

MARIANA GALLUCCI NAZÁRIO

**IMPACTO DA AQÜICULTURA NOS PROCESSOS DE MINERALIZAÇÃO BÊNICA  
E FLUXOS DE NUTRIENTES NA INTERFACE ÁGUA SEDIMENTO  
NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ, BRASIL**

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado I, como requisito parcial à conclusão do Curso de Graduação em Oceanografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientadora:  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Eunice da Costa Machado

Co-orientadora: MSc Nilva Brandini

UFPR - Centro de Estudos do Mar  
BIBLIOTECA

PONTAL DO PARANÁ

2005

241  
63744  
215321  
2005  
2801

M 2005 - 20

AOS MEUS AMADOS PAIS E IRMÃOS,  
ANA E DILSON,  
MICHELE, MELISSA E THIAGO

*Se você possui habilidade para alguma coisa, use-o no sentido de construir para o bem da humanidade.*

*A humanidade se beneficiará com isso, e conseqüentemente você também se beneficiará.*

*A sorte sempre está ao seu alcance, ao longo da sua estrada. Ela é sua. Ela pertence a você.*

*Inicie agora mesmo a nova jornada de sua Vida.*

Masaharu Taniguchi

## AGRADECIMENTOS

À professora Eunice da Costa Machado, pela orientação neste trabalho, mas acima de tudo, pela inestimável amizade, dedicação e confiança;

À Nilva Brandini, também pela orientação, mas também pela amizade, dedicação e ajuda em coletas e no laboratório;

Aos meus amigos e "supermergulhadores", Joaquim Neto (Quim), Marcos Pelaes (Ilha) e Carlos Cazati (Birigui), pela imensa ajuda nas coletas, na parte de mergulho, organização e fotos, a troco de "misturinhas", sem os quais não conseguiria realizar este trabalho;

À Rafaela Zem (Rafa Zem), pela ajuda na realização dos mapas;

Às amigas de laboratório, Liciane Siqueira (Lici) e Liziane Ceschim (Lizi), pela grande colaboração com as análises;

Aos marinheiros, Josias e Abrão, pela grande ajuda nas coletas, não só como barqueiros, mas pela grande diversão que se tornavam nossas saídas;

Às secretárias do CEM, Elair (Lalá) e Rûth Mota (Rutinha), por me ajudarem na parte burocrática do trabalho;

Ao Iate Clube de Caiobá, pela infra-estrutura e mão de obra fornecidas nos dias de coleta.

Ao "Miltinho" pela infra-estrutura fornecida na coletas no cultivo e pela colaboração com a pesquisa;

Às minhas grandes amigas Bya, Rafa Zem, Rafa Robert, Carol, Karin, Thati, Fer, Noelle, Mari e Dani, por estarem sempre presentes, por me agüentarem quando eu chorava, por serem tão companheiras e que foram fundamentais na minha passagem por Pontal;

A todos meus amigos de turma, Chileno, Fúria, Magrão, Kreb's, Luís, Cabecinha Digão, Marama, Fozy, Costelinha e Urso, pela grande amizade e pelos bons momentos que passamos em Pontal;

Aos meus amigos do CEM (e das festas), Luizão, Fabian, Ghisi, Márcia, André, Lica, Milena, Ana, Clécio, Rangel, Juan, Kássio, entre MUITOS outros...

À Família Nazário: meus queridos pais, Ana e Dilson, e irmãos, Michele, Melissa e Thiago, pelo incentivo, confiança, amor, porto seguro, amizade, e tudo que mais há de bom nesse mundo;

À Família Melo: meus queridos tios e primos, Cristina, Geraldo, Bruno e Camila, por me receberem em Curitiba sempre como se fosse uma filha, além da grande amizade, amor e confiança;

A todos que de uma maneira ou de outra, colaboraram para a conclusão deste trabalho, e que de por acaso eu tenha me esquecido de mencionar!!!

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	VIII
LISTA DE TABELAS .....	VIII
RESUMO .....	XI
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>6</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	6
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	6
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>7</b>
3.1. ÁREA DE ESTUDO .....	7
<i>Locais de Amostragem</i> .....	9
- Cultivo de Ostras .....	9
- Área Referencial (Controle) .....	10
3.2. DESENHO EXPERIMENTAL .....	10
3.3. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS .....	10
<i>Nutrientes</i> .....	11
<i>Oxigênio Dissolvido</i> .....	11
<i>Clorofila-a e feopigmentos</i> .....	11
<i>Material em Particulado em Suspensão (seston)</i> .....	12
<i>Alcalinidade e Saturação de CO<sub>2</sub></i> .....	12
<i>Transparência, temperatura, salinidade e pH:</i> .....	12
3.4. PRODUÇÃO PRIMÁRIA NA COLUNA D'ÁGUA .....	13
3.5. EXPERIMENTOS DE INCUBAÇÃO <i>IN SITU</i> .....	15
3.5. TRATAMENTO DOS DADOS: .....	16
<i>Concentrações de Oxigênio Dissolvido</i> .....	16
<i>Cálculo de COS e Fluxos de Nutrientes</i> .....	16
<i>Produção Primária Microfitobêntica</i> .....	18
3.6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	19
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>20</b>
4.1. VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS: .....	20
4.2. CARACTERÍSTICAS DA COLUNA D'ÁGUA .....	22
<i>Temperatura da Água</i> .....	22
<i>Salinidade</i> .....	22
<i>pH</i> .....	23
<i>Alcalinidade e Saturação de CO<sub>2</sub></i> .....	24
<i>Nutrientes inorgânicos Dissolvidos</i> .....	24
- Fosfato .....	24
- Nitrogênio Amoniacal .....	25
- Nitrato .....	25
- Nitrito .....	25

<i>Oxigênio Dissolvido</i> .....	26
<i>Transparência da Água e a Camada Eufótica</i> .....	27
4.3. RADIAÇÃO SOLAR .....	29
4.4. PRODUÇÃO PRIMÁRIA PELÁGICA .....	30
4.5. FLUXOS BÊNTICOS .....	30
<i>Produção Primária Microfitobêntica</i> .....	30
<i>Consumo de Oxigênio pelo Sedimento – Mineralização da Matéria Orgânica</i> .....	32
<i>Fluxos de Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos na Interface Água-sedimento</i> .....	33
- Fosfato .....	33
- Nutrientes Nitrogenados .....	34
<i>Amônio</i> .....	34
<i>Nitrato</i> .....	34
<i>Nitrito</i> .....	35
<b>5. DISCUSSÃO</b> .....	37
5.1. METODOLOGIA <i>VERSUS</i> PROCESSOS .....	37
5.2. CONSUMO DE OXIGÊNIO PELO SEDIMENTO - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO .....	39
5.3. RELAÇÃO COS/PRODUÇÃO PRIMÁRIA PELÁGICA LÍQUIDA (PPL) .....	43
5.4. FLUXOS DE FOSFATO .....	45
5.5. FLUXOS DE NUTRIENTES INORGÂNICOS NITROGENADOS .....	46
<i>Fluxos de Amônio</i> .....	47
<i>Fluxos de Nitrato</i> .....	48
<i>Fluxos de Nitrito</i> .....	49
5.6. MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA – VALORES TEÓRICOS E MEDIDOS DE NITROGÊNIO E DE FÓSFORO .....	50
5.7. PRODUÇÃO PRIMÁRIA MICROFITOBÊNTICA .....	54
5.8. ACOPLAMENTO SEDIMENTO/COLUNA D'ÁGUA .....	55
5.9. IMPACTO DO CULTIVO .....	57
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	59
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	61

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa da Baía de Guaratuba. Destaque da área de amostragem, indicando os pontos de coleta. 8
- Figura 2. Esquema do suporte e posicionamento dos tubos contendo os frascos para incubação do oxigênio dissolvido. A porcentagem indicada é referente ao nível de penetração da luz em cada tubo. .... 13
- Figura 3. Desenho experimental demonstrando o posicionamento das câmaras bênticas. Detalhe nas câmaras: dimensões como diâmetro e altura; (1) sistema de homogeneização; (2) bexiga compensatória e (3) orifício para retirada das amostras iniciais e finais. .... 16
- Figura 4. Precipitação (barras) e temperatura do ar (linhas) nos locais de amostragem nos sete dias anteriores ao dia de coleta. A última data em cada gráfico é referente à data da amostragem. (A) junho/2004; (B) janeiro; (C) março; (D) abril; (E) junho-1 e (F) junho-2. .... 21
- Figura 5. Temperatura da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 22
- Figura 6. Salinidade da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 23
- Figura 7. pH da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 23
- Figura 8. (A) Alcalinidade e (B) Saturação de CO<sub>2</sub> da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 24
- Figura 9. Concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. (A) fosfato; (B) amônio; (C) nitrato e (D) nitrito. .... 26
- Figura 10. (A) Concentração e (B) saturação de oxigênio dissolvido na água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 27
- Figura 11. Transparência da água durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. .... 28
- Figura 12. Radiação Solar em cada dia de amostragem: (A) junho/2004 (área referencial); (B) janeiro (cultivo); (C) março (cultivo); (D) abril (área referencial); (E) junho-1 (cultivo) e (F) junho-2 (área referencial). .... 29
- Figura 13. Taxas de produção primária microfitobêntica líquida nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio



- padrão. Caixas brancas – valores de produção de oxigênio e caixas hachuradas – valores de produção primária microfitobêntica. .... 32
- Figura 14. Taxas médias COS e mineralização da matéria orgânica na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores de COS e caixas hachuradas – valores de mineralização da matéria orgânica. .... 33
- Figura 15. Fluxos médios diários de Fósforo Inorgânico Dissolvido na interface água-sedimento nos dias de amostragem (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. .... 34
- Figura 16. Fluxos médios diários de Constituintes Nitrogenados Inorgânicos Dissolvidos na interface água-sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. (A) amônio; (B) nitrato; (C) nitrito e (D) NID. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. .... 36
- Figura 18. Mineralização média da matéria orgânica (em  $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) em cada amostragem. (A) Área referencial e (B) Cultivo de ostras. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. .... 42
- Figura 19. Taxas médias de mineralização Nitrogênio na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores teóricos e caixas hachuradas – valores medidos. .... 51
- Figura 20. Taxas médias de mineralização Fósforo na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores teóricos e caixas hachuradas – valores medidos. .... 52
- Figura 21. Diferença significativa entre as taxas de produção primária microfitobêntica nas duas áreas amostradas na Baía de Guaratuba. Os testes foram realizados com duas amostragens consecutivas: (A) março/abril e (B) junho-1/junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. .... 55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Médias de Profundidade da coluna d'água, Profundidade de Secchi e Profundidade da Camada Eufótica nas campanhas amostrais. Entre parênteses, valores máximos e mínimos encontrados durante os experimentos. ....	28
Tabela 2. Produção Primária Pelágica Líquida nos meses de amostragem.....	30
Tabela 3. Taxas de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e de Produção Primária Microfitobêntica em todas as campanhas amostrais nas incubações com caixas claras, indicando o número de experimentos (n) e desvio-padrão(dp). * taxas diárias estimadas em médias de luminosidade do mês de junho de 2005. ** incorporação de oxigênio pelo sedimento, não sendo utilizados para cálculo da PPM.....	31
Tabela 4. Taxas de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e de Mineralização da Matéria Orgânica na interface água-sedimento nas incubações com caixas escuras em todas as campanhas amostrais. (n) número de experimentos e (dp) desvio-padrão.....	32
Tabela 5. Variações médias da concentração de material particulado em suspensão em $\text{mg dm}^{-3}$ dentro das câmaras nos dias de amostragem. Entre parênteses, valores mínimos e máximos; (n) número de câmaras e (dp) desvio padrão. ....	38
Tabela 6. Taxas de Mineralização da Matéria Orgânica (em $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) em diversas áreas costeiras do mundo. Valores estimados a partir de um coeficiente respiratório (QR) igual a 0,85. (Z) profundidade em metros do local. *cultivo de <i>Castrossea gigas</i> .**cultivo de mexilhões. ....	40
Tabela 7. Relação entre as taxas médias de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e Produção Primária Líquida Pelágica ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) durante os dias de amostragem.....	44
Tabela 8. Taxas téóricas médias de Mineralização de Carbono, Nitrogênio e Fósforo na interface água-sedimento (em $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )em todas as campanhas amostrais. (n) número de câmaras escuras e (dp) desvio-padrão.....	51
Tabela 9. Avaliação da contribuição do compartimento bêntico para a demanda fitoplanctônica nas amostragens na Área referencial da Baía de Guaratuba. * influxo líquido.....	56
Tabela 10. Avaliação da contribuição do compartimento bêntico para a demanda fitoplanctônica nas amostragens no Cultivo de Ostras na Baía de Guaratuba.....	57

## RESUMO

A mineralização bêntica da matéria orgânica é um processo de grande importância para sistemas de baixa profundidade, tal como o estuário da Baía de Guaratuba. A liberação de nutrientes pelo sedimento pode suprir uma fração considerável da demanda fitoplanctônica, garantindo a sustentabilidade de ambientes costeiros. Locais como estuários são amplamente utilizados para a implantação de fazendas de cultivo de organismos aquáticos. Tal atividade, pode alterar consideravelmente o meio, com efeitos relacionados principalmente ao incremento orgânico da água e dos sedimentos. O objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos de um cultivo de ostras sobre os processos de mineralização e de fluxos de nutrientes na interface água-sedimento na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Para tanto, foram realizadas incubações *in situ*, com réplicas de câmaras bênticas claras e escuras. Foram realizadas seis campanhas: em junho de 2004 e abril e junho de 2005 na área referencial e, em janeiro, março e junho de 2005 no cultivo de ostras. Não foram verificadas diferenças significativas nas taxas médias de mineralização da matéria orgânica entre a área referencial e o cultivo de ostras, com valores de  $24,8 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e de  $15,8 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente. Os fluxos de nutrientes também não diferiram entre os dois locais, com fluxos médios de amônio e de fosfato no cultivo ligeiramente maiores que na área referencial. Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o compartimento bêntico supriu em até 28 % de N e 26% P, na área referencial e, até 69% de N e 59% de P no cultivo, da demanda dos produtores primários pelágicos. Nas duas áreas foram verificados processos de remoção ou retenção de nitrogênio e de fósforo pelo sedimento, evidenciados pelas diferenças encontradas entre os valores estimados teoricamente e os medidos nos fluxos. As taxas médias de produção primária microfitobêntica observadas na área referencial ( $6,35 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) foram significativamente maiores que as do cultivo ( $0,44 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Essa diferença se deve principalmente às diferentes profundidades e intensidade de penetração da luz na água entre os dois locais. O cultivo de ostras não causa impacto nos processos na interface água-sedimento, o que pode ser atribuído à baixa densidade de ostras cultivadas, em conjunto com a ação de fortes correntes no canal de maré em questão, renovando constantemente a água de fundo.

Palavras-chave: *mineralização bêntica, fluxos de nutrientes, interface água-sedimento, cultivo de ostras, Baía de Guaratuba.*

## 1. INTRODUÇÃO

Por definição, estuários são ambientes aquáticos onde ocorre a interação dinâmica entre as águas doces, as águas marinhas, o sistema terrestre e a atmosfera, representando ambientes de alta produção biológica (Day *et al.*, 1989).

De uma maneira geral, o sistema pode ser dividido em dois compartimentos – coluna d'água e sedimento, existindo uma interface quase sempre bem definida e muito ativa entre eles a camada nefelóide (Carmouze, 1994). Todo material carreado e/ou produzido dentro de um estuário, é trabalhado de maneira diferenciada em cada compartimento.

Por apresentarem, geralmente, pequena espessura de lâmina d'água, o acoplamento e as trocas de material entre os compartimentos estuarinos é maior, devido às maiores taxas de sedimentação. Parte da matéria orgânica é mineralizada na própria coluna d'água e grande parte sedimenta diretamente ou através de pelotas fecais de herbívoros, sendo então, degradada no sedimento (Machado, 1989; Alongi, 1994; Zarzur, 2001; Freitas, 2004), caracterizando a mineralização (ou degradação) bêntica da matéria orgânica e, conseqüente liberação de nutrientes reciclados para coluna d'água (Valiela, 1984).

A liberação de nutrientes essenciais para a produção primária, como nitrogênio e fósforo (Zarzur, 2001), muitas vezes, é crucial para a sustentabilidade de ambientes aquáticos, principalmente para os de baixa profundidade, onde esse processo é significativamente mais elevado (Friedl *et al.*, 1998; Alongi 1999; Jahnke; *et al.*, 2000; Nakamura, 2003; Rasshed *et al.*, 2004). A mineralização bêntica da matéria orgânica é diretamente relacionada com a profundidade da coluna d'água, de sendo de aproximadamente 1% no mar aberto, 10 a 50% na zona costeira e de 50 a 80% em sedimentos costeiros e em sedimentos estuarinos (Capone, 1983 *in* Carpenter & Capone, 1983), com exceção de sistemas lagunares, de baixa profundidade e de baixa troca de água, nas quais as taxas de mineralização não ultrapassam 30% (com. pess. Knoppers).

A maior parte da mineralização da matéria orgânica ocorre na interface água sedimento e na própria coluna sedimentar, principalmente nos 10 cm superiores de sedimento, fração sedimentar de maior aeração (Capone, 1983 *in* Carpenter & Capone, 1983; Machado, 1989; Carmouze, 1994; Zarzur, 2001).

