

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DAPHNE SPIER MOREIRA ALVES

O PAPEL DAS TAXAS DE INUNDAÇÃO NA DISTRIBUIÇÃO DA VEGETAÇÃO E
FAUNA EM MANGUEZAIS DE UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL

CURITIBA
2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DAPHNE SPIER MOREIRA ALVES

O PAPEL DAS TAXAS DE INUNDAÇÃO NA DISTRIBUIÇÃO DA VEGETAÇÃO E
FAUNA EM MANGUEZAIS DE UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL

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

Orientador: Paulo da Cunha Lana

CURITIBA
2011

**O PAPEL DAS TAXAS DE INUNDAÇÃO NA DISTRIBUIÇÃO DA VEGETAÇÃO E
FAUNA EM MANGUEZAIS DE UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

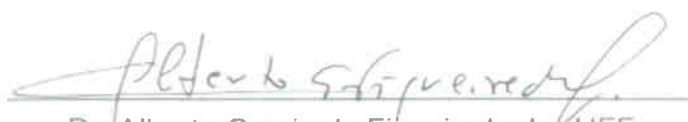
Por

DAPHNE SPIER MOREIRA ALVES

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia, no Programa 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
Presidente e Orientador



Dr. Alberto Garcia de Figueiredo Jr - UFF



Dr. Antonio Ostrensky Neto - UFPR

Curitiba, 28 de fevereiro de 2011.

AGRADECIMENTOS

- Ao Professor Paulo da Cunha Lana, um excelente orientador, que dedicou a mim não só todo o apoio logístico e intelectual, importantes para a realização do estudo, mas também atenção e confiança. Por fazer críticas sábias, construtivas e incentivadoras, essenciais para minha formação pessoal, acadêmica e científica.
- Ao Professor Maurício Noernberg, novamente não só pelo apoio logístico e intelectual que me proporcionou, mas por sua serenidade, que me fez refletir e crescer como pessoa e profissional.
- Aos Professores Alberto Figueiredo, Antônio Ostrensky e Rodolfo Angulo, por aceitarem participar da minha Banca, e assim, contribuírem para tornar meu trabalho mais robusto e com mais qualidade.
- Ao Curso de Pós-Graduação em Zoologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.
- Ao Zé Luiz da Praticagem Paranaguá Pilots e ao Professor Maurício Camargo, por me disponibilizarem os dados dos marégrafos.
- Ao Jorge Silva Carvalho, do Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO), por me disponibilizar os dados das previsões de maré.
- Ao Laboratório de Topografia da UFPR, no nome da Professora Regiane Dalazoana, por me emprestar os equipamentos geodésicos.
- Aos barqueiros Abrão, Ronei e Josias, meus amigos e companheiros de coleta, por tornarem meu trabalho muito mais agradável e empolgante.
- À Vanessa Bach, minha companheira de trabalho e dúvidas, pela amizade e incansáveis discussões sobre taxas de inundação.
- Ao Vítor Melenis, Leila Rabelo e Bruno Gasparin, pela amizade e ajuda no campo, e novamente ao Vitão, por todo o apoio logístico.
- Ao Rogério Konofal, por gentilmente se dispor a me ajudar com as campanhas geodésicas, etapa delicada do meu trabalho.

- Aos Professores Frederico Brandini, Eduardo Marone e Guilherme Lessa, pelas especiais discussões sobre o trabalho, que “abriram minha mente”. E à Professora Cláudia Krueger, pelas discussões geodésicas.
- Ao Leonardo Sandrini, Joaquim Netto-Jr e Rangel Angelotti, pela troca de idéias e aulas sobre os programas que utilizei pra a realização do estudo.
- Aos amigos do Laboratório de Bentos, Paulo Lana, Maikon Di Domenico, Alessandro Prantoni, Verônica Oliveira, Kalina Brauko, Leonardo Sandrini, Micheli Thomas, Vader Braga, Heliatrice Hadlich, Carlos Barbosa, Aline Egres, Augusto Ventura, Fabiana Gern, Josiane Marques, Marco Brustolin e Marco Gomes, pelos maravilhosos dias de trabalho e deliciosos churrascos.
- À toda minha família. Em especial, meus pais, Dulce Marisa Spier e Luiz Carlos Moreira Alves, e irmã Desirée Spier Moreira Alves por todo amor e apoio à minha formação acadêmica. E à Daniele Spier Moreira Alves, por me fazer descobrir a ciência. E por me ajudar a calcular os níveis de maré no Software Mathematica.

RESUMO

A hidrodinâmica estuarina pode ser vista como um condicionador primário da sustentabilidade ecológica e econômica das regiões estuarinas. Ela condiciona os processos físico-químicos, geomorfológicos e biológicos nas áreas entremarés, que por sua vez, definem os padrões de ocorrência e abundância da biota aquática, sujeita a diferentes tempos de submersão e emersão. Este trabalho descreve os efeitos das taxas de inundação no padrão de distribuição da vegetação e de espécies bênticas de interesse comercial em manguezais do Complexo Estuarino de Paranaguá (Paraná, Brasil). A declividade de 15 perfis transversais ao fluxo principal da maré foi determinada a partir de medidas de profundidade registradas por um CTD (Conductivity, Temperature and Depth) fundeado no início de cada perfil e de medidas da distância percorrida pela linha d'água a cada 15 minutos, durante enchentes de sizígia. Este método, associado com os dados históricos de três marégrafos localizados em diferentes pontos no CEP, possibilitou a estimativa das taxas anuais de inundação ao longo de cada perfil. As altitudes dos perfis, determinadas a partir de um nivelamento geodésico, foram transformadas em altitudes ortométricas para identificar suas posições em relação ao nível médio do mar. O *Bostrychietum*, associação de macroalgas formada por espécies com diferentes níveis de tolerância, pode ser de fato utilizado como um indicador de níveis de maré, como já indicado, ainda que de forma qualitativa, pela literatura. Seu limite superior de ocorrência está entre os máximos de sizígia e quadratura, mas é afetado pelos regimes de salinidade prevalentes. O limite inferior de distribuição de *Avicennia schaueriana* ocorre em elevações coincidentes com os máximos de quadratura, com taxas de inundação variando de aproximadamente 20 a 30% do tempo ao ano. Os limites inferiores de distribuição de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* estão relacionados com taxas de inundação maiores, variando de 40% no setores mais internos do estuário a 80% na desembocadura. Os limites superiores de ocorrência das três espécies são condicionados por taxas de inundação de praticamente 0 a 20%, em altitudes próximas aos máximos de sizígia. *Ucides cordatus* ocorreu em praticamente toda a extensão dos manguezais e das zonas de transição, mas seu limite inferior de distribuição ocorreu logo após as altas declividades encontradas no limite inferior dos manguezais, em locais com taxas de inundação de 20 a 40% em todas as planícies entremarés estudadas, com exceção daquelas da desembocadura, com taxas de inundação de aproximadamente 70%. O limite inferior de distribuição de *Mytella guyanensis* correspondeu a taxas de inundação de aproximadamente 70%, e de *Crassostrea spp.*, de aproximadamente 50%. Já o limite superior de distribuição dos bivalves é definido por 30% de tempo de inundação. Esses dados sugerem que as taxas de inundação são importantes para desenvolvimento dos bosques e da fauna associada, mas não determinam primariamente sua ocorrência. A distribuição do caranguejo-uçá está indiretamente relacionada com as taxas de inundação, à medida que estas influenciam a composição dos bosques. Já a distribuição dos bivalves está diretamente relacionada com as taxas de inundação, pois estes animais são mais sensíveis aos estresses de dessecação e só se alimentam quando submersos.

Palavras-chave: Taxas de inundação, manguezais, limites de distribuição, Baía de Paranaguá, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, *Crassostrea*, *Bostrychietum*, *Mytella*, *Ucides*.

ABSTRACT

Estuarine hydrodynamics may be considered a primary conditioning factor of the ecological and economical sustainability of estuarine regions. It regulates the physico-chemical, geomorphological and biological processes in the intertidal regions that define the abundance and occurrence patterns of the aquatic biota, subjected to varied periods of immersion and emersion. This work assesses the role played by the flooding rates on the distribution pattern of plants and animals species of commercial interest in the mangroves of the Paranaguá Estuarine Complex (Paraná, Brazil). The declivities of 15 profiles transversal to the principal tidal flux were determined from depth measurements recorded by Conductivity, Temperature and Depth (CTD) devices, embedded at the origin of each profile, as well as waterline displacement measurements recorded every 15 minutes during spring tide floods. This method, combined with past recorded data from three tide gauges located at different points in CEP, made it possible to estimate the annual flooding rates along each profile. The profile ellipsoidal altitudes, determined from geodetic leveling, were translated into orthometric heights to allow for the determination of position with respect to the mean sea level. The *Bostrychietum*, a macroalgal association composed of species with different tolerance levels, may indeed be utilized as a tide level indicator, as it has already been pointed out, although qualitatively, in the literature. The maximum height on its incidence takes place between the spring and neap tides maxima, however it is affected by the prevailing salinity regimes. The lower limit on the distribution of *Avicennia schaueriana* species occurs at elevations which coincide with the neap tides maxima, with flooding rates ranging from approximately 20 to 30% of the year. The lower limits on the distribution of *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* species are correlated with higher flooding rates, ranging from 40% at the inner sectors of the estuary to about 80% at its mouth. The upper limits of occurrence of the three species are conditioned by flooding rates of about 0 to 20%, at altitudes close to the spring tides maxima. The occurrence of *Ucides cordatus* was present over the whole range of the mangrove swamps and transition regions, but its lower limit of distribution occurred shortly after the high slopes found the lower limit of mangroves, in areas with flood rates from 20 to 40% in all the studied intertidal floodplains, with exception of those on the estuary mouth, where flooding rates were approximately 70%. The lowest limit of the distribution of *Mytella guyanensis* coincided with flooding rates of approximately 70%, and of *Crassostrea spp* of about 50%. And the upper limit of the bivalves distribution is defined by a flooding time of 30%. This data suggests that the flooding rates are important in the development of the mangroves and associated fauna, but are not a primary determinant on its occurrence. The distribution of crabs is indirectly correlated with the flooding rates, to the extent that those influence the forests composition. On the other hand, the distribution of bivalves is directly correlated with the flooding rates, given that those animals are more sensitive to dehydration stress and can only eat when submerged.

Keywords: Tidal flooding, mangrove, distribution limits, Paranaguá Bay, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, *Crassostrea*, *Bostrychietum*, *Mytella*, *Ucides*.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	p. 06
2 MATERIAL E MÉTODOS	p. 10
2.1 Área de estudo.....	p. 10
2.2 O planejamento amostral, atividades de campo e análise dos dados.....	p. 12
3 RESULTADOS.....	p. 17
4 DISCUSSÃO.....	p. 31
6 REFERÊNCIAS.....	p. 40
7 ANEXO.....	p. 53

1 INTRODUÇÃO

As relações entre os padrões de distribuição de plantas e animais e as variáveis associadas com as condições de maré, particularmente taxa de dessecação, salinidade e nutrientes, receberam considerável atenção na literatura sobre manguezais (McKee, 1995; Chen & Twilley, 1999; Medina, 1999; McKee et al., 2002; Feller et al., 2010). As variações específicas da tolerância à salinidade (Ball, 1996), tolerância à sombra (Lovelock et al., 1992; Lopez-Hoffman et al., 2007), tolerância ao alagamento (Cardona-Olarte et al., 2006; He et al., 2007) e de disponibilidade de nutrientes (Lovelock et al., 2007) desempenham um importante papel na determinação da distribuição de espécies, assim como interações biológicas, como a predação de plântulas por caranguejos e besouros (Smith, 1987; Sousa et al., 2007).

Todos esses padrões de variação são diretamente afetados pelo hidroperíodo, que inclui a frequência, duração e profundidade de inundação (Smith, 1992; Twilley & Chen, 1998; Twilley & Rivera-Monroy, 2005). O hidroperíodo ou padrão de inundação das planícies intermareais e dos ecossistemas vegetados associados como manguezais e marismas é determinado pelo regime de marés. A maré contribui para o aporte regular de águas “novas”, facilitando o fluxo de nutrientes, material particulado, detritos, resíduos e sedimentos (Furukawa & Wolanski, 1996; Furukawa et al., 1997; Costa et al., 2003). A alternância de condições de submersão e emersão influencia a competição entre as plantas (Clarke & Hannon, 1970; Pennings & Callaway, 1992; Levine et al., 1998) e a predação, estabelecimento e sobrevivência de mudas, como demonstrado por Patterson et al. (1997). A condição de inundação pela água do mar também afeta a salinidade, temperatura, estresse de dessecação (Dring & Brown, 1982; Van Diggelen, 1991; Heley et al., 1992) e variáveis do solo, como potencial redox, pH, disponibilidade de oxigênio e nutrientes (Vince & Snow, 1984; Armstrong et al., 1985; Pennings & Callaway, 1992; Cohen et al., 2004; Ferreira, 2006).

Há evidências consistentes de que as espécies vegetais das marismas têm sua distribuição regulada pelo regime anual de variação do nível da água em regiões temperadas, que apresentam condições climáticas previsíveis e um padrão anual de submersão igualmente previsível (Adams, 1963; Lefor & Kennard, 1987; Adams & Bate, 1995). Em regiões tropicais e subtropicais, o clima é fortemente influenciado pela penetração de frentes frias episódicas que, por sua vez, podem afetar o regime de marés e diminuir a previsibilidade das taxas de submersão. A imprevisibilidade ou a elevada variabilidade temporal dos desníveis de marés podem dificultar a determinação dos limites superiores de distribuição das espécies “esperados” nessas regiões (Costa, et al., 2003), particularmente no caso dos manguezais. Os horários da exposição são igualmente

importantes, na medida em que variam entre localidades com a mesma amplitude de maré, afetando a biota, que apresenta distintas tolerâncias à dessecação (Long & Mason, 1983). Duas horas de exposição em uma latitude temperada não equivalem, por razões óbvias, a duas horas de exposição em uma latitude tropical.

Independentemente do tipo de maré prevalente, a taxa de submersão decresce com a elevação do manguezal ou da marisma (Silvestri et al., 2005). As curvas de submersão, nas quais a elevação é plotada contra o número de horas inundações, são sigmoidais, o que pode sugerir a existência de "níveis críticos de maré" (Lobban & Harrison, 1994), capazes de influenciar variáveis biológicas, como a distribuição e a densidade de plantas e de animais (Chen et al., 2006; He et al., 2007), incluindo espécies de interesse imediato para populações humanas.

Os animais comercialmente mais importantes dos manguezais da região da Baía de Paranaguá são o caranguejo-uçá - *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), as ostras – *Crassostrea* spp (Sacco, 1897) e o sururu - *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) (Silva & Absher, 1994; Blankenstejn et al., 1997; Miranda, 2004). *Ucides cordatus* desempenha um importante papel nos fluxos de energia dos manguezais (Coelho Jr, 1998; Wolff et al., 2000), por contribuir para a zonação das plantas através da predação diferencial de sementes (Bortolus et al., 2004; Bosire et al., 2006), influenciar a dinâmica da serapilheira, através da fragmentação mecânica do material vegetal (Nordhaus et al., 2006) e contribuir para a ciclagem de nutrientes ao arejar o solo com suas galerias (Wolfrath, 1992; Ridd, 1996; Stieglitz et al., 2000; Rossi & Chapman, 2003; Guest et al., 2006; Kristensen, 2008). *Crassostrea* spp e *Mytella guyanensis* são bivalves filtradores de materiais em suspensão e também têm uma importante função na estrutura trófica dos ecossistemas. Esses animais são consumidores primários da população fitoplanctônica e, portanto, interferem no balanço de herbivoria da comunidade zooplanctônica, por competir pela mesma base de recursos (Lin et al., 1999).

Noernberg et al. (2008) apontaram 16 locais de cultivo de ostras nativas da espécie *Crassostrea rhizophorae* no Complexo Estuarino de Paranaguá, e 9, 17 e 28 locais de extração de ostras, sururus e caranguejos, respectivamente. É importante ressaltar que estes locais correspondem apenas às regiões próximas às comunidades dos extrativistas. A extração, no entanto, pode ocorrer em bosques mais distantes, abrangendo todos os setores do complexo estuarino (Caldeira, 2004; Miranda, 2004). O resultado da intensa atividade extrativista, também em outras regiões do Brasil, resulta na redução dos estoques pesqueiros de bivalves e caranguejos, o que pode levar ao seu eventual esgotamento e a desequilíbrios ecológicos (Glaser & Diele, 2004; Piou et al., 2009). Neste sentido, estudos que venham contribuir para a compreensão de como estas espécies de interesse econômico

respondem, em escala regional, às forçantes bióticas e abióticas, incluídas as taxas de inundação, são de extrema importância para estudos de manejo e conservação e para a otimização das práticas de cultivo.

A distribuição de ostras, mitilídeos e caranguejos é afetada por variáveis biológicas, principalmente a composição vegetal (Smith et al., 1991; Morrissey et al., 2003; Miranda, 2004; Hattori, 2006; Nordhaus & Wolf, 2007) e varia em função da topografia do manguezal, nível da maré, granulometria, salinidade, temperatura e teor de matéria orgânica associada ao sedimento (Frusher et al., 1994; Morrissey et al., 1999; Miranda & Gusenski, 1999; Pereira et al., 2001; Oliveira, 2005; Hattori, 2006), sendo o nível de maré e as variações de temperatura considerados os fatores de maior influência sobre organismos de regiões intertidais (Frusher et al., 1994; Oliveira, 2005; Hattori, 2006).

Apesar da literatura reconhecer o papel determinante da topografia e da taxa de inundação na distribuição das espécies, a maioria dos estudos disponíveis utilizou parâmetros indiretos para a determinação da inundação, como a distância da margem ou a altura do *Bostrychietum* (*sensu* Post, 1936) (ex. Hattori, 2006). Praticamente inexistem estudos descritivos que procuraram correlacionar de forma quantitativa a distribuição de plantas e animais de manguezais com as taxas de inundação. Não se sabe, por exemplo, se a altura do *Bostrychietum* pode ser de fato referida a um nível fixo de maré ou qual a relação entre a distância da margem com o tempo de inundação, já que essas macroalgas também estão sujeitas às variações de salinidade, radiação solar, temperatura da água, teor de nutrientes e dessecação (Peña et al., 1999; Yokoya et al., 1999). Estas flutuações ambientais podem influenciar os padrões de distribuição horizontal e vertical das macroalgas, modificando a estrutura das comunidades ao longo do ambiente estuarino (Cunha & Costa, 2002).

Muitos estudos investigaram as relações entre a distribuição das árvores dos manguezais e o hidroperíodo (Delgado et al., 2001; Cardona-Olarte et al., 2006; Krauss et al., 2006). A tolerância diferencial à inundação entre as espécies de mangue é função de variações na morfologia e fisiologia da raiz (Naidoo, 1985; He et al., 2007), que por sua vez influenciam o crescimento e recrutamento (Youssef & Saenger, 1996). Sob determinadas condições ambientais, a competição entre as plantas pode ser também o fator condicionador da distribuição das espécies. (Clarke & Hannon, 1970; Pennings & Callaway, 1992; Levine et al., 1998; Crain et al., 2004). Por fim, resultados de estudos de campo e de laboratório sobre as respostas das espécies ao hidroperíodo são conflitantes, na medida em que estas respostas dependem também das variações da salinidade ou disponibilidade de nutrientes. Por exemplo, algumas espécies são afetadas pelos tempos de submersão em condições de laboratório que variam o hidroperíodo e mantêm as outras variáveis constantes, enquanto

que as respostas ao hidroperíodo dessas mesmas espécies, nos estudos de campo, são diferentes, já que a salinidade e nutrientes também variam entre locais (Krauss et al., 2006).

Esta fundamentação empírica mostra que a estruturação e o funcionamento dos ecossistemas estuarinos entremarés, como os manguezais e as marismas, estão diretamente relacionados com a circulação da água. Neste sentido, o conhecimento das taxas de inundação de planícies intermareais é de fundamental importância para a compreensão dos processos hidrodinâmicos, que impõem grandes alterações nos processos físico-químicos, geomorfológicos e biológicos nas áreas entremarés. As interações destes processos definem, por sua vez, os padrões de ocorrência e abundância da biota aquática, além de influenciar diretamente o transporte de larvas de espécies de interesse econômico e ecológico (Kjerfve, 1990; Mitsch & Gosselink, 2000).

Com poucas exceções, não há estimativas das taxas de imersão/emersão de manguezais e marismas da Baía de Paranaguá. Marone & Camargo (1993) estimaram que a região de manguezal adjacente à gamboa Perequê permanece inundada durante 8 a 10 % do tempo. Isso sugere que os tempos de inundação das marismas seriam superiores. De fato, valores bem mais elevados, de 47 a 63%, foram encontrados por Guiss (1995) em marismas da Baía das Laranjeiras.

O objetivo deste estudo é avaliar o papel das taxas de inundação na determinação do padrão de distribuição das árvores de manguezal e do *Bostrychietum* das planícies entremarés e das espécies bênticas de interesse econômico *Ucides cordatus*, *Crassostrea spp* e *Mytella guyanensis*, nos diferentes setores de energia e salinidade do Complexo Estuarino de Paranaguá.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Complexo Estuarino de Paranaguá (Figura 1) ($25^{\circ}20'S$ - $25^{\circ}35'S$ / $48^{\circ}20'W$ - $48^{\circ}45'W$), que possui $551,8 \text{ km}^2$ de área e é considerado um sistema estuarino semi-fechado, dividido em dois eixos principais, definidos por gradientes salinos e de energia ambiental bem marcados. O primeiro, com orientação leste-oeste, é formado pela Baía de Paranaguá propriamente dita e Antonina, com extensão aproximada de 50 km e largura máxima de 7 km. O segundo, com orientação norte-sul, é formado pelas Baías de Guaraqueçaba e Laranjeiras, com extensão aproximada de 30 km e largura máxima de 13 km (Lana et al., 2001).

