



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL



Decomposição de detritos vegetais de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana* nas áreas alagadas dos manguezais do Itacorubi e Ratonés –  
Florianópolis /SC

MARCELO DE OLIVEIRA PINTO

Orientador:

Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

Coorientador:

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Florianópolis, dezembro de 2010



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL



Decomposição de detritos vegetais de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana* nas áreas alagadas dos manguezais do Itacorubi e Ratonés –  
Florianópolis /SC

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito à obtenção do título de “Mestre em Biologia Vegetal”.

MARCELO DE OLIVEIRA PINTO

Orientador:

Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

Coorientador:

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Florianópolis, dezembro de 2010

Pinto, Marcelo de Oliveira

Decomposição de detritos vegetais de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana* nas áreas alagadas dos manguezais do Itacorubi e Ratonés – Florianópolis /SC

38f.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

Coorientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Pós-Graduação em Biologia Vegetal.

1. Decomposição; 2. Manguezais; 3. Temperatura.

Dedico a minha esposa pelo incentivo, aos meus pais pela paciência e ao meu orientador pela confiança.

“Diante da vastidão do tempo e da imensidão do universo, é um imenso prazer poder dividir um planeta e uma época com você.”

*Carl Sagan*

## AGRADECIMENTOS

Durante o desenvolvimento desta dissertação, muitas pessoas me ajudaram a transpor dificuldades e contribuíram para a sua conclusão. Pude contar, sempre, com a minha esposa, família, amigos e professores, que, durante quase três anos, deram-me um apoio fundamental. Assim, agradeço em especial:

- A minha esposa, Ana Paula, pelo carinho, apoio e compreensão.
- Aos meus pais, Lilian e Edmar, pelo incentivo e torcida de longe, mas não menos calorosa.
- Aos meus sogros, Laura e Luiz Jairo, sem os quais jamais este trabalho se concretizaria, e que nunca deixaram de acreditar em mim. Além de contribuírem com as leituras, discussões e questionamentos durante toda a minha formação acadêmica, o carinho, incentivo e paciência que me proporcionaram.
- Ao meu orientador, Mauricio, pela confiança e apoio imprescindível para que este trabalho se concretizasse.
- A professora, Alessandra, pelas contribuições, sugestões e ensinamentos que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.
- Ao coordenador do curso de Pós-graduação de Biologia Vegetal, Paulo Horta, por não ter me deixado desistir quando tudo parecia perdido.
- Aos membros da banca, Paulo Pagliosa e Ana, por terem aceitado a incumbência de analisar este trabalho em tão pouco tempo.
- A Vera pelo incentivo, presteza e gentileza.
- As minhas irmãs, por sempre terem acreditado na minha capacidade.
- Aos amigos, Diego e Marina, grandes companheiros de jornada.

## RESUMO

Este estudo trata da decomposição de detritos de espécies vegetais nativas do manguezal (*Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana*), tendo por objetivo examinar as taxas de decomposição dos detritos vegetais e relacionar o papel dos fatores abióticos neste processo. Para isso, foi realizado um experimento que iniciou no período de inverno (julho a novembro de 2008) e outro que iniciou no período de verão (fevereiro a junho de 2009), envolvendo dois locais, Manguezais de Ratonés e Itacorubi, situados em Florianópolis, Santa Catarina. Utilizou-se dentro destes períodos a variação temporal 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias para demonstrar a perda de massa do detrito foliar. Para encontrar o percentual de perda de matéria orgânica foi utilizado o modelo proposto por Petersen e Cummins (1974), e para correlação entre os períodos do ano empregou-se a Análise dos Componentes Principais. Com isto, este trabalho conclui que: a variação temporal da decomposição apresentou diferenças significativas entre o início (7, 15, 30) e o final 60 a 120 dias do experimento. O composto lábil do detrito foliar foi rapidamente decomposto no primeiro mês, restando componentes refratários. A temperatura representou o fator de maior influência na decomposição inicial (7, 15, 30 dias). As taxas de decomposição encontradas foram semelhantes entre as espécies.

Palavras-chave: Decomposição; Manguezais; Temperatura.

## ABSTRACT

This study addresses the decomposition of detritus of native plant species of mangrove (*Rhizophora mangle* and *Avicennia schaueriana*), aiming to examine the rate of decomposition of nutrients of the vegetables debris to the soil and relate the role of the abiotic factors in this process. For this, we conducted an experiment that began in the winter (July-November 2008) and another that began in the summer period (February-June 2009), involving two sites, such as Itacorubi and Ratonés Mangrove, located in Florianópolis, Santa Catarina. It was used within these periods a temporal variation of 7, 15, 30, 60, 90 and 120 days to demonstrate the leaf detritus mass loss. To find the decomposition rate was used the model proposed by Petersen and Cummins (1974), and for correlation between these times its appeals to the Principal Component Analysis. Following, this work concludes that: the temporal variation of decomposition showed significant differences between early (7, 15, 30) and the final 60 to 120 days. The labile composite of detritus leaf was quickly decomposed in the first month, leaving refractory components. The temperature represented the greatest factor in the initial decomposition (7, 15, 30 days). The rate of decomposition found was similar between species.

Keywords: Decomposition; Mangrove; Temperature.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA	TÍTULO	PÁGINA
1	DECOMPOSIÇÃO DO MATERIAL FOLIAR E A SEQUÊNCIA COM QUE OS PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO OCORREM: LIXIVIAÇÃO, CONDICIONAMENTO E FRAGMENTAÇÃO.	4
2	MAPA DA LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DAS ÁREAS ESTUDADAS, MANGUEZAL DE RATONES E ITACORUBI, NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS/SC.	7
3	DESENHO AMOSTRAL RELATIVO À IMPLANTAÇÃO DA PESQUISA DESTE ESTUDO DE DECOMPOSIÇÃO, DEMONSTRANDO: DOIS LOCAIS, DUAS ESPÉCIES, DOIS PERÍODOS, A VARIAÇÃO TEMPORAL T7 ATÉ T120 E QUATRO RÉPLICAS.	10
4	MÉDIA DA TEMPERATURA DO AR MÍNIMA E MÁXIMA PARA REGIÃO DE FLORIANÓPOLIS/SC DURANTE OS PERÍODOS INVERNO (AZUL) E VERÃO (LARANJA). FONTE: (EPAGRI/CIRAM, 2011).	13
5	VARIAÇÃO DA SALINIDADE DA ÁGUA NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (AZUL) DURANTE OS EXPERIMENTOS DE DECOMPOSIÇÃO NO INVERNO (A) E VERÃO (B).	14
6	VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA DOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (AZUL) DURANTE OS EXPERIMENTOS DE DECOMPOSIÇÃO NO INVERNO (A) E VERÃO (B).	15
7	REPRESENTAÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAL FOLIAR DE <i>R. MANGLE</i> NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (VERDE) NOS PERÍODOS DE INVERNO (A) E VERÃO (B).	16
8	REPRESENTAÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAL FOLIAR DE <i>A. SCHAUERIANA</i> EM NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (VERDE) NOS PERÍODOS DE INVERNO (A) E VERÃO (B).	17
9	ANÁLISE DO MODELO ANOSIM PARA CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS TEMPORAIS REFERENTES AOS PERÍODOS DE VERÃO E INVERNO PARA AMBOS OS MANGUEZAIS.	19
10	RESULTADOS OBTIDOS PARA A PCA REALIZADOS COM VARIAÇÃO TEMPORAL DE 7 ATÉ 120 DIAS, DEMONSTRANDO A FORMAÇÃO DE DOIS GRUPOS SEPARADOS T-INICIAL (VERDE) E T-FINAL (VERMELHO).	19
11	RESULTADOS OBTIDOS DA PCA REALIZADOS COM VARIAÇÃO TEMPORAL DE 7 ATÉ 30 DIAS, APRESENTANDO A FORMAÇÃO DE DOIS GRUPOS: VERÃO (LARANJA) E INVERNO (AZUL).	20



# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1 OBJETIVO .....	6
1.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	6
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>7</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	7
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	8
2.3 TRATAMENTO DOS DADOS .....	11
2.3.1 COEFICIENTE DE DECOMPOSIÇÃO.....	11
2.3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	12
<b>3 RESULTADOS</b> .....	<b>13</b>
3.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS .....	13
3.1.1 TEMPERATURA.....	13
3.1.2 SALINIDADE.....	14
3.1.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	15
3.2 CURVAS DE DECOMPOSIÇÃO.....	16
3.2.1 <i>R. MANGLE</i> (INVERNO E VERÃO).....	16
3.2.2 <i>A. SCHAUERIANA</i> (INVERNO E VERÃO).....	17
3.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	17
3.3.1 VELOCIDADE DA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR .....	17
3.3.2 VARIAÇÃO TEMPORAL DA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR.....	18
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	<b>21</b>
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	<b>26</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>27</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os manguezais sofrem a influência direta do regime de marés, o que os torna um ecossistema diferenciado (LUGO e SNEDAKER, 1974; ODUM *et al.*, 1982; KATHIRESAN e BINGHAM, 2001). De acordo com Granek e Ruttenberg (2008) e Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), esta flora tem adaptações capazes de resistir a alterações de salinidade, variações de maré, ventos fortes, temperaturas altas e solos com diferentes condições anaeróbicas. Na natureza, não há nenhum outro grupo de plantas com tantas adaptações morfológicas e fisiológicas altamente desenvolvidas para tais condições extremas.

Com relação ao fluxo de energia, os manguezais representam um sistema aberto, permitindo a troca constante e complexa de energia entre estes ambientes e outros ecossistemas (LUGO e SNEDAKER, 1974; CORREIA e ANDRADE, 1999). A alta produtividade e exportação de nutrientes e minerais lhes conferem uma importância ecológica nas zonas costeiras (SCHMIDT, 1988; BOUILLON *et al.*, 2008; SÁNCHEZ-ANDRÉS *et al.*, 2010).

A riqueza biológica transforma os manguezais em “berçários naturais”, tanto para espécies características destes locais, como para animais que migram para as áreas costeiras durante, pelo menos, uma fase do ciclo de vida (BOTO, 1982; MASTALLER, 1989; POLI *et al.*, 2004). Isso se reflete em um incremento da população de diversas espécies marinhas, em especial, as estuarinas, influenciando na indústria pesqueira. Os manguezais, portanto, têm papel fundamental na conservação da biodiversidade e na manutenção de amplos recursos pesqueiros (LUGO e SNEDAKER, 1974; ODUM e HEALD, 1975; SCHAFFER-NOVELLI, 2000; POLI *et al.*, 2004).

Outra função dos manguezais é sua capacidade de tornar possível a estabilidade

na geomorfologia costeira de fixar solos instáveis, bem como de combater a erosão e o assoreamento de estuários, baías e portos. Neste caso, também, é um filtro biológico, pois seu sistema de raízes diminui a velocidade das águas, aumentando a deposição de partículas no solo, além de funcionar como quebra-mares e quebra-ventos (CINTRÓN, 1983; SCHAFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; SOUZA, 1995; FIELD, 1999).

