamente predadora, as altas taxas de matéria orgânica registradas no setor oligohalino não tornam o ambiente particularmente mais propício para a sua alimentação. Então, parece ser pouco provável que a matéria orgânica, abundante na zona de meandros, seja utilizada na alimentação de *N. fluviatilis*, até mesmo porque, as espécies do gênero *Nephtys* apresentam capacidades limitadas para a digestão de matéria orgânica (Fauchald & Jumars, 1979). As maiores densidades desta espécie na zona de meandros estão provavelmente relacionadas com a sua maior tolerância a baixas salinidades e a ambientes com elevado metabolismo anaeróbico. *N. fluviatilis* também foi citada em marismas do setor oligohalino em baixas densidades (Netto, 1993).

K. schubarti foi a segunda espécie mais abundante nos manguezais locais. Entretanto, os valores registrados foram muito inferiores àqueles registrados em marismas do setor euhalino da baía (Lana & Guiss, 1991) e em manguezais, também deste setor, por Almeida

(1994). Segundo Almeida (1994), esta espécie apresenta maior abundância em bancos não-vegetados, pois o sistema radicular das árvores de mangue estaria agindo como verdadeiro obstáculo físico, por se tratar de uma espécie tubícola.

As maiores densidades desta espécie foram registradas no setor oligohalino, caracterizado pelos maiores valores percentuais de finos, teores de matéria orgânica e umidade e maior complexidade estrutural dos bosques. Amaral *et al.* (1990) e Leite (1991) também registraram altas densidades desta espécie em locais com elevados teores de matéria orgânica. Bemvenuti *et al.* (1992) registraram maiores abundâncias de *K. schubarti* em locais com baixa energia ambiental e substratos com elevados teores de silte e argila. Resultados semelhantes também foram descritos por Lorenzi (1998) em gamboas do setor oligohalino para as espécies *N. fluviatilis* e *K. schubarti*.

Embora esta espécie tenha sido amostrada em outros setores, a maior densidade no setor oligohalino está possivelmente relacionada com seu comportamento alimentar suspensívoro. Este setor apresenta altas taxas de material particulado em suspensão, proveniente da descarga de água doce dos rios (Mantovanelli, 1999).

K. schubarti apresentou ainda maiores densidades durante o inverno. Estes resultados contrariam os de Almeida (1994), que registrou maiores densidades durante a primavera e verão. Segundo Bemvenuti (1983), esta espécie apresenta reprodução contínua quando as condições ambientais são favoráveis. No inverno, as oscilações de salinidade neste setor são menores devido à baixa pluviosidade, proporcionando condições ambientais mais estáveis para reprodução e recrutamento e aparentemente diminuição da predação.

U. thayeri também apresentou densidade média significativamente maior no setor oligohalino. Estes resultados mostram que embora *U. thayeri* tenha se distribuído ao longo de todo o estuário, as características sedimentológicas, vegetacionais e de salinidade do setor oligohalino são mais favoráveis para seu desenvolvimento populacional. A predominância de silte no sedimento favorece seu estabelecimento em contrapartida substratos arenosos ofereçam mais dificuldades para a construção das galerias. As altas taxas de matéria orgânica característica do setor oligohalino representam maior disponibilidade de alimento uma vez que *U. thayeri* apresenta hábito alimentar detritívoro. Além disso, *R. mangle* apresentou maior densidade relativa neste setor a qual *U. thayeri* foi considerada associada pela presença de tocas próximas às raízes escoras ou rizóforos (Barnwell, 1986). Segundo Lacerda *et al.* (1993), *U. thayeri* e outras espécies de decápodos freqüentemente apresentam padrões de zonação relacionados ao tipo de sedimento e de bosque. Aparentemente, a salinidade não foi

um parâmetro primordial para a distribuição desta espécie. É provável que possua amplas habilidades osmoregulatórias que possibilitaram sua distribuição ao longo de todo o estuário.

A influência das características do sedimento e da salinidade na distribuição de caranguejos de manguezais também foram reportadas por Frusher *et al.* (1994). Estes autores constataram que as espécies do gênero *Sesarma* variaram suas configurações ao longo do estuário e nas zonas entre-marés. Por exemplo, *S. messa* foi dominante nas porções mais altas da região de entre-marés dos manguezais da entrada do estuário com os maiores valores de salinidade. *S. brevipes* foi dominante tanto nas porções altas como nas baixas da região de entre-marés, mas limitou-se em áreas de baixa salinidade.