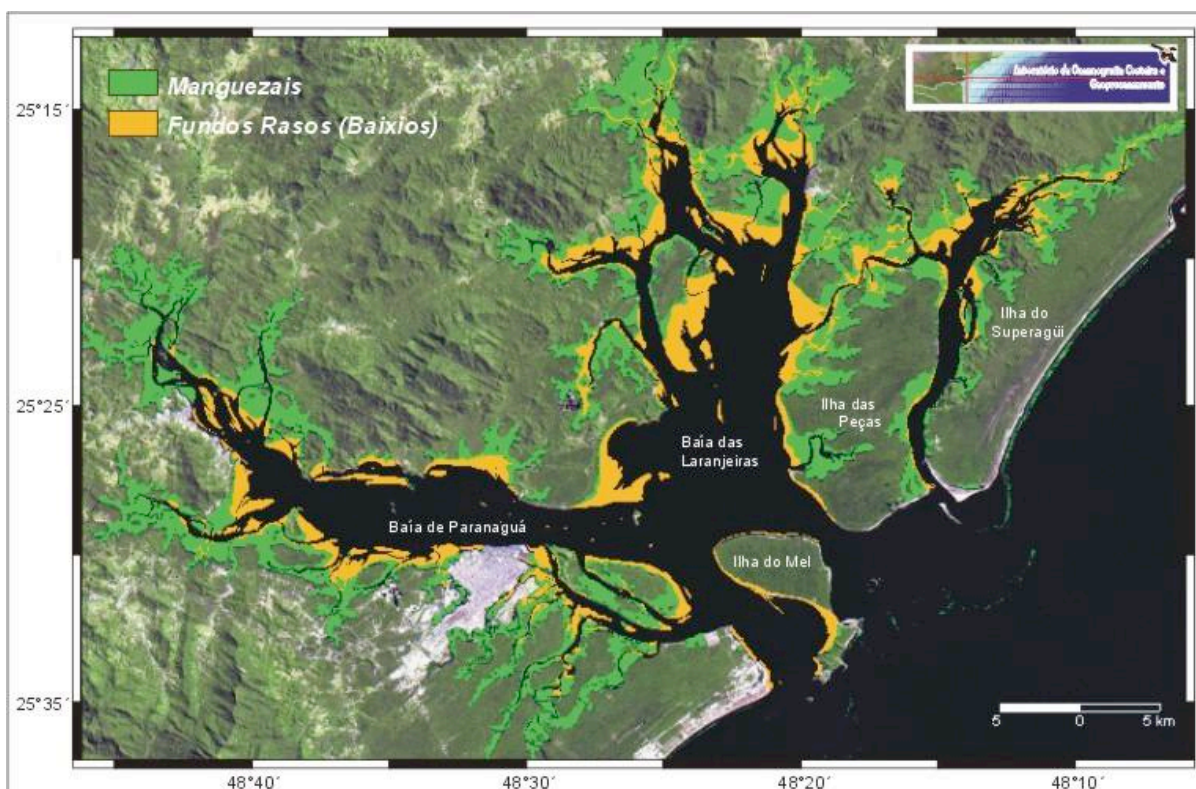


Figura 1. Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá, com indicação em verde dos manguezais e marismas e em laranja das planícies de maré não vegetadas.

As duas principais forçantes da hidrodinâmica do CEP são as descargas fluviais e as marés. As informações a respeito da circulação estuarina no CEP concentram-se no eixo L-O, onde a circulação é basicamente regida por correntes de maré, com influência sazonal do aporte fluvial (Knoppers *et al.*, 1987). Segundo Mantovanelli *et al.* (2004), o Complexo Estuarino de Paranaguá recebe a drenagem de aproximadamente 70% da área da bacia hidrográfica litorânea do Estado do Paraná. Somente as bacias dos setores de Antonina e Paranaguá correspondem a 54% da drenagem do CEP, sofrendo, desta forma, uma maior influência do aporte de água doce continental. Os processos de estratificação halina e

mistura vertical são extremamente dinâmicos, sendo alterados tanto em escalas horárias, relativas ao ciclo de maré, quanto entre os ciclos de sizígia e quadratura, em função da variação na intensidade das correntes de maré. O tempo de renovação da água doce (tempo de fluxo ou descarga) no CEP é de 3 a 10 dias. Em condições de elevado e constante aporte de água doce, o que geralmente ocorre no verão, o tempo de renovação tende a ser menor (Mantovanelli et al., 2004).

A maré na Baía de Paranaguá é predominantemente semi-diurna com desigualdades diurnas, apresentando forte assimetria nas elevações e correntes de maré, sendo em geral mais rápida a maré vazante do que a enchente. As correntes de vazante são, em média, 10 a 15 % superiores às de enchente (Mantovanelli et al., 2004). Barbosa (1991) analisou dados referentes às marés na região de Paranaguá no período de 1985 a 1989 (DHN – Diretoria de Hidrografia e Navegação) e observou que o comportamento ao longo de todos os meses nos anos analisados é bastante semelhante, apresentando regime de micromarés com características semi-diurnas, uma amplitude média da maré de sizígia em torno de 1,7 m e da maré de quadratura em torno de 0,6m. Marone & Jamiyanaa (1997) calcularam a variação média da altura da maré nas diferentes regiões do CEP e encontraram valores de 1,74 m na sizígia e 1,30 m na quadratura para a região da desembocadura sul (Ilha da Galheta); 2,09 m na sizígia e 1,70 m na quadratura na porção mediana do estuário (na região da cidade de Paranaguá); e 2,7 m na sizígia e 2,0 m na quadratura na porção inferior do estuário, próximo à cidade de Antonina.

Da desembocadura à cabeceira da baía, verifica-se: (1) uma amplificação da altura de maré; (2) um incremento na assimetria das correntes e; (3) um aumento na amplitude, principalmente em águas rasas e canais, que apresentam fortes componentes não-lineares, associadas aos fenômenos meteorológicos e à passagem de sistemas frontais (Marone & Jamiyanaa, 1997). Estas marés promovem aumentos excepcionais do nível do mar no interior do CEP de até 0,80 metros acima da maré astronômica. Isto ocorre devido à influência dos atritos lateral e de fundo, que são gradativamente maiores em direção à cabeceira, e também, devido ao aporte de água doce e à circulação residual (Marone & Camargo, 1994).

Angulo & Müller (1990) identificaram sete ecossistemas diferentes que compõem as planícies intermareais do CEP, incluindo manguezais, marismas, brejos de maré, pântanos de maré, manguezal com *Acrostichum* e *Hibiscus*, zona de *Cladium* (que compõem as planícies intermareais vegetadas) e os bancos arenosos e areno-argilosos (planícies não vegetadas). Manguezais são as formações vegetais dominantes nessas planícies. Geralmente associadas a eles, encontram-se as marismas, formadas predominantemente pela gramínea *Spartina alterniflora*. Nas partes mais internas da baía, nos locais onde existe

importante aporte fluvial, as marismas e manguezais são substituídos por brejos e pântanos de maré. Em direção ao interior da baía, a primeira mudança que se observa é a substituição de *Spartina* por *Crinum* sp. Posteriormente, quando os manguezais desaparecem, ocorrem áreas extensas com *Scirpus* sp., os denominados “brejos de maré”. Na parte superior da zona entre marés, entre os brejos e a planície, ocorre vegetação de porte arbóreo, que constitui os “pântanos de maré”, que possuem frequência de inundação menor do que a do manguezal, sendo inundados apenas pelas marés altas de sizígia. O último ecossistema de transição é o manguezal rarefeito com dominância de *Acrostichum* sp. e *Hibiscus* sp

2.2 O planejamento amostral, atividades de campo e processamento dos dados

Foram determinados 15 perfis transversais ao fluxo principal da maré, desde as áreas de baixio não vegetado até o contato com a restinga, distribuídos ao longo dos dois eixos do CEP, nos locais indicados na Figura 2. Os perfis foram definidos em áreas com fluxo frontal e unidirecional das marés, evitando a influência de canais que causariam inundações laterais, o que dificulta a coleta de dados, principalmente das medidas de distância.

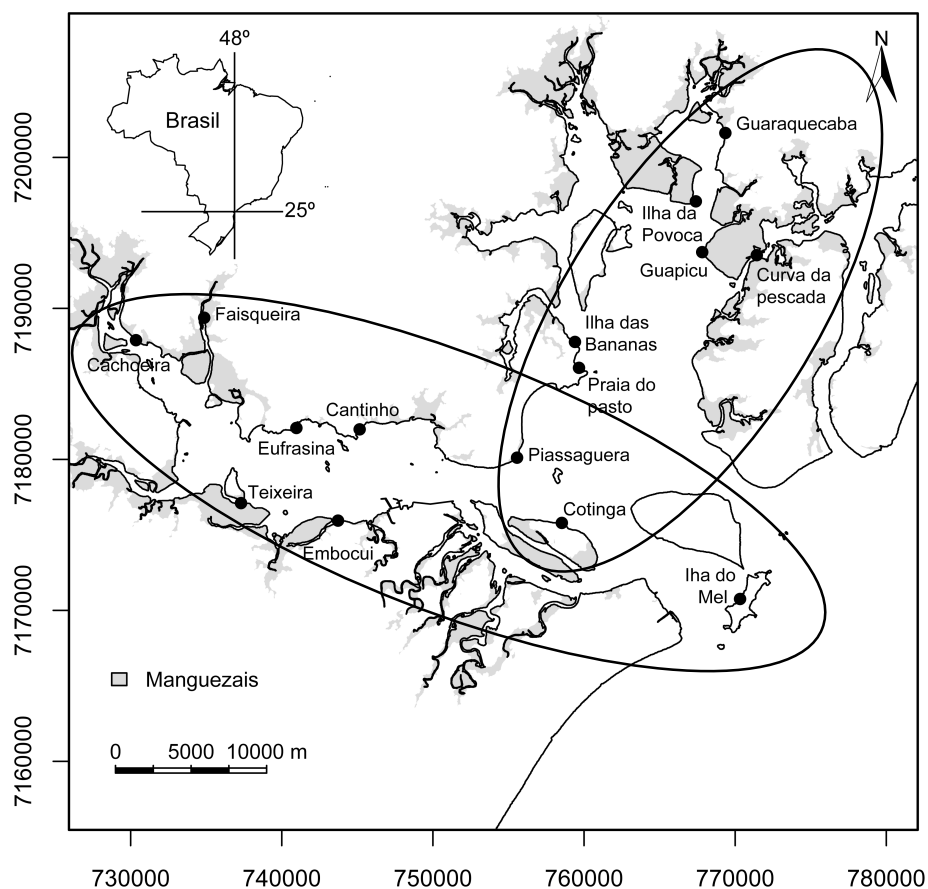


Figura 2: Mapa de localização dos perfis no Complexo estuarino de Paranaguá, evidenciando os eixos Norte-Sul e Leste-Oeste.

Em cada perfil, a distância percorrida pela linha d'água foi registrada a cada 15 minutos com trena, durante uma enchente de sizígia (Tabela 1). Simultaneamente, foi fundeado, no início do perfil, um CTD (Conductivity, Temperature and Depth) (SEABIRD, marca MICROCAT), previamente programado para realizar medições de temperatura, salinidade e profundidade da água, a cada 5 minutos. As declividades dos perfis foram determinadas a partir das medidas de profundidade registradas pelo CTD e das distâncias obtidas com as trenas, gerando os perfis topográficos. Foi anotado o horário em que a linha da água atingiu os limites inferiores e superiores de distribuição da vegetação (*Rhizophora mangle*, *Avicennia shaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Spartina alterniflora*), bem como dos limites de ostras, sururus e o caranguejo-uçá.

Os limites do *Ucides cordatus* foram determinados pela presença de suas tocas, já que a morfologia da abertura das suas galerias, bem como sua inclinação de 45° em relação ao sedimento (Costa, 1979; Geraldés & Calventi, 1983), possibilitam seu fácil reconhecimento em relação às demais espécies escavadoras, particularmente das espécies de *Uca* (Wunderlich et al., 2008). Já os limites de *Mytella guyanensis* foram identificados pela observação do lado posterior das suas valvas que fica voltado para cima, evidenciando uma fenda elíptica no solo (Ribeiro, 1999).

Tabela 1: Localização e data de realização dos perfis e marégrafo utilizado para o cálculo das taxas de inundação

Perfil	Data	Longitude	Latitude	Marégrafo
Cotinga	19/06/08	758532	7175792	Canal da Galheta
Ilha do Mel	24/04/08	770324	7170754	Canal da Galheta
Piassaguera	17/06/08	755569	7180113	Porto de Paranaguá
Embocuí	01/07/08	743722	7175944	Porto de Paranaguá
Cantinho	03/07/08	745154	7181989	Porto de Paranaguá
Eufrasina	18/07/08	740968	7182080	Porto de Paranaguá
Teixeira	14/08/08	737305	7177104	Porto de Paranaguá
Fisqueira	19/08/08	734869	7189383	Ponta do Félix
Cachoeira	29/08/08	730356	7187895	Ponta do Félix
Pasto	20/08/09	759667	7186064	Canal da Galheta
Povoca	17/09/09	767398	7197091	Canal da Galheta
Bananas	18/09/09	759400	7187780	Canal da Galheta
Guaraqueçaba	15/03/10	769351	7201619	Canal da Galheta
Pescada	18/03/10	771432	7193527	Canal da Galheta
Guapicum	08/09/10	767820	7193727	Canal da Galheta

As alturas do *Bostrychietum* - ou $h(B)$ - foram medidas em vinte árvores ao longo de cada perfil. Essas alturas foram somadas às alturas registradas pelo marégrafo - ou $h(m)$ - na hora em que linha d'água atingiu cada árvore. A média dos vinte valores resultantes de cada perfil foi comparada com os níveis de maré (Figura 3).

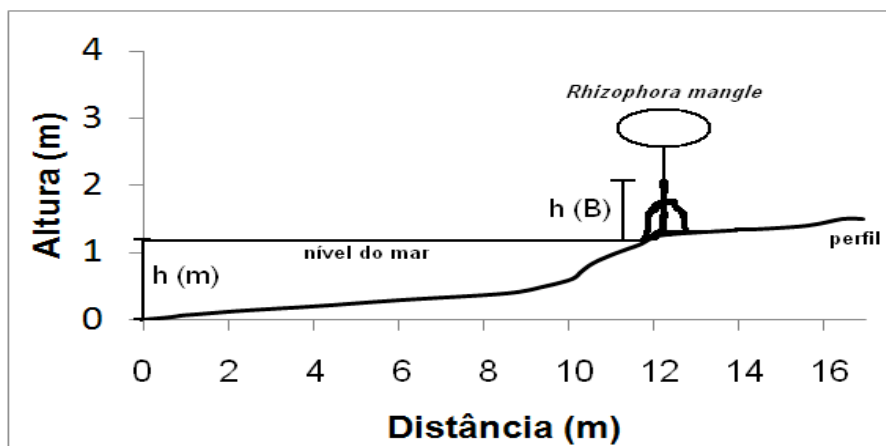


Figura 3: Esquema ilustrativo da correlação entre o *Bostrychietum* e os níveis de maré. $h(m)$ corresponde à altura registrada pelo marégrafo na hora que a linha d'água atingiu cada árvore de onde foram medidas as alturas do *Bostrychietum* $h(B)$

Dados do período de janeiro de 2008 a julho de 2010 foram resgatados e ordenados de três marégrafos localizados no Canal da Galheta ($25^{\circ} 34' 3'' S / 48^{\circ} 19' 1'' W$), Porto de Paranaguá ($25^{\circ} 30' 1'' S / 48^{\circ} 31' 5'' W$) e Ponta do Félix ($25^{\circ} 27' 3'' S / 48^{\circ} 40' 7'' W$). Histogramas de frequência de intervalos de tempo entre cada registro foram gerados para verificar períodos faltantes e possibilitar a eliminação de dados espúrios. Os valores de nível médio do mar, máximos e mínimos de sizígia e quadratura foram determinados, através do *Software Mathematica*. Utilizou-se o marégrafo mais próximo de cada perfil (Tabela 1) para a determinação das taxas de inundação.

As alturas registradas pelos marégrafos na hora em que a linha d'água atingiu os limites da distribuição da biota foram anotadas e assumiu-se o pressuposto que toda vez que o marégrafo registrasse essas alturas, a água estaria naqueles mesmos pontos do dia da realização de cada perfil. A frequência e duração dessas alturas foram então calculadas utilizando a série de 2008 para os três marégrafos. A figura 4 exemplifica graficamente o modo de obtenção dessas taxas de inundação. A frequência de inundação da altura 2 m dessa série hipotética é soma de (\bullet) e a duração da inundação é a soma de (\leftrightarrow).

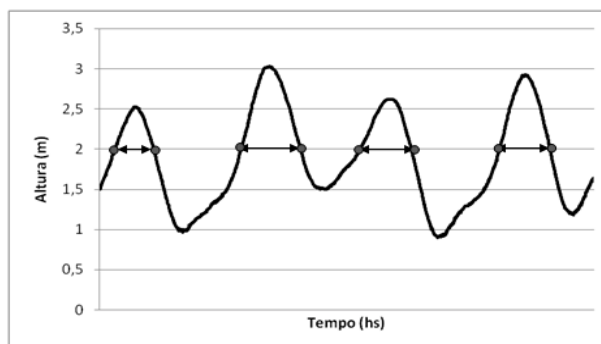


Figura 4: Frequência de inundação para altura 2 é igual a soma de (●); Duração da inundação para altura 2 é igual a soma de (↔).

O cálculo das taxas de inundação depende do horário em que a linha d'água atingiu os limites de distribuição da biota. Portanto, a enchente de sizígia acompanhada para a determinação de cada perfil deve aproximar-se da média das enchentes ao longo do ano, para que as taxas de inundação não sejam super ou subestimadas. Sendo assim, a curva registrada pelo marégrafo foi comparada com a curva da maré prevista para os dias de realização dos perfis. Como não foi identificada a presença de fortes ventos ou a passagem de frentes frias que pudessem ocasionar variações excepcionais no nível do mar, a determinação dos perfis foi realizada somente uma vez.

Como não existem reproduções corretas das distorções da maré para o CEP e os dados batimétricos disponíveis para a Baía de Paranaguá se estendem comumente até o nível de redução da DHN (0 m nas cartas náuticas), a definição dos níveis de inundação é dificultada. Além disso, o nível de redução é relativo ao nível médio da maré no local e existem processos de depressão ou sobrelevação do nível médio ao longo da Baía os quais impedem que os diferentes níveis médios sejam correlacionáveis sem que haja um nivelamento topográfico entre as estações. Um exemplo disso é que a cota topográfica de 0 m na carta náutica de Antonina é cerca de 30 a 40 cm inferior àquela da Galheta. Isso se deve ao fato da amplificação da altura da maré ao longo da Baía ser cerca de um metro (Noernberg et. al., 2004).

Portanto, também foi realizada uma redução a um nível comum com a utilização de um GPS geodésico (baseado na medição da distância receptor-satélite através da observação das fases L1 e L2 e do código), para a determinação da elevação de cada perfil. Para isso, foi utilizado o método de posicionamento relativo estático que permite obter maior precisão, desde milímetros até alguns centímetros. O posicionamento relativo caracteriza-se pela observação simultânea dos sinais dos satélites em pelo menos duas estações distintas, tomando uma como ponto base (denominada de estação base ou de referência) de coordenadas conhecidas e outro receptor em posições que se pretende determinar, chamados de "rover". O receptor de referência calcula as medições para cada satélite, baseando-se na sua e na localização instantânea de cada satélite. Depois, compara os

valores calculados com as medições reais. A diferença entre esses valores é a correção para cada satélite, que será transmitida ao outro receptor. Isso contribui para uma significativa redução de erros, especialmente do erro do relógio do satélite, das efemérides e da propagação do sinal na atmosfera. O rover então pode calcular a sua posição com muito melhor precisão (Krueger, 1996).

No presente trabalho, a estação de referência para o processamento dos dados foi a estação CEM, que possui coordenadas precisas conhecidas, e o “rover” foi um receptor geodésico de dupla frequência Leica GPS900 e uma antena Leica ATX900, com taxa de gravação de dados de 1 segundo. O rover foi posicionado no ponto do limite inferior do manguezal ou, quando presente, da marisma. Porém, nos casos em que a maré estava cheia, não foi possível identificar a localização do limite exato do início da marisma e, portanto, utilizou-se o início do manguezal como referência. O rover foi posicionado por aproximadamente 15 a 40 minutos, dependendo da distância da base, para captar as fases L1 e L2 e o código. Quanto maior a distância da base, mais tempo foi necessário.

O processamento dos dados foi realizado com o programa comercial *LEICA Geo Office 5.0 - LGO*, desenvolvido pela empresa *Leica Geosystems*, para o sistema operacional Windows. O LGO também foi utilizado para a visualização dos satélites rastreados e do tempo de rastreio contínuo de cada um destes satélites.

Após o processamento dos dados foram geradas as coordenadas geodésicas precisas de latitude, longitude e altitude elipsoidal de cada ponto, referidas ao WGS-84 (*World Geodetic System*). Pelo fato do marégrafo do Porto possuir uma referência de nível (RN) com coordenada geodésica vertical precisa, as altitudes elipsoidais foram transformadas em altitudes ortométricas referenciadas ao zero da régua, a partir da ficha nº 60132 do marégrafo do Porto de Paranaguá – Cais Oeste (Anexo 1). Assumiu-se o pressuposto que a ondulação geoidal, que é a distância entre o geóide e o elipsóide (Figura 5), é a mesma para todo o Complexo Estuarino de Paranaguá e assim pode-se determinar a que altura os perfis estavam do nível médio do mar.