Os manguezais são muitas vezes considerados pelas populações urbanas como ambientes desagradáveis com pouco valor intrínseco (DEBORAH e THOMAS, 2007). Entretanto, em proporção global, estima-se que os manguezais são responsáveis pela exportação de aproximadamente 10% do carbono orgânico dissolvido de origem terrestre para os oceanos. Contudo, este ecossistema representa apenas 0,1% da superfície dos continentes (OLSON, 1963; SCHMIDT, 1988; GWADA e KAIRO, 2001; ALLAN e CASTILLIO, 2007).

Segundo Golley *et al.* (1975), no ecossistema de manguezal, a serapilheira é definida como todo o material em decomposição, incluindo folhas, flores, galhos, frutos e outras partes de plantas. Esta serapilheira constitui a principal fonte de nutrientes e detritos orgânicos para as áreas costeiras tropicais (DITTMAR e LARA, 1999). Tal material é disponibilizado aos consumidores, contribuindo para o aumento da produtividade de vertebrados e invertebrados marinhos (ALMEIDA, 2001).

A relevância de se quantificar a produção de serapilheira, bem como o tempo de ciclagem da matéria orgânica para este meio ambiente, está ligada à compreensão dos fluxos de energia, que se constituem na principal via de fornecimento de nutrientes por meio da mineralização dos restos vegetais (DAY *et al.*, 1987, 1996; SÁNCHEZ-ANDRÉS *et al.*, 2010). Assim sendo, diversos estudos apontam a importância da serapilheira para o equilíbrio energético destes ecossistemas, abrangendo a sua produção, decomposição e

retorno de nutrientes ao solo (SILVA, 1984; PANITZ, 1986; BRITZ *et al.*, 1992; TEIXEIRA *et al.*, 1992; SESSEGOLO, 1997; ALMEIDA, 2001; FERNANDES, 2003).

Os detritos exclusivamente foliares representam a maior porcentagem de serapilheira encontrada em áreas de manguezal. Estudos realizados constataram níveis superiores a 60% de detritos foliares em meio à serapilheira, sendo, portanto, a folha a principal responsável pelos nutrientes devolvidos ao solo (ADAIME, 1985; PANITZ, 1986; ROBERTSON, 1986, 1988; RODRIGUES e DANIEL, 1989; MENEZES, 1994; DAVIS *et al.*, 2003).

Vários fatores bióticos e abióticos – tais como, morfologia, herbivoria, latitude, temperatura, precipitação, disponibilidade de luz durante a estação de crescimento, duração do dia, evapotranspiração, relevo, tipo de vegetação, estágio sucessional, disponibilidade hídrica, estoque de nutrientes no solo, atividade antrópica e características físico-químicas das folhas –, influenciam na produtividade de detritos foliares, bem como no tempo em que este material será novamente incorporado como nutriente ao solo (ADAIME, 1985; MENEZES, 1994; TWILLEY, 1995).

Em ambientes aquáticos, o processo de decomposição do detrito foliar de origem alóctone atua diretamente na liberação destes nutrientes para o meio ambiente, sendo seu entendimento a base para a compreensão do fluxo de energia, ciclagem de nutrientes e manutenção do metabolismo em ecossistemas aquáticos (HENRY *et al.*, 1994; BENFIELD, 1997; WALLACE *et al.*, 1997).

Desta forma, a decomposição do material foliar possibilita que parte do carbono incorporado na biomassa pela fotossíntese retorne à atmosfera como CO<sub>2</sub>, e os outros elementos absorvidos como minerais passem para uma forma novamente utilizável pelas plantas. A sequência com que os processos de decomposição (Fig. 1) ocorrem geralmente

é: 1 - lixiviação de componentes químicos (com duração aproximada de 24 horas; esta etapa pode consumir de 5% até 25% de seu peso); 2 - condicionamento (intervalo de semanas, quando a perda de massa é mais lenta) e 3 - fragmentação (que se desenvolve no decorrer de meses).

### Seqüência de decomposição de detritos foliares

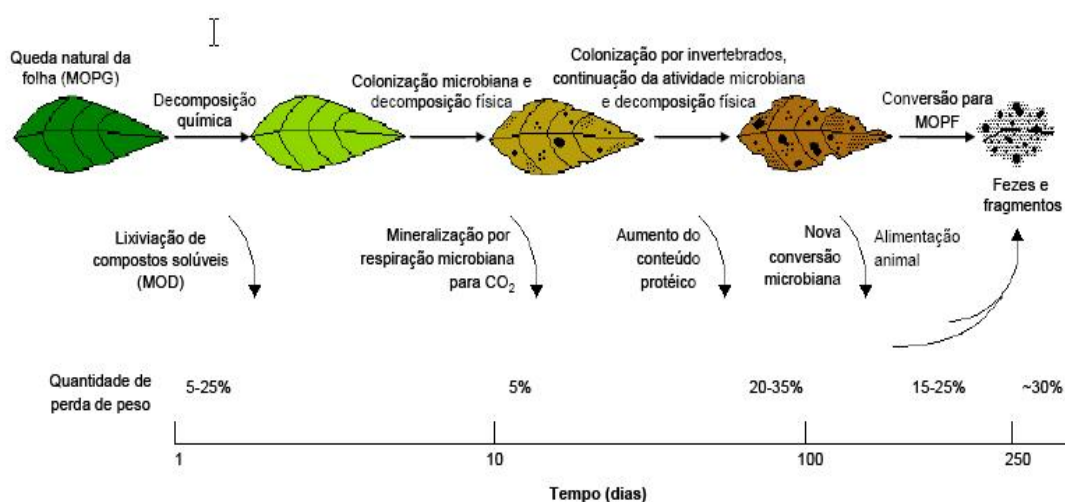


FIGURA 1 - DECOMPOSIÇÃO DO MATERIAL FOLIAR E A SEQUÊNCIA COM QUE OS PROCESSOS DE DECOMPOSIÇÃO OCORREM: LIXIVIAÇÃO, CONDICIONAMENTO E FRAGMENTAÇÃO (GONÇALVES, 2005).

Esta seqüência de eventos ocorre simultaneamente e interage durante todo o processo de decomposição dos detritos (GESSNER *et al.*, 1999; GRANERK *et al.*, 2008). Segundo Correia e Andrade (1999) e Davis *et al.* (2003), este sistema é gerido, principalmente, por três grupos de variáveis: 1 - as que se referem à estrutura da comunidade decompositora (os macro e microrganismos); 2 - aquelas que abrangem as características do material orgânico que determinam sua degradabilidade (a qualidade do detrito) e 3 - as associadas às condições físico-químicas do ambiente, as quais são controladas pelo clima e pelas características edáficas do local.

Nos primeiros estágios da decomposição, as bactérias têm maior participação,

atuando de forma direta sobre as moléculas facilmente absorvidas, sendo esta composição denominada como lábil (PETERSEN *et al.*, 1989; GRAÇA, 2001; HIEBER e GESSNER, 2002; GONÇALVES, 2005). A velocidade que se segue para decomposição é regulada principalmente pela ocorrência dos compostos orgânicos mais resistentes e estáveis da folha, denominados componentes refratários (ex: ligninas, taninos e celulose) (GESSENER e CHAUVET, 1994).

De acordo com Cummins *et al.* (1989) e Graça (2001), os invertebrados, principalmente fragmentadores, exercem influência no processo de decomposição, uma vez que se alimentam diretamente do tecido foliar e, por isso, exercem um papel importante na conversão da Matéria Orgânica Particulada Grossa (MOPG) em Matéria Orgânica Particulada Fina (MOPF). A presença de determinados detritívoros, tais como caranguejos e anfípodas, pode triplicar a taxa de decomposição (MIDDLETON e MCKEE, 2001).

Estudos sobre decomposição em manguezais subtropicais no Brasil são escassos na literatura e desatualizados. O primeiro estudo sobre a liberação dos nutrientes para o meio ambiente em áreas de manguezal em Santa Catarina foi publicado por Panitz (1986).

Uma vez que a decomposição ocorre tanto por fatores internos (características físico-químicas das folhas, morfologia, tipo de vegetação...) e condições externas relacionadas ao ambiente, este trabalho teve como finalidade testar as seguintes hipóteses: 1 – as variáveis abióticas (temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido) influenciam na decomposição de detritos foliares; 2 – existe diferença na decomposição de detritos foliares em decorrência da variação temporal  $T_0$  até  $T_{120}$  e 3 – há diferença entre as taxas de decomposição foliar nas espécies *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana*.

## 1.1 OBJETIVO

O presente trabalho tem por objetivo geral determinar a taxa de decomposição de *R. mangle* e *A. schaueriana*, duas espécies típicas dos Manguezais de Ratones e Itacorubi, Florianópolis, Santa Catarina (SC). Além disso, determinar a variação da porcentagem de perda de matéria orgânica dos detritos vegetais nestes manguezais e verificar a relação de fatores abióticos com o processo da decomposição nestes ecossistemas.

### 1.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I – Avaliar o papel dos fatores abióticos, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido, dos manguezais, na decomposição foliar de *R. mangle* e *A. schaueriana*.
  
- II – Estimar as taxas de decomposição foliar das espécies *R. mangle* e *A. schaueriana*, usando o coeficiente do modelo exponencial negativo proposto por Petersen e Cummins (1974), entre os períodos amostrados.
  
- III – Avaliar a variação temporal da decomposição foliar da *R. mangle* e da *A. schaueriana*.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em dois manguezais subtropicais, Manguezal do Itacorubi ( $27^{\circ}35'31''\text{S}$  e  $48^{\circ}31'33''\text{W}$ ) e do Ratores ( $27^{\circ}27'30''\text{S}$ ;  $48^{\circ}31'43''\text{W}$ ), ambos situados na Baía Norte, no município de Florianópolis no estado de Santa Catarina (Fig. 2) (BRASIL, 2003). O clima é subtropical úmido, sendo que as chuvas na região são bem distribuídas durante o ano todo (BRASIL, 2010). Estes manguezais sofrem influência de ventos que predominam do quadrante norte/nordeste (BRASIL, 2004). Oceanograficamente as marés são do tipo micromarés ( $<2\text{ m}$ ), com regime semidiurno e amplitudes máximas de 1,4 metros para o porto de Florianópolis (DHN, 2008).



FIGURA 2 - MAPA DA LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DAS ÁREAS ESTUDADAS, MANGUEZAL DE RATORES E ITACORUBI, NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS/SC.

O Manguezal do Itacorubi localiza-se no estuário da Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi, na costa oeste da Ilha de Santa Catarina (SORIANO-SIERRA *et al.*, 1986) e



abrange uma área de 1,62 km<sup>2</sup> com perímetro de 5,8 km, que corresponde a 0,32% da área do Município de Florianópolis (PANITZ, 1986). Este ecossistema compreende uma ampla bacia com 32 km<sup>2</sup>, cercada por morros urbanizados e cobertos por mata atlântica, e na sua desembocadura forma-se o bosque de manguezal formado pelas espécies *A. schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *R. mangle*. O Rio Itacorubi é o principal receptor da carga poluente gerada pela urbanização, como, por exemplo, metais pesados (ferro e alumínio), poluentes químicos e esgoto doméstico (CARUSO, 1983).