O nereidídeo *L. acuta* e o xantídeo *E. limosum* apresentaram maiores abundâncias na zona de afunilamento e/ou setor mesohalino, distinto dos demais setores pela maior heterogeneidade sedimentar e vegetacional devido à variação hidrodinâmica. Além disto, estas espécies apresentaram maiores densidades no setor mesohalino em bosques com maior abundância de *L. racemosa*. Couto (1995) sugere que *L. acuta* seja mais resistente em condições de baixa oxigenação do que as outras espécies de poliquetas de bancos não-vegetados.

L. acuta também foi apontada por Lana & Guiss (1991) como espécie numericamente dominante em bancos não-vegetados no setor euhalino e por Netto & Lana (1997b) no setor mesohalino. Já Lorenzi (1998) cita a espécie como associada aos poliquetas *Heteromastus similis* e *Nereis oligohalina* nos setores eu- e polihalinos da baía. *Eurytium limosum* ao contrário dos manguezais, não foi considerada espécie numericamente dominante em nenhum dos estudos realizados em ecossistemas adjacentes ao manguezal.

Diferença significativa foi registrada na densidade de *L. acuta* entre as estações do ano, com maiores valores no inverno. Estes resultados contrariam os encontrados por Netto & Lana (1997b) e Couto (1996) em bancos não-vegetados do setor euhalino, nos quais a espécie apresentou maiores densidades durante o verão. Couto (1996) sugeriu que *L. acuta* apresenta uma relação inversa com o tanaidáceo *K. schubarti* em resposta à competição por espaço. Esta relação não foi observada no presente estudo, principalmente porque as espécies apresentaram maior abundância durante o inverno em diferentes setores.

O anfaretídeo *I. pulchella* e o nereidídeo *N. oligohalina* foram as espécies de poliquetas mais abundantes nos manguezais amostrados e numericamente dominantes na zona de embocadura e/ou setores eu- e polihalinos da baía, com os maiores valores de salinidade e percentagens de areia. Em marismas do setor euhalino, *I. pulchella* e *N. oligohalina* também foram citadas como espécies dominantes (Lana & Guiss, 1991; Netto &

Lana, 1997b). Em ambos estudos, os autores constataram que a densidade do macrobentos se correlaciona significativamente com a biomassa vegetal aérea viva e morta da sub-superfície. Sugeriram que a vegetação estaria sendo utilizada como refúgio e suporte físico para as espécies de poliquetas citadas acima. Neste caso, os manguezais da zona de embocadura também propiciam melhores condições de refúgio e suporte físico, uma vez que as espécies de mangue apresentam maior quantidade de raízes aéreas, no caso de *R. mangle* e pneumatóforos em *L. racemosa* e *A. schaueriana* em função da maior energia ambiental característica desta zona (obs. pess.). Com isto, estas espécies pouco móveis e comedoras de depósitos (Faulchald & Jumars, 1979) estariam se beneficiando da maior quantidade de detritos retida pelas raízes-escora e pneumatóforos.

Não foram detectadas diferenças significativas nas densidades de *I. pulchella* e *N. oligohalina* entre as duas estações do ano. Estes resultados sugerem que os parâmetros sedimentológicos e vegetacionais exerçam maior influência na suas distribuições espaciais do que a variação temporal em si. Lana & Guiss (1992) constataram maior abundância destas espécies em marismas durante o outono. Sugeriram que *I. pulchella* e *N. oligohalina* reagem similarmente às variações sazonais e correlacionaram estes resultados com a maior disponibilidade de biomassa subterrânea de *Spartina alterniflora*.

