CLAUDIA CONDÉ LAMPARELLI

Wade

**DINÂMICA DA SERAPILHEIRA EM MANGUEZAIS DE BERTIOGA,
REGIÃO SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada à
Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo
para a obtenção do título
de Doutor em Ciências

Orientador: Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha

Co-orientador: Dr Robert R. Twilley

São Paulo
1995

AGRADECIMENTOS

Esta tese é fruto do trabalho conjunto de muitas pessoas, de diferentes formações, instituições e até culturas. Por isso, para mim, mais gratificante do que ver agora o produto em si, expresso nessas páginas, foram os cinco anos de troca de experiências e vivências que, sem dúvida, colaboraram para meu amadurecimento profissional. Espero que esse enriquecimento pessoal tenha sido retribuído de alguma forma às pessoas que comigo interagiram.

Gostaria de registrar meus sinceros agradecimentos a todas as pessoas que me ajudaram durante a realização deste trabalho:

Ao Prof. Aristides Almeida Rocha pelo apoio e confiança em mim depositados desde o Mestrado.

Ao Dr. Robert Twilley pela valiosa orientação desde o início deste projeto, pela dedicação durante meu estágio na University of Southwestern Louisiana e pelos comentários via bitnet e correios na fase final de redação.

Ao Dr. Alejandro Yañez Arancibia pelo estímulo e orientação na elaboração do projeto de tese e oportunidades que me ofereceu.

À Fabíola de O. Rodrigues e Débora O. de Moura, pela amizade, convívio diário e trabalho conjunto, e pela colaboração integral seja em campo, no laboratório, no computador ou nas discussões.

À Regina de Castro Vincent pela ajuda na análise dos dados abióticos, confecção dos climadiagramas e tradução do manuscrito em inglês.

Ao Venício Ribeiro pelo magnífico e incansável trabalho em campo, durante mais de dois anos de coleta.

À Gabriela Cálcena pelo apoio nas coletas, atividades em laboratório e na tabulação dos dados.

Ao amigo Eduardo Bertoletti pelo apoio na redação do projeto para a obtenção da bolsa sanduiche.

As chefias, Guiomar J. Fornasaro e Denise Navas Pereira pelo apoio durante esse período.

Ao Victor Rivera pela colaboração na elaboração dos modelos estatísticos, pelo apoio e amizade latino-americanos no exterior.

Ao Ronghua Chen pela colaboração na elaboração do modelo da dinâmica da serapilheira e sua inteligência chinesa no campo da matemática.

À Patti Rafferti pelo apoio e amizade que facilitaram minha integração no dia a dia norte-americano.

À Arlene Billock pelo apoio e ensinamentos no macintosh.

À Ana Cristina Truzzi pela ajuda prestada no aprimoramento dos modelos estatísticos e na análise dos dados ambientais.

Ao Prof. Bjorn Kjerfve pela consultoria na área de hidrologia.

Ao amigo Dalmo Magno Defensor pela revisão do texto.

À CETESB pela oportunidade profissional e pelo apoio logístico.

À OEA que possibilitou minha primeira viagem e estágio para a University of Southwestern Louisiana no qual discutiu-se as primeiras idéias da tese.

Ao CNPq que através da bolsa sanduiche possibilitou a análise e discussão dos resultados na University of Southwestern Louisiana.

Ao CENA pelo apoio logístico nas análises químicas das folhas e solo.

Gostaria também de dedicar esta tese às minhas filhas Julia e Ana e ao Luis, que mais do que ninguém, estiveram comigo durante toda a duração do trabalho, apesar de alguns meses de separação. Enfrentaram ausências de todo o tipo, e pouca disponibilidade da minha parte, mas não desistiram. E à Silvia, que ainda vai chegar, mas que nos primórdios de sua existência, já fez uma visita ao manguezal.

RESUMO

Os manguezais de Bertioga localizam-se próximos ao limite sul de distribuição dessa comunidade vegetal na costa brasileira e no hemisfério sul. Esses bosques são compostos por três espécies: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman e *Laguncularia racemosa* Gaertn f. e apresentam estrutura pouco desenvolvida. O manguezal do Rio Iriri possui um diâmetro médio de 8,48 cm, altura média de 6,55 m, densidade de 216 ind/0,1 ha e área basal de 1,29 m²/0,1 ha. Já no Rio Itapanhaú, o diâmetro médio do bosque é de 10,41 cm, com altura média de 6,83 m, densidade de 173 ind/0,1 ha e área basal de 1,69 m²/0,1 ha.

Estimativas de biomassa nos dois locais de estudo resultaram em valores de 42,3 t/ha para o Rio Iriri e 59,7 t/ha para o Rio Itapanhaú e a produção anual de madeira foi de 3,6 e 1,9 t/ha respectivamente. Esse baixo desenvolvimento estrutural é provavelmente devido às baixas temperaturas alcançadas no inverno e aos diversos estresses aos quais estão submetidos esses bosques em função das atividades humanas desenvolvidas na região.

A produção de serapilheira desses bosques reflete seus baixos índices estruturais, embora trate-se de bosques de franja inundados duas vezes ao dia por marés de mais de 1 m de amplitude. A taxa média anual de produção de serapilheira foi de 5,6 t/ha no Rio Iriri e 4,6 no Rio Itapanhaú. Padrões sazonais foram evidentes para os diversos componentes da serapilheira assim como uma sequência temporal das diversas fases fenológicas. As folhas apresentaram maior produção durante o verão. As flores mostraram picos no final dessa estação seguidas de picos de propágulos no outono. A queda de madeira apresentou maiores taxas principalmente nos meses de inverno. Os fatores que controlam essa sazonalidade estão provavelmente associados à temperatura e pluviosidade.

Nesses manguezais a renovação desse material é alta, apresentando baixas quantidades de estoque de serapilheira no sedimento, cujos valores variaram de 50 a 164 gPS/m². Essa renovação se dá através da decomposição, que é bastante rápida, com taxas diárias médias de 0,006 para *Rhizophora*, 0,011 para *Laguncularia* e 0,015 para *Avicennia*. Além da diferença entre as

espécies, foi observada uma diferença entre as estações e os sítios. As taxas do verão foram significativamente mais altas que as do inverno. Além disso, o Rio Iriri apresentou taxas médias mais elevadas que o Itapanhaú.

Embora o processo de decomposição seja intenso nesses manguezais pela existência de condições favoráveis, a maior parte da renovação se dá através da exportação da serapilheira pelo movimento das marés. A partir da elaboração de um modelo ecológico da dinâmica da serapilheira incluindo sua produção, estoque e decomposição, foi possível estimar essa exportação cujos valores estão em torno de 0,7 gPS/m² por dia com uma exportação acumulada anual de cerca de 2,5 tPS/ha, o que significa que estes manguezais exportam aproximadamente 50% da serapilheira que produzem.

Essa dinâmica da serapilheira influencia também a ciclagem de nutrientes nesse ecossistema. Para compensar a exportação de materiais esses manguezais apresentam retranslocação de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo, mecanismo no qual esses elementos são reabsorvidos da folha antes de sua queda. A imobilização, outro mecanismo para conservar nutrientes durante a decomposição, não foi significativa nesse estudo, ocorrendo apenas com nitrogênio em folhas de *Laguncularia*. Apesar da retranslocação registrada nesses bosques, tanto para o nitrogênio quanto para o fósforo, esses manguezais não se mostraram eficientes no uso de nutrientes, provavelmente, porque estes estejam disponíveis no sedimento em quantidades adequadas.

A variação anual da concentração de nutrientes nas folhas da serapilheira mostrou um padrão sazonal com maiores valores no inverno e menores no verão. Já as folhas verdes não apresentam essa sazonalidade tão nítida: o que ocorre, portanto, é uma maior retranslocação durante a época de maior produção de folhas, mantendo os teores desses nutrientes na copa.

ABSTRACT

The mangroves in Bertioga estuary are mixed forests composed by three species: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman and *Laguncularia racemosa*. Gaertn f. Both study sites are frequently flooded by tide waters and can be classified as fringe forests, according to the physiographic types. The Rio Iriri site had a DBH of 8,48 cm, and a mean height of 6,55 m, density in this site was 216 trees/0,1 ha and the basal area was 1,29 m²/0,1 ha. In Rio Itapanhaú, mean DBh was 10,41 cm, with mean height of 6,83 m, density of 173 trees/0,1 ha and basal area of 1,69 m²/0,1 ha.

Based on the structural parameters it is possible to see that DBH and tree height of these forests are equivalent to other fringe sites, but density and basal area are much lower. The DBH increment was similar to measurements presented in other studies. However wood production was much lower, because of low density. Biomass estimate of each site forest were: for rio Iriri the biomass was 42.3 t .ha⁻¹ while in rio Itapanhaú it was 59.7 t. ha⁻¹.

Mean annual litterfall rates were 5.6 t.ha⁻¹.yr⁻¹ in Rio Iriri and 4.6 t.ha⁻¹.yr⁻¹ in Rio Itapanhaú. However, these forests are fringe mangroves which normally have higher production rates. In this study litter fall production was seasonal with a trend of alternate peaks for the various components which appears to be a sequence within the year. Leaf fall is higher in the summer which is the rainy season (from November through February) followed by the miscellaneous peak in the autumn (from March through May) while the period of higher wood production is from June to October. This pattern suggests a coordination among phenological phases. The factors controlling those variations are still not clearly established. Environmental conditions related to rainfall and temperature are the most probable responsables for this influence.

The decomposition potential of the mangrove sites in Bertioga region (23°51'S) was high and this might be due to high temperature associated to high rainfall and frequent flooding that create good conditions (hot and humid environment) to accelerate the organic matter degradation.

Species showed different decomposition rates. The highest value of k were observed for *A. schauerianna* (0.015 d⁻¹) followed by *L. racemosa*

(0.011 d⁻¹). The lowest value of *k* occurred in *R. mangle* (0.006 d⁻¹). Brazilian studies of litter decomposition with the same species showed the same gradient of species specific rates. Those differences can be explained by differences in the resource quality. Chemical composition of leaf material is very important in determining its decomposition rate. There was also a significant difference in decomposition rates among species and between sites and seasons. Iriri had higher decomposition rates than Itapanhaú. Summer season had higher decay rates than winter.

The processes of decomposition are regulated by the combined effects of the resource quality and the physico-chemical environment on the community of decomposer organisms. According to these main controlling factors, differences observed among species should be attributed to differences in substrate quality, while differences among sites or seasons would be related to different environmental conditions. Seasons differences would be more related to climate features while site differences in this study would be more determined by edaphic features.

Although there was an increase in nutrient percentage during decomposition, there was not an increase in their absolute concentration or net accumulation. In Bertioga mangrove forests immobilization was low or absent perhaps because the studied sites are fertiles. In addition, it is only observed in *Laguncularia* leaves because it is the species with lowest nitrogen concentration what would be a limiting factor. The high content of nitrogen in *Rhizophora* leaves could be the reason why this nutrient had no net immobilization in this study. Apparently, the absence of phosphorus immobilization could be its availability in both ways, plant tissue and sediment.

Mean values of litter standing stock ranged from 50 to 164 g.m⁻² throughout the year which are low values, but considering that both are fringe sites it would be expected. Seasonal patterns of litter standing crop can be related to seasonal patterns of litter production, decomposition or hydrological variations. Since in Bertioga decomposition plays a small role because most of litter is removed and hydrology does not show a marked seasonal pattern, litter export and stock reflect the seasonality of litter production and may be a little modified by variations in tidal height. This is not valid for wood component that showed a different behaviour because it is not very influenced by export.

Litter turnover rates of this study (5,1 and 4,7 yr⁻¹) are higher than other values found in other mangrove forests. The values obtained for leaf fall (14. 92 to 24.22 yr⁻¹) in this study are very high even for fringe forest. Analysis of turnover rate for each month indicates that these rates vary throughout the year, especially for leaf fall. The period of higher turnover rates seems to be related to higher litterfall rates, but it may be also an interaction with the variation of tidal amplitude and decomposition. It is possible to see that there is a coincidence of the months of higher turnover rates with the months of higher tidal amplitude.

Since measurement of litter export is very difficult because water movements are very complex in a mangrove site and due to the importance of litter dynamics to the function of a mangrove ecosystem, the development of a litter dynamics model was useful to understand those processes and organic matter fluxes and to the estimate of export rates. The litter model includes litterfall as the input of organic matter, litter standing crop as the storage of organic matter and decomposition and export as outputs of organic matter from the system. Based on these figures it is possible to roughly estimate an annual export of 2,5 t.ha.yr⁻¹ . The conclusion is that in these mangrove forests at least 50% of its production is exported by tides.

Nutrient content in canopy of mangroves in Bertioga is high and although retranslocation takes place, nutrient concentrations in litterfall are still high. C:N of leaf litter in these forests are low and decomposition should not be nutrient limited. Then litter decay occurs fast with low or none immobilization. These are characteristics of sites with high availability of nutrients. In these forests, although nutrient use efficiency is not very high, nutrient recycling is occurring via retranslocation and not via immobilization during decomposition probably because they are fringe forests. The high retranslocation rates could be a mechanism to prevent loss of nutrients by export.

Another important characteristic of these mangroves was the seasonal pattern of nutrient cycling. Nutrient content of leaf fall varies throughout the year with high concentration during winter. Retranslocation also showed a seasonal pattern with higher rates in the summer, resulting in lower nutrient levels in leaf litter and the consequence is a higher nutrient use efficiency in this period of leaf production.

DINÂMICA DA SERAPILHEIRA EM MANGUEZAIS DE BERTIOGA, REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

ÍNDICE

I. INTRODUÇÃO	Página
1. Os manguezais brasileiros.....	2
2. Fundamentos teóricos.....	5
3. Hipóteses e objetivos.....	9
 II. ÁREA DE ESTUDO	
1. Clima.....	10
2. Características geológicas e topográficas.....	10
3. O estuário de Bertioga.....	12
4. Vegetação: manguezais.....	13
 III. METODOLOGIA	
1. Métodos de amostragem.....	15
2. Estrutura do bosque.....	15
3. Estimativa de biomassa.....	16
4. Crescimento e produção de madeira.....	16
5. Produção de serapilheira.....	17
6. Estoque de serapilheira.....	18
6.1. Taxa de renovação e tempo de residência da serapilheira.....	18
7. Decomposição.....	19
7.1 Taxas de decomposição.....	20
8. Estimativa da exportação da serapilheira.....	21
8.2. Modelo da dinâmica da serapilheira.....	21
9. Análises químicas.....	21
9.1. Conteúdo de nutrientes nas folhas.....	21
9.2. Qualidade da água.....	22
9.3. Características do sedimento.....	24

10. Hidrologia.....25

11. Análise estatística.....25

11.1. Características da água.....25

11.2. Produção e estoque de serapilheira.....26

11.3. Decomposição.....27

11.4. Taxas de renovação.....28

11.5. Conteúdo de nutrientes nas folhas.....28

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

1.1. Clima.....29

1.2. O Estuário de Bertioga.....30

1.2.1. Maré.....30

1.2.2. Qualidade da água do estuário.....30

1.2.2.1. Temperatura.....30

1.2.2.2. Salinidade.....30

1.2.2.3. Transparência.....30

1.2.2.4. Nutrientes e carbono.....32

1.2.2.5. Pigmentos na água.....34

1.2.3. Caracterização espacial do estuário de Bertioga.....35

1.3. Qualidade da água dos rios riri e Itapanhaú.....36

1.3.1. Temperatura.....36

1.3.2. Salinidade.....36

1.3.3. Transparência.....37

1.3.4. Nutrientes e carbono.....37

1.3.5. Pigmentos na água.....38

1.4. Hidrologia e topografia.....39

1.5. Características do sedimento.....40

1.5.1. Salinidade das poças.....40

1.5.2. Salinidade da água intersrticial.....40

1.5.3. Temperatura e pH.....41

1.5.3. Nutrientes e carbono.....41

2. ESTRUTURA E PRODUTIVIDADE

2.1. Estrutura do bosque.....43

2.2. Estimativa de biomassa.....49

2.3. Produção de madeira.....51

2.4. Produção de serapilheira.....53

2.4.1. Serapilheira total.....53

2.4.2. Serapilheira foliar.....54

2.4.3. Miscelânea.....55

2.4.4. Madeira.....56

2.4.5. Composição da miscelânea.....57

2.4.5.1. Estípulas.....57

2.4.5.2. Flores.....57

2.4.5.3. Propágulos.....68

2.5. Discussão da produção de serapilheira.....59

2.5.1. Comparação das taxas.....59

2.5.2. Variações interanuais.....62

2.5.3. Comparação entre os sítios.....63

2.5.4. Sazonalidade.....64

2.5.5. Fenologias vegetativa e floral.....67

3. DINÂMICA DA SERAPILHEIRA NOS MANGUEZAIS

3.1. Decomposição.....	70
3.1.1. Coeficientes de decomposição da serapilheira.....	70
3.1.2. Comparação entre os coeficientes de decomposição.....	71
3.2. Discussão da decomposição da serapilheira.....	73
3.2.1. Comparação das taxas de decomposição.....	73
3.2.2. Fatores que regulam a decomposição.....	74
3.2.3. Comparação entre as espécies.....	75
3.2.4. Padrões sazonais	79
3.2.5. Comparação entre os sítios.....	81
3.3. Estoque de serapilheira	83
3.3.1. Estoque Total.....	83
3.3.2. Estoque de Folhas.....	83
3.3.3. Estoque de Miscelânea.....	83
3.3.4. Estoque de Madeira.....	85
3.3.4. Estoque Total - Madeira.....	85
3.4. Discussão do estoque de serapilheira.....	86
3.4.1. Comparação entre os sítios.....	87
3.4.2. Comparação entre os anos.....	88
3.4.3. Padrão sazonal.....	89
3.5. Renovação da serapilheira.....	90
3.6. Modelo da dinâmica da serapilheira	96

4. CICLAGEM DE NUTRIENTES

4.1. Concentração de nutrientes e carbono nas folhas.....	101
4.1.1. Folhas verdes.....	101
4.1.2. Serapilheira foliar.....	101
4.1.3. Folhas senescentes.....	102
4.1.4. Resultados estatísticos.....	103
4.2. Discussão.....	104
4.2.1. Conteúdo foliar de nutriente e fertilidade do solo.....	104
4.2.2. Razões C:N e N:P nas folhas	107
4.2.3. Variação sazonal do conteúdo de nutrientes na serapilheira foliar.....	108
4.3. Retranslocação de nutrientes.....	108
4.3.1. Retranslocação de nitrogênio.....	109
4.3.2. Retranslocação de fósforo.....	111
4.3.3. Retranslocação e produção de novas folhas.....	112
4.4. Nutrientes durante a decomposição.....	112
4.4.1. Concentração de nutrientes	112
4.4.2. Imobilização de nutrientes	114
4.4.3. Razões de nutrientes e taxas de decomposição.....	116
4.5. Eficiência no uso de nutrientes.....	117
4.5.1. Eficiência no uso de nitrogênio.....	118
4.5.2. Eficiência no uso de fósforo.....	119
4.6. Demanda de nutrientes na copa, retranslocação e imobilização.....	120

V. CONCLUSÕES.....123

VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....128

VII. ANEXOS

1. Tabelas de 1 a 40
2. Figuras de 1 a 89

I. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas estuarinos nas regiões tropicais e subtropicais. São comunidades vegetais florestais que ocorrem em um ambiente de transição entre a terra e a água e são influenciados pelas marés. Esse ecossistema é considerado como "área de preservação permanente" na legislação brasileira, uma vez que tem diversas funções ecológicas importantes na zona costeira, tais como a de filtro biológico, reservatório de água que evita inundações, estabilizador da linha de costa e formador de terra. Além disso, os manguezais são habitats críticos para diversos organismos que dependem deles para uma ou mais fases importantes de seus ciclos de vida; alguns deles têm valor econômico, como ostras, camarões, caranguejos e peixes.

Outras funções ecológicas importantes estão relacionadas à alta produtividade desse ecossistema e à natureza aberta de seus ciclos de materiais e energia. De acordo com Snedaker & Getter (1984), a produção de matéria orgânica e sua exportação para as águas adjacentes são, provavelmente, a função mais importante dos manguezais na zona costeira.

Existe vasta literatura sobre manguezais, mas a maior parte diz respeito a características florísticas e estruturais. Embora se conheça amplamente a estrutura desses sistemas, faltam informações relativas ao funcionamento dos manguezais (Lugo & Snedaker, 1974). O principal interesse nas características funcionais teve início no começo dos anos setenta. Algumas dessas características, como a produtividade dos manguezais, têm sido bem estudadas principalmente na Flórida, mas outras (características funcionais), como a exportação de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes são carentes de trabalhos quantitativos (Mitsch & Gosselink, 1986).

De acordo com Twilley (1988), a ecologia do manguezal ainda é pouco entendida, principalmente quanto ao papel desse sistema na produtividade e na ciclagem de nutrientes em águas estuarinas e costeiras. Portanto, é importante focalizar os estudos nas interações ecológicas entre os manguezais e outros habitats, e dentre essas, uma das mais importantes é a troca de materiais.

Além disso, há uma necessidade crítica de compreender o funcionamento dos manguezais a fim de fazer face aos freqüentes impactos ambientais a que estão sujeitos e à rápida conversão dessas terras úmidas a outros usos da terra. Atividades humanas como aterro, canalização, drenagem e disposição de lixo em manguezais podem impactar esse ambiente, afetando diretamente o transporte de materiais em seus limites ou, indiretamente, pela redução da sua produtividade, o que certamente perturba outros processos ecológicos e a produtividade das águas costeiras.

Estudos de características funcionais em áreas perturbadas fornecem informações ecológicas sobre as respostas desses ecossistemas a diferentes tensores. Isso é importante para prevenir, minimizar ou mesmo para implementar a reabilitação a partir de impactos prévios (Lugo, 1987). É impossível manejar adequadamente os manguezais sem conhecer as funções básicas desses ecossistemas.

Com base nessas perspectivas, é importante desenvolver estudos de produção e exportação de matéria orgânica relacionados às funções do ecossistema manguezal, particularmente em ambientes perturbados. Essa abordagem responderá a questões como: Qual é a magnitude da produção e exportação de matéria orgânica? É possível identificar padrões sazonais em ambos os processos? Quais são as principais funções de força que determinam a magnitude e o padrão sazonal desses processos? Como a dinâmica da serapilheira está controlando esses processos? Como a ciclagem de nutrientes é regulada pela dinâmica da serapilheira? E, como um tensor como um derrame de óleo pode interferir nesses processos?

1. OS MANGUEZAIS BRASILEIROS

As florestas de mangue ocorrem ao longo de 7000 Km da costa brasileira, de 2°N a 28°30'S. Essa ampla distribuição é devida às correntes quentes ao longo da costa meridional do Brasil (Snedaker, 1986).

A primeira estimativa da superfície total dessas florestas foi de cerca de 2,5 milhões de hectares (Saenger *et al.*, 1983). Outro estudo recente estimou a área de manguezais em 1,01 milhões de hectares (Herz, 1991). Já Kjerfve & Lacerda

(1993) consideraram a primeira uma superestimativa e a segunda uma subestimativa e propuseram um valor de 1,38 milhões de hectares. De todo modo, qualquer que seja a estimativa considerada, é inegável a grande superfície de manguezais na costa brasileira.

A diversidade da flora de mangue no Brasil é de sete espécies, incluídas em quatro gêneros: *Rhizophora* (3 sp), *Avicennia* (2 sp), *Laguncularia* (1 sp) e *Conocarpus* (1sp). *Rhizophora mangle* é a espécie de mangue mais amplamente distribuída. *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* também se estendem até o sul de Santa Catarina (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). *A. germinans* e *Conocarpus erectus* têm seu limite sul na costa do Rio de Janeiro (Araújo e Maciel, 1979). *R. racemosa* e *R. harrisonii* têm uma distribuição mais restrita, sendo encontradas apenas ao longo da costa norte (Santos, 1986).

Devido às diferentes condições ambientais encontradas ao longo da costa atlântica, há uma ampla variedade de bosques de mangue. Essas diferenças nos "sítios" ambientais são relacionadas, principalmente, a características climáticas, geomorfológicas e hidrológicas (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). Por exemplo, na costa do Maranhão, ao norte do Brasil, situado nas latitudes 01° a 10°S, a amplitude de maré varia de 4 a 8 m. A variação anual de temperatura média é de 25 a 27°C. De acordo com Kjerfve & Lacerda (1993), as condições para o desenvolvimento estrutural ótimo são principalmente encontradas nos estados do norte, particularmente o Maranhão, que contém 36% de todos os manguezais do Brasil.

A caracterização dos bosques de mangue brasileiros apresentada por Kjerfve & Lacerda (1993) dividiu a área de manguezais em três grupos principais:

- Ao longo da costa norte do Brasil, os extensos sistemas de manguezal refletem a grande amplitude de maré e a alta precipitação. Nessa região, as árvores de *Avicennia* são particularmente bem desenvolvidas e frequentes. Em locais ao longo da costa do Maranhão, as árvores podem chegar a 45 m de altura com DAP acima de 0,8 m e uma biomassa florestal de 280 t/ha (Lacerda & Schaeffer-Novelli, 1992). Os manguezais no delta do Amazonas são diferentes, embora árvores bem desenvolvidas de mangue tenham distribuição relativamente restrita devido à enorme entrada de água doce.

- A costa nordeste, do Rio Grande do Norte ao Rio de Janeiro, contém apenas 10% da área total de manguezal. Esta costa é caracterizada por regimes micro ou meso-tidais e estreitas planícies costeiras. O clima do nordeste é principalmente semi-árido com baixa precipitação. No entanto, o clima úmido predomina na região sudeste permitindo o desenvolvimento de manguezais dentro de baías e ao longo de estuários dos principais rios. Os manguezais do nordeste são mais baixos do que os do norte. A vegetação é caracterizada pela abundância de *Rhizophora mangle*, cujas árvores atingem altura de 10 a 20 m.

- A costa sudeste, do Rio de Janeiro até Santa Catarina, contém 5% da área total de manguezal no país. A amplitude de maré é baixa, aproximadamente 1 m, e os manguezais estão restritos, basicamente, aos deltas de rios, lagoas costeiras e baías. Mas, em alguns locais, os bosques de mangue são mais abundantes e melhor desenvolvidos do que na costa nordeste. As florestas consistem de árvores geralmente abaixo de 10 m de altura, dominadas por *Rhizophora mangle*. O bosque de mangue deste estudo está situado na porção final da costa brasileira. Os manguezais de Bertioga estão, portanto, localizados próximo ao limite meridional de distribuição dos manguezais brasileiros (Laguna, 28°30'S), onde a temperatura é uma importante restrição ao desenvolvimento estrutural.

Apesar da enorme extensão da área de manguezal, há poucos estudos descrevendo as características dos manguezais ao longo da costa brasileira. Além disso, a localização da maioria das áreas metropolitanas e industriais na costa já converteu extensos bosques de mangue para atividades humanas. Estudos de ecologia do manguezal em território brasileiro são, portanto, necessários para a avaliação de impacto ambiental. Eles também contribuirão para preservar outras áreas que ainda são naturais, chamando a atenção para o valor ecológico dessas áreas úmidas. Ao mesmo tempo, ajudarão na compreensão de questões relacionadas às propriedades dos manguezais e seu papel em processos globais.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Por serem os manguezais ecossistemas de transição, eles possuem propriedades tanto de ambientes aquáticos como de terrestres, resultando em um sistema complexo com características ecológicas muito específicas. Devido à sua situação ecológica particular, estão ligados a outros sistemas e têm importante papel no transporte de matéria entre aqueles sistemas.

Há uma hipótese em ecologia estuarina de que a produtividade de manguezais estaria acoplada a outros habitats, elevando a produtividade das águas costeiras tropicais (Lugo, 1987; Day *et al.*, 1989). Essa hipótese está baseada na premissa de que a alta produtividade desses ecossistemas seria exportada como matéria orgânica, que é uma importante fonte de energia para os estuários (Odum & Heald, 1975). Twilley (1982) explica que o acoplamento entre manguezais e estuários mostra um fluxo bi-direcional de matéria nesses sistemas devido às marés. Este fato e os problemas de medição resultantes podem explicar parcialmente o porque da controvérsia sobre a hipótese de que as terras úmidas intertidais afetariam a produtividade e a ciclagem de nutrientes das águas costeiras.

Embora os manguezais sejam considerados fonte de detritos orgânicos, também podem ser um depósito de nutrientes. Esse fato contribui para a complexidade da questão relacionada ao papel desses ecossistemas nos processos estuarinos. Essa dupla função dos manguezais como fonte de matéria orgânica e depósito de nutrientes depende do fluxo líquido de matéria através de seus limites, e essa troca é influenciada pela dinâmica hidrológica (Twilley, 1988). Pode-se concluir, a partir disso, que existem ainda diversos processos a ser esclarecidos. Assim, estudos mais precisos da produção e exportação de matéria orgânica de manguezais em diferentes sítios podem ser úteis para entender o seu acoplamento com o ambiente estuarino.

Estudos anteriores sugerem que a produtividade dos manguezais e a exportação de matéria são importantes para a produtividade do estuário. Carter *et al.* (1973, apud Lugo & Snedaker, 1974), a partir de levantamentos realizados em diversos estuários, estimaram que pelo menos 57% e, provavelmente, cerca de 80% do balanço total das baías estudadas eram

mantidos pela exportação de matéria orgânica dos manguezais. Outros estudos afirmam que o material exportado dos manguezais afeta diretamente o metabolismo das águas adjacentes (Prakash & Rashid, 1968; Prakash *et al.*, 1973).

O papel dos manguezais como fonte de matéria orgânica para o estuário já foi documentado em diversos estudos. Heald (1969) estimou uma exportação de detritos particulados de manguezais, no sul da Flórida, de $186 \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, o que corresponde a 45% da produtividade líquida da floresta. Snedaker e Lugo (1974) estimaram uma exportação de $0,25 \text{ gC.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, que equivale a 25% da queda total de folhas num bosque de franja dominado por *Avicennia*. De acordo com Twilley (1985), a exportação de carbono orgânico de um manguezal de bacia no sudoeste da Flórida foi $64 \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e 75% deste era carbono orgânico dissolvido. Em manguezais da Austrália, a exportação de carbono orgânico alcançou valores de $420 \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (Boto & Bunt, 1981).

Se for verdadeira a hipótese de que os manguezais são realmente uma fonte de matéria orgânica e nutrientes para o estuário, alterações nesse acoplamento, sejam naturais ou induzidas pelo homem, podem reduzir a produtividade biológica do sistema, o que simplifica a estrutura do ecossistema (Day & Yanez-Arancibia, 1988).

A quantidade de matéria orgânica exportada pelos bosques de mangue é um importante parâmetro da produtividade dos ecossistemas costeiros. Portanto, fornecer esse tipo de informação é o primeiro passo para o entendimento da importância dos manguezais entre os ecossistemas costeiros. Assim, há uma necessidade real de estudos confiáveis e quantitativos relacionados aos fluxos orgânicos em manguezais (Boto, 1982).

Os ciclos "abertos" de materiais em manguezais são determinados por fatores físicos e biológicos que controlam as taxas de importação e exportação de compostos orgânicos e inorgânicos. Os fatores físicos incluem as marés, entrada de água doce e precipitação. Os processos biológicos mais importantes para a ciclagem mineral são a queda de folhas, as taxas de absorção de minerais e certas atividades da fauna (Lugo & Snedaker, 1974).

A serapilheira encontrada sobre o sedimento do bosque representa uma importante fonte de matéria orgânica e nutrientes para o "outwelling"¹ de manguezais para as águas estuarinas adjacentes (Heald, 1969; Odum *et al.*, 1973; Boto & Bunt, 1981). Portanto, as taxas relativas de produção, decomposição e exportação de serapilheira influenciam a troca de matéria através dos limites do manguezal. Logo, o balanço de massa de matéria orgânica pode ser um bom método para avaliar a função dos manguezais na produtividade e ciclagem de nutrientes nos ecossistemas costeiros (Twilley, 1988).

A dinâmica da serapilheira envolve uma série de processos ecológicos e é influenciada por funções de força que controlam o funcionamento do ecossistema, como clima e hidrologia. Além do controle da temperatura que determina um padrão latitudinal de distribuição dos manguezais e suas características estruturais e funcionais, os tipos fisiográficos definidos por Lugo & Snedaker (1974) também apresentam características estruturais e funcionais específicas reguladas principalmente pela hidrologia local. De acordo com Twilley *et al.* (1986), os manguezais de franja apresentam uma produção de serapilheira intermediária aos manguezais ribeirinhos e de bacia: o estoque é baixo e a exportação é alta.

A dinâmica da serapilheira também tem um papel importante na ciclagem de nutrientes desses ecossistemas. No caso de manguezais de franja, os bosques apresentam mecanismos de reciclagem de nutrientes para conservá-los, compensando a exportação. O conhecimento da dinâmica da serapilheira, envolvendo os processos de sua produção, reciclagem e estoque, apresentados na figura 1 e os fatores reguladores dos mesmos, é importante para a compreensão do funcionamento do ecossistema manguezal.

Os manguezais de Bertioga são bosques de franja em alta latitude e, portanto, devem apresentar uma dinâmica da serapilheira específica para essas condições. Neste trabalho serão analisados o processo de produção de serapilheira e os principais processos de reciclagem (decomposição e exportação). Para estimativa da exportação de matéria orgânica será elaborado um modelo ecológico que integra os processos estudados.

¹ Outwelling é a exportação do excesso de matéria orgânica produzido por estuários em geral e áreas úmidas costeiras em particular, para o oceano.

Outro aspecto importante a ser estudado é a sazonalidade desses fenômenos, procurando o estabelecimento de padrões anuais de comportamento desse sistema. Esse conhecimento é de fundamental importância para a compreensão das características ecológicas desse ecossistema e para a avaliação de impactos ambientais.

Para a análise desses aspectos funcionais do ecossistema é necessária uma caracterização ambiental. Para tanto, foi feito um levantamento de dados abióticos relativos ao clima, hidrologia e características físico-químicas da água e sedimento e dados bióticos.

A apresentação dos resultados e discussão será feita em blocos, iniciando-se por uma caracterização ambiental, seguida da análise das características estruturais e produtividade desses manguezais. Posteriormente, serão discutidas as formas de renovação e na dinâmica da serapilheira, cuja síntese será na forma de um modelo ecológico. Para finalizar, o último item aborda de que maneira essa dinâmica da serapilheira está relacionada com a ciclagem de nutrientes nesse tipo de ecossistema.

Figura 1: Esquema da dinâmica da serapilheira

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

O embasamento teórico e as questões apresentadas anteriormente possibilitam formular a hipótese a ser testada neste estudo :

"A dinâmica da serapilheira é controlada pela influência relativa de funções de força que são processos ecológicos tanto ambientais (chuva, temperatura, descarga de rios, marés) quanto biológicas (produção de serapilheira e decomposição) e que o transporte desse material é um aspecto importante no acoplamento desse ecossistema com outros sistemas estuarinos."

Partindo dessa premissa, os objetivos específicos são:

1. Determinar a produção de matéria orgânica em termos de produção de serapilheira dos manguezais em estudo;
2. Identificar padrões sazonais na produção e exportação dessa matéria orgânica;
3. Identificar a correlação desses padrões com os processos ambientais;
4. Comparar a dinâmica da serapilheira desse sistema com outros sistemas de diferentes características ambientais;
5. Estimar a exportação de matéria orgânica desse ecossistema para o estuário;
6. Avaliar a importância da dinâmica da serapilheira nesses processos;
7. Identificar a relação entre a dinâmica da serapilheira e a ciclagem de nutrientes nesse ecossistema;
8. Construir um modelo da dinâmica da serapilheira.

II. ÁREA DE ESTUDO

1. CLIMA

Os manguezais desse estudo situam-se na região de Bertioga, localizada na Baixada Santista, na porção central do litoral do Estado de São Paulo, a 23°51' latitude sul e 46°12' de longitude oeste (Fig. 2). Essa região possui um clima úmido com uma temperatura anual média de 20°C e uma precipitação anual variando de 2000 a 2500 mm (Fig. 3) (Tabela 1).

A distribuição das chuvas ao longo do ano apresenta uma clara estação úmida durante o verão de janeiro a março. As precipitações mais baixas ocorrem durante o inverno, de julho a agosto, não havendo, entretanto, uma real estação seca (Goldenstein, 1972) (Fig. 4).

A atmosfera da Baixada Santista apresenta como característica predominante alta umidade relativa do ar ao longo do ano, com média variando de 70 a 90% (Tabela 1). Isso se deve à posição geográfica e meteorológica da região, que, por ser uma região litorânea, sofre constante influência do oceano Atlântico, e de massas equatoriais e marítimas que atuam continuamente na área (CETESB, 1985).

A quantidade de luz solar também apresenta uma variação dependendo da época do ano, mostrando valores inferiores a 110 h sol/10d de julho a outubro e superiores a 120 h sol/10d no período de dezembro a maio, com picos nos meses de janeiro a fevereiro (Fig. 3).

2.2. CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS E TOPOGRÁFICAS

Para esta parte do litoral brasileiro foi possível evidenciar testemunhos de pelo menos duas fases transgressivas durante o quaternário. De acordo com Suguio & Martin (1978) esses registros podem ser correlacionados a dois episódios transgressivos diferentes: a transgressão de Cananéia (120.000 anos BP²) e a transgressão de Santos (8000 anos BP). Na primeira transgressão o mar atingiu o pé da Serra do Mar. Areias marinhas foram depositadas nas extensas baías onde hoje se localiza cidade de Santos e outras planícies costeiras.

² "BP" significa before present.

Durante o último grande período transgressivo, o mar penetrou inicialmente nas zonas baixas, estabelecendo-se então um extenso sistema de lagunas, onde foram depositados sedimentos argilosos arenosos, comumente ricos em matéria orgânica. Ao mesmo tempo, o mar erodiu as partes mais altas da formação de Cananéia. As areias resultantes dessa erosão foram ressedimentadas para formar os depósitos marinhos holocênicos.

A evolução geomorfológica da Baixada Santista se deu através de movimentos tectônicos sucessivos que originaram falhamentos e epirogenismo positivo e ação do mar, que, devido à variação de seu nível (regressão pré-flandriana), permitiu a formação de vales profundos, os quais, numa fase posterior, foram invadidos pelo mar (transgressão flandriana), para atualmente se apresentarem como planícies sedimentares que intercalam os espigões e os morros, constituindo a frente avançada do maciço litorâneo.

A combinação histórica desses eventos confere à Baixada Santista uma compartimentação geomorfológica característica. Justapõem-se áreas de relevo íngreme e áreas de planície, sendo aquele representado pela escarpa do Planalto Paulista e seus prolongamentos em forma de esporões recobertos por uma mata pluvial tropical. As planícies são constituídas por extensões de terras baixas resultantes de processos recentes de sedimentação fluvial e marinha, e que, pela sua posição, recebem enormes mananciais de água que descem pelas encostas da Serra do mar (Goldenstein, 1972).

A planície de Santos forma um crescente de 40 km de extensão por 15 de largura máxima, sendo limitada nas duas extremidades pela Serra de Mongaguá ao sul e pela parte rochosa da Ilha de Santo Amaro ao norte. Nas partes central e nordeste, a planície é drenada por uma rede de lagunas e canais de maré que delimitam as ilhas de São Vicente e Santo Amaro.

A cidade de Santos encontra-se sobre areias holocênicas, que por sua vez repousam sobre sedimentos argilo-arenosos de origem lagunar. Da mesma maneira, a fachada marítima da ilha de Santo Amaro é formada por estas areias litorâneas que se apoiam na parte rochosa da ilha. O resto da planície é formado essencialmente por depósitos argilo-arenosos de origem flúvio-lagunar. Nas margens das lagunas e de canais de maré desenvolvem-se importantes formações de mangue.

A planície costeira de Bertioga, situada a nordeste da planície de Santos, da qual se acha separada pelo Canal de Bertioga, estende-se por uma distância de quase 45 km, com largura máxima de 7 a 8 km. A região não apresenta lagunas, porém três rios (Itapanhaú, Itaguaré e Guaratuba) drenam zonas baixas que antigamente deviam formar lagunas, quando o nível marinho era superior ao atual. Na planície são encontrados certo número de morros de rochas cristalinas que foram unidos recentemente, por meio de tómbolos. Devido à ausência de lagunas nessa área, os manguezais também ocupam uma pequena área, restrita aos cursos inferiores dos rios (Fig. 5).

Devido a geomorfologia da costa do estado de São Paulo, na qual a medida que se dirige para o sul, a Serra do mar encontra-se cada vez mais distante do litoral dando lugar a extensas planícies costeiras, as maiores áreas de manguezal encontram-se também nas porções média e sul dessa costa. O litoral norte apresenta apenas 0,4% dessas áreas, sendo que 44,4% dos manguezais encontram-se na Baixada Santista e 55,2% no litoral sul, principalmente no complexo lagunar de Iguape-Cananéia (Herz, 1991).

3. O ESTUÁRIO DE BERTIOGA

O principal corpo d'água da região é o canal de Bertioga, que possui 25 km de comprimento e de 0,5 a 2 km de largura. Esse canal de maré tem sua desembocadura leste conectada com o oceano Atlântico próximo à cidade de Bertioga. A desembocadura oeste se localiza no médio estuário e está ligada ao canal do Porto. A maré no Canal de Bertioga é do tipo misto, principalmente semidiurna, com amplitude média de 1,2m, uma amplitude de maré de sizigia de 1,4m e uma amplitude de quadratura de 0,9m.

Devido aos padrões de circulação de água do estuário de Santos, o canal de Bertioga comporta-se como um sistema relativamente isolado, que pode ser estudado como uma unidade. As correntes de maré são mais intensas perto da entrada do oceano. Existe também uma área de sedimentação no Largo do Candinho, situado na porção central do canal. Dessa forma, as águas das duas metades do canal não se misturam, resultando numa separação das águas de maré que entram por cada desembocadura (Fúlfaro & Ponçano, 1976).

Existem muitos rios que desembocam no canal de Bertioga. O rio Iriri está entre os menores rios da planície costeira. O rio Itapanhaú apresenta a maior descarga de água doce, cuja média é de $13,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Este rio localiza-se próximo à desembocadura leste do canal. Sua bacia de drenagem cobre uma área de $261,5 \text{ km}^2$, que se estende desde o topo da Serra do mar até a planície costeira. Na planície o rio corre paralelo à praia, criando boas condições para o desenvolvimento de manguezais nos últimos dez quilômetros (JNS, 1990).

4. VEGETAÇÃO: OS MANGUEZAIS

Os manguezais da costa do Estado de São Paulo cobrem uma área de aproximadamente 231 km^2 (Herz, 1987). Considerando-se esse litoral em três setores de paisagem distintas, a Costa norte, a Baixada Santista e a Costa sul, esse valor total pode ser parcelado em $0,74 \text{ km}^2$, $102,7 \text{ km}^2$ e $127,7 \text{ km}^2$, correspondendo a diferentes sistemas com características hidrológicas e geomorfológicas próprias (Herz, 1991). No sentido sul há o aumento da área de manguezal devido a ocorrência de extensas planícies arenosas com canais e lagunas de regime estuarino, criando condições para o desenvolvimento dessa comunidade vegetal. Para o norte, a proximidade da Serra do Mar e o desenvolvimento de pequenas praias junto aos rios inibe a instalação de manguezais.

A Baixada Santista (Fig. 2) foi intensamente alterada nas últimas décadas em decorrência do desenvolvimento urbano e industrial, particularmente relacionado ao complexo portuário, à refinaria e à indústria siderúrgica. Essa região cobre uma área de 1329 km^2 , e 10% ou 133 km^2 são constituídos por planícies de maré originalmente ocupadas por manguezais. Atualmente, 40% desses bosques estão preservados e localizam-se principalmente na região de Bertioga e alguns na região de São Vicente. Os manguezais degradados totalizam 31% dessa cobertura, o que representa 42 km^2 principalmente na região de Santos (CETESB, 1991). Os bosques de mangue mais degradados em razão da poluição industrial concentram-se na região do estuário de Santos, próximo ao complexo industrial de Cubatão.

Os manguezais dessa região são bosques mistos compostos por três espécies: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman e *Laguncularia racemosa* Gaertn f. A altura desses bosques varia de 4,5 a 13,2 m

sendo a média 8 m. A densidade varia de acordo com o grau de degradação, numa faixa de 600 a 3800 árvores por hectare. O diâmetro médio varia de 3,6 a 12,7 cm, e a área basal vai de 3,6 a 31,1 m² por hectare (Rodrigues *et al.*, 1995). Dentro da Baixada Santista as características estruturais dos bosques de mangue variam bastante de local para local em função do grau de conservação de cada área.

Embora os manguezais dessa região mostrem muitas alterações estruturais devidas a atividades antrópicas, eles mantêm suas funções de retenção de sedimentos e substâncias tóxicas. Sua localização entre as bacias dos rios e as águas costeiras permite que funcionem como uma barreira, retendo parte do material transportado pelo sistema fluvial, e parte da carga de poluentes, que sem eles atingiria o estuário.

Apesar do valor ecológico e do estado de deterioração já atingido por esses manguezais, como descrito em Rodrigues *et al.* (1987), ainda há as pressões para desenvolvimento das regiões costeiras. A utilização direta de áreas de manguezal inclui agricultura, construção de condomínios, indústrias, estradas, infraestrutura petroleira, atividades portuárias e expansão urbana. Todas essas atividades causam impactos crônicos e agudos nos recursos naturais da costa.

A região de Bertioga está localizada no setor nordeste da Baixada Santista, e seu difícil acesso até recentemente protegeu-a dos impactos humanos. Apesar de dois derrames de óleo em 1983 e 1984, os manguezais de Bertioga permaneceram preservados de outros impactos mais sérios, em função do pequeno desenvolvimento industrial dessa região, se comparada a outras regiões da Baixada Santista como Santos, Cubatão e São Vicente.

Nas margens do canal de Bertioga ocorrem manguezais que cobrem uma área de aproximadamente 23,6 km² (Herz, 1991). Os bosques da margem insular do canal formam uma estreita faixa de vegetação que vem sendo bastante alterada devido à construção da estrada que liga Bertioga ao Guarujá e ao crescimento de marinas. Atualmente, pouco resta do bosque original. A margem continental do canal, contudo, apresenta maior extensão de manguezais, que se estendem pelas margens dos rios adentro e ainda não foram seriamente alterados.

III. METODOLOGIA

1. MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

Para a realização deste estudo, foram selecionados dois sítios de amostragem (Fig. 6) ambos em manguezais mistos localizados ao longo das margens de dois rios que desembocam em um canal de maré: Rio Iriri e Rio Itapanhaú. Essa escolha deveu-se às semelhanças estruturais e ao fato do primeiro ter sido seriamente afetado por um derrame de óleo em 1984, e o outro não, de modo que seria possível compará-los considerando os efeitos do óleo.