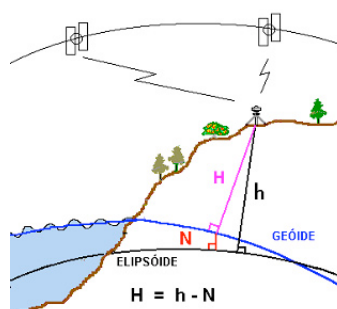
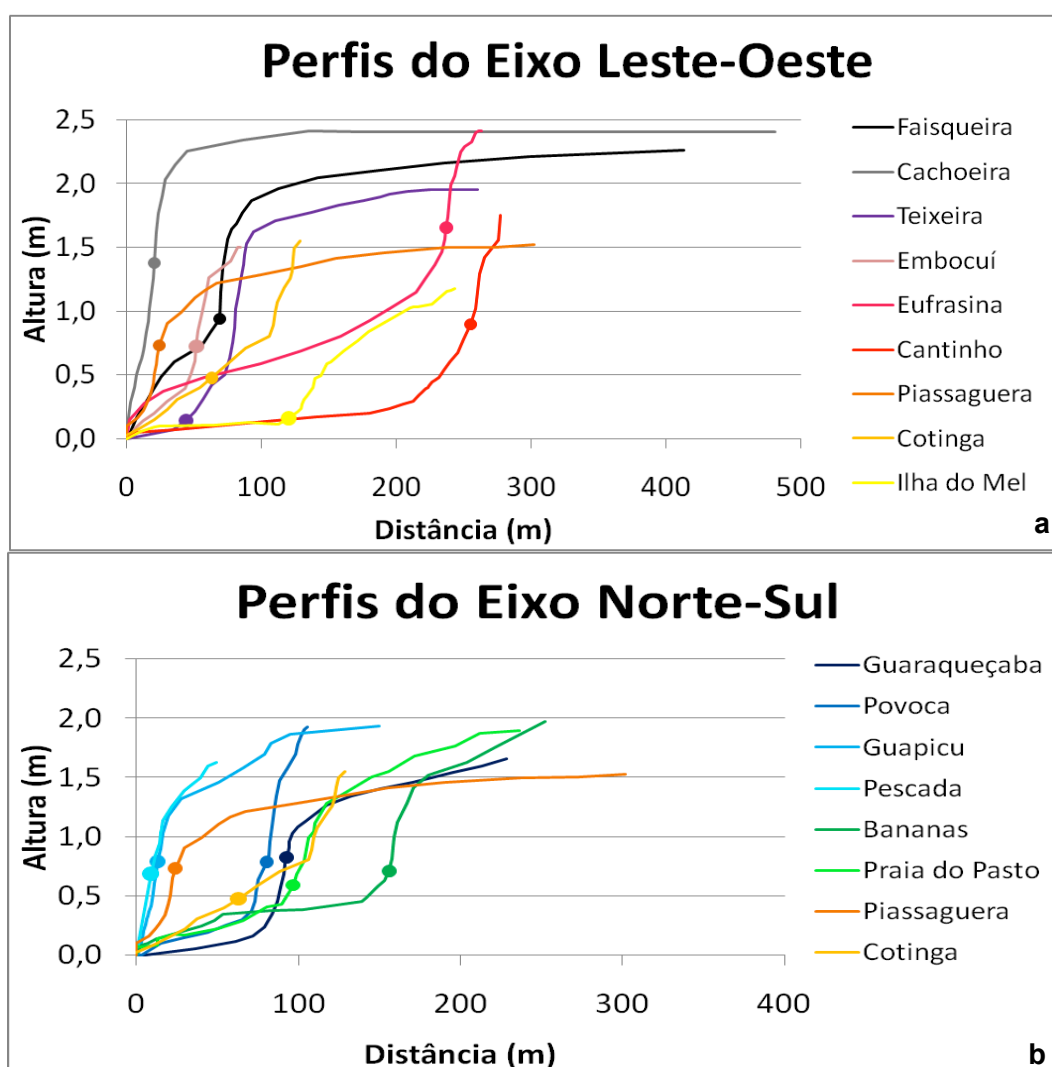


Figura 5: Cálculo da ondulação geoidal (Fonte: IBGE)

3 RESULTADOS

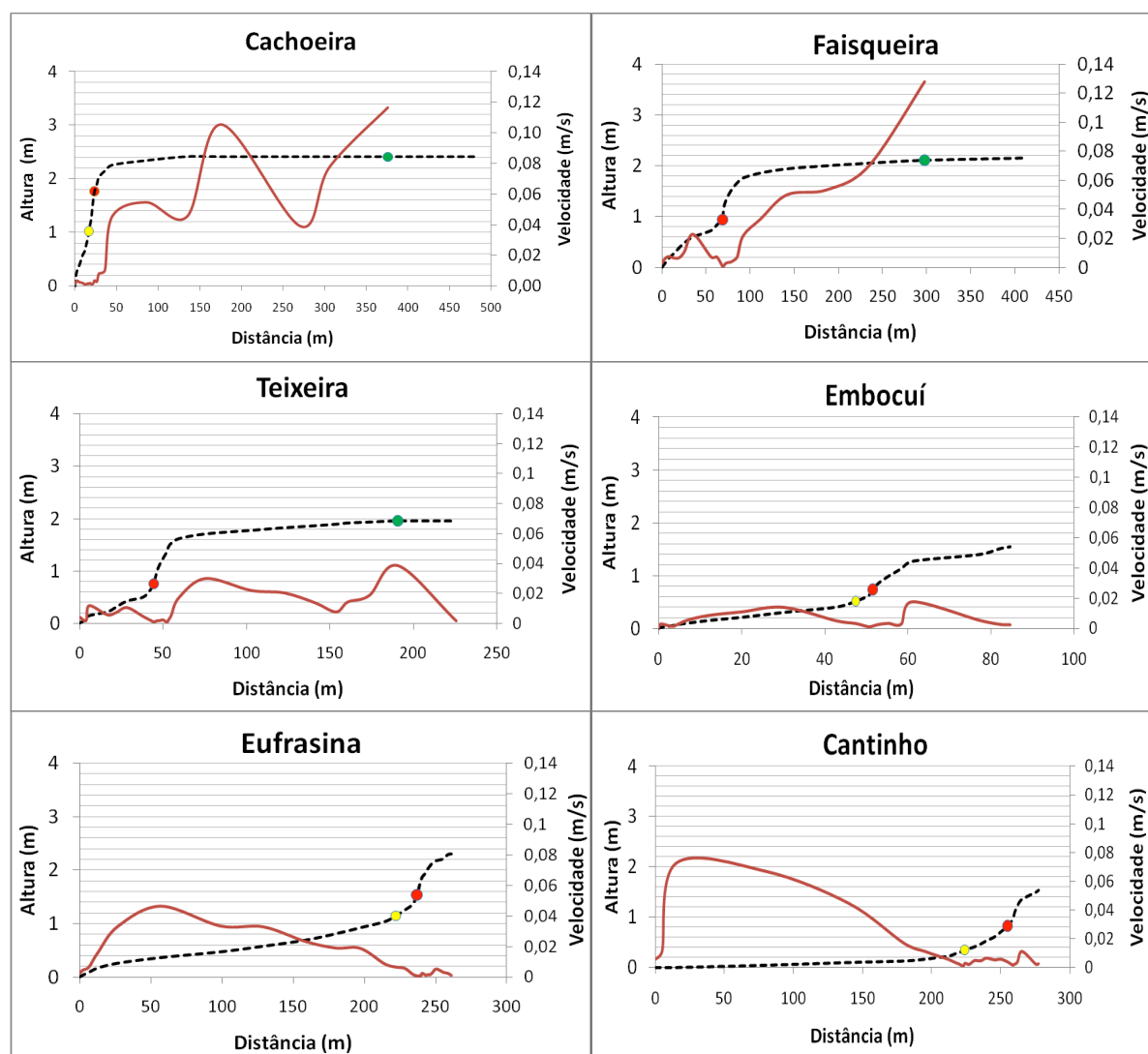
Os perfis localizados no setor interno da região de Antonina, como Faisqueira e Cachoeira, são mais extensos, com 400 a 500 m. Os perfis Teixeira, Eufrasina, Cantinho, Piassaguera, Praia do Pasto, Ilha das Bananas, Guaraqueçaba e Ilha do Mel são menos extensos, entre 200 e 300 m, e os perfis Embocuí e Cotinga, Guapicu, Povoca e Pescada menos ainda, com 100 m ou menos. Com relação à topografia, Cachoeira, Faisqueira, Guaraqueçaba, Teixeira, Piassaguera, apresentaram baixa declividade após uma inclinação acentuada no início do manguezal. Já os perfis Ilha do Mel, Eufrasina, Cantinho, Praia do Pasto e Ilha das Bananas diferem dos já citados, por apresentarem baixas declividades nos primeiros metros e declividades altas ao longo de toda a extensão dos manguezais. Os perfis Cotinga e Embocuí, Guapicu, Povoca e Pescada apresentaram declividades altas em toda sua extensão. (Figuras 6a e 6b).



Figuras 6a e 6b: Perfis das planícies intermareais do Complexo Estuarino de Paranaguá. Marcas redondas indicam o início dos manguezais.

Diferentes configurações de vegetação se sucedem ao longo de cada perfil. Após a área de planície não vegetada, marisma, manguezal e, em alguns casos, zonas com vegetação de transição ocupam a região entremarés antes do contato com a restinga. As zonas de transição foram muito variadas entre os perfis, sendo compostas por manguezal com *Acrosthicum aureum* nos perfis Guaraqueçaba, Ilha das Bananas, Cachoeira e Faisqueira; vegetação dominada pela espécie *Dalbergia ecastophylla*, além da pteridófito *Acrosthicum aureum* no perfil Guapicu e uma zona com vegetação arbustiva no perfil Piassaguera. Vegetação de *Cladium* sp foi encontrada no perfil Texeira, e também em Guaraqueçaba e Ilha das Bananas.

As velocidades com que a linha d'água avançou em cada perfil e nas distintas configurações de um mesmo perfil foram variáveis (Figura 7). Apesar dessa variabilidade, elas diminuíram no início da ocorrência dos manguezais e, quando presentes, das marismas.



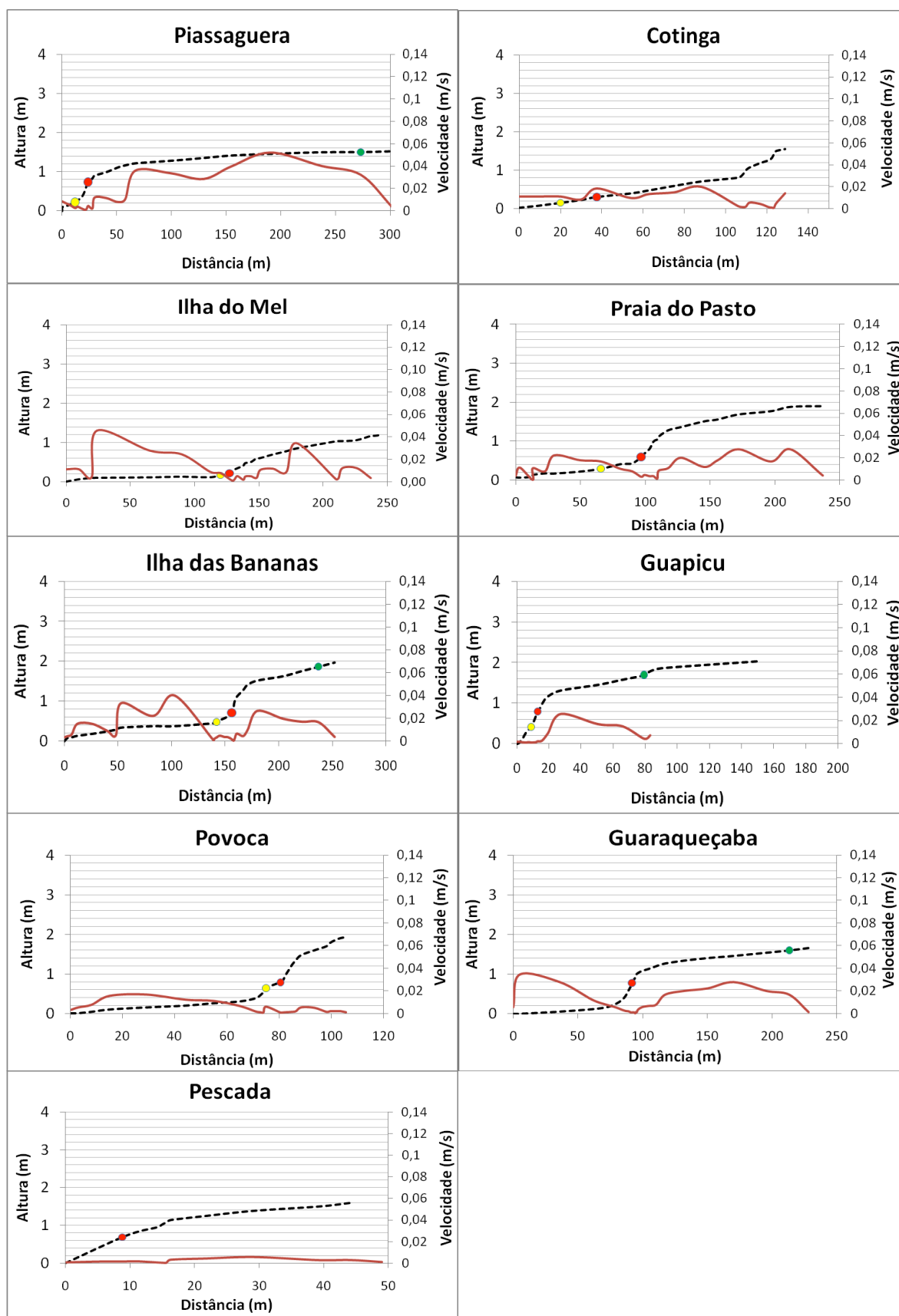


Figura 7: Velocidades de inundação (linha vermelha) das planícies entremarés do CEP (linha traçada). Limite inferior das marismas (amarelo), do manguezal (vermelho) e das zonas de transição (verde).

Os dados dos marégrafos referentes aos anos de 2008 e 2009 totalizaram 256.655, 413.750 e 686.668 registros para os marégrafos do Canal da Galheta, Ponta do Félix e Porto de Paranaguá, respectivamente (Figuras 8, 9 e 10).

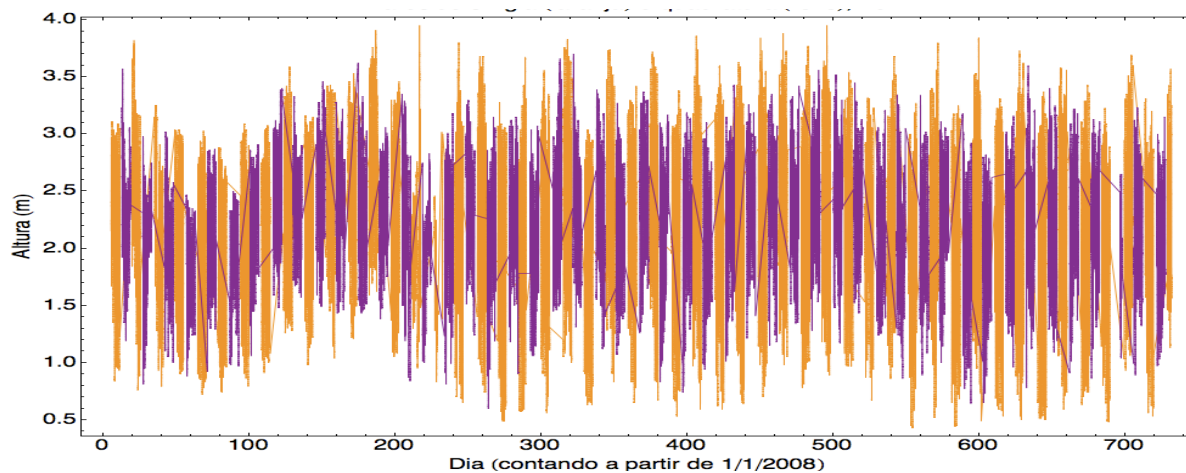


Figura 8: Série maregráfica da Ponta do Félix para os anos de 2008 e 2009. Marés de sizígia mostradas em laranja e marés de quadratura em roxo.

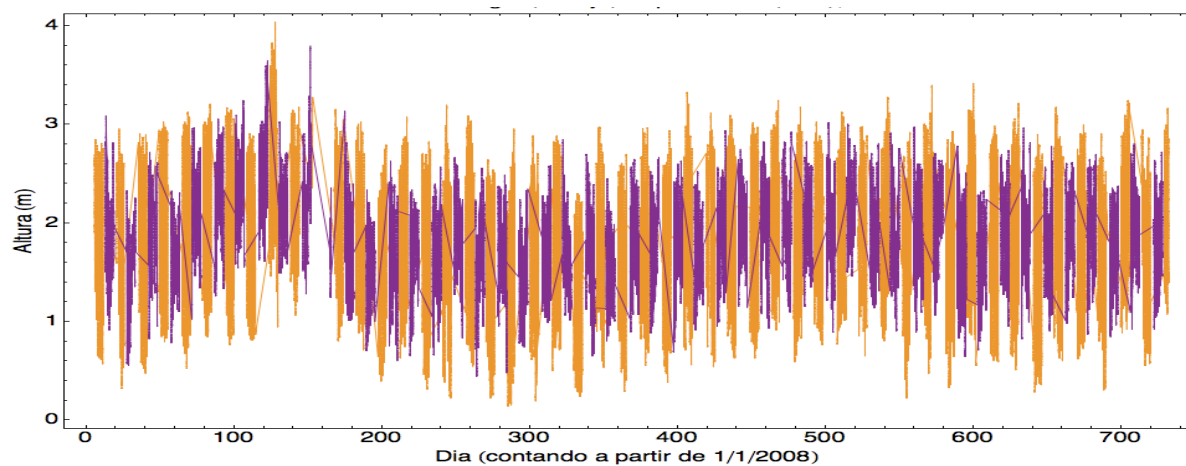


Figura 9: Série maregráfica do Porto de Paranaguá para os anos de 2008 e 2009. Marés de sizígia mostradas em laranja e marés de quadratura em roxo.

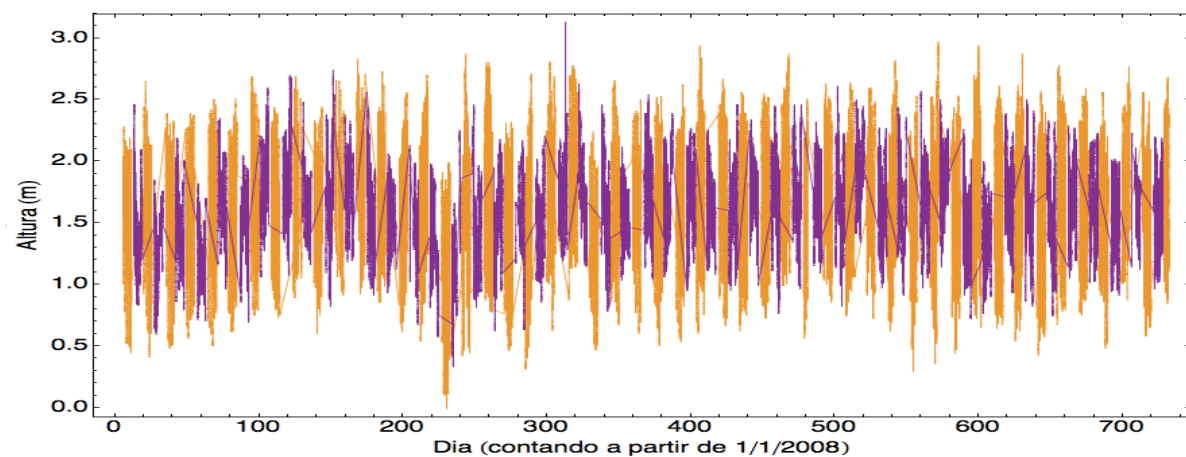


Figura 10: Série maregráfica do Canal da Galheta para os anos de 2008 e 2009. Marés de sizígia mostradas em laranja e marés de quadratura em roxo.