A densidade de *N. abiuma* foi relativamente constante e pouco expressiva ao longo de toda baía. Não foram registradas diferenças significativas na densidade desta espécie entre os setores ou estações amostradas. Em nenhum dos estudos realizados na Baía de Paranaguá, seja em marismas, bancos não-vegetados e gamboas, a espécie foi considerada numericamente dominante. Aparentemente, os parâmetros sedimentológicos, vegetacionais, físicos e químicos medidos não constituem fatores limitantes para sua distribuição. Possivelmente a disponibilidade de recurso alimentar possa ser um fator mais importante, uma vez que esta espécie é considerada carnívora. Variações temporais na densidade de *N. abiuma* também não foram verificadas por Blankensteyn (1994) em seu estudo de comunidades macrobênticas em uma marisma do setor euhalino.

Através da análise de agrupamento dos pontos amostrais foi possível observar que a distribuição das espécies infaunais dominantes e mais freqüentes não se dispõe ao longo de um *continuum*. Assim como constatado para a vegetação, os pontos da zona de embocadura e afunilamento apresentaram maior similaridade entre si e os pontos da zona de meandros formaram um segundo grupo. Como estes resultados foram constatados tanto no inverno como no verão, pode ser descartada a possibilidade de que tenha sido um artefato temporal de amostragem. A zona de afunilamento, como já citado acima, apresenta grande

heterogeneidade nas características sedimentológicas, vegetacionais e físico químicas. Portanto, esta zona representa um mosaico de pequenas regiões com características próprias, sendo que alguns pontos se aproximam mais das características da zona de embocadura.

A análise de agrupamento evidenciou associações faunais recorrentes e típicas de cada um das zonas analisadas. No inverno, a associação *N. fluviatilis-U. thayeri* e o tanaidáceo *K. schubarti* é típica da zona de meandros e/ou setor oligohalino. *S. grubei-N. abiuma-Oligochaeta-E. limosum* são características da zona de afunilamento e/ou setor mesohalino e as espécies *I. pulchella-N. oligohalina-P. websteri* são típicas da zona de embocadura e/ou setores eu- e polihalinos, com exceção de *L. acuta* que também apresentou maiores densidades na zona de afunilamento no verão. O taxa Oligochaeta também foi registrado em altas densidades por Blankensteyn (1994) durante o inverno em manguezais da Gamboa Perequê, setor euhalino da baía.

As espécies faunais dominantes e mais constantes persistiram nas associações formadas entre as zonas e/ou setores de salinidade durante o verão. No entanto, o molusco *M. guyanensis* também foi típico da zona de embocadura durante o verão e *U. uruguayensis* da zona de meandros. Esta recorrência das associações demonstra que as espécies faunais, assim como a vegetação, expressam seu maior 'desenvolvimento' na comunidade quando presentes em ambientes mais propícios. Koch (1999) verificou que a distribuição dos caranguejos chama-marés é influenciada pelas características do sedimento. *U. maracoani* preferiu áreas com maior percentagem de areia e baixo conteúdo de matéria orgânica. Por outro lado, *U. cumulanta* ocorreu preferencialmente em áreas onde o conteúdo orgânico foi maior.

Estes resultados demonstram a importância de estudos sazonais em pesquisas sobre a distribuição espacial da fauna estuarina. Muitas espécies características de determinadas regiões podem estar eventualmente presentes em baixas densidades, por causa dos seus próprios ciclos biológicos. Segundo Alongi & Sasekumar (1992), são escassas informações quantitativas detalhadas sobre a variação das espécies em diferentes estações (por exemplo, Frith *et al.*, 1976; Frith & Frith, 1978; Hutchings & Recher, 1982).

Grupos de espécies com preferências marcadas por regimes salinos e sedimentológicos específicos já haviam sido reconhecidos em planícies de maré da Baía de Paranaguá por Lana *et al.* (1997), que constataram igualmente um baixo grau de superposição espacial em sua distribuição.

As associações descritas para os manguezais locais apresentam elevada similaridade com as associações dos ecossistemas entre-marés descritos por Lana & Guiss (1991) e Lorenzi (1998).

Através das análises canônicas, ficou evidente a importância das heterogeneidades ambientais na composição e na distribuição das espécies mais abundantes dos manguezais da Baías de Paranaguá e Antonina. As variáveis ambientais explicaram mais de 60 % das distintas relações entre as espécies infaunais. A percentagem não explicada pelos parâmetros abióticos, sedimentológicos e vegetacionais medidos provavelmente pode estar sendo controlada por fatores biológicos, como padrões de recrutamento, competição e bioturbação.