Em cada sítio, foram delimitadas parcelas localizadas aproximadamente a 40 m para o interior da margem do rio. Inicialmente, foram feitas medidas de parâmetros estruturais para a caracterização dos bosques. Posteriormente, durante um período de dois anos (agosto de 1990 a julho de 1992), foram levantados dados referente à queda e estoque de serapilheira, decomposição de folhas de mangue, nutrientes (N e P) e carbono em diferentes compartimentos do ecossistema.

Além disso, com o intuito de caracterizar o estuário de Bertioga, foram realizadas medidas de uma série de parâmetros físico-químicos da qualidade da água como temperatura, salinidade, nível d'água, transparência da água e teores de nutrientes e carbono, bem como as concentrações de clorofila-a e feofitina-a. Nos manguezais propriamente ditos, foram feitas medidas de salinidade, pH e temperatura do sedimento. Todos esses procedimentos serão descritos a seguir em maior detalhe.

2. ESTRUTURA DO BOSQUE

Para a caracterização estrutural foram utilizadas 4 parcelas de 15 X 15 m em cada bosque, onde foram feitas medidas de altura das árvores e DAP (diâmetro à altura do peito), número de árvores e troncos. A partir dessas medidas foram calculados o DAP médio, a densidade do bosque e a área basal por espécie. Foram calculados, posteriormente, parâmetros fitossociológicos como frequência, densidade e dominância, além de índices compostos como os índices de valor de importância e de complexidade. Esse

levantamento foi realizado de acordo com os métodos descritos por Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984a).

3. ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Para a estimativa de biomassa do bosque, foi utilizada uma relação entre a biomassa e o diâmetro e a altura da árvore, estabelecida por Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984b):

$$B = b [(DAP)^2 \cdot h]^m$$

onde B = biomassa, DAP = diâmetro médio à altura do peito e h = altura média; b e m são constantes que dependem da espécie. Para *R. mangle*, b = 125,9571 e m = 0,8557 e para *L. racemosa* e *A. schaueriana*, b = 70,0513 e m = 0,9084. O cálculo da contribuição de biomassa para cada espécie foi feito usando o valor médio de densidade de cada uma (ind/0,1 ha).

4. CRESCIMENTO ARBÓREO E PRODUÇÃO DE MADEIRA

Para o acompanhamento do crescimento das árvores, foram medidos o diâmetro e a altura de 30 árvores de cada sítio, sendo 10 de cada espécie. As medidas foram efetuadas em 1991, 1992 e 1993, sempre no mês de agosto. Foram definidas classes diamétricas com intervalos de 2 cm, exceto a primeira (entre 2,5 e 4,0 cm) e a última (maior que 20,0 cm), escolhendo-se pelo menos um indivíduo de cada classe.

As árvores foram escolhidas de forma aleatória nas proximidades das parcelas, marcadas e numeradas. Quando, para uma determinada espécie, não se encontraram indivíduos com diâmetro acima de um valor específico, foram tomadas medidas em classes diamétricas inferiores, somando mais de um indivíduo por classe, até completar 10 árvores por espécie.

O aumento médio de DAP por ano foi calculado para cada espécie baseado nas três medidas de 1991 a 1993. A estimativa de crescimento anual total foi feita a partir da determinação da biomassa inicial e final segundo metodologia descrita anteriormente. A biomassa inicial (Bi) de uma árvore para

cada espécie foi calculada usando DAP e altura médios. A biomassa final (Bf) foi calculada adicionando-se ao DAP, o aumento médio por ano (i). O aumento da biomassa foi calculado pela diferença entre esses valores:

$$B_f - B_i = b[(DAP + i)^2 \cdot h]^m - b[(DAP)^2 \cdot h]^m = \text{prod. madeira}$$

A densidade de cada espécie (ind./0,1ha) foi, então, multiplicada pela biomassa de cada árvore da espécie. A soma dos aumentos de biomassa para cada espécie resultou no crescimento líquido total do manguezal em cada sítio.

5. PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA

A produção de serapilheira que, segundo Brown (1984), consiste em estruturas vegetativas e reprodutivas representando a fração da produção primária líquida que pode ser acumulada no sedimento do bosque, foi amostrada mensalmente de agosto de 1991 a julho de 1992.

A queda de serapilheira foi medida usando-se cestas coletoras de serapilheira, medindo 50 cm X 50 cm, instaladas a 1 m de altura do solo por meio de 3 pés. As cestas foram construídas com tubos e placas de PVC e tela de náilon com malha de 2 mm. Cinco cestas foram distribuídas aleatoriamente em cada parcela. O número de cestas por parcela foi determinado estatisticamente a partir da variabilidade amostral em um experimento preliminar com dez cestas por parcela durante quatro meses.

O material de cada cesta foi coletado mensalmente, e colocado em sacos de papel para ser secado em estufa a 60°C por 3 dias, ou até atingir peso seco constante. O material seco foi separado em três categorias, incluindo folhas, madeira e miscelânea (partes reprodutivas) e pesado. As folhas foram separadas por espécie, assim como os propágulos, flores e estípulas e, então, estes três foram contados.

6. ESTOQUE DE SERAPILHEIRA

As amostragens do estoque de serapilheira seguiram de forma paralela à produção de serapilheira. Para se obter esses dados, a área em torno de cada cesta coletora foi dividida em quadrantes, nos quais a amostragem foi feita alternadamente a cada mês. As amostras foram feitas utilizando-se um delimitador de madeira do mesmo tamanho das cestas coletoras, que era colocado sobre o solo. Todo o material vegetal contido nessa área foi coletado e armazenado em sacos plásticos.

No laboratório, esse material foi lavado em água corrente para remoção do sedimento. Para que não houvesse perda de material, a lavagem foi feita sobre uma peneira de malha de 0,5 mm. Este material foi secado em estufa a 60°C durante três dias, ou até atingir peso constante, sendo então separado em folhas por espécie, madeira e miscelânea, e pesado.

6.1 TAXA DE RENOVAÇÃO E TEMPO DE RESIDÊNCIA DA SERAPILHEIRA

Segundo Odum (1971 apud Brown, 1984), a renovação é a razão entre a produção e o estoque de serapilheira, e pode ser expressa como a taxa na qual se renova a serapilheira sobre o sedimento em uma unidade de tempo. A taxa de renovação da serapilheira é calculada segundo a razão:

$$k = L / X_{ss}$$

onde L é a produção de serapilheira e X_{ss} é o estoque de serapilheira na superfície do solo do manguezal no estado de equilíbrio.

O tempo de residência da serapilheira na superfície do sedimento do manguezal pode ser determinado usando o modelo matemático:

$$TR = 1/k = X_{ss}/L$$

indicando o tempo necessário para que todo o material acumulado sobre o sedimento se renove.

7. DECOMPOSIÇÃO

Para o estudo da taxa de decomposição, foram coletadas folhas senescentes cujo processo de abscisão estava quase completo, soltando-se do galho assim que tocada. Essas folhas foram separadas por espécie e secas ao ar até atingir peso constante, e posteriormente colocadas em sacos de decomposição confeccionados em tela de náilon com 2 mm de malha, medindo 25 X 15 cm. Em cada saco, foram colocados 6 g de folhas secas ao ar de cada espécie. Esse peso foi definido em função das medidas do estoque de serapilheira obtidas nas estações tentando simular as condições naturais a que as folhas são submetidas durante o processo de decomposição.

Os experimentos de decomposição foram realizados no verão, iniciando-se em fevereiro, e no inverno, com início em agosto. Os experimentos tiveram início em três épocas distintas: verão de 1990, verão de 1991 e inverno de 1991.

Nos experimentos de verão, foram preparados, para cada estação e para cada uma das três espécies de mangue, 27 sacos de decomposição, passando para 33 no experimento do inverno de 1991. Cada bateria de sacos foi colocada sobre o sedimento e amarrada a troncos ou raízes escora a aproximadamente 50 metros da margem do Rio. Retiraram-se sempre três sacos por espécie em cada sítio, após 3, 7, 15, 30, 60, 90 dias e, depois, a cada dois meses, até completar um ano.

O material retirado de cada saco de decomposição era lavado em água corrente para remoção do sedimento. Essa lavagem era feita sobre uma peneira de malha 0.5mm para evitar a perda de material. O material era então secado em estufa a 60°C durante três dias e depois pesado. Para se determinar o peso seco inicial, obteve-se, da mesma forma, o peso seco para uma amostra de folhas secas ao ar. O peso seco foi então dividido pelo peso seco ao ar obtendo-se um fator de conversão para cada espécie. Esse fator, multiplicado por 6 g, resulta no peso seco inicial.

7.1 TAXAS DE DECOMPOSIÇÃO

Os coeficientes de decomposição foram calculados a partir do ajuste do modelo exponencial às curvas de perda de peso seco:

$$M/M_0 = e^{-kt} \text{ ou } K = (\ln M_0 - \ln M)/t$$

onde M_0 é o peso seco inicial, M é o peso seco final, k é o coeficiente de decomposição e t , a duração do experimento.

A meia vida $T_{1/2}$ (em dias) do material em decomposição que corresponde ao tempo necessário para que metade do material foliar seja decomposto, é dada por:

$$T_{1/2} = t/k$$

Onde $t=0.695$ e k o coeficiente de decomposição

8. ESTIMATIVA DA EXPORTAÇÃO DA SERAPILHEIRA

A produção de serapilheira no manguezal pode seguir rotas distintas. A parte desse material que não é exportada permanece sobre o sedimento, constituindo o estoque de serapilheira. Esse estoque pode entrar em processo de decomposição ou então ser incorporado ao sedimento. Dessa forma, a estimativa de matéria orgânica exportada desse ecossistema pode ser efetuada através da quantificação das outras rotas. Portanto, para se estimar a exportação de matéria orgânica produzida pelo manguezal, são necessárias medidas de queda, estoque e decomposição de serapilheira, que estão combinadas na seguinte equação:

$$\text{Estoque de serapilheira} = \text{Queda de serapilheira} - (\text{Exportação} + \text{Decomposição})$$

$$\text{Exportação} = \text{Produção de serapilheira} - \text{Estoque} \times \text{taxas de decaimento}$$

8.1. MODELO DE DINÂMICA DA SERAPILHEIRA

Como uma síntese de todos os processos, um modelo da dinâmica da serapilheira foi construído para esses bosques de mangue.

$$\Delta LSC = LF - LE - D$$

$$\Delta LSC + LE = LF - D$$

$$LE = (LF - D) - \Delta LSC$$

$$D = (LSC \times k)$$

$$LE = LF - (LSC \times k) - \Delta LSC$$

onde LSC é o estoque, LF, a queda e LE, a exportação de serapilheira. D representa a decomposição e K seu coeficiente.

9. ANÁLISES QUÍMICAS

9.1. CONTEÚDO DE NUTRIENTES NAS FOLHAS

Para a análise de nutrientes (Nitrogênio e fósforo) e carbono nas folhas verdes, estas foram coletadas mensalmente, de forma aleatória. Com relação às folhas de serapilheira, após serem separadas por espécie e pesadas, foram reunidas tendo como produto final quatro réplicas referentes a cada parcela e a cada espécie. Quanto às folhas em decomposição, de cada estação, foram coletados três sacos por espécie. Após pesar o material contido em cada um, as três réplicas foram reunidas, formando uma única amostra para determinação de nutrientes.

Análises químicas do conteúdo de nutrientes foram realizadas em todas as amostras de serapilheira foliar, amostras das folhas em decomposição e da copa e em uma amostra de senescentes. Todas as amostras foliares foram secadas e depois moídas em um moinho e acondicionadas em sacos plásticos para as análises futuras. Para a determinação dos nutrientes no material vegetal as técnicas utilizadas foram: digestão sulfúrica para o nitrogênio total e digestão nítro-perclórica para o fósforo, descritas por Zagatto *et al.* (1981). A determinação do conteúdo de carbono total foi realizada através do

método da combustão via seca (Carmograph 12A "Wosthoff") descrito por Cerri *et al.* (1990). Todas as análises foram realizadas nos laboratórios do Centro de Energia Nuclear para a Agricultura (CENA-USP), em Piracicaba, SP.

9.1.1. Retranslocação de nutrientes nas folhas

- Para folhas senescentes:

$$[N]: N \text{ (mg)} / \text{folha} = PS \text{ (g)} / \text{folha} \times [N] \text{ (mg/g PS)}$$

$$\text{Mudanças no conteúdo de N } \% = (N_g - N_s) / N_g \times 100,$$

onde N_g é a $[N]$ nas folhas verdes e N_s é a $[N]$ nas folhas senescentes.

- Para a serapilheira foliar:

$$FV \text{ (mg/g)} - S \text{ (mg/g)} / FV \text{ (mg/g)} \times 100 = \% \text{ Retranslocação}$$

onde FV é a concentração do nutriente nas folhas verdes e S na serapilheira.

9.1.2. Variação dos nutrientes em folhas durante a decomposição

Foi determinada a concentração de nutrientes ao longo do processo de decomposição. Foi estabelecida uma variação dessa concentração com relação ao peso seco em mg/g (valor relativo) e a porcentagem da quantidade original presente (valor absoluto).

$$N_{\text{original}} = [N] \text{ (mg/gPS)} \times PS1 \text{ (g)} \quad \text{e} \quad N_t = [N] \text{ (mg/gPS)} \times PS2 \text{ (g)}$$

$$\% N_{\text{original}} = (N_o - N_t) \div N_o \times 100$$

Foram feitas também, análises de carbono orgânico total (C), nitrogênio Kjeldahl total (N) e fosfato total (P) mensalmente na água, e duas vezes por ano no sedimento superficial, à profundidade de 20 cm.

9.2. QUALIDADE DA ÁGUA

Foram estabelecidos seis pontos de amostragem de água para examinar a variabilidade espacial dos parâmetros de qualidade da água em sua superfície. Dois deles eram exatamente em frente aos sítios de mangue, e os outros quatro foram distribuídos ao longo do canal entre os dois primeiros.

As amostras foram coletadas mensalmente na preamar e na baixamar, nos seis pontos de amostragem de água durante o período de abril de 1990 a março de 1991, sendo que após este período, as amostragens passaram a ser realizadas apenas nos pontos 1 e 5 na baixamar (Fig. 6).

As amostras de água foram tomadas à uma profundidade de 20 cm. No campo, foram obtidas a temperatura, a salinidade e a transparência e as amostras de água foram preparadas para a análise de nutrientes e pigmentos. O procedimento de amostragem para a coleta de água seguiu a metodologia descrita em CETESB (1987).

As medidas de salinidade foram realizadas na água superficial nos pontos de amostragens utilizando o refratômetro modelo 10419 da "American Optical". A temperatura dessa água foi medida com um termômetro de mercúrio. Os dados de transparência foram obtidos mensalmente, utilizando o disco de Secchi.

Para identificar o padrão anual de concentração de nutrientes na água, foram determinados os seguintes nutrientes: nitrogênio Kjeldahl total (N), fosfato total (P), e carbono orgânico dissolvido (C). Para estas determinações, seguiu-se a metodologia descrita no "Standard Methods" (APHA, 1986).

Para a análise de clorofila e feofitina, coletou-se um litro de água da superfície, utilizando-se um frasco de vidro âmbar. As amostras foram preservadas com 1 ml de solução saturada a 1% de carbonato de magnésio por litro de amostra, acondicionada em gelo (4°C) e protegida da luz até ser filtrada. O procedimento das análises de clorofila-a e feofitina-a e sua determinação por espectrofotometria foram feitos segundo a Norma Técnica CETESB L5.306 (1990).

9.3. CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO

A salinidade do solo em cada sítio foi medida mensalmente, a partir de amostras de água intersticial obtidas através de tubos instalados em cada bosque. Os tubos, instalados a aproximadamente 40 m da margem d'água, eram tubos plásticos de PVC com 5 cm de diâmetro perfurados na parte inferior, sendo a extremidade superior fechada por uma tampa. Os tubos foram colocados no sedimento a uma profundidade de aproximadamente 0,5m de modo que as perfurações estivessem na mesma profundidade do sistema radicular. Os tubos ultrapassavam a superfície do solo até um nível superior às marés mais altas. Antes de cada medida, para a coleta de água intersticial, esvaziava-se o tubo com auxílio de uma bomba de mão. A amostra coletada era, portanto, da água que volta a se acumular dentro do tubo depois de um certo tempo.

As determinações de salinidade, efetuadas com refratômetro manual modelo 10419 da "American Optical Goldberg", foram realizadas mensalmente, de maio/90 a julho/92, nos dois sítios em água das poças (5 réplicas), e água intersticial a 20 cm (2 réplicas).

9.3.1 Temperatura e pH do sedimento

Foram realizadas duas medidas de temperatura do sedimento em cada sítio, no período de dezembro/91 a julho/92, utilizando-se um termômetro de mercúrio. O pH do sedimento foi obtido mensalmente de maio/91 a julho/92, utilizando-se um potenciômetro Metrohm Herisau, modelo E588, com escala de 0 a 7+ e 7 a 14-, em 5 pontos diferentes em cada sítio.

Para a determinação de nutrientes (Nitrogênio Total e Fósforo total) e carbono orgânico total foram coletadas duas amostras de sedimento a 20 cm de profundidade, em cada sítio, e acondicionadas em gelo. O procedimento de coleta seguiu a metodologia descrita em CETESB (1987). As coletas foram realizadas em maio e junho de 1990, abril e outubro de 1991 e em maio de 1992. As análises químicas foram feitas de acordo com o "Standard Methods" (APHA, 1986).

10. HIDROLOGIA

Medidas contínuas do nível d'água foram feitas utilizando-se um linígrafo marégrafo Hidrocean, modelo Olimpi - S/03, adaptado com impressora digital. O aparelho foi instalado em março de 1991, no Canal da Bertioga, próximo à desembocadura do Rio Iriri (Fig. 6) e mantido até julho de 1992. As variações da maré foram registradas de hora em hora.

A análise da maré do canal de Bertioga foi feita de acordo com os métodos descritos por Kjerfve (1990). Com uma série temporal da dados de nível d'água foi realizada (através de programas matemáticos de computador) uma análise harmônica, que é o ajuste dessa série a uma curva sinoidal, o que permite a caracterização da maré do local.

Além disso, realizaram-se medidas do nível da água durante 12 horas, nos dois sítios simultaneamente, usando uma régua fixada na margem dos rios. Também foram feitas medidas topográficas ao longo de um transecto de 100 metros, em direção ao interior do bosque, perpendicular à linha d'água, a fim de se obter a frequência de inundação e o nível da água no interior do bosque.

11. ANÁLISE ESTATÍSTICA

11.1. CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA

Para comparar a preamar e a baixamar para todas as variáveis estudadas, controlando a fonte de variação referente aos seis pontos, foi feita uma análise de variância (paramétrica e não paramétrica, dependendo da aceitação ou não da hipótese de homogeneidade de variâncias para cada variável. Os fatores analisados foram maré (preamar e baixamar), ponto (1 a 6) e sua respectiva interação (Maré x ponto).

Com o propósito de detectar possíveis semelhanças entre os seis pontos de amostragem da água quanto às variáveis físico-químicas e biológicas, foi feita uma análise de agrupamento (cluster) utilizando a Distância Euclidiana

Simples e o Método de Ward (variância mínima) (Neter *et al.*, 1990; Johnson & Winchurn, 1982). As variáveis consideradas para essa análise foram salinidade, transparência, temperatura, fósforo, nitrogênio, carbono, clorofila-a e feofitina-a.

Como complemento à análise de agrupamento, foram comparados os grupos formados quanto às variáveis analisadas, para definir quais delas mais diferenciavam os grupos e qual o comportamento delas em cada grupo. Essa comparação foi feita pela análise de variância de cada uma das variáveis analisadas.

Assim como para transparência, os valores de carbono também sofreram uma transformação para homogeneizar as variâncias. Os valores de transparência foram transformados em logaritmo e no segundo caso foi utilizado o inverso dos valores de carbono.

Os dados obtidos no Rio Iriri e no Itapanhaú durante dois anos foram submetidos a uma análise de variância para avaliação de diferença entre os anos e entre os sítios. Essa análise utilizou a média de todos os meses, juntando baixamar e preamar para todas as variáveis, com exceção de salinidade e transparência, que apresentaram diferença significativa entre as marés.

11.2. PRODUÇÃO E ESTOQUE DE SERAPILHEIRA

Foi utilizado um planejamento de medidas repetidas do tipo "split-split-plot" para testar as diferenças em produção e estoque de serapilheira. Esse delineamento multifatorial leva em conta a natureza não aleatória do tempo dentro dos sub-plots (cestas coletoras ou delimitadores). De acordo com o desenho experimental (Fig. 7), as parcelas (plots) são consideradas as unidades experimentais e as cestas, as unidades amostrais. A variável resposta foi o peso seco de serapilheira de cada componente. Foram considerados, no estudo, três fatores: local, ano e mês (Neter *et al.*, 1990; Winer, 1971).

Figura 7: Esquema ilustrativo do desenho experimental relativo à amostragem da serapilheira em cada bosque de mangue.

11.3. DECOMPOSIÇÃO

A massa remanescente, em função do tempo, segue um modelo exponencial negativo:

$$M = M_0 \cdot e^{-kt}$$

onde M é o peso seco no tempo t , M_0 é o peso seco inicial, e t , o tempo em dias (Olson, 1963).

Aplicando-se a transformação logaritmo natural, foi possível linearizar o modelo descrito acima, ajustando-se, então, uma regressão linear aos dados, para o cálculo das taxas de decomposição. Foi selecionado um período de 150 dias, uma vez que a maior parte da decomposição ocorreu dentro desse período de tempo para todas as espécies.

Cada um dos conjuntos de folhas de uma mesma espécie, coletados em cada um dos locais, foi considerado como uma unidade experimental, a qual foi sub-amostrada para a formação dos vários sacos de decomposição foliar (unidades de observação). Assim, adotou-se um modelo de Análise de Variância no qual se levou em conta o fato de serem feitas observações repetidas numa mesma unidade experimental (Neter *et al.*, 1990).

Foi necessária a transformação dos dados de taxa de decomposição, sendo utilizada a transformação logarítmica, a fim de que a hipótese de homogeneidade de variâncias pudesse ser assumida (uma exigência para a aplicação do modelo descrito). O efeito dos fatores local, espécie, ano e estação e de suas respectivas interações, foi analisado pelo modelo de Análise de Variância, sendo que os efeitos considerados não-significantes (sob $\alpha = 0,05$) foram descartados e a análise refeita. Foram feitos contrastes para os efeitos considerados estatisticamente significantes, a fim de se verificar quais níveis destes fatores diferiam entre si.

11.4. TAXAS DE RENOVAÇÃO

Para comparar as taxas de renovação obtidas neste estudo foram testados os efeitos dos fatores: local, ano e componente da serapilheira (folhas, madeira e miscelânea) e suas interações sendo analisados pelo modelo de análise de variância. Como não houve interação de 2ª ordem esta foi eliminada do modelo final, sendo realizadas comparações múltiplas dos efeitos considerados significantes.

11.5. CONTEÚDO DE NUTRIENTES NA FOLHAS

Para comparar o conteúdo de nutrientes nas folhas nos diferentes anos, locais, espécies e tipos de folhas estudados, foi utilizada uma análise de variância. Nenhuma interação de 2ª ou 3ª ordens foi considerada significativa, sendo, portanto, eliminadas no modelo final. Foram feitas comparações múltiplas dos efeitos significantes.

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

Os sítios de amostragem são manguezais de franja localizados nas margens dos rios Iriri e Itapanhaú, que desembocam no canal de Bertioga (Fig. 6). Ambos são constituídos por bosques mistos, apresentando três espécies: *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*.

1.1. CLIMA

As variações climáticas nos dois anos de amostragem seguiram o mesmo padrão sazonal descrito para a média de dez anos na região (Tabela 2). As temperaturas médias anuais nos anos amostrais foram 22,9°C no primeiro ano e 23,4°C no segundo. No período de amostragem, a temperatura a média das máximas variou de 21,2°C a 31,3°C. As médias das mínimas estiveram entre 15,3°C a 23,4°C (Fig. 8). As temperaturas mais baixas concentraram-se nos meses de julho e agosto enquanto que as mais altas foram obtidas principalmente de dezembro a fevereiro.

A precipitação total no período de agosto de 1990 a julho de 1991 (ano 1) foi de 1138 mm, enquanto no ano seguinte (ago/91 a jul/92), foi 1301 mm. Embora a distribuição das chuvas tenha sido similar ao padrão da região os valores obtidos para os dois anos estão abaixo da média, podendo então ser considerados como anos mais secos.

Quando se observa o climatograma construído para o período de amostragem deste estudo (Fig. 9), destacam-se como períodos de alta precipitação (acima de 100mm), janeiro a março, outubro e dezembro de 91, janeiro, abril e maio de 92. Fevereiro e junho de 92 se apresentaram como meses secos, segundo o modelo de climadiagrama proposto por Walter e Lieth (Walter, 1986), consistindo em meses atípicos para a região da Baixada Santista. O maior valor de precipitação no período foi observado em março de 91, 394 mm, contra 19,4 mm em fevereiro de 92, como o menor valor (Fig. 9).

Santos (1965) apresentou um acompanhamento da precipitação anual em Santos, de 1944 a 1962, quando esses valores variaram, aproximadamente, de 1300 a 2900 mm (e até 4500 mm em 1960), com precipitação anual média,

para o período, de cerca de 2300 mm. Dessa forma, pode-se concluir que o estudo aqui realizado coincidiu com um período atípico para a região, com valores de precipitação próximos ou inferiores aos mais baixos registrados naquele acompanhamento (Fig. 4).

1.2. O ESTUÁRIO DE BERTIOGA

1.2.1. Maré

A maré no Canal da Bertioga é do tipo misto, principalmente semidiurna, com um form number de 0,39, uma amplitude média de 1,2 m, uma amplitude de maré de sizigia de 1,4 m e uma amplitude de quadratura de 0,9 m. A tabela 2 apresenta as amplitudes e fases de maré para o Canal da Bertioga, calculadas de acordo com a análise harmônica descrita por Franco (1988) e baseadas em dados de nível da água de hora em hora em 29 dias (8/nov a 6/dez/91). Todos os componentes de maré foram significantes sob nível de probabilidade de 0,90. Apenas os constituintes com amplitude maior do que 2 cm foram incluídos. Uma vez que a maré no local não é puramente semidiurna, a sua estatística está subestimada.

$$\text{Form Number}^3 = (K_1 + O_1)/(M_2 + S_2) = (7.6 + 9.9)/(32.8 + 11.8) = \underline{0.39}$$

1.2.2. Qualidade da água do estuário

1.2.2.1. Temperatura da água

Comparando-se os valores obtidos na baixamar e na preamar, percebe-se que os últimos foram, geralmente, um pouco mais altos, mas essa diferença não foi significativa. A temperatura da água variou de 19,0°C, em outubro, a 28,0°C em fevereiro e março, com média de 23,8 (s = 2,8)°C. A variação da temperatura da água reflete claramente a variação da temperatura do ar no decorrer do ano. Comparando a temperatura da água com o climatograma (Fig. 9), pode-se perceber a relação direta entre as temperaturas do ar e da água.

³ "Form number" é uma razão entre amplitudes que permite classificar a maré de acordo com o seu tipo (diurna, semi-diurna ou mista)

1.2.2.2. Salinidade

A salinidade na preamar foi significativamente mais alta do que na baixamar. Na preamar sua variação foi de 2,0 ‰ em dezembro, a 35,5 ‰, em junho, com média anual de 22,9 ($s = 9,7$) ‰. Na baixamar ela variou de 0,2 ‰ em fevereiro, a 28,5 ‰, em junho, com média anual de 14,3 ‰ ($s = 7,3$).

Os pontos 3, 6 e 2 apresentaram valores mais altos durante a maior parte do ano, enquanto o 4 e o 5 tiveram, quase sempre, os mais baixos, ficando o ponto 1 numa posição intermediária, na baixamar. Na preamar, essa situação se alterou, com os pontos 4 e 6 apresentando os maiores valores de salinidade em muitos meses de amostragem e os pontos 1 e 2, os menores. O ponto 3 apresentou valores intermediários e o 5 ocupou diversas posições ao longo do ano, mostrando talvez um comportamento mais sazonal.

1.2.2.3. Transparência

A transparência da água na preamar foi significativamente mais alta do que na baixamar. Ao longo dos rios e do Canal da Bertioga, esse parâmetro variou de 0,0 m, em julho, a 2,6 m, em novembro, na baixamar, com média de 0,96 ($s = 0,45$) m, e de 0,2 m, em junho, a 2,5 m, em novembro, na preamar, com média de 1,12 ($s = 0,51$) m.

De uma maneira geral, os menores valores de transparência da água foram observados no verão, provavelmente devido ao carreamento, pelos rios, de material em suspensão durante a época chuvosa, ocasionando grande turbidez, o mesmo não ocorrendo no inverno, quando são encontrados valores mais altos daquele parâmetro.

A água da região da embocadura do Canal da Bertioga apresentou maior transparência devido à maior influência da água marinha e maior profundidade, que levam a uma menor turbidez.

Os baixos valores de transparência da água encontrados no Rio Iriri podem ser explicados por sua reduzida profundidade, o que o torna mais vulnerável à ressuspensão dos sedimentos de fundo.

1.2.2.4. Nutrientes e carbono

Fosfato total

Não houve diferença significativa entre as marés alta e baixa. O teor de fosfato encontrado ao longo dos rios e do Canal da Bertioga variou de 0.01 mg/L, em setembro, a 0.29 mg/L, em junho, além de 0,5 mg/L como valor discrepante, em janeiro e maio, com média de 0,11 ($s = 0,08$) mg/L (Tabela 3).

Setembro e outubro foram os meses com menores concentrações de fosfato em quase todos os pontos, tanto na baixa como na preamar. Os maiores valores foram encontrados, geralmente, no verão, em especial nos meses de dezembro e janeiro, na baixamar, e novembro, dezembro (3, 4, 6) e junho e julho (1, 2, 5), na preamar.

Nitrogênio total

Não foi detectada diferença significativa entre as marés. A concentração de nitrogênio nos pontos de amostragem variou de menos de 0.05 mg/L, em abril, até 2,55 mg/L, em junho, com média de 0,65 ($s = 0,42$) mg/L (Tabela 3) (o limite de detecção para o teor de nitrogênio é 0,05 mg/L). Os meses com menor concentração de nitrogênio total da água superficial, foram claramente abril e maio. Foram registrados, também, três picos, em junho, janeiro e outubro.

Analisando as concentrações de nitrogênio, da mesma forma que o fósforo, os dois picos observados ao longo do ano ocorreram em junho e janeiro. Estes aumentos poderiam ser atribuídos, assim como para o fósforo, ao aumento de despejos domésticos, nas férias de verão, justificando o pico de janeiro, e ao menor aporte de água de chuva no inverno, levando a uma maior concentração de nitrogênio.

Comparando-se os valores de nutrientes obtidos no canal de Bertioga com os valores médios apresentados por Kemp (1990) para o mar e rios (Tabela 3), nota-se que o canal possui águas com teores elevados desses nutrientes.

Carbono orgânico dissolvido

Os teores de carbono orgânico dissolvido na água estiveram, muitas vezes, abaixo do limite de detecção (2,0 mg/L) do método de análise. Todos os pontos de amostragem ficaram abaixo desse limite em vários meses do ano. Assim, serão apresentados apenas os valores máximos a que se chegou.

As diferenças entre baixamar e preamar não foram consideradas estatisticamente significantes. O teor de carbono alcançou o valor de 10,0 mg/L, em outubro, na baixamar, e 8,1 mg/L na preamar, em dezembro. O valor médio desse parâmetro foi 2,9 ($s = 2,3$) mg/L.

Mais de 30% das amostras apresentaram teores de carbono orgânico dissolvido inferiores a 2,0 mg/L. De um modo geral, a frequência desse fato foi maior na preamar (mais de 60% dos meses na preamar contra mais de 40% na baixamar).

No que se refere ao material alóctone de um ecossistema aquático, esse pode advir de sete fontes básicas (Pieczyńska, 1975, apud Lamparelli, 1989): afluentes, água subterrânea, precipitação atmosférica, erosão superficial, erosão da margem, serapilheira e esgotos domésticos, podendo ter ou não caráter orgânico.

Neste estudo, os teores de carbono orgânico dissolvido observados ao longo do ano apresentaram um pico entre outubro e dezembro, antecedendo o pico de clorofila-a, que ocorreu nos meses de dezembro e janeiro (material autóctone), e acompanhando a produção de serrapilheira, cujo pico ocorreu em dezembro. É interessante notar que durante os meses de abril e maio, embora os valores não sejam tão elevados como os observados nos meses de pico, são altos os teores de carbono orgânico dissolvido. Talvez esse fato esteja relacionado com um aumento na produtividade do manguezal, pois, em abril, tanto no Rio Iriri como no Itapanhaú, observaram-se valores altos de queda de serapilheira devido à produção das partes reprodutivas.

Dessa forma, pode-se dizer que há uma sazonalidade na concentração de carbono na água e que esta pode estar sendo modulada pela produção de matéria orgânica no manguezal, bem como no próprio estuário.

1.2.2.5. Pigmentos na água

Clorofila-a

Não houve diferença significativa entre os valores da baixamar e da preamar. O teor de clorofila-a variou de 0.0 $\mu\text{g/L}$, em diversos meses a 14,70 $\mu\text{g/L}$, em dezembro, com média de 1,7 ($s = 2,4$) $\mu\text{g/L}$.

Neste trabalho, observou-se um pico de clorofila-a durante os meses de dezembro e janeiro (verão) para a maioria dos pontos, acompanhando um dos picos de nutrientes, que ocorre no verão, o que sugere que os nutrientes estejam modulando a produção. Entretanto, também houve aumento de nutrientes em junho e isto não se refletiu nos níveis de clorofila. Cabe ressaltar que não se dispõem de dados de pigmentos em julho, e que talvez tenha ocorrido algum aumento nos valores deste parâmetro neste mês. Além disso, a variação da lintensidade luminosa, sendo maior no verão do que no inverno, também pode estar colaborando para estes resultados.

Ao comparar os pontos de amostragens nos manguezais (rios Iriri e Itapanhaú), pode-se observar que os maiores valores de clorofila-a foram obtidos no primeiro na maré alta. Isto coincide também com os valores de nutrientes, que são maiores no Rio Iriri durante a preamar. Isto indica também que os nutrientes podem estar modulando a produção de clorofila.

É difícil determinar a importância relativa de cada fator na regulação da produção de fitoplâncton. Day *et al.* (1988) observaram, na Laguna de Términos (México), picos de produção de fitoplâncton durante a época de chuvas e, conseqüentemente, de maior descarga fluvial e aporte de nutrientes.

Ao comparar os resultados obtidos com outros estudos, pode-se observar que estes foram semelhantes. Neste trabalho, os valores ao longo do ano variaram de 0,0 a 14,7 $\mu\text{g/L}$. Já Lopes & Panitz (1992) obtiveram valores entre 1,35 e 11,55 $\mu\text{g/L}$, no estuário de Florianópolis, enquanto Day *et al.* (1988) obtiveram de 0,3 a 16,7 $\mu\text{g/L}$ na Laguna de Términos (México). Twilley (1988) apresentou uma tabela síntese, que mostra valores médios de 0,8 $\mu\text{g/L}$ (Lacadive Sea) e 1,9 $\mu\text{g/L}$ (Goa, Índia) e faixas de 0,4 a 10,5 $\mu\text{g/L}$ (Índia) e 0,2 a 4,2 $\mu\text{g/L}$ (Flórida).

Feofitina-a

Comparando-se os teores de feofitina-a encontrados na baixa e na preamar, não houve diferença significativa entre eles. A concentração de feofitina-a variou de 1.04 $\mu\text{g/L}$, em junho, a 37.51 $\mu\text{g/L}$, em dezembro, com média de 5,4 ($s = 5,2$) $\mu\text{g/L}$. Na baixamar, o ponto que apresentou os maiores valores ao longo do ano foi o 3, seguido pelos pontos 1 e 2, enquanto, na preamar, o ponto 1, seguido pelo 2, foi o mais rico em feofitina.

1.2.3. Caracterização espacial das águas do estuário de Bertioga

Através da análise de agrupamento, foram obtidos quatro grupos: pontos 1 e 2, ponto 3, pontos 4 e 5, ponto 6. Assim, quanto às variáveis analisadas na água, podem ser consideradas quatro províncias na região estudada:

- A- pontos 1 e 2 - (Rio Iriri :mangue e desembocadura);
- B- ponto 3 - (Canal de Bertioga: porção média);
- C- pontos 4 e 5 - (Rio Itapanhaú: desembocadura e mangue);
- D- ponto 6 - (Canal de Bertioga: desembocadura).

Os principais parâmetros de diferenciação dos grupos foram fosfato, clorofila-a, feofitina-a, transparência (baixamar e preamar) e salinidade (baixamar, sob nível de significância de 7%). Os grupos mais bem definidos foram o dos pontos 4 e 5 e o formado pelos pontos 1 e 2 que correspondem às regiões dos rios. As províncias B e D não apresentaram nenhuma diferenciação significativa das variáveis entre elas, provavelmente devido à grande variabilidade encontrada.

O Rio Iriri apresentou maior concentração de fosfato do que o Rio Itapanhaú e a desembocadura do Canal da Bertioga. Com relação aos pigmentos, clorofila-a e feofitina-a, estes também foram mais elevados no Iriri e na região média do canal do que no Itapanhaú.

A transparência da água do Iriri foi menor, na baixamar, do que em qualquer outro local. Na preamar, esse parâmetro, no Iriri, foi inferior à região média e à desembocadura do canal. Essas relações eram esperadas, uma vez que, como já foi dito, o Rio Iriri tem menor profundidade, favorecendo a ressuspensão de sedimentos.

A salinidade na baixa mar foi menor no Itapanhaú do que na região média e na desembocadura do canal. O maior aporte de água doce naquele rio pode explicar tal diferença. Foram detectados teores médios de salinidade na baixamar (sob nível de significância de 7%), menores no grupo dos pontos 4 e 5 do que nos grupos do ponto 3 e no do ponto 6.

1.3. QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS IRIRI E ITAPANHAÚ

1.3.1. Temperatura

No Rio Iriri, a temperatura da água variou entre 19,5°C (agosto, outubro e julho) e 27,0°C (dezembro, janeiro e abril), no primeiro ano, e entre 19,0°C (outubro) e 27,0°C (dezembro), no segundo. No Rio Itapanhaú, a temperatura oscilou entre 18,0°C (julho) e 26,0°C (dezembro e janeiro), no primeiro ano, e entre 18,5°C (outubro) e 27,5°C (fevereiro), no segundo.

Nota-se que há uma variação sazonal nesse parâmetro ambiental, com as maiores temperaturas de dezembro a fevereiro e em abril e com valores mais baixos no período de maio a outubro nos dois anos e ambos os sítios.

Não houve diferenças significativas de temperatura da água entre os anos ou os pontos de amostragem. Esse resultado era esperado, uma vez que os dois pontos estão sujeitos às mesmas condições meteorológicas.

1.3.2. Salinidade

No Rio Iriri, a salinidade da água superficial variou entre 5,0‰ e 25,0‰, no primeiro ano, e de 2,0‰ a 25,0‰ no segundo. O Rio Itapanhaú apresentou valores entre 0,2‰ e 14,0‰, no primeiro ano, e entre 4,0‰ e 25,0‰ no segundo.

Houve diferença significativa de salinidade entre os anos amostrais, com maiores valores no segundo ano. A diferença entre anos pode ser explicada pela maior quantidade de chuva observada no segundo ano (Tabela 4). A comparação dos pontos mostrou que o Rio Iriri teve valores significantemente mais altos que os do Rio Itapanhaú. A maior salinidade encontrada no ponto do Rio Iriri pode ser explicada pelo menor volume de água desse rio.

1.3.3. Transparência

Os valores de transparência da água no Rio Iriri variaram de 0,3 m a 1,0 m, no primeiro ano, e de 0,2 m a 1,3 m, no segundo, na baixamar. Esses valores apresentaram pouca variação ao longo do ano e mesmo de um ano para outro. No Rio Itapanhaú, a transparência esteve entre 0,4 m e 2,0 m (maio), no primeiro ano, e entre 0,6 m e 2,0 m, no segundo. Observou-se valores mais altos de transparência em novembro de 90, maio de 91 e junho de 92.

Com relação aos pontos de amostragem, o Rio Itapanhaú apresentou valores significativamente mais altos. Considerando que os rios Iriri e Itapanhaú têm profundidades diferentes, seria possível que seus valores de transparência fossem diferentes mesmo com concentrações de material em suspensão iguais. O Rio Iriri é bastante raso, apresentando, assim, baixos valores de transparência. Mas, além disso, este rio apresentou maior teor de carbono orgânico dissolvido na água, o que também pode contribuir para a menor transparência.

1.3.4. Nutrientes e carbono

Fosfato total

Os teores de fosfato na água no Rio Iriri variaram de 0,03 a 0,23 mg/L, com média de 0,099 mg/L no primeiro ano, e de 0,05 a 0,13 mg/L, com média de 0,098 mg/L no segundo. Os maiores valores foram encontrados em novembro, dezembro, março e junho. No Rio Itapanhaú, a concentração de fosfato variou de 0,01 a 0,108 mg/L (dezembro), com média de 0,07 mg/L no primeiro ano, e de 0,038 a 0,135 mg/L, com média de 0,07 mg/L no segundo (Tabela 5). As concentrações de fosfato foram significativamente mais altas no segundo ano (sob um nível descritivo de 4,4%). Os teores de fosfato na água do Rio Iriri foram considerados significativamente mais altos do que os do Itapanhaú.

Nitrogênio total

No Rio Iriri, a concentração de nitrogênio na água variou de 0,20 a 1,00 mg/L com média de 0,68 mg/L, no primeiro ano, enquanto no segundo, foi de 0,10 a 1,0 mg/L, com média de 0,34 mg/L. Os meses com maiores concentrações foram janeiro, outubro e fevereiro do primeiro ano.

No Rio Itapanhaú, os teores de nitrogênio foram de 0,15 mg/L a 1,10 mg/L, no primeiro ano, com média de 0,62, e de 0,10 mg/L a 0,80 mg/L, com média de 0,32 no segundo. Os teores de nitrogênio encontrados no primeiro ano foram significativamente mais altos do que no segundo. Quanto aos pontos de amostragem, os valores foram considerados semelhantes (Tabela 5).

Carbono orgânico dissolvido

No ponto do Rio Iriri, os teores de carbono variaram de menos de 2,0 mg/L (setembro, fevereiro e junho) a 8,35 mg/L com média de 3,57mg/L , no primeiro ano, e de menos de 2,0 a 5,45 mg/L no segundo com média de 3,27 (Tabela 5). No Rio Itapanhaú, o carbono orgânico dissolvido apresentou valores de menos de 2,0 a 10,0 mg/L com média de 3,32 mg/L , no primeiro ano, e de menos de 2,0 a 4,8 mg/L, no segundo com média de 2,24 mg/L (Tabela 5).

Na análise de variância, foi detectada uma interação ano x local. No segundo ano, o Rio Iriri apresentou maior concentração de carbono (Tabela 5). As outras comparações, entre anos e entre os locais no primeiro ano, não mostraram diferenças significativas.

1.3.5. Pigmentos na água

Clorofila-a

No ponto do Rio Iriri, o teor de clorofila-a na água variou de 0 a 4,01 $\mu\text{g/L}$ no primeiro ano, enquanto no segundo, esses valores foram de 0,76 a 3,71 $\mu\text{g/L}$. O ponto do Rio Itapanhaú apresentou valores entre 0 e 1,85 $\mu\text{g/L}$, no primeiro ano. No segundo, esses valores variaram de 0,71 a 18,86 $\mu\text{g/L}$.

A partir dessa análise, foi detectada uma interação entre ano e local. A comparação dos anos dentro dos pontos mostrou que, no Rio Iriri, não houve diferença entre os anos, mas no Rio Itapanhaú, os valores foram significativamente mais altos no segundo ano. A análise dos pontos de amostragem nos diferentes anos mostrou que, no primeiro ano, o Iriri apresentou teores de clorofila significativamente mais altos do que o Itapanhaú. Já no segundo ano, não houve diferença entre os pontos.

Feofitina-a

No ponto do Rio Iriri, o teor de feofitina variou de 0,03 a 14,79 $\mu\text{g/L}$, no primeiro ano, e de 1,13 a 14,57 $\mu\text{g/L}$, no segundo. As maiores concentrações de feofitina foram encontradas de novembro de 90 a fevereiro de 91, abril e junho de 91, no primeiro ano, e setembro-outubro e dezembro de 91, no segundo. No ponto do Rio Itapanhaú, a feofitina variou de 1,0 a 5,19 $\mu\text{g/L}$, no primeiro ano, e de 1,1 a 17,44 $\mu\text{g/L}$, no segundo. As maiores concentrações, no primeiro ano, foram registradas em setembro de 90 e março e maio de 91, enquanto o segundo ano apresentou sempre valores maiores, com as concentrações mais altas em agosto, setembro e dezembro de 91 e fevereiro de 92.

Da mesma forma que para clorofila, aqui também foi detectada uma interação ano x local, com as mesmas relações. O teor de feofitina no Itapanhaú foi mais alto no segundo ano do que no primeiro, enquanto no Iriri, os anos foram semelhantes. Quanto aos locais, no primeiro ano, o Iriri teve valores mais altos do que o Itapanhaú, mas no segundo ano, os dois pontos tiveram teores semelhantes.

1.4. HIDROLOGIA E TOPOGRAFIA

Os registros do nível d'água durante um ciclo de maré mostraram que, durante a preamar, a água atingiu a margem do manguezal aproximadamente ao mesmo tempo nos dois sítios (Fig. 10). No entanto, a inundação é mais longa no Iriri, cerca de 6 horas, enquanto no Itapanhaú é de apenas 4 horas. Além disso, o nível da água no Iriri alcançou 42 cm de altura dentro do bosque contra 27 cm no Itapanhaú. A diferença entre os regimes de inundação é devida às características topográficas descritas a seguir.

Os perfis topográficos dos sítios (Fig. 11) indicam que não há uma variação significativa na altura do sedimento, sendo que as duas áreas são relativamente planas, embora ocorram depressões de alguns centímetros nas duas áreas. No entanto, no sítio Rio Itapanhaú, as depressões são menores do que no Iriri, havendo também uma elevação contínua em direção ao interior do bosque. No Itapanhaú a altura do sedimento na margem do rio é 10 cm maior do que no Iriri, o que explica porque este sítio é inundado um pouco antes e por mais tempo do que o Itapanhaú (Fig. 12).