Os valores de nível médio do mar e máximos e mínimos de sizígia calculados variaram entre os três marégrafos (Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios dos níveis do mar para os três marégrafos do Complexo Estuarino de Paranaguá

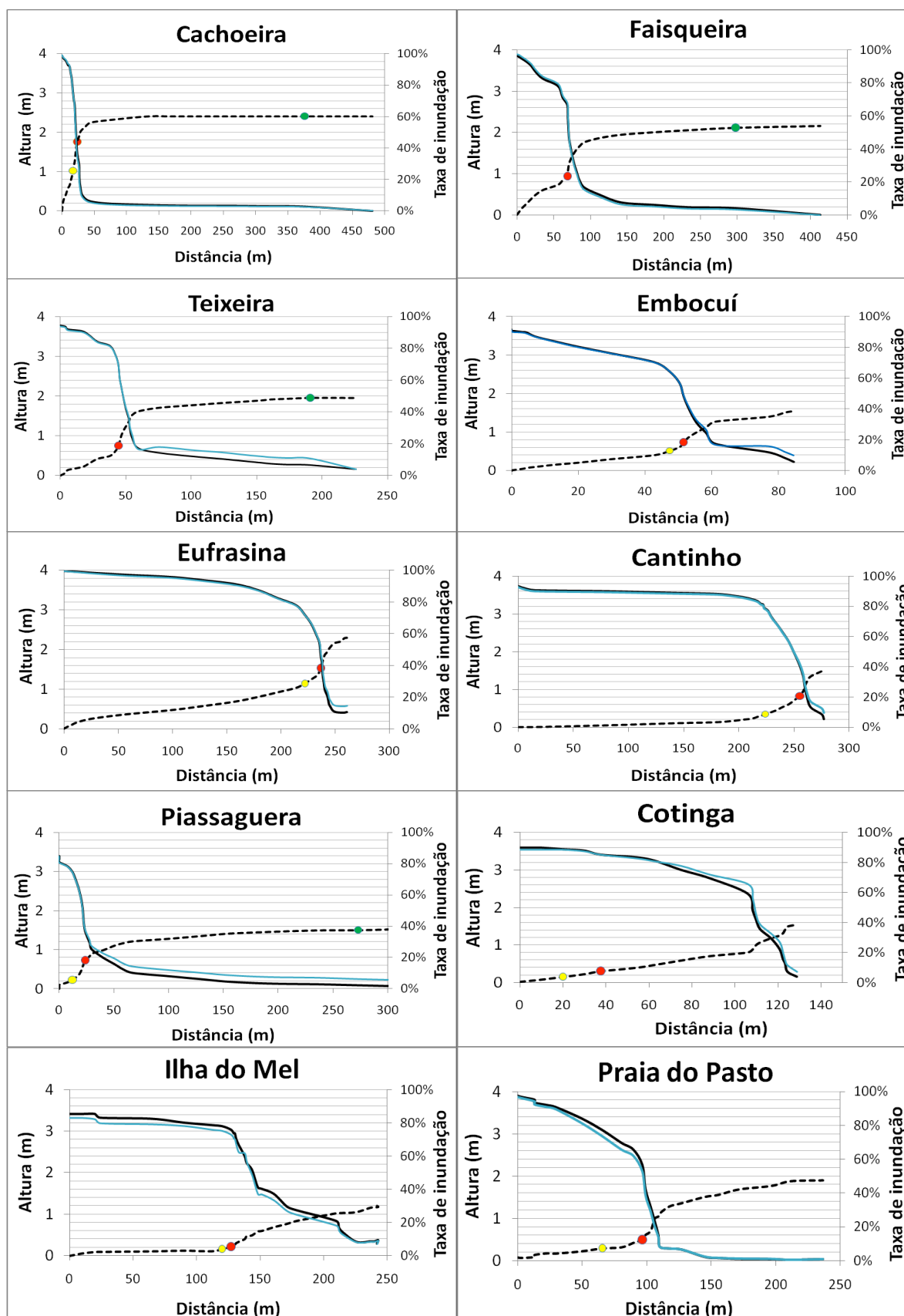
Valores médios	Felix	Porto	Galheta
Maximos de Sizígia	3,09 m	2,72 m	2,31 m
Maximos de Quadratura	2,87 m	2,39 m	1,95 m
Nível do mar	2,22 m	1,96 m	1,58 m
Minimos de Quadratura	1,51 m	1,36 m	1,26 m
Minimos de Sizígia	1,13 m	0,91 m	0,94 m

As alturas do *Bostrychietum* coincidiram com as máximas de sizígia nos perfis Cachoeira, Faisqueira e Embocuí; ficaram entre as máximas de sizígia e quadratura nos perfis Teixeira, Eufrasina, Cantinho e Piassaguera; e coincidiram com as máximas de quadratura nos perfis Ilha do Mel e Cotinga. Nos perfis do eixo norte-sul, todas as alturas do *Bostrychietum* foram maiores que os máximos de sizígia (Tabela 3).

Tabela 3: Valores médios das alturas do *Bostrychietum* correlacionados com os níveis de maré.

Perfil	<i>Bostrychietum</i>
Cachoeira	3,03
Faisqueira	3,02
Teixeira	2,50
Embocuí	2,70
Eufrasina	2,56
Cantinho	2,55
Piassaguera	2,56
Cotinga	1,93
Ilha do Mel	1,95
Bananas	2,49
Pasto	2,39
Povoca	2,45
Guapicu	2,38
Pescada	2,33
Guaraqueçaba	2,52

De uma maneira geral, com exceção da Cotinga e Ilha do Mel, houve queda nas taxas de inundação próximo ao limite inferior de ocorrência dos manguezais, que passam em média 10 % do tempo inundados (Figura 11).



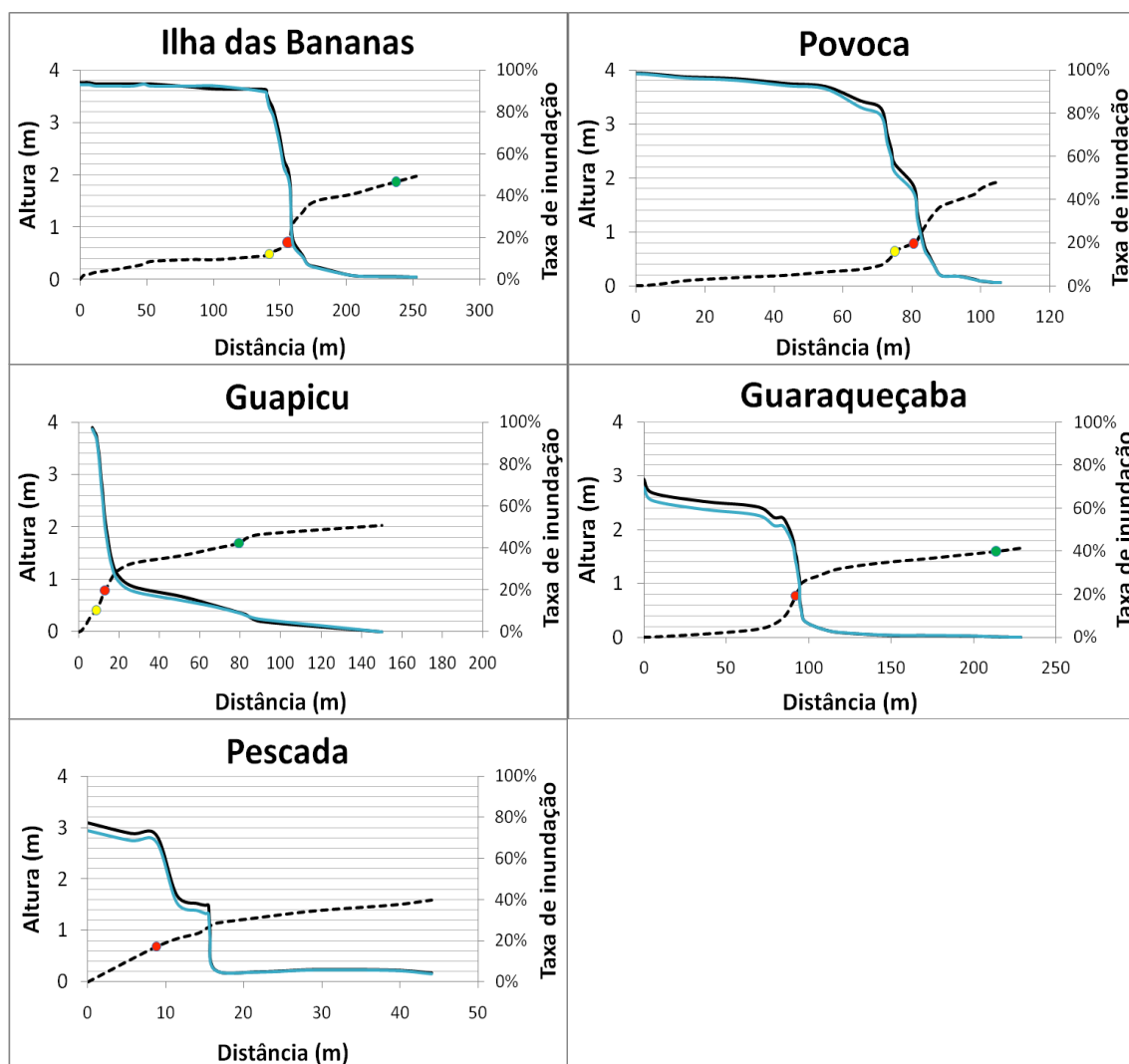


Figura 11: Representação gráfica dos perfis e suas taxas de inundação, com os limites de ocorrência das distintas configurações de vegetação. Perfil (linha traçada). Curva da frequência de inundação (linha preta) e da duração da inundação (linha azul). Limite inferior das marismas (amarelo), do manguezal (vermelho) e das zonas de transição (verde).

Com o processamento dos dados do GPS geodésico foi possível eliminar todos os erros de propagação do sinal na atmosfera somente nos pontos dos perfis Cachoeira, Cantinho, Guapicu, Povoca e Cotonga. O tempo de permanência no ponto não foi suficiente nos demais perfis e, portanto, o desvio padrão em altitude foi maior (Tabela 4). Dessa forma, os desvios maiores que 0,2 foram somados às altitudes ortométricas mostradas a seguir, referenciadas ao zero da régua do Porto de Paranaguá.

Tabela 3: Coordenadas geodésicas precisas dos limites inferiores dos manguezais ou marismas, com altitudes elipsoidais e ortométricas

Ponto	Data	Latitude	σ Lat (m)	Longitude	σ Long (m)	Altitude Elips. (m)	Altitude Ortom. (m)	σ em Altitude (m)	Sol.	Qualid Posic. 3D (m)
Cachoeira	02/11/10	7188179879	0,005	730095989	0,004	0,915	2,471	0,016	yes	0,017
Faisqueira	02/11/10	7187207539	0,027	735362007	0,048	0,221	1,777	0,056	no	0,079
Teixeira	02/11/10	7177008268	0,166	737331994	0,026	1,186	2,742	0,365	no	0,402
Embocuí	02/11/10	7175845656	0,283	743697222	0,205	0,988	2,544	0,671	no	0,756
Eufrasina	02/11/10	7182323408	0,011	740822041	0,043	0,608	2,164	0,047	no	0,065
Cantinho	02/11/10	7182011899	0,001	745137474	0,001	-0,164	1,392	0,002	yes	0,002
Piassaguera	13/10/10	7180084019	0,023	755523940	0,047	-0,346	1,21	0,082	no	0,097
Cotinga	13/10/10	7175728509	0,003	758398606	0,002	-0,472	1,084	0,009	yes	0,010
Ilha do Mel	13/10/10	7170629787	0,450	770262161	1,150	0,867	2,423	1,310	no	1,801
Guapicu	13/10/10	7193720728	0,002	767938839	0,002	-0,814	0,742	0,005	yes	0,006
Povoca	13/10/10	7197061411	0,002	767162097	0,002	-0,722	0,834	0,006	yes	0,006
Pasto	13/10/10	7187721318	0,048	759253729	0,37	-0,623	0,933	0,183	no	0,415
Bananas	12/06/10	7185799948	0,093	759733252	0,213	0,848	2,404	0,492	no	0,250
Guaraqueçaba	13/06/10	7201619971	0,123	769351967	0,154	-1,332	0,224	0,820	no	0,002
Pescada	13/06/10	7193527127	0,082	771432786	0,213	-1,756	-0,200	0,743	no	0,223

As planícies entremarés do setor interno do eixo leste-oeste ocorrem em altitudes mais altas, quando comparadas com as planícies do setor mediano da Baía. Já as planícies entremarés da desembocadura e da região interna do eixo norte-sul ocorrem em elevações mais baixas (Figura 12).

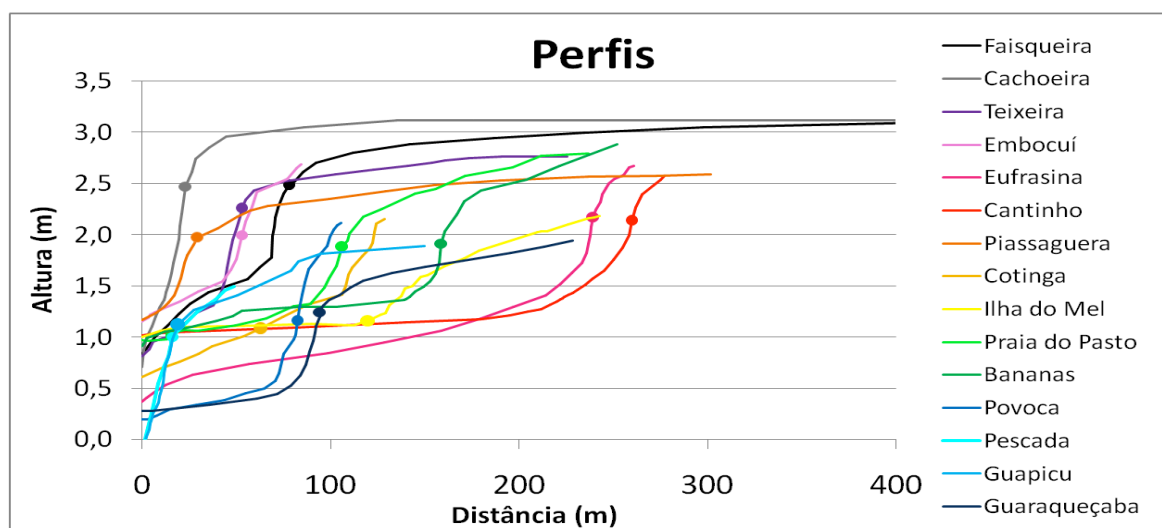
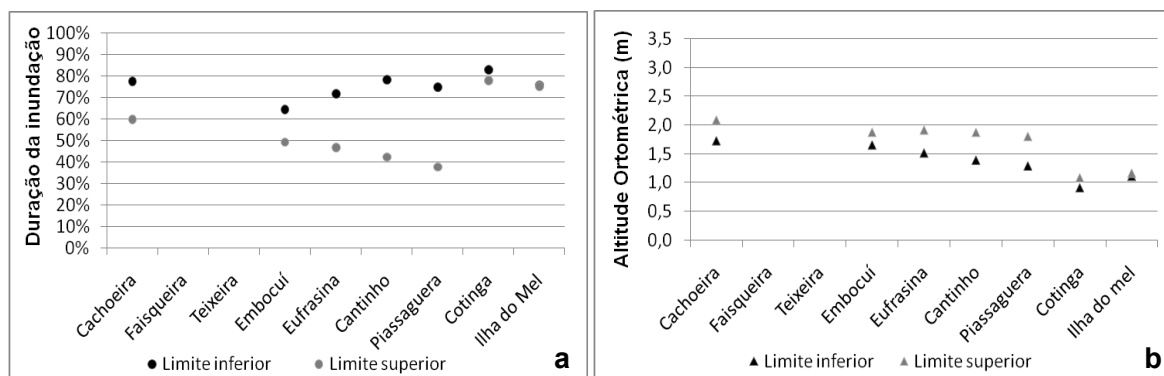
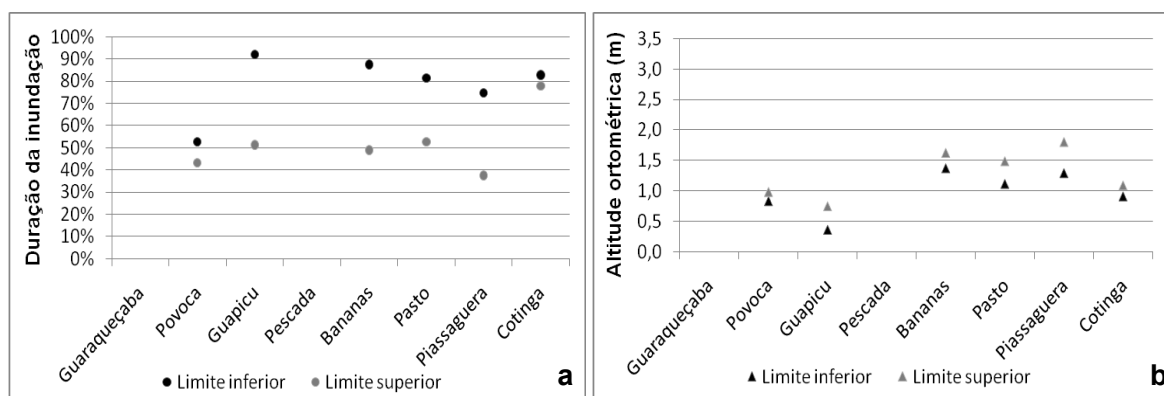


Figura 12: Altitudes ortométricas dos perfis da planícies intermareais do CEP. Pontos indicam o limite inferior das tocas de *Ucides cordatus*.

Os limites inferiores de ocorrência das marismas ficam inundados por aproximadamente 60 a 90% do tempo ao ano. Elas distribuem-se até o limite inferior dos manguezais. No eixo leste-oeste, esse limite inferior de ocorrência foi em altitudes correspondentes aos mínimos de quadratura com pequenas variações (Figuras 13a, 13b, 14a e 14b).

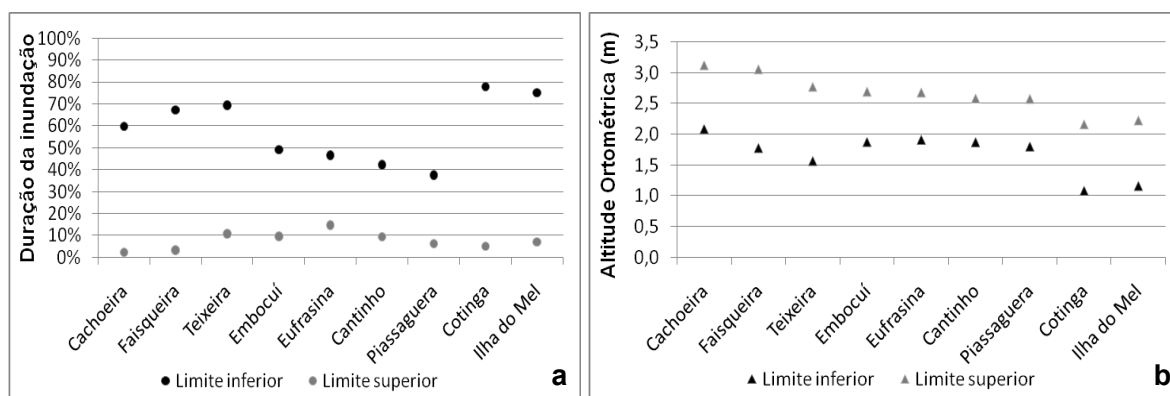


Figuras 13a e 13b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Spartina alterniflora* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.

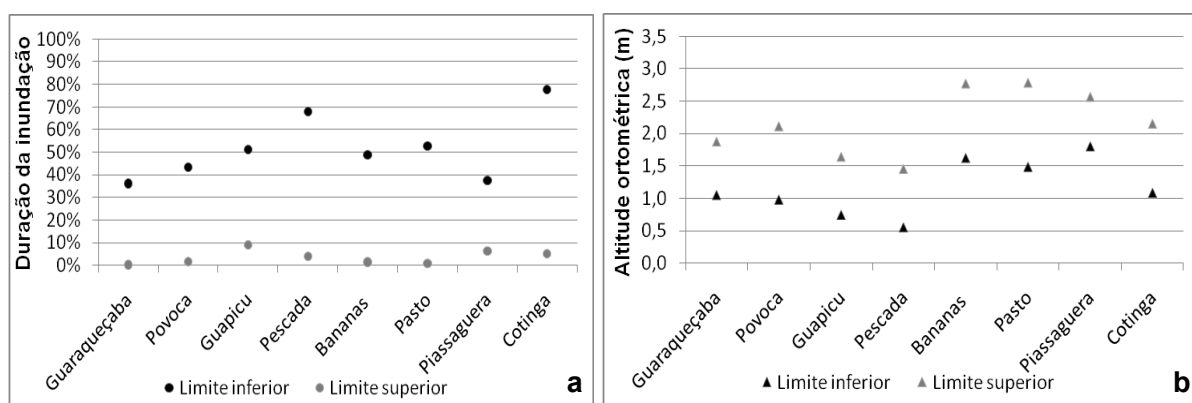


Figuras 14a e 14b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Spartina alterniflora* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

Os limites inferiores de ocorrência dos manguezais ficam inundados por aproximadamente 40 a 80% do tempo ao ano (Figuras 15a, 15b, 16a e 16b). As altitudes ortométricas dos limites inferiores de sua ocorrência aproximaram-se do nível médio do mar local (Tabela 3), sendo 2 m no eixo leste-oeste, com pequenas variações, exceto o Teixeira, com elevação de 1,5 m. Novamente, Cotinga e Ilha do Mel, diferiram dos demais, pois suas altitudes foram aproximadamente a 1 m, o que coincide com os mínimos de quadratura. Os limites superiores de ocorrência dos manguezais ficam inundados de 10 a quase 0% e suas altitudes são coincidentes com os máximos de sizígia.



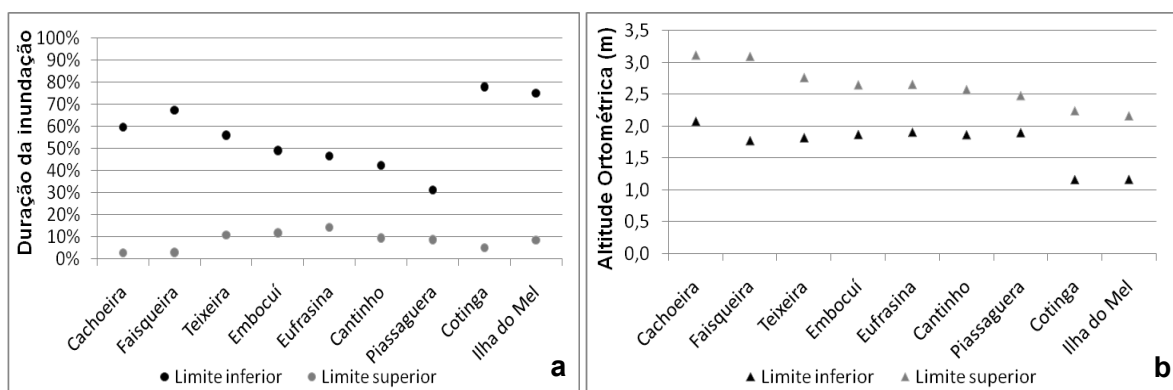
Figuras 15a e 15b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação dos manguezais dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.