O Manguezal do Rio Ratonos, por sua vez, situa-se na Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos, localizado na porção noroeste da Ilha de Santa Catarina. Encontra-se protegido pela Estação Ecológica de Carijós – ESEC (ESEC/CARIJÓS, 2002), apresentando uma área de 6,25 km<sup>2</sup> e um perímetro de 33 km, o que corresponde a 1,65% da área do Município de Florianópolis. Neste ecossistema, estão incluídas as mesmas espécies lenhosas citadas no Manguezal do Itacorubi (DEBETIR, 2006). O Rio Ratonos é o principal curso d' água da bacia, tendo aporte de esgoto menor quando comparado com o do Rio Itacorubi (FIDELIS, 1998).

## 2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O presente estudo foi desenvolvido em área alagada, de regiões entremarés, de 20 m<sup>2</sup>, localizada nos Manguezais do Itacorubi e do Ratonos (Fig. 2). Os experimentos foram iniciados em junho de 2008 e fevereiro de 2009 caracterizados como período de inverno e verão, respectivamente, e as amostras foram coletadas nos tempos 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias.

Antes de iniciar o experimento, folhas senescentes e recém caídas no solo, de *R.*

*mangle* e *A. schaueriana*, foram coletadas aleatoriamente nas áreas de estudo e acondicionadas em sacolas plásticas até serem processadas em laboratório. Em laboratório, as folhas foram lavadas em água corrente para a retirada do excesso de material aderido e secadas ao ar livre por dois dias sobre uma lona plástica transparente.

Assim, para a conversão do peso úmido em peso seco, foram realizadas curvas de regressão linear para cada espécie de folha. Este procedimento foi realizado com a pesagem do material foliar, separando-se as seguintes amostras: 0,5, 1, 3, 5 e 10g de peso úmido. Após isso, o material foliar foi seco em estufa por 72 horas com temperatura controlada de 60° C e, ao final, foi pesado para permitir a determinação da correlação entre peso úmido x peso seco.

As folhas de *R. mangle* e *A. schaueriana* foram pesadas em balança analítica (com precisão de  $\pm 0,001$ g) e aproximadamente 5 gramas foram colocados dentro sacos. Foram acondicionadas em noventa e seis sacos de decomposição, *litter bags*, com área de 20 x 25 cm, profundidade de 2 cm e malha de 1 cm. Os sacos de decomposição foram fechados com linha de nylon para evitar perda do material. Quarenta e oito sacos de decomposição foram divididos em blocos de quatro réplicas e acondicionados em diferentes locais na área de 20 m<sup>2</sup> de cada manguezal.

A partir da instalação dos sacos de decomposição, quatro réplicas foram coletadas nos tempos 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias (Fig. 3). Em cada amostragem, os sacos foram acondicionados em sacos plásticos e transportados para o laboratório em caixas térmicas.

Em laboratório, cada saco foi aberto sobre uma peneira. O material foi lavado para a retirada do excesso de matéria orgânica (dejetos alóctones aderidos). Após, foram retiradas as folhas dos *litter bags* e colocadas em estufa para secagem.

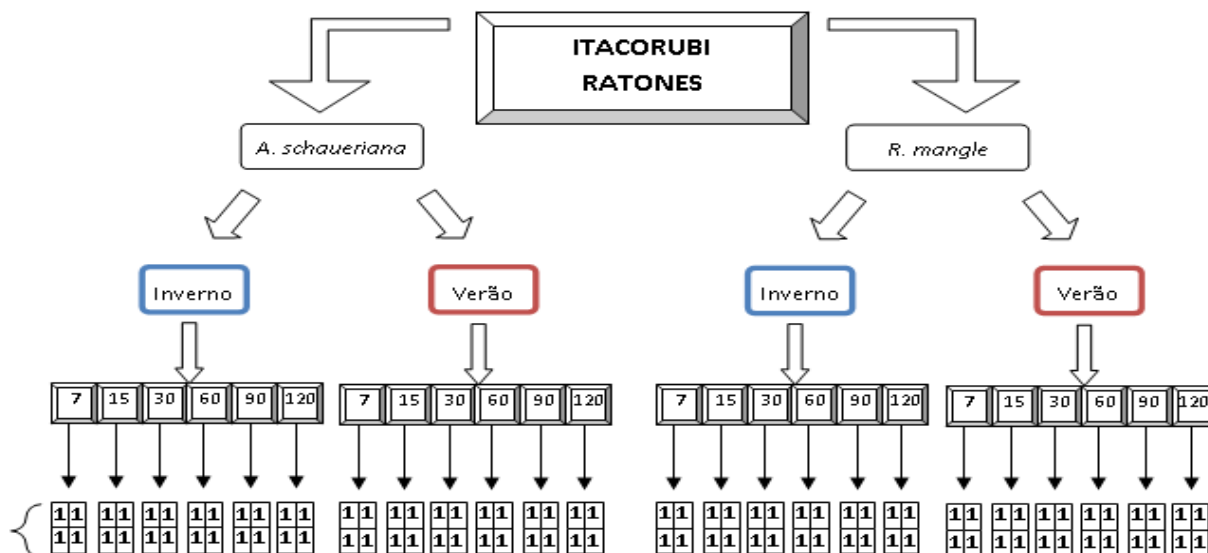


FIGURA 3 – DESENHO AMOSTRAL RELATIVO À IMPLANTAÇÃO DA PESQUISA DESTA ESTUDO DE DECOMPOSIÇÃO, DEMONSTRANDO: DOIS LOCAIS, DUAS ESPÉCIES, DOIS PERÍODOS, A VARIAÇÃO TEMPORAL T7 ATÉ T120 E QUATRO RÉPLICAS.

Em cada amostragem, a salinidade e o oxigênio dissolvido da coluna da água adjacente aos manguezais foram medidos. Estas medidas e a calibração dos equipamentos foram feitas em laboratório, após a coleta da água em campo com frascos de armazenamento de 500 ml.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi medida com o uso de um OXÍMETRO AT - 170, com resolução de  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$  para OD. A salinidade foi avaliada com SALINÔMETRO alfakit com intervalo de 0 a 100 ppt e escala de 1 ppt.

Os dados de temperatura do ar foram obtidos junto ao Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM/EPAGRI), com temperaturas mínimas e máximas diárias transformadas em médias mensais para o período referente ao estudo.

### 2.2.1 Período das Coletas

Para fins de simplificação na redação deste trabalho, foi adotada a seguinte denominação para os períodos abrangidos pelo experimento:

- Período de inverno, correspondendo às estações do inverno e primavera, compreendidos pelo período de quatro de julho a vinte e dois de novembro de 2008,
- Período de verão, correspondendo às estações do verão e outono, abrangendo o período de nove de fevereiro a vinte e nove de junho de 2009.

## 2.3 TRATAMENTO DOS DADOS

### 2.3.1 COEFICIENTE DE DECOMPOSIÇÃO

O coeficiente de decomposição ( $k$ ) foi calculado pelo modelo exponencial negativo (PETERSEN e CUMMINS, 1974):

$$W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot T}$$

Onde  $k$  é o coeficiente de desaparecimento de biomassa,  $W_t$  representa o peso da amostra remanescente após  $T$  dias e  $W_0$  é o peso da amostra no momento da primeira coleta, no instante  $T_0$ . A taxa de decomposição ( $k$ ) foi obtida utilizando-se o modelo exponencial negativo, conforme algoritmo no programa EXCEL da Microsoft (versão 2007).

### 2.3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi utilizada a Análise Multivariada não Paramétrica de Similaridade (ANOSIM) com a matriz de similaridade calculada pelo índice de similaridade de *Bray-Curtis*. Os dados brutos não sofreram transformação (CLARKE e WARWICK, 1994). Foi usado o pacote estatístico (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research*) Primer® 6 B versão R3, para avaliar se há diferenças significativas na decomposição foliar entre os períodos estudados (verão/inverno) e a variação temporal amostrada (7, 15, 30, 60, 90 e 120).

Os dados abióticos e a porcentagem de massa foliar remanescente de cada amostragem foram aplicados à Análise dos Componentes Principais (PCA) para avaliar as comparações entre os tempos e os períodos amostrados. A PCA foi calculada pela versão demonstrativa do programa (*Multivariate Statistical Package*) MVSP 3.2. Os dados foram padronizados antes de serem avaliados (ZAR, 1996; SHAW, 2003).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS

##### 3.1.1 TEMPERATURA

Os valores mais altos da temperatura no período de inverno foram 20,6 e 21,7 °C verificados, respectivamente, nos meses de outubro e novembro/2008 (90 e 120 dias após o início do experimento, em  $T_0$ ). O valor registrado no mês de setembro/2008 (60 dias decorridos de  $T_0$ ) atingiu 17,7 °C, enquanto em julho e agosto de 2008 as temperaturas apresentaram pouca variação, com médias próximas a 18,5°C.

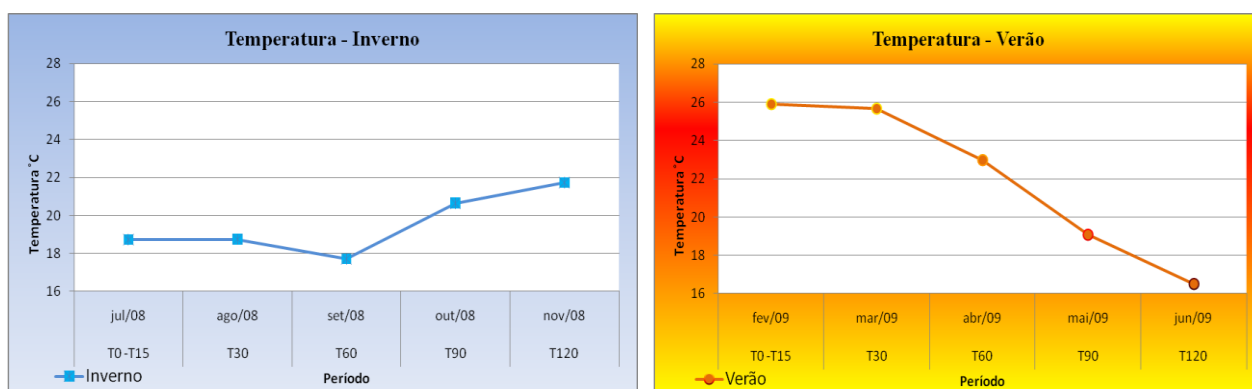


FIGURA 4 – MÉDIA DA TEMPERATURA DO AR MÍNIMA E MÁXIMA PARA REGIÃO DE FLORIANÓPOLIS/SC DURANTE OS PERÍODOS INVERNO (AZUL) E VERÃO (LARANJA). FONTE: (EPAGRI/CIRAM, 2011).

Diferente da pesquisa de inverno, a temperatura no experimento de verão apresenta um declínio acentuado de  $T_0$  (Fig. 4). Valores mais altos das temperaturas do ar apresentaram 25,9°C no mês fevereiro/2009 (em  $T_0$ ) e 25,6°C em março/2009 (em  $T_{30}$ ), seguidos de uma queda gradual até o mês de junho/2009 (120 dias depois de  $T_0$ ), chegando a 16,5°C neste mês.

### 3.1.2 SALINIDADE

A salinidade, no período do experimento de inverno para unidade amostral do Itacorubi, foi de  $16,14 \pm 4,24$  ‰, com valores mínimos e máximos de 7 e 21 ‰, respectivamente. Em Ratonés, a salinidade média foi de  $20,86 \pm 3,8$  ‰ com valores mínimos e máximos de 13 e 24 ‰, respectivamente.