As variáveis mais importantes ou seja, que apresentaram maiores correlações com a infauna foram as características texturais do sedimento, teores de umidade e matéria orgânica, a salinidade, o número de espécies vegetais e densidade total.

Características sedimentológicas influenciando a distribuição de organismos bênticos têm sido sugeridas com mais frequência, na literatura específica, do que características da vegetação (Frith *et al.*, 1976; Johnson, 1980; Vanhove *et al.*, 1992; Wu *et al.*, 1992). Neste estudo, as análises revelaram distintos padrões de espécies associadas com as frações silte-areia, teores de matéria orgânica e umidade e complexidade estrutural dos bosques.

5.2. Zonação da infauna bêntica

Regiões entre-marés de ambientes estuarinos podem exibir marcadas diferenças na composição de comunidades vegetais e animais em trechos relativamente curtos. A complexidade das associações de águas rasas tende a ser mais complexa devido ao fato das perturbações serem mais acentuadas (Johnson, 1980).

Não foram detectadas diferenças significativas entre o número de espécies e densidade total da comunidade em nenhuma das zonas sedimentares. Estes resultados diferem dos estudos pretéritos realizados nos demais ecossistemas entre-marés. Lana *et al.* (1997) só detectaram diferenças significativas na diversidade e densidade de poliquetas no setor euhalino da baía, onde o grupo de espécies mais diversificado e mais abundante ocorreu nas marismas.

Diferenças significativas foram constatadas entre os níveis amostrais, independente das zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, somente para 4 espécies infaunais (3 poliquetas e um decápodo). Netto & Lana (1995) constataram diferenças significativas nas densidades entre os níveis amostrais para 4 das 5 espécies mais abundantes em um banco não-vegetado do setor euhalino. Nas análises em separado das zonas sedimentares e/ou setores de salinidade, diferenças significativas na infauna entre os níveis amostrais só foram registradas para 3 espécies de poliquetas na zona de embocadura e 1 na zona de afunilamento.

Na zona de embocadura, *I. pulchella* e *L. acuta* foram significativamente mais abundantes nos níveis mais internos. Em contrapartida, um padrão inverso foi verificado para *N. oligohalina*. Maior densidade de *L. acuta* nos níveis mais internos foi verificada principalmente durante o inverno. Na zona de afunilamento, *N. abiuma* foi mais abundante nos níveis marginais.

A composição textural, matéria orgânica e umidade e a salinidade dos sedimentos dos manguezais foram semelhantes nos distintos níveis ao longo da região de entre-marés, tanto no inverno quanto no verão ao longo de todo estuário (Capítulo I). A zonation na vegetação (Capítulo II) foi mais evidente nas zonas de afunilamento e meandros e da fauna quase que exclusivamente na zona de embocadura. Estes resultados mostram que a zonation das espécies infaunais não está sendo regulada pelas características sedimentológicas e vegetacionais. A única exceção foi *N. abiuma* que apresentou correlação com as maiores densidades absoluta e relativa de *R. mangle* nos níveis medianos da zona de afunilamento.

Blankensteyn (1994) associou a composição específica da macrofauna bêntica à presença física da gramínea *Spartina alterniflora* em uma marisma do setor euhalino. Assumindo que a vegetação é responsável pela estruturação das associações macrobênticas locais, Netto & Lana (1995) constataram diferenças significativas entre os teores de matéria orgânica, carbonato e umidade em um banco não-vegetado do setor euhalino, com os maiores valores sendo registrados nos níveis de maré mais baixos. Estes autores atribuíram a estes parâmetros as maiores densidades dos gastrópodos detritívoros *Heleobia australis* e *Acteocina bidentata* na porção inferior do banco. Couto (1996) embora tenha constatado uma homogeneidade do sedimento, observou uma nítida divisão entre as associações macrofaunais em cada nível de uma planície entre-marés no setor euhalino. Lana *et al.* (1997) não encontraram diferenças significativas entre os parâmetros sedimentológicos no estudo de zonation de poliquetas nos ecossistemas entre-marés nos diferentes setores da baía.