A camada nefelóide é rica em matéria orgânica, onde ocorre intensa mineralização através do metabolismo bacteriano (Carmouze, 1994). A degradação no sedimento é resultado da respiração do oxigênio ou de outros processos metabólicos<sup>1</sup> por bactérias e organismos heterotróficos (Machado, 1989; Alongi, 1994; Hopkinson *et al.*, 2001). Em sedimentos estuarinos, as principais formas de degradação da matéria orgânica são através da respiração aeróbica e da redução do sulfato, sendo a primeira, termodinamicamente favorecida (Day *et al.* 1989).

A degradação da matéria orgânica na coluna sedimentar depende de uma série de fatores físicos, como temperatura, profundidade da zona eufótica e hidrodinâmica de sistema (Valiela, 1984), que podem determinar o fornecimento de oxidantes, como oxigênio para a degradação; químicos, principalmente associados ao potencial redox do sedimento (Valiela, 1984) e, geológicos, como granulometria e porosidade do sedimento (Machado, 1989; Hopkinson *et al.*, 2001). Já a migração dos produtos da regeneração bêntica na interface dependem da turbulência e ressuspensão da camada nefelóide e do próprio sedimento, por correntes de fundo, ventos e ondas de maré (Hopkinson *et al.*, 2001); de processos difusivos e advectivos, ocorrendo a transferência dos constituintes e de massas d'água na interface, respectivamente (Marinelli *et al.*, 1998; Jahnke *et al.*, 2000; Marinelli & Williams, 2003; Rashed *et al.*, 2004; Sun & Dai, 2005) e, da bioturbação, na qual organismos da infauna e macrofauna bêntica promovem a homogeneização da camada nefelóide e a oxigenação do sedimento através da construção de tubos ou outras atividades associadas ao modo de vida de cada organismo, podendo alterar a composição química do sedimento (Machado, 1989; Alongi, 1994; Zarzur, 2001; Marinelli & Williams, 2003; Mermillod-Blondin *et al.*, 2004; Sun & Dai, 2005).

---

<sup>1</sup> Ordem de oxidação de constituintes no sedimento depende de qual é a via metabólica de maior poder de oxidação:  $O_2 > NO_3^- > MnO_2 > FeOOH > SO_4^{2-} > CO_2$  (Carmouze, 1994).

Métodos de determinação das taxas de mineralização da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes na interface sedimento-água, consistem em incubações *in situ* (por exemplo, Machado, 1989; Alongi, 1994; Friedl *et al.*, 1998; Zarzur, 2001; Mwashote & Jumba, 2002; Fonseca, 2004; Freitas, 2004), incubações *in vitro* (por exemplo, Denis & Grenz, 2003; Lojen *et al.*, 2004), através de análises das concentrações na água intersticial de testemunhos sedimentares (por exemplo, Zarzur, 2001; Marinelli & Williams, 2003) e através de “peepers” colocados no sedimento, para extração e posterior análise da água intersticial (Carmouze, 1994).

No Brasil, a descrição de fluxos de nutrientes e de taxas de mineralização da matéria orgânica na interface água-sedimento se restringem a estudos no estado do Rio de Janeiro, em sistemas lagunares costeiros como a Lagoa de Guarapina (Machado, 1989), Lagoa de Fora (Belloto, 1992<sup>2</sup>), Lagoa de Maricá (Fernex *et al.*, 1992<sup>2</sup>; Pollery & Fernandes, 1997<sup>3</sup>), Lagoa da Barra (Kuroshima, 1995<sup>2</sup>), Lagoa de Araruama (Knoppers *et al.*, 1996<sup>2</sup>), no estado do Paraná, na Baía de Paranaguá (Brandini *et al.*, 1997; Knoppers *et al.* 1999 e 2004), no estado de Santa Catarina, na Enseada da Penha (Pereira Filho *et al.*, 1998) e no estado do Rio Grande do Sul na Lagoa dos Patos (Brepohl, 2000<sup>3</sup>; Zarzur, 2001, Freitas, 2004). Em cultivos, o único trabalho existente é o de Pereira Filho *et al.* (1998), em Armação do Itapocoroy, Santa Catarina.

Nas últimas décadas, principalmente a partir dos anos 90, o cultivo intensivo de organismos marinhos vem se intensificando consideravelmente no mundo inteiro. Segundo estatísticas da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), a produção mundial de peixes, crustáceos e moluscos marinhos aumentou de 20,8 milhões de toneladas em 1994 para 42,3 milhões de toneladas em 2003. No Brasil, nesse mesmo período, o aumento foi de 30,9 mil toneladas para 277,6 mil toneladas, aproximadamente 5 vezes o crescimento mundial sendo, atualmente, o 16º produtor de organismos marinhos no mundo. Entre as atividades mais difundidas, atualmente, a de maior crescimento no mundo é o cultivo intensivo de *Castrossea gigas*, com um

---

<sup>2</sup> In Knoppers *et al.*, (1999).

<sup>3</sup> In Freitas, (2004).

A compression factor of 20 is foreseen for the MERIS browse with the use of a public domain compression software. Contrast enhancement technique will be applied on a band basis to improve the visual aspect of the data.

For further details regarding the MERIS Level 1b data products, see [Product Spreadsheets](#).

crescimento de 2,9 milhões de toneladas em 1994 para 4,4 milhões de toneladas em 2003.

Embora a aqüicultura tenha se desenvolvido e se intensificado nos últimos anos, se tornando uma alternativa para o crescimento sócio-econômico de muitas regiões costeiras, o cultivo intensivo de organismos aquáticos é, freqüentemente, praticado de forma insustentável (Naylor *et al.*, 1998, 2000 *in* Burford & Lorenzen, 2004).

A maior problemática existente na aqüicultura, está relacionada ao incremento orgânico na coluna d'água e no sedimento que, no entanto, restringe-se principalmente ao cultivo intensivo de peixes e camarões. Isso porque, nessas atividades o aporte orgânico é mais elevado devido à sua forma de manejo, com a adição de suplementos alimentares aos animais, podendo acarretar em um acúmulo de matéria orgânica no fundo. Como resultado, pode ocorrer a liberação de sulfetos tóxicos, amônio e outros produtos reduzidos, alterando o pH e o potencial redox e, conseqüentemente, a liberação de nutrientes na interface água-sedimento (Alongi, 1999; Burford & Lorenzen, 2004). Na água, os principais efeitos são: a anoxia da água de fundo, a redução da camada eufótica e a eutrofização (Holmer, *et al.*, 2002; Burford & Lorenzen, 2004).

No entanto, os efeitos da ostreicultura, e de outros bivalves, são mínimos, ao contrário do cultivo de peixes e de camarão. O aumento de material orgânico proveniente de cultivos de moluscos marinhos é praticamente oriundo de fezes e pseudofezes dos organismos (Grant *et al.*, 1995 *in* Crawford *et al.*, 2003).

Impactos de cultivos de moluscos estão associados a altas densidades de animais cultivados, baixos fluxos de correntes, alta porcentagem de silte e argila no sedimento e profundidade da coluna d'água (Crawford *et al.*, 2003). Assim, os efeitos dependem grandemente da tecnologia aplicada, da escala de produção e a capacidade de suporte do local (Paez-Osuna & Ruiz-Fernandez, 2005). Os efeitos podem ser minimizados ou até anulados por meio de cuidados no manejo, técnicas de cultivo e localização das estruturas.

Para a instalação de fazendas de cultivo, áreas como estuários são amplamente utilizadas, por serem locais relativamente mais protegidos e por apresentarem condições necessárias que possibilitam sua implantação.



Dessa maneira, o monitoramento de áreas de cultivo torna-se uma atividade fundamental quando se reconhece que a técnica da aqüicultura pode alterar processos importantes para a manutenção da produtividade de ecossistemas costeiros tais como a mineralização bêntica da matéria orgânica e a liberação de nutrientes pelo sedimento.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral

O objetivo geral do presente trabalho foi verificar a influência do cultivo de ostras "Ostra Viva" nos processos de produção, degradação e mineralização da matéria orgânica na interface sedimento-água no estuário da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil.

### 2.2. Objetivos específicos

⇒ Quantificar a magnitude do metabolismo da comunidade bêntica, através da determinação das taxas de consumo de oxigênio pelos sedimentos, na área de cultivo de ostras e na área referencial;

⇒ Quantificar os fluxos de nutrientes inorgânicos na interface água sedimento das duas áreas investigadas;

⇒ Verificar a contribuição do compartimento bêntico para a demanda pelágica de nutrientes no ecossistema em questão;

⇒ Avaliar a relação entre os fatores físico-químicos da coluna d'água que regulam os fluxos de oxigênio e nutrientes na interface água-sedimento no sistema em questão.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de Estudo

A Baía de Guaratuba é um estuário situado na planície costeira, do litoral sul do estado do Paraná ( $25^{\circ} 51.80'S$ ,  $48^{\circ} 38.20'W$ ) (figura 1). Possui uma área de  $48,57 \text{ km}^2$ , próxima ao município de Guaratuba, com uma população de 32.007 habitantes (IBGE, 2004).

Prolonga-se em até 15 quilômetros para dentro do continente, apresentando uma desembocadura estreita, com largura de aproximadamente 500 metros e de até três quilômetros no seu interior (Angulo, 1993). Caracteriza-se por ser um estuário relativamente raso, com presença de grandes baixios, com um único canal principal, de profundidades de até seis metros e de no máximo de 27 metros na desembocadura (Marone *et al.*, 2003). Em toda sua extensão, apresenta diversos canais de maré e ilhas que, na maioria das vezes, são margeados por extensos bosques de manguezais (Angulo, 1993), apresentando uma vegetação típica desse tipo de ecossistema.

O clima da região, segundo classificação de Köppen, é do tipo **Cfa**; onde **C** corresponde ao clima pluvial temperado; **f**, sempre úmido com chuvas em todos os meses do ano e, **a**, com temperatura média do mês mais quente acima de  $22^{\circ}\text{C}$ . É classificado pelo IPARDES (1990) como mesotérmico úmido. Há predominância de ventos de leste e sudeste com velocidade média de 4 m/s na região. O regime de marés na baía pode ser classificado como semi-diurno apresentando eventuais ressacas associadas a frentes frias e fortes ventos (Marone, com. Pers.).

O aporte de água doce é principalmente através dos rios Cubatão e São João, com valbres de salinidade variando na baía compreendidos entre 37 e 3, nas estações de inverno e verão, respectivamente. Essa variação é controlada principalmente pelas taxas de precipitação, que variam entre 90,63mm e 238,97mm, nas respectivas estações, o que indica a existência de duas estações bem definidas: inverno/seco e verão/chuvoso.

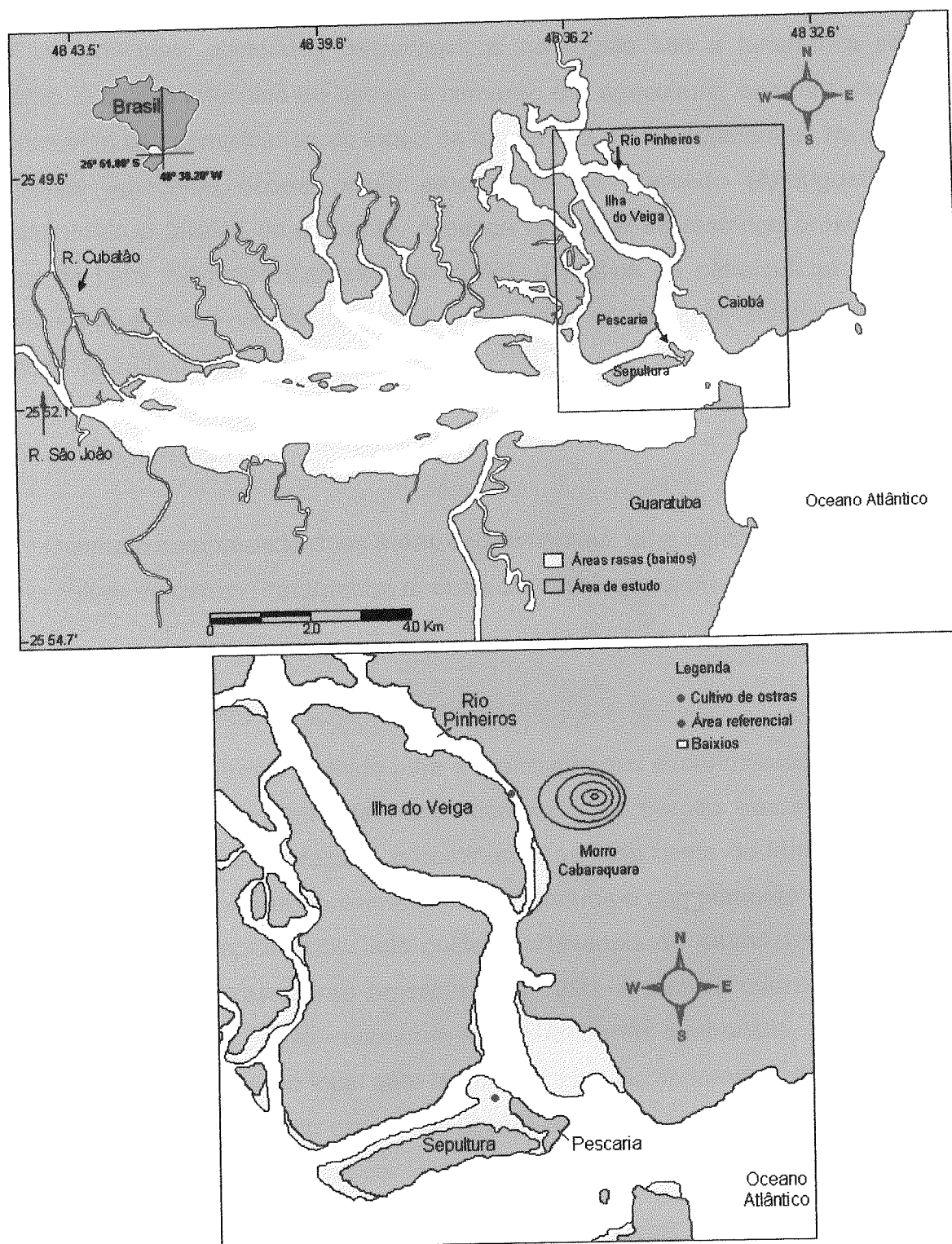


Figura 1. Mapa da Baía de Guaratuba. Destaque da área de amostragem, indicando os pontos de coleta.

As principais atividades desenvolvidas na região são o turismo, a pesca do camarão, o cultivo intensivo de ostras e camarão e a agricultura, as quais, nas últimas décadas vêm se intensificando ao longo da baía e nas praias adjacentes. Na plataforma continental adjacente ocorre pesca empresarial de mercado (Andriguetto, 1999), predominando o arrasto de camarão. A pesca artesanal se restringe próximo e/ou no interior da baía. Segundo Caldeira (no prelo), a prática da ostreicultura na Baía de Guaratuba teve início na década de 90, sendo que, atualmente, existem cerca de 14 fazendas de cultivo implementadas.

### *Locais de Amostragem*

O estudo compreende duas áreas experimentais: uma correspondendo à área do próprio cultivo de ostras (tratamento) e, outra de referência, sem o cultivo.

#### - Cultivo de Ostras

O cultivo de ostras escolhido para a realização dos experimentos está situado no Rio dos Pinheiros, um canal de maré localizado na porção nordeste da Baía de Guaratuba entre a Ilha do Veiga e o continente, ao lado oeste do Morro Cabaraquara (figura 1), com uma largura aproximada de 150 metros e comprimento de 2000 metros. Neste local, foram implantados dois cultivos artesanais de ostras *Crassostrea gigas* (espécie exótica) e *Crassostrea brasiliana* em 1996. A técnica utilizada é a *long-line* (espinhel), na qual as ostras encontram-se em lanternas suspensas. Até o momento, encontram-se instalados no local sete espinhéis, com comprimentos de até 70 metros. O cultivo principal, com cinco espinhéis, possui em média três mil dúzias de ostras por espinhel. A densidade de ostras por lanterna varia bastante, principalmente conforme a idade e tamanho dos organismos.

A profundidade média do local de amostragem varia entre 1,5 metros e 2,5 metros e, em toda a extensão do canal, Hostin (2003) verificou sedimentos que variam de areia muito fina a média, sendo que no local de amostragem o tipo de substrato foi

classificado como areia fina. Em todo o entorno do canal de maré, existe a predominância de vegetação de manguezal.

#### - Área Referencial (Controle)

O local determinado como referência do experimento está situado entre as Ilhas da Sepultura e da Pescaria, na parte central da Baía de Guaratuba, próximo à desembocadura do estuário (figura 1). A profundidade média do local varia de 0 a 1,0 m, podendo ficar exposto em situações de baixa-mar de sizígia.

Os sedimentos do local são definidos como areia fina, compostos por aproximadamente 70% de areia (Zem, *et al.*, 2003).

### 3.2. Desenho Experimental

Os experimentos de incubação *in situ*, assim como a determinação das taxas de produção primária pelágica e dos parâmetros físico-químicos da coluna d'água, foram realizados em situações de maré de quadratura, em janeiro, março e junho (junho-1) de 2005 em um cultivo de ostras e, nos meses de junho de 2004, abril e junho (junho-2) de 2005 na área referencial na Baía de Guaratuba.