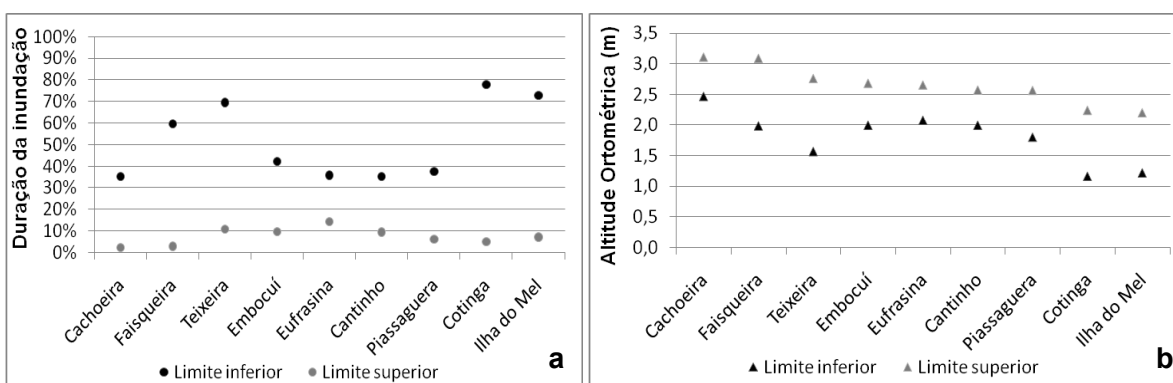
Figuras 16a e 16b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação dos manguezais dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

Analisando a distribuição das espécies de mangue separadamente, nota-se que *Avicennia schaueriana* ocorre em altitudes mais elevadas, com taxas de inundação menores do que aquelas de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*. O seu limite inferior de distribuição ocorre em elevações coincidentes com os máximos de quadratura, com taxas de inundação variando de aproximadamente 20 a 30% do tempo ao ano, e o limite superior com taxas de inundação de quase 0 a 20% aproximadamente, em altitudes próximas aos máximos de sizígia (Figuras 17a, 17b, 18a, 18b, 19a e 19b).

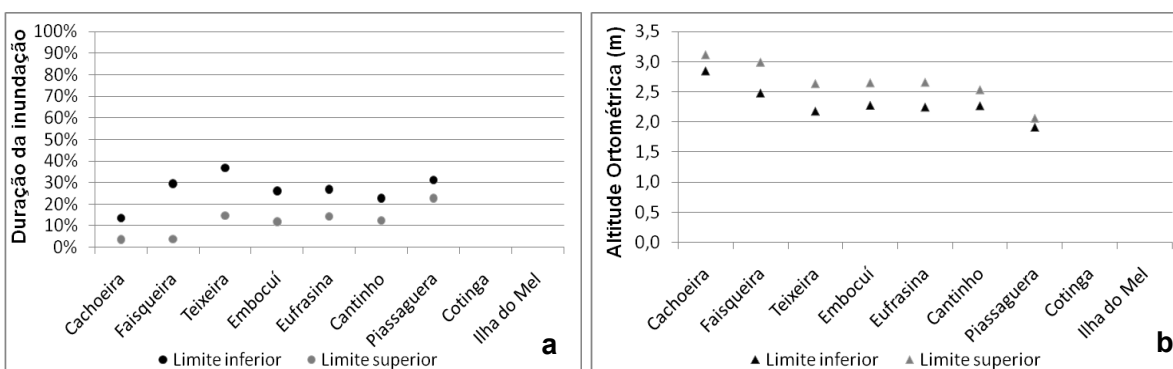
As outras duas espécies se distribuíram ao longo de todo manguezal, com exceção dos perfis internos do eixo leste-oeste, em que *Rhizophora mangle* tem seu limite inferior em altitudes mais baixas que *Laguncularia racemosa*, suportando maiores taxas de inundação.



Figuras 17a e 17b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação das de *Rhizophora mangle* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.

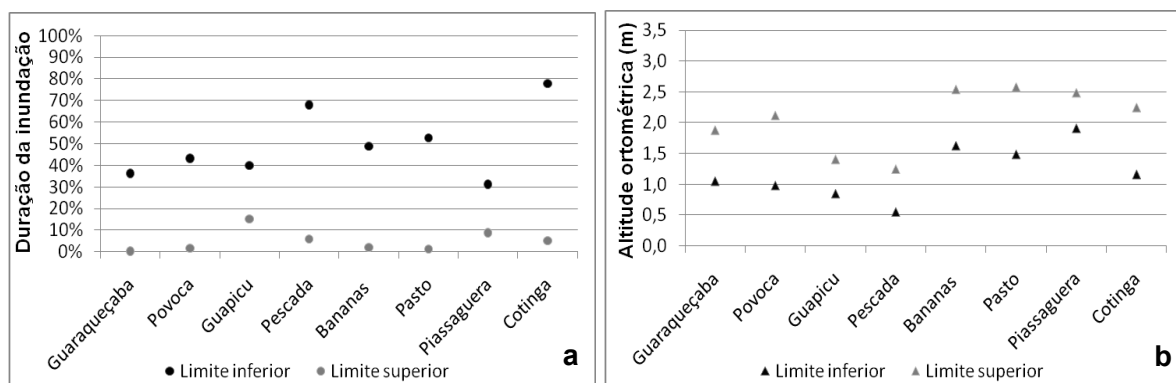


Figuras 18a e 18b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Laguncularia racemosa* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.

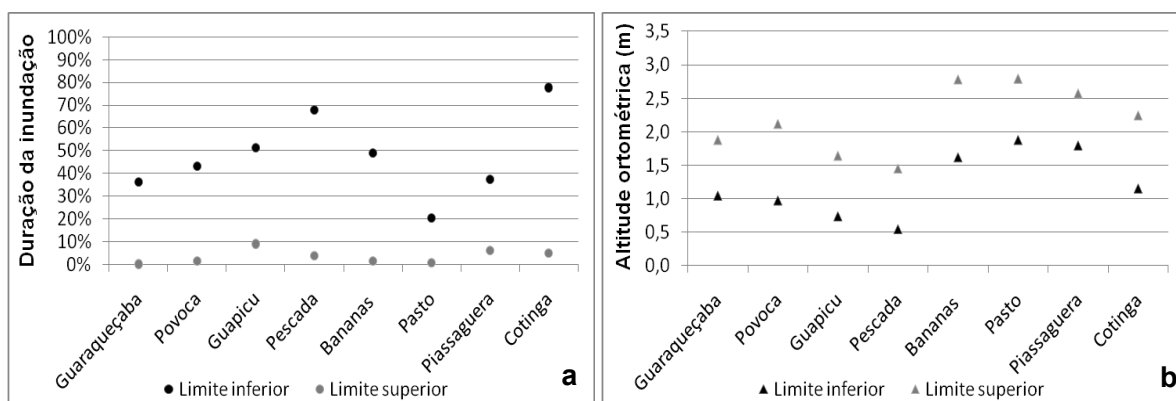


Figuras 19a e 19b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Avicennia schaueriana* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.

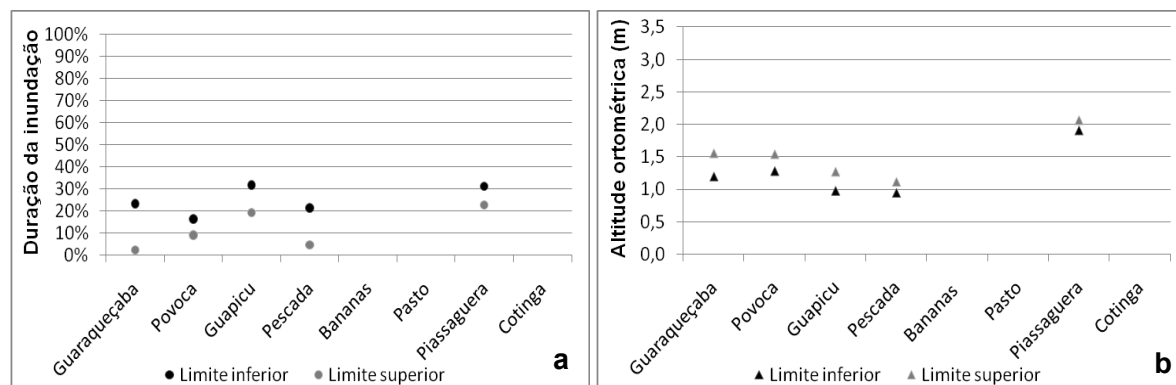
No eixo norte-sul, *Avicennia schaueriana* também se distribuiu em locais com baixas taxas de inundação, enquanto que as distribuições de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* foram semelhantes, com uma tendência de aumento do tempo de submersão em direção à desembocadura (Figuras 20a, 20b, 21a, 21b, 22a e 22b).



Figuras 20a e 20b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação das de *Rhizophora mangle* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

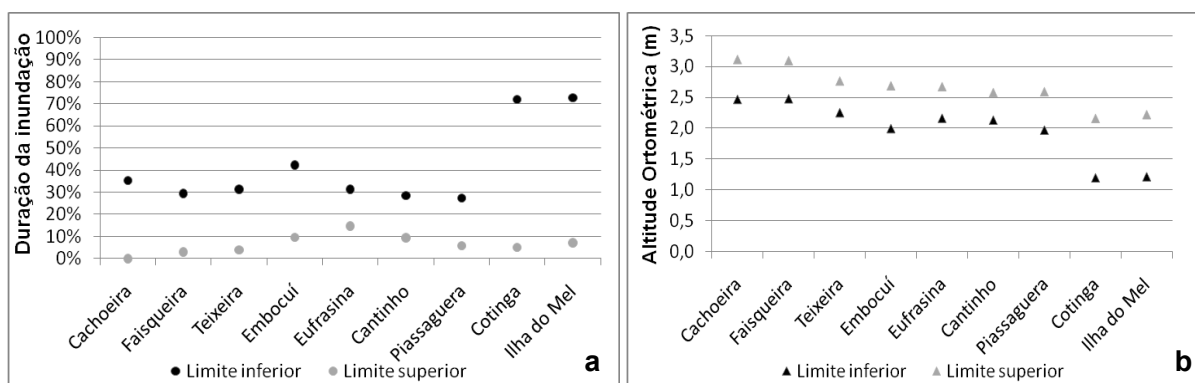


Figuras 21a e 21b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Laguncularia racemosa* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

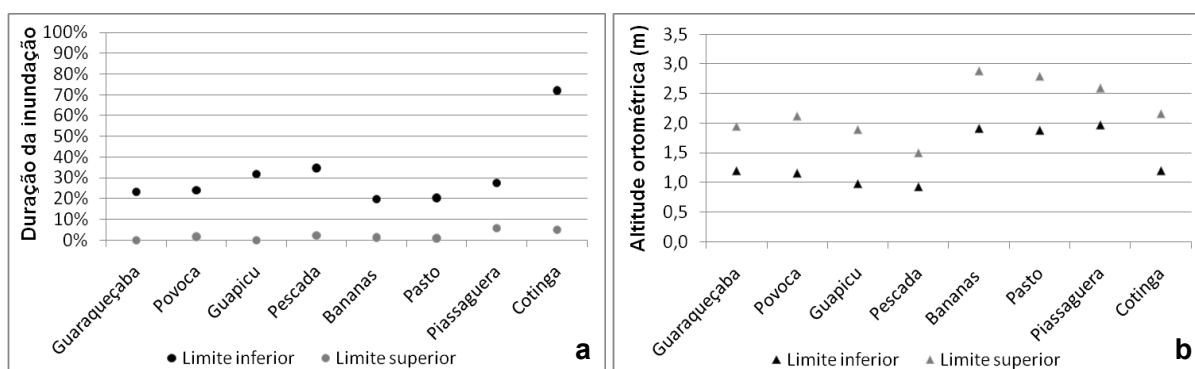


Figuras 22a e 22b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Avicennia schaueriana* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

O limite inferior de ocorrência das tocas de *Ucides cordatus* apresentou taxas de inundação entre 20 e 40 %, com exceção dos perfis Cotinga e Ilha do Mel, que ocorreram em locais com taxas de inundação de 70%. As tocas ocorreram também nas zonas de transição que ficam emersas praticamente o ano inteiro (Figuras 23a, 23b, 24a e 24b).



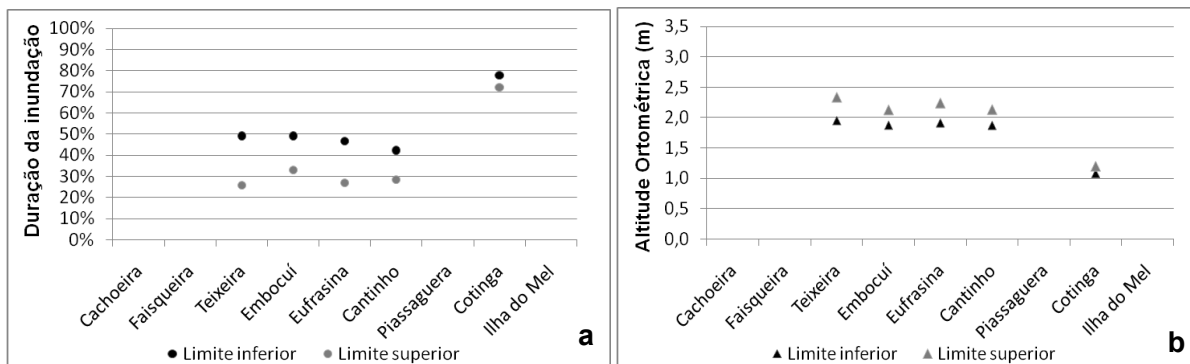
Figuras 23a e 23b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação das tocas de *Ucides cordatus* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.



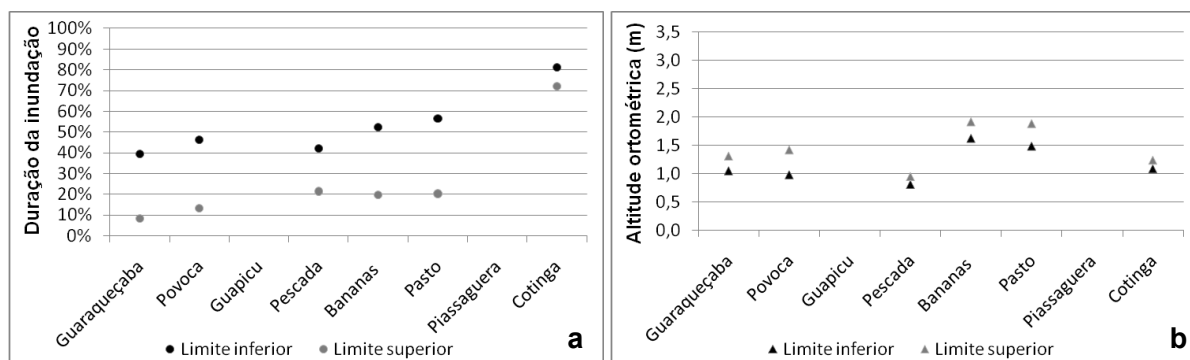
Figuras 24a e 24b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação das tocas de *Ucides cordatus* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

Os limites inferiores de ocorrência de *Crassostrea spp* foram coincidentes com os dos manguezais, com a mesma tendência de aumento das taxas de inundação em direção à desembocadura do estuário, desde 40 a 80 % aproximadamente. O mesmo padrão foi observado para *Mytella guyanensis*, porém com taxas médias de inundação maiores (70%), já que esta foi encontrada também nas marismas. As altitudes dos limites inferiores de ocorrência dos bivalves variaram de 1,5 a 2 m. Exceto na Cotinga, em que as elevações foram 0,5 m mais baixas.

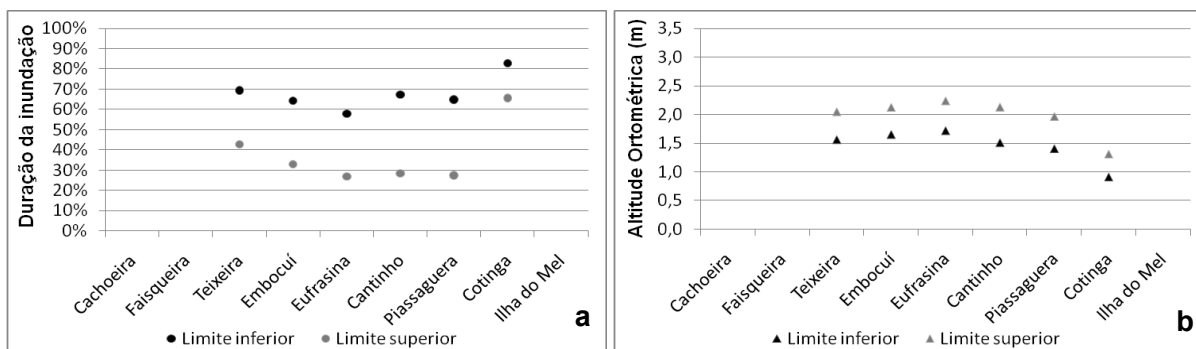
Os limites superiores da distribuição dos bivalves ficam inundados por 30 % do tempo em média, novamente excluindo-se o perfil Cotinga, em que os bivalves ocorreram até locais com aproximadamente 70 % de taxa de inundação (Figuras 25a, 25b, 26a, 26b, 27a, 27b, 28a e 28b).



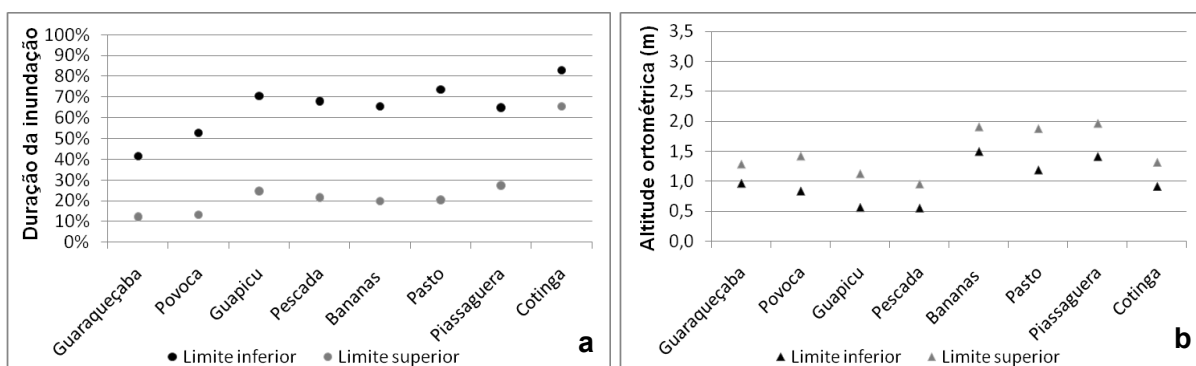
Figuras 25a e 25b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Crassostrea spp* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.



Figuras 26a e 26b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Crassostrea spp* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.



Figuras 27a e 27b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Mytella gyanensis* dos perfis do eixo leste-oeste em 2008.



Figuras 28a e 28b: Altitude ortométrica dos limites inferiores e superiores e tempo de inundação de *Mytella gyanensis* dos perfis do eixo norte-sul em 2008.

4 DISCUSSÃO

As taxas de inundação das planícies entremarés do Complexo Estuarino de Paranaguá variam significativamente entre os setores euhalino, mesohalino e oligohalino, em função das próprias variações da declividade e do nível do mar. As taxas de inundação dos limites superior e inferior de ocorrência dos manguezais acompanham este padrão, com seus limites inferiores correspondendo a taxas de inundação entre 40 a 80 % do tempo. A tendência de aumento das taxas de inundação dos manguezais próximos da desembocadura do estuário, no setor de alta energia e salinidade, acontece porque a declividade das planícies entremarés é menor neste setor e a inundação da vegetação se dá logo após o início da preamar.

Vários estudos mostraram que o crescimento das árvores de mangue é limitado pela disponibilidade de nutrientes (Lovelock et al., 2007), que afetam o reforço do investimento nas raízes em relação à parte aérea (Naidoo, 2009), a expectativa de vida da folha (Duke, 1990; Suárez, 2003); eficiência elevada de reabsorção nos tecidos antes da senescência (Feller et al., 2009), folhas grossas ou esclerófitas (Feller & Chamberlain, 2007); baixa lixiviação (Wanek et al., 2007); alta NUE (High nutrient use efficiency) fotossintética (Lovelock & Feller, 2003; Martin 2007); e NUE de raiz e outros processos metabólicos (Lovelock et al.; 2006c). Essas diferenças nas NUEs podem contribuir para os padrões de distribuição das espécies ao longo de gradientes hidrológicos, de salinidade e nutrientes (Berger et al., 2006), já que a disponibilidade de nutrientes do solo é variável dentro e entre ecossistemas de manguezais, sendo extremamente baixa em ambientes oceânicos até muito alta em sistemas com grande quantidade de finos (Alongi, 2009). Além disso, Krauss et al. (2006) mostraram que a concentração de fósforo está diretamente relacionada com o hidroperíodo, com a duração da inundação explicando 81% da variação do fósforo. Eles mostraram que maiores frequências de inundação apesar de aumentarem a aeração no solo e reduzirem os déficits de oxigênio em mangues tolerantes à inundação, são responsáveis pela eliminação física do fósforo.

Assim, essa tendência de aumento das taxas de inundação em direção à desembocadura do estuário é suportada pelas árvores devido às distintas composições dos bosques. *Avicennia schaueriana* ocorre em altitudes mais elevadas, com taxas de inundação menores que aquelas de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*. O seu limite inferior de distribuição ocorre em elevações coincidentes com os máximos de quadratura, com taxas de inundação variando de aproximadamente 20 a 30% do tempo ao ano, e o limite superior com taxas de inundação de aproximadamente 0 a 20%, em altitudes próximas aos máximos de sizígia. *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* são espécies neotropicais consideradas como altamente adaptadas à baixa disponibilidade de

nutrientes. As taxas de respiração e fotossíntese por unidade de nutrientes nos tecidos são altas em comparação com as espécies concorrentes do gênero *Avicennia* (Lovelock et al. 2006a, 2006b). Portanto, diferenças na distribuição das espécies, assim como a ausência de *Avicennia* na desembocadura do estuário e as florestas mais desenvolvidas no interior da baía (observação pessoal), podem ser explicadas pela disponibilidade de nutrientes do solo, já que o aporte de nutrientes é maior na região interna do estuário e a quantidade de finos é maior (Netto & Lana, 1997).