1.5. CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO

1.5.1. Salinidade de poças

A salinidade da água de poças no sítio Rio Iriri variou de 14,4‰ a 24,6‰ , no primeiro ano, e de 8,0‰ a 30‰ no segundo. No sítio Rio Itapanhaú, foram obtidos valores entre 9,2 ‰ e 31‰ no primeiro ano, e 15,4 ‰ a 33,3 ‰ no segundo. Valores muito baixos, como aqueles encontrados em janeiro e outubro de 91, respectivamente, em poças d'água dos manguezais do Itapanhaú e do Iriri, podem ser devidos às chuvas registradas no período de 24 horas anterior à coleta. Não existe um padrão sazonal, a salinidade da água de poças oscilou bastante de um mês para outro, tanto no Rio Iriri como no Itapanhaú (Fig. 13).

1.5.2. Salinidade da água intersticial

A salinidade da água intersticial do sítio Rio Iriri apresentou valores entre 16,6‰ e 27‰ no primeiro ano, e de 21‰ a 27,5‰ , no segundo. Houve pouca diferença nos valores ao longo do ano (Fig. 14). No Itapanhaú, a salinidade intersticial foi mais alta, variando de 26‰ a 35‰ e de 20,5‰ (abril) a 31,5‰, nos anos amostrais. Aqui, também houve pouca variação ao longo do ano (Fig. 14). O valor médio do Rio Iriri foi de 26 ‰ enquanto que no rio Itapanhaú foi de 30 ‰. A diferença de salinidade entre os sítios foi considerada estatisticamente significativa pelo teste t-Student (sob nível de 5%), tanto para a água de poças como intersticial.

Os diferentes valores de salinidade obtidos refletem a distribuição da precipitação ao longo do ano, sendo mais baixos nos meses em que esta é maior, e mais altos no inverno, quando diminuem as chuvas. A proximidade da estação Rio Itapanhaú em relação ao mar pode explicar a maior salinidade nessa área. Além disso, o manguezal do Rio Itapanhaú permanece inundado pela maré menos tempo que o do Rio Iriri, podendo ser maior a taxa de evaporação e, portanto, concentrando o sal do substrato.

1.5.3. Temperatura e pH do sedimento

As temperaturas registradas no sedimento dos dois sítios não apresentaram diferença significativa entre si. No sedimento do Rio Iriri, a temperatura variou de 22,0°C (agosto e junho) a 26,0°C (março), enquanto no Rio Itapanhaú, esse parâmetro variou de 20,5°C (agosto) a 27,0°C (março) (Fig. 15). A temperatura do sedimento apresentou comportamento sazonal, com maiores valores no verão, acompanhando a sazonalidade climática, mostrada na figura 8.

O pH do sedimento do sítio Rio Iriri apresentou valores entre 5,9 (janeiro) e 7,0 (agosto), enquanto no Rio Itapanhaú, esses valores foram de 5,6 (janeiro) a 7,5 (agosto). Para a comparação do pH do sedimento dos sítios, foram utilizados os valores de maio de 91 a julho de 92 e aplicado o teste t-Student. Não foi detectada diferença significativa entre os dois locais sob o nível de 5%. Na figura 16 nota-se que, a partir de agosto de 91 a té julho de 92, o pH no sítio Rio Iriri foi sempre mais alto do que no Itapanhaú durante um período de 10 meses.

O maior pH no sítio Rio Iriri, em grande parte do ano, pode ser resultante do maior tempo de inundação desse ponto pela água da maré, que tem poder tampão, diminuindo a acidez do substrato.

1.5.4. Nutrientes e carbono no sedimento

A concentração de nitrogênio foi mais alta no Rio Iriri variando de 0,70 mg/g (maio de 90) a 6,35 mg/g (abril de 91). No Rio Itapanhaú os teores de nitrogênio foram de 0,70 mg/g (maio de 90) a 2,70 mg/g (outubro de 91).

Por outro lado, os teores de fosfato no sedimento foram similares para ambos os sítios. No Rio Iriri variaram, ao longo do ano, de 0,078 mg/g (abril de 91) a 0,390 mg/g (outubro de 91). No Itapanhaú, o teor de fosfato no sedimento apresentou valores entre 0,133 mg/g (maio de 90) e 0,413 mg/g (junho de 90). O Itapanhaú mostrou teor médio para os dois anos mais elevado (Tabela 6).

O conteúdo de carbono no Rio Iriri variou de 9,83% (98,3 mg/g), em outubro de 91, a 23,50% (235,0 mg/g), em abril de 91, enquanto no Rio Itapanhaú foram de 8,5% (85,0 mg/g), em maio de 92, a 19,6% (196,0 mg/g) em abril de 91 (Tabela 6) (Fig. 17).

Boto & Wellington (1984) registraram teores de nitrogênio em 8 bosques de mangue na Austrália que variaram de 1,6 a 4 mg/g com média de 3 mg/g e teores de fósforo no intervalo de 0,34 a 0,54 mg/g com média de 0,42 mg/g. Comparando esses dados com os resultados deste estudo nota-se que os teores de nitrogênio foram similares, sendo um pouco inferiores no Rio Itapanhaú. Já com relação ao fósforo, seus valores foram próximos aos teores de fosfato em Bertioga, o que indica um solo menos rico em fósforo. Boon e Cain (1988) em também em manguezais da Austrália encontraram valores médios de 1,37 mg N/g de peso seco.

Numa tabela síntese apresentada por Lynch (1989) encontra-se valores de concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e carbono em manguezais de diversas regiões do mundo (África, Austrália, EUA, Índia, Japão, Malásia, Nova Zelândia e México). Comparando seus valores médios que foram de 6,2 mg/g para nitrogênio total, 0,4 mg/g de fósforo total e de 117 mg/g de carbono com os encontrados em Bertioga, percebe-se que os teores de nitrogênio acompanharam os valores mais baixos compilados pelo autor, exceto os manguezais da Flórida (EUA). Com relação ao fósforo, como os valores deste estudo são de fosfato, estes estão acima da média. Já a concentração de carbono, no presente trabalho, apresentou principalmente valores intermediários, equivalendo às faixas encontradas na Austrália, Malásia, Japão, Flórida e México.

Parace haver uma variação do conteúdo de nutrientes no sedimento ao longo do ano. No entanto o número de amostragens não permite afirmar com segurança a existência de um padrão sazonal (Fig. 17).

2. ESTRUTURA E PRODUTIVIDADE

2.1 ESTRUTURA DO BOSQUE

Os manguezais do estuário de Bertioga são bosques mistos, compostos por três espécies: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman e *Laguncularia racemosa*. Gaertn f. O manguezal do Rio Iriri possui árvores com um diâmetro médio de 8,48 cm, altura média de 6,55 m, densidade de 216 ind/0,1 ha e área basal de 1,29 m²/0,1 ha. Já no Rio Itapanhaú, o diâmetro médio das árvores do bosque é de 10,41 cm, com altura média de 6,83 m, densidade de 173 ind/0,1 ha e área basal de 1,69 m²/0,1 ha (Tabela 7).

Comparando as características estruturais dos dois sítios, nota-se que o Rio Itapanhaú tem maiores valores de diâmetro e área basal e altura, enquanto o Rio Iriri tem maior densidade (Tabela 7), indicando que este último é uma floresta mais jovem. Segundo Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984) durante o processo de desenvolvimento do bosque ocorre uma redução paulatina da densidade e um aumento da área basal. Os bosques jovens se caracterizam, assim, por altas densidades. Já os bosques maduros apresentam baixa densidade, com maior diâmetro e área basal.

Existem também diferenças relacionadas à proporção das espécies. Embora as mesmas espécies estejam presentes nos dois sítios, suas abundâncias relativas não são semelhantes (Fig. 18). A espécie mais importante no Rio Iriri foi *L. racemosa* com 49,4% de valor de importância, seguida por *A. schaueriana* (37,7%) e *R. mangle* (12,8%), enquanto no Itapanhaú a mais importante foi *A. schaueriana*, com 51,6%, seguida por *R. mangle* com 28,9%, e *L. racemosa* (19,4%). Com relação ao índice de complexidade pode-se verificar que o valor obtido para o Rio Itapanhaú (6,0) foi maior do que o do Rio Iriri (5,4), confirmando o menor grau de desenvolvimento deste bosque (Tabela 7).

Os bosques de mangue apresentam grande variabilidade em seu desenvolvimento estrutural, indo de extremos como os manguezais gigantes do Panamá, Colômbia e Equador, que estão expostos a marés extremas, grande quantidade de água de escoamento e altas concentrações de nutrientes, até mangues anões na Flórida, que crescem em ambientes oligotróficos, de baixa temperatura ou de alta salinidade (Cintrón *et al.*, 1985).

Em virtude da estrutura e função dos manguezais refletirem a natureza e intensidade das forças ambientais, é possível e oportuno classificá-los em tipos que correspondem às funções de força que regulam seu comportamento, o que evita que sejam tratados como se fossem homogêneos e permite comparações consistentes. Cintrón *et al.* (1985) recomendam uma classificação de acordo com três tipos principais: ribeirão, franja e bacia numa simplificação dos tipos fisiográficos propostos por Lugo & Snedaker (1974).

Ambos os sítios desse estudo estão sob a ação de maré semi-diurna apresentando salinidade intersticial próxima a do mar, e podem portanto ser classificados como bosques de franja. De acordo com Cintrón *et al.* (1985) os bosques de franja em geral apresentam características estruturais e funcionais intermediárias entre os bosques de bacia e ribeirinhos. Entretanto os manguezais de franja possuem maior densidade. Este não é o caso dos bosques deste estudo. Sua densidade é muito baixa, o que resulta numa área basal também baixa uma vez que os valores de diâmetro médio são similares aos apresentados na literatura.

Numa revisão sobre a estrutura de bosques de franja, Lugo (1990) calculou valores médios para os parâmetros estruturais desses bosques. A altura média foi de 10,9 ($s=0,9$) m e um diâmetro médio de 10,3 ($s=0,9$) cm. A densidade média ficou em torno de 7000 ($s=2000$) árvores por hectare e uma área basal média de 22 ($s=9$) m²/ha. Esses valores são muito mais elevados do que os obtidos para o Rio Iriri e Rio Itapanhaú com densidades de 2160 e 1730 árvores por hectare e área basal de 12,9 e 16,9 m²/ha respectivamente.

Cintrón *et al.* (1985) fazem uma síntese dos parâmetros estruturais para os quais encontram-se os valores médios observados para cada tipo de bosque em aproximadamente 30 locais em diversas partes do mundo (Tabela 8). Comparando os parâmetros estruturais dos manguezais de Bertioga com outros bosques de franja, nota-se que estes apresentam uma estrutura pouco desenvolvida. Embora os valores de altura e área basal sejam inferiores às médias obtidas para outros locais, a densidade é o parâmetro para o qual a diferença é mais acentuada, fator que mais estaria pesando, uma vez que a densidade média dos bosques de franja corresponde ao dobro das densidades dos manguezais de Bertioga. Tudo isso leva a índices de complexidade relativamente baixos.

Comparando os valores dos parâmetros estruturais obtidos neste estudo com outros bosques brasileiros (Tabela 8) nota-se que, embora todos esses trabalhos estejam restritos à região sub-tropical da costa brasileira, os outros bosques apresentam índices estruturais superiores aos manguezais de Bertioga.

Assim sendo, pode-se dizer que tanto a altura como a área basal e principalmente a densidade dos sítios Rio Iriri e Rio Itapanhaú são baixas quando comparadas a outros manguezais de franja, revelando que os dois sítios apresentam baixo nível de desenvolvimento estrutural. A partir dessa comparação dos parâmetros estruturais desses bosques, é possível concluir que deve haver algum fator limitando o desenvolvimento do manguezal na região de Bertioga.

Muitos trabalhos na literatura relacionam vários fatores ambientais com as características estruturais dos diversos tipos de bosques de mangue. O grau de desenvolvimento estrutural dos manguezais parece ser controlado, principalmente, pela concentração de nutrientes, amplitude e frequência das marés, índice pluviométrico e evaporação. Esses fatores atuam como subsídios energéticos influenciando na fisionomia da vegetação (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

Lugo *et al.* (1990) afirmam que a hidrologia é de fundamental importância na determinação da estrutura do bosque. Segundo Twilley & Day (no prelo) a hidrologia nos manguezais é uma combinação de marés, água fluvial e chuva. De acordo com Cintrón *et al.* (1978), a intensidade das ondas, a chuva e o aporte de água doce são fatores determinantes para o desenvolvimento estrutural dos manguezais.

Pluviosidade

Pool *et al.* (1977) reunindo dados de estrutura de manguezais de vários locais, em países como Estados Unidos (Flórida), Porto Rico, México e Costa Rica, e dados ambientais referentes à precipitação anual, períodos de chuva e de seca e temperatura média anual, mostraram que estes são fatores que se relacionam direta e indiretamente com a estrutura dos manguezais. As características estruturais dos bosques de Porto Rico são as que melhor descrevem a influência do clima no desenvolvimento dos manguezais. Os bosques da costa úmida, com uma precipitação anual de 1631 mm,

apresentaram uma estrutura bastante desenvolvida com índice de complexidade de 16.7. Já o sítio localizado na costa mais árida, com precipitação anual de 860mm, obteve um índice de 0.9. Os mesmos parâmetros, foram levantados e discutidos por Adaime (1985), com relação ao manguezal de Cananéia (SP).

Comparando a pluviosidade dos diversos locais com os da Baixada Santista, pode-se verificar que a precipitação anual de 2068mm (Santos), é superior àquelas descritas nos referidos trabalhos e semelhante a Cananéia que apresenta 2000 mm anuais. De acordo com Mcnae (1966, apud Adaime, 1987), os bosques de mangue têm um bom desenvolvimento em áreas onde a precipitação pluviométrica está acima de 1500mm e alcançam máximo desenvolvimento em áreas que recebem mais de 2500mm. Portanto, esse fator não estaria limitando o desenvolvimento dos bosques de Bertioga.

Marés

Como mencionado anteriormente, ainda dentro das características hidrológicas, outro parâmetro a ser considerado é a amplitude de maré. O padrão de inundação por marés tem sido relacionado com a estrutura e distribuição dos manguezais (Walsh, 1974; Chapman, 1976). Vários trabalhos citam que a maior amplitude e atividade de maré favorece o desenvolvimento do bosque (Lynch, 1989; Twilley, 1986). Pool *et al.* (1977) revelaram que a amplitude de maré para diferentes áreas de manguezal das regiões estudadas variou de 0,21m (Porto Rico) a 0,85m (México). Apenas o manguezal de Costa Rica, com 2,29m, apresentou uma amplitude de maré superior àquela registrada para a região de estudo, que foi de 1,20m, sendo a de Cananéia similar a esta. Portanto, a amplitude de maré da região de Bertioga não pode ser considerada como fator limitante.

Brown & Lugo (1982), comparando as estruturas de bosques de áreas alagadas, concluíram que os bosques de água doce são mais desenvolvidos, possuindo maior número de espécies, maior índice de complexidade e maior biomassa que os apresentados pelos bosques costeiros sob influência da água do mar.

Salinidade

A salinidade do solo é outro fator importante para o desenvolvimento dos manguezais. A salinidade do solo integra as contribuições relativas da precipitação, inundação fluvial e de marés como funções de força para o manguezal. Em locais onde há o acúmulo de sal, muito acima da salinidade normal da água do mar, provocam estresse na comunidade vegetal (Twilley & Day, no prelo).

Cintrón *et al.* (1978) mostram uma relação entre a salinidade do solo e a altura das árvores de mangue. Manguezais de baixa estatura estão associados a altas salinidades. O aumento das concentrações de sal está portanto, relacionado a uma redução no vigor e desenvolvimento dos bosques de mangue. Os mesmos autores revelam que o limite para o crescimento do manguezal no que se refere à salinidade do solo parece ser de aproximadamente 90‰.

As informações apresentadas por Brown & Lugo (1982) indicam que salinidades inferiores a 50‰ não afetam significativamente a estrutura ou a produtividade dos manguezais. Dessa forma, a salinidade intersticial registrada para os dois sítios estudados não pode ser considerada fator limitante para o desenvolvimento da estrutura do bosque de mangue, pois os maiores valores registrados para água intersticial foram 27,5‰. (março/92) e 35,0‰. (junho/91) para os sítios Rio Iriri e Itapanhaú, respectivamente.

Outra característica importante do sedimento também relacionada ao desenvolvimento vegetal é a concentração de nutrientes. No caso, os bosques estudados não parecem apresentar solos oligotróficos. Essa possibilidade de falta de nutrientes como causa do pequeno desenvolvimento estrutural estaria também descartada.

A salinidade e a fertilidade do solo têm portanto papel importante na determinação da altura da copa. Via de regra a altura das árvores diminui com o aumento da salinidade e da oligotrofia. A latitude também influencia muitas características estruturais dos manguezais (Cintrón *et al.*, 1985). Em geral, a estatura aumenta nas latitudes mais baixas. No entanto, os dados de manguezais de franja disponíveis são na sua maioria de altas latitudes, o que dificulta a avaliação de seu papel.

Temperatura

Numa escala latitudinal, a distribuição dos manguezais é afetada primeiramente pelo clima e, mais particularmente, pela temperatura. Os manguezais se desenvolvem, geralmente, em regiões onde a temperatura do mês mais frio não é inferior a 20°C e cuja amplitude fica em torno de 10°C. Algumas espécies, no entanto, são capazes de se estabelecer em zonas subtropicais, com temperaturas mais baixas (Chapman, 1977).

Lugo & Patterson-Zucca (1977) confirmaram os dados levantados por Walsh (1974) e Chapman (1976) que revelam a ocorrência de redução da riqueza de espécies, altura das árvores e densidade, típica em manguezais que se desenvolvem no limite de tolerância a baixas temperaturas. Em seu estudo foi observado que os manguezais respondem ao estresse com uma diminuição da sua complexidade estrutural e também do tamanho de suas folhas, e que estes podem estender sua tolerância a um dado estresse ambiental como temperatura se outros fatores do ambiente subsidiarem seu crescimento, por exemplo: baixa salinidade.

Com relação à temperatura da região estudada, a média anual obtida em Santos (22°C) está próxima do limite para o bom desenvolvimento dos manguezais. A temperatura poderia estar, portanto, limitando um maior desenvolvimento do bosque. Isso porque, embora a temperatura média da região esteja acima do limite citado anteriormente, no inverno, há meses como no período de junho a setembro, com temperaturas médias entre 19 e 20°C, condição desfavorável ao desenvolvimento do manguezal.

Entretanto, quando comparados aos bosques da Gamboa Nóbrega em Cananéia, mais ao sul do Estado, (Adaime, 1985), onde a precipitação e a amplitude de maré são similares, mas a temperatura média anual é ainda menor do que na região aqui estudada, pode-se verificar que tanto a altura (8.8 m) como o diâmetro médio (9.14 cm) do bosque são similares aos dos pontos de estudo, mas a sua densidade é bem superior, 350 ind/0,1 ha contra 215 ind/0,1 ha e 171 ind/0,1 ha registrados para os rios Iriri e Itapanhaú respectivamente, confirmando o baixo desenvolvimento do bosque, embora a temperatura seja mais favorável em Bertioga do que em Cananéia.

Dessa forma, deve haver um outro fator associado às baixas temperaturas da região, que estaria prejudicando o desenvolvimento desses bosques. Esse fator poderia ser as contínuas atividades antrópicas desenvolvidas na região, que resultariam numa perda do vigor do bosque. Exemplos dessas atividades são a extração de areia no Rio Itapanhaú, aterros em várias áreas ao longo do Canal da Bertioga para construção de marinas e disposição de resíduos sólidos próximo às margens do Rio Iriri, entre outros.

É importante salientar que a região estudada foi atingida por uma grande quantidade de óleo cru, 2500 toneladas, em outubro de 1983. O trabalho realizado por Lamparelli *et al.* (no prelo) revela que houve uma alta mortalidade um ano após o derramamento e que, ao longo de anos, a densidade do bosque do Rio Iriri foi reduzida em 24% e a área basal em 40%. Esta poderia ser uma das causas dos baixos valores de área basal e densidade desse bosque, registrados neste estudo.

2.2. ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Usando uma relação alométrica entre as dimensões de uma árvore diâmetro e altura, e sua biomassa (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1984), foi possível estimar a biomassa total de cada bosque. No Rio Iriri, a biomassa do bosque foi 42,3 t/ha, enquanto no Rio Itapanhaú foi 59,7 t/ha, 41% maior que o primeiro (Tabela 10).

Segundo Lugo (1990), a biomassa aérea do manguezal de franja é baixa quando comparada com outros manguezais como o do tipo ribeirinho, variando de 8 a 160 t/ha. Valores mais elevados de biomassa variam de 270 a 460 t/ha e são encontrados em manguezais da Malásia. Briggs (1977), na Austrália, encontrou valores de biomassa de 114,5 e 112,3 t/ha. Golley *et al.* (1962), em um trabalho nos manguezais de franja de Porto Rico, estimaram uma biomassa de 60,5 t/ha, valor este mais próximo dos valores encontrados em Bertioga. Os dados de biomassa em manguezais do Brasil são escassos. Silva *et al.* (1991) estimaram a biomassa de um manguezal do Rio de Janeiro e obtiveram o valor de 65,3 t/ha, também bastante similares aos dados deste estudo.

No México, a biomassa de um bosque de franja é de 82,1 t/ha e 134,5 t/ha para um bosque ribeirinho (Day *et al.*, 1987). Usando a mesma equação alométrica obtida para esses manguezais, a biomassa resultante da região de Bertioga foi mais alta, com valores de 58.2 t/ha para o rio Iriri e 99.7 t/ha para o rio Itapanhaú. Isso mostra que a utilização de equações obtidas para outros locais pode gerar discrepâncias nos valores de biomassa. Clough & Scott (1989) ao apresentarem relações alométricas para estimativa de biomassa de três espécies de mangue, advertem que é preciso tomar cuidado ao extrapolar essas relações para outros bosques, principalmente se a faixa de distribuição dos diâmetros não for equivalente.

Twilley & Day, (no prelo) afirmam que a distribuição da biomassa em vários locais ao longo dos trópicos indica que altos valores desse parâmetro ocorrem a baixas latitudes. A energia solar é a maior responsável pela distribuição do ecossistema manguezal e seus valores máximos de biomassa. Na tabela 11 são apresentados dados de biomassa de vários manguezais em diferentes localizações. Analisando esses valores, verifica-se que os bosques de mangue apresentam biomassa aérea bastante variável, e que, nos rios Iriri e Itapanhaú, esse parâmetro teve valores relativamente baixos.

A biomassa do manguezal varia bastante numa dada latitude; por exemplo, valores inferiores a 50 t/ha ocorrem a 10 e 35°, enquanto que o máximo de biomassa nessas latitudes está ao redor de 400 e 100 t/ha, respectivamente. Desse modo, enquanto os limites superiores para os valores de biomassa do manguezal ocorrem em latitudes menores, existem efeitos locais que podem limitar o potencial para o desenvolvimento dos bosques, em todas as latitudes. Esses efeitos locais incluem topografia e hidrologia, incluindo os efeitos dos rios e marés e características do solo, além da interferência humana (Twilley & Day, no prelo).

Os mesmos autores citam que a alta salinidade implica num decréscimo dos parâmetros estruturais e funcionais e, portanto, da biomassa. Com base nos dados da salinidade intersticial dos dois sítios de estudo, pode-se dizer que esse parâmetro não contribuiu como fator limitante na biomassa desses bosques. A baixa biomassa de ambos os locais parece estar relacionada com os efeitos antrópicos das inúmeras atividades desenvolvidas na região, como já mencionado no item anterior.

Uma vez que a biomassa está intrinsicamente ligada ao desenvolvimento estrutural do bosque, a mesma análise que foi feita para os parâmetros estruturais serviria para explicar os baixos valores de biomassa encontrados nos manguezais de Bertioga. Cabe ressaltar, no entanto, que esses valores são resultados de estimativas a partir da utilização de relações alométricas obtidas para outros manguezais, e que embora as faixas diamétricas tenham sido equivalentes, estas representam apenas uma ordem de grandeza. Muitos outros fatores de erro, como a altura, poderiam estar influenciando.

2.3. PRODUÇÃO DE MADEIRA

Com relação ao crescimento das árvores, este foi maior no Rio Iriri, com um aumento médio no diâmetro de 0,25 cm/ano para *R. mangle*, 0,31 para *L. racemosa* e 0,34 para *A. schaueriana*. No Rio Itapanhaú, essas taxas foram 0,19, 0,28 e 0,16 cm/ano, respectivamente.

A taxa média de aumento da área basal e produção líquida de madeira por árvore, para todas as espécies, foi maior no Iriri. A produção líquida total de madeira foi 3,6 t.ha⁻¹.ano⁻¹ no Rio Iriri e 1,9 t.ha⁻¹.ano⁻¹ no Rio Itapanhaú (Tabela 9). Essa produção dos dois sítios foi baixa quando comparada à de outros bosques, cujos valores variaram de 3,1 em Porto Rico a 24,1 t.ha⁻¹.ano⁻¹ na Malásia (Tabela 11).

Existem poucos dados sobre o aumento diamétrico das espécies típicas do manguezal. Alguns dados obtidos em plantações em Porto Rico indicam uma taxa máxima de aumento em diâmetro de 0,4 cm/ano para *R. mangle* e taxas médias de 0,5 cm/ano para *L. racemosa* e *A. germinans* (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1984). Embora esses dados tenham sido obtidos a partir de uma plantação de mangue e, portanto, num estágio de desenvolvimento e dinâmica diferentes de um bosque natural, pode-se observar que as taxas de aumento de diâmetro, tanto do Rio Iriri como do Rio Itapanhaú, foram bem inferiores a esta, indicando um crescimento pequeno nos dois sítios de estudo.

Por outro lado, o aumento médio anual do diâmetro em *Rhizophora* foi 0.35 a 0.09cm por tamanho de copa e de 0.29 a 0.24 cm/ano por classe diamétrica num manguezal da Malásia (Putz e Chan, 1986). Os valores obtidos

para essa espécie neste trabalho também estavam nessa faixa. Além desses, os valores de variação média da área basal para as três espécies são também similares aos apresentados no trabalho de Day *et al.* (1987).

Entretanto, apesar de valores semelhantes de aumento diamétrico, a produção total líquida de madeira revelou valores bem abaixo daqueles apresentados em outros estudos. Existem, também, poucos dados de acúmulo de biomassa de madeira em manguezais (Tabela 11). Lugo & Snedaker (1975) calcularam uma taxa média de produção de madeira num manguezal da Flórida de $6,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Nos bosques da Laguna de Términos, no México, a produção de madeira foi de $12,1 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ num manguezal ribeirinho e de $7,7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ num manguezal de franja. Na Tailândia o incremento médio anual de biomassa foi de 20 t/ha.

Concluindo, o incremento do diâmetro foi similar aos apresentados em outros estudos. Entretanto, a produção de madeira foi muito mais baixa. Baseando-se nos parâmetros estruturais é possível notar que o diâmetro e a altura das árvores desses bosques são equivalentes aos de outros manguezais de franja, mas a densidade e a área basal são muito inferiores. Portanto, embora o crescimento por árvore ocorra na mesma taxa que a de outros locais, a produção de madeira é menor em função da baixa densidade. Deve-se considerar também as diferenças latitudinais entre os sítios, pois segundo Twilley & Day (no prelo) bosques de altas latitudes acumulam menos biomassa.

Além disso, o rio Iriri apresentou biomassa menor, quando comparado ao outro sítio, o que também pode explicar a diferença no crescimento. A produção total de madeira no Rio Iriri foi bem superior à do rio Itapanhaú. Isso pode ser explicado pelo fato de que o Rio Iriri apresenta um bosque mais jovem. Segundo Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984), em geral, para todas as espécies de mangue a taxa de crescimento diamétrico diminui com a idade. Contudo, é preciso considerar que, para árvores de maior diâmetro, um pequeno aumento de diâmetro representa um acréscimo maior na área basal, tendo em vista que esse parâmetro varia exponencialmente.

2.4. PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA

2.4.1. Serapiheira total

A serapilheira dos manguezais estudados é composta de cerca de 67% de folhas, 18% de miscelânea e 15% de madeira (Fig. 19). As taxas anuais de produção de serapilheira foram maiores no primeiro ano de amostragem 6,55 t/ha no Rio Iriri e 5,12 t/ha no Rio Itapanhaú. No segundo ano, elas foram de 4,57 e 4,17 t/ha, respectivamente (Tabela 12).

Conforme os resultados da análise de variância (Tabela 13), não houve diferença significativa entre os sítios. No entanto, houve uma diferença significativa entre eles quando o ano foi levado em conta. Houve uma interação significativa entre ano e sítio. O Rio Iriri teve valores maiores no primeiro ano. A diferença entre os anos foi devida à redução da produção no Iriri, uma vez que a taxa no Rio Itapanhaú permaneceu estatisticamente a mesma.

No Rio Iriri, foram observadas taxas mais elevadas em abril, no primeiro ano, e dezembro, no segundo (2,70 e 1,80 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ respectivamente) e as mais baixas, em agosto nos dois anos (1,08 e 0,82 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), (Tabela 14)(Fig. 20).

A taxa mais baixa de queda de serapilheira no Rio Itapanhaú, no primeiro ano, foi de 0,60 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, observada em outubro, enquanto a mais alta (2,08 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) ocorreu em julho. Durante o segundo ano, a taxa mais baixa (0,77 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) foi observada em julho, enquanto a mais alta (2,50 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) foi observada em outubro, (Tabela 15)(Fig. 20).

No primeiro ano, a maior produção de serapilheira em abril, no Iriri, esteve relacionada, diretamente, com a maior produção de miscelânea, que alcançou taxas semelhantes às do componente foliar nesse mês. No segundo ano, a maior taxa do Iriri (em dezembro) coincidiu com a maior produção de folhas, enquanto no Itapanhaú, no segundo ano, todos os componentes tiveram maior produção em outubro. O alto valor encontrado em julho do primeiro ano no Itapanhaú está relacionado com a maior queda de madeira. Não fosse isso, o maior valor de serapilheira teria sido em abril, onde a alta queda-de folhas soma-se ao pico de queda de miscelânea (Tabelas 14 e 15).

As diferenças entre as taxas de serapilheira dos diversos meses foi significativa considerando ambos os anos e os sítios em conjunto. Os meses que apresentaram maiores taxas foram abril e dezembro. Suas taxas foram consideradas estatisticamente iguais, embora dezembro seja o mês de maior queda de folhas. Os altos valores em abril correspondem à presença de miscelânea na mesma quantidade das folhas que são o componente principal da serapilheira. Nesse mês, a soma desses dois componentes resulta em taxas mais altas quando comparadas a outros meses. O mês de agosto foi o que apresentou as taxas mais baixas de queda de serapilheira.

2.4.2. Serapilheira foliar

As folhas foram o principal componente da queda de serapilheira (Fig. 19), contribuindo para 67% de seu total. As taxas médias anuais foram 4,16 e 3,30 t/ha para o Rio Iriri e 3,29 e 3,09 t/ha no Rio Itapanhaú (Tabela 12).

Houve uma diferença significativa nas taxas de queda de folhas entre os anos e não significativa entre os sítios. No entanto, houve uma interação sítio x ano que foi devida a uma redução significativa (32%) nas taxas de queda de folhas, de 1,14 para 0,91 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ no sítio Rio Iriri. Essa redução não foi observada no outro sítio, cujas taxas foram muito semelhantes nos dois anos: 0,90 e 0,85 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Fig. 21).

A redução na queda de folhas no Iriri reflete uma diminuição na queda de folhas de *L. racemosa* (0,70 para 0,51 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), que foi a espécie mais abundante nesse sítio (53% de abundância relativa). A composição específica também se refletiu na porcentagem de queda de folhas de cada espécie. *A. schaueriana* teve a contribuição mais importante para a queda de folhas no Rio Itapanhaú e sua abundância relativa neste sítio foi 45 %. O mesmo ocorreu com *L. racemosa* no Rio Iriri (Figs 22 e 23).

Houve uma diferença significativa entre as taxas de queda de serapilheira dos diversos meses. A queda de folhas no Rio Iriri foi maior em dezembro nos dois anos amostrais, e menor em fevereiro e agosto no primeiro e segundo anos, respectivamente. No Rio Itapanhaú, a queda de folhas foi maior em dezembro, no primeiro ano, e em outubro, no segundo. As taxas mais baixas

ocorreram em setembro, para ambos os anos (Fig. 21). A maior queda de folhas em dezembro nos dois anos no Iriri foi devida aos maiores valores das três espécies (Fig. 22). No Itapanhaú o maior valor em dezembro do primeiro ano se deveu às folhas de *Laguncularia* e *Avicennia*, enquanto que no segundo ano, outubro foi o mês com maior queda de folhas de *Rhizophora* e *Laguncularia*. (Fig. 23).

A taxa de queda de folhas mostrou um padrão sazonal similar tanto para os anos como para os sítios. Houve um período de maior produção, de outubro a janeiro, e um período de produção menor, de maio a agosto. No entanto, houve um atraso de um mês para o Rio Itapanhaú, que não mostrou aqueles valores mais baixos em fevereiro, mas ainda teve taxas muito baixas em setembro. Isso pode estar relacionado à diferente composição específica dos sítios ou a diferentes condições ambientais.

A serapilheira total e as folhas foram as únicas que apresentaram uma interação ano x sítio, o que significa que, embora suas produções médias fossem semelhantes ao longo dos dois anos, o Rio Iriri apresentou taxas mais baixas apenas no segundo ano, enquanto o Itapanhaú teve a mesma taxa para os dois anos. De acordo com esses resultados, a serapilheira foliar foi o componente que comandou a tendência da serapilheira total, uma vez que elas tiveram os mesmos efeitos significantes. Isso era esperado, uma vez que ela foi seu principal componente.

2.4.3. Miscelânea

Esse componente representou aproximadamente 18% da produção de serapilheira total (Fig. 19) e suas taxas de queda anual foram de 1,21 e 0,79 t/ha, para o Rio Iriri e 0,93 e 0,49 t/ha para o Rio Itapanhaú (Tabela 12).

Houve uma diferença significativa na taxa de queda de miscelânea entre os anos amostrais. A taxa média diária no Rio Iriri foi de $0,33 \text{ g/m}^2$, no primeiro ano, e $0,22 \text{ g/m}^2$ no segundo, correspondendo a uma redução de 33%. Para o Rio Itapanhaú, essa redução foi ainda maior (48%), sendo a taxa média diária no primeiro ano ($0,25 \text{ g/m}^2$) quase o dobro da medida no segundo ($0,13 \text{ g/m}^2$).

Houve diferença significativa entre os sítios, sendo que o Rio Iriri teve taxas maiores de queda de miscelânea e, nesse sítio, esse componente representou 19% da produção de serapilheira total, enquanto, no Itapanhaú, contribuiu com 15% (Fig 19).

O pico de miscelânea ocorreu em abril/maio nos dois anos para ambos os sítios. Foi possível identificar um nítido período de maior produção, o que mostrou ser esse um fenômeno fortemente sazonal. Essa produção foi realmente concentrada em um curto período, sendo praticamente zero durante o resto do ano (Fig. 24).

Não houve interação entre sítios e anos porque, embora o Iriri tenha apresentado as taxas mais altas nos dois anos, ambos os sítios mostraram uma redução em sua produção de miscelânea no segundo ano. Portanto, o Iriri teve os valores mais altos independentemente do ano.

2.4.4. Madeira

O componente madeira representou uma pequena parte da queda de serapilheira, 14% no Rio Iriri e 18% no Itapanhaú (Fig. 19), e mostrou diferença significativa entre os anos. A taxa de queda no primeiro ano foi 1,18 e 0,93 t/ha no Iriri e no Itapanhaú, respectivamente (Tabela 12). Essas taxas foram fortemente reduzidas no segundo ano, para 0,42 e 0,57 t/ha, representando reduções de 64 % no Iriri e 37 % no Itapanhaú.

Não houve diferença significativa entre os sítios. No Iriri, os valores variaram de 0,02 (dezembro) a 1,04 g.m⁻².d⁻¹ (julho) durante o primeiro ano. No segundo ano, os valores variaram de 0,01 (novembro) a 0,62 g.m⁻².d⁻¹ (junho). No Itapanhaú, durante o primeiro ano, os valores variaram de 0,03 (dezembro) a 1,20 g.m⁻².d⁻¹ (julho). No segundo ano, a variação foi de 0,00 (dezembro) a 0,86 g.m⁻².d⁻¹ (outubro) (Fig. 25 , tabelas 14 e 15).

Foi possível distinguir dois picos durante o ano, um ocorrendo em setembro/outubro e o mais alto em junho/ julho. Esse padrão foi observado nos dois anos amostrais, para os dois sítios. No primeiro ano, houve ainda um pequeno pico em fevereiro (Fig. 25).

Com base nessas observações, foi possível identificar um período de menor queda de madeira, em novembro e dezembro, e um período de maior queda, em junho e julho. Esse componente parece ter um comportamento oposto, com relação à sazonalidade, quando comparado aos outros, que tiveram taxas mais altas durante o verão e menores durante o inverno. Houve uma diferença significativa entre os meses, o que significa que a queda de madeira não foi constante ao longo do ano.

2.4.5. Composição da miscelânea

2.4.5.1. Estímulas

De acordo com a análise estatística, houve uma diferença significativa entre as taxas dos vários meses (Tabela 13), indicando que há um padrão sazonal para a produção de estímulas. A produção foi maior de dezembro a março (estação úmida de verão) e menor de junho a setembro (estação seca de inverno), variando de 0,15 a 1,2 m².dia⁻¹. A taxa média de queda estímulas para os dois anos foi de 155 m².ano⁻¹ no Rio Iriri e de 250 m².ano⁻¹ no Rio Itapanhaú (Tabela 16).

A produção de estímulas foi semelhante para ambos os sítios e anos amostrais. Em geral, os picos de queda de estímulas (dezembro/janeiro) coincidiram com os de folhas. Também os períodos de menor produção dos dois componentes foram próximos (Fig. 26). Duke *et al.* (1984) mostraram que a abscisão de um par de estímulas, por estar associada à produção de um par de folhas, é um bom indicador da produção de folhas.

2.4.5.2. Flores

A produção de flores medida através da queda das mesmas, se concentrou de janeiro a abril no Rio Iriri e de fevereiro a junho no Itapanhaú. A taxa média de queda de flores para os dois anos foi de 545 m².dia⁻¹ no Rio Iriri e de 490 m².dia⁻¹ no Rio Itapanhaú (Tabela 16).

Não houve diferença entre os sítios ou entre os anos amostrais. No entanto, essa produção mostrou diversas interações significativas. A produção de flores se iniciou antes no Rio Iriri nos dois anos. Houve um atraso de dois meses no primeiro ano e de quatro meses no segundo no Itapanhaú. Isso ocorreu porque a produção de flores se iniciou mais tarde no Rio Itapanhaú, no segundo ano. Assim, o período de produção de flores é diferente entre os sítios e não foi o mesmo nos dois anos no Rio Itapanhaú (Fig. 27).

2.4.5.3. Propágulos

O pico de produção total de propágulos ocorreu em maio para ambos os sítios nos dois anos (Fig. 28) Esse componente foi o único com diferença significativa entre os sítios. A produção de propágulos foi maior no Iriri, talvez por causa da abundância de *L. racemosa* neste sítio (54 %), uma vez que essa espécie produz um grande número de pequenos propágulos. O número médio de propágulos na serapilheira para os dois anos foi de $330 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no Rio Iriri e de $55 \text{ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no Rio Itapanhaú (Tabela 16).

Todos os três componentes da miscelânea mostraram um forte padrão sazonal. Além disso, foi possível notar uma seqüência de eventos que se sobrepõem, começando com o aumento na produção de estípulas, seguida por flores e, então, por propágulos (Fig. 29). A produção de estípulas está refletindo a de folhas, o que significa que, após uma alta produção de folhas durante o verão com temperaturas e precipitação mais altas, as partes reprodutivas começam a ser produzidas, primeiramente as flores, resultando posteriormente em uma grande quantidade de propágulos no outono, quando a temperatura e a precipitação estão decrescendo. Observou-se que o pico de queda de propágulos ocorreu aproximadamente 3 a 4 meses após o de flores no Iriri e 2 meses no Itapanhaú (Fig. 29).

2.5. DISCUSSÃO DA PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA

2.5.1. Comparação das taxas

Os valores de produtividade de serapilheira de manguezais do mundo variam de cerca de 2 a 16 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e também diminuem com o aumento na latitude (Twilley *et al.* 1992; Twilley & Day, no prelo). De acordo com Lugo (1990), a produção de serapilheira em bosques de franja é razoavelmente constante no mundo. Os resultados de muitos estudos variam ao redor de 2,5 (s= 0,24) g.m⁻².d⁻¹. As taxas médias de produção dos bosques de franja deste estudo foram de 1,5 g.m⁻².d⁻¹ no rio Iriri e de 1,3 g.m⁻².d⁻¹ no rio Itapanhaú.

Os efeitos regionais de topografia e hidrologia podem influenciar a produtividade do manguezal. Os bosques ribeirinhos têm as taxas mais altas de queda de serapilheira. Os de franja têm valores intermediários, enquanto os de bacia apresentam as menores taxas (Cintrón *et al.*, 1985; Twilley *et al.*, 1986). As taxas anuais médias de produção de serapilheira observadas neste estudo foram equivalentes às taxas de manguezais de bacia, cerca de 6,6 ± 0,70 t.ha⁻¹.ano⁻¹ conforme a tabela síntese apresentada por Twilley *et al.* (1986). No entanto, os manguezais aqui estudados são bosques de franja, que normalmente apresentam taxas mais altas que as obtidas, que foram, no Iriri, de 5,6 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e no Itapanhaú, de 4,6 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

Diversos fatores influenciam a produtividade de áreas úmidas costeiras. A maioria dos fatores está associada ao meio físico ou químico, incluindo radiação solar, temperatura, marés, concentração de nutrientes, tipo de solo, drenagem, concentração de oxigênio e pH. Alguns desses fatores causam uma diferença na produtividade em áreas úmidas, ao longo de um gradiente latitudinal, enquanto outros operam em nível local (Twilley & Day, no prelo).

A variação de produtividade com a latitude é de cerca de 8 t.ha⁻¹.ano⁻¹, indicando os efeitos locais de topografia e hidrologia na produtividade de manguezais. Em nível local, há importantes fatores como hidrologia, incluindo marés, aporte de água doce, precipitação, etc, e características do sedimento, como fertilidade.

A hidrologia do manguezal é um dos fatores mais importantes no controle de seu funcionamento (Lugo, 1990). Pool *et al.* (1975) sugeriram que as taxas regionais de produção de serapilheira são uma função da renovação de água na floresta, e os resultados registrados por Twilley *et al.* (1986) sustentam essa hipótese. Os mecanismos pelos quais a maior renovação de água estimula a produção de serapilheira são complexos e podem incluir uma combinação de fatores tais como fertilidade aumentada, controle de substâncias tóxicas na água intersticial, aeração do solo e suprimento de sedimento e argila (Wharton & Brinson (1979, apud Twilley & Day, no prelo). Uma maior renovação de água inclui amplitude de maré, frequência de inundação e aporte de água doce.

Na região de Bertioga, há uma alta renovação de água, uma vez que a amplitude de maré é maior que 1m e a frequência de inundação é de duas vezes ao dia. Além disso, o aporte de água doce não é um fator limitante. As condições hidrológicas estão, portanto, próximas do ótimo para produção primária de manguezais.

Há, portanto, diversos fatores que podem controlar ou influenciar a produtividade e a diversidade em manguezais. Esses incluem clima, geomorfologia, amplitude de maré, aporte de água doce e outros. No entanto, as características do substrato devem ser consideradas como exercendo o controle mais direto sobre esses sistemas (Boto & Wellington, 1984).

Dentre as características do sedimento, a salinidade e a disponibilidade de nutrientes são os principais fatores limitantes da produção de serapilheira. Nitrogênio e fósforo têm sido apontados em muitos trabalhos como os nutrientes que mais provavelmente limitam a produtividade primária de manguezais. Onuf *et al.* (1977) observaram um aumento na produção primária em sítios enriquecidos com nitrogênio. Boto & Wellington (1983) observaram uma resposta de crescimento após a adição de nitrogênio e fósforo. Naidoo (1987) registrou aumento no crescimento de brotos e raízes em culturas adubadas.

Neste estudo, as concentrações verificadas de nutrientes na água e no sedimento não foram tão baixas que pudessem ser consideradas responsáveis pelas reduzidas produções de serapilheira. A concentração de fósforo total nos sedimentos de manguezal se encontra na faixa de 200 a 1500 $\mu\text{g/g}$ e os níveis

de nitrogênio total em sedimentos de manguezais naturais geralmente variam de 600 a 2000 $\mu\text{g/g}$ (Clough *et al.*, 1983). Segundo levantamento realizado por Lynch (1989) em dez países de diversas partes do mundo, os valores de fósforo do sedimento de manguezais variaram de 0,17 a 1,15 mg/g de peso seco e a média foi de 0,59 ($s= 0,36$) mg/g, e os de nitrogênio variaram de 0,8 a 14,1 mg/g com uma média de 6,21 ($s= 4,51$) mg/g. Os teores desses nutrientes nos sedimentos de Bertioga estão acima da média das concentrações citadas na literatura, não devendo ser limitantes para a produtividade dos manguezais.

No que se refere à salinidade, de acordo com Heald *et al.* (1979), a baixa taxa de produção de serapilheira em um manguezal da Flórida está relacionada com o estresse de salinidade. No entanto, as informações reunidas por Brown & Lugo (1982) indicam que salinidades abaixo de 50 ‰ não afetam significativamente a estrutura ou a produtividade. É sabido também que os manguezais não se desenvolvem em salinidades superiores a 80 ‰ (Cintrón *et al.*, 1978). A faixa de estresse estaria, portanto, entre 50 e 80 ‰. Neste estudo, as salinidades não foram maiores do que a do mar (35‰), indicando condições favoráveis à produtividade do manguezal (Naidoo, 1987).

O ácido sulfídrico também tem sido apontado como fator edáfico limitante. Nickerson & Thibodeau (1985, apud Twilley & Day, no prelo) observaram que a vegetação na margem dos canais era mais alta, mais robusta e crescia em solos com baixo teor de ácido sulfídrico, quando comparada com a vegetação mais distante do canal. Isso sugere que a concentração de H_2S é um importante fator que regula tanto a produção primária como a estrutura da floresta. Não foram feitas medidas dessa substância neste estudo, mas supõe-se que seus teores não fossem altos, pois as parcelas localizavam-se próximas às margens dos rios.

As condições climáticas constituem outro fator de grande importância para a produção nos manguezais. As taxas de precipitação registradas em Bertioga, nesses dois anos, foram inferiores a 1500 mm. Estas taxas são baixas para o padrão da região, que está em torno de 2000 mm anuais. Embora uma estação seca de fato não tenha sido observada, um menor aporte de água doce seria, certamente, um resultado desses anos mais secos. O excedente habitual de água nesta área teria portanto, um efeito benéfico sobre o

desenvolvimento do manguezal. Por outro lado, a temperatura não é um fator favorável nessa região sub-tropical, alcançando valores abaixo de 20°C durante o inverno.