As diferenças significativas verificadas na zona de embocadura e/ou setores eu- e polihalino provavelmente estão relacionadas com a maior energia ambiental prevalecente nesta zona. Variações estruturais na vegetação foram observadas em regiões de maior energia. Maior quantidade de raízes-escora (rizóforos) foram verificadas em árvores de *R. mangle* em áreas de maior energia ambiental (Farnsworth, 1998). As espécies *L. acuta* e *I. pulchella*, pouco móveis e detritívoras, estariam colonizando níveis mais internos do bosque em busca de ambientes mais protegidos das ondas. Já *N. oligohalina*, mais abundante nos níveis marginais, possivelmente está se beneficiando da maior quantidade de raízes produzida pelas árvores para maior sustentação. Estas espécies parecem ser boas indicadoras dos níveis de

energia ambiental, tanto em macro (no estuário como um todo) como em menor escala (planície entre marés).

Foram evidenciadas diferenças significativas nas densidades de *U. thayeri* entre os níveis amostrais, independentemente das zonas sedimentares. Menores densidades deste decápodo foram registradas nos níveis medianos. Estes resultados mostram que a seleção dos ambientes por esta espécie pode ser relacionada com competição interespecífica entre decápodos, por predação, por migração em busca de ambientes mais úmidos ou pela maior disponibilidade de alimento. Resultados semelhantes foram observados por Costa *et al.* (1997), que verificaram em um estudo de zonação das espécies do gênero *Uca*, que *U. thayeri* preferiu regiões mais lamacentas dentro dos manguezais e atribuíram este comportamento biológico à competição interespecífica. Blaskensteyn (1994), também atribuiu à predação e competição as menores densidades da infauna encontradas em manguezais do setor euhalino. Wiedemeyer (1997) e Koch (1999) constataram maior preferência de *U. thayeri* por áreas entremarés com maior teor de areias e da espécie congênere *U. maracoani* em porções do manguezal com maior conteúdo orgânico e maior percentagem de finos.

Hutchings & Recher (1982) observaram distintas zonações para as espécies de caranguejos em variados bosques de manguezais da Austrália. Estes autores relacionaram a distribuição de *Uca* com o tamanho dos grãos do sedimento. Em estudos mais recentes, Frusher *et al.* (1994) evidenciaram que as mesmas espécies de *Sesarma* em manguezais australianos apresentaram diferentes distribuições na zona entre-marés ao longo das distintas regiões do estuário. As diferenças nas abundâncias das espécies ao longo do estuário foram correlacionadas com as características do sedimento e na zona entre-marés com a predação.

Em suma, ao contrário da maioria dos estudos que tratam da zonação da infauna e epifauna em manguezais (Frith, 1976; Frith & Frith, 1978; Alongi, 1987a; Alongi, 1987b; Vanhove *et al.*, 1992; Frusher *et al.*, 1994; Ruwa, 1987), a distribuição das espécies infaunais na região entre-marés das Baías de Paranaguá e Antonina não acompanhou a zonação da vegetação, somente registrada nas zonas de afunilamento e meandros e nem as características do sedimento que não variaram significativamente entre os níveis transversais em nenhuma das zonas ou setores amostrados. Aparentemente outras características químicas e biológicas, tais como, pH, Eh, competição interespecífica e predação possam estar envolvidas. Os poliquetas *N. oligohalina*, com as maiores densidades nos níveis marginais no setor euhalino, e *L. acuta* e *I. pulchella*, mais abundantes nos setores menos salinos e nos níveis medianos e internos dos bosques, foram consideradas um boas indicadoras dos níveis de energia

ambiental, tanto em maior escala, no estuário como um todo, como em menor escala, nas planícies entre marés.