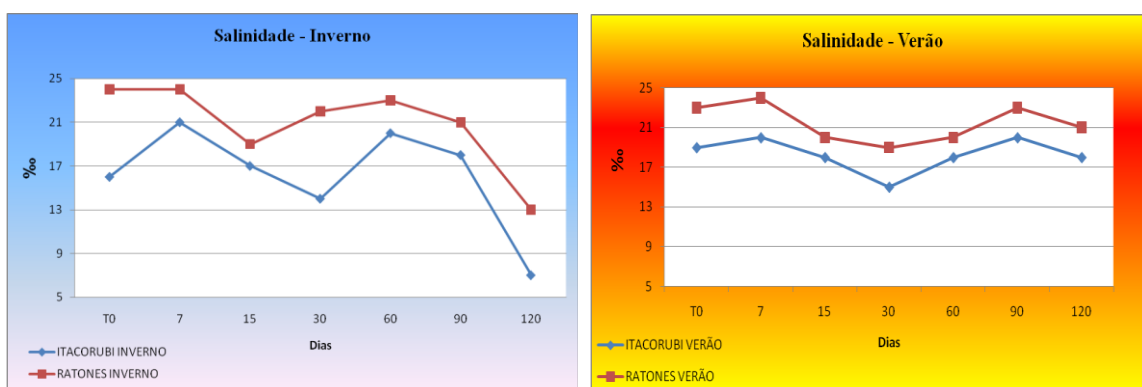


FIGURA 5 – VARIAÇÃO DA SALINIDADE DA ÁGUA NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (AZUL) DURANTE OS EXPERIMENTOS DE DECOMPOSIÇÃO NO INVERNO (A) E VERÃO (B).

No período de verão, a salinidade média no Manguezal do Itacorubi foi de  $18,28 \pm 1,71$  ‰, com valores mínimos e máximos de 15 e 20 ‰, respectivamente. Já no Manguezal de Ratonés, foi obtida uma salinidade média de  $21,42 \pm 1,90$  ‰ com valores mínimos e máximos de 19 e 24 ‰, respectivamente (Fig. 5).

Verificou-se que, em todas as coletas nos meses relativos da pesquisa (verão e inverno), a salinidade da água no Manguezal do Itacorubi apresentava sempre um valor menor quando comparado com aquele do Manguezal de Ratonés.

### 3.1.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Os valores de oxigênio dissolvido na água apresentaram-se semelhantes, variando menos de 2 mg.L<sup>-1</sup> entre si (fig. 6). A quantidade de oxigênio dissolvido medido no inverno iniciou em 4,0 mg.L<sup>-1</sup>, em julho (em T<sub>0</sub>), e no final do experimento a medida registrada foi de aproximadamente 6,0 mg.L<sup>-1</sup> em novembro (120 dias de T<sub>0</sub>).

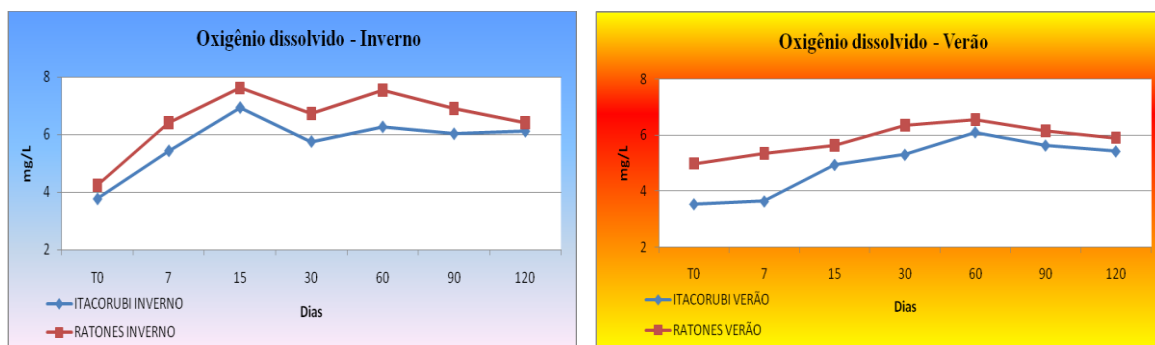


FIGURA 6 – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (AZUL) DURANTE OS EXPERIMENTOS DE DECOMPOSIÇÃO NO INVERNO (A) E VERÃO (B).

Ao avaliar os resultados do oxigênio dissolvido no período de verão, nota-se que ambos os locais também apresentaram quantidades semelhantes. O Manguezal de Ratones apresentou valores de oxigênio máximo de 6,55 mg.L<sup>-1</sup>, em maio (60 dias de T<sub>0</sub>), e mínimo de 4,98 mg.L<sup>-1</sup> em fevereiro de 2009 (em T<sub>0</sub>). Já o Manguezal do Itacorubi apresentou a mínima de 3,54 mg.L<sup>-1</sup>, em fevereiro (T<sub>0</sub>), e máxima é de 6,1 mg.L<sup>-1</sup> em maio (60 dias de T<sub>0</sub>) (Fig. 6).



## 3.2 CURVAS DE DECOMPOSIÇÃO

### 3.2.1 *R. MANGLE* (INVERNO E VERÃO)

Na fase inicial da instalação do experimento, a decomposição foi mais rápida para ambas as espécies e nas duas unidades experimentais. Após 15 dias, aproximadamente, a perda de peso tornou-se, no entanto, mais lenta.

A perda de massa foliar no período inicial de inverno T<sub>7</sub>, T<sub>15</sub> e T<sub>30</sub> para a espécie *R. mangle* foi muito semelhante para os Manguezais de Ratones e Itacorubi.

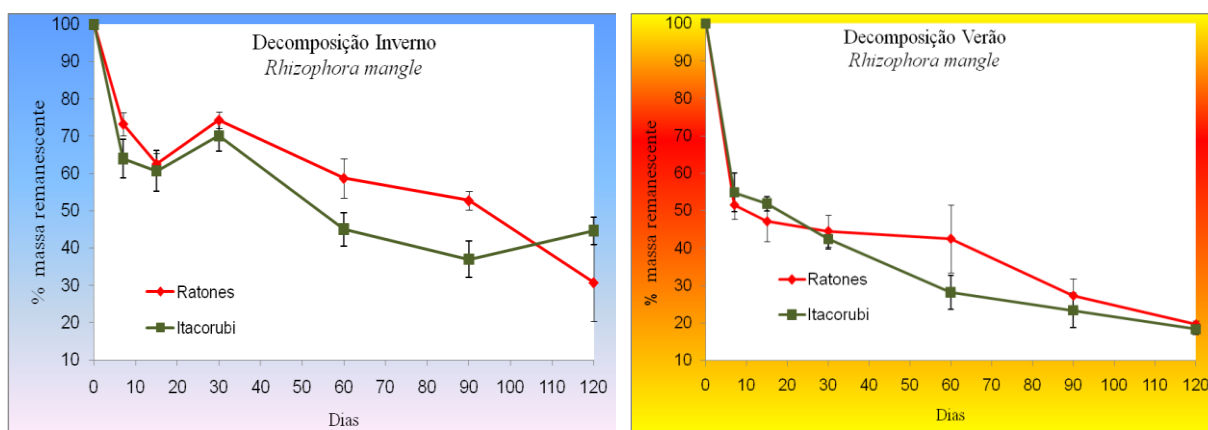


FIGURA 7 – REPRESENTAÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAL FOLIAR DE *R. MANGLE* NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (VERDE) NOS PERÍODOS DE INVERNO (A) E VERÃO (B).

O Manguezal de Ratones foi o que apresentou maior índice final de decomposição, restando 31% de massa remanescente, enquanto que o Manguezal do Itacorubi apresentou apenas 44% de massa remanescente final.

No período de verão, para a espécie *R. mangle*, não foi constatada uma diferença significativa do decaimento de detritos foliares entre as áreas escolhidas.

Ambos os manguezais apresentam aproximadamente 55% de massa remanescente na primeira semana de experimento, o que demonstra uma acentuada curva de decaimento logo após a alocação do experimento. Já para os dias subsequentes a decomposição torna-se mais gradativa.

### 3.2.2 A. SCHAUERIANA (INVERNO E VERÃO)

Para a estação de inverno, na decomposição da espécie *A. schaueriana*, foram encontrados valores de decaimento iniciais menos abruptos (Fig. 8). Para o período final do experimento, apresentou valores de 44 e 56% de decréscimo de massa foliar para os manguezais de Ratonés e Itacorubi, respectivamente.

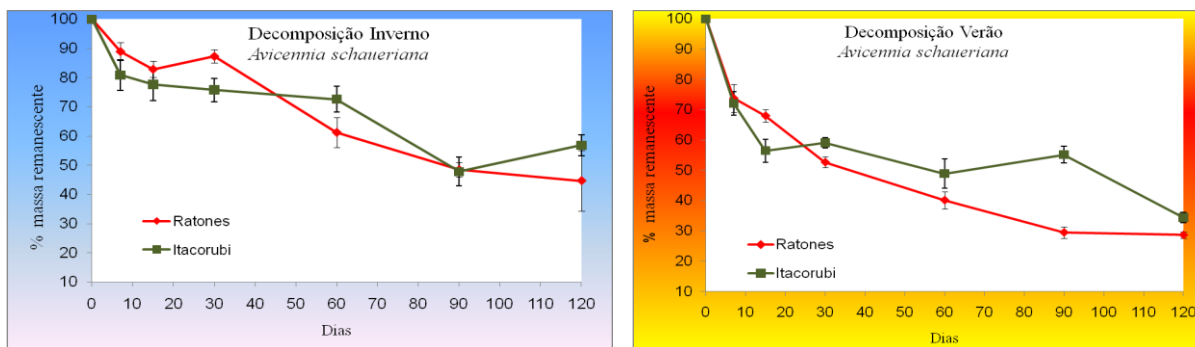


FIGURA 8 – REPRESENTAÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MATERIAL FOLIAR DE *A. SCHAUERIANA* EM NOS MANGUEZAIS DE RATONES (VERMELHO) E ITACORUBI (VERDE) NOS PERÍODOS DE INVERNO (A) E VERÃO (B).

Em relação às observações da decomposição de *A. schaueriana*, realizadas no período de verão, constata-se que as linhas dos gráficos se apresentam mais uniformes no início deste processo, em ambos os manguezais, com 72% de perda inicial de massa, finalizando com valores próximos a 30% de massa remanescente no  $T_{120}$ .

## 3.3 ANÁLISE DOS DADOS

### 3.3.1 VELOCIDADE DA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

A taxa de decomposição foliar no Manguezal do Itacorubi, no inverno, apresentou  $K = -0,006$ , para a *R. mangle*, e  $K = -0,005$  para a *A. schaueriana*. Já para o Verão, foi encontrado  $K = -0,012$  para a *R. mangle* e  $K = -0,009$  para a *A. schaueriana*.

Para o manguezal de Ratonés, no período de inverno, foi encontrado  $K = -0,007$ , para a *R. mangle*, e  $K = -0,007$  para a *A. schaueriana*, enquanto que para o período de verão os índices foram de  $K = -0,015$ , para a *R. mangle*, e  $K = -0,013$  para a *A. schaueriana*.