Conseqüentemente, a baixa taxa de queda de serapilheira em Bertioga pode ser explicada principalmente por três fatores. Primeiro, numa escala latitudinal, pela sua posição meridional, quase no limite de temperatura da distribuição dos manguezais na costa atlântica no Brasil. Em segundo, em nível local, devido a menor pluviosidade desses anos ou porque essa área tem sido impactada por diversos tensores derivados de atividades humanas.

Comparando as taxas de queda de serapilheira obtidas em Bertioga com outros sítios brasileiros também localizados em altas latitudes sul (Tabela 17) nota-se que as primeiras são inferiores. Esses resultados reforçam a idéia de que estresses adicionais sejam a causa dessa baixa produtividade, mais do que as condições climáticas.

Além disso, de acordo com Twilley *et al.* (1992) a produtividade de serapilheira dos manguezais é menos sensível às variações de latitude do que a biomassa. Isto porque existe uma diferença na alocação da produtividade nas diversas latitudes. Em baixas latitudes a maior parte da produtividade se dirige para a produção de madeira com conseqüente acúmulo de biomassa. Já em latitudes mais altas a maior parte da produtividade iria para a serapilheira.

2.5.2 Variações interanuais

Variações interanuais estão representadas principalmente por variações quantitativas nas taxas. Houve uma redução nas taxas de serapilheira no segundo ano, observada nos dois sítios, exceto para queda de folhas no Rio Itapanhaú. Frutos e flores tiveram taxas mais baixas no segundo ano, mas o componente madeira foi o mais afetado. Houve ainda uma diferença temporal com uma defasagem de cerca de um mês para a produção de partes reprodutivas nos dois sítios. Esse atraso pode ser explicado pela ocorrência de um mês de seca em fevereiro de 1992, o que teria retardado a produção de flores e propágulos, pois esta parece estar relacionada com o período de chuvas (Duke *et al.*, 1984).

A maioria dos padrões observados no primeiro ano também foram observados no segundo em ambos os sítios. Esses padrões repetidos incluíram queda sazonal de serapilheira, com os mesmos picos de queda para os diferentes componentes da serapilheira.

2.5.3. Comparação entre os sítios

Neste estudo, as razões que explicam as maiores taxas de produção de serapilheira no sítio Rio Iriri podem ser atribuídas ao maior aporte de nutrientes, especialmente nitrogênio. As concentrações de fosfato foram maiores na água do Iriri nos dois anos, e os níveis de nitrogênio no sedimento também foram maiores nesse sítio. É importante ressaltar que próximo à cabeceira do rio Iriri existe um lixão que pode estar contribuindo nesse sentido. Também a presença de mata atlântica na outra margem desse rio, instalada em terreno bastante íngreme, pode contribuir com o aporte de nutrientes para o rio através da água de chuva.

Esse fato, pode também, estar associado ao hidroperíodo, que é outra diferença entre os sítios. O rio Iriri por ser mais baixo permanece por mais tempo inundado. Embora haja uma diferença estatisticamente significativa de salinidade entre os dois sítios, é provável que ela não seja significativa para causar taxas diferentes de produção de serapilheira. A salinidade média no Iriri foi de 23‰ enquanto que no Itapanhaú foi de 29 ‰. Não houve nenhuma outra diferença significativa entre os sítios que pudesse levar a diferenças nessas taxas. Não foi possível identificar qual o efeito crônico do óleo na produtividade de serapilheira do Rio Iriri.

Da mesma forma, de acordo com Day *et al.* (1987), os dados sugerem que as diferenças na produção primária nos seus sítios de estudo na Laguna de Terminos no México foram influenciadas principalmente pela carga de nutrientes e renovação de água doce. O sítio ribeirinho Boca Chica apresentou uma taxa de $3,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e o sítio de franja Estero Pargo de $2,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

No que se refere à queda de folhas, no segundo ano, houve um atraso de um mês para o Rio Itapanhaú, que não mostrou aqueles valores mais baixos em fevereiro, mas ainda teve taxas muito baixas em setembro. Isso pode estar

relacionado à diferente composição específica dos sítios ou a diferentes condições ambientais. De acordo com William *et al.* (1981), várias espécies de *Rhizophora* mostraram padrões sazonais distintos de queda de serapilheira. Twilley *et al.* (1986) registraram que o pico de queda de folhas de *R. mangle* ocorreu em julho, enquanto o de *A. germinans* foi mais tarde, em outubro, embora ambas as espécies tenham tido taxas mais altas durante o verão.

2.5.4. Sazonalidade

A sazonalidade observada para a queda de serapilheira neste estudo também foi registrada em estudos anteriores nos manguezais de várias regiões do mundo. Uma marcante sazonalidade de serapilheira foi registrada por Heald *et al.* (1979) em manguezais da Flórida (Pool *et al.*, 1975; Twilley *et al.*, 1986). Também foi registrada em manguezais da Austrália (Goulter & Allaway, 1979; William *et al.*, 1981), Nova Zelândia (Woodroffe, 1982), Papua Nova Guiné (Sasekumar e Loi, 1983), Malásia (Leach & Burgin, 1985), México (Day *et al.*, 1987; Flores-Verdugo *et al.*, 1987) e África do Sul (Steinke & Charles, 1986).

Na maioria dos estudos citados acima, onde foi observado um padrão sazonal de queda de serapilheira, mencionou-se que esses picos ocorreram durante o verão, incluindo a queda de folhas e de partes reprodutivas. Em outros, registrou-se um notável aumento nas taxas de queda de serapilheira em comunidades de *Avicennia* na estação chuvosa, em parte devido a uma coincidência de altas taxas de queda de folhas, com uma acentuada queda sazonal de frutos (Heald *et al.*, 1979). No Brasil, trabalhos no sul do Estado de São Paulo mostraram que a produção de serapilheira foi maior durante o verão. (Adaime, 1985; Menezes, 1994).

Neste estudo, houve picos na produção de serapilheira, mas as quedas de folhas e de frutos não foram coincidentes, sendo que a maior queda de folhas ocorreu no verão, que é a estação chuvosa, e o pico de miscelânea ocorreu no outono, quando ainda há alta precipitação mas temperaturas mais baixas do que no verão. Os picos de queda de folhas, de novembro a janeiro, e de miscelânea, de março a maio, também foram observados em um estudo de quatro anos na África do Sul (Steinke & Charles, 1986). Eles registraram também uma queda de propágulos durante o outono.

O padrão sazonal de produção das partes reprodutivas foi observado em diversos outros estudos. Sasekumar *et al.* (1983) registraram um pico de queda de frutos em duas zonas de manguezal. Os importantes picos de serapilheira no bosque de *Avicennia* foram atribuídos ao aumento na queda de frutos de agosto a outubro, quando os frutos perfazem 50 a 60% do total. Heald *et al.* (1979) registraram que a queda de frutos foi claramente sazonal. As quedas de flores, frutos e madeira mostraram fortes picos em Boca Chica e, em Estero Pargo (México), a queda de flores e frutos foi geralmente maior durante a estação chuvosa (Day *et al.*, 1987).

Os resultados de Heald *et al.* (1979) mostraram que a contribuição de material lenhoso foi muito variável em resposta aos fortes ventos. Como registrado também por Steinke & Charles (1986) num estudo na Austrália em que os dados foram extremamente variáveis. segundo estes autores, a queda de madeira não foi regular ou sazonal e as condições climáticas, provavelmente, foram responsáveis por alguns picos, uma vez que altas produções foram obtidas após ventos fortes. No entanto, neste estudo, o pico de queda de madeira ocorreu no inverno, quando a temperatura e a precipitação são menores.

Os principais fatores causadores da sazonalidade na produção de serapilheira do manguezal parecem ser complexos. De acordo com Lugo (1990), a queda de folhas, em geral, ocorre ao longo do ano, mas picos são coincidentes com a estação chuvosa, baixas temperaturas e secas prolongadas. No México, por exemplo, a queda de folhas foi maior durante a estação seca em Boca Chica e menor em Estero Pargo (Day *et al.*, 1987). Tentativas de correlacionar a serapilheira com as condições climáticas têm produzido resultados variáveis (Leach & Burgin, 1985). As variações na salinidade da água intersticial têm sido consideradas como um importante fator (Pool *et al.*, 1975).

Leach & Burgin (1985) observaram uma acentuada sazonalidade na produção total de serapilheira, com as maiores quantidades durante a estação úmida. A floração de duas espécies de *Rhizophora* foi maior durante a estação úmida, mas o pico de *Sonneratia alba* ocorreu na estação seca. A emergência de folhas de *R. stylosa* se mostrou trimodal. Foram calculadas

correlações para cada componente com a precipitação, velocidade do vento, temperatura máxima e mínima. Algumas correlações significantes foram obtidas com a precipitação e a temperatura máxima. William *et al.* (1981) relataram que a queda de folhas e partes reprodutivas se mostrou correlacionada com fatores climáticos, principalmente precipitação, variando com a espécie. Em bosques ao sul da costa brasileira, a variação mensal na produção de serapilheira apresentou alto índice de correlação com a variação da temperatura média (Menezes, 1994).

Nos manguezais de Bertioga, foi possível distinguir uma tendência de picos alternados para os vários componentes, que se mostrou como uma seqüência no ano. A produção média de cada componente foi plotada por mês, e o gráfico resultante mostrou que a queda de folhas foi mais alta de novembro a fevereiro, seguida pelo pico de miscelânea, de março a maio, enquanto o período de maior queda de madeira foi de junho a outubro (Fig. 30). Esse padrão sugere uma coordenação entre as fases fenológicas.

Essa progressão dos eventos fenológicos também foi registrada por Lopez-Portillo & Ezcurra (1985) em manguezais do México, onde a maior queda de folhas foi observada de abril a setembro e as flores de julho a setembro. Os propágulos mostraram queda 3 a 4 meses depois, com o pico em dezembro. Além disso, a queda de madeira foi altamente correlacionada com a queda das estruturas que ela sustentava. Isto é, o pico de queda de madeira ocorreu 45 dias após a queda de propágulos.

Duke *et al.* (1984) observaram possíveis ligações entre ciclos vegetativos (aparecimento e queda das folhas) e reprodutivos (períodos de pico de floração e frutificação). Diversos estudos têm investigado os possíveis agentes causais buscando correlações com alguns parâmetros ambientais. No entanto, nenhuma relação satisfatória foi identificada. Esses resultados podem implicar em que os principais eventos fenológicos estão primariamente sob controle endógeno e que os fatores ambientais funcionariam apenas como um limiar para iniciar os ciclos fenológicos (Duke, 1988).

2.5.5. Fenologias vegetativa e reprodutiva

De acordo com Duke *et al.* (1984), a queda de estípulas é um confiável indicador de produção foliar. A abscisão de um par de estípulas, por estar associada com a emergência de um par de folhas, foi apontada como um indicador preciso de emergência foliar. Baseado nisso, os resultados de queda de estípulas têm uma relação simples (1:1) com a produção de folhas.

Os resultados de produção e queda de folhas indicaram que, em qualquer estação de crescimento, o pico de queda de folhas precede o primeiro pico de produção de folhas em um ou mais meses, dependendo da espécie (Duke *et al.*, 1984). Esses resultados mostram também que, em contraste com o padrão aproximadamente unimodal da queda sazonal de folhas, a queda de estípulas e a produção de folhas foram principalmente bimodais.

Neste estudo, a produção de folhas (observada através da produção de estípulas) se mostrou unimodal para os dois anos em ambos os sítios. Além disso, parece ser coincidente com a queda de folhas, ambos ocorrendo na estação chuvosa de verão. Em outros estudos (Williams *et al.*, 1981), foi demonstrado para *R. stylosa* que não há uma produção de novas folhas após o pico de queda de folhas, e que o pico de queda de folhas geralmente coincide com um período de emergência foliar (Leach & Burgin, 1985).

Todas as espécies observadas na África do Sul parecem estar razoavelmente coordenadas com as populações do nordeste da Austrália. Assim, as estações de floração e frutificação (úmida ou seca) se mostram aproximadamente coordenadas entre os vários sítios com exceção dos períodos mais variáveis de floração. Essas observações mostram duas tendências importantes: na maioria das espécies, os propágulos amadurecem durante a estação úmida e, enquanto há diferenças sazonais (úmida/seca) nos períodos de pico de floração entre as regiões, há poucas diferenças regionais, para a maioria das espécies, no pico de maturação dos propágulos durante a estação úmida (Duke *et al.*, 1984).

Em Bertioga, a floração ocorreu principalmente na estação chuvosa de verão e início da estação seca. Ela foi seguida pela frutificação, que começou

na estação chuvosa, no final do verão, avançando para a estação seca, durante o outono. Pode-se observar, no entanto, uma defasagem entre os sítios, que poderia ser explicada pela diferença na composição específica.

Wium Andersen & Christensen (1978) também notaram uma correlação entre as fenologias vegetativa e floral em que certas espécies de mangue exibiram uma produção de folhas diminuída quando a produção de flores e frutos foi máxima. O estudo de Duke *et al.* (1984) também forneceu evidências sustentando essa correlação.

É evidente que tanto os ciclos florais como vegetativos são sazonais, com todos os picos dos componentes em atividade em cada ano (Duke *et al.*, 1984). Entretanto, a sincronia relativa desses eventos requer uma cuidadosa atenção porque, como indicado anteriormente, alguma ligação entre os ciclos foi observada em muitas espécies de manguezais da Tailândia (Wium Andersen & Christensen, 1978).

A sazonalidade é portanto, clara para a maioria dos componentes da serapilheira como folhas, flores e propágulos (frutos), mas não é evidente para madeira. Uma vez que nesse estudo foi possível identificar um período de maior queda de madeira, essa falta de padrões sazonais pode ser devida à extrema variabilidade dos dados de queda de madeira.

As correlações entre as maiores produções de serapilheira com os fatores ambientais são muito contraditórias. As condições ambientais mais correlacionadas com os picos de qualquer componente da serapilheira parecem ser as altas pluviosidade e temperatura.

Na maioria dos trabalhos científicos é citada a estação na qual o pico da serapilheira ocorre: no entanto, dever-se-ia esclarecer quais são os fatores específicos predominantes em cada estação. O significado de estação úmida, ou chuvosa é facilmente compreendido, uma vez que a maior precipitação significa um maior aporte de água doce. Além disso, na estação seca, além de ocorrer uma menor precipitação, há também menor frequência de inundação. Já quando se fala em estação de verão, apesar desta corresponder às temperaturas mais elevadas, pode haver ventos, podendo englobar estação

seca ou úmida. No caso deste estudo, o verão inclui condições de umidade e calor. Outro problema são as variações climáticas decorrentes de diferentes latitudes. O verão nos manguezais tropicais é provavelmente diferente, comparado ao dos subtropicais, onde as estações são mais marcadas.

Lopez-Portillo & Ezcurra (1985) ao estudarem a correlação da variação fenológica anual da serapilheira com parâmetros ambientais, demonstraram que essa variação está altamente correlacionada com as condições gerais do estuário, cujos parâmetros são; nível médio da água, evaporação, temperatura e insolação, e que a precipitação local teve pouca influência nessas condições.

Identificar um padrão geral de respostas do ecossistema às condições ambientais também é difícil porque muitas tendências de resposta são espécie-específicas. Desta forma, mesmo que as condições ambientais de dois sítios sejam semelhantes, ainda há a composição específica do bosque para tornar as generalizações mais complexas.

Em resumo, a produção de serapilheira do manguezal é sazonal e alguns componentes mostram períodos evidentes de picos de queda. São eles: folhas, flores e frutos. Os fatores que controlam essas variações ainda não estão claramente estabelecidos. As condições ambientais relacionadas a temperatura e precipitação são, provavelmente, os principais responsáveis por essa influência. Os picos de serapilheira ocorrem, na maioria dos trabalhos, durante o verão, devendo estar relacionados, portanto, com maior temperatura e radiação solar (Tabela 18). Além disso, picos alternados para cada componente da serapilheira indicam que os ciclos fenológicos poderiam estar ligados neste processo.

A serapilheira produzida pelo manguezal pode seguir rotas distintas. A porção desse material que não é exportada, permanece sobre o sedimento, constituindo o estoque de serapilheira. Esse estoque pode entrar em processo de decomposição, ou ser incorporado ao sedimento. Nos itens seguintes serão analisadas as principais rotas.

3. DINÂMICA DA SERAPILHEIRA

3.1. DECOMPOSIÇÃO

3.1.1. Coeficientes de decomposição da serapilheira

O modelo matemático utilizado para descrever as mudanças observadas no peso seco das folhas ao longo do tempo foi uma equação exponencial simples

$$M_t = M_o \cdot e^{-kt},$$

onde M_t é o peso seco no tempo t , M_o é o peso seco inicial e t , o tempo em dias. k é o coeficiente de decomposição (Olson, 1963). Este modelo foi o que teve o melhor ajuste para a perda de biomassa observada no tempo.

Os coeficientes de decomposição foram calculados com base nesse modelo. Uma vez que a maior parte da decomposição ocorreu nos primeiros meses dos experimentos, dois tipos de coeficientes foram calculados: um, de longo prazo, considerando a duração total do experimento; e outro, de curto prazo, no qual o peso final corresponde ao início da estabilização da curva de decomposição.

Os resultados foram diferentes para cada tipo de coeficiente, sendo os coeficientes de decomposição de curto prazo maiores do que os de longo prazo, pois o processo de decomposição é mais eficiente no início (Tabela 19).

Os coeficientes de longo prazo levam em conta o tempo até o final do experimento, quando somente as frações recalcitrantes da folha estão presentes. Ao se comparar as meias-vidas (Tabela 19) obtidas através dos coeficientes de longo prazo, com aquelas observadas nas curvas de decomposição das figuras 31 a 36, pode-se notar que as primeiras são muito superiores às observadas de fato. Isso ocorre porque a última fase da decomposição é muito lenta e introduz erros que subestimam aquelas constantes. Nesta fase da decomposição, não ocorrem mudanças expressivas no peso, e a influência de outros fatores, como a presença de algas que crescem dentro dos sacos de decomposição, e até mesmo a entrada de

materiais que não são identificáveis, no tratamento do material, podem ser responsáveis por alterações no peso.

As meia-vidas de curto prazo, baseadas em 90 e 150 dias, períodos em que a maior parte da decomposição ocorre, revelaram valores mais realistas que, além disso, foram semelhantes. Considerando os coeficientes de correlação dos ajustes exponenciais, 77% foram maiores para os modelos curtos quando comparados aos r^2 dos ajustes de longo prazo.

Por esse motivo, a interpretação dos dados e a análise estatística foram feitas utilizando-se um coeficiente de curto prazo. A escolha entre 90 ou 150 dias foi baseada nos coeficientes de correlação obtidos com a regressão linear feita com o logaritmo da porcentagem de peso seco. Então, 90 e 150 dias foram usados para fazer os novos ajustes lineares que tiveram resultados melhores do que os de longo prazo. Os r^2 dessas correlações com o tempo foram altos, variando de 0,65 a 0,98, com mais de 50% maiores que 0,90. Além disso, os coeficientes de correlação obtidos nos ajustes de 150 dias apresentaram valores mais elevados para 10 ajustes, de um total de 18. Escolheu-se, então, o período de 150 dias.

3.1.2. Comparação entre os coeficientes de decomposição

Weider & Lang (1982) sugeriram duas técnicas para a análise dos dados de decomposição: o ajuste de um modelo matemático para obter as taxas de decomposição e descrever a perda de massa ao longo do tempo, e a análise de variância para a comparação dos tratamentos. Neste estudo foram utilizadas essas duas técnicas.

Para fazer a análise estatística dos dados de decomposição, os valores de porcentagem do peso seco original foram transformados para logaritmo natural e o ajuste linear foi testado para cada amostra. A análise estatística foi feita a partir dos modelos lineares de 150 dias. A inclinação de cada um, que corresponde à constante k do modelo matemático, foi, então, usada para a análise de variância com um delineamento fatorial para comparar tratamentos como sítio, espécie, estação do ano. Portanto, houve três réplicas, ou seja, três

curvas, para cada espécie para um número específico de dias, sítios e estações. Em alguns casos, devido a problemas logísticos, houve menos do que três amostras.

Os resultados revelaram que houve uma diferença significativa entre os sítios. O valor médio no Rio Iriri foi 0,012/dia, enquanto no Rio Itapanhaú foi 0,010/dia. Houve também uma diferença significativa entre as espécies (Tabela 20). As três espécies mostraram, portanto, diferentes taxas de decomposição (Fig. 37). Os maiores valores médios de k foram observados para *A. schaueriana* (0,015/dia) seguido de *L. racemosa* (0,011/dia). Os menores valores de k ocorreram para *R. mangle* (0,006/dia).

O mesmo gradiente das taxas de decaimento para as espécies foi observado em ambos os sítios (Figs 31 a 36). Entretanto, *L. racemosa*, que apresentou uma posição intermediária de um modo geral, mostrou comportamento diferenciado em cada sítio, suas taxas de decomposição foram maiores no Rio Iriri, não apresentando diferença significativa com a taxa de decomposição de *A. schaueriana*, enquanto que no Rio Itapanhaú esta espécie apresentou taxas intermediárias entre as outras duas espécies.

Comparando-se as estações do ano, todas as espécies apresentaram diferenças significativas entre suas taxas de decomposição, tendo sido verificados coeficientes de decomposição mais altos no verão em ambos os sítios (Fig. 38). A taxa de decomposição média para os meses de verão foi 0,012/dia, e 0,009/dia para os meses de inverno (Tabela 21).

Todas as espécies mostraram diferenças entre estações, sendo que *Avicennia* apresentou a mais acentuada. *L. racemosa* também mostrou diferenças significantes entre os sítios. *R. mangle* foi a espécie que mostrou taxas mais similares quando se compararam as estações e sítios. Esta espécie foi, portanto, menos afetada por estes fatores (Fig. 40).

Resumindo, houve diferença significativa entre as taxas de decomposição das três espécies, dos dois sítios estudados e entre as estações de verão e inverno. O Iriri teve taxas de decomposição maiores do que o Itapanhaú e o verão apresentou taxas maiores do que o inverno. *Avicennia* teve as maiores taxas de decomposição e *Rhizophora* as menores.

3.2. DISCUSSÃO DA DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

3.2.1. Taxas de decomposição

A comparação destes resultados com outros estudos mostra que as taxas de decomposição de folhas de *Avicennia* foram altas, variando de 19 a 50 dias para perder aproximadamente metade de sua massa (Tabela 19). Em manguezais da Austrália, Woodroffe (1982) encontrou meia-vida de 45 a 60 dias; Goulter e Allaway (1979) tiveram resultados semelhantes mostrando que folhas de *Avicennia* tiveram uma meia-vida de cerca de 60 dias. Twilley *et al.* (1986) encontraram meia-vida de 50 a 60 dias na Flórida e Robertson (1988) encontrou valores de 90 dias para a mesma espécie na Austrália. Van der Valk e Attiwill (1984) encontraram taxas de decomposição com meia vida por volta de 99 dias para *Avicennia*.

Rhizophora também mostrou taxas maiores quando comparado a outros resultados. Neste estudo, as folhas de *Rhizophora* perderam metade de seu peso original após 50 a 88 dias (Tabela 19). Estudos anteriores mostraram sempre meia-vida maior do que 100 dias. Twilley *et al.* (1986) observaram aproximadamente 140 dias, na Flórida e Robertson (1988), 226 dias na Austrália.

As meias-vidas de *L. racemosa* variaram de 25 a 122 dias, dependendo da estação e local (Tabela 21). Estes valores foram menores durante o verão e muito menores no Rio Iriri, aproximadamente metade das taxas medidas no Rio Itapanhaú. Existem poucos trabalhos com *Laguncularia* em outros países. Flores-Verdugo *et al.* (1987), em um bosque monoespecífico de *L. racemosa* no México, obtiveram um valor de 81 dias para folhas submersas e mais de um ano para folhas sobre o sedimento. É importante mencionar que essa baixa taxa de decaimento ocorreu em função de uma forte estação seca naquele local.

O potencial de decomposição dos sítios da região de Bertioga (23°51'S) é alto e isto pode ser devido a altas temperaturas associadas à alta precipitação e freqüente inundação, que criam boas condições (ambiente quente e úmido) para acelerar a degradação da matéria orgânica. Ponte *et al.* (1984) encontraram, nos manguezais de Bertioga, valores maiores para *Laguncularia* e *Avicennia* e taxas semelhantes para *Rhizophora* (Tabela 22).

Fazendo uma comparação com outros locais no Brasil, Adaime (1985), em um local mais ao sul do Estado de São Paulo (25°00'S), registrou taxas de decomposição semelhantes no verão somente para *A. schaueriana*, taxas maiores para *L. racemosa*, e o dobro dos coeficientes para *R. mangle*. Entretanto, as taxas de decaimento para as três espécies foram muito menores do que em Bertioga. Isto pode ser explicado pelas diferenças na temperatura, que são menores em Cananéia. Outro estudo brasileiro da decomposição de folhas de mangue (25°33'S) mostrou taxas semelhantes para *Laguncularia* e *Rhizophora*, mas taxas maiores para *A. schaueriana* (15 dias) (Sessegolo e Lana, 1991). Em outro local, mais ao sul, Panitz (1986) encontrou taxas menores de decaimento para as três espécies (Tabela 22).

3.2.2. Fatores que regulam a decomposição

A decomposição da serapilheira é regulada por uma série de variáveis, incluindo suas propriedades físicas e respostas ao clima e à macro e microfauna. Apesar da complexidade dos processos de decaimento, os dois fatores mais importantes que controlam as taxas de decomposição da serapilheira são, provavelmente, o ambiente climático prevalecente e a suscetibilidade do substrato ao ataque por decompositores especializados, qualidade do substrato (Meentemeyer, 1978).

Os processos de decomposição são regulados pelos efeitos combinados da qualidade do recurso e do ambiente físico-químico na comunidade dos organismos decompositores (Fig. 39). As variáveis macroclimáticas, chuva e temperatura, são, claramente, importantes reguladores dos processos de decomposição. Além das variáveis climáticas, características do ambiente edáfico, como aeração e pH, também são fatores reguladores importantes. O ambiente físico-químico dos processos de decomposição pode ser subdividido em complexos climáticos e edáficos (Swift *et al.*, 1979).

Figura 39: Esquema dos principais fatores que controlam a decomposição.
(Baseado em Swift *et al.*, 1979)

O padrão e a taxa de decomposição da matéria orgânica também são determinados por vários aspectos da sua composição física e química, denominados qualidade do recurso. As principais fontes de energia e carbono do material vegetal são os polissacarídeos e a lignina de suas paredes celulares. As moléculas do substrato também variam nas taxas em que são catabolizadas; por exemplo, a lignina é degradada muito mais lentamente do que a celulose. Do mesmo modo, baixas concentrações de nutrientes essenciais no recurso limitam a taxa da atividade dos decompositores. Além disso, a presença de componentes químicos relativamente secundários, como os polifenóis, podem estimular ou inibir os animais detritívoros (Swift *et al.*, 1979).

De acordo com estes principais fatores controladores, as diferenças observadas entre espécies devem ser atribuídas à qualidade do substrato, enquanto as diferenças entre locais ou estações devem estar relacionadas a diferentes condições ambientais. As diferenças sazonais podem estar

relacionadas aos aspectos climáticos, enquanto as diferenças entre locais, neste estudo, devem ser determinadas mais por aspectos edáficos.

Além da qualidade do material e das condições ambientais, a decomposição também é influenciada pelos macroconsumidores. Anfípodas foram observados nos sacos com frequência e eles têm, evidentemente, um importante papel na fragmentação das folhas (Heald, 1969; Boonruang, 1978; Woodroffe, 1982). Embora esses organismos tenham ocorrido nos experimentos em Bertioga, sua influência no processo de decomposição não foi estudada.

3.2.3. Comparação entre as espécies

As diferenças entre as taxas de decaimento entre as espécies são mencionadas na maioria dos estudos de decomposição. Estudos brasileiros de decomposição de serapilheira com as mesmas espécies mostraram o mesmo gradiente das taxas obtidas para as três espécies. Aquelas diferenças podem ser explicadas por diferenças na qualidade do recurso. A composição química da folha é, portanto, muito importante, determinando sua taxa de decomposição.

De acordo com Cintrón *et al.* (1985), os dados disponíveis sobre decomposição mostram que as folhas de *Avicennia* se decompõem três vezes mais rápido do que as de *Rhizophora*. A meia-vida média para *Avicennia*, em manguezais de bacia, foi 63 ($s= 3$) dias. A meia-vida de *Rhizophora*, em manguezais de bacia, foi 194 ($s= 22$) dias, enquanto em manguezais de franja foi 170 ($s= 34$) dias.

Boonruang (1978), na Tailândia, observou taxas de decomposição de folhas de *Avicennia* duas vezes mais rápidas do que as de *Rhizophora*. Diferença entre espécies também foram observadas em outros estudos (Twilley *et al.*, 1986; Robertson, 1988). Em ambos os casos, *Avicennia* mostrou taxas maiores do que *Rhizophora*.

Essa diferença nas taxas de decomposição de cada espécie foi observada em muitos outros estudos, fato que reforça a hipótese de que as

diferenças na composição química de cada folha são responsáveis por isto. A qualidade do recurso, incluindo razões C:N (Twilley *et al.*, 1986) e o conteúdo de lignina (Meentemeyer, 1978), foi usada para explicar diferenças nas taxas de decomposição de folhas aquáticas e terrestres.

Nutrientes

O conteúdo inicial de N é maior em *Avicennia* e menor em *Laguncularia*. Esse nutriente pode, então, estar limitando a decomposição desta última. Isto pode explicar a interação sítio x espécie, mostrando que *Laguncularia* se decompõe mais rápido no Rio Iriri, onde há mais nitrogênio disponível no sedimento.

As folhas de *Avicennia* tiveram maiores coeficientes de decaimento e menores razões C:N do que as de *Rhizophora* e isto pode explicar as diferenças observadas em suas taxas de decomposição (Twilley, 1982). Robertson (1988) atribuiu a diferença entre espécies à maior concentração inicial de nitrogênio de folhas de *Avicennia*, baixa razão C:N e baixa concentração de tanino hidrolisável. Neste estudo, a maior razão C:N foi observada para *L. racemosa*; entretanto, a menor taxa de decaimento foi obtida para *R. mangle* (Tabela 21). Isto pode ser explicado pela maior concentração de tanino e lignina nas folhas de *Rhizophora*.

Taninos

Além dos nutrientes, as plantas podem ter substâncias que inibam ou estimulem a atividade dos decompositores. Os mais relevantes dentre os componentes estudados, são os também denominados "protetores químicos da planta", a maioria de natureza aromática, particularmente polifenólica. Os taninos são polifenóis que mostraram uma marcante inibição da decomposição de hemicelulose e celulose. As folhas de mangue têm taninos, que as protegem do ataque microbiano (Swift *et al.*, 1979).

Os taninos têm uma grande capacidade de se ligar a proteínas e, conseqüentemente, são capazes de inibir enzimas. Essa capacidade provavelmente ajuda na resistência de plantas vivas aos fungos e afeta as taxas de decaimento do detrito vegetal. Na maioria das plantas, os taninos

hidrolisáveis estão presentes geralmente nas folhas e frutos, enquanto os taninos condensados ocorrem na casca ou no cerne. Isso implica em que folhas e frutos são menos persistentes como detritos particulados do que as partes de madeira. O tanino é um importante constituinte de todas as partes das árvores de mangue, mas a maioria dos análises de tanino em manguezais tem sido feitos em amostras da casca (Walsh, 1974).

O conteúdo de tanino na casca de *Rhizophora* varia de 15 a 36% do peso seco. A casca e as folhas de *Laguncularia* contêm 10 a 24% do peso seco na forma de taninos solúveis. O conteúdo de tanino solúvel em casca de *Avicennia* é de apenas 5,5 a 12,7% do peso seco (Chapman, 1976; Walsh, 1977). Panitz (1986) encontrou em *Avicennia* o menor conteúdo médio de polifenóis (14,7 UDO⁴/gPS), enquanto *Rhizophora* e *Laguncularia* tiveram valores médios semelhantes, de 26 UDO/gPS.

Os taninos estão presentes nas folhas das três espécies mas seu conteúdo parece ser maior em *Rhizophora* e *Laguncularia*. Folhas de *Avicennia* são consideradas pobres em taninos. Alongi (1987) considerou as folhas de *Rhizophora stylosa* ricas em tanino e encontrando 7,2% PS dessa substância, já em folhas de *Avicennia marina*, encontrou 0,8% PS considerando-as pobres em taninos. Cundell *et al.* (1979) observaram um atraso na colonização microbiana em folhas de *Rhizophora*, e o relacionaram à diminuição no conteúdo de tanino das folhas em decomposição, sendo que o conteúdo de taninos em folhas senescentes de *Rhizophora* foi de 5,2%PS.

Lignina

Os componentes do tecido vegetal podem ser divididos em substâncias rapidamente lixiviáveis (açúcares e taninos) e substâncias recalcitrantes (lignina) (Swift *et al.*, 1979). De acordo com Meentemeyer (1978), a concentração de lignina é considerada o principal modificador do substrato da eficiência da decomposição. Há pouca informação, na literatura, relacionada à composição química das folhas de manguezais. Entretanto, os resultados da decomposição indicam que *Rhizophora*, além dos taninos, deve

⁴ "UDO" significa: unidade de densidade ótica.

ter uma maior proporção de componentes recalcitrantes. Por outro lado, a composição química de *Avicennia* deve ser, em sua maioria, de componentes lixiviáveis.

Aproximadamente 30 a 50% da matéria orgânica das folhas de manguezais são lixiviáveis, componentes solúveis em água, como taninos e açúcares. A fração remanescente de matéria orgânica consiste, presumivelmente, de polímeros estruturais da planta, como a ligninocelulose. Dos componentes de polímeros da ligninocelulose, a lignina é o mais resistente à degradação microbiana (Benner & Hodson, 1985).

Características físicas das folhas também são citadas como características que influenciam a decomposição. As taxas consistentemente menores de decomposição de folhas de *Rhizophora* foram atribuídas à sua maior espessura somada ao seu maior conteúdo de tanino (Boonruang, 1978). Além da lixiviação de taninos, tanto a cutícula cerosa como a epiderme espessa de *Rhizophora* retardam a colonização microbiana da superfície das folhas (Cundell *et al.*, 1979).

3.2.4. Padrões sazonais

Houve diferença significativa nas taxas sazonais de decomposição. Para ambos os sítios e todas as espécies, as taxas foram maiores no verão do que no inverno. Estas diferenças podem estar relacionadas às maiores temperaturas médias observadas durante os primeiros meses dos experimentos de verão (fevereiro, março e abril), de 26°C para 1990 e 25°C para 1991. Os primeiros meses do experimento de inverno (agosto, setembro e outubro) tiveram uma temperatura média de 19°C. Além disso, há uma diferença na precipitação em cada estação, sendo de 484,4 mm no verão de 1990 e 578 mm no verão de 1991, comparadas a somente 201,9 mm no inverno de 1991 (Tabela 4).

As estações de inverno e verão têm portanto, diferentes taxas de precipitação. A estação seca corresponde ao inverno (Fig. 3). Entretanto, uma vez que não há diferença significativa na frequência de inundação de maré, que é duas vezes por dia, não há um regime sazonal de umidade no

sedimento do bosque. Isto significa que os processos de decomposição devem ser estimulados por outras condições ambientais durante a estação úmida. Esta diferença sazonal deve ser, portanto, atribuída à temperatura que é maior de novembro a março.

Brinson (1977) observou que as taxas de perda de massa foram significativamente diferentes sazonalmente e entre sítios de bosques alagados de água doce. Segundo esse mesmo autor, tanto a temperatura como a umidade parecem ser importantes no controle das taxas de decomposição. Para ele, aumento nas taxas durante os meses de verão sugerem que as perdas foram uma função da temperatura.

Experimentos de decomposição em manguezais que apresentam comparação entre as estações não são muitos. Woodroffe (1982), relata que as diferenças entre taxas de decomposição de *Avicennia* no verão e no inverno foram pequenas, o que não foi o caso deste estudo e de outros que observaram as mesmas variações sazonais. Adaime (1985) observou diferenças significantes entre as taxas de decaimento no verão e inverno para as mesmas três espécies de mangue. Steinke & Charles (1986), medindo as taxas de decomposição de folhas "in vitro", mostraram a influência da temperatura e da salinidade. As folhas de mangue testadas se decompuseram mais rápido em temperaturas mais altas e baixas salinidades.

As diferenças entre estações foram maiores para *Avicennia* e *Laguncularia* (principalmente no Rio Iriri). As folhas de *Rhizophora*, que foram as mais resistentes e mostraram menor variação (Fig. 40). O mesmo comportamento foi mencionado por Swift *et al.* (1979), no qual os fatores climáticos explicaram mais que o solo a variação na taxa de perda de massa para folhas que se decompõem facilmente. Outras análises também mostraram que, à medida que a qualidade da matéria orgânica fica menor (de mais difícil degradação), o fator solo torna-se mais importante. Meentemeyer (1978) também descreveu um padrão semelhante: geralmente, a serapilheira com baixa concentração de lignina apresenta a maior variabilidade nas taxas de decaimento de região para região, por influência do clima.

Além disso, também notou-se neste estudo, que as diferenças entre as espécies são menores no inverno (Fig. 40). De acordo com Meentemeyer (1978), materiais com concentrações de lignina altamente variáveis decaem em taxas semelhantes no inverno mas divergem muito no verão. A partir desses resultados é possível perceber a importância das condições climáticas no processo de decomposição, entretanto, além desses existem outros fatores ambientais de grande importância.

Para sintetizar a influência dos parâmetros ambientais, Swift *et al.* (1979) descrevem o resultado de uma análise de componente principal (PCA) que definiu dois eixos de variação entre sítios. Essa variação foi determinada principalmente pelo "clima" (temperatura e umidade, mais matéria orgânica e conteúdo de N do solo, que são fortemente relacionados com o clima) e pelo "solo" (pH e conteúdo de P e Ca). As taxas de decaimento foram separadas muito claramente com base nestes dois eixos, mostrando tendências de aumento das taxas quando se vai de ambientes frios, secos, ácidos, minerais, com baixos teores de P, Ca e N, para ambientes quentes, úmidos, ricos em nutrientes e com valores maiores de pH.

3.2.5. Comparação entre os sítios

Se o clima determina os limites superiores e inferiores do potencial das taxas de decaimento, o controle mais fino, em nível local, é determinado pela qualidade do recurso e por fatores do complexo edáfico. Os principais fatores edáficos são a umidade do solo, aeração e pH (Swift *et al.*, 1979). A diferença entre o Rio Iriri e o Rio Itapanhaú pode ser explicada pelas suas diferenças no hidroperíodo, pH e concentração de nutrientes no sedimento e água.

A umidade, aparentemente, influencia a decomposição uma vez que as perdas de massa observadas por Brinson (1977) foram particularmente evidentes na parte mais elevada do terreno, quando associadas ao alagamento da mesma. Adaime (1985) também observou maiores taxas de decaimento em folhas submersas quando comparadas às folhas sobre o sedimento. Da mesma forma, Sessegolo & Lana (1991) observaram taxas de decomposição progressivamente maiores com a diminuição da elevação dos

sítios, indicando que a frequência de submersão é importante para se determinar a taxa de fragmentação do material vegetal. Isto pode explicar a diferença entre os sítios, pois o Rio Iriri encontra-se em nível mais baixo do que o Rio Itapanhaú, e, apesar das frequências de submersão serem as mesmas, o tempo de submersão foi maior no Rio Iriri. Além disso, depressões internas no Rio Iriri poderiam reter a água, o que poderia acelerar o processo de decomposição da serapilheira.

As condições edáficas do Rio Iriri mostraram, em geral, pH e concentração de nutrientes mais elevados do que o Rio Itapanhaú. Essas condições são favoráveis para os processos de decomposição, uma vez que o pH mais alto e a disponibilidade de nutrientes favorecem o desenvolvimento microbiano.

Como os manguezais de Bertioga são em sua grande maioria bosques de franja, a porção da serapilheira que fica no ecossistema passando pelo processo de decomposição, é provavelmente menor que a parcela exportada pela oscilação das marés. A seguir, serão analisados os outros processos de renovação que integram a dinâmica da serapilheira.

3.3. ESTOQUE DE SERAPILHEIRA

3.3.1. Estoque Total

Os valores médios da serapilheira acumulada total no Rio Iriri foram $117,4 \text{ g/m}^2$, no primeiro ano, e $105,7 \text{ g/m}^2$ no segundo. No Rio Itapanhaú, esses valores foram $115,5$ e $88,1 \text{ g/m}^2$ (Tabela 23). Portanto, houve uma redução significativa na quantidade de serapilheira no chão da floresta no segundo ano, principalmente no Rio Itapanhaú (24%), enquanto no Rio Iriri ela foi de apenas 10%. Não houve diferença significativa entre os sítios.

No primeiro ano, no Rio Iriri, ocorreu um pico em abril ($154,3 \text{ g/m}^2$) e o valor mais baixo ocorreu em maio ($69,5 \text{ g/m}^2$). No segundo ano, o pico foi em janeiro ($156,4 \text{ g/m}^2$) e o valor mais baixo ocorreu em julho ($57,5 \text{ g/m}^2$). No Rio Itapanhaú, a variação no primeiro ano foi de $210,5 \text{ g/m}^2$ em março a 82 g/m^2 em dezembro. No segundo ano, esses valores foram de $163,9 \text{ g/m}^2$ em agosto a 52 g/m^2 em junho (Fig. 41, tabelas 25 e 26).

O estoque de serapilheira sobre o solo do manguezal de Bertioga é composto principalmente por madeira, seguido do material reprodutivo (miscelânea), sendo que as folhas aparecem em pequena quantidade (Fig. 43).

3.3.2. Estoque de Folhas

O componente foliar teve o acúmulo mais baixo, embora ele seja o principal componente da queda de serapilheira, correspondendo a mais de 60% do total. Essa porcentagem na composição da serapilheira acumulada caiu para 24.5% no Rio Iriri e 19.4% no Itapanhaú (Fig. 43). Esse fato pode ser explicado por uma alta perda de material foliar pelas marés e processos de decomposição.

Não houve diferença na quantidade de folhas no chão da floresta entre os dois anos. No entanto, houve mais folhas acumuladas no Rio Iriri. Os valores médios foram $24,5 \text{ g/m}^2$ no Rio Iriri e $16,3 \text{ g/m}^2$ no Itapanhaú (Tabela 23). Essa diferença entre os sítios foi significante estatisticamente (Tabela 24).

Foi possível identificar um padrão sazonal para ambos os sítios nos dois anos amostrais. Houve um acúmulo de material foliar de outubro a fevereiro, sendo que os meses com menos material foliar presente foram março a agosto (Fig. 42). De fato, os resultados estatísticos mostraram que houve uma diferença significativa entre os meses.

3.3.3. Estoque de Miscelânea

O componente miscelânea, apesar de sua produção sazonal, esteve presente no sedimento ao longo do ano sem a mesma variação pronunciada em sua quantidade, que foi aproximadamente 20% do material de serapilheira no chão da floresta, para o Rio Iriri, e 13% para o Itapanhaú. Ainda assim, foi possível identificar uma variação sazonal (Fig. 44) e os resultados estatísticos mostraram diferença significativa entre os meses (Tabela 24).

Houve uma diferença significativa entre os dois sítios e o Rio Iriri apresentou maiores quantidades de estoque de partes reprodutivas sobre o sedimento. No entanto, não houve diferença significativa entre os anos amostrais. Os valores médios foram 24,9 e 22,8 g/m² para o Rio Iriri e 15,5 e 12,3 g/m² para o Rio Itapanhaú (Tabela 23).

Tanto folhas como miscelânea mostraram interações significativas entre mês x sítio, ano x mês e ano x mês x sítio. Comparando os sítios para cada mês, o Iriri teve sempre valores significativamente mais altos, com exceção de fevereiro, para folhas, e julho, para miscelânea. Para miscelânea, a diferença significativa entre os dois anos ocorreu nos meses de janeiro, março, junho e julho. Os outros meses não mostraram tal diferença. Para folhas, a diferença ocorreu em janeiro, fevereiro, abril, junho, julho, setembro e outubro (Tabelas 25 e 26).

A interação entre mês, ano e sítio foi significativa porque a comparação entre os sítios em cada mês pode ser diferente, dependendo do ano considerado. Às vezes a diferença pode ocorrer em apenas um ano, como no caso das folhas, que em fevereiro do segundo ano, tiveram valores similares em ambos os sítios, mas no primeiro, a média para o Rio Iriri foi um terço do valor do Itapanhaú. Para miscelânea, em janeiro do primeiro ano, o Iriri teve o dobro do material do Itapanhaú, mas no ano seguinte, eles apresentaram valores semelhantes.

3.3.4. Estoque de madeira

A madeira foi o principal componente da serapilheira acumulada, somando 55% no Rio Iriri e 70% no Itapanhaú (Fig. 43). Embora esse componente seja mais importante no Itapanhaú, não houve diferença significativa entre os sítios. Além disso, não houve diferença entre os meses, provavelmente porque a variabilidade desse componente foi muito alta, como visto pelo desvio padrão. Não foi possível identificar um padrão sazonal (Fig. 45).

A diferença na quantidade de serapilheira no solo do bosque do primeiro para o segundo ano foi principalmente devida à redução no componente madeira. Essas diferenças foram estatisticamente significantes (Tabela 24). No Rio Itapanhaú, ela caiu de 83,7 para 57,3 g/m², que corresponde a uma redução de 31,5%. Entre os outros componentes, só foi observada redução de miscelânea. No Rio Iriri, a redução no estoque de madeira foi de apenas 17,7%, de 69,9 para 58,2 g/m², enquanto os outros componentes permaneceram constantes (Tabela 23) .

3.3.5. Estoque Total - Madeira

O comportamento do estoque de serapilheira sem o componente madeira foi muito diferente. No estoque de serapilheira total, não houve padrão sazonal evidente, não sendo registrada grande diferença na quantidade de estoque de serapilheira ao longo do ano, embora o mês com maiores valores tenha sido agosto. No entanto, sem o componente madeira, o período de maiores valores foi de outubro a fevereiro, e os valores mais baixos parecem ter-se concentrado de fevereiro a julho (Fig. 46). A madeira é um componente importante no estoque de serapilheira e sua quantidade no solo apresenta alta variabilidade, por essas razões diminui a taxa de renovação total e retira o caráter sazonal do estoque total. Sem esse componente, o estoque de serapilheira mostra maiores taxas de renovação e um padrão sazonal, principalmente as folhas.