6. Referências Bibliográficas

- Abilhôa, V., 1997. Composição, estrutura da ictiofauna em um banco areno-lodoso na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. Tese de mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 98 pp.
- Almeida, M.V.O. 1994. *Kalliapseudes schubarti* Mañé-Garzón, 1949 (Tanaidacea – Crustacea): Dinâmica populacional e interações com a macrofauna bêntica no Saco do Limoeiro, Ilha do Mel (Paraná, Brasil). Tese de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Departamento de Zoologia. 79 pp.
- Alongi, D.M. 1987a. Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Mar. Biol.* 95:447-458.
- Alongi, D.M. 1987b. Inter-estuary variation and intertidal zonation of free-living nematode communities in tropical mangrove systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 40:103-114.
- Alongi, D. M. 1989. The role of soft-bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystems. *Rev. Aquat. Sci.* 1:234-280.
- Alongi, D.M. & Sasekumar, A. 1992. Benthic communities. *Tropical mangrove ecosystems*. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, D.C. Cap. 6:137-171.
- Amaral, A.C.Z.; Morgado, E.H.; Lopes, P.P.; Belúcio, L.F.; Leite, F.P.F. & Ferreira, C.P. 1990. Composition and distribution of intertidal macrofauna of sandy beaches on São Paulo coast. *Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Estrutura, função e manejo.* ACIESP. 3(71):258-273.
- Asmus, M. L. 1984. Estrutura da comunidade associada à *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande 154 pp.
- Aveline, L.C. 1980. Fauna dos manguezais brasileiros. *R. Bras. Geogr.* 42(4):786-821.
- Bemvenuti, C.E. 1983. Efeitos da predação sobre as características estruturais de uma comunidade macrozoobentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Mestrado. Fundação Universidade do Rio Grande. Rio Grande. 120 pp.
- Bemvenuti, C.E. 1987a. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Public. ACIESP* 54(1):428-459.

- Bemvenuti, C.E. 1987b. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* 9(1):5-32.
- Bemvenuti, C.E.; Cattaneo, S.A. & Netto, S.A. 1992. Structural characteristics of the benthic macrofauna on two locations in the estuarine region of Patos Lagoon, RS, Brazil. *Atlântica* 14:5-28.
- Bemvenuti, C.E. 1994. O poliqueta *Nephtys fluviatilis* Monro, 1937, como predador na infauna de fundos moles. *Atlântica* 16:87-98.
- Bigarella, J.J.; Becker, R.D.; Matos, D.J.; Werner, A. 1978. A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná. Um problema de segurança ambiental e Nacional. Secretaria de Estado do Planejamento (SEPLAN) e Associação de Defesa e Educação Ambiental (ADEA), Curitiba, Paraná. 149 pp.
- Blankensteyn, A. 1994. Estrutura e análise experimental do funcionamento das associações da macrofauna bêntica do manguezal e marisma da Gamboa Perequê, Pontal do Sul, PR. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Departamento de Zoologia. 178pp.
- Capitoli, R. R.; Bemvenuti, C. E. & Norton, G. M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I. As comunidades bentônicas. *Atlântica* 3:5-22.
- Carcamo, A. G. 1980. Observações sobre a fauna bentônica da região de Cananéia (25° 00' S - 48° 00' W), estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 61pp.
- Chaves, P.T.C. & Vendel, A. L. 1996. Aspectos da alimentação de *Genidens genidens* (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Guaratuba, Paraná. *Revta bras. Zool.* 13(3):669-675.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, 1983. Introduccion a la ecologia del manglar. Publicado por la Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. 109 pp.
- Costa, T.M.; Taneguti, C.M. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1997. Considerações ecológicas sobre os caranguejos do gênero *Uca* do manguezal formado pelos Rios Escuro e Comprido, Ubatuba, SP. VII COLACMAR - Congresso Latino-americano sobre Ciências do Mar. Santos, Resumo expandido. Volume I:208-209.
- Couto, E. C. G. 1995. Estrutura espaço-temporal da comunidade macrobêntica de um banco areno-lodoso no Saco do Limoeiro, Baía de Paranaguá - Pr. Tese de Doutorado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- Duke, N.; Ball, M.C. & Ellison, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:27-47.