Os locais de amostragens foram determinados previamente, considerando-se o tipo de substrato do lugar, preferencialmente argilo-arenoso, e a profundidade dos pontos de coleta, inferior a dois metros, de maneira tal a facilitar o manuseio e fixação das câmaras bênticas. Além disso, no local de cultivo de ostras foi verificada a direção das correntes, aumentando a possibilidade das caixas serem colocadas onde possa ocorrer a sedimentação do material ali produzido. Para a determinação da área referencial, levou-se em consideração o tipo de substrato (semelhante ao do cultivo) e a profundidade.

### 3.3. Variáveis físico-químicas

As variáveis físico-químicas selecionadas neste trabalho foram analisadas segundo metodologia empregada no Laboratório de Biogeoquímica Marinha do Centro de Estudos do Mar. Dados meteorológicos como ventos e precipitação, assim como dados de luminosidade, foram cedidos pela Simepar.

### *Nutrientes*

Em campo, as amostras para nutrientes inorgânicos dissolvidos (fosfato, amônio, nitrato e nitrito) e nutrientes orgânicos totais (nitrogênio e fósforo) foram armazenadas em frascos de polietileno e conservadas sob refrigeração. Em laboratório, as amostras foram filtradas em filtros Schleicher & Schuell GF-52C e congeladas para posterior análise. As concentrações dos nutrientes inorgânicos, foram determinadas através do método colorimétrico descrito por Grasshoff *et al.* (1983), com leitura realizada em espectrofotômetro UV-1601, Shimadzu.

### *Oxigênio Dissolvido*

As amostras foram fixadas em campo e conservadas em caixa térmica com água do local, para que não houvesse alteração da temperatura até a chegada no laboratório. As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas de acordo com o método de Winkler, modificado para ponto final determinado potenciométricamente (Grasshoff *et al.*, 1983).

### *Clorofila-a e feopigmentos*

Para determinação de clorofila-a e feofitina foram filtradas cerca de 30 ml das amostras, em filtros SS 52  $\mu\text{m}$ , que permaneceram congelados até a análise. O método

empregado foi o fluorimétrico, descrito por Strickland & Parsons (1972), com a utilização de um fluorômetro Turner Designs, modelo AU-10.

#### *Material em Particulado em Suspensão (seston)*

Para a determinação dos teores de seston foram filtradas cerca de 120 cm<sup>3</sup> de cada amostra de água em filtros Schleicher & Schuell GF-52C, previamente lavados e pesados. Esses filtros permaneceram congelados até análise, que consiste na determinação da diferença gravimétrica entre os filtros com amostra e os filtros vazios (Strickland & Parsons, 1972) em balança analítica com 5 casas decimais.

#### *Alcalinidade e Saturação de CO<sub>2</sub>*

A determinação da alcalinidade foi obtida por titrimetria, com titulação com HCl 0,01 M, com o ponto final obtido pelo método de Gran, descrito por Carmouze (1994). A partir desse resultado, juntamente com dados de temperatura, salinidade e pH, foi possível calcular a porcentagem de saturação de CO<sub>2</sub> total, segundo o modelo de interações iônicas descrito por Carmouze (1994).

#### *Transparência, temperatura, salinidade e pH:*

Variáveis físicas como transparência e temperatura da água foram medidas em campo no momento dos experimentos, com o auxílio de um disco de Secchi e um termômetro de mercúrio, respectivamente. As alíquotas para avaliação da salinidade e pH foram recolhidas em frascos de polietileno pequenos, guardadas em caixas térmicas com água do local, sendo determinados com um refratômetro (ATAGO) e um pH-metro de campo (HANNA).



### 3.4. Produção Primária na Coluna d'água

As taxas de produção primária na coluna d'água (taxas de fotossíntese) foram estipuladas através de incubações *in situ*, utilizando a técnica do Oxigênio Dissolvido (Grasshoff *et al.*, 1983). O método consiste na coleta de água de superfície, distribuída em frascos de oxigênio de aproximadamente 125 ml, colocados em réplicas em tubos de acrílico, com níveis de incidência de luz previamente definidos (0%, 4%, 8%, 11%, 18%, 40% e 100%). Das amostras coletadas, duas foram fixadas imediatamente após a coleta, para determinação das concentrações iniciais de oxigênio dissolvido na água de superfície. As amostras dentro dos tubos foram arranjadas em um suporte de madeira que permaneceu em água de sub-superfície por aproximadamente duas horas (tempo de incubação) (figura 2), sendo fixadas após esse período.

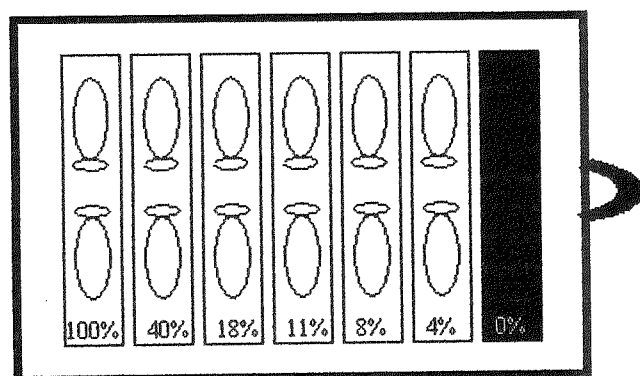


Figura 2. Esquema do suporte e posicionamento dos tubos contendo os frascos para incubação do oxigênio dissolvido. A porcentagem indicada é referente ao nível de penetração da luz em cada tubo.

As taxas de produção e respiração foram estimadas a partir da variação dos teores de oxigênio dissolvido nas amostras durante o tempo de incubação.

Utilizando o coeficiente fotossintético (PQ) igual a 1,2 (Asmus, 1982), as taxas de produção primária (produção de oxigênio) foram convertidas em taxas de produção de carbono. A produção total de carbono produzido por unidade de volume foi integrada para a zona eufótica através da regra trapezoidal. As profundidades correspondentes aos níveis de radiação incidente simulados nos experimentos foram estipuladas com a utilização do seguinte modelo:

$$Z = [(\ln E_0) - (\ln E_z)] / K$$

onde:

Z é a profundidade de cada nível de radiação incidente;

K é o coeficiente de extinção da luz na água (1,44 /secchi) (Holmes 1970);

$E_0$  é a radiação solar na superfície e,

$E_z$  é a radiação no plano horizontal da profundidade Z.

Deste modo, pôde-se extrapolar a produção primária para todo o período de luminosidade a partir da produção obtida durante o período de incubação, através da curva de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) do dia do experimento. Para tanto, utilizou-se a relação:

$$P = p * L_T / L_I$$

onde:

P = produção primária bruta ( $\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ );

p = produção primária bruta no período de incubação ( $\text{mg C m}^{-2}$ );

$L_T$  = radiação solar diária e,

$L_I$  = radiação solar durante o período de incubação.

### 3.5. Experimentos de Incubação *in situ*

As taxas de consumo de oxigênio pelo sedimento (COS) e produção primária microfitobêntica (PPM), bem como os fluxos de nutrientes na interface água-sedimento, foram obtidos através do método de incubação *in situ*, com o emprego de câmaras bênticas. Essa técnica compreende a avaliação das concentrações iniciais e finais de oxigênio dissolvido, fosfato, amônio, nitrato e nitrito inorgânicos dissolvidos e, nitrogênio e fósforo orgânicos totais durante o tempo determinado para a incubação.

Tanto no cultivo quanto na área referencial foram utilizadas réplicas, sendo três câmaras claras (produção) e três escuras (respiração), com volume conhecido e áreas conhecidos (figura 3). As caixas foram distribuídas aleatoriamente a partir de um ponto central, por dois mergulhadores autônomos, evitando ao máximo o pisoteio e a ressuspensão do sedimento (figura 3).

A incubação em si é caracterizada pelo encerramento de uma porção de água/sedimento por um tempo determinado, sendo de aproximadamente quatro horas. O tempo de cada experimento foi estipulado principalmente pelas características do sedimento do local, bem como das condições climáticas do dia da amostragem (maior ou menor luminosidade, temperatura da água). Para que não houvesse a formação de um gradiente dos constituintes dentro das câmaras durante o tempo de incubação, cada câmara possui um sistema agitador manual, cuidadosamente movimentado pelo mergulhador a cada uma hora, por um tempo padronizado, homogeneizando o volume incubado.

As amostras dentro das caixas bênticas foram coletadas no início e final de cada incubação, com seringas de polietileno de 60 ml, concomitante à coleta de água de fundo fora das câmaras bênticas, para controle das variáveis físico-químicas.

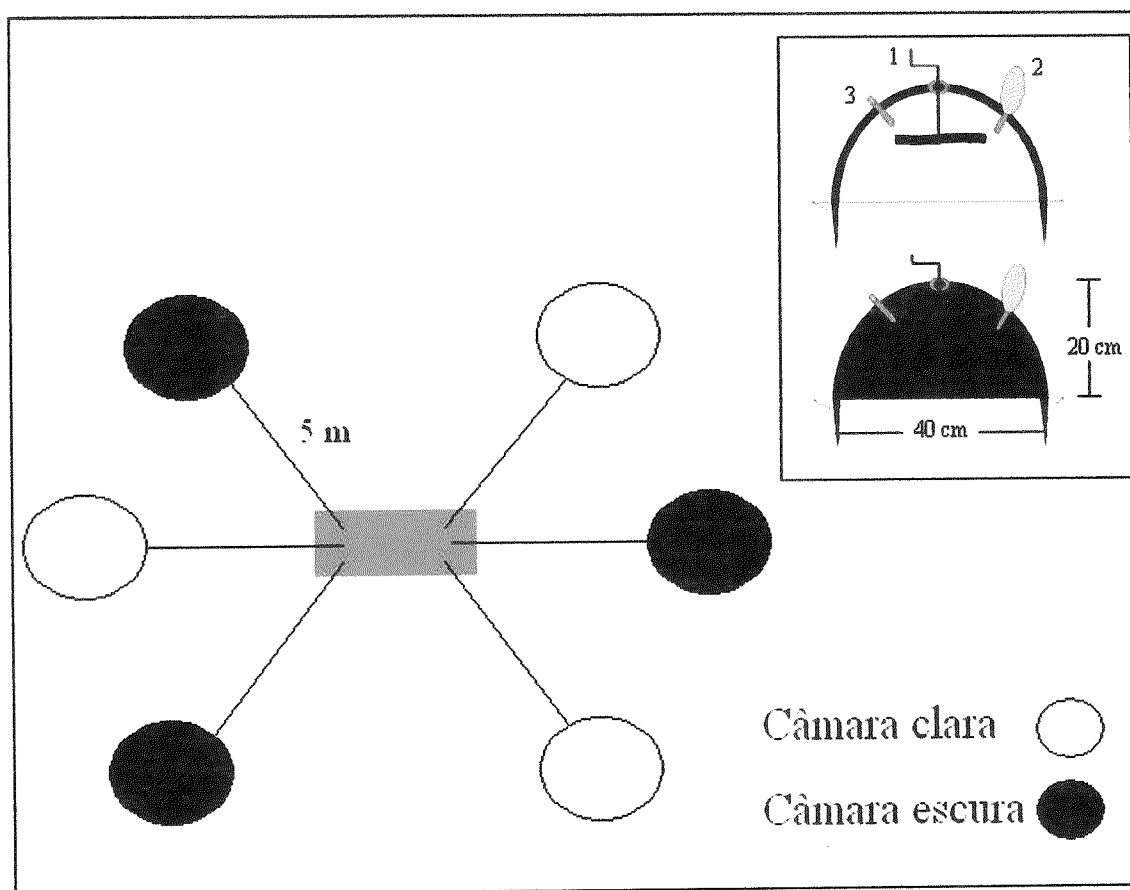


Figura 3. Desenho experimental demonstrando o posicionamento das câmaras bênticas. Detalhe nas câmaras: dimensões como diâmetro e altura; (1) sistema de homogeneização; (2) bexiga compensatória e (3) orifício para retirada das amostras iniciais e finais.

### 3.6. Tratamento dos dados:

#### *Concentrações de Oxigênio Dissolvido*

As concentrações de oxigênio dissolvido encontradas nas câmaras claras e escuras, avaliadas primeiramente em  $\text{ml l}^{-1}$ , foram convertidas em  $\text{mg l}^{-1}$  e, a partir desses valores, as concentrações de oxigênio foram transformadas em  $\text{mmol l}^{-1}$ , dividindo as concentrações em  $\text{mg l}^{-1}$  pela massa atômica do  $\text{O}_2$  (32).

#### *Cálculo de COS e Fluxos de Nutrientes*

As taxas de consumo de oxigênio pelo sedimento (COS) e fluxos de nutrientes na interface água-sedimento foram estimados através da variação das concentrações de oxigênio dissolvido e nutrientes nas câmaras escuras durante as incubações. Para tanto, foi utilizada a equação de Carmouze (1994):

$$F_i = (([i]_{t0} - [i]_{tf}) * V/A)/T \text{ (h)}$$

onde:

**F<sub>i</sub>**: fluxo do constituinte *i*, por unidade de área e de tempo (mmol·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>);

**[i]<sub>t0</sub>** e **[i]<sub>tf</sub>**: concentrações inicial e final, respectivamente, do constituinte *i*;

**V**: volume (em litros = dm<sup>3</sup>) de água incubada;

**A**: área de sedimento encerrada em m<sup>2</sup> e,

**T**: tempo de incubação em horas.

Com a equação acima, foi possível inferir se ocorreu a liberação dos constituintes para a coluna d'água (valores positivos) ou incorporação desses constituintes pelo sedimento (valores negativos).

Concomitante às incubações com as câmaras bênticas, também foi realizada a incubação da água de fundo, em frascos de oxigênio escuro, para correção das variações nas concentrações de oxigênio dissolvido ocorridas na água incubada nas caixas. Para tal, efetuou-se o seguinte cálculo:

$$F = \Delta [ ] OD_{inc} - \Delta [ ] OD_{fundo}$$

onde:

**F**: fator de correção;

$\Delta [ ] OD_{inc}$ : **variação na** concentração de OD encontrada na água de fundo incubada (escuro) na caixa bêntica (água + sedimento) dividida pelo tempo de incubação em horas;

$\Delta [ ] OD_{fundo}$ : **Diferença na** concentração de OD na água de fundo inicial e a final incubada nos frascos escuros (somente da água de fundo) dividida pelo tempo de incubação em horas;

A partir desta correção, obteve-se o consumo de oxigênio ocorrido exclusivamente na interface água sedimento, para cada tipo de câmara (clara ou escura).

Com a variação das concentrações de oxigênio dissolvido nas câmaras escuras foi possível avaliar as taxas de consumo de oxigênio de sedimento e, conseqüentemente, as taxas de mineralização da matéria orgânica na interface água-sedimento.

Utilizando o coeficiente respiratório (QR) igual a 0,85 (Carmouze, 1994), considerado adequado para o ambiente estudado, os valores de COS encontrados foram convertidos em taxas de mineralização de matéria orgânica pelo sedimento.

#### *Produção Primária Microfitobêntica*

Para quantificar a produção primária microfitobêntica, foram utilizadas as concentrações de oxigênio nas caixas claras nas quais foram evidenciadas produção líquida. Para determinar as taxas de produção microfitobêntica líquida, foram efetuadas correções similares àquelas descritas para a correção das taxas de COS, com a diferença de que foram subtraídas as variações dos valores de oxigênio nos frascos claros incubados das variações de oxigênio registrada nas caixas claras. Assim obteve-se as taxas de produção líquida exclusivas do microfitobentos.

A partir da variação das concentrações em  $mmol\ l^{-1}$ , foi estimada a produção líquida de oxigênio ( $mmol\ O_2\ m^{-2}\ d^{-1}$ ), posteriormente convertidas em taxas de fixação

de carbono ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), através de um coeficiente fotossintético (PQ) igual a 1,2 (Asmus, 1982).

Como a estimativa de produção inicialmente foi avaliada em horas, a produção diária de oxigênio e, posteriormente, a de carbono fixado, foi determinada integrando a luz incidente na superfície da água até a superfície do sedimento, utilizando-se a produção, a radiação durante a incubação e, a profundidade da coluna em cada dia de amostragem:

$$I_z = I_0 * e^{-k*z}$$

onde:

**I<sub>z</sub>**: radiação na superfície do sedimento;

**I<sub>0</sub>**: radiação na superfície da água durante o experimento;

**K**: coeficiente de atenuação da luz (1,44 /secchi) (Holmes, 1970);

**Z**: profundidade da coluna d'água (m).

### 3.7. Análises Estatísticas

A comparação dos fluxos de nutrientes e taxas de consumo de oxigênio (COS) entre a área de cultivo e área referencial foi realizada com o auxílio do programa STATISTICA 6.0, utilizando teste-t para grupos independentes. A escolha desse tipo de análise foi determinada principalmente pela não aleatorização dos locais e dos dias de amostragem.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Variáveis Meteorológicas:

O regime pluviométrico nos meses de amostragem pode ser caracterizado em dois períodos de acordo com o volume acumulado durante cada mês: chuvoso ( $>200$  mm) e seco ( $<200$  mm). As maiores taxas de precipitação foram observadas nos meses de abril (426 mm), janeiro (273 mm) e março (229 mm) de 2005 (figuras 4D, 4B e 4C). Durante os meses de junho de 2004 e junho de 2005, foram observadas as menores taxas mensais de precipitação, com 57 mm (figura 4A) e 110 mm (figuras 4E e 4F), respectivamente. Além das taxas mensais, também foram observados os níveis pluviométricos (valores acumulados) referentes a uma semana antes de cada experimento (figura 4).