3.4.DISCOSSÃO DO ESTOQUE DE SERAPILHEIRA

Os valores médios de estoque de serapilheira variaram de 50 a 164 g/m² ao longo do ano. Foram valores baixos de material sobre o solo quando comparados a outros bosque de mangue, mas, considerando-se que ambos os sítios são manguezais de franja, esse resultado era esperado.

A maioria dos estudos de serapilheira não apresenta os dados de estoque. Os valores obtidos em manguezais, disponíveis na literatura, variam de um grande estoque de 9,59 t/ha na China (Lee, 1989a) até um baixo estoque de 0,3 t/ha na Tailândia (Christensen, 1978) ou 0,5 t/ha em Papua Nova Guiné (Leach & Burgin, 1978). Twilley *et al.* (1986), em manguezais de bacia na Flórida, encontraram valores intermediários variando de 1,2 a 4,5 t/ha. Steyer (1988) registrou estoques médios de serapilheira em manguezais de franja, ilhote, misto e monoespecífico de bacia de 1,45, 1,26, 5,61 e 1,82 t/ha. Os valores médios de Bertioga foram de 0,88 a 1,17 t/ha e podem ser considerados baixos.

A proporção dos componentes do estoque em Bertioga foi bastante diferente de outros locais. A composição relativa na China foi de 42,3% de folhas, 38,7% de partes reprodutivas e 19,1% de madeira (Lee, 1989a). Essa composição reflete a contribuição relativa de cada componente da queda de serapilheira porque há muito pouca exportação desse material. Neste estudo, no entanto, a composição do estoque diferiu da produção de serapilheira pela alta porcentagem de madeira e baixa contribuição de folhas.

A comparação dos valores de queda e acúmulo de madeira indica que a produção de pequenos galhos é muito baixa, o que significa que a madeira sobre o solo do bosque é composta principalmente por grandes galhos e caules de árvores mortas, que não são amostrados nas cestas. De fato, isso pode facilmente ser visto em campo.

A situação oposta ocorreu com as folhas; a pequena quantidade de folhas acumuladas comparada à queda de folhas indica que a exportação da serapilheira foliar poderia estar desempenhando um importante papel. A composição relativa da serapilheira acumulada é, portanto, um sinal do que está acontecendo com a produção de serapilheira e a dinâmica do sítio.

A hidrologia é um importante fator no controle do estoque de serapilheira. Twilley (1985) sugeriu que a exportação de carbono orgânico estaria associada a uma maior atividade de marés. Estudos em diferentes tipos de bosques indicaram que, à medida que a influência das marés diminui, a proporção da serapilheira que é exportada também se reduz.

Os altos valores de estoque registrados na China foram devidos, provavelmente, à ausência de inundações de maré freqüentes, uma vez que a maioria dos outros registros foi obtida em bosques normalmente inundados pela maré (Lee, 1989). No entanto, sítios com freqüente influência de maré também mostraram variações no estoque de serapilheira dependendo da freqüência e amplitude das marés. O baixo valor encontrado na Tailândia é, provavelmente, resultante da lavagem das folhas mortas devido à grande amplitude de maré (3 m) (Christensen, 1978).

Uma comparação entre produção, estoque e exportação de serapilheira de manguezais ribeirinhos (Boto & Bunt, 1981), de franja (Heald, 1969; Pool *et al.*, 1975) e de bacia (Twilley *et al.*, 1986) ilustra a influência relativa da decomposição e exportação entre os diferentes tipos de bosques de mangue. As estimativas de profundidade de inundação por maré nesses tipos de bosques são de 3, 0,5 e 0,08 m respectivamente, e, de acordo com os resultados, à medida que a influência da maré diminui, a proporção de serapilheira exportada de cada bosque também se reduz.

Em bosques ribeirinhos, onde o estoque de folhas no chão é negligenciável, a maioria da produção de folhas deve ser exportada (Boto & Bunt, 1981), enquanto em bosques mais internos de bacia, apenas cerca de 20% da serapilheira foliar é exportada (Twilley, 1985). Conseqüentemente, as taxas "in situ" de decomposição foliar não têm muita influência na determinação dos tempos de residência da serapilheira, seja em manguezais de franja ou ribeirinhos (Twilley *et al.*, 1986).

3.4.1. Comparação entre os sítios

A diferença entre os sítios foi observada apenas para folhas e miscelânea. Em ambos os casos, o Rio Iriri apresentou valores significativamente mais altos para esses componentes (Tabela 24).

No que se refere ao componente foliar, isso foi particularmente evidente durante o primeiro ano, no qual a produção de folhas foi maior no Iriri. Também com relação às partes reprodutivas, a quantidade diferente de estoque de miscelânea poderia ser atribuída a diferenças na produção de partes reprodutivas, que foi maior no Iriri.

Considerando-se que, ambos os sítios têm padrões similares de hidrologia, poderia supor-se que as diferenças de estoque sobre o sedimento do bosque seriam explicadas por diferenças nas taxas de decomposição de cada sítio. No entanto, o Iriri, que mostrou os mais altos valores de estoque, também teve as taxas mais altas de decomposição.

Entretanto, uma vez que não houve diferença na produção de folhas, durante os dois anos como mostrado nos resultados de queda de serapilheira, mas houve uma diferença no acúmulo, o Rio Itapanhaú está, necessariamente, exportando mais do que o Rio Iriri. Como as folhas são mais suscetíveis de serem removidas pela maré, a exportação seria a razão dessa diferença.

O fator sítio não foi significativo para queda de serapilheira como foi para o estoque. A diferença entre os sítios pode estar, então, de alguma forma, refletindo algumas diferenças entre suas hidrologias e topografias. Embora ambos sejam inundados na mesma frequência, as correntes de maré são mais fortes no Itapanhaú, que possui também uma maior vazão. Essa maior energia hidrológica poderia estar favorecendo a remoção das folhas. Além disso, o Rio Iriri possui algumas depressões no interior do bosque que facilitariam o acúmulo de serapilheira.

Provavelmente, as diferenças entre os sítios possam ser portanto, atribuídas às taxas mais altas de queda de serapilheira no Iriri, relativas a folhas no primeiro ano e partes reprodutivas, aliadas às diferenças na hidrologia e topografia dos sítios.

3.4.2 Comparação entre os anos

A diferença entre os anos não foi observada para folhas e miscelânea, o que significa que a redução de serapilheira total acumulada reflete a redução do componente madeira, particularmente no Rio Itapanhaú.

O modelo estatístico usado foi mais eficaz para explicar a variabilidade da queda de serapilheira, uma vez que esse apresentou valores mais altos de R^2 do que aqueles observados para o estoque. Em ambos os casos, as folhas foram o componente com melhor ajuste, seguido por miscelânea. Isso ocorreu porque essas duas respostas estão mais relacionadas a variações sazonais, mostrando diferenças significativas entre os meses. O modelo mostrou baixo R^2 para todos os componentes do estoque. Isso significa que há outros fatores importantes controlando essa variabilidade e eles podem estar relacionados provavelmente à hidrologia desses sítios.

3.4.3. Padrão sazonal

As variações sazonais do estoque de serapilheira não são muito discutidas na literatura porque, geralmente, são feitas apenas uma ou duas medidas durante o ano. No entanto, alguns autores indicam diferenças entre as estações. Goulter & Allaway (1979), em manguezais australianos, mediram a camada de serapilheira foliar presente, em duas ocasiões, mostrando valores muito diferentes (9 g/m^2 no inverno e 62 g/m^2 no verão). De acordo com os autores, a ausência da camada de serapilheira tanto no verão como no inverno, comparada à queda média anual de serapilheira foliar (cerca de $460 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) sugere que as folhas se decompõem rapidamente ao longo do ano.

Flores Verdugo *et al.* (1987) encontraram, no México, um estoque de folhas de 300 g/m^2 em junho e, durante a estação úmida correspondente ao maior fluxo do rio, não havia serapilheira sobre o sedimento do bosque. Steyer (1988), em manguezais da Flórida, observou que o estoque de serapilheira mostrou um ligeiro padrão sazonal nos quatro sítios estudados.

Neste estudo, o padrão sazonal foi evidente apenas para o componente foliar, e, ainda que essa variação pareça estar relacionada com a produção de serapilheira, a regressão entre elas apresentou baixos valores ($R^2=0,44$ para o Iriri e $0,30$ para o Itapanhaú). Portanto, outros fatores, como a amplitude de maré ou sua frequência, devem estar influenciando esse padrão sazonal.

Os padrões sazonais de estoque de serapilheira podem estar relacionados aos padrões sazonais de produção e decomposição de serapilheira ou variações hidrológicas. Como a decomposição em Bertioga desempenha um pequeno papel, porque a maioria da serapilheira, principalmente foliar, é removida, e a hidrologia não mostrou um padrão sazonal marcante, a exportação e o estoque de serapilheira refletem, em parte, a sazonalidade da produção de serapilheira (Fig. 47), podendo ser modificados por variações na altura da maré. Isso não é válido para a madeira, que mostrou um comportamento diferente por não ser muito influenciada pela exportação.

3.5. RENOVAÇÃO DA SERAPILHEIRA

As taxas médias de renovação para cada componente da serapilheira foram muito diferentes. A taxa de renovação mais alta foi observada para as folhas, com uma média geral de $19,55 \text{ ano}^{-1}$, seguida por miscelânea ($4,58 \text{ ano}^{-1}$) e madeira, que apresentou um valor muito menor ($1,30 \text{ ano}^{-1}$). Esses resultados indicaram que as folhas tiveram um curto tempo de residência e a madeira teve o maior tempo de residência no solo do bosque (Tabela 27).

Os resultados estatísticos (Tabela 28) mostraram que não houve diferença entre as taxas de renovação do primeiro para o segundo ano. Além disso, não houve diferença significativa entre os sítios, embora o Iriri tenha mostrado um valor médio menor, $7,54 \text{ ano}^{-1}$, quando comparado à média do Itapanhaú, $9,40 \text{ ano}^{-1}$.

Houve uma interação significativa entre sítio e ano (Tabela 28). No primeiro ano, os sítios tiveram taxas semelhantes de renovação, mas, no segundo, o Itapanhaú teve uma maior renovação do que no Iriri. Essa diferença ocorreu porque as taxas de renovação diminuíram no Rio Iriri e aumentaram no Itapanhaú no segundo ano.

Houve ainda uma interação significativa entre sítio e componente da serapilheira. O Rio Itapanhaú teve as maiores taxas para folhas ($21,20 \text{ ano}^{-1}$), enquanto, no Rio Iriri, o valor médio foi $17,85 \text{ ano}^{-1}$. Os valores de madeira e miscelânea foram semelhantes nos dois sítios.

As taxas de renovação de serapilheira variaram muito no decorrer do ano, indicando que essa renovação é diferente nos diversos meses (Tabelas 29 e 30). Para o total da serapilheira essa variação foi menor (Fig.48) quando comparada àquela obtida para os componentes isoladamente. Um claro padrão sazonal foi observado para folhas (Fig. 49) e para miscelânea (Fig. 50). A renovação da madeira parece ser maior nos meses de maior queda desse componente (Fig. 51).

As taxas médias de renovação de serapilheira deste estudo (Tabela 27) são maiores do que os valores encontrados em manguezais da Flórida, 1,51 a 7,42 ano⁻¹ para folhas (Pool *et al.*, 1975) e 1,92 a 4,41 ano⁻¹ para o total (Twilley *et al.*, 1986).

Os valores médios obtidos neste estudo para folhas (14,94 a 24,22 ano⁻¹) são muito altos, mesmo para manguezais de franja. Steyer (1988) encontrou 6,4 e 8,3 ano⁻¹ para sítios de franja e ilhote na Flórida. De acordo com Twilley & Day (no prelo), as taxas de renovação de serapilheira para manguezais são geralmente maiores do que 2,0 ano⁻¹, com algumas taxas de 10,0 ano⁻¹, indicando o significado potencial da exportação na dinâmica da serapilheira. Portanto, as taxas obtidas em Bertioga são uma indicação de que a exportação de serapilheira desempenha um papel importante nessa dinâmica.

A renovação da serapilheira de mangue se dá através da exportação, decomposição *in situ* e pelo consumo pela macrofauna. As freqüentes inundações aceleram essa renovação em, pelo menos, dois modos. Primeiro, a ação da maré facilita a exportação da serapilheira; segundo, um ambiente úmido favorece a decomposição microbiana (Lee, 1989). Todos esses fatores contribuem para a alta taxa de renovação observada nos sítios de mangue de Bertioga, exceto o consumo pela macrofauna.

Os caranguejos, muito frequentes em manguezais, são responsáveis por grande parte da remoção da serapilheira, influenciando a renovação da mesma. Esse fato já foi demonstrado em vários trabalhos (Robertson, 1986; Robertson & Daniel, 1989; Lee, 1989b). Entretanto, observações em campo nos manguezais de Bertioga revelaram a baixa densidade desses animais o que deve reduzir consideravelmente sua influência na dinâmica da serapilheira desses bosques.

Há diferentes padrões de dinâmica de serapilheira em cada tipo de bosque de mangue (Fig. 52). Manguezais ribeirinhos e de franja apresentam maior exportação com menos estoque de serapilheira, resultando numa alta reciclagem de matéria orgânica. Manguezais de bacia têm grandes estoques, com maior influência de processos de decomposição e menos material sendo exportado, resultando em taxas de renovação menores (Twilley *et al.*, 1986) .

Figura 52: Esquema da importância relativa dos processos da dinâmica da serapilheira nos principais tipos fisiográficos (Twilley *et al.* 1986).

Os manguezais de Bertioga têm taxas de renovação muito altas, que correspondem à sua localização de franja, mas o nível de produção de serapilheira é baixo quando comparado a outros bosques de franja (Fig. 53).

A comparação entre os sítios mostrou que o Rio Itapanhaú teve taxas mais elevadas de serapilheira foliar. Isso poderia ser atribuído à maior influência das correntes de maré devido à sua localização, perto da desembocadura do

canal e à maior vazão desse rio. E, apesar da frequência de inundação ser a mesma, há menos serapilheira sobre o solo do bosque nesse sítio. O acúmulo de serapilheira no Rio Iriri poderia também ser causado por sua topografia, que apresenta depressões interiores que não são observadas no Rio Itapanhaú.

A redução da renovação de serapilheira no Rio Iriri no segundo ano pode estar relacionada também à redução da queda de serapilheira nesse ano, particularmente no Iriri, onde essa redução foi mais significativa. O Rio Itapanhaú não mostrou essa redução para queda de folhas, e consequentemente não houve aumento na renovação de serapilheira foliar.

As diferenças entre as taxas de renovação dos diferentes componentes da serapilheira foram altamente significantes. Esses resultados eram esperados, uma vez que há certas indicações de que os componentes da serapilheira teriam diferentes taxas de decomposição por causa da diferente composição de lignina. Materias com mais lignina como a madeira se decompõem mais lentamente que o material foliar (Walsh, 1974; Benner e Hodson, 1985). Brinson (1977) também encontrou taxas de decomposição de pequenos galhos mais baixas quando comparado a folhas.

Além disso, deve haver diferente suscetibilidade ao transporte pelo movimento da água, sendo que as folhas são mais facilmente removidas pelas marés. Dessa maneira, uma vez que as folhas são o principal componente da serapilheira e têm maior renovação, é possível concluir que em manguezais de franja as taxas de renovação são altas. Isso se confirma, também, pelos baixos valores de estoque desse componente.

Sazonalidade

A análise da taxa de renovação de cada mês indicou que essas taxas variam ao longo do ano, com um padrão sazonal especialmente para folhas (Fig. 49) e miscelânea (Fig. 50). Essa variação foi semelhante em ambos os sítios.

A sazonalidade da miscelânea parece estar relacionada com os períodos de maior queda desse componente. A sazonalidade na renovação de folhas, no entanto deve estar sendo influenciada por outro fator, embora ela pareça

não estar correlacionada às variações climáticas anuais como da temperatura ou precipitação. Isso porque as taxas de renovação mais altas ocorreram de dezembro a maio no primeiro ano e, de janeiro a julho, no segundo, e esses períodos incluem meses com altas e baixas temperaturas e precipitações.

Uma taxa de renovação (queda/estoque de serapilheira) mais alta poderia estar relacionada a uma alta produção de serapilheira ou a um menor acúmulo de serapilheira. No entanto, o estoque de serapilheira parece aumentar com os picos de queda de folhas (Fig. 47), o que tornaria as taxas constantes. Em vez disso, as taxas de renovação altas também foram observadas nesses meses e nos subseqüentes (Fig. 49).

Uma explicação para esse fato seria que, o aumento na queda de serapilheira resultaria num aumento na quantidade de serapilheira transportada e não se refletiria necessariamente num aumento no estoque. Portanto, as taxas de renovação são mais altas nos meses subseqüentes.

Assim, mesmo que ambos aumentem, o estoque de serapilheira não aumenta proporcionalmente. Isso pode ser explicado pelo fato de que o acúmulo de serapilheira depende dos processos de exportação e decomposição. Na época de maior renovação de folhas, que ocorre no final do verão, a decomposição, é mais rápida e maior devido à temperatura e à quantidade de serapilheira no substrato. Entretanto, neste caso, a exportação parece ser mais importante, sendo que as maiores amplitudes de maré ocorreram em fevereiro, março e abril, o que favoreceria a exportação. De fato, é possível notar que houve uma coincidência entre os meses com maiores taxas de renovação e aqueles com maiores amplitudes de maré, aproximadamente de fevereiro a junho (Figs 49 e 54).

Parece, portanto, que a renovação é uma função do aporte de serapilheira e da ação da maré. As maiores taxas de renovação de folhas e miscelânea são coincidentes com suas maiores produções, possivelmente porque há um grande potencial de remoção da serapilheira do bosque pelas marés.

Silva *et al.* (1994) em manguezais do Rio de Janeiro concluíram que a massa total de macrodetritos transportada por ciclo de maré não é

determinada apenas pela amplitude da maré, mas sofre influência de fatores climáticos e ventos que condicionam a queda da serapilheira.

Para Odum *et al.* (1979) os principais fatores que controlam o fluxo da matéria orgânica particulada em áreas úmidas estuarinas são: a geomorfologia da bacia de drenagem da área, e a importância relativa da amplitude de marés e da descarga de água doce.

Desse modo, em Bertioga, períodos de maiores taxas de renovação parecem estar relacionados às maiores taxas de queda de serapilheira (Fig. 47), havendo também uma interação com a variação da amplitude de maré e a decomposição. Estes resultados estão de acordo com os modelos apresentados por Twilley *et al.* (1986) no qual para cada tipo fisiográfico existe uma importância específica dos processos hidrológicos e biológicos que influenciam a dinâmica da serapilheira (Fig. 52).

Vários trabalhos já demonstraram a importância das marés na exportação de matéria orgânica. Segundo Twilley (1985), em manguezais da Flórida onde ocorre forte sazonalidade na amplitude de marés, a exportação mensal líquida de carbono, era proporcional à amplitude cumulativa de marés daquele período. O mesmo foi observado para a exportação da serapilheira em manguezais da Tailândia onde essa exportação atinge valores máximos durante as marés de sizigia (Wattayakorn *et al.*, 1990).

Estudos em manguezais do litoral do Rio de Janeiro (Rezende *et al.*, 1990) mostraram que embora as flutuações do carbono orgânico particulado (POC) dentro de um ciclo de marés exista, está claro que durante os ciclos de maré de maior amplitude, a contribuição do manguezal para o canal em POC é maior do que durante os ciclos de baixa amplitude.

Em resumo, a alta taxa de renovação da serapilheira nos manguezais de Bertioga se dá principalmente através de seu transporte pelas marés, o que reforça a hipótese de que esses bosques sejam exportadores de matéria orgânica para as águas adjacentes.

3.6. MODELO DA DINÂMICA DA SERAPILHEIRA

Considerando que a medição da exportação da serapilheira em manguezais é muito difícil em função da complexidade dos movimentos da água nesse ambiente, e, por outro lado, a importância da dinâmica da serapilheira para o funcionamento desse ecossistema, o desenvolvimento de um modelo dessa dinâmica poderia ser muito útil no entendimento desses processos e fluxos de matéria orgânica e para estimar as taxas de exportação.

O modelo da dinâmica da serapilheira inclui a queda de serapilheira como entrada de matéria orgânica, o estoque de serapilheira como estoque de matéria orgânica e a decomposição e a exportação como saídas de matéria orgânica do sistema. A herbivoria e "enterramento"⁵ seriam as outras formas de perda de matéria orgânica (Fig. 55).

Como não há dados disponíveis sobre predação, a perda de serapilheira por herbivoria não foi integrada ao modelo. Além disso, a herbivoria não foi levada em conta porque não há abundância de consumidores primários como caranguejos, por exemplo. Esse processo de herbivoria seria uma função sítio-específica para outras versões do modelo.

Como o modelo foi construído com uma unidade de tempo diário e refere-se ao período de um ano, o enterramento seria insignificante nessa escala temporal, uma vez que esse é um processo muito mais longo. Por essa razão esse processo não foi considerado.

O modelo de exportação de serapilheira é um modelo para simular a dinâmica de estoque e exportação de serapilheira do manguezal. O modelo, desenvolvido em STELLA 2.2.2, (em Macintosh), computou o estoque diário de serapilheira foliar no chão da floresta e sua exportação pelas marés (Fig.56); (Tabela 31). A equação do balanço de massa usada no modelo foi:

$$\Delta \text{Estoque de serapilheira} = \text{Serapilheira} - (\text{Decomposição} + \text{Exportação})$$

ou seja, a variação do estoque de serapilheira no solo é igual a produção de serapilheira menos o que se decompõe e o que é exportado.

⁵ O termo encontrado na literatura em inglês é "burial".

Ecossistema Manguezal

Figura 55: Esquema dos processos envolvidos na dinâmica da serapilheira em manguezais (Adaptado de Mitsch & Gosselink, 1986).

Os dados de entrada de queda de serapilheira são de coletas de campo e são espécie-específicos. As taxas de decomposição são de experimentos de decomposição de serapilheira foliar em campo. Essas taxas são espécie e estação-específicas. A decomposição é, portanto, uma função das taxas de decaimento e do estoque de serapilheira. A exportação é uma função do estoque de serapilheira e da altura da maré, que tem uma variação sazonal. O transporte pelas marés não discriminou na exportação e, portanto, é o mesmo para todas as espécies (Fig. 67). As equações são apresentadas a seguir.

☒ $\text{Actu_Export}(t) = \text{Actu_Export}(t - dt) + (\text{Rate}) * dt$
 INIT $\text{Actu_Export} = 0$
 INFLOWS:
 ✳ $\text{Rate} = \text{Actu_ExportDay}$

☒ $\text{LSC_A}(t) = \text{LSC_A}(t - dt) + (\text{LF_A} - \text{Export_A} - \text{DECOP_A}) * dt$
 INIT $\text{LSC_A} = 10.82$
 INFLOWS:
 ✳ $\text{LF_A} = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1, 0.55) (31.3333, 0.42) (61.6667, 0.37) (92, 0.44) (122.333, 0.3) (152.667, 0.41) (183, 0.3) (213.333, 0.26) (243.667, 0.34) (274, 0.44) (304.333, 0.44) (334.667, 0.81) (365, 0.81)
 OUTFLOWS:
 ✳ $\text{Export_A} = \text{LSC_A} * \text{TideFactor} * k$
 ✳ $\text{DECOP_A} = \text{LSC_A} * K_A$

☒ $\text{LSC_L}(t) = \text{LSC_L}(t - dt) + (\text{LF_L} - \text{Export_L} - \text{DECOP_L}) * dt$
 INIT $\text{LSC_L} = 9.78$
 INFLOWS:
 ✳ $\text{LF_L} = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1, 0.45) (31.3333, 0.26) (61.6667, 0.34) (92, 0.37) (122.333, 0.22) (152.667, 0.23) (183, 0.32) (213.333, 0.3) (243.667, 0.29) (274, 0.39) (304.333, 0.53) (334.667, 0.52) (365, 0.52)
 OUTFLOWS:
 ✳ $\text{Export_L} = \text{LSC_L} * \text{TideFactor} * k$
 ✳ $\text{DECOP_L} = \text{LSC_L} * K_L$

☒ $\text{LSC_R}(t) = \text{LSC_R}(t - dt) + (\text{LF_R} - \text{Export_R} - \text{DECOP_R}) * dt$
 INIT $\text{LSC_R} = 4.03$
 INFLOWS:
 ✳ $\text{LF_R} = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1, 0.18) (31.3333, 0.21) (61.6667, 0.14) (92, 0.17) (122.333, 0.13) (152.667, 0.14) (183, 0.11) (213.333, 0.15) (243.667, 0.1) (274, 0.17) (304.333, 0.2) (334.667, 0.23) (365, 0.23)
 OUTFLOWS:
 ✳ $\text{Export_R} = \text{LSC_R} * \text{TideFactor} * k$
 ✳ $\text{DECOP_R} = \text{LSC_R} * K_R$

☒ $\text{Model_Export}(t) = \text{Model_Export}(t - dt) + (\text{Rate1}) * dt$
 INIT $\text{Model_Export} = 0$
 INFLOWS:
 ✳ $\text{Rate1} = \text{Export_T}$

☐ $\text{Export_T} = \text{Export_L} + \text{Export_R} + \text{Export_A}$
☐ $k = .04$
☐ $k1 = 5$
☐ $\text{LSC_T} = \text{LSC_L} + \text{LSC_R} + \text{LSC_A}$
☐ $\text{TideFactor} = 1 / \text{EXP}(k1 * (2.04 - \text{TideHeight}))$
☒ $\text{Actual_LSC} = \text{GRAPH}(\text{Time})$
 (0.00, 24.0), (15.9, 24.6), (31.7, 18.8), (47.6, 15.1), (63.5, 13.0), (79.3, 11.3), (95.2, 12.0), (111, 14.5), (127, 12.4), (143, 11.2), (159, 12.8), (175, 15.4), (190, 15.6), (206, 16.7), (222, 16.4), (238, 17.0), (254, 19.6), (270, 23.9), (286, 24.6), (302, 27.4), (317, 29.4), (333, 33.4), (349, 34.4), (365, 36.3)
☒ $\text{Actu_ExportDay} = \text{GRAPH}(\text{TIME})$
 (0.00, 1.08), (15.9, 1.08), (31.7, 0.9), (47.6, 0.783), (63.5, 0.637), (79.3, 0.553), (95.2, 0.683), (111, 0.904), (127, 0.637), (143, 0.415), (159, 0.51), (175, 0.588), (190, 0.577), (206, 0.574), (222, 0.435), (238, 0.317), (254, 0.292), (270, 0.302), (286, 0.367), (302, 0.541), (317, 0.555), (333, 0.574), (349, 0.907), (365, 1.32)
☒ $K_A = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1.00, 0.017), (31.3, 0.017), (61.7, 0.017), (92.0, 0.017), (122, 0.012), (153, 0.012), (183, 0.012), (213, 0.012), (244, 0.012), (274, 0.012), (304, 0.017), (335, 0.017), (365, 0.017)
☒ $K_L = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1.00, 0.012), (31.3, 0.012), (61.7, 0.012), (92.0, 0.012), (122, 0.009), (153, 0.009), (183, 0.009), (213, 0.009), (244, 0.009), (274, 0.009), (304, 0.012), (335, 0.012), (365, 0.012)
☒ $K_R = \text{GRAPH}(\text{time})$
 (1.00, 0.007), (31.3, 0.007), (61.7, 0.007), (92.0, 0.007), (122, 0.007), (153, 0.006), (183, 0.006), (213, 0.006), (244, 0.006), (274, 0.006), (304, 0.007), (335, 0.007), (365, 0.007)
☒ $\text{TideHeight} = \text{GRAPH}(\text{Time})$
 (1.00, 1.93), (16.8, 1.94), (32.7, 2.00), (48.5, 2.07), (64.3, 2.08), (80.1, 2.12), (96.0, 2.11), (112, 2.10), (128, 2.09), (143, 2.04), (159, 2.07), (175, 2.10), (191, 2.10), (207, 2.09), (223, 2.05), (238, 1.98), (254, 2.00), (270, 2.02), (286, 2.01), (302, 2.00), (318, 1.99), (333, 1.96), (349, 1.95), (365, 1.94)

O resultado da simulação está razoavelmente ajustado aos dados de campo (Fig. 57) sendo que a quantidade de estoque prevista no modelo está bastante próxima do que foi medido durante as amostragens. As curvas com as taxas diárias de exportação estão apresentadas na figura 58. No gráfico de exportação acumulada (Fig. 59), é mostrada a exportação anual de 250 gPS/m², o que representa 2,5 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de serapilheira foliar exportada. Considerando que a média de queda de serapilheira foi 5,0 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e que a queda de folhas foi 67% do total que correspondeu a 3,4 t.ha⁻¹.ano⁻¹, conclui-se que pouco mais de 70% da serapilheira foliar é exportada.

Neste modelo, ainda está faltando a contribuição de matéria orgânica de madeira e miscelânea. A magnitude da exportação de matéria orgânica deste modelo está, então, subestimada. É importante mencionar que eles representam apenas 23% da queda de serapilheira e as taxas de renovação desses componentes são muito menores (25%) do que da serapilheira foliar. Suas contribuições para a exportação de matéria orgânica seriam, então, muito pequenas. Baseado nesses valores, é possível estimar, aproximadamente, uma exportação anual de 0,2 t.ha⁻¹.ano⁻¹ desses componentes. Somando esse valor ao de folhas, obtemos uma exportação total de 2,7 t.ha⁻¹.ano⁻¹. A conclusão é que, nesses manguezais, mais de 50% de sua produção total de serapilheira é exportada pelas marés.

Considerando que as folhas de serapilheira têm em média 40% de carbono, a exportação seria de 1,08 tC.ha⁻¹.ano⁻¹ ou 0,3 gC.m⁻².dia⁻¹. Estes dados são da mesma ordem de grandeza daqueles obtidos por Snedaker & Lugo (1973), que estimaram 0,5 gC.m⁻².dia⁻¹.

De acordo com Twilley *et al.* (1992) existem 10 estimativas de exportação de carbono a partir dos manguezais que variam de 1,86 a 420 gC.m⁻².dia⁻¹. A taxa obtida em Bertioga é aproximadamente a metade da média, que é de 210 gC.m⁻².dia⁻¹ (Tabela 32).

São poucos os estudos de exportação de matéria orgânica em manguezais Brasileiros. Lacerda & Rezende mediram 2,9 t.ha⁻¹.ano⁻¹ em bosques do Rio de Janeiro. Os valores obtidos são superiores aos de Bertioga mas também neste caso mais de 50% da produção de serapilheira (5,1 t.ha⁻¹.ano⁻¹) era exportada.

Segundo Twilley (1988), taxas elevadas de exportação de carbono devem estar associadas a maior flutuação das folhas de mangue, maior precipitação e maior amplitude de marés. Os sítios de Bertioga apresentam, portanto, condições favoráveis à exportação de matéria orgânica. A quantidade desse material só não é maior em função da baixa produtividade desses manguezais. Se a proporção anteriormente apresentada se mantivesse e a produção de serapilheira fosse de $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ o que corresponderia a uma produção média para bosques de franja, essa exportação seria da ordem de $220 \text{ g C.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

A discussão sobre o papel dos manguezais enquanto sistemas que funcionam como fonte de matéria orgânica ainda é polêmico. É evidente que dependendo da situação local ele pode exportar ou importar materiais. Também em um mesmo manguezal dependendo da ocasião ele pode mudar de função. Entretanto, dada sua localização intertidal e sua alta produtividade, a maioria dos estudos indicam que, de um modo geral, eles sejam depósitos de nutrientes e exportadores de material orgânico.

A dinâmica da serapilheira nos manguezais de Bertioga é portanto, bastante influenciada pelas marés fazendo com que a renovação do material orgânico se dê principalmente através da exportação e não da decomposição. Esses fluxos da matéria orgânica estão associados aos ciclos dos elementos minerais nesse sistema.

De acordo com Lugo *et al.* (1990), as condições para a ciclagem de nutrientes em manguezais, são reguladas pelo hidroperíodo de várias maneiras, afetando a renovação da serapilheira, o transporte de nutrientes dissolvidos, a taxa de decomposição ou a química do solo. Desse modo, a disponibilidade de nutrientes é então controlada por fatores ambientais. No entanto, a vegetação possui adaptações que podem influenciar a eficiência da absorção e do uso desses nutrientes. Esses aspectos serão discutidos no próximo item sobre ciclagem de nutrientes.

4. CICLAGEM DE NUTRIENTES

4.1. CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E CARBONO NAS FOLHAS

4.1.1. Folhas verdes

O conteúdo de nitrogênio de *A. schauerlana* foi o maior entre as três espécies, indo de 1,60 a 2,73% de peso seco. *R. mangle* teve valores de 1,14 a 2,19% e *L. racemosa* apresentou os menores valores, variando de 1,02 a 2,08%. (Tabela 33; Figs 60 e 67).

O conteúdo de fósforo das folhas de *A. schauerlana* foi o mais alto das três espécies, variando de 0,12 a 0,22% do peso seco. *L. racemosa* teve valores de 0,10 a 0,18%. *R. mangle* teve os valores mais baixos, indo de 0,11 a 0,14%. (Tabela 33; Figs 61 e 68)

O conteúdo de carbono foi maior em *R. mangle* variando de 28,5 a 43,2 e média de 37%, seguida por *L. racemosa* que variou de 24,9 a 39,2 (média = 34,5%). O valor mais baixo foi de *A. schauerlana* (33,8%) ficando na faixa de 30,9 a 31,5. O conteúdo de carbono das folhas das três espécies foi semelhante nos dois sítios (Tabela 33; Figs 62 e 69).

A concentração desses elementos não mostrou grande variação ao longo do ano (Figs 60 a 62).

4.1.2. Serapilheira foliar

O conteúdo de nitrogênio das folhas de *A. schauerlana* foi o mais alto das três espécies, variando entre 0,87 e 2,32% do peso seco. *R. mangle* teve valores de 0,66 a 1,83% e *L. racemosa* apresentou os menores valores, entre 0,57 e 1,63% do peso seco (Tabela 33; Figs 63 e 67).

O conteúdo de fósforo das folhas de *A. schauerlana* também foi o mais alto das três espécies, variando de 0,06 a 0,17% do peso seco. *L. racemosa* mostrou valores entre 0,04 e 0,16%, enquanto *R. mangle* apresentou os mais baixos valores, entre 0,04 e 0,11% do peso seco (Tabela 33; Figs 64 e 68).

O conteúdo de carbono foi mais alto em folhas de *R. mangle* (41%), variando de 30,8 a 46,0 % seguida por *A. schaueriana* que variou de 35,1 a 45,6 com valores médios de 40% e *L. racemosa*, com valores de 28,3 a 43,2 e média de 39%. O conteúdo de carbono das folhas das três espécies foi semelhante nos dois sítios. A diferença entre as espécies foi menor do que para folhas verdes. O Rio Iriri teve conteúdo maior de carbono no segundo ano para todas as espécies, o que não ocorreu para o Rio Itapanhaú (Tabela 33; Fig. 65).

Os conteúdos de nitrogênio e fósforo se mostraram semelhantes para ambos os sítios, embora o Iriri pareça ter valores mais altos durante o primeiro ano, enquanto o Itapanhaú parece tê-los no segundo. A concentração desses nutrientes na serapilheira foliar mostrou uma variação sazonal em ambos os sítios. Os valores mais altos foram observados durante o inverno e primavera, de junho a novembro, e os menores durante o verão e outono, de dezembro a maio (Figs 63 e 64).

4.1.3. Folhas senescentes

O conteúdo médio de nitrogênio das folhas de *A. schaueriana* e *R. mangle* foi semelhante no Rio Iriri, sendo de 0,99 e 1,02% do peso seco, respectivamente. *L. racemosa* teve o valor mais baixo, 0,74%. O Rio Itapanhaú teve o valor mais alto para *A. schaueriana*, 1,09 %, seguida por *R. mangle*, com 0,94 %. *L. racemosa* teve o valor mais baixo, 0,58%. O Rio Iriri mostrou valores mais altos do que o Itapanhaú, exceto para *A. schaueriana* (Tabela 34).

O conteúdo de fósforo das folhas de *L. racemosa* no Rio Iriri foi o mais alto das três espécies, 0,087% do peso seco. *R. mangle* e *A. schaueriana* tiveram valores semelhantes (0,077 e 0,075%, respectivamente). No Rio Itapanhaú, *A. schaueriana* teve o valor mais alto, 0,092%. *R. mangle* teve um valor intermediário, 0,077%, e *L. racemosa* teve o mais baixo, 0,63%. Para esse nutriente, o Iriri mostrou valores mais altos para *L. racemosa* e o Rio Itapanhaú teve os valores mais altos para *A. schaueriana*. Valores semelhantes para folhas de *R. mangle* foram observados em ambos os sítios (Tabela 34).

O conteúdo de carbono das folhas senescentes foi maior no Rio Iriri, 35% para *R. mangle*, 32% para *L. racemosa* e 31% para *A. schaueriana*, comparado com 32,5%, 30,5% e 30,5% no Rio Itapanhaú. Além disso, *R. mangle* apresentou o conteúdo mais alto, seguida por *L. racemosa* e *A. schaueriana* nos dois sítios (Tabela 34).

A comparação do conteúdo de nutrientes dessas três categorias de folhas (verdes, da serapilheira e senescentes) no mês correspondente à coleta de folhas senescentes (setembro 1991) mostrou que as folhas verdes tiveram valores mais altos, seguidas por serapilheira foliar. A concentração mais baixa foi observada nas folhas senescentes (Fig. 66).

4.1.4. Resultados Estatísticos

Para comparar os dados de nutrientes, utilizou-se uma análise de variância para testar as diferenças entre os fatores Ano, Sítio, Espécie e Tipo de Folha (folha verde ou serapilheira foliar). Os resultados dessa análise para comparação dos tratamentos são mostrados na tabela 35.

Os nutrientes mostraram comportamentos diferente em relação ao fator ano. O fósforo mostrou valores mais altos no segundo ano (média do primeiro ano foi de 0,099% e a do segundo 0,102%), enquanto o nitrogênio apresentou valores mais altos no primeiro (média do primeiro ano foi de 1,44% e a do segundo 1,28%).

Tipos de Folha

Houve uma diferença significativa entre as concentrações em folhas verdes e na serapilheira foliar para todos os três elementos. As folhas verdes apresentaram conteúdo de nutrientes mais alto do que a serapilheira foliar para nitrogênio e fósforo (Figs 67 e 68), e conteúdo mais baixo de carbono (Fig. 69).

Espécies

As diferenças entre as espécies também foram significantes. O conteúdo de nutrientes e de carbono em folhas variou conforme a espécie e houve um gradiente decrescente de conteúdo de cada elemento: carbono: *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*; nitrogênio: *A. schaueriana*, *R. mangle* e *L. racemosa*; fósforo: *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*.

Uma interação entre tipo de folha e espécie foi observada para carbono e nitrogênio. O gradiente de carbono ($Rm > L > As$), observado nas folhas verdes, mudou para $Rm > As > Lr$ na serapilheira foliar. Para nitrogênio, nas folhas verdes, *A. schaueriana* e *R. mangle* tiveram valores muito mais altos do que *L. racemosa*. Na serapilheira foliar, os seus valores foram próximos, isto é, *A. schaueriana* e *R. mangle* tiveram uma maior redução no conteúdo de nitrogênio (Tabela 34).

Sítios

Os resultados mostraram que não houve diferença significativa entre os sítios no que diz respeito à concentração de qualquer dos elementos estudados. No entanto, houve interações significantes entre sítio e espécie e sítio e tipo de folha. O conteúdo de nitrogênio de *R. mangle* foi maior no Rio Itapanhaú. Os conteúdos de fósforo de *A. schaueriana* e *L. racemosa* foram diferentes, dependendo do local. *A. schaueriana* mostrou valores mais altos no Itapanhaú, enquanto o Iri teve valores mais altos para *L. racemosa*. Além disso, embora os teores de nutrientes da serapilheira foliar tenham sido semelhantes nos dois sítios, o Iri teve mais fósforo nas folhas verdes.

4.2. DISCUSSÃO

4.2.1. Conteúdo foliar de nutrientes e fertilidade do solo

O teor médio de nitrogênio nas folhas verdes foi 1,82% em *R. mangle*, 1,35% em *L. racemosa* e 1,98% em *A. schaueriana*. A concentração média de fósforo na copa foi 0,12, 0,14 e 0,15%, respectivamente. Conforme Boto (1992), os conteúdos médios de nitrogênio e fósforo nas folhas de mangue estão em torno

de 1,0 e 0,1%, respectivamente. Os valores de Bertioga são, portanto, mais altos do que essa média. Na Austrália, Clough & Attiwill (1975) encontraram concentrações semelhantes de nutrientes em folhas verdes, 0,12% de fósforo e 2,11% de nitrogênio. Na Flórida, Snedaker & Brown (1981) encontraram valores de 1,3% de nitrogênio em folhas verdes de *R. mangle*, 2,2 % em *Avicennia* e 0,6% em *L. racemosa*.

O conteúdo médio de nitrogênio na serapilheira foliar foi 10,7 mg/g PS em *R. mangle*, 8,6 mg/g em *L. racemosa* e 12,4 mg/g em *A. schaueriana* (Tabela 33, Fig. 67). Essas concentrações de nitrogênio na serapilheira foliar foram maiores que valores encontrados por Steyer (1988) em diferentes sítios na Flórida, para quem o conteúdo de nitrogênio variou de 2,8 a 11,2 mg/g PS. Os valores foram ainda menores quando os apenas os sítios de franja foram considerados, com uma média de 3,74 mg/g PS.

No que se refere ao conteúdo médio de fósforo na serapilheira foliar, os valores médios deste estudo foram: 0,6 mg/g PS em *R. mangle*, 0,8 mg/g em *L. racemosa* e 0,9 mg/g em *A. schaueriana* (Tabela 33 e Fig. 68). Estes, foram semelhantes aos encontrados por Snedaker & Brown (1981) em *R. mangle* na Flórida e em Porto Rico que foram de 0,11 e 0,5mg/g respectivamente. Por outro lado, foram superiores quando comparados a outros manguezais do sul do Brasil (Schmidt *et al.*, 1990).

Outros estudos mostram a relação entre fertilidade do solo e o conteúdo de nutriente foliar. Clough *et al.* (1983) encontraram, em folhas, concentrações de N e P de 2,04 e 0,167%, respectivamente, para bosques de mangue que receberam por longo prazo um efluente de esgoto, comparado com valores de 1,15 % de nitrogênio e 0,097 % de fósforo em locais-controle não perturbados. Os nutrientes das folhas verdes em Bertioga estão mais próximos dos encontrados no local enriquecido.

Os resultados de Onuf *et al.* (1977) indicaram que a concentração de nitrogênio em folhas verdes coletadas de locais com alto teor de nutrientes foi consistentemente e significativamente maior do que em amostras de folhas de áreas com baixos teores de nutrientes, indicando que uma possível resposta da vegetação à adição de nutrientes é o enriquecimento dos tecidos da planta com estes nutrientes.

Do mesmo modo, Boto & Wellington (1983) observaram um aumento significativo em N e P para folhas novas em sítios fertilizados. Além disso, eles demonstraram que o nitrogênio e o fósforo foliares podem ser bons indicadores do estado nutricional médio de um manguezal. Baseado nisso, pode-se dizer que os bosques de mangue de Bertioga têm uma condição nutricional razoavelmente elevada.

A concentração de nutrientes nas folhas de árvores de áreas úmidas de bacia parece variar em função da espécie e do sítio. Diferenças na fertilidade do local e na composição específica explicam a maioria dos padrões nos dados, particularmente para a concentração de nitrogênio e fósforo (Brown, 1990).

O teor de nitrogênio no sedimento foi sempre maior no Rio Iriri, enquanto a média de fosfato no sedimento foi maior no Rio Itapanhaú. O conteúdo de nitrogênio no sedimento variou de 0,7 a 6,35 mg/g no Iriri e de 0,7 a 2,7 mg/g no Rio Itapanhaú. Essas concentrações de nutrientes não são muito altas, mas eles não podem ser considerados locais não férteis. É possível, entretanto, que no Rio Itapanhaú o nitrogênio seja limitante. Embora o Rio Iriri tenha apresentado maior conteúdo de nitrogênio no solo, isto não resultou em maiores concentrações desse nutriente nas folhas.

As concentrações de fosfato variaram de 0,08 a 0,41 mg/g. O conteúdo médio de fosfato no solo do Rio Iriri foi 0,18 mg/g, enquanto o conteúdo médio de fosfato no solo do Rio Itapanhaú foi de 0,22 mg/g. De acordo com Boto *et al.* (1984) e Boto (1992), um solo com baixos teores de fosfato varia de 0,1 a 15 μ g/g. Desse modo, essas concentrações indicam que esses locais podem ser considerados como tendo um alto conteúdo de fósforo.

Houve uma grande diferença nos nutrientes foliares entre os anos, mas a maior diferença foi observada para o nitrogênio, que teve menores valores no segundo ano. Apesar de não ter havido diferença no conteúdo de nutrientes do solo, isto pode estar relacionado ao fato de a concentração de nitrogênio na água ter diminuído 50% também no segundo ano.

4.2.2. Razões C:N e N:P nas folhas

As razões C:N foram menores nas folhas verdes das três espécies em ambos os sítios. As razões C:N foram menores em *A. schaueriana* e maiores em *L. racemosa* também em ambos os sítios. Isso ocorreu devido ao maior conteúdo de nitrogênio nas folhas de *A. schaueriana*, enquanto *L. racemosa* teve o menor (Figs 70 e 71).

As razões C:N em folhas verdes foram muito baixas, com valores médios de 20,5, em *R. mangle*, 25,9, em *L. racemosa*, e 17,1 em *A. schaueriana*. Essas razões aumentaram na serapilheira foliar para 38,2, 45,8 e 32, respectivamente, mas elas ainda são baixas quando comparadas aos valores de outros locais (Tabela 36).

Steyer (1988) encontrou razões de C:N em folhas verdes de *R. mangle* e *A. germinans* menores em sítios localizados mais internamente (ilhote > franja > bacia misto > bacia monoespecífico) e que os valores para folhas senescentes (127, 119, 91 e 70, respectivamente) são aproximadamente duas vezes mais altos do que para folhas na copa (58, 50, 45 e 46, respectivamente). As razões C:N encontradas por Schmidt (1994) na serapilheira, foram muito maiores do que estes: 159 em *R. mangle*, 161 em *L. racemosa* e 149 em *A. schaueriana*.

O conteúdo de nitrogênio nas folhas verdes deste estudo foi alto e o conteúdo de carbono é baixo, 35% ou 350 mg/g, comparados a valores de outros locais. O conteúdo de carbono na serapilheira foliar, de 40% ou 400 mg/g, é maior do que em folhas verdes. O conteúdo de nitrogênio embora inferior ao da folhas verdes, ainda é alto. Consequentemente, as razões C:N nos dois casos são muito baixas.