### 3.3.2 VARIAÇÃO TEMPORAL DA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

A Análise Multivariada não Paramétrica de Similaridade evidenciou diferenças significativas entre os experimentos iniciados em junho 2008 e fevereiro 2009, p e R, e entre os tempos amostrados, p e R.

TABELA 1 – DIFERENÇAS SIGNIFICATIVAS ENTRE OS EXPERIMENTOS ENCONTRADAS PELO PROGRAMA PRIMER 6.

Grupos	Estatística (R)	Significância (%)	Permutações
7, 15	0,017	22,4	999
7, 30	0,109	1,7	999
7, 60	0,306	0,1	999
7, 90	0,625	0,1	999
7, 120	0,64	0,1	999
15, 30	0,029	17,9	999
15, 60	0,171	0,1	999
15, 90	0,457	0,1	999
15, 120	0,529	0,1	999
30, 60	0,08	3	999
30, 90	0,306	0,1	999
30, 120	0,461	0,1	999
60, 90	0,011	30,7	999
60, 120	0,165	0,2	999
90, 120	0,032	16,3	999

A análise detalhada entre os tempos indica semelhança entre T7 e T15, entre T15 e T30, entre T60 e T90 e entre T90 e T120. A diferença observada entre T30 e T60 pode sugerir que houve uma mudança significativa na perda de massa foliar entre estes dois tempos, caracterizando a degradação foliar em dois momentos: um que corresponde ao período de degradação entre os dias T7 e T30 e outro que corresponde ao período entre os dias T60 e T120.

<b>7</b>	<b>15</b>	30	60	90	120
<hr/>					
	<b>15</b>	<b>30</b>	60	90	120
<hr/>					
			<b>60</b>	<b>90</b>	120
<hr/>					
				<b>90</b>	<b>120</b>
<hr/>					

FIGURA 9 – ANÁLISE DO MODELO ANOSIM PARA CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS TEMPORAIS REFERENTES AOS PERÍODOS DE VERÃO E INVERNO PARA AMBOS OS MANGUEZAIS.

Uma melhor comparação pode ser observada no esquema acima, que apresenta números sublinhados e em negrito, indicando similaridade entre eles, de forma a demonstrar a formação de dois grupos que permanecem separados nos tempos T30 e T60.

A análise dos componentes principais (PCA) corrobora os resultados obtidos na ANOSIM, no qual se observa na porção positiva do eixo 1 o agrupamento das amostras do experimento de fevereiro (Verão - V) e de junho (Inverno - I) nos tempos T7, T15 e T30 e na porção negativa os demais tempos. Tais dados são relativos à variação temporal especificada neste trabalho para os tempos de 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias, partindo de T<sub>0</sub>.

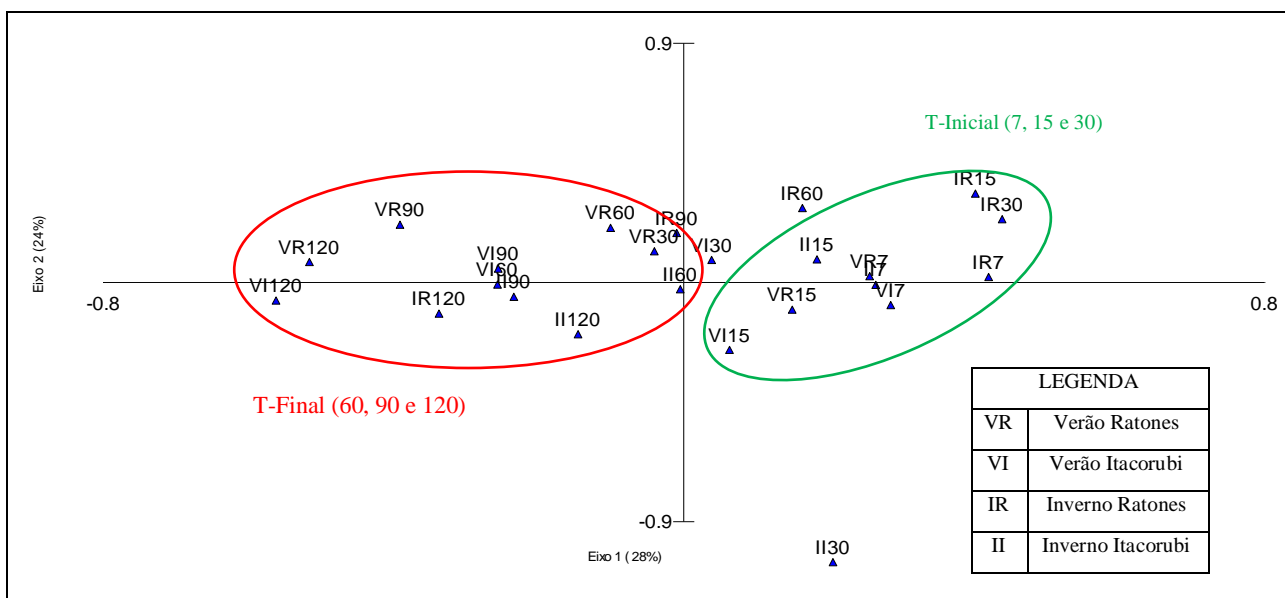


FIGURA 10 – RESULTADOS OBTIDOS PARA A PCA REALIZADOS COM VARIAÇÃO TEMPORAL DE 7 ATÉ 120 DIAS, DEMONSTRANDO A FORMAÇÃO DE DOIS GRUPOS SEPARADOS T-INICIAL (VERDE) E T-FINAL (VERMELHO).

Quando suprimido os fatores abióticos (temperatura, oxigênio dissolvido e

salinidade) pode-se apenas verificar a distinção entre a variação temporal, T-Inicial (7, 15 e 30 dias) e T-Final (60, 90 e 120 dias), ficando miscigenados os períodos de inverno e verão.

Ao isolar os tempos iniciais  $T_7$ ,  $T_{15}$  e  $T_{30}$ , para ambos os períodos (verão e inverno), observa-se que ocorre a formação de dois grupos distintos, caracterizados na figura 11, a saber: 1) grupo Verão/Ratones (VR) e Verão/Itacorubi (VI); 2) grupo Inverno/Ratones (IR) e Inverno/Itacorubi (II). Isso evidenciou uma diferença significativa entre os períodos verão e inverno para o primeiro mês de pesquisa  $T_0$  até  $T_{30}$ .

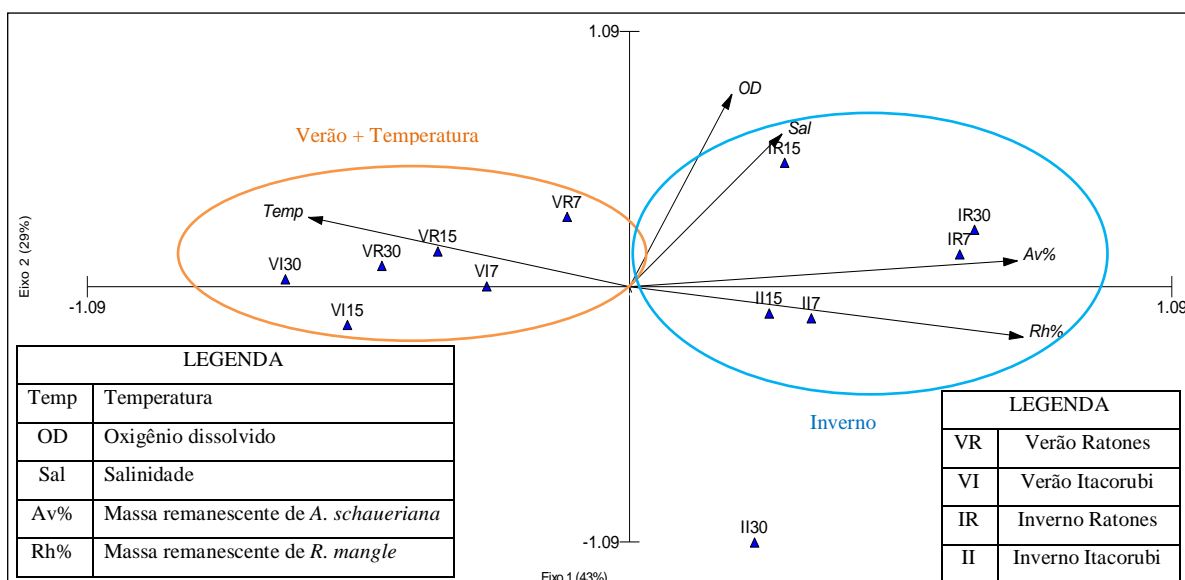


FIGURA 11 – RESULTADOS OBTIDOS DA PCA REALIZADOS COM VARIAÇÃO TEMPORAL DE 7 ATÉ 30 DIAS, APRESENTANDO A FORMAÇÃO DE DOIS GRUPOS: VERÃO (LARANJA) E INVERNO (AZUL).

É importante observar que, para o grupo de verão, a temperatura foi a variável abiótica que melhor se relacionou com o eixo 1, da Análise dos Componentes Principais (PCA), sendo posicionada na porção negativa, juntamente com as amostras do experimento iniciado em fevereiro. A salinidade (Sal) e o oxigênio dissolvido (OD) se correlacionaram com a porção positiva do eixo 1, juntamente com as porcentagens de massa da *R. mangle* e da *A. schaueriana* e as amostras do experimento de junho.

## 4 DISCUSSÃO

Das variáveis abióticas estudadas, a temperatura foi a que mais influenciou na transferência de massa dos detritos vegetais para o meio ambiente. Este fator físico pôde ser observado principalmente nos estágios iniciais da decomposição  $T_7$  até  $T_{30}$ .

Dados de temperatura sempre são considerados de extrema relevância para experimentos de decomposição em manguezais (MARTHA, 2003). Para alguns detritívoros e decompositores existem valores ótimos de temperatura para o desenvolvimento de suas atividades nestes ecossistemas (PROSPER e MAKOTO, 2008; LU SHOU *et al.*, 2009). Isto gera uma variação em sua funcionalidade, influenciando na decomposição. Também ao longo do ano, certas plantas sofrem alterações no seu aspecto, provocadas pelas variações de temperatura, mudando a distribuição de água e minerais em sua estrutura (CUZZUOL *et al.*, 2001).

Dentre outros fatores, a temperatura se destaca por ser responsável pela alteração das demais condições, como: concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica (que reflete a quantidade de íons na água) e pH (GARNETT *et al.*, 2000). O conjunto destes fatores, por sua vez, influencia a concentração de nutrientes, permitindo um aumento da atividade das comunidades aquáticas (IRONS *et al.*, 1994; WEBSTER e MEYER, 1997). Assim, o período de verão, no qual são observadas as maiores temperaturas, pode explicar as maiores taxas de decomposição encontradas nos Manguezais de Ratoles e Itacorubi. No verão, basta um aumento na temperatura de apenas poucos graus para aumentar as atividades metabólicas das comunidades decompositoras (SUBERKROPP e CHAUVET, 1995; SWAN; PALMER, 2004; KRISTENSEN *et al.*, 2008), acelerando o processo de decomposição.

Segundo Kristensen *et al.* (2008), a taxa de decomposição mais lenta dos detritos

durante o outono (frio) é consequência das baixas temperaturas que, em contraponto, diminuem a atividade dos microrganismos decompositores.