As maiores temperaturas do ar foram verificadas nos meses de janeiro e março de 2005, sendo observada uma média de  $24$  °C nos dois meses (figuras 4B e 4C). Os valores mínimos foram encontrados nos meses de junho de 2004 e junho de 2005, nos quais foram observadas médias de  $17,4$  °C e  $20,1$  °C (figuras 4A, 4E e 4F), respectivamente. Assim como as taxas de precipitação, foram observados os valores de temperatura do ar (valores médios) referentes a uma semana anterior a cada experimento (figura 4).



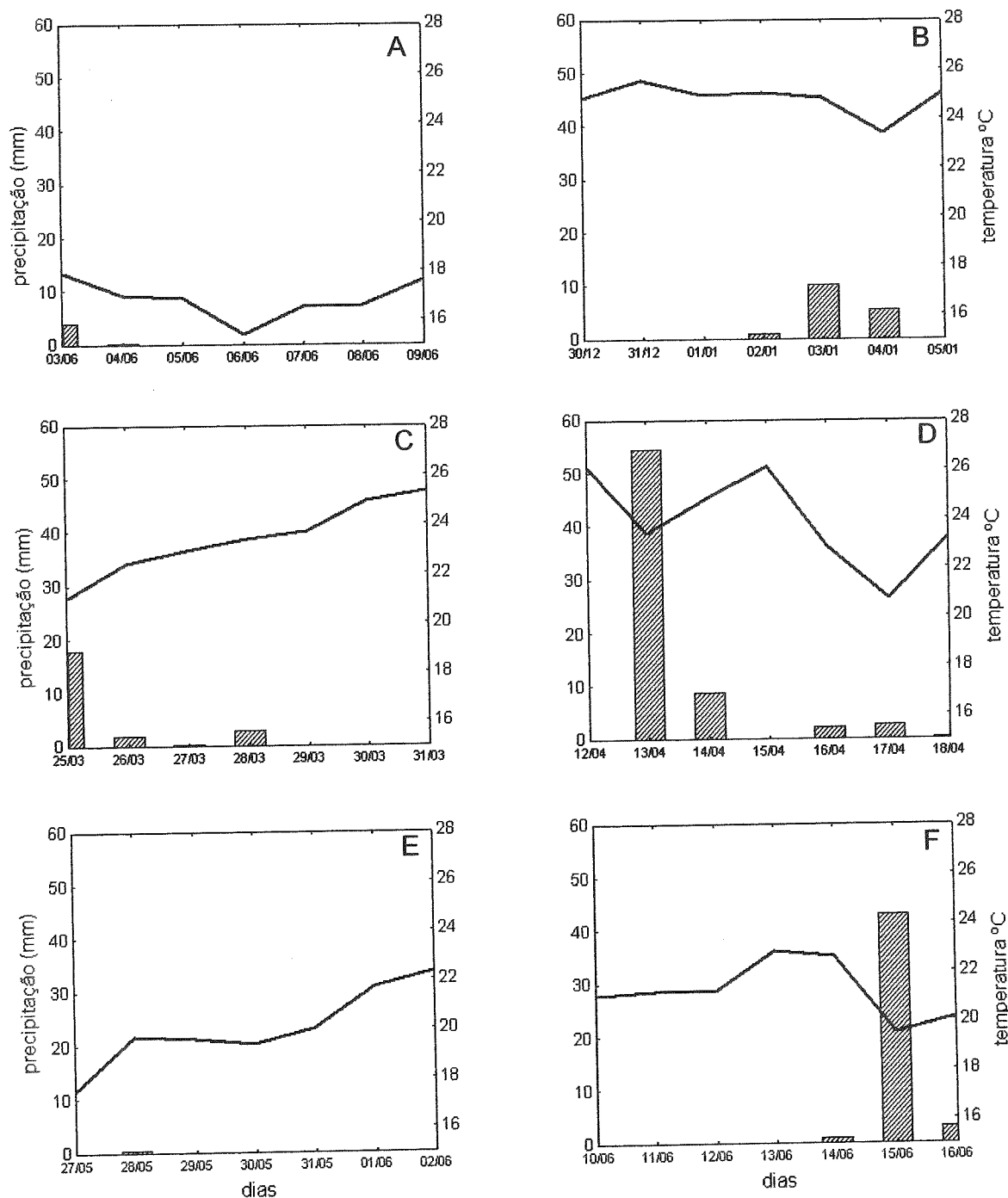


Figura 4. Precipitação (barras) e temperatura do ar (linhas) nos locais de amostragem nos sete dias anteriores ao dia de coleta. A última data em cada gráfico é referente à data da amostragem. (A) junho/2004; (B) janeiro; (C) março; (D) abril; (E) junho-1 e (F) junho-2.

## 4.2. Características da Coluna d'água

### *Temperatura da Água*

Os maiores valores de temperatura da água de foram observados nos meses de janeiro e março de 2005, no cultivo, sendo encontrados valores de 28°C e 27°C, para água de superfície, e de 26°C e 27°C, para água de fundo, nos respectivos meses de coleta. O menor valor foi verificado no mês de junho de 2004, na área referencial, com temperatura de 19,5°C na superfície e de 18,5°C no fundo. As temperaturas de superfície e de fundo observadas nos dias de amostragem podem ser observadas na figura 5.

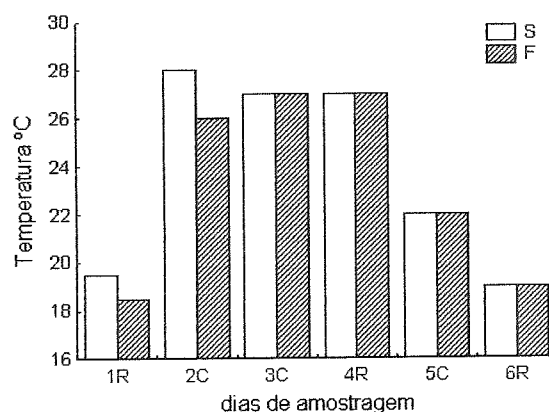


Figura 5. Temperatura da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

### *Salinidade*

A figura 6 apresenta os valores de salinidade de superfície e de fundo em todas as campanhas amostrais. As amostragens de junho de 2004 e junho-2 de 2005 (área referencial) apresentaram os maiores valores de salinidade, sendo de, respectivamente, 28 e 24 no estrato superficial, e de 28 nas duas amostragens na água de fundo. As salinidades mais baixas foram verificadas na amostragem de março (cultivo), com valores de 20 na superfície e 20 no fundo.

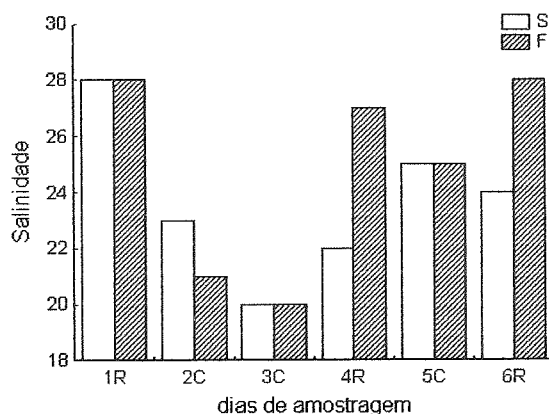


Figura 6. Salinidade da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

### pH

Os maiores valores de pH foram observados na amostragem de junho de 2004, na área referencial, de 8,17 na superfície e de 8,08 no fundo. Já na amostragem de março de 2005 (cultivo) foram verificados os menores valores, de 7,56 na superfície e de 7,44 no fundo. Os valores de pH de superfície e de fundo nas demais amostragens são apresentados na figura 7.

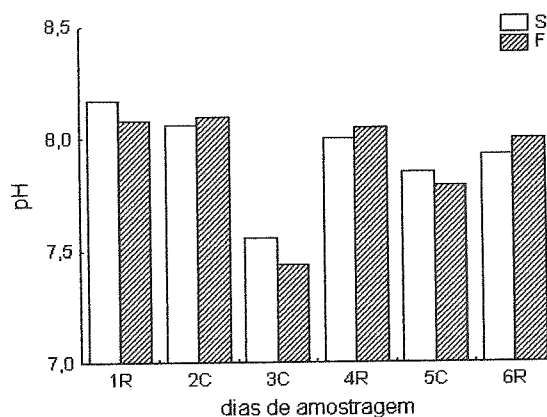


Figura 7. pH da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

### Alcalinidade e Saturação de CO<sub>2</sub>

A amostragem de março (cultivo) apresentou maiores taxas de saturação de CO<sub>2</sub> e menores valores de alcalinidade, com valores de 490% e 1425 μeq l<sup>-1</sup> na superfície e 584,9 % e 1273 μeq l<sup>-1</sup> no fundo. No mês de junho de 2004 (área referencial) foram verificados as menores taxas de saturação e maiores valores de alcalinidade, com 124% e 2095 μeq l<sup>-1</sup> na superfície e 146,1 % e 1951 μeq l<sup>-1</sup> no fundo (figuras 8A e 8B).

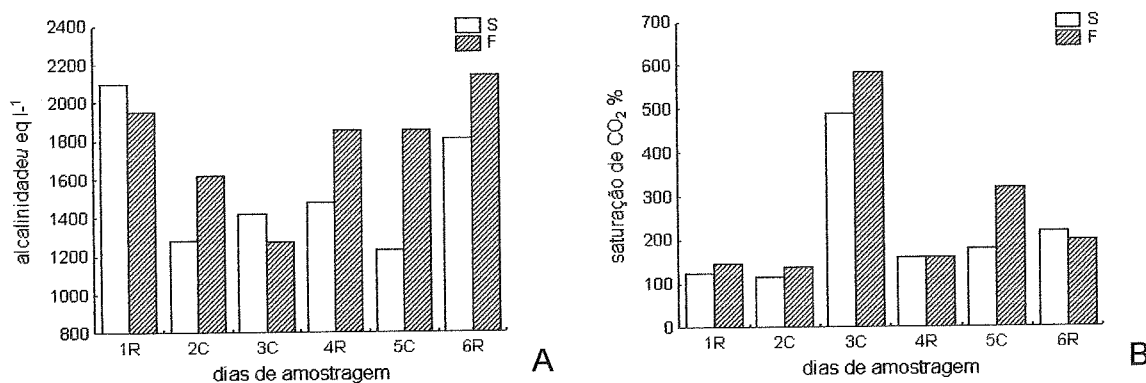


Figura 8. (A) Alcalinidade e (B) Saturação de CO<sub>2</sub> da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

### Nutrientes inorgânicos Dissolvidos

A variação das concentrações de água de superfície e de fundo dos nutrientes inorgânicos dissolvidos durante os meses de amostragem podem ser observadas nas figuras 9A, B, C e D.

#### - Fosfato

As maiores concentrações deste constituinte foram observadas na coleta de junho-1 de 2005, com valores de 0,55 μmol l<sup>-1</sup> na superfície e de 0,74 μmol l<sup>-1</sup> na água de fundo, enquanto que em janeiro de 2005, também no cultivo, foram verificadas as

menores concentrações, com valores de  $0,06 \mu\text{mol l}^{-1}$  na superfície e de  $0,19 \mu\text{mol l}^{-1}$  na água de fundo (figura 9A).

#### - Nitrogênio Amoniacal

As maiores concentrações de amônio foram observadas no cultivo na amostragem de março de 2005, com concentrações de  $2,5 \mu\text{mol l}^{-1}$  nas águas de superfície e de fundo (figura 9B). Nos demais meses, ocorreu uma variação razoável entre a superfície e o fundo, conforme se pode observar na figura 9B.

#### - Nitrato

Foram observadas maiores concentrações do nutriente no mês de junho-1 (cultivo), com valores de  $1,23 \mu\text{mol l}^{-1}$ , na superfície, e de  $1,19 \mu\text{mol l}^{-1}$  na água de fundo (figura 9C). Em junho de 2004 (área referencial) foram observadas as menores concentrações de nitrato, de  $0,15 \mu\text{mol l}^{-1}$  na superfície e  $0,13 \mu\text{mol l}^{-1}$  no fundo (figura 9C).

#### - Nitrito

Em abril de 2005, na área referencial, foram encontradas as maiores concentrações de nitrito, com valores de  $0,28 \mu\text{mol l}^{-1}$  na superfície e  $0,29 \mu\text{mol l}^{-1}$  no fundo (figura 9D). As concentrações mais baixas foram verificadas em junho de 2004 (área referencial) e janeiro de 2005 (cultivo), com valores de  $0,05 \mu\text{mol l}^{-1}$  e  $0,03 \mu\text{mol l}^{-1}$  na água de superfície, e de  $0,05 \mu\text{mol l}^{-1}$  e  $0,07 \mu\text{mol l}^{-1}$  na água de fundo, respectivamente (figura 9D).

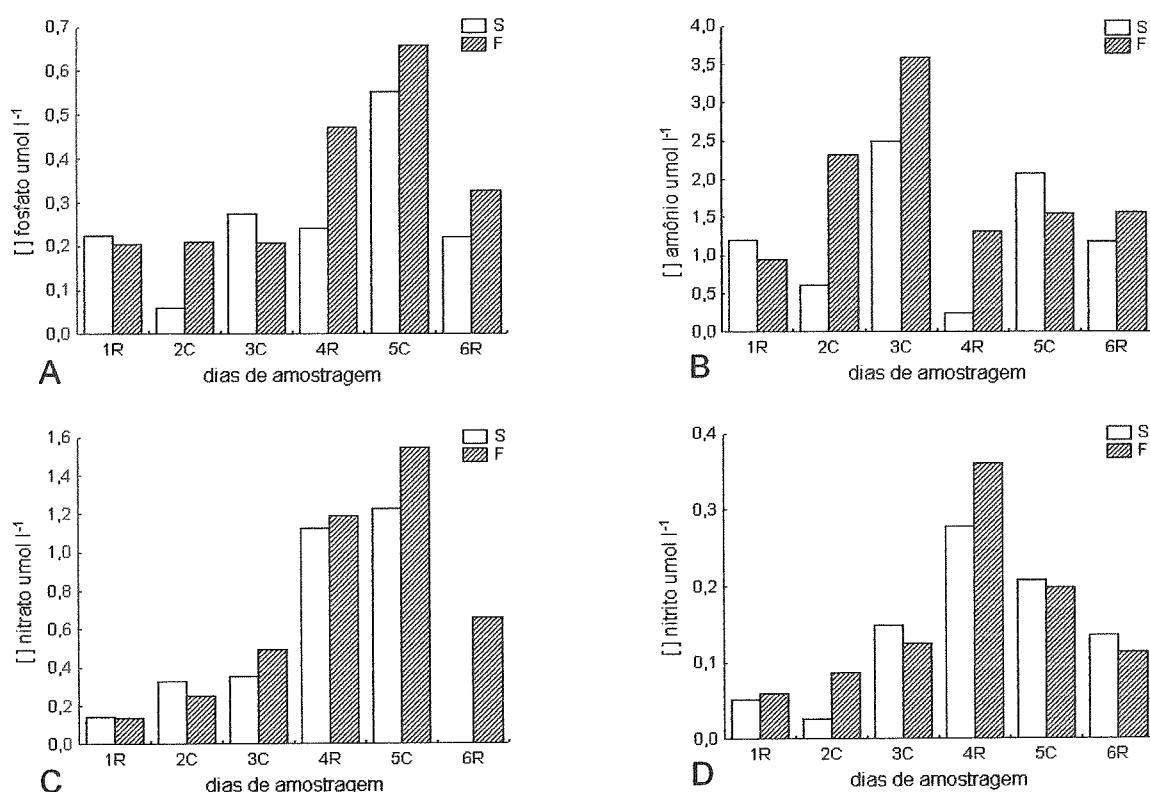


Figura 9. Concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos da água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2. (A) fosfato; (B) amônio; (C) nitrato e (D) nitrito.

### Oxigênio Dissolvido

A figura 10A ilustra a variação das concentrações de oxigênio dissolvido no decorrer dos meses de amostragem. Na superfície, a maior concentração de oxigênio dissolvido foi observada em junho de 2004 (área referencial), com  $7,84 \text{ mg l}^{-1}$ , enquanto que a menor concentração no mesmo estrato foi observada em março, com  $5,08 \text{ mg l}^{-1}$  (cultivo). Na água de fundo foi observado um padrão similar, com a maior concentração na amostragem de junho de 2004, de  $7,33 \text{ mg l}^{-1}$  e, no mês de março a menor concentração, de  $4,6 \text{ mg l}^{-1}$ .

As taxas de saturação de oxigênio dissolvido na água seguiram os mesmos padrões verificados nas concentrações, como pode ser observado na figura 10B .