Esse resultado concorda com padrões observados por Lana (2004), que classificou os manguezais da região do CEP, para fins práticos de manejo, como bosques estressados do tipo I e bosques multiestratificados do tipo II. Os bosques do tipo I são, em geral, formações monoespecíficas de *Laguncularia racemosa* ou *Rhizophora mangle*, apresentando-se em arranjo denso ou esparsos, mas sempre de baixa altura, com sinais de herbivoria, mais evidentes no setor externo da baía, que apresenta altas taxas de inundação. Os bosques do tipo II são estruturalmente mais complexos, com copas altas, que tendem a se desenvolver em planícies de maré mais extensas ou em bacia. Sessegolo (1997) também atribuiu a grande variação na fisionomia dos manguezais da Ilha das Laranjeiras (Guaraqueçaba/PR) aos gradientes de imersão e às características granulométricas do solo, pois cada uma das espécies de mangue apresenta adaptações específicas que permitem tolerar diferentes graus de salinidade e inundação. Estudos feitos em outras regiões (Ellison & Farnsworth, 1993; Chen & Twilley, 1998; Doyle et al., 2003; Cardona-Olarte et al., 2006; Krauss et al., 2006) também mostraram um claro gradiente na distribuição destas espécies (correspondendo a *Rhizophora mangle* > *Laguncularia racemosa* > *Avicennia* spp), condicionado pela maior ou menor tolerância à inundação, tanto em condições experimentais quanto em laboratório.

As árvores dos manguezais apresentam adaptações específicas para lidar com ambientes extremos, como a presença de lenticelas, glândulas de sal, viviparidade, pneumatóforos, etc. Assim, a elevada variabilidade das taxas de inundação também pode estar relacionada com as características de flutuabilidade dos propágulos e com os efeitos das velocidades de correntes no seu estabelecimento, as quais limitam a dispersão e a oferta de propágulos de *Avicennia* nas zonas mais baixas (Delgado et al., 2001). Interações biológicas também interferem nessa distribuição, com evidências de que a predação de propágulos de *Laguncularia* pode ser mais alta que a de *Avicennia* em regiões mais altas (Delgado et al., 2001).

Apesar da elevada variabilidade nos limites inferiores de ocorrência dos manguezais, as taxas de inundação diminuem de forma consistente depois dos primeiros metros, em todos os perfis analisados. Isto faz com que os manguezais regionais permaneçam

inundados, em sua maior parte, menos da metade do tempo. Lewis & Estevez (1988) e Cahoon & Lynch (1997) descreveram padrão semelhante em manguezais na Flórida, inundados por menos de 35 % do tempo. Da mesma forma, Crewz & Lewis (1991), Hovenden et al. (1995), Twilley & Chen (1998), Cohen (2004), Silvestri et al. (2005) e Hickey & Bruce (2010) mostraram que as florestas de mangue têm um padrão similar de ocorrência em escala global, independentemente da composição de espécies, num plano próximo ou acima do nível médio do mar, se estendendo até as máximas de sizígia. Nesse estudo, *R. mangle* e *L. racemosa* começam a ocorrer em altitudes ortométricas próximas a 2 m em relação ao zero da régua do Porto de Paranaguá no eixo leste-oeste, com pequenas variações. Isso significa que o início de suas ocorrências acontece em elevações próximas ao nível médio do mar. A exceção é o setor externo da Baía, em que elas começam a ocorrer em elevações próximas aos máximos de quadratura. Já o início da distribuição de *A. schaueriana* ocorre em locais com elevações maiores e inundações menos freqüentes, a partir dos mínimos de sizígia. Esse padrão também já era esperado, pois é limitada a tolerância dos manguezais à submersão permanente. A condição de submersão normalmente reduz a concentração de O₂ na superfície radicular, inibindo a absorção de água (Gibbs & Greenway, 2003) e afetando outras funções fisiológicas primárias como o funcionamento de enzimas anti-estressantes, o desenvolvimento anatômico, as trocas gasosas, o acúmulo de biomassa e níveis hormonais (Skelton & Allaway, 1996; Youssef & Saenger, 1996; Naidoo et al., 1997; Ye et al., 2003, 2004 a, b; Kitaya et al., 2002; Chen et al., 2004, 2005, 2006).

Neste contexto, as taxas de inundação são de fato importantes para desenvolvimento dos bosques, mas não determinam primariamente sua ocorrência, já que os manguezais apresentam um nível elevado de plasticidade frente às forçantes ambientais (Callaway et al., 2003). Sua distribuição não depende apenas da sua tolerância às condições de imersão/emersão (Krauss et al., 2008; Feller et al., 2010), mas também da natureza do sedimento (Wolanski et al., 1992; Wolanski et al., 2004), do regime local de salinidade (Ball, 2002) e do aporte de nutrientes (Feller et al., 2009; Naidoo, 2009). Apesar disso, a hidrologia, criada ou restaurada através de drenagens relacionadas ao correto nível de maré, é o fator mais importante para o sucesso dos projetos de manejo e conservação.

Foi observado um aumento consistente da altura máxima de ocorrência do *Bostrychietum* em direção ao interior do estuário. Suas alturas no setor externo estiveram associadas com os máximos de quadratura. No setor mediano da Baía, ficaram entre os máximos de sizígia e quadratura, enquanto no interior coincidiram com os máximos de sizígia. Cunha & Costa (2002) observaram uma substituição na dominância da comunidade de macroalgas associadas às porções dos troncos sujeitas à alta freqüência de alagamento,

de *B. montagnei* na região euhalina por *B. calliptera* e *B. pinnata* na mesohalina e destas por *Catenella caespitosa* na oligohalina. Steinke et al. (2003) e Ortegón-Aznar et al. (2009) também sugerem que a distribuição vertical do *Bostrychietum* está relacionada com variações de salinidade. Além disso, Peña et al. (1999), estudando as taxas de fotossíntese das algas em condições de submersão e emersão, encontraram variações nas respostas das espécies e propuseram que sua distribuição está diretamente relacionada com sua tolerância ao estresse de dessecação. Portanto, conclui-se que o *Bostrychietum* pode ser utilizado de fato como um indicador de níveis de maré, validando uma rotina qualitativa corrente em estudos de manguezais. Seu limite superior de distribuição vertical se dá entre os máximos de sizígia e quadratura, mas pode ser afetado por variações locais de salinidade, devido aos diferentes níveis de tolerância das macroalgas que o compõem.

As tocas do caranguejo-uçá têm seu limite inferior de distribuição associado a taxas de inundação próximas ou menores que 35%, correspondendo aos mínimos de sizígia, mesmo nos locais em que os manguezais começam a ocorrer em níveis inferiores. Já os seus limites superiores se estendem até o final das zonas de transição, com taxas de inundação de quase 0%. *Ucides cordatus* faz incursões à superfície durante a maré baixa para limpar ou construir sua toca e se alimentar, podendo permanecer sob condições de emersão por várias horas (Nordhaus & Wolff, 2007). Essa tolerância é esperada para organismos eurihalinos, como é o caso dessa espécie. A capacidade de manutenção da homeostase resulta de um eficaz mecanismo osmorregulatório associado com suas brânquias posteriores (Martinez et. al., 1999). Além disso, a reduzida perda de sódio, associada à redução no fluxo urinário, evita a perda excessiva de líquidos (Santos, 1985; Harris & Santos, 1993).

Nos perfis da desembocadura, as tocas já estavam presentes em locais com tempo de inundação de até 75%, níveis próximos aos máximos de quadratura. Essa capacidade é suportada por sistema excretor que regula a produção de urina, a qual é 60% mais elevada em meio diluído (água diluída com 0,9 de salinidade) que em água salgada (3,5 de salinidade) (Harris & Santos, 1993, 2004). A glândula antenal, quando em meio diluído, regula o volume da hemolinfa e a perda de solutos, excretando potássio, magnésio e cálcio (Santos, 1987).

Apesar das tocas ficarem mais tempo inundadas na desembocadura, com menos tempo disponível para alimentação dos animais, Nordhaus et al. (2009) observaram que, mesmo considerando que *U. cordatus* remove até 81% da serapilheira nos manguezais estudados no Norte do Brasil (Nordhaus et al., 2006), o caranguejo-uçá permanece dentro de sua toca por 85 % do tempo. Portanto, os caranguejos não precisam de muito tempo para coletar seu alimento, que é consumido principalmente dentro das tocas (Nordhaus &

Wolff, 2007). Schories et al. (2003) sugeriram inclusive que as tocas são subdivididas em “cavidade das folhas”, onde o alimento é armazenado por um curto período antes do consumo; e “cavidade de moradia”, onde existe o contato com água. O consumo do alimento dentro das tocas reduz a exposição aos predadores, a competição intraespecífica e o estresse de dessecação, possibilitando a ocorrência dos caranguejos em locais inundados por 75 % do tempo ao ano.

A variabilidade nas taxas de inundação dos limites de distribuição dos caranguejos está igualmente associada com as distintas configurações dos bosques. Miranda (2004) e Brogim (2001), em estudos desenvolvidos no mesmo complexo estuarino, mostraram que os pescadores que exploram estes recursos relataram maiores capturas de crustáceos e moluscos nos manguezais do tipo II, particularmente nas áreas mais internas da Baía, onde as taxas de inundação são menores. Hattori (2006), em seu estudo na região de Iguape (SP), também registrou maiores densidades de *U. cordatus* em áreas de manguezal alto (menos alagados), com dominância de *Rhizophora mangle* e *Avicennia shaueriana*, quando comparadas com as de manguezal baixo (mais alagados) onde *Laguncularia racemosa* predominava.

As folhas sobre o sedimento são a principal fonte de alimento de *Ucides cordatus* (Nordhaus & Wolff, 2007). Christofolletti (2005) sugere que o caranguejo-uçá prefere folhas de *Avicennia*, mais nutritiva quando comparada com outras espécies vegetais disponíveis no manguezal. O investimento em raízes, concentrações de nutrientes nos tecidos, esclerofilia e defesas químicas são também maiores em *R. mangle* e *L. racemosa* em relação à *A. germinans* (McKee, 1995). Estas diferenças das espécies em atributos relacionados à conservação de nutrientes influenciam a resistência contra herbívoros e patógenos (Feller, 1995, Feller & Chamberlain, 2007) e a decomposição dos tecidos (Middleton & McKee, 2001), e conseqüentemente, a palatabilidade e digestibilidade das folhas encontradas sobre o sedimento. Em síntese, as taxas de inundação não determinam primariamente a distribuição dos caranguejos, e sim, indiretamente, à medida que elas influenciam a composição dos bosques.

Os limites inferiores de distribuição das ostras coincidem com o limite inferior dos manguezais, pois elas utilizam as raízes-escora da *Rhizophora mangle* como substrato para a fixação. Já o limite inferior de distribuição do sururu esteve associado à distribuição de *Spartina alterniflora*. Pereira et al. (2003) também registraram este bivalve nos mesmos níveis de ocorrência de *Spartina* sp. Essa diferença de distribuição entre as duas espécies de bivalves é explicada por suas distintas estratégias de vida. *Mytella guyanensis* vive enterrada no sedimento, podendo se fixar nas raízes das marismas e não dependendo

necessariamente do substrato duro oferecido pelos troncos ou raízes-escora das árvores do manguezal.

Os limites superiores de distribuição dos bivalves correspondem a níveis com taxas de inundação de aproximadamente 30% no eixo leste-oeste, aumentando significativamente na desembocadura, onde as taxas de inundação dos limites superiores atingem aproximadamente 70%. Esses animais não conseguem manter a regulação iônica em relação ao ambiente aquático circundante (Absher, 1989). Essa ampla variabilidade na capacidade de suportar diferentes tempos de submersão é facilitada pelo fato de terem desenvolvido adaptações fisiológicas como a anaerobiose facultativa altamente especializada. Esta atua na osmorregulação intracelular e representa uma vantagem energética para os períodos de exposição ao ar (Pereira et al., 2003; Christo, 2006).

O fato dos bivalves não se distribuírem até regiões mais altas dos perfis de manguezais no setor euhalino pode ser explicado pelo fato de que as taxas de inundação não são o único fator regulador de sua distribuição. A ocorrência de larvas no plâncton e o recrutamento são fatores decisivos na estruturação das populações de adultos (Newell et al., 2000; Southworth & Mann, 2003). Ambos são influenciados pela disponibilidade de alimento, predação, velocidade de correntes e presença de substratos apropriados para fixação (Mann & Evans, 1998; Southworth & Mann, 2003).

Os fatores que mais afetam a maturação gonadal e a duração do ciclo larval são a temperatura e a disponibilidade de alimento (Galvão et al., 2000; Kreeger et al., 2003; Ren et al., 2003; Orban et al., 2004). O suprimento de alimento pode atuar na transferência de reservas armazenadas na glândula digestiva para as gônadas utilizadas nos processos gametogênicos (Galvão et al., 2000; Kan et al., 2000; Ren et al., 2003; Orban et al., 2004). A salinidade e turbidez podem inibir o crescimento, causar mortalidade das larvas, retardar o crescimento ou interferir na dispersão das mesmas na natureza (Roegner & Mann, 1990; Newell et al., 2001; Ren et al., 2003). Assim, no setor euhalino e de alta energia, a salinidade e a disponibilidade de alimentos são fatores limitantes que dificultam a ocorrência e o recrutamento das larvas.

As ostras do gênero *Crassostrea*, ao final do período larval, quando se encontram próximas ao assentamento, tendem a concentrar-se junto ao fundo, onde ocorre a fixação e a metamorfose em substrato duro (Absher, 1989; Baker, 2003; Finelli & Wetthey, 2003). Apesar do transporte de organismos para regiões oceânicas, observa-se que uma alta densidade de larvas permanece dentro dos estuários (Christo, 2006). Este processo sugere uma interação entre o comportamento de natação das larvas e as características de circulação do ambiente (Newell et al., 2000; Southworth & Mann, 2003). Embora as larvas tenham capacidade de deslocamento horizontal e vertical na coluna d'água, as correntes e

velocidade de marés são responsáveis por uma dispersão mais ampla, especialmente referente à posição horizontal das mesmas. A estratificação conspícua atribuída às características geomorfológicas da baía, com o setor interno mais raso e o tempo de residência da água maior (Marone, 2006), pode contribuir para a retenção das larvas nos setores internos do estuário (Cristho, 2006). Assim, o pool larval na região da desembocadura tende a ser menor e, portanto, as taxas de recrutamento também são influenciadas.

No eixo norte-sul, os bivalves ocorreram em locais que ficavam expostos até quase 90% do tempo no interior do estuário e observou-se que houve uma tendência de aumento das taxas de inundação em direção à desembocadura. Apesar desses animais passarem menos tempo submersos nas regiões mais internas e, conseqüentemente, menos tempo se alimentando, sabe-se que a abundância do fitoplâncton é maior nos setores mais internos do CEP (Brandini, 2000), pois os setores mais rasos da baía favorecem a ressuspensão de sedimentos finos (Marone, 2006), aumentando a disponibilidade de nutrientes. Além disso, o comportamento também é influenciado pelas variações de salinidade. Aparentemente existem diferenças no tempo de abertura das valvas das ostras, dependendo de sua localização ao longo de um gradiente de salinidade. Enquanto submersa, a valva fica aberta por um período longo, ao passo que em águas mais interiores e, conseqüentemente, menos salinas, as valvas abrem e fecham mais rapidamente (Nascimento, 2008).

No setor interno do eixo norte sul, as altitudes foram mais baixas, semelhantes aos perfis da desembocadura. Porém, apesar da elevação ser utilizada como parâmetro quantitativo ao se caracterizar um gradiente abiótico, por ser considerada representativa para plantas e animais sésseis que toleram condições estressantes (Eleuterius & Eleuterius, 1979; Roozen & Westhoff, 1985; Olf et al., 1988; Sánchez, et al. 1996; Sanderson et al., 2001; Bockkeman et al., 2002) e as frequência e duração da inundação serem determinadas pela relação entre essa elevação da superfície e a flutuação local das marés (Eleuterius & Eleuterius, 1979; Leendertse et al., 1997; Olf et al., 1997; Van Wijnen et al., 1997), a amplitude das marés difere entre locais. Observando os resultados do eixo leste-oeste, apesar de existir uma amplificação da maré pra dentro do estuário, as altitudes dos perfis internos são maiores e, portanto, as taxas de inundação são compensadas. Como não existem estudos sobre a amplificação da maré no eixo norte-sul, provavelmente as taxas de inundação do final da preamar e, conseqüentemente, do limite superior das espécies, devem estar subestimadas. Essa hipótese é reforçada pelo fato de que não foi encontrada a presença de bivalves na região interna do eixo leste-oeste. Leonel & Silva (1988) mostraram que *M. guyanensis* tem uma baixa capacidade de tolerar períodos prolongados em meios extremamente diluídos. Portanto, a variação nos limites superiores de distribuição das duas

espécies de bivalves nos dois eixos da baía pode estar relacionada ao fato de que os perfis internos do eixo norte-sul estão muito distantes do marégrafo da Galheta.

Este estudo revelou que medidas e estimativas de inundação são provavelmente consistentes em escalas pequenas (de centímetros a poucos metros). Já em escalas maiores, devem ser consideradas as heterogeneidades espaciais, particularmente se diferentes locais forem comparados. Assim, uma sugestão para estudos futuros é que seja colocado um sensor de pressão em cada local onde se queira determinar o tempo de inundação. Além disso, esse resultado acentua a importância dos alertas feitos por Crewz & Lewis (1991), Rozas e Zimmerman (1994), Saenger (1996), Boumans et al. (2002), Crooks et al. (2002), Montalto & Steenhuis (2004) e Lewis III (2005), no sentido de que hidroperíodos de manguezais e marismas regionais devem ser sempre referidos ao Datum vertical. Dessa forma, estudos feitos em diferentes datas e locais poderão ser comparados e contribuirão para o entendimento da hidrologia, base para o sucesso dos projetos de manejo e conservação. Como a ondulação geoidal difere entre locais (Krueger, 1996), coordenadas geodésicas precisas dos marégrafos devem ser definidas para que se possa determinar com maior precisão a diferença entre o geóide e o elipsóide para todo o CEP e não somente para o Porto de Paranaguá.

De uma forma geral, as taxas de inundação, associados aos regimes de salinidade e à disponibilidade de nutrientes, são de fato reguladores dos limites locais de distribuição dos manguezais e dos animais que ali vivem. A distribuição dos manguezais se estende geralmente desde áreas com elevações correspondentes ao nível médio do mar local até os limites superiores máximos de sizígia. Em regiões mais salinas e de alta energia, eles podem ocorrer em elevações próximas aos máximos de quadratura, em áreas com maiores taxas de inundação. O *Bostrychietum* pode ser de fato utilizado como um indicador de níveis de maré e seu limite superior de ocorrência está entre os máximos de sizígia e quadratura, variando em função do regime de salinidade prevalecente. *Ucides cordatus* ocorre em praticamente toda a extensão dos manguezais e das zonas de transição, mas seu limite inferior de distribuição se dá logo após as altas declividades encontradas no limite inferior dos manguezais, em locais com taxas de inundação de 20 a 40%, com exceção daquelas da desembocadura, com taxas de inundação de aproximadamente 70%. As taxas de inundação determinam de fato os limites de ocorrência dos bivalves nas regiões mesohalinas, pelo menos no eixo leste-oeste do CEP. Os limites inferiores de distribuição das ostras não ocorrem em locais com taxas de inundação menores que 50 % em média e os sururus em locais com 70 % em média, com uma tolerância a taxas de inundação maiores no setor euhalino. Se a hipótese de que as taxas de inundação estão subestimadas

para o eixo norte-sul for verdadeira, então estes bivalves não suportam taxas de inundação menores que 30%.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABSHER, T. M. 1989. Populações naturais de ostras do gênero *Crassostrea* do litoral do Paraná: desenvolvimento larval, recrutamento e crescimento. Tese de doutorado. I.O./USP. 185p.
- ADAM, P. 1993. Salt Marsh Ecology. Cambridge University Press, Melbourne. 461p.
- ADAMS, D. A. 1963. Factors influencing vascular plant zonation in North Carolina salt marshes. *Ecology*. v. 44, n. 3, p. 445-456.
- ADAMS, J. B. & BATE, G. C. 1995. Ecological implications of tolerance of salinity and inundation by *Spartina maritime*. *Aquatic Botany*. v. 52, p.183-191.
- ALONGI, D. M. 2009. The Energetics of Mangrove Forests. New York: Springer Sci. 216p.
- ALVES, R. R. N. & NISHIDA, A. K. 2004. Population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the estuary of the Mamanguape River, Northeast Brazil. *Tropical Oceanography*. v. 32, n. 1, p. 23-37.
- ANGULO R. J. & MÜLLER A. C. de P. 1990. Preliminary characterization of some tidal flat ecosystems on the State of Paraná Coast. Brasil. In: Simp Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 2. Águas de Lindóia, 1990. Publ..., São Paulo, ACIESP, v. 2, p.158-168.
- ARMSTRONG, W.; WRIGHT, E. J.; LYTHER, S.; GAYNARD, T. J. 1985. Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a humber salt marsh. *The Journal of Ecology*. v. 73, n.1, p. 323–339.
- ATKINSON, R. J. A. & TAYLOR, A. C. 1988. Physiological ecology of burrowing decapods. *Symposium of the Zoological Society of London*. v. 59, p. 201-226.
- BALL, M. C. 1996. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist rainforest. In *Tropical Forest Plant Ecophysiology*, ed. SS Mulkey, RLChazdon, APSmith, NewYork: Chapman & Hall, p. 461–496.
- BALL, M. C. 2002. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees*. v. 16, p.126–139.
- BERGER, U.; ADAMS, M.; GRIMM, V.; HILDENBRANDT, H. 2006. Modeling secondary succession of neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. v. 7, p. 243–52.
- BERTNESS, M. D. 1985. Fiddler crab regulation of *Spartina alterniflora* production on a New England salt marsh. *Ecology*. v. 66, n. 3, p. 1042-1055.
- BERTNESS, M. D.; ELLISON, A.M. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological. Monographs*. v. 57, p. 126–147.
- BLANKENSTEYN, A.; CUNHA-FILHO, D.; FREIRE, A. S. 1997. Distribuição dos estoques pesqueiros e conteúdo protéico do caranguejo do mangue *Ucides cordatus* (L. 1763) (Brachyura, Ocypodidae) nos manguezais da Baía das Laranjeiras e Adjacências, Paraná, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v. 40, n. 2, p. 331-349.