- Ellison, A.M. & Farnsworth, E.J. 1996. Spatial and temporal variability in growth of *Rhizophora mangle* saplings: links with insolation, herbivory and local sedimentation regimes on Belizean coral cays. *J. Ecol.* 80:717-731.
- Fauchald, K. & Jumars, P.A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Ver.* 17:193-284.
- Folk, R.L. & Ward, W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain parameters. *J. sedim. Petrol.* 27:3-27.
- Frith, D. W.; Tantanasiwong, R. & Bhatia, O. 1976. Zonation of macrofauna on a mangrove shore, Phuket Island. *Res. Bull. Puket Mar. Biol. Center* 10:1-37.
- Frith, D.W. & Frith, C.B. 1978. Notas on the ecology of fiddler crab populations (Ocypodidae: Genus *Uca*) on Phuket, Surin Nua and Yao Yai Islands, Western Peninsular Thailand. *Phuket Marine Biological Center Research Bulletin* 25: 13pp.
- Frusher, S.D; Giddins, R.L.; Smith III, T.J. 1994. Distribution and abundance of grapsid crabs (Grapsidae) in a mangrove estuary: effects of sediment characteristics, salinity tolerances, and osmoregulatory ability. *Estuaries* 17(3):647-654.
- Godefroid, R.S. 1997. Estrutura da comunidade de peixes da zona de arrebenção da praia de Pontal do Sul, Paraná, Brasil. Tese de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Departamento de Zoologia, 130 pp.
- He, M. 1991. Studies on ecology of Polychaeta in mangrove in Jiulong River Estuary. *Mar. Sci. Bull. Haiyang. Tongbao.* 10:56-62.
- Hutchings, P.A. & Recher, H.F. 1982. The fauna of Australian mangroves. *Proc. Linn. Soc. N. S. W.* 106(1):83-121.
- I-Jiunn, C. 1995. The temporal changes in benthic abundances and sediment nutrients in a mudflat of the Chuwei mangrove forest, Taiwan. *Hydrobiologia* 295:221-230.
- IPARDES. 1991. Diagnóstico Físico-Ambiental da Serra do Mar: Área sul. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba. 107 pp.
- Johnson, R.W. 1980. Simulation modeling of estuarine ecosystems. In: Hamilton, P. & McDonald, K.B. (eds.) *Estuarine and wetland processes*. Plenum Press, New York. 541-559.
- Kennish, M.J. 1986. Ecology of estuaries. Biological aspects. Vol. 1. CRC Press, Inc. Florida. 391 pp.
- Knoppers, B. A.; Brandini, F. P. & Thamm, C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranagua. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica* 2(1):1-36.

- Koch, V. 1999. Epibenthic production and energy flow in the Caeté mangrove estuary, North Brazil. Tese de Doutorado. Universität Bremen. Alemanha. 96pp.
- Kumar, R.S. 1997. Vertical distribution and abundance of sediment dwelling macro-invertebrates in an estuarine mangrove biotope – southwest coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 26:26-30.
- Lacerda, L. D.; Conde, J.E.; Alarcon, C.; Alvarez-León, R.; Bacon, P.R.; D’Croz, L.; Kjerfve, B.; Polaina, J. & Vannuci, M. 1993. Mangrove ecosystems of Latin America and the Caribbean: a Summary. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. L.D. Lacerda. Part-I – Latin America. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. 1-42.
- Lana, P. C. 1986. Macrofauna benthica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). *Nerítica* 1(3):79-89.
- Lana, P. C.; Almeida, M. V. O.; Freitas, C. A. F.; Couto, E. C. G.; Pose, L. M.; Gonzalez-Peronti, A. L. B.; Giles, A. G.; Lopes, M. J. S.; Silva, M. H. C. & Pedroso, L. A. 1989. Estrutura espacial de associações macrobênticas sublitorais da Gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). *Nerítica* 4(1):39-47.
- Lana, P.C. & Guiss, C. 1991. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat of Paranaguá Bay (southeastern Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 73:231-244.
- Lana, P.C. & Guiss, C. 1992. Macrofauna – plant-biomass interactions in a euhaline salt marsh in Paranaguá Bay (SE Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80:57-64.
- Lana, P. C.; Couto, E. C. G. & Almeida, M. V. O. 1997. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). *Bull. Mar. Sci.* 60(2):433-442.
- Leite, F.P.P. 1991. Distribuição e variação sazonal de *Kalliapseudes schubarti* Mañé-Garzón, 1949 (Crustacea, Tanaidacea) na região do Araçá, São Sebastião (SP). II Simpósio sobre Oceanografia da USP. p. 172.
- Lessa, G.C.; Meyers, S.R. & Marone, E. 1998. Holocene stratigraphy in Paranaguá Bay Estuary, Southern Brazil. *J. Sedim. Res.* 68(6):1060-1076.
- Lorenzi, L. 1998. Composição e distribuição da macrofauna benthica em gamboas da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Dissertação de Mestrado. Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 71 pp.
- MacNae, W. 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forest in the Indo-West-Pacific region. *Adv. Mar. Biol.* 6:73-270.