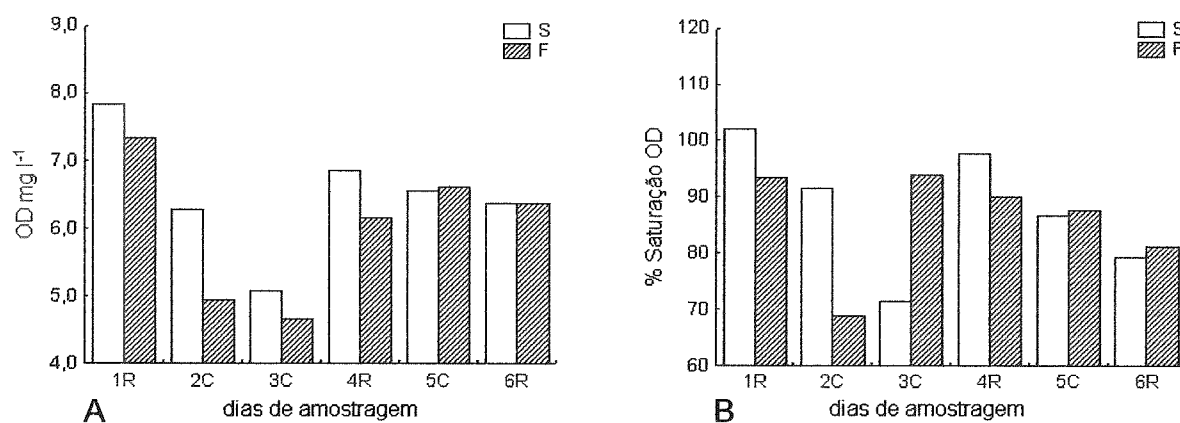


Figura 10. (A) Concentração e (B) saturação de oxigênio dissolvido na água nos estratos de superfície e fundo durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

#### *Transparência da Água e a Camada Eufótica*

As maiores profundidades de transparência da água foram verificadas nas amostragens na área referencial, em junho de 2004 e junho-2 de 2005, sendo observados valores de Secchi de 1,7 metros e 1,55 metros, respectivamente. Nos meses de março (cultivo) e abril (área referencial) foram observadas os menores valores de transparência da água, de 0,95 metros em ambas áreas. Na figura 11 pode-se observar a profundidade de transparência da água em todas as campanhas amostrais.

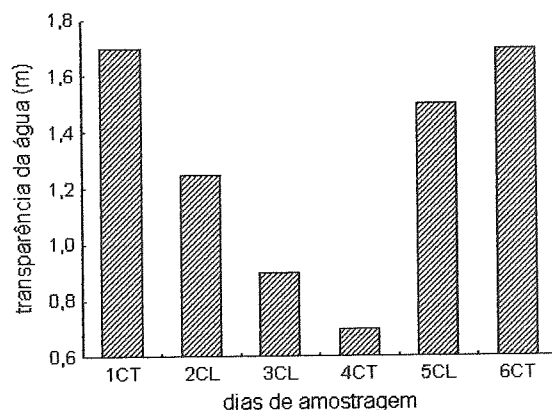


Figura 11. Transparência da água durante as campanhas amostrais. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril; (5) junho-1 e (6) junho-2.

Em todas as campanhas amostrais a profundidade da zona eufótica foi superior à profundidade do local amostrado (tabela 1), uma vez que sua medida é igual a três vezes a profundidade medida no Secchi (transparência da água).

Tabela 1. Médias de Profundidade da **coluna d'água**, Profundidade de **Secchi** e Profundidade da **Camada Eufótica** nas campanhas amostrais. Entre parênteses, valores máximos e mínimos encontrados durante os experimentos.

Data	Coluna d'água (m)	Secchi (m)	Camada Eufótica (m)
9 junho de 2004	1,55 (1,0 - 2,1)	1,7 -	5,1 -
5 janeiro de 2005	1,9 (1,7 - 1,9)	1,18 (1,1 - 1,25)	3,5 (3,3 - 3,75)
31 março de 2005	1,7 (1,6 - 1,8)	0,95 (0,9 - 1,0)	2,85 (2,7 - 3,0)
18 abril de 2005	0,75 (0,6 - 0,9)	0,95 (0,7 - 1,2)	2,85 (2,1 - 3,6)
2 junho de 2005	1,9 (1,8 - 2,0)	1,15 (0,8 - 1,15)	3,45 (2,4 - 4,5)
16 junho de 2005	0,75 (0,4 - 1,1)	1,55 (1,4 - 1,7)	4,65 (4,2 - 5,1)

A base da zona eufótica foi geralmente mais profunda na área referencial, com um máximo observado em junho de 2004 (5,1 metros) e mínimo em abril (2,85 metros). No cultivo de ostras, a maior média de zona eufótica foi verificada em janeiro, com 3,5 metros, enquanto que a menor foi observada em março, com 2,85 metros.



### 4.3. Radiação Solar

As medidas de radiação solar (em  $\text{W/m}^2$ ) referente a cada dia de experimento estão representadas nas figuras 12.

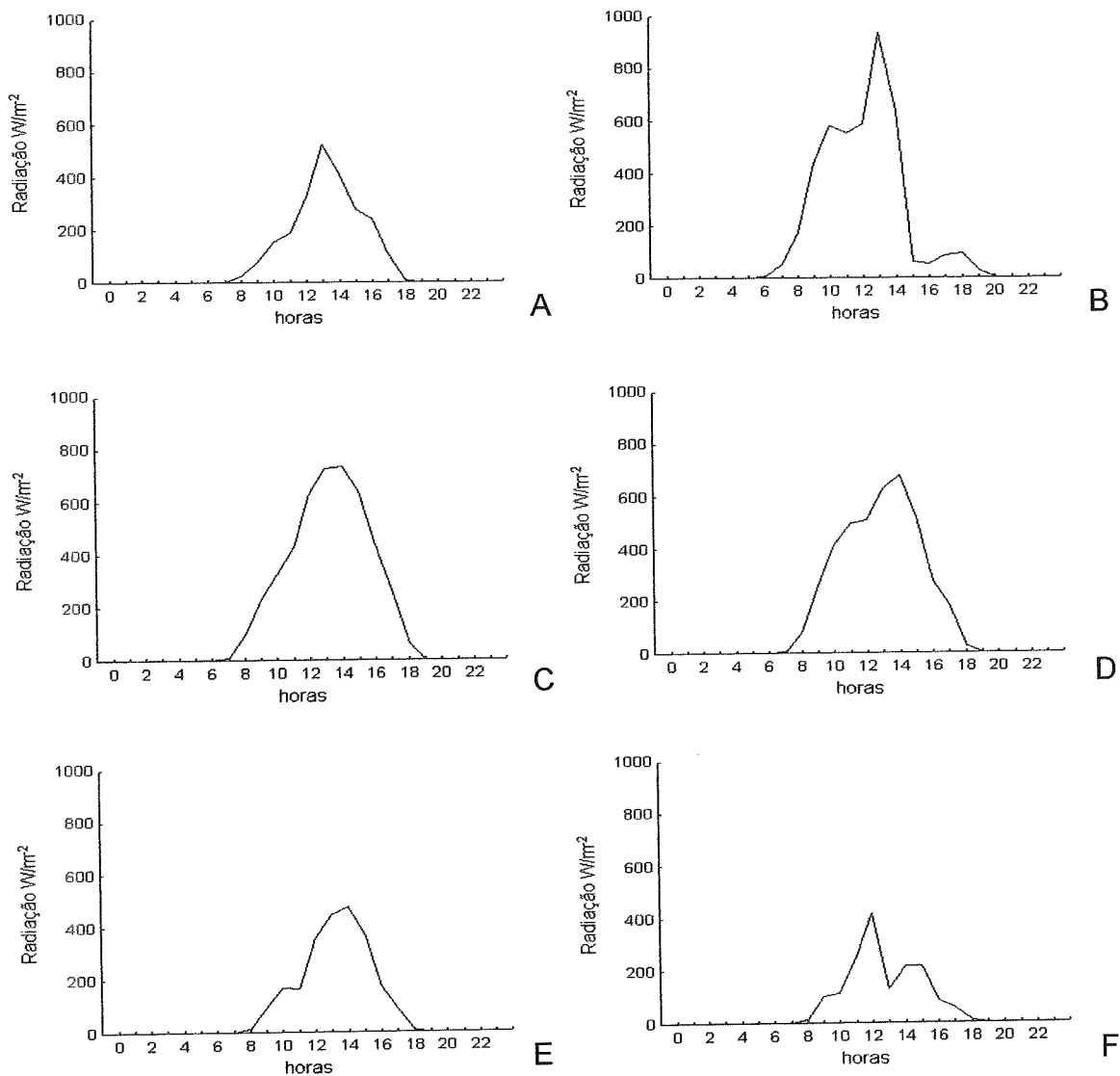


Figura 12. Radiação Solar em cada dia de amostragem: (A) junho/2004 (área referencial); (B) janeiro (cultivo); (C) março (cultivo); (D) abril (área referencial); (E) junho-1 (cultivo) e (F) junho-2 (área referencial).

A maior taxa acumulada de radiação solar durante o dia foi verificada na amostragem de março, com um total acumulado de  $4587 \text{ W/m}^2$ , enquanto que a menor foi verificada em junho-2, com  $1624 \text{ W/m}^2$ .

#### 4.4. Produção Primária Pelágica

A maior taxa de produção primária pelágica líquida foi verificada na área referencial, em junho-2 (tabela 2) e, a menor em abril, também na área referencial.

No cultivo, os valores de PPL se apresentaram bastantes similares entre as amostragens.

Tabela 2. Produção Primária Pelágica Líquida nos meses de amostragem.

Data	Local	PPL
		$\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
9 junho 2004*	Referencial	21,9
5 janeiro 2005	Cultivo	20,4
31 março 2005	Cultivo	20,0
18 abril 2005	Referencial	15,2
2 junho 2005	Cultivo	20,1
16 junho 2005	Referencial	31,6

#### 4.5. Fluxos Bênticos

##### *Produção Primária Microfitobêntica*

As taxas de produção primária microfitobêntica estão descritas na tabelas 3. Apenas nos meses de junho/04, na área referencial, e janeiro, no cultivo, não foram observados fluxos de oxigênio do sedimento para a coluna d'água (tabela 3).

A maior taxa de produção primária microfitobêntica foi observada na área referencial, no mês de abril, de  $5,29 \pm 1,63 \text{ mmol O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e a menor taxa observada em junho-1, no cultivo, de  $0,36 \pm 0,38 \text{ mmol O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

Tabela 3. Taxas de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e de Produção Primária Microfitobêntica em todas as campanhas amostrais nas incubações com caixas claras, indicando o número de experimentos (n) e desvio-padrão(dp). \* taxas diárias estimadas em médias de luminosidade do mês de junho de 2005. \*\* incorporação de oxigênio pelo sedimento, não sendo utilizados para cálculo da PPM.

Data	Local	n	COS		PPM	
			mmol O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	dp	mmol C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	Dp
9 junho 2004*	Referencial	1	0,69**	-	-	-
5 janeiro 2005	Cultivo	3	1,91**	± 0,60	-	-
31 março 2005	Cultivo	2	-0,38	± 0,08	0,45	± 0,09
18 abril 2005	Referencial	3	-5,29	± 1,63	6,35	± 1,95
2 junho 2005	Cultivo	2	-0,36	± 0,38	0,44	± 0,45
16 junho 2005	Referencial	3	-5,28	± 1,74	6,34	± 2,1

Nos experimentos em que ocorreu produção líquida (valores negativos, tabela 3), a conversão de valores de produção de oxigênio em valores de fixação de carbono foi realizada utilizando os valores absolutos de produção. Deste modo, as taxas de produção microfitobêntica apresentaram o mesmo padrão verificado anteriormente, com maior produção em abril ( $6,35 \pm 1,95 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e menor em junho-1 ( $0,44 \pm 0,45 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (figura 13).

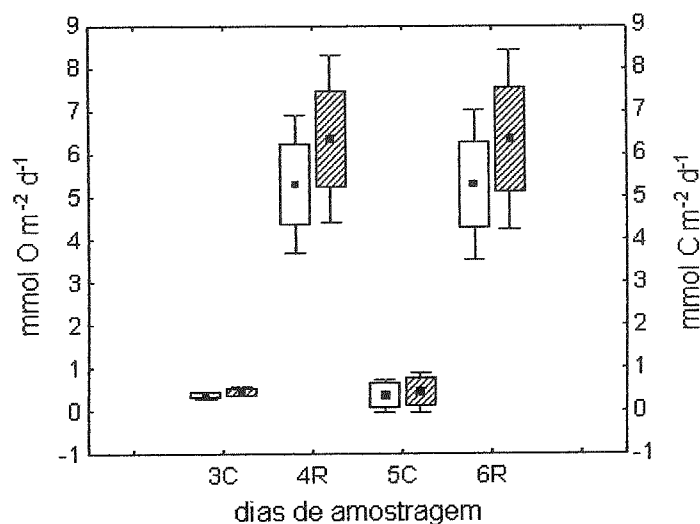


Figura 13. Taxas de produção primária microfítobêntica líquida nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de ostras; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores de produção de oxigênio e caixas hachuradas – valores de produção primária microfítobêntica.

#### Consumo de Oxigênio pelo Sedimento – Mineralização da Matéria Orgânica

Na tabela 4 estão descritas taxas de COS verificadas nas amostragens e respectivas taxas de mineralização de carbono.

Tabela 4. Taxas de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e de Mineralização da Matéria Orgânica na interface água-sedimento nas incubações com caixas escuras em todas as campanhas amostrais. (n) número de experimentos e (dp) desvio-padrão.

Data	Local	n	COS		Min MO	
			$\text{mmol O m}^{-2} \text{d}^{-1}$	dp	$\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$	dp
9 junho 2004	Referencial	1	30,72	-	23,11	-
5 janeiro 2005	Cultivo	3	15,85	$\pm 7,68$	13,47	$\pm 6,53$
31 março 2005	Cultivo	3	16,00	$\pm 4,50$	13,60	$\pm 3,83$
18 abril 2005	Referencial	1	22,92	-	19,48	-
2 junho 2005	Cultivo	2	23,84	$\pm 8,39$	20,26	$\pm 7,13$
16 junho 2005	Referencial	3	37,59	$\pm 28,64$	31,95	$\pm 24,35$

A maior taxa de consumo de oxigênio foi verificada no mês de junho-2, na área referencial, com uma média de COS estimada de  $37,58 \pm 28,64 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . A menor

taxa foi observada no mês de janeiro, no cultivo, com uma média de COS de  $15,85 \pm 7,68 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (figura 14). Assim, os maiores e menores valores de mineralização de carbono foram verificados em junho-2, na área referencial, ( $31,95 \pm 24,35 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e em janeiro, no cultivo, ( $13,47 \pm 6,53 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), respectivamente (figura 14).

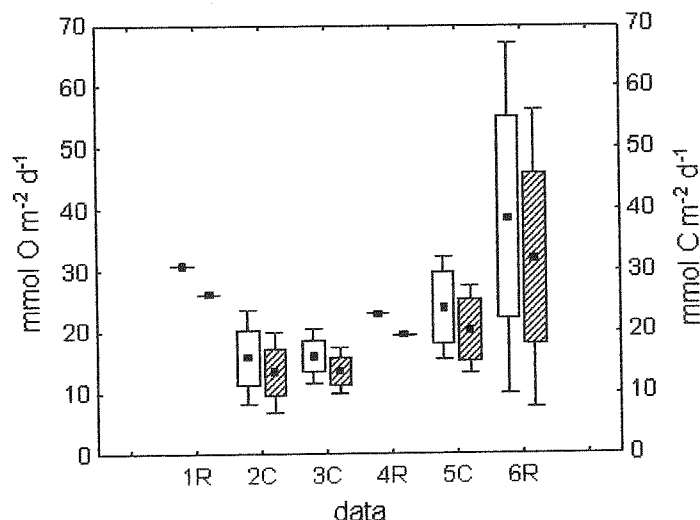


Figura 14. Taxas médias COS e mineralização da matéria orgânica na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores de COS e caixas hachuradas – valores de mineralização da matéria orgânica.

### *Fluxos de Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos na Interface Água-sedimento*

#### *- Fosfato*

Durante o período em que foram conduzidos os experimentos, abril (área referencial) foi o único mês em que foi observado um fluxo negativo de fosfato (da água para o sedimento), com um valor médio diário de  $-0,08 \text{ mmol m}^{-2}$  (figura 15). Nas demais campanhas, os maiores fluxos do constituinte foram verificado no cultivo de ostras na campanha de março, com um fluxo médio de  $0,11 \pm 0,14 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , enquanto que os menores foram verificados nos mês de junho-1, também no cultivo, com uma média diária de  $0,05 \pm 0,42 \text{ mmol m}^{-2}$  (figura 15).

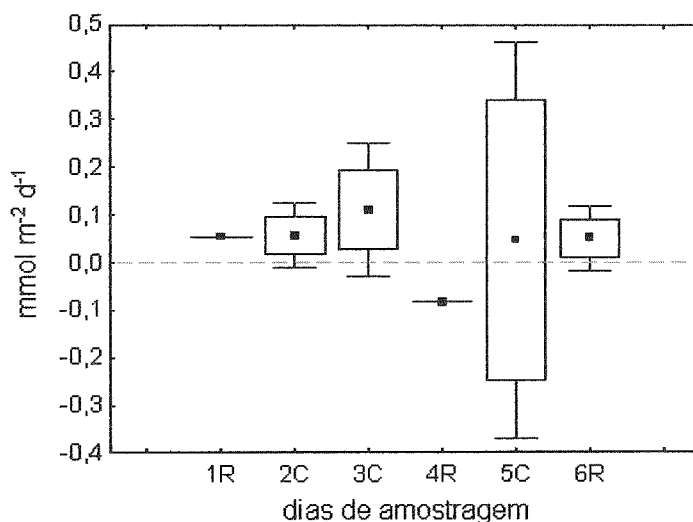


Figura 15. Fluxos médios diários de Fósforo Inorgânico Dissolvido na interface água-sedimento nos dias de amostragem (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão.