- BOCKELMANN, A. C.; BAKKER, J. P.; NEUHAUS, R.; LAGE, J. 2002. The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany*. v. 73, p. 211–221.
- BORTOLUS, A.; LATERRA, P.; IRIBARNE, O. 2004. Crab-mediated phenotypic changes in *Spartina densiflora* Brong. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. v. 59, n. 1, p. 97-107.
- BOSIRE, J. O.; KAIRO, J. G.; KAZUNGU, J.; KOEDAM, N.; DAHDOUH-GUEBAS, F. 2006. Predation on propagules regeneration in a high-density reforested mangrove plantation. *Marine Ecology Progress Series*. v. 299, p. 149-155.
- BOUILLON, S; BORGES, A. V.; CASTAÑEDA-MOYA, E.; KIELE, K.; DITTMAR, T. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 22, GB2013, doi:10.1029/2007GB003052.
- BOUMANS, R. M. J.; BURDICK, D. M.; DIONNE, M. 2002. Modeling Habitat Change in Salt Marshes After Tidal Restoration. *Restoration Ecology*. v. 10, n. 3, p. 543–555
- BRANDINI, F. 2000. Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na baía das laranjeiras e áreas adjacentes do complexo estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná – Brasil). Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Departamento de Botânica, 86p.
- BROGIM, R. 2001. Estrutura espacial e temporal da macrofauna bêntica de manguezais da Baía de Paranaguá. Tese (Doutorado) - Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- CAHOON, D. R. & J. C. LYNCH, 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves and Salt Marshes*. v.1, p. 173–186.
- CALLAWAY, R. M.; PENNING, S. C.; RICHARDS, C. L. 2003. Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology*. v. 84, p. 1115–1128.
- CALDEIRA, G. A. 2004. Diagnóstico socioeconômico e caracterização dos parques ostreícolas das populações tradicionais do litoral do Paraná: subsídios para o gerenciamento da atividade. Monografia de Graduação. Oceanografia . Universidade Federal do Paraná - UFPR. 151p.
- CARDONA-OLARTE, P; TWILLEY, R. R.; KRAUSS, K. W.; RIVERA-MONROY, V. 2006. Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. *Hydrobiologia*, v. 569, p. 325–341.
- CHEN, R. & TWILLEY, R. R. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology*. v. 86, p. 37–52.
- CHEN, R. & TWILLEY, R. R. 1999. Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River Estuary, Florida. *Estuaries*. v. 22, p. 955–970.
- CHEN, L. Z.; WANG, W. Q.; LIN, P. 2004. Influence of waterlogging time on the growth of *Kandelia candel* seedlings. *Acta Oceanologica Sinica*. v. 23, p. 149-158.

CHEN, L. Z.; WANG, W. Q.; LIN, P. 2005. Photosynthetic and physiological responses on *Kandelia candel* L. Druce seedlings to duration of tidal immersion in artificial seawater. *Environmental and Experimental Botany*. v. 54, p. 256-266.

CHEN, L. Z.; YANG, Z. W.; WANG, W. Q.; LIN, P. 2006. Critical level for planting *Kandelia candel* seedlings in Xiamen. *Chinese Journal of Applied Ecology*. v. 17, p.177-181. (in Chinese with English abstract)

CHRISTOFOLETTI, R. A. 2005. Ecologia trófica do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Ocypodidae) e o fluxo de nutrientes em bosques de mangue, na região de Iguape (SP). Tese (Doutorado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 139 p.

CHRISTO, S. W. & ABSHER, T. M. 2006. Reproductive period of *Crassostrea spp* (Guilding, 1828) and *C. brasiliiana* (Lamarck, 1819) (Bivalvia:Ostreidae) in Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), p. 1215-1218.

CLARKE, L. D.; HANNON, N. J. 1970. The mangrove swamp and salt marsh communities of the Sydney district. 111. Plant growth in relation to salinity and waterlogging. *The Journal of Ecology*. v. 58, p. 351-369.

COELHO JÚNIOR, C. 1998. Manguezal, desenvolvimento estrutural da cobertura vegetal ao longo de gradientes de inundação, município de Cananéia, São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 180p.

COHEN, M. C. L.; LARA, R. J.; SZLAFSTEIN, C.; DITTMAR, T. 2004. Mangrove inundation and nutrient dynamics from a GIS perspective. *Wetlands Ecology and Management*. v. 12, p. 81-86.

COSTA, C. S. B.; MARANGONI, J. C.; AZEVEDO, A. M. G. 2003. Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *The Journal of Ecology*. v. 91, p. 951–965.

COSTA, R.S. 1979. Bioecologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) Crustacea, Decapoda – no nordeste brasileiro. *Boletim da Sociedade Cearense de Agronomia*. v.20, p. 1-74.

CROOKS, S.; SCHUTTEN, J.; SHEERN, G. D.; PYE, K.; DAVY, A. J. 2002. Drainage and Elevation as Factors in the Restoration of Salt Marsh in Britain. *Restoration Ecology*. v.10, n. 3, p. 591–602.

CUNHA, S. R. & COSTA, C.S.B. 2002. Gradientes de salinidade e frequência de alagamento como determinantes da distribuição e biomassa de macroalgas associadas a troncos de manguezais na Baía de Babitonga, SC. *Notas técnicas Facimar*. v.6, p.93-102.

DADHOUH-GUEBAS, F.; DE BONDT, R.; ABEYSINGHE, P. D.; KAIRO, J. G.; CANNICCI, S. 2004. Comparative study of the disjunct zonation pattern of the gray mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. in Gazi Bay (Kenya). *Bulletin of Marine Science*. v. 74, p.237–252.

DAY JR., J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YAÑEZ-ARANCIBIAS, A. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, inc, New York, 558 p.

- DAVY, A. J.; NOBLE, S. M.; OLIVER, R. P. 1991. Genetic variation and adaptation to flooding in plants. *Aquatic Botany*. v. 38, p. 91–108.
- DELGADO, P.; HENSEL, P. F.; JIMÉNEZ, J. A.; DAY JR, J. W. 2001. The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. *Aquatic Botany*. v. 71, p. 157–178.
- DOYLE, T. W.; GIROD, G. F.; BOOKS, M. A. 2003. Modeling mangrove forest migration along the southwest coast of Florida under climate change. In Ning, Z. H., R. E. Turner, T. W. Doyle & K. Abdollahi (eds), *Integrated Assessment of the Climate Change Impacts on the Gulf Coast Region*. GRCCC and LSU Graphic Services, Baton Rouge, LA, p. 211–221.
- DRING, M. J. & BROWN, F. A. 1982. Photosynthesis of intertidal brown algae during and after periods of emersion: a renewed search for physiological causes of zonation. *Marine Ecology Progress Series*. v. 8, p. 301–308.
- DUKE, N. C. 1990. Phenological trends with latitude in the mangrove tree *Avicennia marina*. *The Journal of Ecology*. v.78, p.113–133.
- ELEUTERIUS, L. N. & ELEUTERIUS, C. K. 1979. Tide levels and salt marsh zonation. *Bulletin of Marine Science*. v. 29, p. 394–400.
- ELLISON, A. M. & FARNSWORTH, E. J., 1993. Seedling survivorship, growth, and response to disturbance in Belizean mangal. *American Journal of Botany*. v. 80, p. 1137-1145.
- ELLISON, A. M. & FARNSWORTH, E. J., 1997. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Oecologia*. v.112, p. 435-446.
- FELLER, I. C & CHAMBERLAIN, A. H. 2007. Herbivore responses to nutrient enrichment and landscape heterogeneity in a mangrove ecosystem. *Oecologia*. v.153, p. 607–61.
- FELLER, I. C., 1995. Effects of nutrient enrichment on growth and herbivory of dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*). *Ecological Monographs*. v. 65, p. 477–505.
- FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E.; PIOUS, C. 2009. Growth and nutrient conservation in *Rhizophora mangle* in response to fertilization along latitudinal and tidal gradients. *Smithson. Contributions in Marine Science*. v. 38, p. 345–358.
- FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E.; BERGER, U.; MCKEE, K. L.; JOYE, S. B.; BALL, M.C. 2010. Biocomplexity in Mangrove Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*. v. 2, p. 395–417.
- FERREIRA, T. O. 2006. Processos pedogenéticos e biogeoquímica do Fe e S em solos de manguezais. Tese de doutorado em agronomia. Piracicaba. USP. 142p.
- FINELLI, C. M. & WETHEY, D. S. 2003. Behavior of oyster (*Crassostrea virginica*) larvae in flume boundary layer flows. *Marine Biology*. v.143, n. 4, p. 703-711.
- FRUSHER, S. D.; GIDDINS, R. L.; SMITH III, T. J. 1994. Distribution and abundance of grapsid crabs in a mangrove estuary: effects of sediment characteristics, salinity tolerance and osmoregulatory ability. *Estuaries*. v. 17, n. 3, p. 647-654.

- FURUKAWA, K.; WOLANSKI, E.; MULLER, H. 1997. Currents and sediment transport in mangrove forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 44, p. 301–310.
- FURUKAWA, K. & WOLANSKI, E. 1996. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*. v. 1, p. 3-10.
- GALVÃO, M. S. N.; PEREIRA, O. M.; MACHADO, I. C.; HENRIQUE, M. B. 2000. Aspectos reprodutivos da ostra *Crassostrea brasiliiana* de manguezais do estuário de Cananéia, sp (25°s; 48°w). *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 26, n. 2, p.147-162.
- GERALDES, M.G. & I.B. CALVENTI. 1983. Estudios experimentales para el mantenimiento en cautiverio del cangrejo *Ucide cordatus*. *Ciência Interamericana*. v. 23, n. 4, p. 41-53.
- GIBBS, J. & GREENWAY, H. 2003. Mechanisms of anoxia tolerance in plants. I. Growth, survival and anaerobic catabolism. *Functional Plant Biology*. v. 30, p. 1–47.
- GLASER, M. & DIELE, K. 2004. Asymmetric outcomes: assessing central aspects of the biological, economic and social sustainability of a mangrove crab fishery, *Ucides cordatus* (Ocypodidae), in North Brazil. *Ecological Economics*. v. 49, p. 361– 373.
- GÓES, P.; SAMPAIO, F. D. F.; CARMO, T. M. S.; TÔSO, G. C.; LEAL, M. S. 2000. Comportamento e períodos reprodutivos do caranguejo do mangue *Ucides cordatus*. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, Conservação. ACIESP, Vitória, ES. v. 2, p. 335 – 348.
- GUEST, M. A.; CONNOLLY, R. M.; LEE, S. Y.; LONERAGAN, N. R.; BREITFUSS, M. J. 2006. Mechanism for the small-scale movement of carbon among estuarine habitats: Organic matter transfer not crab movement. *Oecologia*, v. 148, p. 88-96.
- GUISS, C. 1995. Influência da gramínea *Spartina alterniflora* Loiseleur, 1807 sobre a distribuição e densidade de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelinm,1791). Dissertação (Mestrado em Zoologia – UFPR) 73 p.
- HAEFNER, P. A. J. 1985. The biology and exploration of crabs. In: Provenzano-Junior, A.J. (Ed.) *The biology of Crustacea. Economic aspects: fisheries and culture*. NewYork: Academic Press. v. 10, p. 111-116.
- HARRIS, R. R. & SANTOS, M. C. F. 1993. Sodium uptake and transport (Na⁺ + K⁺) ATPase changes following Na⁺ depletion and low salinity acclimation in the mangrove crab *Ucides cordatus* (L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, v. 105, n. 1, p. 35-42.
- HARRIS, R. R.; SANTOS, M. C. F. 2004. Ionoregulatory and urinary responses to emersion in the mangrove crab *Ucides cordatus* and the intertidal crab *Carcinus maenas*. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, v. 163, n. 1, p. 18-27.
- HATTORI, G. Y. Densidade populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae), na Região de Iguape (SP). 2006. Tese (Doutorado em Zootecnia - Produção Animal), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal. 146 p.

HE, B.; LAI, K. T.; HARADA, K. 2007. Comparison of flooding tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 74, p. 254–262.

HELEY, W. J.; LINDLEY, S. T.; LEVAVASSEUR, G.; OSMOND, C. B., RASMUS, J. 1992. Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat. *Oecologia*. v.89, p. 519–523.

HOVENDEN, M. J.; CURRAN, M.; COLE, M. A.; GOULTER, P. F. E.; SKELTON, N. J.; ALLAWAY, W. G., 1995. Ventilation and respiration in roots of one-year old seedlings of grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Hydrobiologia*. v. 295, p. 23-29.

HICKEY, D. & BRUCE, E. 2010. Examining tidal inundation and salt marsh distribution patterns using spatial analysis (Botany Bay, Australia). *Journal of Coastal Research*. v. 26, n. 1, p. 94–102.

HUTCHINGS, P. & SAENGER, P. 1987. *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press, New York.

JANKOWSKY, M.; PIRES, J. S. R.; NORDI, N. 2006. Contribuição ao manejo participativo do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (L.,1763), em Cananéia, SP. *Boletim do Instituto da Pesca*. v. 32, n. 2, p. 221-228.

JENSEN, A. 1974. A method of measuring salt marsh inundation. *Oikos*. v. 25, p. 252–254.

KATHIRESAN, K. & BINGHAM, B. L. 2001. Biology of mangrove ecosystem. *Advanced Marine Biology*. v. 40, p. 81-51.

KATZ, L.C. 1980. Effects of burrowing by the fiddler crab *Uca pugnax* (Smith). *Journal of Estuarine and Coastal Marine Science*. v. 11, n. 2, p. 233-237.

KITAYA, Y.; JINTANA, V.; PIRIYAYOTHA, S.; JAIJING, D.; YABUKI, K.; IZUTANI, S.; NISHIMIYA, A.; IWASAKI, M. 2002. Early growth of seven mangrove species planted at different elevations in a Thai estuary. *Trees*. v.16, p. 150-154.

KJERFVE, B. 1990. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. UNESCO/UNDF Regional Project "Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific" (RAS/79/002 e RAS/86/120), 79 p.

KJERVE, B. & LACERDA, L. D. 1993. Mangroves of Brazil. In: Lacerda, L, D. P. p. 245-272.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. 1987. Ecological studies in the bay of Paranaguá. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*. v. 2, p.1-36.

KOCH, V.; WOLFF, M.; DIELE, K. 2005. Comparative population dynamics of four fiddler crabs (Ocypodidae, genus *Uca*) from a North Braseizilian mangrove ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*. v. 291, p. 177-188.

KRAUSS, K. W.; ALLEN, J. A.; CAHOON, D. R. 2003. Differential rates of vertical accretion and elevation change among aerial root types in Micronesian mangrove forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 56, p. 251–259.

- KRAUSS, K. W.; DOYLE, T. W.; TWILLEY, R. R.; RIVERA- MONROY, V. H.; SULLIVAN, J. K. 2006. Evaluating the relative contributions of hydroperiod and soil fertility on growth of south Florida mangroves. *Hydrobiologia*. v. 569, p. 311– 324.
- KRAUSS, K. W.; LOVELOCK, C. E.; MCKEE, K. L.; LOPEZ-HOFFMAN, L.; EWE, S. M. L.; SOUSA, W. P.; 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany*. v. 89, p.105–127.
- KREEGER, D.; THOMAS, R.; HERTLER, H.; RAKSANY, D. 2003. Spatial and temporal variation in oyster fitness in San Antonio Bay, Texas, 1998-2002. *The Journal of Shellfish Research*. v. 22, n. 1, p. 338-339.
- KRISTENSEN, E. 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*. v. 59, p. 30–43
- KRUEGER, C. P. 1996. Investigações sobre aplicações de alta precisão do GPS no âmbito marinho. Tese de doutoramento apresentada ao CPGCG - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 267 p.
- LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seelinger U, Kjerfve B (eds.). *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. *Ecological Studies*. v. 144, p.131-145.
- LANA, P. C, 2004. Novas formas de gestão dos manguezais brasileiros: a Baía de Paranaguá como estudo de caso. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. n. 10, p. 169-174.
- LEENDERTSE, P. C.; ROOZEN, A. J. M.; ROZEMA, J. 1997. Long-term changes (1953 – 1990) in the salt marsh vegetation at the Boschplaat on Terschelling in relation to sedimentation and flooding. *Plant Ecology*. v.132, p.49-58.
- LEFOR, M. W. & KENNARD, W. C. 1987. Relationships of salt-marsh plant distributions to tidal levels in Connecticut, USA. *Environmental Management*. v. 11, n.1, p. 61–68.
- LEVINE, J. M.; BREWER, J. S.; BERTNESS, M. D. 1998. Nutrient competition and plant zonation in a New England salt marsh. *The Journal of Ecology*. v. 86, p. 285–292.
- LEWIS, R. R. & ESTEVEZ, E. D. 1988. *The Ecology of Tampa Bay, Florida: An Estuarine Profile*. National Wetlands Research Center, US Fish and Wildlife Service. Biological Report. n. 85 (7.18), Washington, DC. 136p.
- LEWIS III, R. R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, v. 24, p. 403–418.
- LIN, H. J.; SHAO, K. T.; KUO, S. R.; HSIEH, H. L. WONG, S. L.; CHEM, I. M.; LO, W. T.; HUNG, J. J. 1999. A trophic model of sandy barrier lagoon at Chiku in Southwestern Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shell Science*. v. 48, p. 575-588.
- LOBBAN, C. S. & P. J. HARRISON. 1994. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press. 366 p.
- LONG, S. P. & MANSON, C. F. 1983. *Saltmarsh Ecology*. Glasgow, Academic Sales Manager, Blackie Publishing Group. 160p.

- LÓPEZ-HOFFMAN, L.; ANTEN, N. P. R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; ACKERLY, D. D. 2007. Salinity and light interactively affect Neotropical mangrove seedlings at the leaf and whole plant levels. *Oecologia*, v. 150, p.545–556.
- LOVELOCK, C. E.; CLOUGH, B. F.; WOODROW, I. E. 1992. Distribution and accumulation of UV-radiation-absorbing compounds in leaves of tropical mangroves. *Planta*, v. 188, p. 143–54.
- LOVELOCK, C. E.; BALL, M.C.; FELLER, I.C.; ENGELBRECHT, B. M. J; EWE, M. L. 2006a. Variation in hydraulic conductivity of mangroves: influence of species, salinity, and nitrogen and phosphorus availability. *Physiologia Plantarum*. v. 127, p.457–464.
- LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C.; BALL, M.C.; ENGELBRECHT, B. M. J.; EWE, M. L. 2006b. Differences in plant function in phosphorus- and nitrogen-limited mangrove ecosystems. *New Phytologist*. v.172, p. 514–522.
- LOVELOCK C. E.; RUESS, R. W.; FELLER, I. C. 2006c. Root respiration in *Rhizophora mangle* over variation in forest stature and nutrient availability. *Tree Physiology*. v. 26, p.1601–1606.
- LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C.; MCKEE, K. L.; THOMPSON, R. 2005. Variation in mangrove forest structure and sediment characteristics in Bocas del Toro, Panama. *Caribbean Journal of Science*. v. 41, p. 456–464.
- LOVELOCK, C. E. & FELLER, I. C. 2003. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. *Oecologia* v. 134, p. 455–462.
- LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C.; BALL, M. C.; ELLIS, J.; SORRELL, B. 2007. Testing the growth rate vs geochemical hypothesis for latitudinal variation in plant nutrients. *Ecology Letters*. v.10, p. 1154–1163.
- LUGO, A. E. 1997. Old-growth mangrove forests in the United States. *Conservation Biology*. v.11, p.11–20.
- MANTOVANELLI, A.; MARONE, E.; SILVA, E.T.; LAUTERT, L. F. C.; KLINGENFUSS, M. S.; PRATA JR, V. P.; NOERNBERG, M. A.; KNOPPERS, B. A.; ANGULO, R. J. 2004. Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 59, p. 523-537.
- MARONE, E. & CAMARGO, R. de. 1993. A maré do Rio Perequê, PR: características e tempos de inundação. III Simpósio de Ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental. Serra Negra, São Paulo. v. 1, p. 34- 36.
- MARONE, E. & CAMARGO, R. 1994. Marés meteorológicas no litoral do Estado do Paraná: o evento de 18 de agosto de 1993. *Nerítica*. v. 8, p. 73-85.
- MARONE, E. & JAMIYANAA, D. 1997. Tidal characteristics and a numerical model for the M2 tide at the Estuarine Complex of the Bay of Paranaguá, Paraná, Brazil. *Nerítica*, v. 11, p. 95-107.

MARONE, E.; NOERNBERG, M. A.; SANTOS, I.; LAUTERT, L. F. C.; ANDREOLI, O.R.; BUBA, H.; FILL, H. D. 2006. Hydrodynamic of Guaratuba Bay PR, Brazil. *Journal of Coastal Research, Brazil*, v. 39, p. 1879-1883.