Na literatura, são encontrados fatores abióticos atuando localmente em determinados ambientes e podem estar envolvidos no processo de decomposição dos manguezais. Tais fatores são, principalmente, a salinidade (BOTO, 1982; CINTRÓN e SCHAEFFER-NOVELLI, 1985; STERNBERG, 1992), a precipitação (STEPHEN e DANIEL, 2007), a temperatura (PROSPER e MAKOTO, 2008), a radiação solar, o oxigênio dissolvido (POLI *et al.*, 2004), a velocidade dos ventos (DUKE, 1990; FERNANDES, 1999), as condições do solo e a limitação de nutrientes (PEZESHKI *et al.*, 1997; REZENDE, 2006). A ação de micro-organismos decompositores esta ligada, em especial, à temperatura e ao fotoperíodo, fatores estes que atuam no processo de decomposição dos detritos (WEBSTER e BENFIELD, 1986; SLIM *et al.*, 1996; MEHLIG, 2001). Mudanças ocorridas nas condições naturais, devido a algum tipo de alteração de origem antrópica, também podem causar transformações no processo de colonização dos organismos, de forma a ocasionar dificuldade na liberação de nutrientes para os ecossistemas (XALAPA *et al.*, 1984; PERIA *et al.*, 1990; CHALE, 1993; MCKEE, 1993).

Nas duas espécies ficaram evidenciadas elevadas taxas de decomposição logo no período inicial, relativas aos primeiros dias da instalação. Tais taxas foram responsáveis por mais de 30% de redução no valor obtido para o peso do detrito. Esta perda está relacionada com a lixiviação de compostos orgânicos solúveis em água, os quais, muitos deles, são liberados durante a autólise (ADAIME, 1985; CHALE, 1993; ANANDA *et al.*, 2007).

Foi demonstrado, do mesmo modo, neste estudo, que existe diferença na decomposição em decorrência da variação temporal  $T_0$  até  $T_{120}$ . Da mesma forma, testes

realizados com os dados de decomposição evidenciaram que tais períodos puderam ser separados em dois: 1 – fase lábil (inicial)  $T_7, T_{15}$  e  $T_{30}$  e 2 – fase refratária (final)  $T_{60}$  a  $T_{120}$ .

A fase lábil, que corresponde aos conteúdos citoplasmáticos hidrossolúveis, é degradada rapidamente. A fase refratária, por sua vez, é de difícil degradação por ser formada principalmente por fibras (celulose, lignina e hemicelulose) (GODOY *et al.*, 1997; PÉREZ *et al.*, 2002).

A fase lábil pode ser associada à lixiviação. Esta ocorre nos primeiros estágios do processo de decomposição e está ligada aos compostos solúveis em água (composto lábil), que são rapidamente liberados após a lise, (dissolução de elementos orgânicos, tecidos, células, microrganismos, por agentes físicos, químicos) das células vegetais (ADAIME, 1985). Fatores físicos interagem com este estágio, isto é, níveis de precipitação influenciam na degradação do detrito. Além disso, inundações frequentes das marés atuam na velocidade da decomposição (TWILLEY *et al.* 1997; STEPHEN e DANIEL, 2007). O que ocorre geralmente é uma rápida perda de peso inicial, seguida de sua desaceleração na degradação do detrito foliar.

Na fase refratária, a desaceleração da decomposição ocorre principalmente devido à composição orgânica mais resistente e estável da folha (composto refratário), a exemplo, da lignina e celulose. Esta alteração na velocidade da decomposição está vinculada a dois fatores-chave da constituição química das folhas, que são: concentração de tanino e valor nutricional, este último definido pela concentração de nitrogênio (GESSENRE e CHAUVET, 1994; GODOY *et al.*, 1997; DAVIS *et al.*, 2003).

O padrão de decaimento do material foliar encontrado neste estudo está de acordo com o reportado na literatura (ADAIME 1985; LANA *et al.*, 1991; ROY, 1997; SESSEGOLO; 1997; TWILLEY *et al.*, 1997; SILVA *et al.*, 1998; MIDDLETON e



MCKEE 2001; AKÉ-CASTILLO *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2007). Tais estudos demonstraram uma perda de peso inicial rápida, seguida de sua desaceleração e perda de peso lenta até os finais de período.

Ao mesmo tempo, quando isolada a fase lábil,  $T_7$ ,  $T_{15}$  e  $T_{30}$ , nota-se o aparecimento de diferença entre os meses de maior decomposição (verão) e os de menor decomposição (inverno). Isso evidencia a atuação da temperatura na decomposição de detritos, visto que nas regiões subtropicais ocorrem alterações nítidas nas variações de temperatura entre estas estações do ano.

O coeficiente do modelo exponencial negativo traduz, de acordo com Petersen e Cummins (1974), a velocidade em que determinado processo de decomposição acontece. Os valores de  $k$ , obtidos através do uso deste modelo, podem ser classificados como: rápidos ( $k > 0,010 \text{ dia}^{-1}$ ); intermediários ( $0,010 > k > 0,005 \text{ dia}^{-1}$ ) e lentos ( $k < 0,005 \text{ dia}^{-1}$ ).

TABELA 2 – COMPARATIVO DO COEFICIENTE DE DECOMPOSIÇÃO ( $k$ ) (PETERSEN E CUMMINS, 1974), ENCONTRADO EM DIFERENTES ESTUDOS.

Espécies	Localização	Coefficiente K	Condição do experimento	Autor
<i>Rhizophora mangle</i>	Florianópolis, SC	0,005	Alagado – Inverno - Itacorubi	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,007	Alagado – Inverno - Ratonés	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,012	Alagado – Verão - Itacorubi	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,015	Alagado – Verão - Ratonés	Este estudo
	Golfo do México	0,005 / 0,008	Alagado	Aké-Castillo <i>et al.</i> (2006)
	Ilhéus, BA (Brazil)	0,022	Submerso	Oliveira (2009)
	Ilhéus, BA (Brazil)	0,016 / 0,020	Alagado	Oliveira (2009)
	Rio de Janeiro	0,009	Alagado	Matos <i>et al.</i> (2007)
	Rio de Janeiro	0,009	Alagado	Silva <i>et al.</i> (1998)
	Santos, SP (Brazil)	0,012	Submerso	Ponte <i>et al.</i> (1984)
	Santos, SP (Brazil)	0,007	Alagado	Ponte <i>et al.</i> (1984)
	Paraná (Brazil)	0,015	Submerso	Sessegolo e Lana (1991)
Paraná (Brazil)	0,006	Alagado	Sessegolo e Lana (1991)	
<i>Avicennia schaueriana</i>	Florianópolis, SC	0,006	Alagado – Inverno - Itacorubi	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,007	Alagado – Inverno - Ratonés	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,009	Alagado – Verão - Itacorubi	Este estudo
	Florianópolis, SC	0,013	Alagado – Verão - Ratonés	Este estudo
	Santos, SP (Brazil)	0,009	Alagado/Local 1	Moura (1997)
	Santos, SP (Brazil)	0,005	Alagado/Local 2	Moura (1997)
	Santos, SP (Brazil)	0,016	Submerso/Local 1	Moura (1997)
	Santos, SP (Brazil)	0,012	Submerso/Local 2	Moura (1997)

De acordo com o modelo, ao avaliar as duas espécies nativas, *R. mangle* e *A. schaueriana*, em diferentes períodos do ano (verão e inverno) em dois locais distintos (Itacorubi e Ratonés) constatou-se que: ocorre similaridade nos coeficientes de decomposição entre as espécies estudadas; observou-se a ocorrência de diferenças nas velocidades referentes aos períodos do ano (verão e Inverno), apresentando o verão com velocidades mais altas de decomposição classificadas como rápidas ( $k > 0,010 \text{ dia}^{-1}$ ), o que corrobora os resultados obtidos pela PCA; comparando os locais (Itacorubi e Ratonés), não pode ser observado diferenças significativas entre as taxas de decomposição de detritos foliares.

A tabela ilustra que os diferentes tratamentos (alagado e submerso) nas espécies afetam a sua decomposição. Isto sugere que nas diversas condições a que são submetidos os detritos foliares, os compostos químicos presentes são mais facilmente degradáveis ou palatáveis quando estão constantemente submerso. Além disso, as diferenças qualitativas do material foliar (morfologia, textura e composição) também são conhecidas por afetar as taxas de decomposição e podem estar correlacionadas com a força da maré, atuando na lixiviação dos detritos (GESSENRE e CHAUVET, 1994; TWILLEY *et al.*, 1997).

Observa-se, na tabela 2, que o coeficiente encontrado neste estudo está dentro do demonstrado por outros autores, corroborando para a conclusão deste trabalho (PONTE *et al.*, 1984; SESSEGOLO e LANA, 1991; MOURA, 1997; SILVA *et al.*, 1998; AKÉ-CASTILLO *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2007; OLIVEIRA, 2009).

## 5 CONCLUSÃO

Com isso, este trabalho conclui que: a variação temporal da decomposição apresentou diferenças significativas entre o início, 7, 15, 30 e o final 60 a 120 dias do experimento para as duas espécies em ambos os manguezais, uma vez que o composto lábil do detrito foliar é rapidamente decomposto no primeiro mês, restando componentes refratários; a temperatura representou o fator de maior influência na decomposição inicial, 7, 15, 30 dias em ambas as espécies nos dois locais estudados; as taxas de decomposição encontradas foram semelhantes entre as duas espécies.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAIME, R. R. **Produção do bosque de mangue da Gamboa Nóbrega**. Cananéia, 25° Lat. S – Brasil. 1985. 305f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo . 1985.

AKÉ-CASTILLO J. A.; VÁZQUEZ, G; LÓPEZ-PORTILLO, J. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico, **Hydrobiologia**, n. 559, p. 101- 111, 2006.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. [S. l]: **Springer**, 2. ed. 436p. 2007.

ALMEIDA, R. **Manguezal do Canal da Passagem, Vitória, Espírito Santo**: conteúdo e transferência de nutrientes na fração folhas da serapilheira. 2001. Dissertação. (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

ANANDA, K. R.; SRIDHAR, N.; RAVIRAJA, S; BARLOCHER, F. Breakdown of fresh and dried *Rhizophora mucronata* leaves in a mangrove of Southwest India. **Wetlands Ecol Manage**: [S. l], n. 16, p. 1-9. 2007.

BENFIELD, E. F. Comparison of litterfall input to streams. Stream organic matter budgets. **Journal of the North American Benthological Society**, [S.l.], n. 16, p. 104-108, 1997.

BOTO, K. G. Nutrient and organic fluxes in mangroves. In: CLOUGH, B.F. (Ed.), **Mangrove Ecosystems in Australia**. Canberra: ANU Press, p. 239-257. 1982.

BOUILLON, S. R.M. CONNOLLY AND S.Y. LEE. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. **Journal of Sea Research**, [S. l.], v. 59, ed. 1-2, p. 44-58, 2008.

BRASIL. **Áreas protegidas do Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, [200-?]. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/index>. cfm. Acesso em: 12/04/2004.

\_\_\_\_\_. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Carijós - SC**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Associação Amigos de Carijós. 234p. 2003.