## - Nutrientes Nitrogenados

### *Amônio*

O maior fluxo médio diário de nitrogênio amoniacal foi observado no cultivo de ostras, no mês de março, de  $2,10 \pm 0,49$  mmol m<sup>-2</sup>. As menores taxas foram observadas em junho de 2004, com uma média de  $0,03$  mmol m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>. Novamente, em todo o período amostral, foi verificado um influxo apenas na campanha de abril, com uma média diária de  $-0,39$  mmol m<sup>-2</sup> (figura 16A).

### *Nitrato*

Na campanha de junho-2, na área referencial, foram registrados os maiores fluxos de nitrato durante o período amostral, sendo observado uma taxa média de  $0,25 \pm 0,11$  mmol m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, enquanto que em junho de 2004, também na área referencial, foi registrada a menor taxa média,  $0,03$  mmol m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>. Nas amostragens dos meses de março, no cultivo, e de abril e junho-2, na área referencial, foram verificados fluxos da

coluna d'água para o sedimento, sendo os maiores influxos observados em abril, com uma taxa média diária de  $-0,34 \text{ mmol m}^{-2}$  (figura 16B).

### *Nitrito*

Na campanha de janeiro foi observado um influxo médio de  $-0,02 \pm 0,01 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , sendo o único mês em que se observou um fluxo do constituinte da coluna d'água para o sedimento.

Nas demais campanhas, os maiores fluxos foram observados no mês de abril, com uma liberação diária média de nitrito de  $0,11 \text{ mmol m}^{-2}$ , enquanto que os menores foram verificados no mês de março, com um fluxo médio de  $0,01 \pm 0,03 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (figura 16C).

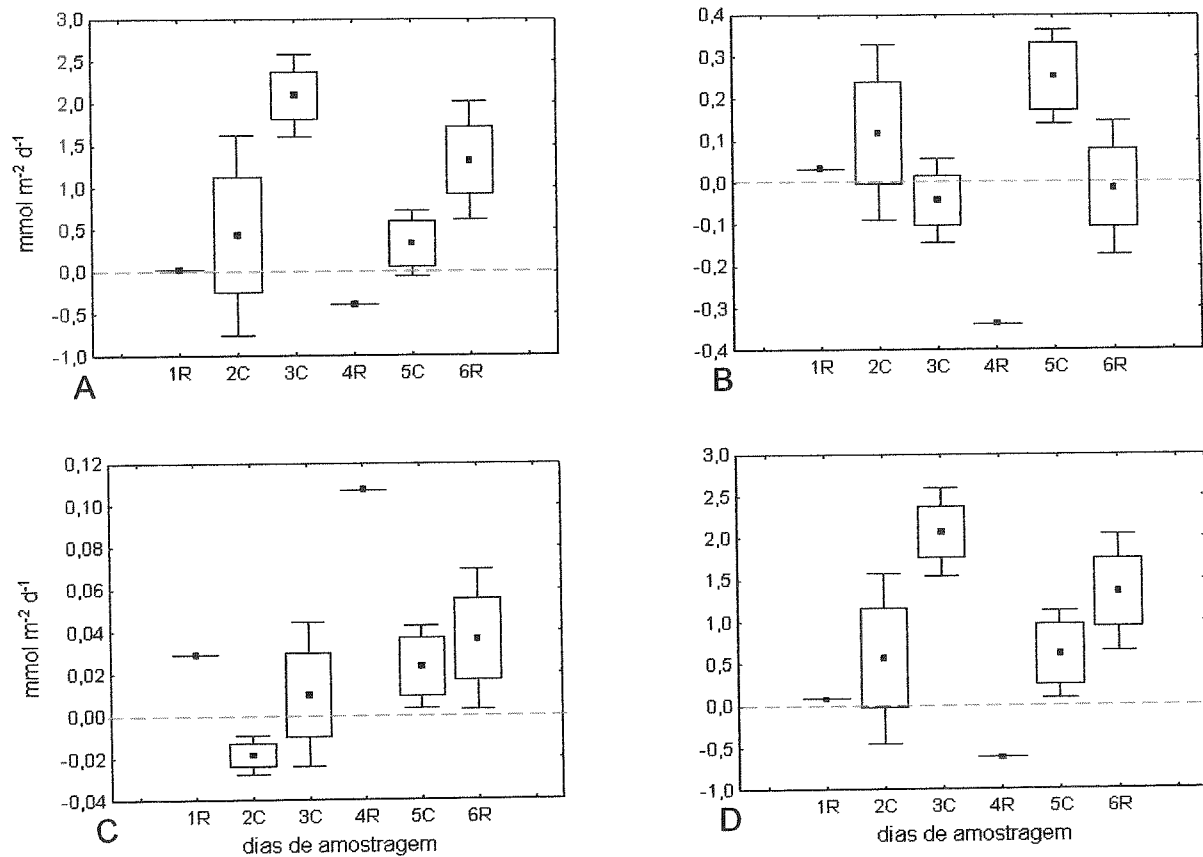


Figura 16. Fluxos médios diários de Constituintes Nitrogenados Inorgânicos Dissolvidos na interface água-sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. (A) amônio; (B) nitrato; (C) nitrito e (D) NID. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão.



## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Metodologia *versus* Processos

A mineralização da matéria orgânica e os fluxos subseqüentes de nutrientes na interface água-sedimento envolvem processos muito complexos e a sua quantificação, muitas vezes, pode ser limitada pela metodologia empregada.

A utilização de câmaras bênticas é limitada pelas condições hidrodinâmicas, uma vez que não podem ocorrer trocas entre a água incubada e a água circundante, sob pena de invalidar os resultados. Assim, os experimentos não podem ser realizados em áreas ou situações com grande amplitude de maré, e nem com correntes muito fortes. Dessa forma, os experimentos de incubação foram realizados somente em situação de marés de quadratura, não sendo representados os processos em situação de maré de sizígia, o que pode implicar em diferenças nas taxas destes, uma vez que a hidrodinâmica em distintas situações de maré é relativamente diferente.

O método de incubação *in situ*, apesar de apresentar vantagens em relação a outros, como a manutenção das condições naturais do ambiente e da porção de água incubada, também apresenta algumas desvantagens, referentes principalmente à colocação, fixação e manuseio das câmaras. No presente trabalho, esses problemas foram observados em algumas amostragens.

Apesar de que o planejamento experimental previa o mesmo número de réplicas (3) em todas as amostragens, com exceção de junho/2004, o número de câmaras bênticas utilizadas para a elaboração dos cálculos de fluxos na interface água-sedimento, conforme foi verificado nos resultados, foi diferente em alguns experimentos. A exclusão de alguns resultados se deve ao fato de ter sido evidenciada produção de oxigênio nas câmaras escuras destes experimentos. Tal produção pode ser decorrente da degradação fotoquímica de matéria orgânica dissolvida a qual é uma das principais fontes de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) (Yuan *et. al.*, 2001), o qual pode ser decomposto produzindo um aumento na concentração de oxigênio (Pamatmat, 1997). No entanto, esse processo não foi averiguado no presente trabalho. Por outro lado, a produção de oxigênio verificada nas câmaras escuras pode ser resultado de

trocas entre a porção incubada e o meio circundante. Esta explicação é corroborada pela variação de salinidade durante o tempo de incubação, juntamente com a variação dessas variáveis na água de fundo. Isto demonstra a importância de monitorar estas variáveis na água de fundo durante a realização dos experimentos

Além dos problemas já citados, outro inerente à metodologia, e já descrito em outros trabalhos de incubação *in situ* (Machado, 1989; Fonseca, 2004), diz respeito à homogeneização do volume incubado. Se realizada bruscamente, pode causar a ressuspensão da camada nefelóide e/ou do próprio sedimento e, se deficiente, pode promover a sedimentação do material particulado em suspensão existente na água dentro da campânula, bem como produzir microgradientes redox na interface. Mesmo havendo todo um cuidado e padronização do tempo de homogeneização, foi evidenciado nas amostragens a ocorrência de ressuspensão nos experimentos de janeiro, março e abril e de sedimentação no mês de junho de 2005 (tabela 5).

Tabela 5. Variações médias da concentração de material particulado em suspensão em  $\text{mg dm}^{-3}$  dentro das câmaras nos dias de amostragem. Entre parênteses, valores mínimos e máximos; (n) número de câmaras e (dp) desvio padrão.

Data	n	Média	dp
janeiro	6	-37,33 (-173,2 - 22,2)	± 70,68
março	5	-21,51 (-81,14 - 33,61)	± 47,16
abril	4	-13,99 (-46,38 - 9,10)	± 24,63
Junho-1	5	36,56 (6,18 - 74,43)	± 26,66
Junho-2	6	0,59 (-12,95 - 8,00)	± 8,38

Nota: Valores negativos indicam o incremento do material em suspensão por ressuspensão. Valores positivos indicam a redução do material em suspensão durante a incubação.

Na área referencial as médias da variação do material particulado em suspensão foram geralmente menores que as do cultivo, o que pode ser atribuído à melhor visualização das câmaras pelos mergulhadores na área referencial.

Ademais, há a problemática no que se refere à interferência da câmara em si nos processos que ocorrem na interface, tais como a sedimentação do material produzido

na coluna d'água e as trocas advectivas (Jahnke *et al.*, 2000). O que é evidenciado em alguns trabalhos é o retardamento dos fluxos da água intersticial, muitas vezes não refletindo em taxas reais de fluxos e de consumo de oxigênio pelo sedimento (Marinelli *et al.*, 1998). Acontece que em muitos experimentos, as incubações são longas, de até um dia, e, conseqüentemente os processos naturais podem ser alterados de forma significativa. No entanto, as incubações realizadas neste estudo não ultrapassaram o período de quatro horas. Mesmo assim, em virtude da barreira física representada pelo artefato experimental e pela defasagem na seqüência dos processos envolvidos, os fluxos de nutrientes e taxas de mineralização da matéria orgânica mensurados são produtos de processos que ocorreram no sedimento anteriormente e não necessariamente no momento da realização dos experimentos.

## 5.2. Consumo de Oxigênio pelo Sedimento - Mineralização de Carbono

Taxas de mineralização de carbono orgânico são usualmente estimadas a partir de taxas de consumo de oxigênio pelo sedimento por comunidades bênticas (por exemplo, Machado, 1989; Giordani *et al.*, 2002; Fonseca, 2004; Migné, *et al.*, 2005).

A maioria dos estudos referente a taxas de mineralização da matéria orgânica foi realizada em profundidades geralmente maiores às da Baía de Guaratuba, tanto das encontradas na área referencial (~1 m), quanto no cultivo (~2 m). Contudo, os valores encontrados nas duas áreas investigadas estão dentro da faixa das taxas descrita na literatura (tabela 6).

Tabela 6. Taxas de **Mineralização da Matéria Orgânica** (em  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) em diversas áreas costeiras do mundo. Valores estimados a partir de um coeficiente respiratório (QR) igual a 0,85. (Z) profundidade em metros do local. \*cultivo de *Castrossea gigas*. \*\*cultivo de mexilhões.

Local	Z	Min MO	Referência
Lagoa de Guarapina, Brasil	1	36,7 – 350	Machado, 1989
Papua Golf	9	15,1 ± 0,5	Alongi, 1994
Mar Adriático	10	16,9	Hammond, <i>et al.</i> , 1999
	40	4,5	
Thau Lagoon, França	4,5*	64,4	(Plante-Cuny, <i>et al.</i> , 1999)
	5	23,0	
South Atlantic Bight, USA	14 – 40	34,6 ± 23,8	Jahnke <i>et al.</i> , 2000
Broad Sound, USA	16 – 23	18,5	Hopkinson <i>et al.</i> , 2001
Bay of Varna	24	28,1	Friedl <i>et al.</i> , 1998
Tasman Bay, Austrália	11 – 24	14,6	Christensen <i>et al.</i> , 2003
Beatrix Bay, Austrália	30 – 40**	35,0	
Lagoa da Conceição, Brasil	0,9 – 5,8	37,7 (out/inv)	Fonseca, 2004
		41,7 (prim/ver)	
Marlaix Bay	20	13,7	Migné <i>et al.</i> , 2005
	5	32,0	
Baía de Guaratuba			Este Trabalho
Área Referencial	0,4 - 2,1	19,5 – 32,0	
Cultivo de Ostras	1,6 – 2,0	13,5 – 20,3	

Durante os experimentos de incubação com as câmaras escuras, foi observada uma grande variação entre as réplicas nas taxas de mineralização (figura 17). Na área referencial, apenas na última amostragem (junho-2) foram utilizadas réplicas, devido à invalidade dos resultados encontrados em algumas câmaras escuras nas demais amostragens, como citado anteriormente.

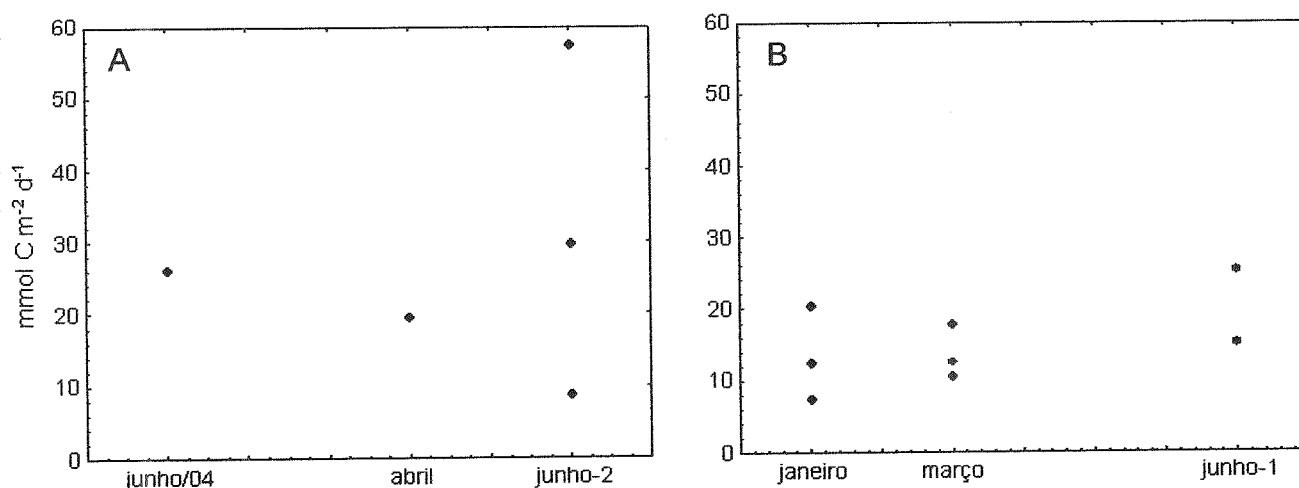


Figura 17. Mineralização da matéria orgânica (em  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) em cada réplica durante os experimentos. (A) Área referencial e (B) Cultivo de ostras.

A grande variabilidade encontrada nos resultados comprova a heterogeneidade do sistema bêntico (Fonseca, 2004; Hopkinson *et al.*, 2001), podendo estar associada à disposição de manchas de comunidades de organismos ou bolsões de matéria orgânica no sedimento (Hopkinson *et al.*, 2001).

De uma maneira geral, as taxas de mineralização foram maiores na área referencial (de 19,48 a 31,95  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) do que no cultivo de ostras (de 13,47 a 20,26  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) (figura 18). No entanto, não foram verificadas diferenças significativas entre os dois locais ( $p\text{-valor} > 0,05$ )<sup>4</sup>. Na área referencial, a menor profundidade da coluna d'água e, velocidades de correntes aparentemente menores, podem favorecer uma maior sedimentação do material produzido na água, além do que é proveniente do aporte alóctone e daquele produzido no próprio sedimento. Na costa leste de Massachusetts, EUA, Hopkinson *et al.* (2001), verificaram um decréscimo nas taxas de mineralização de até 28% entre áreas profundas e rasas. Na Lagoa da Conceição, também foi observada similaridade nas taxas de mineralização entre locais rasos e de maior profundidade (Fonseca, 2004). No entanto, o controle da mineralização da matéria orgânica em cada área da lagoa foi atribuída a diferentes processos: respiração por comunidades bênticas em locais mais rasos e degradação da matéria orgânica em locais mais profundos. Entretanto, o processo de mineralização

<sup>4</sup> Os testes foram realizados comparando duas amostragens consecutivas: março/abril ( $p\text{-valor}$ : 0,31) e junho-1/junho-2 ( $p\text{-valor}$ : 0,57)

predominante em cada local investigado na Baía de Guaratuba não pôde ser inferido pois a composição e densidade macrofaunal na área referencial não foi averiguada.

Nas duas áreas, foi verificada uma variação sazonal na taxa de mineralização bêntica, com incremento nos meses de inverno (junho-1 e junho-2) (figura 18).