As razões de N:P foram maiores na serapilheira foliar. *R. mangle* teve os maiores valores e *L. racemosa* as menores razões (Tabela 36, Figs 72 e 73). De acordo com Twilley (comunicação pessoal) o valor médio dessa razão é 16 e quando $N:P < 16$, o nitrogênio é limitante, assim como se $N:P > 16$ o fósforo é limitante. Em folhas verdes esse valor foi sempre inferior a 16 nos dois sítios o que indica que a limitação pode ser de nitrogênio e não de fósforo.

4.2.3. Variação sazonal do conteúdo de nutrientes na serapilheira foliar

Um padrão sazonal evidente foi observado no conteúdo de nitrogênio e fósforo na serapilheira foliar. As folhas da serapilheira têm, geralmente, uma maior concentração desses nutrientes no "inverno" (de junho a novembro), quando comparada aos conteúdos no "verão", de dezembro a maio, (Figs 63 e 64).

A sazonalidade dos nutrientes foliares, em manguezais também foi observada em outros estudos (Steyer, 1988). Panitz (1986) descreveu dois períodos diferentes para o nitrogênio com alto conteúdo de maio a dezembro e baixo de janeiro a maio em manguezais ao sul do Brasil. Em outro manguezal da região sul do Brasil, Schmidt *et al.* (1990) encontraram maior conteúdo de fósforo em folhas de mangue durante o inverno quando comparado ao verão.

A concentração de elementos nas folhas varia sazonalmente. Os padrões de nitrogênio e fósforo são mostrados nas figuras 63 e 64. Para Brown (1990), a concentração de ambos os elementos nas folhas é menor no fim das estações de crescimento, logo após a abscisão, do que no começo, sugerindo que estes dois elementos são retranslocados para os galhos.

As concentrações de nutrientes na copa não mostraram a mesma variação sazonal observada na serapilheira foliar. Além disso, o conteúdo de nutrientes foi significativamente maior nas folhas verdes do que na serapilheira foliar. Esta diferença pode ser atribuída ao processo de retranslocação, no qual as plantas reabsorvem nutrientes das folhas antes de sua queda.

4.3. RETRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES

A reciclagem de nutrientes pode ocorrer também em folhas da copa por retranslocação de nutrientes das folhas senescentes e subsequente estoque em partes lenhosas perenes. O estoque de nutrientes é um mecanismo para conservar nutrientes (Lugo *et al.*, 1990). Clough & Attiwill (1975) observaram grande reserva de nutrientes na biomassa de manguezais.

A retranslocação é um mecanismo de reciclagem de nutrientes do ecossistema, que pode reduzir a perda de nutrientes pela exportação (Vitousek, 1982) (Fig. 74).

Figura 74: Esquema dos mecanismos de ciclagem de nutrientes no ecossistema manguezal (Adaptado de Mitsch & Gosselink, 1986).

4.3.1. Retranslocação de nitrogênio

A retranslocação de nitrogênio no Rio Iiri apresentou um valor médio de 50,7% para *R. mangle*, 40,5% para *L. racemosa* e de 39,8% para *A. schaueriana*. Os valores no Rio Itapanhaú foram menores para *R. mangle* com média de 41,1%, semelhantes para *A. schaueriana*, com média de 34,1% e para *L. racemosa*, com média de 40,9% (Tabela 37). Além disso, os menores valores de retranslocação foram observados durante os meses de inverno em ambos os sítios (Fig. 75).

A retranslocação de nitrogênio também ocorreu em folhas de *R. mangle* e *A. germinans*, onde a concentração de nitrogênio nas folhas diminuiu em 55% e 45%, respectivamente (Twilley *et al.*, 1986). Esses resultados sugerem que a serapilheira foliar de *R. mangle* pode conservar nutrientes melhor do que *A. germinans*. Neste estudo, *R. mangle* também foi a espécie que apresentou maiores taxas de retranslocação.

Essas taxas são semelhantes às aquelas encontradas por Steyer (1988) em manguezais da Flórida. Esse autor encontrou que em *R. mangle*, a retranslocação foi maior em bosques de franja, com valores de 57%. Já em manguezais de bacia, a retranslocação em *A. germinans* foi de 64%, muito maior do que em *R. mangle*, que foi de 49,1%.

Além das variações das taxas de reciclagem de uma espécie para a outra, a retranslocação pode também variar de acordo com o local ou a época do ano.

Um estudo na Flórida mostrou que as mesmas espécies apresentaram diferentes taxas de retranslocação dependendo do local, fato que confirma a estratégia adaptativa de ajuste às condições do local e à disponibilidade de nutrientes. Steyer (1988) observou diferentes valores de retranslocação, de acordo com a hidrologia. Locais de franja e ribeirinhos tiveram taxas maiores quando comparados a bosques de bacia.

Para esse mesmo autor, a retranslocação de nitrogênio em *R. mangle* foi significativamente menor em dezembro em todos os locais, com as maiores taxas ocorrendo no verão, de maio a outubro. Neste estudo, *L. racemosa* mostrou maiores variações em suas taxas de retranslocação ao longo do ano. *A. schaueriana* teve pouca variação e *R. mangle* teve um comportamento intermediário. É possível que *L. racemosa* tenha maior plasticidade do que outras espécies sendo capaz de mudar a eficiência no uso de nutrientes mais rapidamente, em função de alterações no ambiente (Fig. 75).

4.3.2. Retranslocação de fósforo

A retranslocação média de fósforo no Rio Iriri foi 53,4% em *R. mangle* e 48,8% em *A. schaueriana*, e 41,8% para *L. racemosa*. No Rio Itapanhaú estes valores foram 48,5%, 35,5% e 38,1%, respectivamente. Vitousek (1986) calculou a retranslocação de fósforo em florestas tropicais e encontrou valores variando de 23 a 69%. Os valores obtidos em Bertioga estão dentro dessa faixa.

A retranslocação de fósforo foi maior no Iriri para todas as espécies estudadas, e *R. mangle* mostrou taxas maiores em ambos os sítios (Tabela 38). Embora a diferença não seja muito grande, a menor concentração média de fósforo no sedimento do Rio Iriri poderia estar causando uma retranslocação mais eficiente deste nutriente, o que poderia explicar seus maiores níveis na copa.

A retranslocação de fósforo também mostrou um padrão sazonal similar em ambos os locais, com maiores valores nos meses de verão e menores nos meses de inverno, de julho a outubro (Fig. 76). Esta é também a estação seca, o que poderia levar a uma menor disponibilidade de nutrientes devido à diminuição do aporte de água doce e descarga de rios.

De acordo com Twilley *et al.* (1986), em bosques ribeirinhos e de franja, onde a exportação de folhas é alta, uma maior eficiência na reciclagem de nutrientes nas folhas antes de sua queda é uma vantagem, aumentando a conservação de nutrientes.

A retranslocação calculada por folha foi possível apenas em uma ocasião em que a massa foliar foi medida nas folhas senescentes e verdes para obter a massa foliar média. Os resultados são mostrados na tabela 39. A retranslocação de nitrogênio variou de 36,8 a 65% e a retranslocação de fósforo variou de 43,9 a 65,7%. *R. mangle* teve taxas maiores para nitrogênio, enquanto *L. racemosa* teve taxas maiores para fósforo.

4.3.3. Retranslocação e produção de novas folhas

Uma variação sazonal nas concentrações de nutrientes em folhas também foi observada por outros autores. Steyer (1988) em manguezais, na Flórida, registrou uma grande redução na concentração de nitrogênio de folhas senescentes na primavera, correspondendo ao período de maior produtividade foliar. De acordo com Day & Monk (1977) e Bandle & Day (1985) a diminuição da concentração de nutrientes nas folhas é provavelmente devida à diluição, uma vez que esta coincide com o período da maior expansão foliar.

Como não foram observadas alterações no conteúdo de nitrogênio de folhas verdes, enquanto que as concentrações na serapilheira foliar mostraram um padrão sazonal, é possível dizer que a retranslocação é maior no verão, o que compensaria o uso de nutrientes na produção de novas folhas. De fato, o conteúdo de nutrientes na serapilheira foliar diminui quando a produção de estípulas aumenta (Fig. 77).

Outra explicação seria o fato de que a lixiviação das folhas pela precipitação também resulta na perda de nutrientes das folhas, e as perdas por lixiviação são maiores em folhas senescentes na época de maior queda de serapilheira (Day & Monk, 1977). No caso de Bertioxa essa perda é maior no verão, onde concentram-se tanto a precipitação, quanto as maiores taxas de serapilheira.

4.4. NUTRIENTES DURANTE A DECOMPOSIÇÃO

4.4.1. Variação da concentração de nutrientes

No item anterior, discutiu-se como através da retranslocação, durante a senescência, o conteúdo de nitrogênio decresce resultando em razões C:N mais elevados nas folhas que caem no sedimento. Como consequência desse processo, importante na reciclagem de nutrientes, tem-se um detrito de baixa qualidade.

Entretanto, durante o processo de decomposição pode ocorrer um aumento do conteúdo de nutrientes desses detrito, tornando-o mais rico. Muitos

trabalhos citam o aumento da concentração de nitrogênio na serapilheira em decomposição (Rice & Tenore, 1981; Twilley *et al.*, 1986; Day *et al.*, 1987). Esse enriquecimento das folhas inclui processos de absorção e adsorção pelas populações de fungos e bactérias (Fell & Master, 1973; Rice & Tenore, 1981) bem como a fixação de nitrogênio (Gotto & Taylor, 1976).

Em Bertioga também ocorreu aumento na porcentagem de nutrientes nas folhas em decomposição, principalmente durante os primeiros 150 dias. Posteriormente, a concentração de nutrientes foi praticamente constante. Isto foi observado para as três espécies em ambos os locais (Figs. 78 e 79). Este comportamento foi semelhante no verão e no inverno. A concentração de nitrogênio dobrou na maioria dos casos. O aumento do fósforo foi menor e, além disso, este apresentou uma pequena diminuição nas primeira ou segunda semanas, aumentando somente após esse período (Figs. 80 e 81).

Na decomposição de folhas de bosques úmidos de água doce, Brinson (1977) observou um acúmulo de nitrogênio durante as 16 semanas iniciais, com perdas constantes após este período, sendo que o fósforo foi altamente acumulado pelas folhas durante as primeiras 32 semanas.

Em manguezais da África do Sul, Steinke *et al.* (1983) constataram um aumento contínuo da porcentagem de nitrogênio. Além disso, o mesmo padrão deste estudo foi observado para o fósforo, onde a perda desse nutriente das folhas também ocorreu a uma taxa inicialmente mais rápida e, após uma pequena diminuição inicial, as porcentagens desse elemento pareceram estabilizar em um nível relativamente alto.

Em bosques australianos, Van der Valk & Attiwill (1984) também observaram um aumento significativo na concentração de nitrogênio e uma diminuição de fósforo em folhas de *Avicennia*.

Em folhas senescentes de *Rhizophora mangle* imersas na água do mar, durante os primeiros 70 dias, o conteúdo de carbono diminuiu de 46,2 para 36,2%, enquanto o conteúdo de nitrogênio aumentou de 0,51 para 0,89% (Cundell *et al.*, 1979). Newell *et al.* (1984) observaram que as folhas de *Rhizophora* durante a decomposição, ganharam constante e significativamente em densidade e percentual de nitrogênio.

Na Flórida, Twilley *et al.* (1986) também registraram aumento na concentração de nitrogênio em folhas de *Avicennia* e *Rhizophora*. Essas alterações na concentração de nitrogênio durante os 148 dias de decomposição foram maiores em folhas de *Avicennia* do que em folhas de *Rhizophora*. Do mesmo modo, neste estudo, *Avicennia* foi a espécie que mostrou maior aumento na porcentagem de nitrogênio.

4.4.1. Imobilização de nutrientes

A concentração de nutrientes na serapilheira, como o nitrogênio, em geral, aumenta durante a decomposição. Se esse aumento for proporcionalmente maior que a perda de massa da folha durante a decomposição, ocorrerá um aporte líquido de nitrogênio no solo do bosque.

Durante a decomposição da serapilheira, pode portanto, ocorrer a imobilização de nutrientes que é o acúmulo líquido de nitrogênio e freqüentemente de fósforo, seguido por uma liberação líquida do nutriente. Este padrão de imobilização é observado em folhas de locais tropicais não férteis, mas não em locais férteis (Vitousek, 1986).

Estes aportes de nitrogênio resultam em um aumento absoluto do nitrogênio em folhas em decomposição (e, particularmente, em folhas de *R. mangle*, aumentando a reciclagem de nitrogênio no sedimento do bosque) (Twilley *et al.*, 1986).

O aumento na concentração de nitrogênio das folhas durante a decomposição pode imobilizar nitrogênio em bosques de manguezais de bacia e gerar um mecanismo de conservação de nutrientes dentro do sistema (Brinson, 1977; Vitousek, 1984).

Neste estudo, apesar de ter havido um aumento na porcentagem de nutrientes, não houve um aumento na sua concentração absoluta. A imobilização não ocorreu durante a decomposição das folhas. O acúmulo líquido de nutrientes foi observado somente em alguns casos durante as primeiras duas ou três semanas para o nitrogênio, mas este foi baixo e principalmente em folhas de *L. racemosa* (Figs. 82 e 83). No caso da

Na Flórida, Twilley *et al.* (1986) também registraram aumento na concentração de nitrogênio em folhas de *Avicennia* e *Rhizophora*. Essas alterações na concentração de nitrogênio durante os 148 dias de decomposição foram maiores em folhas de *Avicennia* do que em folhas de *Rhizophora*. Do mesmo modo, neste estudo, *Avicennia* foi a espécie que mostrou maior aumento na porcentagem de nitrogênio.

4.4.1. Imobilização de nutrientes

A concentração de nutrientes na serapilheira, como o nitrogênio, em geral, aumenta durante a decomposição. Se esse aumento for proporcionalmente maior que a perda de massa da folha durante a decomposição, ocorrerá um aporte líquido de nitrogênio no solo do bosque.

Durante a decomposição da serapilheira, pode portanto, ocorrer a imobilização de nutrientes que é o acúmulo líquido de nitrogênio e freqüentemente de fósforo, seguido por uma liberação líquida do nutriente. Este padrão de imobilização é observado em folhas de locais tropicais não férteis, mas não em locais férteis (Vitousek, 1986).

Estes aportes de nitrogênio resultam em um aumento absoluto do nitrogênio em folhas em decomposição (e, particularmente, em folhas de *R. mangle*, aumentando a reciclagem de nitrogênio no sedimento do bosque) (Twilley *et al.*, 1986).

O aumento na concentração de nitrogênio das folhas durante a decomposição pode imobilizar nitrogênio em bosques de manguezais de bacia e gerar um mecanismo de conservação de nutrientes dentro do sistema (Brinson, 1977; Vitousek, 1984).

Neste estudo, apesar de ter havido um aumento na porcentagem de nutrientes, não houve um aumento na sua concentração absoluta. A imobilização não ocorreu durante a decomposição das folhas. O acúmulo líquido de nutrientes foi observado somente em alguns casos durante as primeiras duas ou três semanas para o nitrogênio, mas este foi baixo e principalmente em folhas de *L. racemosa* (Figs. 82 e 83). No caso da

Rhizophora, o conteúdo absoluto se manteve em torno de 80% do original durante praticamente 200 dias. Para *Avicennia* esse nutriente diminui sua quantidade absoluta devido a grande perda de massa das folhas dessa espécie durante a decomposição.

Van der Valk & Attiwill (1984) não observaram um aumento na porcentagem da quantidade remanescente de nutrientes inicialmente presentes em folhas de *Avicennia*. Twilley *et al.* (1986) também não observaram imobilização líquida nas folhas em decomposição para essa espécie. Entretanto, o conteúdo de nitrogênio absoluto de folhas em decomposição aumentou durante as primeiras duas semanas para ambas as espécies. Após este período inicial, o conteúdo absoluto das folhas de *R. mangle* permaneceu acima do valor original, enquanto o nitrogênio em folhas de *A. germinans* diminuiu rapidamente para pouco mais de 60% do conteúdo original após 120 dias. A imobilização líquida de nitrogênio também foi observada em folhas de *Rhizophora* por Newell *et al.* (1984).

Swift *et al.* (1979) enfatizaram, como principal aspecto, a maior concentração dos nutrientes chave como N e P nos tecidos dos decompositores do que nas fontes primárias das quais eles se alimentam, e a conseqüente probabilidade de que a limitação de nutrientes seja uma ocorrência relativamente comum na decomposição.

Nos bosques de mangue em Bertioga, a imobilização é, portanto, baixa ou ausente, talvez porque os sítios estudados sejam férteis. Além disso, é observada apenas em folhas de *Laguncularia* porque esta é a espécie com menor concentração de nitrogênio, que neste caso poderia ser um fator limitante. É importante mencionar que a concentração inicial de nutrientes varia na mesma espécie, dependendo do sítio. O alto conteúdo de nitrogênio em folhas de *Rhizophora* poderia ser a razão pela qual esse nutriente não apresentou imobilização líquida neste estudo. Aparentemente, a ausência de imobilização de fósforo pode ser atribuída à sua alta disponibilidade em ambos os modos, no tecido vegetal e no sedimento (Figs 84 e 85).

4.4.2. Razões de nutrientes e taxas de decomposição

À medida que a decomposição ocorre, a razão C:N declina. O carbono é perdido continuamente, mas o nutriente limitante será conservado em uma forma imobilizada. Quando o nutriente não é mais limitante, a mineralização líquida deve ocorrer (Swift *et al.*, 1979).

Neste estudo, as razões C:N diminuíram de 67:1 a menos de 20:1, refletindo a perda de carbono e o aumento do nitrogênio (Fig. 86 e 87). Folhas senescentes de *R. mangle* imersas na água do mar durante 70 dias tiveram o conteúdo de carbono reduzido, enquanto o conteúdo de nitrogênio aumentava. Isto representou uma diminuição na razão C:N de 90,6 para 40,7 (Cundell *et al.*, 1979). As razões C:N para folhas diminuíram de um valor inicial alto de 37 para baixos valores finais de 14, em 56 semanas (Brinson, 1979). As folhas de *Rhizophora*, com razões de C:N inicialmente altas (75-120), tiveram uma diminuição dessa razão para 30-40 (Newell *et al.*, 1984).

Maiores taxas de decomposição de folhas, com maiores concentrações de nitrogênio e menor razão C:N sugerem que as diferenças entre as espécies, nas taxas de decomposição, podem estar relacionadas ao conteúdo de nitrogênio. As razões iniciais de C:N foram de 47:1 para *Avicennia* e 98:1 para *Rhizophora*. O aumento das concentrações de nitrogênio causou uma diminuição das razões C:N para 38:1, em *Rhizophora*, e 20:1 em *Avicennia* (Twilley *et al.*, 1986).

A relação C:N inicial foi maior em folhas de *Laguncularia*, seguida por *Rhizophora*. Folhas de *Avicennia* apresentaram as menores razões. A alta razão C:N em *Laguncularia*, no começo da decomposição, mostra uma limitação em nitrogênio durante o processo. Esta pode ser a razão pela qual a imobilização deste nutriente foi observada somente para *Laguncularia*.

A correlação significativa da mudança na concentração de nitrogênio em folhas de mangue com a taxa de decaimento ($r^2=0,98$) para ambas as espécies de mangue em ambos os sítios de estudo de Twilley *et al.* (1986), sustenta a idéia de que o nitrogênio possa estar limitando o processo de decomposição.

As razões N:P foram semelhantes para *Rhizophora* e *Avicennia*, sendo inferiores para *Laguncularia*. Elas aumentaram um pouco nos primeiros 15 a 30 dias de decomposição, mantendo-se relativamente constantes após esse período (Figs 88 e 89). Essa variação é provavelmente devida ao aumento do nitrogênio proporcionalmente maior que o do fósforo, no início da decomposição.

Em resumo, houve aumento na concentração de nitrogênio e fósforo das folhas durante a decomposição. Entretanto, a imobilização foi observada somente para o nitrogênio em folhas de *Laguncularia*. Esta baixa imobilização pode ocorrer devido a uma baixa concentração inicial de nitrogênio e à disponibilidade de nutrientes no solo, uma vez que a alta imobilização ocorre normalmente em solos não férteis.

Em manguezais de franja e ribeirinhos, onde a exportação é muito alta, uma maior eficiência na reciclagem de nutrientes nas folhas antes da queda é uma vantagem, aumentando a conservação do nutriente (Twilley & Day, no prelo). Presume-se então que a retranslocação de nutrientes deva ser um mecanismo de conservação de nutrientes mais eficiente em bosques ribeirinhos e de franja do que a imobilização. Os resultados deste estudo confirmam essa hipótese e serão melhor discutidos a seguir.

4.5. EFICIÊNCIA NO USO DE NUTRIENTES

A ciclagem de nutrientes dentro de um ecossistema pode ser eficiente se a maioria dos nutrientes liberados pelas árvores for rapidamente absorvida pelas raízes, micorrizas, e decompositores, e retidas dentro do sistema. A eficiência na ciclagem de nutrientes deste tipo deveria ser caracterizada por baixa perda de nutrientes do sistema como um todo, apesar da quantidade relativamente grande de ciclagem de nutrientes entre as árvores e o solo (Vitousek, 1984). A eficiência do uso do nutriente é definida como a quantidade de matéria orgânica produzida por unidade de nutriente absorvido. Vitousek (1982) propôs que a eficiência do uso de nutriente de plantas perenes deva ser definida como a quantidade de matéria orgânica perdida de uma planta ou

permanentemente estocada, dividida pela quantidade de nutrientes perdidos ou permanentemente estocados.

4.5.1. Eficiência do uso de nitrogênio

Para descrever a eficiência "within stand" ⁶ da reciclagem de nutrientes pela serapilheira foliar (Vitousek, 1984), dados de massa e retorno de nutrientes em *R. mangle* foram revistos. A razão entre o peso seco da serapilheira e a quantidade de nutrientes por peso seco foi usada por Vitousek como uma medida da eficiência na reciclagem "within stand". Quanto maior a razão, mais eficiente é o processo, porque mais carbono está circulando por unidade de nutriente (Lugo, 1990).

Lugo (1990) encontrou valores de eficiência do uso de nutrientes para reciclagem de nitrogênio em *R. mangle* maiores do que o valor de 130 usado por Vitousek para identificar a eficiência de nitrogênio em ecossistemas upland e concluiu que aqueles manguezais mostraram uma alta eficiência "within stand" de nitrogênio. Em Bertioga, os valores da eficiência no uso de nitrogênio encontrados em ambos os sítios foram baixos variando de 79 a 120. *L. racemosa* teve os maiores valores, enquanto *A. schaueriana* teve os menores em ambos os sítios (Tabela 40).

De acordo com Twilley (1988), as árvores com menor eficiência na utilização de nutrientes, que são representadas por perdas de nitrogênio menores que $20 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e razão massa/nutriente menor do que 200 estão localizadas em locais mais internos. A eficiência no uso de nutrientes de *Avicennia*, que também está localizada em locais mais internos, é menor do que para outras espécies de mangue.

Twilley *et al.* (1986) encontraram valores abaixo de 100 de eficiência na reciclagem de nutriente "within stand" em um bosque de bacia monoespecífico. Entretanto, este baixo valor pode não indicar necessariamente a ineficiência no

⁶ Reciclagem "within stand" significa reciclagem "intra-sistêmica", ou seja, quando os processos de reciclagem são mecanismos internos ao bosque.

nível do sistema uma vez que, maiores taxas de decomposição e mineralização, junto a menores taxas de exportação de folhas, pode aumentar a disponibilidade de nutrientes para as plantas.

A maior disponibilidade de nitrogênio no sedimento tem sido citada como causa de maiores concentrações de nitrogênio na serapilheira foliar (Vitousek, 1982; 1984; 1986), e os resultados de Steyer (1988) também seguiram esta tendência. Entretanto, a fertilidade do sedimento pode ter uma forte influência no retorno do nitrogênio e também na eficiência do uso de nitrogênio (Steyer, 1988). Testes futuros terão de ser feitos para ver se, de fato, a eficiência no uso de nutrientes em espécies de mangue é uma estratégia adaptativa aos locais com diferentes hidrologias ou fertilidade (Twilley, 1988).

4.5.2. Eficiência no uso de fósforo

Vitousek (1982) sugeriu que a eficiência no uso de fósforo ocorre quando os índices da eficiência na ciclagem estiverem acima de 2000. Nos manguezais de Bertioga, esses valores variaram de 1099 a 1786 (Tabela 40), o que indica uma baixa eficiência no uso deste nutriente. *R. mangle* mostrou maior taxa de eficiência do que as outras espécies.

A razão de eficiência da reciclagem de fósforo em *Rhizophora* spp. varia amplamente, de baixos valores nos manguezais da Malásia (média de 5 locais = 1.051) e valores muito altos na Flórida (média de três locais = 12.269). Estas diferenças acentuam a plasticidade funcional das espécies de manguezais e não podem ser atribuídas à localização geográfica. É mais provável que, elas reflitam as diferenças entre os sítios (Lugo *et al.*, 1990).

A alta eficiência no uso de um nutriente pode ser devida a maior matéria orgânica fixada por unidade de nutriente e/ou retranslocação de nutrientes antes da abscisão (Vitousek, 1982): ambas são adaptações a ambientes pobres em nutrientes. Se a disponibilidade de nutrientes em áreas úmidas aumenta, seus índices de eficiência de ciclagem devem diminuir.

Os ciprestes de regiões alagadas da Georgia e Flórida são eficientes no uso de fósforo, possivelmente em resposta à baixa disponibilidade de fósforo em

seus solos (Brown, 1990). A adição de efluentes de esgotos a um bosque de ciprestes na Flórida resultou em maiores taxas de serapilheira e deposição de fósforo, além de uma eficiência na ciclagem de nutrientes de cerca de metade do valor do ponto controle.

De acordo com Lugo *et al.* (1990) a maioria das áreas úmidas apresenta alta eficiência na reciclagem do fósforo, sugerindo que esse elemento possa ser um fator limitante nesses ecossistemas.

Vitousek (1984) sugeriu que a eficiência da reciclagem de nutrientes intra-sistêmica revela a possibilidade da limitação de nutrientes à produtividade primária, enquanto que a ineficiência na reciclagem indica que o suprimento e a disponibilidade de nutrientes é adequada para subsidiar a produção.

Considerando as baixas razões de eficiência de nitrogênio e fósforo encontradas nos manguezais de Bertioga pode-se inferir que estes bosques não sejam deficientes nestes nutrientes. Estes valores indicam que a disponibilidade de nutriente não deva ser limitante.

4.6. DEMANDA DE NUTRIENTES NA COPA, RETRANSLOCAÇÃO E IMOBILIZAÇÃO

As condições para ciclagem de nutrientes em bosques de franja são reguladas pelo hidroperíodo através de dois mecanismos, com e sem controle biótico. O movimento da água afeta a quantidade e a reciclagem da serapilheira no sedimento do bosque, e transporta nutrientes dissolvidos para dentro e para fora do bosque de franja. As plantas têm pouco controle sobre estas condições. O hidroperíodo também afeta a taxa de decomposição da serapilheira e a química do solo. A disponibilidade de nutrientes destes reservatórios é ambientalmente controlada, mas adaptações da planta podem influenciar a eficiência na absorção ou uso. Por exemplo, a alta biomassa radicular dos bosques de franja de manguezais devem ter um importante papel na captura de nutrientes. As plantas também regulam a quantidade de nutrientes que retorna para o sedimento do bosque pela serapilheira por retranslocação antes da abscisão (Lugo *et al.*, 1990).

Outras adaptações bióticas que conservam nutrientes na franja incluem estoque de nutrientes na biomassa e absorção de nutrientes por plantas e populações microbianas durante o processo de decomposição. Adaptações bióticas para conservar e reciclar nutrientes certamente diminuem a influência das forças hidrológicas que transportam a matéria orgânica e os nutrientes da franja para águas costeiras (Lugo, 1990) (Fig. 74).

A importância relativa da imobilização e retranslocação como mecanismos de reciclagem varia dependendo da hidrologia do local. Manguezais de bacia têm maior influência da imobilização, enquanto nos manguezais de franja a retranslocação tem um papel principal na conservação de nutrientes (Twilley, 1988).

Após a absorção pelas raízes, um conjunto de quatro mecanismos de reciclagem de nutrientes opera de um modo integrado e em diferentes velocidades, determinando quão eficientemente as áreas úmidas utilizam o "capital" de nutrientes disponível. Os quatro mecanismos de reciclagem de nutrientes (em ordem decrescente de velocidade de ciclagem) são 1. liberação de nutrientes durante a respiração, 2. retranslocação, 3. retorno ao sedimento do bosque por lixiviação, 4. retorno ao sedimento do bosque pela serapilheira (Lugo *et al.*, 1990).

De acordo com Twilley & Day (no prelo), os processos de reciclagem em manguezais incluem reabsorção ou retranslocação de nutrientes antes da queda da folha (Vitousek, 1982), e a imobilização de nutrientes na serapilheira foliar durante a decomposição (Brinson, 1977) (Fig. 74). Em áreas com alta frequência de maré, maior eficiência na reciclagem ocorre na copa via retranslocação, enquanto em locais com menor atividade de maré, a reciclagem é aumentada no sedimento do bosque via decomposição foliar.

Nos manguezais de Bertioga, apesar da eficiência no uso de nitrogênio não ser alta, a reciclagem de nutrientes ocorre via retranslocação e não via imobilização durante a decomposição, provavelmente porque eles são manguezais de franja. Outro fator a ser considerado, além da hidrologia, é a disponibilidade de nutrientes.

Os resultados sumarizados por Vitousek (1982) mostraram que bosques em locais com baixos teores de nitrogênio produzem serapilheira com uma razão C:N muito maior do que plantas em locais ricos em nitrogênio. De acordo com Vitousek (1982), serapilheira com uma maior razão C:N deve favorecer a retenção de nitrogênio pelos decompositores e reduzir a disponibilidade de nitrogênio nos solos. A baixa disponibilidade de nitrogênio levaria então a uma maior eficiência no uso desse nutriente, e à produção de uma serapilheira com uma razão ainda maior de C:N.

Em resumo, o conteúdo de nutrientes na copa dos manguezais em Bertioga é alto, e apesar de ocorrer retranslocação, as concentrações de nutrientes na serapilheira continuam sendo altas. Como resultado, as razões C:N da serapilheira foliar nestes bosques são baixas e a decomposição não deve ser limitada por falta de nutrientes. Assim sendo, a decomposição da serapilheira é rápida apresentando baixa ou mesmo nenhuma imobilização. Estas são características de sítios com disponibilidade de nutrientes. Portanto, este deve ser o caso de Bertioga. As altas taxas de retranslocação podem ser um mecanismo para prevenir a perda de nutrientes por exportação, que é característica dos manguezais de franja.

Outra característica importante observada foi o padrão sazonal de ciclagem de nutrientes. O conteúdo de nutrientes na serapilheira foliar varia através do ano, com alta concentração durante o inverno. A retranslocação também mostrou padrão sazonal, com maiores taxas no verão, resultando em menores níveis de nutrientes na serapilheira foliar, e a consequência é uma maior eficiência no uso de nutrientes neste período de produção de folhas (Fig. 77).

V.CONCLUSÕES

1. Estrutura e produtividade

Os valores obtidos para os parâmetros estruturais nos manguezais de Bertioga revelam que estes apresentam um baixo desenvolvimento estrutural quando comparados a outros bosques de franja. A principal defasagem refere-se à densidade, que é muito inferior à dos outros locais.

Essa estrutura pouco desenvolvida é provavelmente resultado da baixa temperatura, por localizar-se em altas latitudes, uma vez que os outros fatores que regulam esse desenvolvimento, como salinidade, características hidrológicas (pluviosidade e marés) e nutrientes no sedimento, apresentam condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Cabe ressaltar, entretanto, que estresses induzidos por atividades humanas na região também podem estar colaborando para isso.

A biomassa estimada para esses manguezais também foi baixa refletindo os baixos índices estruturais. O crescimento médio das árvores em diâmetro encontrado neste estudo esteve de acordo com valores citados em outros trabalhos da literatura; no entanto, a produção de madeira total foi inferior, em função da baixa densidade desses bosques.

O baixo desenvolvimento estrutural se reflete também na produção de serapilheira desses manguezais. As taxas obtidas neste estudo estão abaixo das taxas encontradas para manguezais de franja.

Houve uma significativa redução da queda de serapilheira durante o segundo ano, e o Rio Iriri foi o mais afetado. Essa redução correspondeu, principalmente, às folhas (29%), embora essa redução também tenha sido observada nos outros compartimentos, miscelânea (33%) e madeira (65%). Por outro lado, o Rio Itapanhaú manteve sua taxa de queda de folhas constante, e a redução foi observada apenas para miscelânea (48%) e madeira (57%), que têm menos influência na produção total, uma vez que representam juntos 33% da serapilheira total. Houve uma forte redução na queda de madeira durante o segundo ano, para ambos os sítios. A redução total de queda de serapilheira no segundo ano foi de 37% no Rio Iriri e 27% no Itapanhaú.

A produção de serapilheira dos manguezais de Bertioga apresentou sazonalidade bastante definida para todos os componentes. As folhas apresentam maior queda durante os meses de verão, sendo que os picos mais evidentes correspondem à queda de flores e de propágulos durante o outono. A queda de madeira parece estar mais concentrada durante o período de inverno.

Os fatores que controlam essas variações ainda não estão claramente identificados. As condições ambientais relacionadas a temperatura e precipitação são, provavelmente, os principais reguladores desse fenômeno. Períodos de alta temperatura e alta pluviosidade estão associados à época de maior produção de serapilheira. Além disso, os picos de cada componente da serapilheira são alternados, resultando numa sequência temporal que indica que os ciclos fenológicos poderiam estar relacionados nesse processo.

2. Decomposição

As taxas de decomposição de folhas da serapilheira foram altas quando comparadas a outros locais e estão provavelmente associadas às condições favoráveis como umidade constante, mantida pelo regime de inundação e alta temperatura. A temperatura parece também ser responsável pelas diferenças observadas entre as estações de inverno e verão.

Os resultados revelaram também diferenças entre as taxas de decaimento das espécies estudadas. *A. schaueriana* apresentou as maiores taxas, seguida de *L. racemosa*. A espécie com menor taxa de decomposição foi *R. mangle*. Essas diferenças são devidas principalmente à qualidade do substrato, ou seja, sua composição química, como a presença de tanino ou as concentrações de lignina e nutrientes das folhas, além das características físicas, como presença de cera ou espessura da cutícula.

3. Dinâmica da serapilheira

O estoque de serapilheira no sedimento é pequeno, sendo que a maior parte é exportada pelas marés. Observou-se uma relação entre a queda e o estoque de serapilheira, o que faz com que estes apresentem uma sazonalidade semelhante. A quantidade de material sobre o sedimento é também influenciada pela amplitude de marés. Quanto maior a variação do nível do mar, menor é o estoque.

As taxas de renovação da serapilheira diferiram de acordo com o componente considerado. As folhas apresentaram maiores taxas, seguidas da miscelânea; a madeira foi o componente com as taxas mais baixas.

A combinação dos processos de produção, exportação e decomposição da serapilheira determinam como se dá a renovação desse material no ecossistema. As taxas de renovação encontradas nos bosques de mangue de Bertioga são bastante altas, mesmo considerando-se seu tipo fisiográfico, e podem ser atribuídas à frequência de inundação e à amplitude de maré. No caso destes manguezais, a exportação tem uma importância relativa maior que a decomposição, na reciclagem da serapilheira.

A exportação de matéria orgânica é uma das principais funções ecológicas do manguezal, estabelecendo sua ligação com os ecossistemas adjacentes. No entanto, a medida dessa exportação é bastante complexa. A elaboração de um modelo da dinâmica da serapilheira envolvendo os dados obtidos relativos à sua produção, estoque e decomposição além dos dados de maré, permitiu a estimativa da taxa de exportação desses manguezais. Essa exportação foi estimada em $2,7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, o que corresponde a mais de 50% da produção de serapilheira desses bosques.

4. Ciclagem de nutrientes

A dinâmica da serapilheira nestes ecossistemas influencia uma série de processos envolvidos na ciclagem de nutrientes. A concentração de nutrientes nas folhas da copa dos manguezais de Bertioga foi bastante elevada, quando comparada a outros valores obtidos em outros locais. Isso indica que os teores

de nitrogênio e fósforo no sedimento também são altos, consequentemente as razões C:N obtidas foram baixas.

As espécies mostraram diferenças nos teores de nutrientes das folhas verdes. Em geral *Avicennia* foi a que apresentou maior concentração de nitrogênio, e *Laguncularia* a menor. Para o fósforo, *Avicennia* também apresentou os maiores valores e *Rhizophora*, os menores. O conteúdo de carbono foi maior nas folhas de *Rhizophora*.

A concentração de nutrientes nas folhas de serapilheira também foi alta, com diferenças entre as espécies. Para o nitrogênio, *Avicennia* também apresentou os maiores teores, mas foi *Laguncularia* que mostrou valores mais elevados para o fósforo. O conteúdo de carbono continuou mais alto nas folhas de *Rhizophora*. Os teores de nutrientes mostraram um padrão de variação sazonal nas folhas da serapilheira, apresentando maiores concentrações nos meses de inverno e menores nos meses de verão.

As folhas da serapilheira apresentaram teores de nitrogênio e fósforo inferiores às folhas verdes, o que mostra que está ocorrendo retranslocação desses nutrientes. A retranslocação também foi maior no verão.

A produção de folhas, medida pela produção de estípulas, ocorre simultaneamente à maior queda de serapilheira durante o verão, que coincide com o período de maior retranslocação e menores teores de nutrientes nas folhas senescentes. Isso faz com que, na época de produção de folhas, haja mais nutriente disponível, o que mantém os teores desses elementos na copa.

Dentre os mecanismos de conservação de nutrientes observados em manguezais, a retranslocação parece ser o mais eficiente nos bosques de Bertioxa, pois foi observada pouca imobilização de nutrientes durante a decomposição. Registrou-se pequena imobilização de nitrogênio apenas em folhas de *Laguncularia*. Mesmo assim, esses sistemas apresentaram baixos índices de eficiência do uso de nutrientes, o que indica que, apesar da exportação de materiais pela água, existe disponibilidade de nutrientes no sedimento.

Portanto, os manguezais de Bertioga são sistemas onde, apesar do baixo desenvolvimento estrutural e baixa produtividade, exportam mais da metade da produção de serapilheira em função de suas características hidrológicas. A decomposição, embora não seja a rota mais importante, ocorre rapidamente sem apresentar imobilização de nutrientes durante esse processo, pois os teores de nutrientes na serapilheira e no solo não são limitantes. Apresentam retranslocação sazonal, sendo maior durante o período de produção de folhas.

Apesar das características estruturais e funcionais refletirem o padrão latitudinal de distribuição dos manguezais controlado pela temperatura, no qual os ecossistemas de menor desenvolvimento estrutural localizam-se em regiões subtropicais de temperaturas médias mais baixas, considerando-se as fatores de influência local de Bertioga, esses manguezais possuem todas as condições favoráveis para maior desenvolvimento e produtividade, pois observou-se alta pluviosidade, baixa salinidade, teores de nutrientes no sedimento relativamente altos, alta amplitude e frequência de marés.

O fato desses manguezais apresentarem características estruturais e valores de produtividade abaixo de outros bosques de mesmo tipo fisiográfico está provavelmente associado não apenas à temperatura mas também aos impactos aos quais estão sendo submetidos. É provável que, em condições de maior preservação, principalmente sua produtividade seria mais elevada.

Não foi possível comparar os sítios com relação ao derrame de óleo que afetou o Rio Iriri. As diferenças entre eles não estavam claramente associadas aos efeitos do óleo, exceto no que se refere às características estruturais.

Concluindo, os manguezais de Bertioga não são muito produtivos mas exportam grande parte da serapilheira produzida. Foram identificados padrões sazonais em quase todos os processos ecológicos estudados nesse ecossistema. Resta saber se esses padrões são comuns a todos os manguezais, principalmente aqueles situados em baixas latitudes, onde a variação climática é menor. O conhecimento desses padrões e de seus fatores reguladores contribui para o entendimento do funcionamento desse tipo de ecossistema sendo útil para sua preservação ou avaliação de impactos.

VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAIME, R.R. 1985. Produção do bosque de mangue de Gamboa Nóbrega (Cananéia, 25º Lat.S - Brasil). Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.
- ALONGI, D.M. 1987. The influence of mangrove-derived tannins on intertidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia*. 71: 537-540.
- APHA, AWWA & WPCF, 1985. Standard methods for the examination of water and waste water, 16ª edição.
- ARAÚJO, D.S.D. & MACIEL, N.C. 1979. Os manguezais do recôncavo da baía de Guanabara. Fundação estadual de Engenharia do meio ambiente. (FEEMA). Rio de Janeiro. 113 p.
- BANDLE, B.J. & DAY, JR. F.P. 1985. Influence of species, season, and soil on foliar macronutrients in the great Dismal Swamp. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 112: 146-157.
- BENNER, R. & HODSON, R.E. 1985. Microbial degradation of the leachable and lignocellulosic components of leaves and wood from *Rhizophora mangle* in a tropical mangrove swamp. *Marine Ecology Prog. Series* Vol. 23: 221-230.
- BENNER, R., PEELE, E.R. & HODSON R.E. 1986. Microbial utilization of dissolved organic matter from leaves of the red mangrove *Rhizophora mangle*, in the fresh Creek Estuary, Bahamas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 23, 607-619.
- BOONRUANG, P. 1978. The degradation rates of mangrove leaves of *Rhizophora apiculata* (BL) and *Avicennia marina* (Forsk) Vierh. at Phuket Island, Thailand. *Res. Bull. Phuket Mar. Biol. Cent.* 26: 1-7.
- BOTO, K. G. 1982. Nutrients and organic fluxes in mangroves. In: B.F. Clough (ed). **Mangrove ecosystem in Australia**. Australian Institute of Marine Science and Australian national University Press, Camberra, Australia.
- BOTO, K. G. 1992. Nutrients and Mangroves. Chapter 5. In: Connell, D.W. and Hawker, D.W. (Ed) **Pollution in Aquatic Systems**. Boca Raton.CRC Press, p. 129-145.
- BOTO, K.G. & BUNT, J.S. 1981. Tidal export of particulate organic matter from a northern Australian mangrove system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 13: 247-255.
- BOTO, K.G. & WELLINGTON, J.T. 1983. Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology - Progress series* Vol.11: 63-69.
- BOTO, K.G. & WELLINGTON, J.T. 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. *Estuaries*. 7: 61-69.

- BOTO, K.G., BUNT, J.S & WELLINGTON, J.T. 1984. Variations in Mangrove Forest Productivity in Northern Australia and Papua New Guinea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19: 321-329.
- BOTO, K.G., SAFFIGNA, P. & CLOUGH, B.F. 1983. Role of nitrate in nitrogen nutrition of the mangrove *Avicennia marina*. *Marine ecology Progress Series*, Vol. 21: 259-283.
- BRIGGS, S.V. 1977. Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Australian Journal of Ecology*, 2: 369 -373.
- BRINSON, M.M. 1977. Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecology*, 58: 601-609.
- BROWN, M.S. 1984. Mangrove litter production and dynamics. In: Snedaker, S.C. & Snedaker, J.G. (Eds.) **The Mangrove Ecosystem: Research Methods**. Paris, UNESCO, p. 231-238. (Monographs on oceanographic methodology.)
- BROWN, S. & LUGO, A. E. 1982. A comparison of structural and functional characteristics of saltwater and freshwater forested wetlands. In: **Wetlands Ecology and management**, p.109-130.
- BROWN, S., 1990. Structure and dynamics of basin forested wetlands in north america. In : A.E. Lugo, M. Brinson, and S. Brown (eds.), **Ecosystems of the World 15: Forested Wetlands**. Elsevier, Amsterdam, p. 171- 199.
- BOON, P.I. & CAIN, S. 1988. Nitrogen Cycling in Saltmarsh and Mangrove Sediments at Western Port, Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 39: 607-23.
- CARMO T.M.S. 1987. Os manguezais ao norte da Baía de Vitória ES. In: Proceedings of Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: síntese dos conhecimentos. Cananéia, ACIESP 54 (1): 173-194.
- CERRI, C.C., EDUARDO, B.P. & PICCOLO, M.C. 1990. **Métodos de análises em matéria orgânica do solo**. Centro de Energia Nuclear na Agricultura - USP. Piracicaba, 78p.
- CETESB, 1987. Guia de coleta e preservação de amostras de água. Coord. Edmundo Garcia Agudo. São Paulo: CETESB. 150p.
- CETESB, 1990. Determinação de pigmentos fotossintetizantes. Clorofila a, b, e c. e feofitina a. São Paulo. 22p. (Norma CETESB LS-306).
- CETESB, 1991. Avaliação do estado de degradação dos ecossistemas da Baixada Santista, S. Paulo. Relatório técnico. 32p.
- CHAPMAN, V.J. 1976. **Mangrove vegetation**. Strauss e Cramer, Germany. 447p.
- CHAPMAN, V.J. 1977. Introduction. In: V.J. Chapman (Ed.) **Ecosystems of the world.1. Wet Coastal Ecosystems**. Elsevier Scientific Publishing Company. NewYork. p.1-30.

- CHRISTENSEN, B. & WIUM ANDERSEN, S. 1977. Seasonal growth of mangrove trees in Southern Thailand I. The phenology of *Rhizophora apiculata* Bl. *Aquatic Botany*, 3: 281-286.
- CHRISTENSEN, B. 1978. Biomass and primary production of *Rhizophora apiculata* Bl. in a mangrove in Southern Thailand. *Aquatic Botany*, 4: 43-52.
- CINTRÓN, G., LUGO, A.E., POOL, D.J. & MORRIS G. 1978. mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent Islands. *Biotropica* 10(2): 110-121.
- CINTRÓN, G., LUGO, A.E., & MARTINEZ, R. 1985. Structural and functional properties of mangrove forests. In W.G. D'arcy and M.D. Correa A. (Editors), *The botany and Natural History of Panama: La Botanica e Historia Natural de Panama*. Monographs in Sistematic Botany, St. Louis, Mo., p. 53-66.
- CINTRÓN, G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y. 1983. Introducción a la ecología del manglar. Uruguay, UNESCO. 109p.
- CINTRÓN, G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y. 1984a. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur america. Programa Regional de desarrollo Científico y Tecnológico, 25: 4-15.
- CINTRÓN, G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y. 1984b. Mangrove Structure. In: Snedaker, S.C. e Snedaker, J.G. (Eds.) **The Mangrove Ecosystem: Research Methods**. Paris, UNESCO. p. 131-138. (Monographs on oceanographic methodology.)
- CLOUGH, B.F. & ATTWILL, P. M. 1975. Nutrient cycling in a community of *Avicennia marina* in a temperate region of Australia. In: G. Walsh, S.C. Snedaker e H. Teas (Ed.) *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of mangroves*. Institute of food and agricultural sciences, University of Florida, Gainesville, Fl. p.137-146.
- CLOUGH, B.F., BOTO, K.G. & ATTWILL, P.M. 1983. Mangroves and sewage: a reevaluation, In: Teas, H. J. (Ed) **Tasks for Vegetation Science**. Vol. 8, Junk, The Hague. 151p.
- CLOUGH, B.F. & SCOTT, K. 1989. Allometric relationships for estimating above-ground biomass in six mangrove species. *Forest Ecology and Management*, 27:117-127.
- CUNDELL, A.M., BROWN, M.S. STANFORD, R. & MITCHELL, R. 1979. Microbial degradation of *Rhizophora* leaves immersed in the sea. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9: 281-286.
- DAY, F.P. JR. & MONK, C.D. 1977. Seasonal nutrient dynamics in the vegetation on a southern appalachian watershed. *American Journal of Botany*. 64: 1126-1139.
- DAY, J. W. JR., CONNER, W. H. LEY-LOU, F., DAY, R. H. & NAVARRO, A.M. 1987. The productivity and decomposition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27: 267-284.