\_\_\_\_\_. **Secretaria Nacional de Recursos Hídricos**. (MMA). Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. Disponível em: [www.mma.gov.br/port/srh/capa/](http://www.mma.gov.br/port/srh/capa/) Acesso em: 12/08/2010

BRITEZ, R. M.; REISSMAN, C. B.; SILVA, S. M.; SANTOS FILHO, A. Deposição estocional de serapilheira e macronutrientes em uma floresta de araucária, São Mateus do Sul, PR. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, pt. 3, p. 766-772, mar. 1992.

CARUSO, M. L. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Florianópolis: EDUFSC, 185p. 1983.

CHALE, F. M. M. Degradation of mangrove leaf litter under aerobic conditions. **Hydrobiologia**, [S. l.], n. 257, p. 177-183, 1993.

CINTRÓN, G. Caracterización y manejo de áreas de manglar. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, Cananéia, 1987. **Síntese dos Conhecimentos**. São Paulo: ACIESP, v. 3, p. 77-97. (Publicação da ACIESP, n. 54). 1987.

\_\_\_\_\_. CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Roteiro para estudo dos recursos de marismas e manguezais. **Relatório Interno Instituto Oceanográfico Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 10, p. 1-13, 1981.

\_\_\_\_\_. **Introducción a la ecología del manglar**. Montevideo: UNESCO-ROSTLAC, 1983.

\_\_\_\_\_. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur America. **Ciênc. Interamericana**, [S.l.], v. 25, n. 1-4, p. 4-15, 1985.

\_\_\_\_\_. **Ecology and management of new world mangroves**. Coastal Plant Communities of Latin America, 1992.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. UK: Natural Environment Research Council. 144p. 1994.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. [S. l.]: Gênese, 1999.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B.; TALLIAFERRO, W. B (1989). Shredders and riparian vegetation. **Bio Science**, [S.l.], n. 39, p. 24-30, 1989.

CUZZUOL, GERALDO ROGÉRIO FAUSTINI; CAMPOS, ANDRÉA. Aspectos

nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, v. 24, n. 2, jun. 2001.

DAVIS, E.; CORRONADO-MOLINA, C, CHILDERS, D. L, DAY, J.W. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. **Aquatic Bot**, [S. l.], n. 75, p. 199–215, 2003.

DAVIS, S. M.; CHILDERS, D. L.; LORENZ, J. J., WANLESS, H. R.; HOPKINS, T. E. A conceptual model of ecological interactions in the Mangrove estuaries of the florida everglades. **Wetlands**, [S. l.], v. 25, n. 4, p. 832–842, 2005.

DAY, J. W; CONNER, W. H.; DAY, R. H, LEY-LOU, F. Productivity and decomposition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. **Aquat Bot**, n. 22, p. 267–284, 1987.

DAY, J. W.; CORONADO-MOLINA, C. A.; VERA-HERRERA, F. R.; TWILLEY, R.; RIVERA-MONROY, V. H; ALVAREZ-GUILLEN, H.; DAY, R. H.; CONNER, W. H. A 7 year record of aboveground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. **Aquat Bot**, n. 55, p. 39–60, 1996.

DEBORAH, J. S.; THOMAS, H. R. Long-term development of tidal mitigation wetlands in Florida. **Wetlands Ecol Manage**, n. 16, p. 23-31, 2007.

DHN Diretoria de Hidrografia e Navegação. **Tábuas das marés**. Disponível em: <http://www.dhn.mar.mil.br/~dhn/servicos.htm>. Acesso em: out 2008.

DEBETIR, EMILIANA. **Gestão de unidades de conservação sob influência de áreas urbanas**: diagnóstico e estratégias de gestão na Ilha de Santa Catarina – Brasil. 2006. 247f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2006.

DITTMAR, T.; LARA, R. J. Nutrient dynamics in a mangrove creek (Noth Brazil) during the dry season. **Mangroves and Salt Marshes**, [S. l.], v. 3, p. 185-195, 1999.

DUKE, N. C. Phenological trends with latitude in the mangrove tree *Avicennia marina*. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 78, p. 113-133, 1990.

DUKE, N. C.; BUNT, J. S.; WILLIAMS, W. T. Observations on the floral and vegetative phenologies of north-eastern Australian mangroves. **Australian Journal Botany**, [S. l.], v. 32, p. 87-99, 1984.

ESEC/Carijós. **Plano de Manejo** – ESEC/Carijós. Versão Preliminar. IBAMA/Associação Amigos de Carijós, cópia em CD, 2002.

FEEMA. **Relatório técnico sobre manguezal**. Rio de Janeiro: Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, p. 12-20. 1980.

FERNANDES, M. E. B. Phenological patterns of *Rhizophora* L., *Avicennia* L. and *Laguncularia* Gaertn. f. in Amazonian mangrove swamps. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 413, p. 53-62, 1999.

FERNANDES, M. E. B. Produção primária: serapilheira. In: FERNANDES, M. E. B. (Ed.). **Os manguezais da costa norte brasileira**. São Luís-MA: Fundação Rio Bacanga, p. 61-78, 2003.

FIDELIS, N. L. FILHO. **Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da bacia hidrográfica do Rio Ratonés - Florianópolis/SC, num período de quarenta anos, e suas possíveis conseqüências**. 1998. 255f. Dissertação (Mestrado em UFSC/Eng. Sanitária e Ambiental), Florianópolis, 1998.

FIELD, C. D. Mangrove rehabilitation: choice and necessity. **Hydrobiologia**, [S. l.], n. 413, p. 47-52, 1999.

GARNETT, H.; BÄRLOCHER, F. & GIBERSON, D.. Aquatic hyphomycetes in Catamaran Brook: colonization dynamics, seasonal patterns, and logging effects. *Mycologia*, 92: 29-41. 2000.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. **Ecology**, [S. l.], n. 75, p. 1807-1817, 1994.

GESSNER, M.O.; E. CHAUVET; M. DOBSON,. A perspective on leaf litter reackdown in streams. **Oikos**, [S. l.], n. 85, p. 377-384, 1999.

GIANNINI, P.C.F. **Sedimentação quaternária na planície costeira de Peruíbe-Itanhaém (SP)**. 1987. São Paulo, Dissertação (Mestrado Paleontologia e Estratigrafia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1987.

GODOY, SILVANA A.P. DE, MAYWORM MARCO A.S., LO VINCENT KURT, SALATINO ANTONIO, SCHAEFFER-NOVELLI YARA. Teores de ligninas, nitrogênio e taninos em folhas de espécies típicas do mangue. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, v. 20, n. 1, jun. 1997.

GOLLEY, F.; ODUM, H. T.; WILSON, R. F. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. **Ecology**, [S. l.], v. 43, n. 1, p. 9-19, 1962.

GOLLEY, F. B. MCGINNIS, J. T; CLEMENTS, R. G; CHILD, G. I e DUEVER, M. J. **Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem**. Athens: University of Georgia Press,. 154p. 1975.

GONÇALVES J. R, J. F. **Decomposição de detritos foliares em riachos: composição química, invertebrados e microrganismos**. 2005. Tese (Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), Brasil, 2005.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream-a Review. **International Review of Hydrobiology**, [S. l.], n. 86, p. 383–393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; ZIMMER, M. Leaf toughness. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F; GESSNER, M.O. (eds.). **Methods to study litter decomposition: a practical guide**, [S. l.], p. 109-113, 2005.

GRANEK, ELISE; RUTTENBERG, B. I. Changes in biotic and abiotic processes following mangrove clearing Estuarine. **Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v.80, ed. 4, p. 555-562, 2008.

GWADA, P.; KAIRO, J. G. Soil litter production in three mangrove stands of Mida Creek, Kenya. SA. **J Bot**, [S. l.], n. 67, ed. 3, p. 443-449, 2001.

HENRY, R.; UIEDA, V. S.; AFONSO, A. A. O., KIKUCHI, R. M. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a brazilian headstrem. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, [S. l.], n. 25, p. 1866-1870, 1994.

HERZ, R. Estrutura física dos manguezais da costa do Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 1987, Cananéia. **Síntese dos Conhecimentos**. São Paulo: ACIESP, v. 2, p.117-126. (Publicação da ACIESP, n. 54), 1987.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detritivores, fungi and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology**, [S. l.], n. 83, p. 1026-1038, 2002.

HORN FILHO, N. O. **Granulometria das Praias Arenosas da Ilha de Santa Catarina, SC, CFH, UFSC, ISSN 1678-5975**. Porto Alegre: [s. n.], v. 4, p. 1-21, 2001.



IRONS, J.G., M.W. OSWOOD, J.R. STOUT & C.M. PRINGLE. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwat. Biol.* 32: 401- 411. 1994.

KATHIRESAN K.; B. L. BINGHAM. Biology of mangroves and mangrove Ecosystems Advances. **Marine Biology**, [S. l.], v. 4, p. 81-251, 2001.

KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 89, ed. 2, p. 201-219, 2008.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M.; BEZERRA, L. J. C.; MENEZES, M. O. T. Manguezais do Nordeste e mudanças ambientais. **Ciência Hoje**, [S. l.], p. 24-29, 2006.

LACERDA L. D.; ITTEKKOT, V.; PATCHINEELAM, S. R. Biogeochemistry of Mangrove Soil Organic Matter Comparison Between *Rhizophora* and *Avicennia* Soils in South-eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. [S. l.], v. 40, p. 713-720, 1995.

LANA, P.C.; GUISS, C.; DISARÓ, S.T. Seasonal variation of biomass and production dynamics for above and belowground components of a *Spartina alterniflora* marsh in the euhaline sector of Paranaguá Bay (SE Brazil). **Estuarine Coastal and Shelf Sci.**, London, v. 32, p. 231-241, 1991.

LUGO, A. E., SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **Annu Rev Ecol Syst**, n. 5, p. 39-64, 1974.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **A. Rev. Ecol. Syst**, [S. l.], v. 5, p. 39-64, 1974.

LUGO, A. E. Energy flow in some tropical ecosystems. **Proc. Soil Crop. Sci. Soc. Fla.**, [S. l.], v. 29, p. 254-264, 1969.

LU SHOU; YIJUN H.; JIANGNING Z.; AIGEN G.; YIBO L.; QUANZHEN C. Seasonal changes of macrobenthos distribution and diversity in Zhoushan sea area **Aquatic. Ecosystem Health & Management**, 1539-4077, Volume 12, Issue 1, , Pages 110 – 115. 2009.

MANN, K. **Ecology of coastal waters: a system approach**. Verkeley: University of California. p. 97-113. 1982.

MASTALLER, M. **Resumo da literatura sobre conceitos do uso de áreas de mangue, com referência especial para a aqüicultura artesanal.** Brasília: IBAMA, 1989.

MATOS, T.B.; BERNINI, E.; REZENDE, C.E.. **Decomposição de Folhas de Avicennia Germinans, Rhizophora Mangle E Laguncularia Racemosa Do Manguezal do Estuário do Rio Paraíba do Sul,** Estado do Rio de Janeiro Xii Congresso Latino-Americano De Ciências do Mar - Xii Colacmar. 2007.

MARTHA A. S., BRIAN C. P., REYES. E, CHILDERS, D., STEVE D.,. DAY W. JR, **Factors affecting spatial and temporal variability in material exchange between the Southern Everglades wetlands and Florida Bay (USA)** Estuarine, Coastal and Shelf Science. Volume 57, Issues 5-6, August, Pages 757-781. 2003.