O maior acréscimo foi observado na área referencial, com um aumento de aproximadamente 1,6 vezes em junho-2 em relação à amostragem de abril. Como foi citado anteriormente, neste dia foi observada a formação de um denso banco de macroalgas, que na coleta anterior (abril) não foi tão evidente. Em Thau Lagoon, França, maiores taxas de consumo de oxigênio pelo sedimento foram verificadas em locais com maiores densidades de clorófitas e outras macroalgas (Plante-Cuny, *et al.*, 1999), sendo que na amostragem de junho-2, as macroalgas identificadas pertenciam à esta mesma classe. Além disso, foi registrada uma precipitação acumulada de 42,8 mm no dia anterior à coleta, o que pode ter carregado material de origem continental e intensificado a mineralização observada nesse dia.

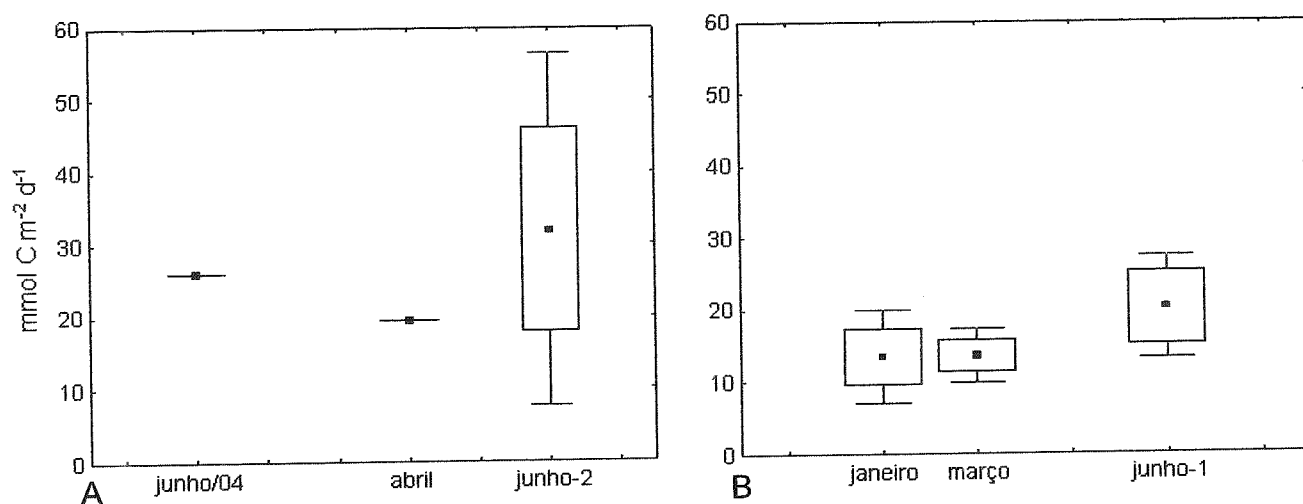


Figura 18. Mineralização média da matéria orgânica (em  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) em cada amostragem. (A) Área referencial e (B) Cultivo de ostras. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão.

Diversos trabalhos encontrados na literatura, no entanto, sugerem que maiores taxas de mineralização ocorram em períodos mais quentes (Machado, 1989; Fonseca, 2004; Hopkinson *et al.*, 2001), ao contrário do que foi verificado nas duas áreas investigadas na Baía de Guaratuba. Em um período amostral de três meses, Plante-

Cuny, *et al.* (1999); verificaram em Thau Lagoon, França, menores taxas de mineralização no verão que no início da primavera, com picos de mineralização maiores e menores entre as duas amostragens. Isso pode indicar que a magnitude das taxas de mineralização bêntica é muito variável em uma curta escala de tempo.

Freitas (2004), explicou o incremento das taxas de mineralização no estuário da Lagoa dos Patos, no outono em relação à primavera através dos padrões "anômalos" de temperatura e pluviosidade, durante seu período amostral. No presente estudo, apesar de que os níveis pluviométricos verificados nos meses de amostragem permitam caracterizar o verão como período chuvoso e o inverno como período seco, o ano de 2005 mostrou-se bastante atípico, com períodos de estiagem e de chuva durante o ano todo, sem uma definição clara entre os períodos.

### 5.3. Relação COS/Produção Primária Pelágica Líquida (PPL)

A partir da razão COS/PPL é possível inferir quanto da matéria orgânica produzida na coluna d'água sofre processos de sedimentação (direta ou indireta) e, conseqüentemente, é mineralizada pelo sedimento (tabela 7). Assim, a determinação desta razão e a sua evolução temporal permitem avaliar o grau de acoplamento entre os metabolismos dos compartimentos pelágico e bêntico.

Na área referencial, foi observado em todas as amostragens, um suprimento adicional de matéria orgânica além da que é produzida na coluna d'água, o que pode ser evidenciado pelas altas relações COS/PPL (superior a 100%) neste local.

Tabela 7. Relação entre as taxas médias de Consumo de Oxigênio pelo Sedimento ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e Produção Primária Líquida Pelágica ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) durante os dias de amostragem.

Data	Local	COS/PPL (%)
Junho 2004	Referencial	119
Janeiro	Cultivo	66
Março	Cultivo	68
Abril	Referencial	104
Junho – 1	Cultivo	101
Junho – 2	Referencial	101

Entretanto, a fração da produção primária fitoplanctônica mineralizada na interface água-sedimento, foi substancialmente menor e de igual magnitude, nas duas primeiras campanhas realizadas no cultivo de ostras (janeiro e março de 2005). Mesmo assim, estes valores podem ser considerados elevados quando comparados com outros estudos (por exemplo, Machado & Knoppers, 1988). Na campanha de junho-1, houve um incremento, atingindo o mesmo nível verificado na área referencial (<100%). Portanto, pode-se inferir que nas duas áreas (cultivo e referencial) ocorre um acentuado acoplamento entre os compartimentos pelágico e bêntico

Um incremento orgânico adicional no ponto referencial pode estar relacionado com a sua proximidade de áreas de manguezal, além da formação de bancos de macroalgas, como foi observado na amostragem de junho de 2005. Ademais, vale a ressalva que a área determinada como referencial, como citado anteriormente muitas vezes se encontra exposta (em situações de sizígia). Além disso, as taxas medidas no dia da amostragem refletem processos que já vêm ocorrendo, com uma defasagem temporal em escala de horas até dias anteriores a ela.

Em contrapartida, no cultivo de ostras, as taxas de COS somente superaram as de PPL na amostragem de junho. No entanto, a proximidade e abundância de manguezais neste local é maior que a observada na área referencial, podendo se esperar o mesmo incremento orgânico no sedimento. Esta aparente incongruência, contudo, pode ser elucidada quando se observa o predomínio das correntes no canal de maré em questão. Hostin (2003), observou velocidades médias das correntes, em



maré de quadratura, no verão de  $40 \text{ cm s}^{-1}$ , enquanto que em período de outono, as médias não ultrapassaram  $28,9 \text{ cm s}^{-1}$ . As fortes correntes no período de verão não permitem a deposição do material produzido na coluna d'água e proveniente do manguezal adjacente na área do cultivo. Já no outono, com correntes mais moderadas, aumentam as chances de sedimentação deste material no local em questão.

#### 5.4. Fluxos de Fosfato

A única amostragem em que foi observada uma incorporação líquida de fosfato pelo sedimento foi a realizada em abril, na área referencial. Essa constatação, como descrito anteriormente, pode estar associada à heterogeneidade do sistema bêntico somada ao fato que nessa amostragem o número de experimentos foi igual a um. Além disso, a maior taxa de precipitação acumulada nos sete dias anteriores à coleta foi observada neste mês, o que pode ter acarretado em uma maior concentração de fosfato na água de fundo nos dias anteriores à amostragem. Deste modo, no dia em que foram realizados os experimentos, o fluxo inverso mensurado pode ser consequência do gradiente de concentração formado, favorecendo a difusão molecular de fosfato da água (mais concentrado) para o sedimento (concentração menor). Ademais, a concentração de material particulado em abril dentro das câmaras bênticas foi a mais elevada que nos demais meses. Fluxos de fosfato na interface água-sedimento podem estar relacionados com a quantidade do material em suspensão na água (Fonseca, 2004; Freitas, 2004), podendo ocorrer perdas de fosfato por adsorção ao material em suspensão e posterior precipitação (Freitas, 2004). Outra possibilidade seria que a interface em condições de maior oxigenação estivesse seqüestrando o fosfato em precipitados constituídos por oxi-hidróxidos de ferro (Carreira & Wagener, 1998). De fato, os resultados de produção primária microfitobêntica obtidos nas câmaras claras evidenciam uma maior produção de oxigênio nesse dia de amostragem.

De uma maneira geral, os fluxos medidos na área referencial foram menores que os encontrados no cultivo sem, no entanto, serem apontadas diferenças significativas entre os dois locais. Em Thau Lagoon, França, onde cerca de 20% da área da lagoa é

utilizada para o cultivo semi-intensivo de *Castrossea gigas*, foram registrados fluxos de fosfato até 5 vezes maiores abaixo das *long lines* do que em áreas distantes do cultivo (Mazouni *et al.*, 1996). No entanto, nesse local, a circulação é relativamente mais restrita que a do canal de maré investigado na Baía de Guaratuba (com fortes correntes), bem como a quantidade de moluscos cultivada é bem mais elevada.

No cultivo de ostras, foi observada uma variação sazonal (de janeiro a junho-1), com um incremento do fluxo em março, decrescendo em junho-1. Na Lagoa de Guarapina, Machado (1989) evidencia esse mesmo padrão, com um decréscimo gradual do verão para o inverno, com um pequeno aumento na amostragem de março. Na parte sul da Lagoa da Conceição, os fluxos diários de fosfato diminuíram de 1,23 mmol m<sup>-2</sup>, no período de primavera-verão, para 0,34 mmol m<sup>-2</sup>, no outono-inverno (Fonseca, 2004). Na área referencial, esse padrão não foi tão evidente, devido o influxo observado na amostragem de abril. No entanto, a amostragem de junho de 2004 (sem réplicas) apresentou um fluxo líquido de fosfato do sedimento para coluna d'água bastante similar ao de junho-2 (de aproximadamente 0,05 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> nas duas amostragens).

### 5.5. Fluxos de Nutrientes Inorgânicos Nitrogenados

Os fluxos de NID (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido) são representados pela soma dos fluxos dos constituintes nitrogenados inorgânicos dissolvidos: amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>).

Com exceção da primeira amostragem na área referencial, em junho de 2004, o fluxo líquido de NID foi resultado principalmente da contribuição do nitrogênio amoniacal. Em junho de 2004, foi encontrado um equilíbrio na composição de amônio, nitrato e nitrito, com uma participação de aproximadamente 33,3 % de cada constituinte na composição do NID.

Fluxos de nitrogênio inorgânico dissolvido na interface água-sedimento são associados principalmente aos fluxos de amônio entre esses compartimentos (Valiela, 1995; Hammond *et al.*, 1999; Morrissey *et al.*, 2000; Hopkinson *et al.*, 2001; Mwashote & Jumba, 2002; Freitas, 2004; Fonseca, 2004).

### *Fluxos de Amônio*

De uma maneira geral, os fluxos médios de nitrogênio amoniacal observados no cultivo de ostras foram superiores aos encontrados na área referencial. No cultivo, foram verificados fluxos líquidos do sedimento para a coluna d'água em todas as amostragens. Já na área referencial, foi observada uma incorporação do constituinte pelo sedimento nos experimentos realizados em abril. Em fazendas de cultivo de salmão, em Big Glory Bay, Nova Zelândia, fluxos de amônio mostraram-se 32 vezes maiores que em áreas distantes do cultivo (Morrisey *et al.*, 2000). Deve-se esclarecer, no entanto, que em cultivo de peixes, o *input* de nitrogênio e, o conseqüente aumento das concentrações e de seus fluxos, é um resultado direto da adição de suplementos alimentares aos animais, o que não ocorre no manejo de ostras cultivadas. Além disso, as correntes reportadas para esta baía, não ultrapassam  $7 \text{ cm s}^{-1}$ , implicando em uma baixa taxa de renovação da água (Morrisey *et al.*, 2000). Fluxos de nitrogênio amoniacal foram relativamente maiores abaixo das linhas de cultivo em Thau Lagoon, França, onde influxos de amônio não foram verificados (Mazouni *et al.*, 1996). Christensen *et al.*, 2003, observaram em Beatrix Bay, Nova Zelândia, fluxos de amônio nos sedimentos abaixo das linhas de cultivo de mexilhões aproximadamente 14 vezes maiores do que em locais a 250 metros de distância do cultivo principal.

Como observado para os fluxos de fosfato, a única amostragem em que se verificou uma incorporação de amônio pelo sedimento, foi em abril, na área referencial. Isso pode resultado dos fatores já descritos anteriormente: devido à elevada precipitação acumulada nos dias anteriores à coleta, o enriquecimento da coluna d'água pode ter incrementado o fluxo de difusão molecular deste constituinte para os sedimentos. Porém, deve ser mencionado que neste dia o experimento consistiu na incubação de uma única câmara bêntica.

No cultivo de ostras, a tendência sazonal observada nos fluxos de fosfato foi também verificada para os fluxos de amônio: um aumento em março em relação a janeiro, decrescendo no inverno (junho-1). Machado, (1989) apesar de não ter

observado um incremento no outono, como verificado no canal de maré investigado, também verificou a mesma tendência sazonal entre os dois nutrientes. Mwashote & Jumba, 2002 associam maiores fluxos positivos de amônio a períodos de maior pluviosidade que em períodos de estiagem. O aumento do fluxo de amônio na amostragem de março (de  $0,06 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , em janeiro, para  $0,112 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , em março) pode ser uma resposta à maior abundância de nemertídeos e poliquetas nessa época do ano (Hostin, 2003), favorecendo a liberação do constituinte (Hopkinson *et al.*, 2001).

Na área referencial, devido ao influxo observado em abril, não foi evidente o padrão temporal observado no cultivo. Além disso, foi observado um relativo incremento entre as amostragens de junho de 2004 e junho-2, ao contrário do padrão observado nos fluxos de fosfato, com fluxos médios semelhantes entre as duas amostragens. Fluxos de amônio do sedimento para a coluna d'água são comuns em bancos de macroalgas mas, geralmente, em menores proporções do que em áreas desprovidas dessas formações algais (Dalsgaard, 2003).

#### *Fluxos de Nitrato*

Hopkinson *et al.*, (2001) associam o incremento na profundidade da coluna d'água a uma maior contribuição de nitrato na concentração de NID. Contudo, esta tendência não foi verificada considerando as duas áreas investigadas na Baía de Guaratuba, o que pode ser explicado pela diferença relativamente pequena, de no máximo 1,5 metros, entre um local e outro. A participação do nitrato nos fluxos de NID observados nas duas áreas apresentou uma diferença entre os meses de amostragem, com contribuições mínimas em março e em junho-2, de 1,9% e 1%, respectivamente.

A área referencial apresentou uma maior incorporação do constituinte pelo sedimento que o cultivo, com um grande influxo observado em abril ( $0,34 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). De uma maneira geral, os fluxos medidos nessa área foram menores que os registrados no cultivo de ostras. Menores fluxos de nitrato foram registrados em áreas mais rasas na costa leste de Massachusetts, EUA (Hopkinson *et al.*, 2001). Na Nova Zelândia,

fluxos similares entre áreas de cultivo e áreas controle para o constituinte sugerem que a ostreicultura não afeta de forma significativa os fluxos de nitrato na interface água sedimento (Christensen *et al.*, 2003), sendo que, diferenças encontradas são atribuídas à denitrificação em sedimentos (Hopkinson *et al.*, 2001; Christensen *et al.*, 2003).

Os fluxos médios de nitrato não apresentaram uma tendência sazonal bem definida, com picos observados no cultivo de ostras em janeiro e, um máximo observado, em junho-1. O influxo observado em março, no mesmo local, pode ser decorrente de uma maior atividade bioturbadora nesta época do ano (Hostin, 2003). Organismos da macrofauna bêntica, como poliquetas e nemertídeos constroem tubos, promovendo a biorrigação e ventilação do sedimento, facilitando a nitrificação e, subseqüentemente, o processo de denitrificação (Sundbäck *et al.*, 2003). Hopkinson *et al.*, (2001) avaliam em até 100% a variação interanual nos fluxos de nitrato em áreas fundas e rasas em Broad Sound, EUA. Dalsgaard, (2003) verificou taxas de incorporação de nitrato pelo sedimento ao longo de um ano, intercaladas com algumas liberações não significativas. Na Lagoa da Conceição, fluxos de nitrato não apresentaram um padrão sazonal nítido, com grandes variações espaciais e temporais ao longo do período amostral (Fonseca, 2004).

#### *Fluxos de Nitrito*

Os fluxos de nitrito perfizeram uma porcentagem bastante variável dos fluxos líquidos do NID nas duas áreas amostradas, com um máximo de 33% na área referencial na amostragem de junho de 2004. É interessante mencionar que na amostragem de abril na área referencial, o nitrito apresentou um fluxo do sedimento para a coluna d'água, ao contrário do observado para os demais nutrientes, sendo o maior fluxo do constituinte ao longo do período investigado.

De uma maneira geral, na área referencial os fluxos de nitrito mostraram uma tendência sazonal, com um maior incremento no início do outono sendo, inclusive, verificada uma relativa similaridade entre os fluxos medidos em junho de 2004 e junho-2 (2005). Já no cultivo de ostras, observou-se um padrão inverso ao da área referencial:

um incremento à medida em que o inverno se aproxima (amostragem de junho-1). Na coleta de janeiro (período com maiores temperaturas), foi observado o único influxo desse constituinte, sugerindo que os padrões temporais podem variar em uma escala espacial relativamente pequena. Na Lagoa dos Patos, os fluxos de nitrito foram maiores no outono tanto em áreas rasas, quanto em maiores profundidades (Freitas, 2004). Segundo esse mesmo autor, variações nos fluxos de nitrito (e nitrato) estão intimamente ligadas aos processos de denitrificação, como citado anteriormente e, também, à heterogeneidade espacial.