- DAY, J.W. JR. & YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1988. Environmental considerations and ecological fundamentals for management of terminoe lagoon Region, its habitats and fishery resources. In: Yañez-Arancibia, A. e Day, J.W. Jr. (eds) *Ecology of coastal ecosystems in the southern gulf of Mexico: The Terminos lagoon region, Mexico*. Editorial Universitario, Cap. 23p. 458-482.
- DAY, J.W. JR., HALL C.A.S., KEMP, W.M. & YAÑEZ-ARANCIBIA, A. 1989. Background, Theory and Issues. In: **Estuarine Ecology**. John Wiley & Sons. N.York. Cap.1 p. 3-43.
- DUKE, N.C., BUNT, J.S. & WILLIAMS, W.T. 1981. Mangrove litter fall in North-eastern Australia I. Annual totals by component in selected species. *Australian Journal of Botany*, 29: 547-553.
- DUKE, N.C., BRICH, W. R. & WILLIAMS, W. T., 1984. Observations on the floral and vegetative phenologies of north-eastern Australian mangroves. *Australian Journal of Botany*, 32: 87-99.
- DUKE, N.C. 1988. Phenologies and litterfall of two mangrove trees *Sonneratia alba* Sm and *S.caseolaris* (L.) Engl., and their putative hybrid, *S. xgulgai* N.C. Duke. *Australian Journal of Botany*, 36: 473-482.
- FELL, J. W. & MASTER, I. M. 1973. Fungi associated with the degradation of mangrove (*Rhizophora mangle* L.) leaves in South Florida. In: L.H. Stevenson e R.R. Colwell (eds). **Estuarine Microbial Ecology**. University of South Carolina Press. Columbia. p. 455-465.
- FLORES-VERDUGO, F.J., DAY, J.W. & BRISEÑO-DUEÑAS, R. 1987. Structure, litterfall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 35: 83-90.
- FÚLFARO, V.J. & PONÇANO, W.L. 1976. Sedimentação atual do estuário e baía de Santos: um modelo geológico aplicado a projetos de expansão da zona portuária, p. 67-90. In ABGE (ed.) *Anais do Congresso brasileiro de Geologia de Engenharia*.
- FRANCO, A. S. 1988. **Tides: Fundamentals, analysis and prediction**. Second edition. Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica. FCTH. São Paulo, Brasil. 249p.
- GONG, K. J. & ONG, J. E. 1990. Nutrient biomass and nutrient flux in a managed forest in Malaysia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 3: 519-530.
- GOLDENSTEIN, L. 1972. A industrialização da Baixada Santista estudo de um centro industrial satélite . Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. 342p.
- GOLLEY, F. B., ODUM, H. T. & WILSON, R. F. 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology*, 43: 9-19.
- GOTTO, J. W. & TAYLOR, B. F. 1976. N₂ Fixation associated with decaying leaves of the red mangrove (*Rhizophora mangle*). *Applied and Environmental Microbiology*. 31(5): 781-783.

- GOULTER, P. F. E. & ALLAWAY, W. G. 1979. Litter fall and decomposition in a mangrove stand, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh., in Middle Harbour, Sydney. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol 30: 541-546.
- HEALD, E.J., ROESSLER, M.A., & BEARDLEY, G.L. 1979. Litter production in a Southwest Florida black mangrove community. Proceedings of the Florida Anti-mosquito association 50th meeting. April, p. 22-25.
- HERZ, R. 1987. Estrutura física dos manguezais da costa do estado de São Paulo. Anais do I Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: síntese dos conhecimentos. Cananéia, ACIESP 54. Vol. 2: 117-126.
- HERZ, R. 1991. **Manguezais do Brasil**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo. 233 p.
- JOHNSON, R.A. & WICHERN, D. W. 1982. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. New Jersey. Prentice-hall, Inc. 594p.
- JNS Engenharia, Consultoria e Gerenciamento Ltda. 1990 Macrozoneamento ambiental do litoral norte, Distrito de Bertioga. relatório de diagnóstico e qualidade de vida da População. 180p.
- KEMP, W. M. 1989. Estuarine Chemistry In: **Estuarine Ecology**. Day, J.W., Hall C.A.S., Kemp, W.M. e Yañez-Arancibia. John Willey & Sons, N. York. p. 79-143.
- KJERFVE, B. 1990. Manual for investigation of hidrological processes in mangrove ecosystems. Research and its application to the mangroves of Asia and the Pacific (RAS/86/120). UNESCO.
- KJERFVE, B. & LACERDA, L. D. 1993. Mangroves of Brazil. Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions, Vol. 2: 245-272.
- LACERDA L.D. & REZENDE, C.E. 1990. Mangrove carbon export to the sea: a reevaluation of a paradigm. Anais do II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Aguas de Lindóia. ACIESP 71 Vol. 2: 169-182.
- LACERDA, L. D. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1992. Latin america Mangroves: The need for sustainable utilization. *Mangrove Newsletter* 5: 4-6.
- LAMPARELLI, M.C. 1989. Aporte de serrapilheira ao rio Itaqueri (Itirapina, SP) e sua contribuição à economia de nutrientes. São Carlos, Univ. Fed. São Carlos. 170p. Dissertação de Mestrado.
- LAMPARELLI, C.C. RODRIGUES, F.O. & MOURA, D.O. (no prelo). A long-term assesment of an oil spill in a southeastern brazilian mangrove forest. In: Conservation and sustenaible utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions: Case studies. ISME (International society for mangroves ecosystems).
- LEACH, G. J. & BURGIN, S. 1985. Litter production and seasonality of mangroves in Papua New Guinea. *Aquat. Bot.* 23: 215-224.

- LEE, S. Y. 1989a. Litter production and turnover of the mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce in a Hong Kong tidal shrimp pond. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29: 75-87.
- LEE, S. Y. 1989b. The importance of sesarmina crabs *Chiromanthes* spp and inundation frequency on mangrove (*Kandelia candel* (L.) Druce) leaf litter turnover in a Hong Kong tidal shrimp pond. *Journal of Exp. Marine Biology and Ecology*. Vol.131:23-43.
- LEE, S. Y. 1990. Primary productivity and particulate organic matter flow in an estuary mangrove-wetland in Hong Kong. *Marine Biology*. 106: 453-463.
- LOPES, E. W.B. & PANITZ, C. M. N. 1992. Produção primária do fitoplâncton no manguezal do Rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC Brasil. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 4. Resumos. Manaus.
- LOPEZ-PORRILLO, J. & EZCURRA, E. 1985. Litter fall of *Avicennia germinans* L. in a one-year cycle in a mudflat at the Laguna de Mecoaacán, Tabasco, Mexico. *Biotropica* 17(3): 186-190.
- LUGO, A. E. & SNEDAKER, S.C.1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 39-64.
- LUGO, A. E. & SNEDAKER, S.C.1975. Properties of a mangrove forest in southern Florida. In: G. Walsh, S.C. Snedaker and H.Teas (Ed.) Proceedings of International Symposium on Biology and Management of mangroves. Institute of food and agricultural sciences, University of Florida, Gainesville, Fl. p. 170-212.
- LUGO, A. E. 1987. Avances y prioridades de investigación en manglares. In: Proceedings of Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: síntese dos conhecimentos. ACIESP. Cananéia, p. 59-76.
- LUGO, A.E. 1990. Fringe wetlands. In: A.E. Lugo M. Brinson and S Brown (Eds) **Ecosystems of the world 15: Forested Wetlands**. Elsevier, Amsterdam, p. 143-169.
- LUGO, A. E., BRINSON, M.M. & BROWN, S. 1990. Synthesis and search for paradigms in wetland ecology. In: A.E. Lugo M. Brinson and S. Brown (eds) **Ecosystems of the world 15: Forested Wetlands**. Elsevier, Amsterdam, p. 447-460.
- LUGO, A.E. & PATTERSON-ZUCCA, C. 1977. The impact of low temperature stress on mangrove structure and growth. *Tropical Ecology* 18 (2) :149-161.
- LUGO, A.E. & PATTERSON-ZUCCA, C.P. 1983. Comparison of litterfall and turnover in two Florida ecosystems. *Biological Sciences* 46(2):101-110.
- LYNCH, J. C. 1989. Sedimentation and nutrient accumulation in mangrove ecosystems of the Gulf of Mexico. M. S. Thesis, University of Southwestern Louisiana, Lafayette, LA. 102p.
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. 1986. **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold Company Inc. New York. 539 p.

- MEENTEMEYER, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59(3): 465-472.
- MENEZES, G.V. 1994. Produção e decomposição em bosques de mangue da ilha do Cardoso, Cananéia, S.P. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.
- NAIDOO, G. 1987. Effects of salinity and nitrogen on growth and water relations in the mangrove, *Avicennia marina* (FORSK.) Vierh. *New Physiologist*, 107: 317-325.
- NEWELL, S.Y., FELL J.W. STATZELL-TALLMAN C.M. & CEFALU, R. 1984. Carbon and Nitrogen Dynamics in decomposing leaves of three coastal marine vascular plants of subtropics. *Aquatic Botany*, 19: 183-192.
- NETER, J. WASSERMAN, W. & KUTNER, M.H. 1990. **Applied Linear Statistical Models**. Homewood. Irving R.D. 1181 p.
- ODUM, W.E., ZIEMAN, J.C. & HEALD, E.J. 1973. The importance of vascular plant detritus to estuaries. In: Chabrek R.H. (ed) Proc. second coastal marsh and estuary management symposium. Louisiana State University, Baton Rouge. p. 71-114.
- ODUM, W. E. & HEALD E.J. 1972. Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science*, 22(3): 671-737.
- ODUM, W. E. & HEALD E.J. 1975. Mangrove forests and aquatic productivity. In: Hasler A.D. (ed) **Coupling of land and water systems**. Springer-Verlag, Berlin p. 129-136.
- OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, Vol.44(2): 322-331.
- ONUF, C., TEAL, J. & VALIELA, I. 1977. The interactions of nutrients, plant growth, herbivory in a mangrove ecosystem. *Ecology*, 58: 514-526.
- PANITZ, C. M. N. 1986. Produção e decomposição de serrapilheira no Mangue do Rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos.
- PERIA, L.C.S.; FERNANDES, P.C.P.; MENEZES G.V.; GRASSO, M. TOGNELLA M.M.P. 1990. Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal de Bertoga) e não impactados (Ilha do Cardoso) Estado de São Paulo. Anais do Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Aguas de Lindóia. ACIESP 71 (2) : 183-193.
- PONTE, A.C. & DA, FONSECA, I.A.Z., MARQUES, M., FREITAS, M. & CLARO, S.M.C.A. 1984. Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em ecossistema de mangue impactado por petróleo. Anais do Congresso SBSP. p.103-107.
- PONTE, A.C. E DA, FONSECA, I.A.Z. & CLARO, S.M.C.A. 1990. Produção de serrapilheira em mangue impactado por petróleo. Anais do Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Aguas de Lindóia. ACIESP 71 (2) : 247-253.

- POOL, D. J., LUGO, A. E. & SNEDAKER, S.C. 1975. Litter production in mangrove forests of southern Florida and Puerto Rico. In: G. Walsh, S.C. Snedaker e H. Teas (Ed.) *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of mangroves*. Institute of food and agricultural sciences, University of Florida, Gainesville, Fl. p. 213-237.
- POOL, D.J., LUGO A. E. & SNEDAKER, S. C. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica*, 9(3): 195-212.
- PRAKASH, A. & RASHID, M.A. 1968. Influence of humic substances on the growth of marine phytoplankton: dinoflagellates. *Limnology and Oceanography*. 13 (4): 598-606.
- PRAKASH, A., RASHID, M.A., JENSEN, A. & SUBBARAO, D. V. 1973. Influence of humic substances on the growth of marine phytoplankton: diatoms. *Limnology and Oceanography*. 18(4): 516-524.
- PUTZ, F. E. & CHAN, H. T. 1986. Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 17: 211-230.
- REZENDE C.E., LACERDA, L.D., OVALLE, A.R.S. SILVA, C.A.R. E MARTINELLI L.A. 1990. Nature of POC transport in a mangrove ecosystem: a carbon stable isotopic study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 30: 641-645.
- RICE, D.L. & TENORE, K.R. 1981. Dynamics of carbon and nitrogen during decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 13: 681-690.
- ROBERTSON, A. I. 1988. Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forests (*Rhizophora* spp.) in northeastern Australia. *Journal of Exp. Marine Biology and Ecology*. Vol. 102:237-248.
- ROBERTSON, A. I. 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *J. Exp. Marin. Biol. Ecol.*, Vol. 116: 235-247.
- ROBERTSON, A. I. & DANIEL, P.A. 1989. The influence of crabs on litter processing in high intertidal of mangrove forests in tropical Australia. *Oecologia*. 78:191-198.
- RODRIGUES, F. O., ROQUETTI-HUMAITA, M.H. & NAVAS-PEREIRA, D. 1987. General aspects of mangrove forests of baixada Santista (São Paulo state, Brazil) *Anais do of Symposium on coastal and ocean management* 5. Washington. Vol.3 : 3382-3390.
- RODRIGUES, F. O. LAMPARELLI, C.C., MOURA, D.O. & BRUNI, A.C. 1995. Os manguezais da Baixada Santista: uma proposta para classificação. In: *Oecologia Brasiliensis* Vol. I Estrutura, funcionamento e manejo de Ecossistemas. Esteves, F.A.(Ed.). Rio de Janeiro. p.421-437.
- SAENGER, P., HERGEL, J. & DAVIE, J. D. S. 1983. Global status of mangrove ecosystems. *The Environmentalist*, 3: 1-88.

- SANTOS, M.C.F.V. 1986. Considerações sobre a ocorrência de *Rhizophora harisonii* Leechamn e *Rhizophora racemosa* G.F.W. Meyer, no litoral do Estado do Maranhão, Brasil. Bol. Lab. Hidrob., São Luis, 7: 71-91.
- SANTOS, E. 1965. Características Climáticas. In: A Baixada Santista - Aspectos Geográficos. VI As bases físicas. São Paulo. EDUSP p. 95-150.
- SASEKUMAR, A. & LOI, J. J. 1983. Litter production in three mangrove forest zones in the Malay peninsula. *Aquatic Botany*, 17: 283-290.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN, G.M., ADAIME, R.R. & CAMARGO, T.M. 1990. Variability of Mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries* 13 (2): 204-218.
- SCHMIDT, G., SCHAEFFER-NOVELLI Y. & ADAIME, R.R. 1990. Estimativa de carbono, fósforo e cinzas na serapilheira do mangue de Cananéia (25°01'S-47°W) e sua correlação com a salinidade e estação do ano. Anais do Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Aguas de Lindóia. ACIESP 54(4): 241-247.
- SCHMIDT, G., SCHAEFFER-NOVELLI Y. & ADAIME, R.R. 1994. Razão C:N da serapilheira do mangue de Cananéia, Estado de São Paulo. Anais do III Simpósio de ecossistemas da costa Brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental, ACIESP 71.Vol. (1): 412-417.
- SESSEGOLO, G.C. & LANA P.C. 1991. Decomposition of *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* leaves in a mangrove of Paranaguá Bay (Southeastern Brazil). *Botanica Marina*, Vol. 34: 285-289.
- SILVA, C.A.R. LACERDA L.D., SILVA L.F.F., & REZENDE, C.E. 1991. Forest structure and biomass distribution in a red mangrove stand in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica* 14(1): 21-25.
- SILVA L.F.F., LACERDA L.D., OVALLE A.R.C., CARVALHO C.E.V., REZENDE, C.E. & SILVA, C.A.R. 1994. Dinâmica de macrodetrítos em um ecossistema de manguezal, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Anais do III Simpósio de ecossistemas da costa brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental. ACIESP 71. Vol(1): 201-211.
- SNEDAKER, S.C. 1986. Traditional uses of South American mangrove resources and the socio-economic effect of ecosystem changes. In: Kunstadter P., Bird E.C.F. e Sabharsri S. (Eds). Man in the mangroves: the socio-economic situation of human settlements in mangrove forests. Tokyo. The United Nations University. p. 104-112.
- SNEDAKER, S. C. & BROWN, M. S. 1981. Water quality and mangrove ecosystem dynamics. EPA 600/4-81-022. Environmental Research Laboratory. Office of Research and development. U.S. 80p.
- SNEDAKER, S. C. & GETTER, C.D. 1984. Coastal management guidelines. Columbia Research Planning Institute, 205 p. (RPI/SR/84-1)

- STEINKE, T. D. & CHARLES, L. M. 1984. Productivity and phenology of *Avicennia marina* (Forsk.) and *Bruguiera gymnorhiza* in Mgeni estuary, South Africa. In: **Physiology and management of mangroves**. H.J. Teas (Ed). p. 25-36.
- STEINKE, T. D. & CHARLES, L. M. 1985. *In vitro* rates of decomposition of leaves of the mangrove *Bruguiera gymnorhiza* as affected by temperature and salinity. *South Afr. Tydskr. Plantk.* 52(1) pp: 39-42.
- STEINKE, T. D. & CHARLES, L. M. 1986. Litter production by mangroves I: Mgeni Estuary. *South Afr. J. Bot.*, 52 (6): 552-558.
- STEINKE, T. D., NAIDOO, G. & CHARLES, L. M. 1983. Degradation of mangrove leaves and stem tissues *in situ* in Mgeni Estuary, South Africa. **Tasks for vegetation science**. Vol. 8 H.J. Teas (Ed.), p. 141-149.
- STEYER, G.D. 1988. Litter dynamics and nitrogen retranslocation in three types of mangrove forests in Roockery Bay, Florida. M.S. Thesis. University of Southwestern Louisiana. Lafayette LA. 69 p.
- SUGUIO, K. & MARTIN, L. 1978. Formações quaternária marinhas do litoral paulista e sul fluminense. Proceedings of the international symposium on coastal evolution in the quaternary 1. Universidade de São Paulo . São Paulo. 55 p.
- SWIFT., M.J., HEAL, O.W. ANDERSON, J. M. 1979. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Studies in ecology Vol.5 Blackwell Scientific Publication. Los Angeles. 569 p.
- TWILLEY, R. R. 1982. Litter dynamics and organic carbon exchange in black mangrove (*Avicennia germinans*) basin forests in a southwest Florida estuary. PhD dissertation. University of Florida. Gainesville.
- TWILLEY, R. R. 1985. The exchange of organic carbon in black mangrove basin forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 20: 543-557
- TWILLEY, R. R. LUGO, A.E. & PATTERSON-ZUCCA C. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67(3): 670-683.
- TWILLEY, R. R. 1988 . Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. *Lecture notes on Coastal and Estuarine Studies*, Vol 22: 155-180.
- TWILLEY, R. R., CHEN R.H. & HARGIS, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implicatons to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 64: 265-288.
- TWILLEY, R. R. & DAY, J. W. (no prelo) The productivity and nutrient cycling of mangroves ecosystems. In: **Mangroves of Latin America**. EPOMEX Scientific series.
- VITOUSEK, P. M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist*, 119: 553-572
- VITOUSEK, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65: 285-298.

- VITOUSEK, P.M. & STANFORD JR., R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forests. *Annual Rev. Ecol. Syst.*, 17: 131-167.
- VAN DER VALK, A.G. & ATTIWILL, P.M. 1984. Decomposition of leaf and root litter of *Avicennia marina* at Westernport Bay, Victoria, Australia. *Aquatic Botany*, 18:205-221.
- WALSH, G.E. 1974. Mangroves: a review. In: R. Reinold e W. Queen (Eds) **Ecology of Halophytes**. Academic Press, Inc. New York. pp 51-174.
- WALSH, G.E. 1977. Exploitation of mangal In: Chapman (Ed.) **Ecosystems of the world**. Vol 1. Wet Coastal ecosystems. Elsevier Scientific Publishing C. Oxford p 61-67.
- WALTER, H. 1986. **Vegetação e zonas climáticas: Tratado de ecologia global**. EPU. São Paulo. 325 p.
- WATTAYAKORN, G., WOLANSKI, E. & KJERFVE, B. 1990. Mixing, trapping and outwelling in the Klong Ngao mangrove swamp, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31: 667-688.
- WEIDER, R.K. & LANG, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*. 63 (3):1636-1642.
- WILLIAM, W.T. BUNT J.S. & DUKE N.C. 1981. Mangrove litterfall in north-eastern Australia II. Periodicity. *Australian Journal of Botany*, 29: 547-53.
- WINER, B.J. 1971. **Statistical Principles in Experimental design**. McGraw-Hill Book Company, Inc. Nova York . 907 p.
- WIUM ANDERSEN, S. & CHRISTENSEN, B. 1978. Seasonal growth of mangrove trees in Southern Thailand II. Phenology of *Bruguiera cylindrica*, *Ceriops tagal*, *Lumnitzera littorea* and *Avicennia marina*. *Aquatic Botany*, 5: 383-390.
- WOODROFFE, C.D. 1982. Studies of a mangrove basin, Tuff crater, New Zealand III: The flux of organic and inorganic particulate matter. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20: 447-461.
- WOODROFFE, C.D. 1985. Litter production and decomposition in the New Zealand mangrove, *Avicennia marina* var. *resinifera*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 16: 179-188.
- WOODROFFE, C.D. & MOSS, T.J. 1984. Litter fall beneath *Rhizophora stylosa* Grif., Vaitupu, Tuvalu, South Pacific. *Aquatic Botany*, 18: 249-255.
- WOODROFFE, C. D., BARDSLEY, K. N. WARD, P. J. & HANLEY, J. R. 1988. Production of mangrove litter in a macrotidal embayment, Darwin Harbour, N.T., Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 26: 581-598.
- ZAGATTO, E.A.G., JACINTHO, A.O., REIS, B.F., KRUG, F.J., BERGAMIN, F.H., PESSENDA, L.C.R.; MORTATTI, J. & GINE, M.F. 1981. **Manual de análises de plantas e águas empregando sistemas de injeção de fluxo**. Seção Radioq. e Química Analítica., CENA, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 45p.

VII. ANEXOS

1. TABELAS

Área de estudo: Tabelas de 1 a 3

Caracterização do local de estudo: Tabelas de 4 a 6

Estrutura e produtividade: Tabelas de 9 a 18

Dinâmica da serapilheira: Tabelas de 19 a 32

Ciclagem de nutrientes: Tabelas de 33 a 40

Tabela 1: Dados meteorológicos da Estação de Santos (23°56' S 45°20' W) de 1977 a 1986 (Fonte: INEMET)

Mês	Pressão	Temperatura			Umidade	Sombra	Precipitação	Evaporação	Horas
	Atmosférica	Máxima	Mínima	Média	Relativa	(O-10)	(mm)	(mm)	de sol
		(°C)			(%)				(h/10d)
JAN	1009.6	29.1	22.0	25.0	81	7.0	247.8	109.2	143.9
FEV	1010.6	30.1	22.3	26.2	83	5.9	200.8	96.6	150.2
MAR	1010.5	28.8	21.9	25.3	84	6.5	279.9	101.4	127.1
ABR	1013.2	26.4	19.7	23.2	83	6.1	204.8	93.7	126.6
MAI	1014.1	25.6	18.0	21.7	84	5.7	87.3	89.9	123
JUN	1016.8	23.8	15.8	19.5	84	5.3	119.6	82.6	114
JUL	1018.2	23.1	15.3	19.0	81	5.7	123.2	99.9	106.9
AGO	1016.5	23.4	16.2	19.8	83	6.7	84.7	89	79.6
SET	1016.0	22.8	16.9	19.9	82	6.9	140.9	92	82.8
OUT	1013.8	25.0	18.6	21.7	82	7.0	143.3	92.4	107.2
NOV	1011.0	26.4	20.2	23.2	81	6.8	157.7	101.4	118.6
DEZ	1009.5	27.5	21.0	24.5	82	7.6	277.8	112	122.4
anual	1013.3	26	19	22.4	82	6.4	2067.8	1160.1	1402.3

Tabela 2: Amplitudes e fases de maré para o canal de Bertioga calculadas segundo Franco (198

Componentes	Constantes	Amplitude	Fase	Período
Componente diurno		H (cm)	G (°)	(hrs)
Lunar diurno principal	O1	9.90	258	25.89
Diurno luni-solar	K1	7.60	280	23.93
Componente semi diurno			-	
a	MV2	2.30	294	12.87
Lunar elíptico	N2	4.22	357	12.66
Lunar principal semi-diurno	M2	32.80	74	12.42
Solar principal semi-diurno	S2	11.80	215	12.00
Componente de águas rasas				
a	M3	4.80	209	8.28
b	Mk3	4.70	272	8.18
c	M4	2.60	348	6.21

Tabela 3: Concentrações médias de nutrientes (mg/l) na água do canal de Bertioga. comparadas as do mar e rios (segundo Kemp,1990).

	Mar	Rio	Canal de Bertioga	
	faixa	média	faixa	média
Nitrogênio	0 - 0.5	0.20	0.05 - 2.55	0.650
Fósforo	0 -0.07	0.02	0.02 - 0.5	0.110

Tabela 4: Dados Meteorológicos da Estação de Santos (23°56' S 45°20' W)

<i>Ano 1</i>	TEMPERATURA(°C)			U.R. (%)	Precipitação (mm)	Horas de sol (hs/10d)
	Máxima	Mínima	Média			
AGO	21.2	15.5	18.4	83.0	36.4	102.3
SET	22.7	16.4	19.6	80.0	65.1	107.3
OUT	24.7	20.0	22.4	83.0	43.8	97.0
NOV	27.3	22.4	24.9	86.0	50.8	95.9
DEZ	28.8	21.6	25.2	75.0	61.6	107.9
JAN	27.6	22.4	25.0	86.0	112.3	41.4
FEV	28.1	22.6	25.4	91.0	117.9	
MAR	27.6	22.4	25.0	90.0	394.8	97.2
ABR	27.5	21.4	24.5	84.0	65.3	19.6
MAI	26.6	19.3	23.0	77.0	54.6	182.9
JUN	25.2	18.1	21.7	82.0	77.4	130.3
JUL	23.2	16.0	19.6	86.0	58.2	150.3
Anual	25.9	19.8	22.9	83.6	1138.2	1132.1
<i>Ano 2</i>						
AGO	23.4	16.8	20.1	88.0	44.2	88.9
SET	22.6	17.1	19.9	90.0	71.2	128.1
OUT	25.6	19.6	22.6	88.0	150.5	130.8
NOV	26.2	20.7	23.5	89.0	56.4	126.2
DEZ	31.3	23.3	27.3	81.0	169.5	123.0
JAN	31.1	22.9	27.0	81.0	306.5	119.9
FEV	29.1	22.9	26.0	84.0	19.4	158.5
MAR	28.6	22.5	25.6	81.0	98.4	131.3
ABR	27.5	20.6	24.1	80.0	129.8	124.6
MAI	26.6	19.9	23.3	80.0	98.9	104.7
JUN	26.5	18.5	22.5	80.0	23.2	130.3
JUL	22.5	15.6	19.1	84.0	133.2	93.1
Anual	26.8	20.0	23.4	83.8	1301.2	1459.4

Tabela 5: Concentrações médias de nutrientes e carbono (mg/L) nas águas dos rios Iriri e Itapanhaú na frente dos pontos de amostragem.

local	Fósforo		Nitrogênio		Carbono	
	Iriri	Itapanhaú	Iriri	Itapanhaú	Iriri	Itapanhaú
Preliminar	0.107	0.11	0.66	0.650	3.25	2.61
Ano 1	0.099	0.07	0.68	0.620	3.57	3.32
Ano 2	0.098	0.07	0.34	0.320	3.28	2.24
Média	0.101	0.08	0.56	0.530	3.37	2.72

Tabela 6: Concentração de nutrientes e carbono (mg/g) no sedimento dos manguezais dos rios Iriri e Itapanhaú.

	IRIRI			ITAPANHAU		
	P	N	C	P	N	C
Média	0.187	3.41	143.6	0.223	1.53	124.6
desvio	0.109	2.25	55.5	0.104	0.69	43.0
max	0.390	6.35	235.0	0.413	2.70	196.0
min	0.080	0.70	98.3	0.133	0.70	85.0

Tabela 7: Estrutura dos bosques de mangue dos Rios Iriri e Itapanhaú

LOCAL	Espécie	Altura média (m)	Densidade relativa (%)	Densidade absoluta (ind/0.1ha)	Area Basal (m2/0.1ha)	DAP (cm)	Biomassa (kg/0.1ha)	valor de importância	Indice de complexidade
IRIRI		6.55							
	R. mangle		6.2	13	0.06	6.35	238.3	12.8	
	L. racemosa		53.6	115	0.75	9.15	2793.9	49.4	
	A. schaueriana		40.2	87	0.47	8.50	1200.3	37.7	
	Total		100	216	1.28	8.48	4232.4	100	5.4
ITAPANHAU		6.83							
	R. mangle		37.2	64	0.28	7.22	1154.1	28.9	
	L. racemosa		16.0	28	0.15	8.23	487.0	19.4	
	A. schaueriana		46.8	81	1.27	14.77	4324.2	51.6	
	Total		100	173	1.69	10.41	5965.2	100	6.0

Valor de importância = Frequência relativa + densidade relativa + dominância relativa / 3.

Indice de complexidade = Altura da copa x Densidade x Area Basal x NoSp /1000.

Tabela 8: Valores médios de parâmetros estruturais para os três tipos fisiográficos segundo Cintrón et al. (1985) comparados aos bosques de Bertioga (SP).

Tipo de manguezal	número de espécies	Densidade n°/ha	Area basal m2/ha	Altura (m)	Indice de Complexidade	Referência
<u>RIBEIRINHO</u> (n=28)	S	1.9 1979 209	30.4 3.5	17.0 1.6	21.2 4.8	Cintrón et al. 1978
<u>FRANJA</u> (n=33)	S	1.7 4005 642	22.2 1.5	10.5 0.7	13.3 2.6	
<u>BACIA</u> (n=31)	S	2.3 3599 400	18.5 1.6	9.0 0.7	15.4 3.2	
<u>IRIRI</u>		3 2150	12.8	6.6	5.4	Este estudo
<u>ITAPANHAU</u>		3 1730	16.9	6.8	6.0	
Vitória (ES)		3 1769	14.8	13.7	10.8	Carmo (1987)
Baía de Sepetiba (RJ)		1 4510	21.6	6.1	5.9	Silva et al.(1991)
Cananéia (SP)		3 3500	23.0	8.8	21.3	Adaime (1985)
Ilha do Cardoso (SP)		3 3735	25.9	8.7	25.2	Peria et al. (1990)
Rio Itacorubi (SC)		3 459	5.7	6.4	0.5	Panitz (1986)

Indice de complexidade = Altura da copa x Densidade x Area Basal x NoSp /100000.

Tabela 9 : Média da alteração da área basal, crescimento de madeira por árvore e total anual de crescimento de madeira em manguezais de Bertioga. (Agosto 91- Agosto 93)

	Variação média de AB (cm2)		Crescimento médio (kg.arvore-1.ano-1)		Crescimento total (g.m-2.yr-1)	
	IRIRI	ITAP	IRIRI	ITAP	IRIRI	ITAP
<i>R. mangle</i>	2.52	2.18	1.14	0.90	15.22	56.98
<i>L. racemosa</i>	4.53	3.68	1.75	1.24	200.26	34.49
<i>A. schaueriana</i>	4.62	3.73	1.69	1.32	146.61	105.75
Total					362.09	197.22

Tabela 10: Estimativa de biomassa dos manguezais de Bertioga.

LOCAL	IRIRI	ALTURA	AREA BASAL	DENSIDADE	DAP	BIOMASSA	BIOMASSA	PARCELA	Biomassa Total
PARCELAS	ESPECIE	(Xd>2.5m)	(m2/0.1ha)	(ind/0.1ha)	(cm)	árvore(kg)	(kg/0.1ha)		t/0.1ha
I	<i>R. mangle</i>	5.34	0.052	31	4.64	7.29	226.6	I	3725.21
	<i>L. racemosa</i>	7.38	0.549	84	9.11	23.82	2009.5	II	5440.42
	<i>A. schaueriana</i>	7.16	0.427	53	10.10	27.95	1489.1	III	4143.41
	Total		1.029	169			3725.2	IV	3620.42
Média									4.23
II	<i>R. mangle</i>	6.12	0.136	13	11.41	38.26	509.7	Desvio p.	0.72
	<i>L. racemosa</i>	8.19	0.996	142	9.45	27.98	3975.1		
	<i>A. schaueriana</i>	5.23	0.333	111	6.18	8.61	955.7		
	Total		1.464	266			5440.4		
III	<i>R. mangle</i>		0.000	0	0.00	0.00	0.0		
	<i>L. racemosa</i>	7.53	0.832	133	8.92	23.36	3112.0		
	<i>A. schaueriana</i>	4.89	0.667	80	7.98	12.91	1031.4		
	Total		1.499	213			4143.4		
IV	<i>R. mangle</i>	5.40	0.061	9	9.34	24.43	217.0		
	<i>L. racemosa</i>	6.50	0.638	98	9.12	21.28	2078.8		
	<i>A. schaueriana</i>	5.70	0.441	102	7.42	12.97	1324.7		
	Total		1.140	209			3620.4		
LOCAL	ITAP.								
PARCELAS	ESPECIE							PARCELA	Biomassa Total
I	<i>R. mangle</i>	6.01	0.358	71	8.01	20.55	1460.2	I	7341.6
	<i>L. racemosa</i>	6.65	0.045	9	8.03	17.24	153.1	II	5181.84
	<i>A. schaueriana</i>	8.20	1.551	93	14.55	61.44	5728.3	III	6513.31
	Total		1.954	173			7341.6	IV	4824.18
Média									5.97
II	<i>R. mangle</i>	5.97	0.507	115	7.48	18.17	2097.5	Desvio p.	1.01
	<i>L. racemosa</i>	6.50	0.213	36	8.73	19.66	698.4		
	<i>A. schaueriana</i>	9.20	0.574	40	13.53	59.71	2385.9		
	Total		1.294	191			5181.8		
III	<i>R. mangle</i>	6.20	0.168	40	7.31	18.08	722.4		
	<i>L. racemosa</i>	7.42	0.121	22	8.33	20.35	451.7		
	<i>A. schaueriana</i>	6.14	1.832	147	12.62	36.44	5339.3		
	Total		2.121	209			6513.3		
IV	<i>R. mangle</i>	5.89	0.077	27	6.08	12.62	336.3		
	<i>L. racemosa</i>	5.81	0.213	44	7.82	14.52	644.6		
	<i>A. schaueriana</i>	8.42	1.060	40	18.38	96.18	3843.2		
	Total		1.351	111			4824.2		

Tabela 11 : Biomassa e produção de madeira de manguezais em vários locais com diferentes latitudes

local	Latitude	Biomassa (t/ha)	Produção de madeira (t.ha-1.yr-1)	Referência
Malásia	4°50'N	409	6.7	Putz & Chan (1986)
Malásia	4°50'N	286.8	11.8	Ong et al. (1979)
Malásia	4°50'N	257.4	24.1	Ong et al. (1979)
Tailândia	8°N	159.0	20.0	Chirstensen (1978)
Porto Rico	18°N	62.8	3.1	Golley et al. (1962)
Estero Pargo (MEX)	18°35'N	120.0	7.7	Day et al. (1987)
Boca Chica (MEX)	18°35'N	135.0	12.1	Day et al. (1987)
Hong Kong	23°N	129.1	13.3	Lee (1990)
Florida (USA)	25°60'N	-	6.4	Lugo & Snedaker (1975)
Baía de Sepetiba (BRA)	23°S	65.3	-	Silva et al. (1991)
Itapanhaú (BRA)	23°51'S	59.7	1.9	Este estudo
Iriri (BRA)	23°51'S	42.3	3.6	Este estudo
Australia	33°50'S	144.5	-	Briggs (1977)
Australia	33°50'S	112.3	-	Briggs (1977)

Tabela 12: Taxas diárias médias de produção de serapilheira e taxas de produção anual em manguezais de Bertioga.

			Taxas diárias (g.m-2.d-1)						
	Local		<i>A. schaueriana</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	FOLHAS	MISCEL.	MADEIRA	TOTAL
Ano 1	IRIRI	Média	0.33	0.70	0.12	1.14	0.33	0.32	1.79
		Desvio				0.63	0.58	1.08	1.32
	ITAP	Média	0.59	0.09	0.22	0.90	0.25	0.25	1.40
		Desvio				0.60	0.43	0.88	0.67
Ano 2	IRIRI	Média	0.29	0.51	0.11	0.91	0.22	0.11	1.25
		Desvio				0.45	0.88	0.24	1.35
	ITAP	Média	0.54	0.10	0.21	0.85	0.13	0.16	1.14
		Desvio				0.49	0.18	0.36	0.77
			Taxas anuais (t.ha-1.ano-1)						
	Local		<i>A. schaueriana</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	FOLHAS	MISCEL.	MADEIRA	TOTAL
Ano 1	IRIRI		1.19	2.55	0.42	4.16	1.21	1.18	6.55
	ITAP		2.15	0.31	0.78	3.29	0.93	0.93	5.12
Ano 2	IRIRI		1.05	1.86	0.40	3.30	0.79	0.42	4.57
	ITAP		1.96	0.37	0.76	3.09	0.49	0.57	4.17

Tabela 13 : Resultados estatísticos da análise de variância: efeitos significantes = (+), não significantes =(-), (p>0,05).

FATORES	Serapilheira			Miscelanea			
	TOTAL	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	ESTIPULAS	PROPAGULOS	FLORES
LOCAL	-	-	+	-	-	+	-
ANO	+	+	+	+	-	-	-
ANO*LOCAL	+	+	-	-	-	-	-
MES	+	+	+	+	+	+	+
MES*LOCAL	+	+	+	-	-	+	+
ANO*MES	+	+	+	+	-	-	+
ANO*MES*LOCAL	+	+	-	-	-	-	+

(*) = interação entre os fatores.

Tabela 14: Taxas de produção de serapilheira (g.m-2.d-1) em manguezais de franja do Canal de Bertioga

IRIRI							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
Ago-90	0.14	0.63	0.18	0.95	0.05	0.09	1.08
Set-90	0.09	0.74	0.40	1.23	0.06	0.40	1.68
Out-90	0.12	0.61	0.75	1.47	0.04	0.03	1.54
Nov-90	0.16	1.34	0.49	1.99	0.04	0.26	2.29
Dez-90	0.21	1.51	0.81	2.53	0.09	0.02	2.65
Jan-91	0.17	0.58	0.27	1.02	0.12	0.12	1.26
Fev-91	0.10	0.33	0.07	0.52	0.14	0.76	1.42
Mar-91	0.09	0.78	0.20	1.07	0.56	0.26	1.90
Abr-91	0.11	0.81	0.28	1.20	1.26	0.24	2.70
Mai-91	0.08	0.37	0.23	0.68	0.88	0.13	1.68
Jun-91	0.10	0.37	0.35	0.82	0.40	0.35	1.57
Jul-91	0.08	0.77	0.15	1.00	0.28	1.04	2.32
Ago-91	0.10	0.27	0.25	0.62	0.13	0.07	0.82
Set-91	0.03	0.32	0.35	0.71	0.09	0.05	0.84
Out-91	0.08	0.54	0.14	0.76	0.06	0.25	1.07
Nov-91	0.11	0.57	0.36	1.04	0.05	0.01	1.10
Dez-91	0.16	0.92	0.60	1.68	0.06	0.06	1.80
Jan-92	0.13	0.84	0.53	1.50	0.11	0.06	1.66
Fev-92	0.18	0.47	0.25	0.90	0.23	0.04	1.19
Mar-92	0.11	0.48	0.23	0.82	0.16	0.05	1.03
Abr-92	0.11	0.57	0.22	0.90	0.68	0.04	1.62
Mai-92	0.11	0.43	0.14	0.68	0.65	0.06	1.39
Jun-92	0.07	0.40	0.16	0.63	0.26	0.62	1.51
Jul-92	0.11	0.36	0.23	0.69	0.11	0.09	0.89

Tabela 15: Taxas de produção de serapilheira (g.m-2.d-1)em manguezais de franja do Canal de Bertioga

ITAPANHAU							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
Ago-90	0.25	0.04	0.36	0.64	0.17	0.12	0.94
Set-90	0.14	0.07	0.17	0.34	0.08	0.23	0.73
Out-90	0.12	0.05	0.29	0.46	0.06	0.09	0.60
Nov-90	0.29	0.14	0.59	1.01	0.04	0.06	1.12
Dez-90	0.31	0.20	1.40	1.91	0.09	0.03	2.02
Jan-91	0.27	0.14	0.85	1.25	0.05	0.04	1.35
Fev-91	0.36	0.13	0.58	1.07	0.31	0.32	1.70
Mar-91	0.14	0.05	0.57	0.75	0.41	0.04	1.20
Abr-91	0.24	0.07	0.94	1.25	0.68	0.11	2.04
Mai-91	0.18	0.05	0.42	0.64	0.24	0.09	0.97
Jun-91	0.17	0.08	0.76	1.01	0.22	0.76	1.98
Jul-91	0.18	0.12	0.35	0.66	0.23	1.20	2.08
Ago-91	0.20	0.06	0.66	0.92	0.20	0.15	1.27
Set-91	0.15	0.04	0.44	0.62	0.11	0.11	0.84
Out-91	0.35	0.39	0.65	1.38	0.26	0.86	2.50
Nov-91	0.23	0.09	0.44	0.76	0.07	0.03	0.86
Dez-91	0.23	0.14	0.71	1.07	0.06	0.00	1.14
Jan-92	0.16	0.19	0.63	0.98	0.06	0.07	1.11
Fev-92	0.23	0.04	0.77	1.10	0.06	0.06	1.22
Mar-92	0.24	0.03	0.47	0.75	0.09	0.01	0.85
Abr-92	0.22	0.03	0.42	0.67	0.15	0.04	0.86
Mai-92	0.16	0.06	0.41	0.63	0.24	0.02	0.90
Jun-92	0.22	0.09	0.34	0.66	0.23	0.40	1.29
Jul-92	0.09	0.04	0.50	0.63	0.11	0.03	0.77

Tabela16: Taxas de produção de estipulas, flores e propagulos em manguezais de franja do Canal de Bertioga
Taxas médias diárias (nº/m2/dia) e anuais (nº/m2/ano).

RIO ITAPANHAU				RIO IRIRI		
	ESTIPULAS	FLORES	PROPAGULOS	ESTIPULAS	FLORES	PROPAGULOS
Ago-90	0.38	0.14	0.21	0.31	0.04	0.03
Set-90	0.29	0.11	0.09	0.24	0.00	0.02
Out-90	0.79	0.06	0.03	0.45	0.03	0.00
Nov-90	0.70	0.11	0.00	0.64	0.11	0.01
Dez-90	1.10	1.02	0.01	0.89	0.28	0.02
Jan-91	0.68	0.15	0.00	0.90	7.15	0.06
Fev-91	0.88	0.68	0.05	0.46	2.46	0.16
Mar-91	0.97	6.67	0.08	0.38	4.52	2.10
Abr-91	0.71	3.63	0.28	0.42	2.60	3.00
Mai-91	0.73	1.44	0.45	0.54	0.17	3.99
Jun-91	0.66	0.00	0.42	0.26	0.06	1.69
Jul-91	0.15	0.15	0.26	0.22	0.04	0.79
Média	0.67	1.18	0.16	0.47	1.45	0.99
(nº/m2/ano)	245	431	57	173	531	361
máx	386	2,434	164	330	2,610	1,457
min	53	0	0	81	22	0
Ago-91	0.41	0.21	0.12	0.18	0.09	0.47
Set-91	0.39	0.27	0.00	0.30	0.07	0.07
Out-91	0.46	0.06	0.01	0.26	0.00	0.01
Nov-91	0.76	0.46	0.01	0.36	0.05	0.00
Dez-91	1.01	0.39	0.00	0.50	0.01	0.00
Jan-92	0.93	0.49	0.00	0.64	2.66	0.01
Fev-92	0.78	0.53	0.00	0.57	7.92	0.02
Mar-92	1.22	0.78	0.04	0.60	4.50	0.59
Abr-92	0.82	2.90	0.42	0.24	2.50	3.81
Mai-92	0.77	3.16	0.72	0.55	0.09	3.90
Jun-92	0.70	6.87	0.32	0.24	0.38	0.88
Jul-92	0.48	2.00	0.06	0.28	0.05	0.15
Média	0.73	1.51	0.14	0.39	1.53	0.83
(nº/m2/ano)	266	551	52	143	557	302
máx	446	2,507	263	234	971	1,425
min	176	21	0	64	121	0

Tabela 17: Taxas diárias de produção de serapilheira (g.m-2.d-1) e taxas de produção anual (t.ha-1.ano-1) no Brasil.