MCKEE, K. L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? **Journal of Ecology**, p. 81, p. 477-487. 1993.

MEHLIG, U. Aspects of tree primary production in an equatorial mangrove forest in Brazil. Bremen: **Center for Tropical Marine Ecology (ZMT)**. 155 p. (ZMT contribution, 14). 2001.

MENEZES, G.V.. **Produção e decomposição em bosques de mangue da Ilha do Cardoso,** Cananéia (SP). São Paulo. 1994. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 1994.

MIDDLETON B. A., MCKEE K. L., Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean Island forests. **J Ecol** 89:818–828. 2001.

MOURA, D. O. **Decomposição de folhas em manguezais na região de Bertioiga, São Paulo, Brasil.** Depto. Ecologia Geral, Instituto de Biociências (USP). São Paulo (SP). (dissertação). 1997.

ODUM, W. E., C.C. MCIVOR AND T.J. SMITH. **The Ecology of the Mangroves of South Florida:** A Community Profile. US FWS. FWS/OBS-81/24 144p. 1982.

ODUM, W.E.; HEALD, E. J. **Mangrove forests and aquatic productivity.** In: HASLER, A. O. (Ed.). An introduction to land-water interactions. Berlin: Springer-Verlag,. p. 129-136. 1975.

OLIVEIRA, A. B. **Decomposição das folhas de Rhizophora mangle e Laguncularia racemosa em um manguezal de Ilhéus, Bahia.** Ilhéus, BA: UESC, 2009. 52f. : il. (Dissertação). 2009.

OLSON J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology** 44:322– 331. 1963.

PANITZ, C. M. N. **Produção e decomposição de serrapilheira no Mangue do Rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil (27°35'S-48°31'W)**. Tese de doutoramento apresentada ao Depto. de Ciências Biológicas da UFSCar, S.P. 1986.

PÉREZ, J.; MUÑOZ-DORADO, J.; DE LA RUBIA, T.; MARTINEZ, J. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *Int. Microbiology*, , vol. 5, p. 53-63. 2002.

PERIA, L.C.S.; FERNANDES, P.P.C.P.; MENEZES, G.V.; GRASSO, M.; TOGNELLA, M.M.P. **Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal da Bertioga) e não impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo**. São Paulo: ACIESP, v. 2, p. 183-189. (Publicação ACIESP, n. 71). 1990.

PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**. 4: 345-368. 1974.

PETERSEN, R.C.JR.; K.W. CUMMINS & G.M. WARD, **Microbial and animal processing of detritus in a woodland streams**. Ecological Monographs, 59: 21-39. 1989.

POLI, C. R.; POLI, A. T. B.; ANDREATTA, E R; ELTRAME, E. **Aqüicultura Experiências Brasileiras**. 01ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina/CCA/Departamento de Aqüicultura, v.1, 456pp. 2004.

PONTE A. C. E., FONSECA IAZ, MARQUES M, FREITAS ML, CLARO MSCA Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em ecossistema de mangue. In: Congresso Sociedade Botânica de São Paulo. **Anais...** São Paulo. 1984.

PROSPER L. MFILINGE AND MAKOTO TSUCHIYA. Effect of temperature on leaf litter consumption by grassid crabs in a subtropical mangrove (Okinawa, Japan). **Journal of Sea Research**, Volume 59, Issues 1-2, February, Pages 94-10. 2008

REZENDE, C. E. A, LACERDA, L..B, OVALLE, A.A. ; SILVA, LFF.B. Diel organic carbon fluctuations in a mangrove tidal creek in Sepetiba bay, Southeast Brazil **Braz. J. Biol.**, 67(4): 673-680, 2006.

ROBERTSON A. I. Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forest (*Rhizophora* spp.) in northeastern Australia. **J Exp Mar Biol Ecol** 102:237–248. 1986.

\_\_\_\_\_. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. **J Exp Mar Biol Ecol** 116:235–247. 1988

RODRIGUES P. ; DANIEL PA Decomposition and annual flux of detritus from fallen timber in tropical mangrove forest. **Limnol Oceanogr** 3:640–646. 1989.

ROY S. D. Study of litterfall and its decomposition in a mangrove stand, South Andaman. **J Andaman Sci Assoc** 13(1–2):119–121. 1997.

SAENGER, P.; SNEDAKER, S. C. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. **Ecologia**, v. 96, p. 293-299. 1993.

SÁNCHEZ-ANDRÉS. R, S. SÁNCHEZ-CARRILLO, L.C. ALATORRE, S. CIRUJANO AND M. ÁLVAREZ-COBELAS. Litterfall dynamics and nutrient decomposition of arid mangroves in the Gulf of California: Their role sustaining ecosystem heterotrophy Estuarine, **Coastal and Shelf Science**. Volume 89, Issue 3, Pages 191-199. 2010.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **O papel ecológico e sócioeconômico dos manguezais**, p. 46-47. In CAMPOS, AA. (ed.), *A zona costeira do Ceará - diagnóstico para a gestão integrada*. Aquasis, Fortaleza. 2003.

\_\_\_\_\_. **Brazilian mangroves**. Aquatic Ecosystem Health and Management 3 561-570. 2000.

\_\_\_\_\_. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**, 1995. 64p. 1995.

\_\_\_\_\_. **Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal**. Publicação Especial. Instituto Oceanográfico, São Paulo, v. 7, p. 1-16. 1989.

\_\_\_\_\_. **Aspectos oceanográficos dos manguezais**. O Estado de São Paulo, São Paulo, p. 15-16. 1980.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO. Variability of the mangrove ecosystem along the Brazilian coast. **Estuaries**, Lawrence, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**, 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G.; ADAIME, R. R. Algumas características dos manguezais da região de Cananéia, São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIOS DE BIOLOGIA MARINHA, **Resumos**. p. 61-62. 1980.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; PERIA, L.C.S.; MENEZES., G.V.; GRASSO, M; SOARES, M.L.G; TOGNELLA, M.M.P.. **Manguezais brasileiros, Caravelas, Estado da Bahia**. São Paulo: ACIESP,. v. 1, p. 324-332. (Publicação ACIESP, n. 87). 1994.

SCHMIDT, G. **Manguezal de Cananéia, concentração dos elementos químicos carbono, nitrogênio, cálcio, fósforo, manganês, ferro e cinzas, em folhas de mangue e sua correlação com taxa de decomposição e salinidade**. Tese de Doutorado. São Paulo - SP, Universidade de São Paulo. 327p. 1988.

SESSEGOLO, G.C. Complexidade estrutural do manguezal da Ilha das Laranjeiras (Estação Ecológica de Guaraqueçaba - PR). In: CONGRESSO NACIONAL BOTÂNICA, 40., 1987, Cuiabá. **Anais**. Cuiabá: **Sociedade Brasileira de Botânica**., p. 530. 1987

SESSEGOLO, G.C.; LANA,. P.C. Decomposition of *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia recemosa* leaves in a mangrove of Paranaguá bay (SE-Brazil). **Bot. Mar.**, Berlin, v. 34, p. 285-289. 1991.

SESSEGOLO, G. C. **Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do rio baguaçu, baía de Paranaguá – PR**. CURITIBA p.110. 1997.

SHAFER, DEBORAH J E ROBERTS, THOMAS H. Long-term development of tidal mitigation wetlands in Florida. **Wetlands Ecol**,16:23–31. 2007.

SHAW P. J. A., Multivariate statistics for the Environmental Sciences, **Hodder-Arnold** ISBN 0-3408-0763-6. 2003.

SILVA, M. F. F.. Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, e várzea e igapó. Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. série **Botânica**, v. 56, p. 1-13. 1984.

SILVA C. A. R, LACERDA L. D, OVALLE A. R, REZENDE C. E. The dynamics of heavy metals through litterfall and decomposition in a red mangrove forest. **Mang.and Salt Mars**. 2: 149–157. 1998.

SLIM, F. J. Biomass and litterfall of *C. tagal* and *R. mucronata* in the mangrove forest of Gazi Bay, Kenya. **Mar. Freshwater Res**. v. 47, p. 999-1007. 1996.

SNEDAKER, S.C.; BROWN, M.S. **Water quality and mangrove ecosystem dynamics**. Gulf Breeze: U.S. Environmental Research Laboratory,. 80 p. 1981.

SORIANO-SIERRA, E.J. ; SILVA, J. R. B. M. ; DERNER, R. B. ; BRANCO, J. O. **Aspectos ecológicos do manguezal do Rio Itacorubi, Santa Catarina, Brasil**. NEMAR Ser. Contr. Cient., Florianópolis, v. 16, p. 1-31. 1986.

SORIANO-SIERRA, E. J. Fluxos de maré e interferências antropogênicas à hidrodinâmica, no espaço funcional de um manguezal naturalmente estressado. IN: Soriano-sierra, Eduardo J.; LEDO, Blanca Sierra. Ecologia e gerenciamento do Manguezal 'do Itacorubi. Florianópolis: **SDS/FEPEMA**, p. 269-288. 408p. 1998.

SOUZA FILHO, P. W. M. **Influência das variações do nível do mar na morfoestratigrafia da planície costeira bragantina (NE do PA) durante o Holoceno**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém-Pará. 1995.

STEPHEN E. D.; DANIEL L. C. Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) **wetland Estuarine, Coastal and Shelf Science**. Volume 71, Issues 1-2, January, Pages 194-201. 2007.

SUBERKROPP, K. & E. CHAUVET. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. **Ecology** 76: 1433-1445. 1995.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. Classificação de costas e evolução geológica das planícies litorâneas quaternárias do sudeste e sul do Brasil. In:, 1987, Cananéia. **Anais**. São Paulo: ACIESP, v. 1, p. 1-28. (Publicação da ACIESP, n. 54). 1987.

SWAN, C.M. ; PALMER M.A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 23: 15-28. 2004.

TEIXEIRA, C. B.; DOMINGOS, M.; REBELO, C. F.; MORAIS, R. M. Produção de serapilheira em floresta residual da cidade de São Paulo:. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, pt. 3, p. 785-789, mar. 1992.

TWILLEY RR, Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. In: Hall C (ed) Maximum power. **University Press of Colorado, Boulder**, pp 43–62. 1995

TWILLEY RR, POZO M, GARCIA VH, RIVERA-MONROY VH, ZAMBRANO R, BODERO A. Litter dynamics in riverine mangrove forest in Guayas River Estuary, Ecuador. **Oecologia** 111:109–122. 1997.

WALLACE, J.B., S.L. EGGERT, J.L. MEYER & J.R. WEBSTER. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science** 277: 102-104. 1997

WEBSTER, J.R. & E.F. BENFIELD. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 17: 567-594. 1986.

WEBSTER, J.R. & J.L. MEYER. Organic matter budgets for streams: a synthesis. **Stream Organic Matter Budgets. J. N. Am. Benthol. Soc.** 16: 141-161. 1997.

XALAPA, Veracruz Vitousek MP Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology.** v.65 p. 285–298. 1984.

ZAR J. H. Biostatistical analysis, 3rd edn. Prentice Hall, New Jersey, p 662 22 **Wetlands Ecol Manage.** v.16 p.11–22. 1996.