MARTIN, K. C. 2007. Interactive effects of salinity and nutrients on mangrove physiology: implications for mangrove forest structure and function. PhD thesis. Aust. Natl. Univ., Canberra, ACT. 160 p.

MARTINEZ, C. B. R.; HARRIS, R. R.; SANTOS, M. C. F. 1999. Transepithelial potential differences and sodium fluxes in isolated perfused gills of the mangrove crab *Ucides cordatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology*. v. 120, n. 2, p. 227-236.

MCKEE, K. L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physicochemical factors. *Oecologia*. v. 101, p. 448–460.

MCKEE, K. L.; FELLER, I. C.; POPP, M.; WANEK, W. 2002. Mangrove isotopic ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) fractionation across nitrogen vs. phosphorus limitation gradient. *Ecology*. v. 83, p. 1065–1075.

MCKEE, K. L.; CAHOON, D. L.; FELLER, I.C. 2007a. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*. v.16, p.545–556.

MEDINA, E., 1999. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding. In Yáñez- Arancibia, A. & A. L. Lara-Dominguez (eds), *Mangrove Ecosystems in Tropical America*. UICN/ORMA and NOAA/NMFS, Silver Springs MD, p.109–126.

MENDONÇA, J. T. & MACHADO, I. C. 2010. Mangrove oyster (*Crassostrea sp.*) extractivism in Cananéia estuary (São Paulo, Brasil) from 1999 to 2006: capture and management evaluation. *Brazilian Journal of Biology*. v. 70, n. 1. Aceito para publicação em 09/12/2008 (*no prelo*)

MIDDLETON, B. A. & MCKEE, K. L. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *The Journal of Ecology*. v. 89, p. 818–28

MIRANDA, R. B. 2004. Dinâmica de apropriação e saberes comunais dos manguezais e de seus recursos bênticos de interesse econômico no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, Paraná. Tese de doutorado. UFPR. 337p.

MIRANDA, M. B. B. & GUZENSKI, J. 1999. Cultivo larval da ostra do mangue, *Crassostrea spp* (Guilding, 1828), em diferentes condições de temperatura, salinidades e densidade. *Arquivo de Ciências do Mar*. v.32, p. 73-84.

MITSCH, W.J & GOSSELINK, J.G. 2000. *Wetlands*, 3rd Ed. John Wiley & Sons, New York. 920 pp.

MONTALTO, F. A. & STEENHUIS, T. S. 2004. The link between hydrology and restoration of tidal marshes in the New York/New Jersey Estuary. *Wetlands*. v. 24, n. 2, p. 414–425.

MORRISSEY, D. J.; DEWITT, T. H.; ROPER, D. S.; WILLIAMSON, R. B. 1999. Variation in the depth and morphology of burrows of the mud crab *Helice crassa* among different types of intertidal sediment in New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*. v. 182, p. 231-242.

NAIDOO G. 1985. Effects of waterlogging and salinity on plant water relations and on the accumulation of solutes in three mangrove species. *Aquatic Botany*. v. 22, p.133–143.

NAIDOO, G.; ROGALLA, H.; VON WILLERT, D. J. 1997. Gas exchange responses of a mangrove species, *Avicennia marina*, to waterlogged and drained conditions. *Hydrobiologia*. v. 352, p. 39–47.

NAIDOO G. 2009. Differential effects of nitrogen and phosphorus enrichment on growth of dwarf *Avicennia marina* mangroves. *Aquatic Botany*. v. 90, p.184–190.

NASCIMENTO, I. A. & PEREIRA, S. A. 1980. Changes in the condition index for mangrove oysters (*Crassostrea spp*) from Todos os Santos bay, Brazil. *Aquaculture*. v.20, p. 9-15.

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 Science*. v. 44, p. 641–648.

NEWELL, R. I. E.; ALSPACH, J. R. G. S.; KENNEDY, V. S.; JACOBS, D. 2000. Mortality of newly metamorphosed oysters (*Crassostrea virginica*) in mesohaline Chesapeake Bay. *Marine Biology*. v. 136, p. 665-676.

NICHOLS, M.M. 1986. Effects of fine sediment resuspension in estuaries. *Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies - Estuarine Cohesive Sediment Dynamics*. A.J. Mehta (Ed.), Springer-Verlag, New York. v. 14, p. 5-42.

NOERNBERG, M. A. 2001. Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil: um estudo a partir de dados *in situ* e Landsat-TM. Tese de doutorado em Geologia – Área de Concentração em Geologia Ambiental – Setor de Ciências da Terra/UFPR.

NOERNBERG, M. A.; KNOPPERS, B. A.; ANGULO, R. J., 2004. Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 59, p. 523 – 537.

NOERNBERG, M. A.; ANGELOTTI, R.; CALDEIRA, G. A.; RIBEIRO DE SOUSA, A. F. 2008. Determinação da sensibilidade do litoral paranaense à contaminação por óleo. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*. v. 12, n. 2, p. 49-59.

NORDHAUS, I. & WOLFF, M., 2007. Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology*. v.151, p.1665–1681.

NORDHAUS, I.; WOLFF, M.; DIELE, K. 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*. v. 67, p. 239-250.

NORDHAUS, I.; WOLFF, M.; DIELE, K. 2009. Activity patterns, feeding and burrowing behaviour of the crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in a high intertidal mangrove forest in North Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 374, p. 104–112.

ORBAN, E.; LENA, G.; MASCI, M.; NEVIGATO, T.; CASINI, I.; CAPROLI, R.; GAMBELLI, L.; PELLIZATO, M. 2004. Growth, nutritional quality and safety of oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in the lagoon of Venice (Italy). *Journal of the Science of Food and Agriculture*. v.84. n. 14, p. 1929-1938.

ORTEGÓN-AZNAR, I.; SÁNCHEZ-MOLINA, I.; CETZ, R. H. C. 2009. The distribution of marine algae in a coastal lagoon, northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Biology and Conservation* v. 4, n. 2, p. 99-105.

ODUM, W.E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.19, p. 147–176.

OLFF, H.; BAKKER, J. P.; FRESCO, J. F. M. 1988. The effect of fluctuations in tidal inundation frequency on a salt marsh vegetation. *Vegetatio*. v. 78, p.13–19.

OLIVEIRA, D. A. F. 2005. Distribuição espacial do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae). Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas – Habilitação em Biologia Marinha) – Unidade São Vicente, Universidade Estadual Paulista, São Vicente. 56p.

PATTERSON, S.; MCKEE, K. L.; MENDELSSOHN I. A. 1997. Effects of tidal inundation and predation on *Avicennia germinans* seedling establishment and survival in a sub-tropical mangal/salt marsh community. *Mangroves and Salt Marshes*. v. 1, p. 103 – 111.

PEÑA, E. J.; ZINGMARK, R.; NIETCH, C. 1999. Comparative photosynthesis of two species of intertidal epiphytic macroalgae on mangrove roots during submersion and emersion. *Journal of Phycology*, v. 35, p. 1206- 1214.

PENNINGS, S. C. & CALLAWAY, R.M. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology*. v. 73, p. 681–690.

PEREIRA, O. M.; HILBERATH, R.C.; ANSARAH, P. R. A. C.; GALVÃO, M. S. N. 2003. Estimativa da produção de *Mytella falcata* e de *M. guyanensis* em bancos naturais do estuário de Ilha Comprida – SP – Brasil. *Boletim do Instituto da Pesca*. v. 29, n. 2, p. 139 - 149,

PEREIRA, O. M.; GALVÃO, M. S. N.; PIMENTEL, C. M.; HENRIQUES, M. B.; MACHADO, I. C. 2007. Distribution of natural beds and stocks estimate of genera *Mytella* in the Cananéia estuary, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*. v. 11, n. 1, p.21-29.

PIOU, C.; BERGER, U.; HILDENBRANDT, H.; GRIMM, V.; DIELE, K.; D’LIMA, C. 2007. Simulating cryptic movements of a mangrove crab: Recovery phenomena after small scale fishery. *Ecological Modelling*, v. 205, n. 1, p.110–122.

PIOU, C., BERGER, U., FELLER, I. C., 2009. Spatial structure of a leaf-removing crab population in a mangrove of North-Brazil. *Wetlands Ecology and Management*. v.17, p. 93–106.

POST, E. 1936. Systematische und pflanzengeographische notizen zur *Bostrychia-Caloglossa* Assoziation. *Rev. Algol*. v. 9, p. 1-84

REN, J. S.; ROSS, A. H.; SCHIEL, D. R. 2003. Functional descriptions of feeding and energetics of the pacific oyster *Crassostrea gigas* in New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*. v. 208, p.119-130.

RIBEIRO, S. 1999. Ocorrência e distribuição do “marisco-do-mangue” (*Mytella falcata* e *Mytella guyanensis*) na Ilha de Santa Catarina – SC, Florianópolis. (Monografia de bacharelado em Ciências Biológicas) Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. 70p.

RIDD, P. V. 1996. Flow through animal burrows in mangrove swamps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 43, n. 5, p. 617-625.

RIOS, E. 1994. *Seashells of Brazil*. Rio Grande, RS, ed. Furg 368p.

ROGERS, K.; WILTON, K. M.; SAINTILAN, N. 2006. Vegetation change and surface elevation dynamics in estuarine wetlands of southeast Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 66, p. 559–569.

RODRIGUES, M.G. 1998. Análise do status de conservação das unidades de paisagens no complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia- Garaqueçaba. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROEGNER, C. G. & MANN, R. 1990. Settlement patterns of *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) larvae in relation to tidal zonation. *Journal Of Shellfish Research.*, v. 9, n. 2, p. 341-346.

ROSSI, F. & CHAPMAN, M. G. 2003. Influence of sediment on burrowing by the soldier crab *Mictyris longicarpus* Latreille. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 289, n. 2, p. 181-195.

ROOZEN, A. J. M. & WESTHOFF, V. 1985. A long-term study on salt marsh succession using permanent plots. *Vegetatio*. v. 61, p. 23–32

ROZAS, L. P. & ZIMMERMAN, R. J. 1994. Developing design parameters for constructing ecologically functional marshes using dredged material in Galveston Bay, Texas. In: *Dredging'94, Proceedings of the second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement*, vol. 1. American Society of Civil Engineers, New York, NY, p. 810–822.

SAENGER, P. 1996. Mangrove restoration in Australia: a case study of Brisbane International Airport. In: Field, C.D. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, p. 36–51.

SANCHÉZ, J. M.; IZCO, J.; MEDRANO, M.; 1996. Relationships between vegetation zonation and altitude in a salt-marsh system in orthwest Spain. *Journal of Vegetation Science*. v. 7, p. 695–702.

SANDERSON, E. W.; FOIN T. C.; USTIN S. L., 2001. A simple empirical model of salt marsh plant spatial distributions with respect to a tidal channel network. *Ecological Modelling*. v. 139, p. 293 – 307.

SANTOS, M. C. F.; ENGELFTEIN, M.; GABRIELLI, M. A. 1985. Relationships concerning respiratory devices in crabs from different habitats. *Comparative Physiology and Biochemistry*. v. 81, n. 3, p. 567-570.

SANTOS, M. DO C. F. Regulação osmótica e iônica no caranguejo de mangue *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763). 1987. Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira – síntese dos conhecimentos, Cananéia, São Paulo: ACIEP, v. 2, p.149.

SCHORIES, D., BARLETTA-BERGAN, A., BARLETTA, M., KRUMME, U., MEHLIG, U., RADEMAKER, V., 2003. The keystone role of leaf-removing crabs in mangrove forests of North Brazil. *Wetlands Ecology and Management*. v.11, p. 243–255.

SESSEGOLO, G. C. 1997. Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do rio Bagaçu, Baía de Paranaguá – PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – UFPR – 110p.

SILVA, G. B.; ABSCHER, T. M. 1997. Distribuição de larvas de ostras do gênero *Crassostrea* Saco, 1897 (Ostreoidea: Ostreidae na Baía de Paranaguá, Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v.39, n. 4, p. 903-910

SILVESTRI, S., DEFINA, A., MARANI, M., 2004. Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 62, p.119 –130

SKELTON, N. J. & ALLAWAY, W. G. 1996. Oxygen and pressure changes measured in situ during flooding in roots of the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquatic Botany* v. 54, p. 165 -175.

SMITH, TJ III. 1987. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology*, v. 68, p. 266–73.

SMITH ,TJ III. 1992. Forest structure. See Robertson & Alongi. p. 101–36.

SMITH, T. J. III; 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 and Shelf Science*. v. 33, n. 5, p. 419-432.

SOUSA, W. P.; KENNEDY, P. G.; MITCHELL, B. J; ORDONEZ, B. M. 2007. Supply-side ecology in mangroves: Do propagule dispersal and seedling establishment explain forest structure? *Ecological Monographs*. v. 77, p. 53–76.

SOUTHWORTH, M. & MANN, R. 2003. Decadal scale changes in seasonal patterns of oyster recruitment in the Virginia sub estuaries of the Chesapeake Bay. *Journal of Shellfish Research*. v. 23, n.1, 312p.

STEEVER, E. Z., WARREN, R. S.; NIERING, W. A. 1976. Tidal energy subsidy and standing crop production of *Spartina alterniflora*. *Estuarine and Coastal Marine Science*. v. 4, p.473–478.

STEINKE, T. D.; LUBKE, R. A.; WARD, C. J. 2003. The distribution of algae epiphytic on pneumatophores of the mangrove, *Avicennia marina*, at different salinities in the Kosi System. *South African Journal of Botany*. v. 69, p. 546-554.

STIEGLITZ, T.; RIDD, P.; MÜLLER, P. 2000. Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. *Hydrobiologia*. v. 421, p. 69- 76.

SUÁREZ, N. 2003. Leaf longevity, construction, and maintenance costs of three mangrove species under field conditions. *Photosynthetica* v. 41, p. 373–381.

TWILLEY, R. R. & CHEN, R. 1998. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research* v. 49, p. 309–323.

- TWILLEY, R. R & RIVERA-MONROY, V. H. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*. v. 40, p. 79–83.
- VAN DER MEIJDEN, R., 1990. *Flora van Nederland*, 21st Edition. Wolters Noordhoff, Groningen.
- VAN DIGGELEN, J., 1991. Effects of inundation stress on salt marsh halophytes. In: Rozema, J., Verkleij, J.A.C. (Eds.), *Ecological Responses to Environmental Stresses*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 62–73.
- VAN WIJNEN, H. J.; BAKKER, J. P.; DE VRIES, Y. 1997. Twenty years of salt marsh succession on a Dutch coastal-barrier island. *Journal of Coastal Conservation*. v.3, p. 9–18.
- VIEIRA, P. F. 1998. Gestão patrimonial de recursos naturais: construindo o ecodesenvolvimento. *Novos desafios para a pesquisa ambiental*. São Paulo: Cortez: p.17-49.
- VINCE, S. W.; SNOW, A. A. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution abundance and environmental factors. *Journal of Ecology*. v. 72, p. 651–667.
- WANEK, W.; HOFMANN, J.; FELLER, I. C. 2007. Canopy interactions of rainfall in an off-shore mangrove ecosystem dominated by *Rhizophora mangle* (Belize). *Journal of Hydrology*. v. 345, p. 70–79.
- WHITEHOUSE, R. J. S.; BASSOULET, P.; DYER, K. R.; MITCHENER, H. J.; ROBERTS, W. 2001. The influence of bedforms on flow and sediment transport over intertidal mudflat. *Continental Shelf Research*. v. 20, p. 1099-1124.
- WOLANSKI, E.; MAZDA, Y.; RIDD, P. V. 1992. Mangrove hydrodynamics. In: A. I. Robertson & D. M. Alongi (eds), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC. p. 43 -62.
- WOLANSKI, E.; BOORMAN, L. A.; CHÍCHARO, L.; LANGLOIS-SALIOU, E.; LARA, R. J.; PLATER, A. J.; UNCLES, R. J.; ZALEWSKI, M. 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management*. v. 12, p. 235–276.
- WOLFF, M.; KOCH, V.; ISAAC, V. 2000. A trophic flow model of the Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations and for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 50, p. 789-803.
- WOLFRATH, B. 1992. Burrowing of the fiddler crab *Uca tangeri* in the Rio Formosa in Portugal and its influence on sediment structure. *Marine Ecology Progress Series*. v. 85, n. 3, p. 237-243.
- WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, A. A.; RODRIGUES, A. M. T. 2008. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 25, n. 2, p. 188–198.
- YE, Y.; TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S.; LU, C. Y. 2003. Growth and physiological responses of two mangrove species (*Bruguiera gymnorhiza* and *Kandelia candel*) to waterlogging. *Environmental and Experimental Botany*. v. 49, p. 209-221.

YE, Y.; LU, C. Y.; ZHENG, F. Z.; TAM, N. F. Y. 2004a. Effects of simulated sea level rise on the mangrove *Kandelia candel*. *Acta Ecologica Sinica*. v. 24, p. 2238-2244 (in Chinese with English abstract).

YE, Y.; TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S.; LU, C. Y. 2004b. Does sea level rise influence propagule establishment, early growth and physiology of *Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 306, p.197-215.

YOUSSEF, T. & SAENGER, P. 1996. Anatomical adaptive strategies to flooding and rhizosphere oxidation in mangrove seedlings. *Australian Journal of Botany*. v. 44, p. 297-313.

YOKOYA, N. S.; PLASTINO, E. M.; BRAGA, M. R. A.; FUJII, M. P.; CORDEIRO-MARINO, M.; ESTON, V. R.; HARARI, J. 1999. Temporal and spatial variations in the structure of macroalgal communities associated with mangrove trees of Ilha do Cardoso, São Paulo state, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. v. 22, n. 2, p.195-204.

6 ANEXO



60 132

F - 41 - Padrão – Porto de Paranaguá - Cais Oeste – 60132 – Versão 1/2005

F - 41

DESCRIÇÃO DE ESTAÇÃO MAREGRÁFICA

F - 41 – 1822 - 001 / 97

Estação Porto de Paranaguá – Cais Oeste

Estado: PR

Localidade: Paranaguá

LH 020/98 Carta N°. 1822 – Portos de Paranaguá e Antonina

Navio: equipe da ASSUMAR

Ano: 1997

Coordenadas geográficas

Lat 25° 30' 1 S

Long 048° 31' 5 W

Datum WGS - 84

Fuso +3

O nível de redução está 82,0 centímetros acima do zero da régua de 1997.

Fonte de informação: Análise estatística e harmônica de 365 dias de observação da maré

Tipo de marégrafo: Hidrologia Diário: Esc. 1: 20

Zero do marégrafo: Coincide com o zero da Régua.

Descrição das réguas de marés

Régua de madeira com 4 metros de comprimento, graduada de 10 em 10 cm, sob os cuidados da ASSUMAR-APPA.

Esta ficha foi atualizada em 15/06/2005.

Descrição das referências de nível

RN - CDRJ /GEDRAG: Marco fixado no piso do cais, a aproximadamente 9,5 metros do cabeço N° 3 e a 1,20 metros da lateral. Lat. 25° 30' 07", 1991 S Long. 048° 31' 32", 1762 W; Altitude elipsóidica = 2,5540m, processo clássico interferométrico (F-21-1824-014/98);

RN-1: Marco da Portobrás a aproximadamente 1 metro do cabeço N° 4, no sentido do cabeço N° 5 na quina (Ponto G).

RN - 2: Marco Testemunho da DHN, fixado na calçada da porta de acesso ao SILO mais próximo do marégrafo, abaixo de uma placa comemorativa.

DHN-6016-A

Arquivo Técnico a ser preenchida no CHM

Recebida em

Documento de referência: LH 020/98

Pessoal que tomou parte na montagem

Equipe do Nho Taurus
de 05/11/2003:

3°SG-HN Alexander

CB-HN Luiz

CB-HN Luiz Henrique

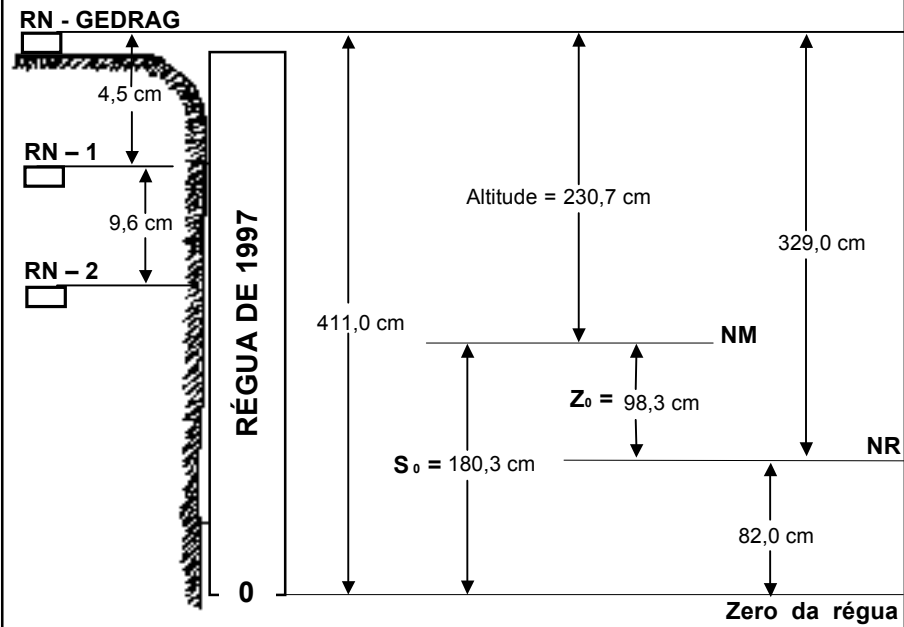
Chefe da equipe: 1T-(QC-CA) Vidal Lima

Equipe da ASSUMAR
de 05/12/1997:

Henrique

Dilson

Diagrama



Observações

- 1 - Período de observação para obtenção dos elementos de maré: 01/01/1997 a 31/12/1997;
- 2 - A análise foi efetuada usando o método harmônico, sendo os dados processados pelo BNDO.

Esquema