Taxas diárias									
Referência	Latitude	local	A s	L r	R m	FOLHAS	MISCEL.	MADEIRA	TOTAL
Este estudo	23°51'S	Bertioga	0.43	0.35	0.17	0.95	0.23	0.21	1.39
Ponte et al. (1984)	23°51'S	Bertioga	-	-	-	1.03	0.05	0.18	1.26
Ponte et al. (1990)	23°51'S	Bertioga	-	-	-	0.87	0.09	0.14	1.10
Ponte et al. (1990)	23°51'S	Bertioga	-	-	-	0.82	0.05	0.19	1.06
Adaime (1985)	25°00'S	Cananéia	0.02	0.61	0.42	1.05	0.44	0.19	1.67
Menezes (1994)	25°00'S	Cananéia	1.14	0.14	0.10	1.32	0.43	0.21	1.96
Panitz (1986)	27°35'S	Sta Catarina	0.97	0.81	0.32	2.10	0.03	0.13	2.37
Taxas anuais									
Este estudo		Bertioga	1.57	1.28	0.62	3.47	0.84	0.77	5.07
Ponte et al. (1984)		Bertioga	-	-	-	3.76	0.18	0.66	4.60
Ponte et al. (1990)		Bertioga	-	-	-	3.18	0.33	0.51	4.02
Ponte et al. (1990)		Bertioga	-	-	-	2.99	0.18	0.69	3.87
Adaime (1985)		Cananéia	0.07	2.23	1.53	3.83	1.61	0.69	6.10
Menezes (1994)		Cananéia	4.16	0.51	0.37	4.82	1.57	0.77	7.15
Panitz (1986)		Sta Catarina	3.54	2.96	1.17	7.67	0.11	0.47	8.65

Tabela18: Taxas médias de produção de serapilheira em manguezais de vários países do mundo.

Local	Latitude	Amplitude de maré	Tipo fisiográfico	Serapilheira (t/ha/ano)	Estação de pico	REFERÊNCIA
Mgeni Estuary (África do Sul)				6.98 8.24	-	Steinke & Charles (1986)
Darwin Harbour (Austrália)	12°30' S	7-8 m	Franja	3.0 - 14	Verão de chuva	Woodroffe (1988)
Nova Zelândia	36°46' S	2.69 m		8.1 3.6	Verão	Woodroffe et al. (1982)
Middle Harbour (Austrália)	33°46' S			5.8	Verão	Goulter & Allaway (1979)
Austrália	18°16' S			9.6		Duke et al. (1981)
Roockery bay (Flórida, EUA)	25°02' N	0.08 m	Bacia	7.51 - 8.68	Verão	Twilley et al. (1986)
México	23°35'N			11	Verão	Flores Verdugo et al. (1987)
Florida (EUA)	23°25' N		Bacia	3.0 - 7.6	Verão de chuva	Heald et al. (1979)
Malay Peninsula (Malásia)	3°15' N		Franja	14 - 15.8		Sasekumar & Loi (1979)
Laguna de Terminos (México)	18° N					
Boca chica			Rideirinho	12.4		Day et al. (1987)
Estero pargo			Franja	7.6		

Tabela 19: Coeficientes de decomposição (K) e meia vidas (T) de folhas de mangue de Bertioga

COEFICIENTES DE LONGO PRAZO (270/360 dias)		k (ano-1)			Meia Vida (dias)		
ESPECIE	LOCAL	Verão 90	Verão 91	Inverno 91	Verão 90	Verão 91	Inverno 91
<i>A. schaueriana</i>	IRIRI	3.55	2.39	3.64	72	106	69
	ITAPANHAU	3.74	4.10	3.41	68	62	63
<i>L.racemosa</i>	IRIRI	2.92	3.36	2.17	87	77	117
	ITAPANHAU	2.15	4.07	2.45	118	62	102
<i>R. mangle</i>	IRIRI	2.15	1.80	1.56	118	142	164
	ITAPANHAU	1.79	2.61	2.27	142	99	113

COEFICIENTES DE CURTO PRAZO (150 dias)		k (ano-1)			Meia Vida (dias)		
ESPECIE	LOCAL	Verão 90	Verão 91	Inverno 91	Verão 90	Verão 91	Inverno 91
<i>A. schaueriana</i>	IRIRI	13.68	6.60	9.00	19	38	28
	ITAPANHAU	8.88	12.68	5.08	29	20	50
<i>L.racemosa</i>	IRIRI	9.88	10.32	6.92	26	25	37
	ITAPANHAU	5.40	6.52	2.08	47	39	122
<i>R. mangle</i>	IRIRI	4.20	5.04	3.40	60	50	75
	ITAPANHAU	3.04	4.72	2.88	83	54	88

COEFICIENTES DE CURTO PRAZO (90 dias)		k (ano-1)			Meia Vida (dias)		
ESPECIE	SITE	Verão 90	Verão 91	Inverno 91	Verão 90	Verão 91	Inverno 91
<i>A. schaueriana</i>	IRIRI	10.28	7.68	5.32	25	33	48
	ITAPANHAU	7.92	8.24	4.96	32	31	51
<i>L.racemosa</i>	IRIRI	7.60	6.28	4.20	33	40	60
	ITAPANHAU	3.08	5.32	3.12	82	48	81
<i>R. mangle</i>	IRIRI	4.04	3.44	3.52	63	74	72
	ITAPANHAU	2.64	3.88	2.04	93	65	124

Tabela 20: Resultados estatísticos para taxas de decomposição de folhas de mangue de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*Efeitos significantes = (+)

Fator	Efeitos Significantes (p<0.05)
LOCAL	+
ESPECIE	+
LOCAL*ESPECIE	+
ESTAÇÃO	+
ESTAÇÃO*LOCAL	-
ESTAÇÃO*ESPECIE	-

* = interação entre fatores.

Tabela 21 : Taxas diárias médias (d-1) de decomposição e meia vida de folhas de mangue de Bertioç:

ESTAÇÃO	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Espécie	k(d-1)		(desvio padrão)		Meia Vida (d)	
<u>A. schaueriana</u>	0.017	0.012	0.006	0.002	41	58
<u>L.racemosa</u>	0.012	0.009	0.004	0.003	58	77
<u>R. mangle</u>	0.007	0.006	0.001	0.001	99	116

Tabela 22 : Taxas médias (k) de decomposição e meia vida (0.695/k) de folhas de mangue no verã

Referência	Adaime (1985)		Sessegolo & Lana (1991)		Panitz (1986)	
Local	Cananéia 25°00'S		Paraná 25°33'S		S. Catarina 27°35'S	
Espécies	k (d-1)	Meia Vida (d)	k (d-1)	Meia Vida (d)	k (d-1)	Meia Vida (d)
<u>A. schaueriana</u>	0.015	46	0.019	37	0.011	63
<u>L.racemosa</u>	0.014	49	0.012	58	0.008	87
<u>R. mangle</u>	0.012	58	0.006	116	0.006	116

Tabela 23: Estoque de serapilheira em g.m-2 e t.ha-1 sobre o sedimento dos manguezais de Bertioga

		(g.m-2)			FOLHAS	MISCEL.	MADEIRA	TOTAL
	Local	<i>A. schaueriana</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R. mangle</i>				
Ano 1	IRIRI	Média	7.35	14.56	2.50	24.31	24.07	69.03
		desvio				16.76	16.37	93.74
	ITAP	Média	10.28	2.37	3.57	16.23	15.50	83.70
		desvio				14.05	21.41	170.98
Ano 2	IRIRI	Média	8.11	14.13	2.47	24.71	22.82	58.15
		desvio				17.01	17.56	74.44
	ITAP	Média	9.31	2.69	4.40	16.40	12.34	57.29
		desvio				16.81	12.39	110.36

		(t.ha-1)			FOLHAS	MISCEL.	MADEIRA	TOTAL
	Local	<i>A. schaueriana</i>	<i>L.racemosa</i>	<i>R. mangle</i>				
Ano 1	IRIRI		0.07	0.15	0.03	0.24	0.24	0.69
	ITAP		0.10	0.02	0.04	0.16	0.16	0.84
Ano 2	IRIRI		0.08	0.14	0.02	0.25	0.23	0.58
	ITAP		0.09	0.03	0.04	0.16	0.12	0.57

Tabela 24 : Resultados estatísticos da análise de variância:
efeitos significantes = (+), não significante =(-), (p>0,05).

Estoque de serapilheira				
FATORES	TOTAL	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA
LOCAL	-	+	+	-
ANO	+	-	-	+
ANO*LOCAL	-	-	-	-
MES	-	+	+	-
MES*LOCAL	-	+	+	-
ANO*MES	-	+	+	-
ANO*MES*LOCAL	-	+	+	-

* = interação entre fatores.

Tabela 25: Estoque de serapilheira (g.m-2) mensal, em manguezais de franja do Canal de Bertioga

IRIRI							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
Ago-90	2.63	14.56	4.96	22.14	23.28	98.30	143.72
Set-90	2.46	19.43	9.72	31.61	21.78	96.93	150.33
Out-90	2.88	15.42	18.46	36.76	34.97	45.43	117.16
Nov-90	5.64	31.73	10.15	46.36	26.44	68.44	141.24
Dez-90	6.22	22.91	14.35	43.47	33.58	28.59	105.64
Jan-91	3.28	11.21	6.71	21.20	13.40	39.54	74.14
Fev-91	0.68	4.70	0.70	6.07	13.96	61.57	81.61
Mar-91	0.64	10.69	2.57	13.90	29.32	54.65	97.86
Abr-91	1.91	11.57	4.45	17.94	22.17	114.16	154.27
Mai-91	1.20	7.94	3.50	12.64	20.37	36.49	69.50
Jun-91	0.93	11.79	8.09	20.81	29.64	88.31	138.76
Jul-91	3.84	17.07	8.39	29.30	24.62	69.79	123.72
Ago-90	2.24	11.91	7.97	22.12	23.47	59.73	105.32
Set-90	2.92	21.23	13.26	37.41	19.99	70.28	127.68
Out-90	4.90	20.29	13.48	38.67	40.11	64.23	143.01
Nov-90	1.81	16.75	9.51	28.07	24.46	52.97	105.50
Dez-90	2.94	21.79	18.61	43.34	17.47	85.92	146.74
Jan-91	3.76	21.95	10.18	35.88	22.59	69.61	128.09
Fev-91	3.79	9.02	4.75	17.56	21.46	65.83	104.85
Mar-91	1.19	9.41	4.07	14.68	17.12	54.12	85.92
Abr-91	0.64	10.66	3.89	15.19	29.54	59.91	104.64
Mai-91	2.79	11.63	2.87	17.28	31.31	46.94	95.54
Jun-91	1.17	6.94	3.29	11.40	16.38	35.59	63.37
Jul-91	1.51	7.96	5.41	14.88	9.91	32.70	57.50

Tabela 26: Estoque de serapilheira (g.m-2) mensal em manguezais de franja do Canal de Bertiooga

ITAPANHAU							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
Ago-90	2.52	0.61	6.81	9.94	9.27	119.61	138.83
Set-90	4.25	1.01	3.53	8.80	6.07	87.40	102.26
Out-90	2.84	2.04	5.79	10.66	12.94	81.69	105.29
Nov-90	9.09	6.01	9.51	24.61	11.28	104.97	140.86
Dez-90	4.25	4.71	21.25	30.21	15.83	35.99	82.04
Jan-91	4.53	2.42	13.17	20.12	7.99	59.60	87.71
Fev-91	2.80	0.97	14.49	18.26	10.26	118.11	146.63
Mar-91	1.41	1.16	7.57	10.15	22.72	114.33	148.23
Abr-91	2.73	1.80	13.62	18.15	24.61	67.05	109.81
Mai-91	2.31	0.52	5.56	8.39	15.49	102.79	126.67
Jun-91	3.39	3.45	14.50	21.34	23.61	59.49	104.45
Jul-91	2.75	3.72	7.60	14.07	25.88	54.89	94.85
Ago-90	2.19	1.59	9.97	13.75	11.69	138.49	163.93
Set-90	3.66	1.67	12.25	17.58	7.66	36.22	61.46
Out-90	4.14	4.66	14.85	23.64	14.35	43.47	81.46
Nov-90	11.48	10.41	12.81	34.70	22.00	51.22	107.92
Dez-90	9.65	4.82	17.92	32.40	17.68	57.49	107.56
Jan-91	4.53	3.29	13.11	20.92	22.07	73.59	116.58
Fev-91	4.92	1.25	11.76	17.94	4.75	54.81	77.5
Mar-91	2.20	0.74	3.39	6.33	8.85	70.43	85.61
Abr-91	2.12	0.82	3.71	6.64	9.05	48.73	64.43
Mai-91	1.83	0.76	3.81	6.40	17.57	32.04	56.02
Jun-91	2.70	1.39	4.03	8.13	6.35	44.94	59.42
Jul-91	3.34	0.94	4.34	8.47	6.55	36.82	50.1

Tabela 27: Taxas médias de renovação da serapilheira e tempo de residência

	TAXA DE RENOVAÇÃO (ano-1)		TEMPO DE RESIDENCIA (ano)		
	ANO	1	2	1	2
TOTAL					
IRIRI	6.04	4.23	0.17		0.24
ITAPANHAU	4.70	5.16	0.21	-	0.19
TOTAL(-MAD)					
IRIRI	10.86	7.01	0.09		0.14
ITAPANHAU	13.69	11.22	0.07		0.09
FOLHAS					
IRIRI	19.08	14.94	0.05		0.07
ITAPANHAU	19.98	24.22	0.05		0.04
MISCEL					
IRIRI	5.25	3.42	0.19		0.29
ITAPANHAU	4.83	4.82	0.21		0.21
MADEIRA					
IRIRI	1.67	0.94	0.60		1.06
ITAPANHAU	1.43	1.14	0.70		0.88

Tabela 28: Resultados estatísticos da análise de variância para as taxas de renovação de serapilheira

Fator	Efeitos significantes = (+) (p<0.05)
ANO	-
SITIO	-
COMPONENTE	+
ANO*SITIO	-
ANO*COMPONENTE	-
SITIO*COMPONENTE	+

* = interação entre os fatores

Tabela 29: Taxas mensais de renovação de serapilheira (ano-1) em manguezais de Bertioga

IRIRI							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
AGO	18.84	15.87	13.06	15.58	0.79	0.32	2.75
SET	13.28	13.90	14.87	14.15	0.92	1.52	4.09
OUT	15.02	14.41	14.78	14.63	0.40	0.26	4.81
NOV	10.16	15.39	17.74	15.65	0.52	1.40	5.91
DEZ	12.40	24.04	20.64	21.25	1.02	0.27	9.17
JAN	19.15	18.77	14.51	17.48	3.25	1.15	6.20
FEV	51.27	25.75	36.55	31.25	3.57	4.49	6.35
MAR	51.00	26.77	28.44	28.16	7.00	1.73	7.07
ABR	21.63	25.51	23.06	24.49	20.74	0.75	6.39
MAI	23.76	17.07	23.68	19.51	15.71	1.26	8.82
JUN	40.47	11.35	15.78	14.38	4.89	1.47	4.13
JUL	7.22	16.53	6.44	12.43	4.19	5.41	6.83
Média	16.25	18.02	16.53	19.08	5.25	1.67	6.04
Desvio	14.72	5.09	7.63	5.79	6.21	1.56	1.81

	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
AGO	16.91	8.15	11.45	10.22	2.01	0.42	2.83
SET	4.35	5.56	9.59	6.88	1.56	0.28	2.41
OUT	6.11	9.71	3.78	7.20	0.54	1.44	2.41
NOV	22.47	12.34	13.90	13.54	0.69	0.07	3.12
DEZ	19.43	15.33	11.83	14.11	1.22	0.27	3.47
JAN	12.48	13.91	19.11	15.22	1.72	0.31	3.92
FEV	46.01	19.16	1.62	18.77	3.97	0.20	4.76
MAR	33.07	18.46	20.89	20.29	3.35	0.32	3.18
ABR	63.78	19.36	20.83	21.60	8.46	0.22	5.65
MAI	14.06	13.40	18.43	14.34	7.63	0.43	5.30
JUN	23.05	20.85	17.20	20.10	5.76	6.38	8.67
JUL	26.35	16.38	15.22	17.02	4.12	0.95	5.65
Média	24.00	14.39	13.65	14.94	3.42	0.94	4.28
Desvio	16.24	4.61	6.05	4.73	2.56	1.68	1.75

Tabela 30: Taxas mensais de renovação de serapilheira (ano-1) em manguezais de Bertioga

ITAPANHAU							
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
AGO	35.54	21.24	19.04	23.36	6.71	0.37	2.47
SET	11.63	24.00	17.26	14.29	4.75	0.95	2.60
OUT	15.71	7.77	15.55	13.45	1.64	0.38	2.09
NOV	11.47	6.89	17.88	11.94	1.23	0.22	2.89
DEZ	26.17	12.33	19.11	18.29	2.10	0.28	9.01
JAN	22.10	20.39	23.50	22.76	2.35	0.25	5.61
FEV	47.33	47.94	14.66	21.42	10.91	0.99	4.23
MAR	36.40	14.42	27.30	27.11	6.51	0.12	2.95
ABR	31.55	14.84	25.14	25.08	9.49	0.59	6.78
MAI	27.88	31.69	27.28	27.85	5.75	0.31	2.79
JUN	18.07	8.20	19.17	17.21	3.34	4.69	6.93
JUL	24.32	12.08	16.68	16.99	3.24	7.96	8.01
Média	25.68	18.48	20.21	19.98	4.83	1.43	4.70
Desvio	10.38	11.36	4.26	5.16	2.99	2.31	2.35

	RM	LR	AS	FOLHAS	MISCEL	MADEIRA	TOTAL
AGO	17.30	61.01	9.16	24.42	4.03	0.18	1.82
SET	14.55	7.70	13.14	12.91	5.11	1.10	5.51
OUT	30.59	30.34	15.88	21.29	6.65	7.26	11.89
NOV	7.19	3.14	12.49	7.95	1.15	0.24	2.85
DEZ	8.60	10.56	14.37	12.10	1.22	0.01	3.73
JAN	12.77	21.57	17.55	17.17	0.93	0.34	3.31
FEV	17.23	12.68	23.86	22.38	4.72	0.37	5.27
MAR	39.48	16.79	50.92	42.96	3.69	0.07	3.49
ABR	38.00	14.52	40.88	36.72	6.03	0.28	4.88
MAI	31.15	30.66	39.57	36.16	5.01	0.24	5.84
JUN	30.33	23.34	31.17	29.54	12.95	3.27	7.90
JUL	9.85	15.92	41.86	27.02	6.30	0.33	5.64
Média	21.42	20.68	25.91	24.22	4.82	1.14	5.18
Desvio	11.24	14.56	13.69	10.36	3.12	2.03	2.56

Tabela 31: Cálculos utilizados para a elaboração do modelo da dinâmica da serapilheira

Serapilheira (g.m-2.d-1)					Estoque foliar (g/m2)					
MES	RM	LR	AS	FOLHAS	RM	LR	AS	FOLHAS	$\partial(\text{Estoque})$	$\partial(\text{Est})/30$
1	0.18	0.45	0.55	1.18	4.03	9.78	10.82	24.62	-9.55	-0.32
2	0.21	0.26	0.42	0.86	3.08	3.98	8.02	15.07	-3.81	-0.13
3	0.14	0.34	0.37	0.81	1.36	5.5	4.4	11.26	3.22	0.11
4	0.17	0.37	0.44	0.99	1.85	6.21	6.42	14.48	-3.3	-0.11
5	0.13	0.22	0.3	0.66	2.03	5.21	3.93	11.18	4.24	0.14
6	0.14	0.23	0.41	0.78	2.05	5.89	7.48	15.42	1.3	0.04
7	0.11	0.32	0.3	0.74	2.86	7.42	6.44	16.72	0.27	0.01
8	0.15	0.3	0.26	0.71	2.4	7.17	7.43	16.99	6.86	0.23
9	0.1	0.29	0.34	0.73	3.32	10.84	9.69	23.85	3.58	0.12
10	0.17	0.39	0.44	1.01	3.69	10.6	13.14	27.43	6.01	0.20
11	0.2	0.53	0.44	1.17	7	16.22	10.49	33.44	2.84	0.09
12	0.23	0.52	0.81	1.56	5.69	11.91	18.68	36.28	-11.66	-0.39

Taxa de Decomposição (d-1)				Perda por decomposição (g.m-2.d-1)			
MES	RM	LR	AS	RM	LR	AS	FOLHAS
1	0.007	0.012	0.017	0.028	0.118	0.183	0.328
2	0.007	0.012	0.017	0.021	0.048	0.135	0.204
3	0.007	0.012	0.017	0.009	0.066	0.074	0.150
4	0.007	0.012	0.017	0.013	0.075	0.108	0.196
5	0.006	0.009	0.012	0.011	0.046	0.046	0.104
6	0.006	0.009	0.012	0.011	0.052	0.088	0.152
7	0.006	0.009	0.012	0.016	0.065	0.076	0.157
8	0.006	0.009	0.012	0.013	0.063	0.088	0.164
9	0.006	0.009	0.012	0.018	0.096	0.114	0.228
10	0.006	0.009	0.012	0.021	0.094	0.155	0.269
11	0.007	0.012	0.017	0.048	0.196	0.177	0.421
12	0.007	0.012	0.017	0.039	0.144	0.315	0.498

Serap - Decomp. = [S-D]					Exportação =	Marés (m)
MES	RM	LR	AS	($\sum$ SP)	[S-D.] +-(∂ Estoque)	M. média
1	0.152	0.332	0.367	0.852	1.170	1.94
2	0.189	0.212	0.285	0.686	0.783	2.07
3	0.131	0.274	0.296	0.700	0.553	2.12
4	0.157	0.295	0.332	0.784	0.904	2.10
5	0.119	0.174	0.254	0.546	0.415	2.04
6	0.129	0.178	0.322	0.628	0.585	2.10
7	0.094	0.255	0.224	0.573	0.574	2.09
8	0.137	0.237	0.172	0.546	0.317	1.98
9	0.082	0.194	0.226	0.502	0.382	2.02
10	0.149	0.296	0.285	0.731	0.541	2.00
11	0.152	0.334	0.263	0.749	0.655	1.96
12	0.191	0.376	0.495	1.062	1.451	1.94

Tabela 32: Exportação de carbono orgânico a partir de manguezais.

Local	Amp.Maré	Exportação		Referência
		(gC/m2/yr)	(gC/m2/d)	
Florida, EUA	<1m	91.2	0.25	Lugo & Snedaker (1974)
Florida, EUA	<1m	292	0.80	Odum & Heald (1972)
Florida, EUA	<1m	186	0.51	Heald (1969)
Florida, EUA	<1m	64	0.18	Twilley (1985)
Porto Rico		401	1.10	Golley et al. (1962)
Australia	3.5m	340	0.93	Robertson (1986)
Australia	>3m	420	1.15	Boto & Bunt (1981)
Malásia		193.5	0.53	Gong et al. (1990)
Nova Zelândia	2.6m	109.5	0.30	Woodroffe (1985)
Hong Kong		1.9	0.01	Lee (1989)
Média		210	0.58	
Bertioga, BRA	1.2m	109.5	0.30	Este estudo
Rio de Janeiro, BRA		290	0.79	Lacerda & Rezende (1990)

Tabela 33: Concentração média de nutrientes (%PS) em folhas verdes e folhas da serapilheira dos manguezais de Bertioga.

FOLHAS VERDES									
IRIRI									
	<i>Rhizophora mangle</i>			<i>Laguncularia racemosa</i>			<i>Avicennia schaueriana</i>		
	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO
Média	37.07	1.75	0.12	34.50	1.37	0.14	33.83	2.06	0.15
Desvio	2.66	0.24	0.01	2.56	0.19	0.02	1.81	0.29	0.03
MAX	43.18	2.12	0.14	38.21	2.01	0.18	39.17	2.73	0.22
MIN	28.46	1.14	0.11	24.92	1.02	0.11	31.54	1.62	0.10
ITAP									
Média	37.33	1.88	0.11	35.19	1.32	0.13	33.84	1.90	0.14
Desvio	1.84	0.17	0.01	1.87	0.22	0.01	1.75	0.18	0.02
MAX	43.13	2.19	0.13	39.17	2.08	0.15	39.00	2.46	0.18
MIN	34.62	1.48	0.11	32.20	1.06	0.10	30.97	1.60	0.12
SERAPILHEIRA									
IRIRI									
	<i>Rhizophora mangle</i>			<i>Laguncularia racemosa</i>			<i>Avicennia schaueriana</i>		
	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO
Média	40.70	1.01	0.06	39.74	0.83	0.08	39.98	1.23	0.08
Desvio	2.91	0.24	0.01	1.56	0.29	0.02	2.27	0.22	0.01
MAX	46.03	1.58	0.08	43.23	1.57	0.15	45.61	1.62	0.10
MIN	33.49	0.66	0.04	36.49	0.49	0.06	35.44	0.87	0.06
ITAP									
Média	40.72	1.13	0.06	37.99	0.87	0.08	39.93	1.26	0.09
Desvio	2.95	0.28	0.02	2.95	0.32	0.03	2.67	0.29	0.02
MAX	45.46	1.83	0.11	43.21	1.63	0.16	44.43	2.32	0.17
MIN	30.76	0.71	0.04	28.30	0.50	0.04	35.09	0.92	0.07

Tabela 34 : Concentração de nutrientes (% do peso seco) em folhas senescentes das três espécies de mangue dos Rios Iriri e Itapanhaú (setembro 1991).

		RHIZOPHORA			LAGUNCULARIA			AVICENNIA		
Local	REP	C	N	P	C	N	P	C	N	P
IRIRI	1	35.00	0.92	0.086	27.35	0.73	0.079	32.14	1.04	0.071
	2	37.33	1.15	0.069	32.35	0.75	0.085	31.54	0.97	0.076
	3	33.30	0.98	0.076	32.00	0.75	0.097	31.82	0.97	0.077
	Média	35.21	1.02	0.077	30.57	0.74	0.087	31.83	0.99	0.075
	Desvio	1.65	0.10	0.007	2.28	0.01	0.007	0.25	0.03	0.003
ITAPANHAU	1	34.71	0.95	0.071	30.00	0.62	0.058	30.00	1.00	0.082
	2	34.00	0.97	0.081	31.94	0.55	0.062	31.54	1.11	0.088
	3	30.00	0.89	0.079	30.45	0.58	0.071	31.67	1.17	0.077
	Média	32.90	0.94	0.077	30.80	0.58	0.063	31.07	1.09	0.082
	Desvio	2.07	0.03	0.004	0.83	0.03	0.005	0.76	0.07	0.004

Tabela 35: Resultados estatísticos para o conteúdo de nutrientes em folhas verdes e da serapilheira de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

Fatores	CARBONO	NITROGENIO	FOSFORO
LOCAL	-	-	-
TIPO DE FOLHA	+	+	+
ESPECIE	+	+	+
ANO	+	+	+
LOCAL*ESPECIE	-	+	+
LOCAL*TIPO DE FOLHA	-	-	+
LOCAL*ANO	-	-	-
ESPECIE*TIPO DE FOLHA	+	+	-
ESPECIE*ANO	-	-	-
TIPO DE FOLHA*ANO	-	-	-

(+) = Efeitos significativos da Análise de Variância (p<0.05)

Tabela 36: Razões C:N and N:P de folhas de manguezais de Bertioga

<i>Rhizophora mangle</i>			<i>Laguncularia racemosa</i>		<i>Avicennia schaueriana</i>	
IRIRI	C:N	N:P	C:N	N:P	C:N	N:P
Folhas verdes	21.17	14.63	25.19	9.85	16.40	13.95
Serapilheira	40.42	18.07	47.65	10.31	32.42	16.09
ITAPANHAU						
Folhas verdes	19.82	16.50	26.59	10.53	17.86	13.45
Serapilheira	36.04	19.29	43.92	11.18	31.57	13.86

Tabela 37: Retranslocação(%) de nitrogênio em folhas de mangue de Bertioga

Mês	IRIRI			ITAPANHAU		
	RM	LR	AS	RM	LR	AS
AGO	32.1	9.4	22.5	23.5	7.2	29.0
SET	25.5	*	30.7	18.5	-0.8	27.8
OUT	51.6	19.5	35.0	36.0	5.3	25.3
NOV	55.7	27.7	47.6	38.4	60.1	32.7
DEZ	67.3	62.0	50.2	48.5	58.5	45.5
JAN	57.0	53.4	46.1	53.0	57.3	40.3
FEV	54.4	47.9	39.3	47.2	35.0	25.1
MAR	59.6	51.2	46.3	53.0	54.4	41.7
ABR	55.8	48.8	47.7	50.8	52.3	44.9
MAI	54.7	43.8	35.3	51.5	46.5	38.5
JUN	57.4	52.1	45.9	38.2	17.2	34.0
JUL	31.0	3.3	21.7	22.9	*	28.9
Média	50.2	38.1	39.0	40.1	35.9	34.5
Desvio	12.5	18.8	9.6	12.1	22.6	7.1
AGO	25.3	34.2	20.4	31.6	23.6	27.5
SET	44.4	23.5	29.9	20.4	41.3	22.0
OUT	45.9	9.2	34.4	14.9	*	5.7
NOV	50.0	22.6	40.7	29.3	*	15.5
DEZ	61.5	49.6	48.2	38.7	39.1	29.2
JAN	53.7	60.5	42.6	50.5	61.1	43.0
FEV	60.2	59.8	52.5	50.3	52.8	42.5
MAR	57.9	54.9	41.5	57.6	52.2	42.8
ABR	60.2	43.1	42.2	52.0	42.7	43.0
MAI	59.8	51.2	48.1	49.0	48.1	47.1
JUN	45.5	35.3	35.8	35.8	29.1	29.4
JUL	51.3	71.6	48.7	50.7	70.1	52.3
Média	51.3	43.0	40.4	40.1	46.0	33.3
Desvio	9.9	17.7	8.7	13.2	13.3	13.5

* Porcentagens de retranslocação desprezadas por terem sido valores negativos

Tabela 38 : Retranslocação (%) de fósforo em folhas de mangue de Bertioga.

Mês	IRIRI			ITAPANHAU		
	RM	LR	AS	RM	LR	AS
AGO	34.5	14.9	42.8	33.1	15.0	20.8
SET	40.9	16.5	32.8	35.6	8.3	38.0
OUT	58.1	20.4	52.5	46.1	16.0	40.7
NOV	53.7	43.7	10.1	51.6	47.3	41.0
DEZ	53.9	59.9	48.1	52.4	61.1	40.3
JAN	53.0	60.4	55.5	62.6	61.7	50.7
FEV	59.5	49.4	52.5	63.2	54.6	47.1
MAR	66.8	55.9	58.6	65.9	63.0	47.7
ABR	62.9	47.7	51.4	65.4	51.9	33.7
MAI	65.0	52.1	51.5	63.7	54.5	51.6
JUN	49.7	47.0	48.4	48.5	13.0	29.2
JUL	45.8	12.3	28.6	22.5	7.2	7.4
Média	53.5	40.8	46.2	51.5	39.4	38.1
Desvio	9.4	17.7	13.4	13.8	22.4	12.5
AGO	29.8	39.4	43.9	33.8	33.4	31.5
SET	48.0	19.7	40.0	25.6	34.4	17.2
OUT	40.5	11.6	49.9	20.1	*	7.1
NOV	50.3	23.5	57.9	34.8	12.1	22.8
DEZ	57.0	51.8	63.5	40.3	40.0	33.1
JAN	53.8	67.5	54.6	53.2	56.6	46.5
FEV	59.2	55.9	52.1	57.8	62.0	37.8
MAR	64.3	58.0	43.9	65.0	56.7	43.6
ABR	68.1	46.8	51.7	64.5	50.6	36.2
MAI	61.6	51.4	48.7	57.3	51.1	47.9
JUN	51.1	32.4	41.9	49.8	17.6	29.0
JUL	58.7	50.0	46.9	46.7	39.4	26.0
Média	53.4	42.8	51.1	45.6	36.8	32.8
Desvio	10.2	16.4	6.6	14.2	15.4	11.6

* Porcentagens de retranslocação desprezadas por terem sido obtidos valores negativos

Tabela 39: Peso fresco e seco médio por folha (g), concentrações de N e P (g) por folha e retranslocação (%).

		<i>R. mangle</i>		<i>L. racemosa</i>		<i>A. schaueriana</i>	
Folhas verdes		P. Fresco	P. seco	P. Fresco	P. seco	P. Fresco	P. seco
<i>IRIRI</i>							
	média	2.13	0.60	2.12	0.54	1.45	0.35
	desvio	0.52	0.16	0.51	0.13	0.35	0.08
<i>ITAPANHAU</i>							
	média	2.16	0.61	2.01	0.52	1.43	0.35
	desvio	0.42	0.12	0.46	0.12	0.40	0.10
F. Senescentes		P. Fresco	P. seco	P. Fresco	P. seco	P. Fresco	P. seco
<i>IRIRI</i>							
	média	1.76	0.56	1.84	0.50	1.02	0.32
	desvio	0.46	0.14	0.72	0.16	0.30	0.09
<i>ITAPANHAU</i>							
	média	1.62	0.53	1.73	0.48	0.94	0.30
	desvio	0.65	0.20	0.59	0.15	0.27	0.09

		<i>R. mangle</i>		<i>L. racemosa</i>		<i>A. schaueriana</i>	
Folhas verdes		N	P	N	P	N	P
<i>IRIRI</i>		1.92	0.11	1.51	0.14	2.03	0.12
<i>ITAPANHAU</i>		2.01	0.11	1.35	0.12	1.90	0.12
F. Senescentes		N	P	N	P	N	P
<i>IRIRI</i>		1.02	0.08	0.74	0.09	0.99	0.07
<i>ITAPANHAU</i>		0.94	0.08	0.58	0.06	1.09	0.08

		CONCENTRAÇÃO POR FOLHA (mg)					
		<i>R.mangle</i>		<i>L. racemosa</i>		<i>A. schaueriana</i>	
Folhas verdes		[N]	[P]	[N]	[P]	[N]	[P]
<i>IRIRI</i>		1.15	0.07	0.82	0.08	0.72	0.04
<i>ITAPANHAU</i>		1.24	0.06	0.71	0.06	0.66	0.04
F. Senescentes							
<i>IRIRI</i>		0.57	0.04	0.37	0.04	0.32	0.02
<i>ITAPANHAU</i>		0.50	0.04	0.28	0.03	0.33	0.02

		RETRANSLOCAÇÃO (%)					
		Nitrogênio			Fósforo		
		<i>R m</i>	<i>L r</i>	<i>A s</i>	<i>R m</i>	<i>L r</i>	<i>A s</i>
<i>IRIRI</i>		56.3	36.8	57.1	43.9	65.7	45.2
<i>ITAPANHAU</i>		65.0	36.9	62.7	52.2	62.1	40.0

Tabela 40: Concentração média de nutrientes em folhas da serpilheira, retorno de nutrientes e eficiência do uso de nutrientes em manguezais de Bertioga.

NITROGÊNIO												
<u>SERAPILHEIRA</u> (t.ha-1.yr-1)				<u>CONTEÚDO DE NUTRIENTES</u> (mg/g)			<u>RETORNO DE NUTRIENTES</u> (kg.ha-1.yr-1)			<u>TAXA DE EFICIÊNCIA *</u>		
ESPECIE	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As
LOCAL												
IRIRI	0.42	2.21	1.13	10.07	8.34	12.33	4.23	18.43	13.93	99	120	81
ITAP	0.78	0.35	1.99	11.30	8.65	12.65	8.81	3.03	25.17	88	116	79
FÓSFORO												
<u>SERAPILHEIRA</u> (t.ha-1.yr-1)				<u>CONTEÚDO DE NUTRIENTES</u> (mg/g)			<u>RETORNO DE NUTRIENTES</u> (kg.ha-1.yr-1)			<u>TAXA DE EFICIÊNCIA *</u>		
ESPECIE	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As	Rm	Lr	As
LOCAL												
IRIRI	0.42	2.21	1.13	0.56	0.81	0.77	0.24	1.79	0.87	1786	1235	1299
ITAP	0.78	0.35	1.99	0.59	0.77	0.91	0.46	0.27	1.81	1695	1299	1099

* PESO SECO/MASSA DE NUTRIENTE

VII. ANEXOS

2. FIGURAS

Introdução: Figura 1: Esquema p. 8

Área de estudo: Figuras de 2 a 6

Metodologia: Figura 7: Esquema p. 27

Caracterização do local de estudo: Figuras de 8 a 17

Estrutura e produtividade: Figuras de 18 a 30

Dinâmica da serapilheira: Figuras de 31 a 59
Figuras 39, 52 e 55: Esquemas p.75, 92 e 97

Ciclagem de nutrientes: Figuras de 60 a 89
Figura 74: Esquema p.109

Figura 2: Localização da área de estudo na Baixada Santista no litoral do estado de São Paulo.

Figura 3: Características climáticas da Baixada Santista.
Médias de dez anos (1976 - 1985). Fonte: INEMET

Figura 4: Climadiagrama de Santos-SP (23°56'S e 46°20'W) construído segundo Walter (1986) com dados fornecidos pelo DNMET, no período de 1977 a 1986. Áreas pretas: precipitação mensal > 100 mm = estação perúmida. Sombreado vertical: estação relativamente úmida.

Figura 5: Perfil interpretativo para a planície costeira de Bertioga (Fonte: Suguio & Martin, 1978)

Figura 6: Mapa da região do Canal de Bertioga com a localização dos manguezais estudados e dos pontos de amostragem.

Figura 8: Temperatura e precipitação nos anos de amostragem- Estação de Santos (23°S45°W).

Figura 9: Climatograma de Santos-SP(23°56'S e 46°20'W) construído segundo Walter (1986) referente ao período de janeiro de 1990 a novembro de 1992, dados fornecidos pelo DNMET. Areas pretas: precipitação mensal > 100 mm = estação perúmida. Sombreado vertical: estação relativamente úmida. Pontilhado: período de aridez relativa para o clima da região em estudo.

Figura 10: Nível da água nos rios Iri e Itapanhaú durante 12 horas em frente aos locais de amostragem e o momento em que a água atinge a margem do manguezal.

Figura 11: Perfil topográfico de cada local perpendicular `a margem, 100 metros para o interior do bosque.

Figura 12: Variação do nível de água registrado pelo marégrafo no canal e início da inundação em cada loca

Figura 13: Salinidade da água das poças sobre o sedimento dos manguezais dos Rios Iri e Itapanhaú.

Figura 14: Salinidade da água intersticial do sedimento dos manguezais dos Rios Iri e Itapanhaú.

Figura 15: Temperatura do sedimento dos manguezais dos Rios Iriri e Itapanhaú.

Figura 16: pH do sedimento dos manguezais dos Rios Iriri e Itapanhaú.

Figura 17: Concentração de nutrientes (nitrogênio total e fosfato total) e carbono orgânico total no sedimento dos manguezais da região de Bertioga.

Figura 18: Densidade relativa das espécies nos manguezais dos Rios Iri e Itapanhaú

SERAPILHEIRA IRIRI

SERAPILHEIRA ITAPANHAU

Figura 19: Composição relativa da serapilheira dos manguezais de Bertioga.

Figura 20: Taxas médias mensais de queda de serapilheira e desvio padrão nos manguezais de Bertioga no período de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 21: Taxas médias mensais de queda de serapilheira foliar e desvio padrão nos manguezais de Bertioga no período de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 22: Taxas médias mensais de queda de folhas por espécie nos manguezais do Rio Iriri de agosto de 1990 a julho de 1992. (RM=Rhizophora mangle, LR= Laguncularia racemosa e AS= Avicennia schaueriana)

Figura 23: Taxas médias mensais de queda de folhas por espécie nos manguezais do Rio Itapanhaú de agosto de 1990 a julho de 1992. (RM= Rhizophora mangle, LR= Laguncularia racemosa e AS= Avicennia schaueriana)

Figura 24: Taxas médias de queda de miscelânea e desvio padrão nos manguezais de Bertioga no período de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 25: Taxas médias de queda de madeira e desvio padrão em manguezais de Bertioga no período de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 26: Taxas médias de queda de estípulas e desvio padrão nos manguezais de Bertioga no período de dois anos, de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 27: Taxas médias mensais de queda de flores e desvio padrão nos manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 28: Taxas médias mensais de queda de propágulos e desvio padrão em manguezais de Bertioga no período de dois anos, de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 29: Sequência de produção dos componentes da miscelânea (nº/m²/dia) nos manquezais de Bertionia de agosto 1990 a julho 1992

Figura 30: Padrões sazonais de queda dos componentes da serapilheira nos manguezais de Bertioga.
 (médias dos dois locais e dos dois anos). a: médias mensais de janeiro a dezembro.
 b: sequência anual de picos dos componentes de novembro a outubro.

Figura 31: Curvas de decomposição de folhas de mangue no Rio iriri durante o verão de 1990.

Figura 32: Curvas de decomposição de folhas de mangue no rio Iriri durante o verão de 1991.

Figura 33: Curvas de decomposição de folhas de mangue no Rio Iiri durante o inverno 1991.

Figura 34: Curvas de decomposição de folhas de mangue no Rio Itapanhaú no verão de 1990

Figura 35: Curvas de decomposição de folhas de mangue no Rio Itapanhaú durante o verão de 1991.

Figura 36: Curvas de decomposição de folhas de mangue no Rio Itapanhaú no inverno de 1991.

Figura 37: Comparação entre as curvas de decomposição das três espécies no Rio Itapanhaú no verão de 1990 (AS = *Avicennia schaueriana*, LR = *Laguncularia racemosa* e RM = *Rhizophora mangle*)

Figura 38: Comparação das curvas de decomposição de *Laguncularia racemosa* nas diferentes estações (Verão 1990, 91 e Inverno 1991) no rio Iriri.

Figura 40: Comparação entre as taxas diárias médias de decomposição por espécie (AS = *Avicennia schaueriana*, LR = *Laguncularia racemosa* e RM = *Rhizophora mangle*) entre os locais de estudo (Irirí e Itapanhaú) e as estações (verão e inverno).

Figura 41: Estoque de serapilheira médio mensal e desvio padrão nos manguezais de Bertioga (iriri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 42: Estoque de serapilheira foliar médio mensal e desvio padrão em manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 43: Composição relativa do estoque de serapilheira dos manguezais de Bertioga.

Figura 44: Estoque médio mensal de miscelânea e desvio padrão nos manguezais de Bertioga (Iri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 45: Estoque médio mensal de madeira e desvio padrão nos manguezais de Bertioga (Iri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 46: Estoque médio mensal do Total-madeira e desvio padrão nos manguezais de Bertioga (Iri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 47: Relação entre a queda de serapilheira foliar e seu estoque no sedimento dos manguezais de Bertioga.

Figura 48: Taxas mensais de renovação da serapilheira total em manguezais de Bertioga (Iri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 49: Taxas mensais de renovação da serapilheira foliar em manguezais de Bertioga (Iri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 50: Taxas mensais de renovação da miscelânea em manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 51: Taxas mensais de renovação da madeira em manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 53: Taxas de renovação ($K \text{ ano}^{-1}$) nos diversos tipos de manguezal e os valores dos dois anos para os rios Iriri e Itapanhaú.

Figura 54: Variação do nível médio do mar e amplitude de maré ao longo do ano, no Porto de Sant

Figura 56: Esquema do modelo da dinâmica da serapilheira pelo programa de computador Stella para Macintosh.

Figura 57: Ajuste das curvas de estoque em campo e simulação do modelo da dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga.

Figura 58: Ajuste das curvas de exportação diária real e previsão do modelo da dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga.

Figura 59: Ajuste das curvas de exportação anual real e previsão do modelo da dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga.

Figura 60: Teores mensais médios de nitrogênio em folhas verdes de manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de abril 1990 a julho 1992.

Figura 61: Teores mensais médios de fósforo em folhas verdes de manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de abril 1990 a julho 1992.

Figura 62: Concentrações mensais de carbono em folhas verdes dos manguezais de Bertioga - Iri e Itapanhaú de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 64: Teores mensais médios de fósforo na serapilheira foliar e desvio padrão, em manguezais de Bertioga (Iriri e Itapanhaú) de abril 1990 a julho 1992.

Figura 65: Concentrações mensais de carbono na serapilheira dos manguezais de Bertioga - Iri e Itapanhá de agosto de 1990 a julho de 1992.

Figura 66: Comparação entre os teores médios de nutrientes (Nitrogênio e fósforo) nos vários tipos de folha dos manguezais de Bertioga (IR=liri e IT=Itapanhaú) (AS=A.schaueriana, LR=L.racemosa e RM=R.mangle)

Figura 67: Concentração média de nitrogênio em folhas verdes, da serapilheira e senescentes para as três espécies dos manguezais de Bertioga

Figura 68: Concentração média de fósforo em folhas verdes, da serapilheira e senescentes para as três espécies dos manguezais de Bertioga

Figura 69: Concentração média de carbono em folhas verdes, da serapilheira e senescentes para as três espécies dos manguezais de Bertioga

Figura 70 : Razão C:N em folhas de mangue do Rio Iriri, folhas verdes (FV), serapilheira (SER) e folhas senescentes (SEN) das três espécies *R.mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

Figura 71 : Razão C:N em folhas de mangue do Rio Itapanhaú, folhas verdes (FV), serapilheira (SER) e folhas senescentes (SEN) das três espécies *R.mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

Figura 72 : Razão N:P em folhas de mangue do Rio Iriri, folhas verdes (FV), serapilheira (SER) e folhas senescentes (SEN) das três espécies *R.mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

Figura 73 : Razão C:N em folhas de mangue do Rio Itapanhaú, folhas verdes (FV), serapilheira (SER) e folhas senescentes (SEN) das três espécies *R.mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

Figura 75: Taxas mensais de retranslocação de nitrogênio em folhas de mangue de Bertioga.

Figura 76: Taxas mensais de retranslocação de fósforo em folhas de mangue de Bertioga.

Figura 77 : Variação do conteúdo de Nitrogênio em folhas verdes e da serapilheira em relação à produção de novas folhas medida pela queda de estímulas ao longo do ano.

Figura 78: Variação da porcentagem de nitrogênio em folhas de mangue em decomposição no Rio Iriri nas três estações.

Figura 79: Variação da porcentagem de nitrogênio em folhas de mangue em decomposição no Rio Itapanhaú nas três estações.

Figura 80: Variação da porcentagem de fósforo em folhas de mangue em decomposição no Rio Iriri nas três estações.

Figura 81: Variação da porcentagem de fósforo em folhas de mangue em decomposição no Rio Itapanhaú nas três estações.

Figura 82: Variação da porcentagem do conteúdo original de nitrogênio em folhas de mangue em decomposição no Rio Iriri nas três estações.

gura 83: Variação da porcentagem do conteúdo original de nitrogênio em folhas de mangue em decomposição no Rio Itapanhaú nas três estações.

Figura 84: Variação da porcentagem do conteúdo original de fósforo em folhas de mangue em decomposição no Rio Iriri nas três estações.

Figura 85: Variação da porcentagem do conteúdo original de fósforo em folha de mangue em decomposição no Rio Itapanhaú nas três estações.

Figura 86: Variação da razão C/N de folhas em decomposição no Rio Iriri em três estações verão 1990 e 1991, e inverno 1991.

Figura 87: Variação da razão C/N de folhas em decomposição no Rio Itapanhaú em três estações verão 1990 e 1991, e inverno 1991.

Figura 88: Variação da razão N/P de folhas em decomposição no Rio Iriri em três estações verão 1990 e 1991, e inverno 1991.

Figura 89: Variação da razão N/P de folhas em decomposição no Rio Itapanhaú em três estações verão 1990 e 1991, e inverno 1991.