- Mantovanelli, A. 1999. Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua Bacia de drenagem. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 190 pp.
- Martin, F. 1992. Étude de l'écosystème mangrove de la Baie de Paranagua (Parana, Bresil): Analyse des impacts et propositions de gestion rationnelle. These de Doctorat de L'Université Paris VII, UFR de Biologie. 289 pp.
- Netto, S. A. 1993. Composição, distribuição e variabilidade sazonal da macrofauna bêntica de marismas e bancos não-vegetados da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Tese de Mestrado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Departamento de Zoologia. 91 pp.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. Mar. Ecol. Progr. Ser. 106:239-247.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1995. Zonação e estratificação da macrofauna bêntica em um banco areno-lodosos do setor euhalino de alta energia da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Iheringia, Série Zoologia 79:27-37.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1997a. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). Estuarine, Coastal and Shelf Sci. 44:641-648.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. 1997b. Intertidal zonation of benthic macrofauna in a subtropical salt marsh and nearby unvegetated flat (SE, Brazil). Hydrobiology 353:171-180.
- Oug, E. 1998. Relating species patterns and environmental variables by canonical ordination: na analysis of soft-bottom macrofauna in the region of Tromso, Northern Norway. Mar. Environ. Res. 45(1):29-45.
- Patterson, C. S. & Mendelsohn, I. A. 1991. A comparison of physicochemical variables in a mangal/salt marsh community in Louisiana. Wetlands 11:139-161.
- Pinheiro, P.C., 1999. Dinâmica das comunidades de peixes em três áreas amostrais da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. Tese de mestrado, Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 171pp.
- Rabbito, I.S. & Abilhôa, V. 1999. A alimentação do bagre *Genidens genidens* Valenciennes, 1839 em um banco areno-lodoso da Ilha do Mel, Paraná, Brasil. Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR 2(2):143-153.

- Ruwa, R.K. 1997. Zonation of burrowing crabs in the mangroves of the coast of Kenya. In: Mangro ecosystem Studies in Latin America and Africa. Ed. Björn Kjerfve; Luiz Drude de Lacerda & El Hadji Salif Diop. UNESCO, ISME & US. France. 316-324.
- Sasekumar, A. 1984. Methods for the study of mangrove fauna. *In*: The mangrove ecosystem: research methods, Snedaker, S. C. & Snedaker, J. G. (eds), UNESCO/Scor, 145-161.
- Seeliger, U. (Ed.). 1992. Coastal plant communities in Latin America. America Press, New York, 392 pp.
- Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. 1986. Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora. Caribbean Ecological Research. São Paulo. 150 pp.
- Tommasi, L. R. 1967. Observações preliminares sobre a fauna bêntica de sedimentos moles da Baía de Santos e regiões vizinhas. Bol. Inst. Oceanogr. 16(1):43-65.
- Tommasi, L. R. 1970. Observações sobre a fauna bêntica do complexo estuarino-lagunar de Cananéia. Bol. Inst. Oceanogr. 19:43-56.
- Thrush, S.F. 1991. Spatial patterns in soft-bottom communities. *Tree* 6(3):75-79.
- Vanhove, S.; Vincx, M.; Van Gansbeke, D.; Gijssels, W. & Schram, D. 1992. The meiobenthos of five mangrove vegetation types in Gazi Bay, Kenya. *Hydrobiologia* 247:99-108.
- Weidemeyer, W. 1997. Analysis of the benthic food web of a mangrove ecosystem at northeastern Brazil. Tese de Doutorado. Christian Albrechts Universität. Institut für Meereskunde. Germany. 155 pp.
- Woodin, S.A. & Marinelli, R. 1991. Biogenic habitat modification in marine sediments: the importance of species composition and activity. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 63:231-250.
- Wu, Q.; Zheng, F.; Lu, L.; Jiang, J.; Li, R.; Cai, E.; He, M. & Huang, X. 1992. Benthic communities of mangrove area in Daya Bay. *J. Oceanogr. Taiwan* 11:161-166.