#### 5.6. Mineralização da Matéria Orgânica – Valores Teóricos e Medidos de Nitrogênio e de Fósforo

Partindo do pressuposto de que toda a matéria orgânica degradada no sedimento é de origem fitoplanctônica, as taxas de mineralização (em  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) podem ser convertidas em valores de nitrogênio e fósforo mineralizados, utilizando a razão estequiométrica de Redfield *et al.* (1963), na qual 106 moles de Carbono equivalem a 16 moles de Nitrogênio e 1 mol de Fósforo (tabela 8).

No entanto, os valores de nitrogênio e de fósforo assim calculados correspondem a taxas teóricas de mineralização e, às vezes, não coincidem com os fluxos bênticos de N e P medidos nos experimentos de incubação. As diferenças entre os fluxos teóricos e os medidos refletem a ocorrência de processos de suprimento ou de remoção desses constituintes no sedimento, que podem predominar sobre os processos de mineralização.

Tabela 8. Taxas téóricas médias de Mineralização de Carbono, Nitrogênio e Fósforo na interface água-sedimento (em  $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) em todas as campanhas amostrais. (n) número de câmaras escuras e (dp) desvio-padrão.

Data	n	Min C	dp	Min N	dp	Min P	dp
9 junho 2004	1	23,11	-	3,94	-	0,25	-
5 janeiro 2005	3	13,47	± 6,53	2,03	± 0,97	0,13	± 0,06
31 março 2005	3	13,60	± 3,83	2,05	± 0,58	0,13	± 0,05
18 abril 2005	1	19,48	-	2,94	-	0,18	-
2 junho 2005	2	20,26	± 7,13	3,06	± 1,08	0,19	± 0,07
16 junho 2005	3	31,95	± 24,35	4,82	± 3,68	0,30	± 0,23

Nota: Com base nas taxas de COS, QR= 0,85 e C:N:P = 106:16:1 (molar)

Nas duas áreas estudadas na Baía de Guaratuba foram verificados processos de remoção de nitrogênio e de fósforo, uma vez que os fluxos líquidos mensurados de tais nutrientes foram inferiores aos estimados teoricamente (figuras 19 e 20).

Mecanismos de remoção e retenção de nitrogênio de ambientes marinhos dependem da hidrodinâmica do local (como correntes de fundo) e incluem processos como a adsorção em argilo-minerais (Machado, 1989; Bernot & Dodds, 2005), assimilação biótica e enterramento temporário ou permanente de detritos orgânicos nos sedimentos (Bernot & Dodds, 2005).

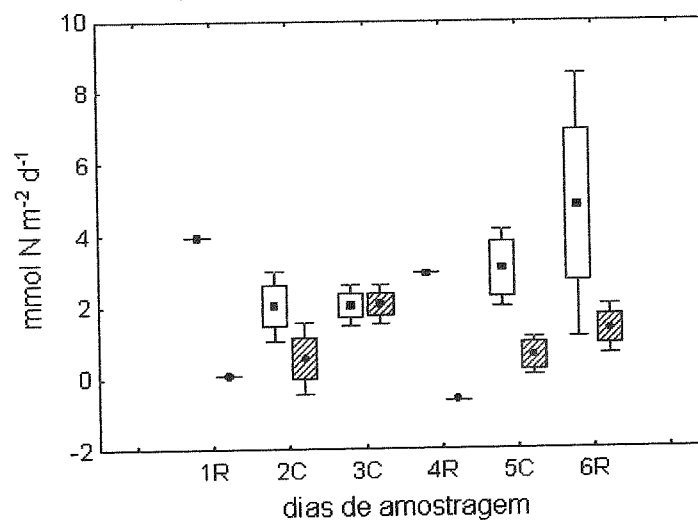


Figura 19. Taxas médias de mineralização Nitrogênio na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média ± erro padrão; Traço: média ± desvio padrão. Caixas brancas – valores teóricos e caixas hachuradas – valores medidos.

Perdas de nitrogênio em sedimentos estuarinos têm sido associadas freqüentemente ao processo de denitrificação. (Usui, 2001; Sundbäck *et al.*, 2003; Bernot & Dodds, 2005; Hulth *et al.*, 2005), um processo não-assimilatório no qual o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é reduzido a  $\text{N}_2$  e, geralmente, perdido do sistema (Hulth *et al.*, 2005). Outro mecanismo de perda de nitrogênio, descrito nos últimos anos na bibliografia pertinente (Thamdrup & Dalsgaard, 2002; Dalsgaard *et al.*, 2003; . Kuypers *et al.*, 2003), processo conhecido como *anammox* é a oxidação anaeróbica de amônio pelo nitrito, produzindo  $\text{N}_2$ . No entanto, as formas de remoção de nitrogênio do ambiente, principalmente as taxas de denitrificação, não foram mensuradas no presente trabalho. Assim, podem ser realizadas apenas estimativas e inferências sobre os processos que poderiam estar ocorrendo no sistema investigado.

Uma das principais formas de acumulação e retenção de fósforo no sedimento é através da adsorção em óxidos de metais, especialmente em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Sundby *et al.*, 1992 *in* Carreira & Wagener, 1998), bem como em radicais orgânicos na superfície de partículas (com. pess. Queiroz)

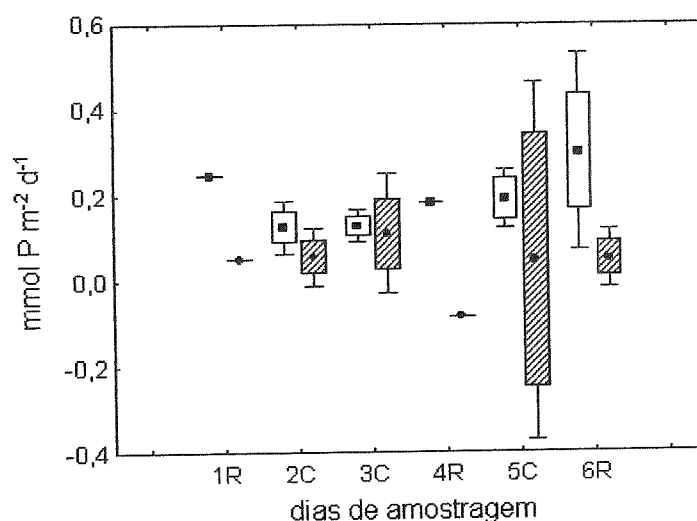


Figura 20. Taxas médias de mineralização Fósforo na interface água sedimento nos dias de amostragem. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores teóricos e caixas hachuradas – valores medidos.

Pagliosa *et al.*, (2005), verificaram perdas consideráveis de P no sedimento, atribuídas à ocorrência de processos de adsorção, uma vez que sedimentos ricos em



matéria orgânica apresentam níveis elevados desses oxi-hidróxidos (Lopez et al., 1996 *in* Pagliosa et al., 2005). Além disso, outros fatores tais como o potencial redox da coluna sedimentar, influenciam grandemente na liberação do fósforo pelo sedimento; decréscimos nas concentrações de oxigênio promovem a redução do ferro e possível liberação do constituinte para a coluna d'água (Carreira & Wagener, 1998).

Além desses processos de remoção e retenção, outra explicação para a grande diferença entre os valores medidos e os teóricos é a hipótese de que a matéria orgânica mineralizada pelo sedimento não tenha origem fitoplanctônica, ou seja, a razão C:N:P poderia ser diferente de 106:16:1, alterando dessa maneira, os valores de nitrogênio e fósforo teoricamente preditos.

Sabe-se que matéria orgânica oriunda de manguezais apresenta relações C:N:P mais que elevadas que a proposta por Redfield, sendo encontradas relações de até 1000:11:1 para a Baía de Guaratuba (Marone et al., 2005), o que indicaria, para as áreas investigadas neste estuário, valores medidos mais elevados ou relativamente próximos dos teoricamente preditos (figuras 21A e 21B).

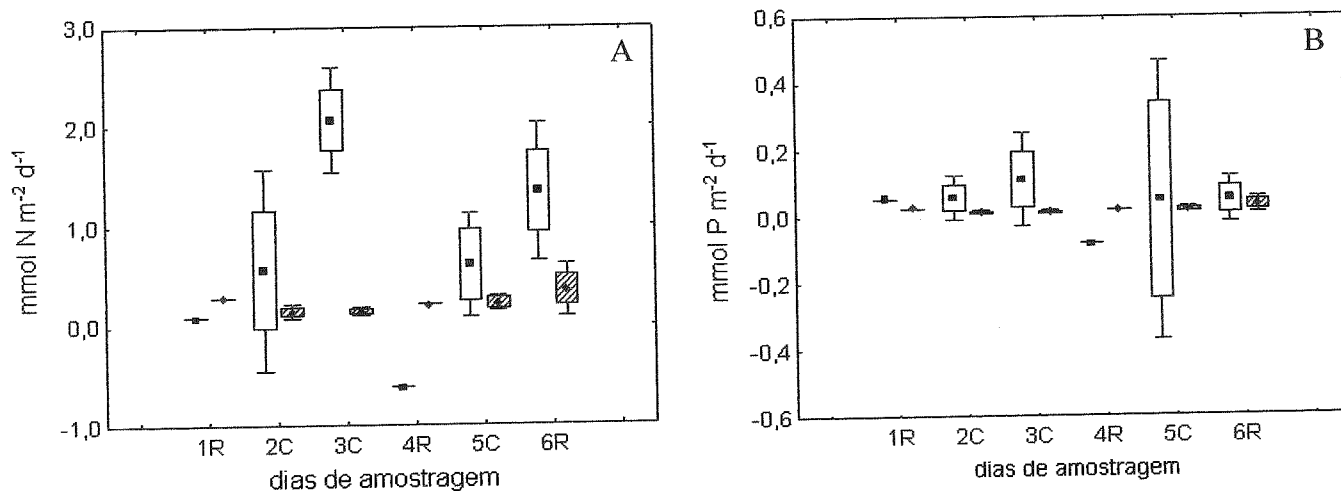


Figura 21. Taxas médias de mineralização de nitrogênio (A) e fósforo (B), na interface água-sedimento. (R) Área Referencial; (C) Cultivo de Ostras; (1) junho/2004; (2) janeiro; (3) março; (4) abril, (5) junho-1 e (6) junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão. Caixas brancas – valores teóricos e caixas hachuradas – valores medidos. Valores teóricos com base na Razão C:N:P de 1000:11:1 (Marone et al., 2005).

## 5.7. Produção Primária Microfitobêntica

Nas amostragens em que não foi verificada produção líquida de oxigênio não foi mensurada a taxa da produção primária microfitobêntica. O fato de não ter sido verificada um incremento líquido de oxigênio, entretanto, não significa que não tenha ocorrido produção primária no sistema bêntico e sim, que processos de mineralização podem ter predominado, mascarando a produção em tais experimentos. Ou seja, nesses experimentos, é verificado o predomínio dos processos de mineralização líquida sobre os de produção (Lansard *et al.*, 2003). Em duas baías, de mesma profundidade, na costa oeste da Suécia, foi observada uma produção líquida de oxigênio de  $58 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , em Ragardsvik Bay e, uma mineralização líquida de  $40 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , em Bassholen Bay (Sundbäck *et al.*, 2003).

As taxas de produção primária microfitobêntica, obtidas através da produção de oxigênio nas câmaras claras, foram significativamente maiores ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) na área referencial em relação ao cultivo de ostras (figura 21). Como não foram evidenciadas diferenças entre os dois locais investigados sobre os processos de mineralização bêntica, bem como dos fluxos de nutrientes na interface água sedimento, pode-se inferir que as diferenças observadas nas taxas de produção bêntica não decorrem do cultivo e, sim, das características de cada local investigado. Os fatores ambientais que podem afetar consideravelmente o processo de produção primária de matéria orgânica no sistema bêntico são a profundidade da coluna d'água, as condições de luminosidade, a transparência e turbidez da água (Lansard *et al.*, 2003). Tais parâmetros são evidentemente diferentes entre a área referencial e o cultivo de ostras. Em Morlaix Bay, taxas de produção primária bêntica são até 7 vezes maiores em áreas rasas (5 metros) que em áreas mais profundas (20 metros) (Migné, *et al.*, 2005).

Muitas vezes, a produção primária microfitobêntica pode perfazer uma fração considerável da produção total do sistema (pelágica+bêntica). Em South Atlantic Bight, EUA, a produção bêntica contribui com aproximadamente 38% da produtividade do local (Jahnke *et al.*, 2000).

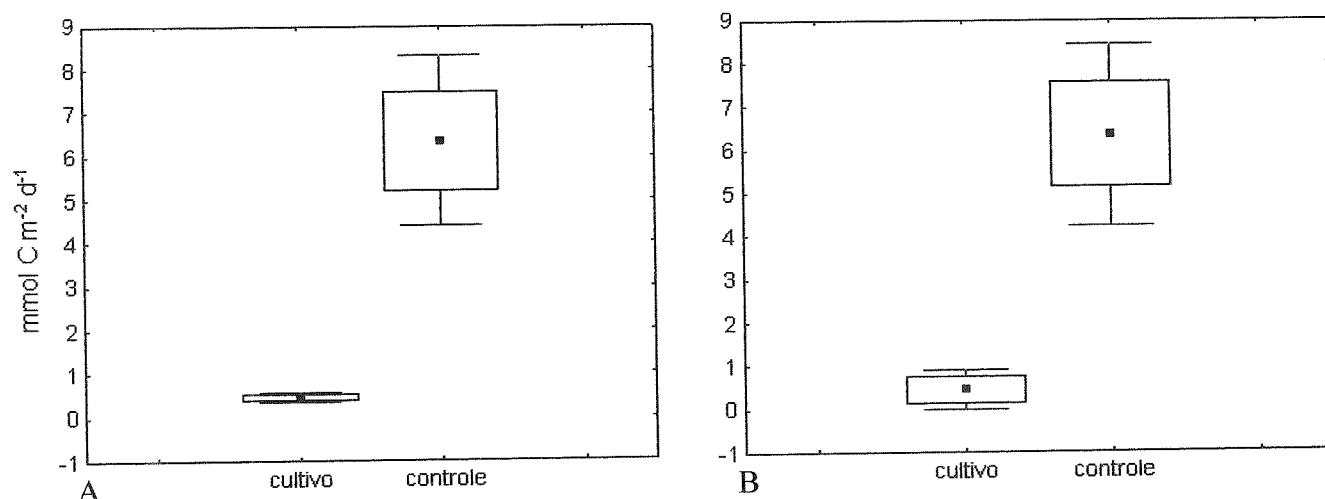


Figura 21. Diferença significativa entre as taxas de produção primária microfitobêntica nas duas áreas amostradas na Baía de Guaratuba. Os testes foram realizados com duas amostragens consecutivas: (A) março/abril e (B) junho-1/junho-2. Média; Caixa: média  $\pm$  erro padrão; Traço: média  $\pm$  desvio padrão.

Em um exercício rudimentar, considerando-se que as diferenças nos níveis de incidência da radiação luminosa que atingem o sedimento são insignificantes e que as taxas de PPM medidas são representativas de cada área investigada, pode-se inferir que na área referencial, a PPM contribuiu com aproximadamente com 22% da produção total do sistema e, no cultivo, com aproximadamente 2%.

### 5.8. Acoplamento Sedimento/Coluna d'água

O acoplamento entre os compartimentos bêntico e pelágico, é associado aos processos que ocorrem em cada um deles e, à transferência de constituintes entre eles (Giordani *et al.*, 2002).

A partir dos resultados obtidos nos experimentos de produção primária (PPL), é possível estimar, através da relação estequiométrica de Redfield, a demanda fitoplanctônica de nitrogênio e fósforo necessários para suportar tal produção. Assim, com os fluxos líquidos de tais constituintes (do sedimento para a coluna d'água) obtidos nos experimentos de incubação *in situ*, avalia-se qual é a contribuição do sistema bêntico para a demanda requerida pelo fitoplâncton.

Na área referencial, a variação da contribuição do sistema bêntico para a demanda de produtores primários foi de 0 a 28% de nitrogênio e de 0 a 25% de fósforo (tabela 9). Em abril, registrou-se um influxo líquido de NID e fósforo, de forma que pode-se inferir uma contribuição nula do compartimento bêntico para a produção primária pelágica. Em contraste com diversos estudos reportados na literatura (por exemplo, Machado, 1989; Hopkinson *et al.*, 2001; Freitas, 2004), foi observada uma maior contribuição de nitrogênio do que de fósforo para a demanda de produtores pelágicos nos experimentos conduzidos em junho-2.

Tabela 9. Avaliação da contribuição do compartimento bêntico para a demanda fitoplanctônica nas amostragens na Área referencial da Baía de Guaratuba. \* influxo líquido.

	9 junho 2004	Abril 2005	Junho-2 2005
<b>Produção Primária Líquida</b> (mmol C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	21,9	18,7	31,6
<b>Mineralização da Matéria Orgânica</b> (mmol C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	26,1	19,5	31,9
<b>Demanda NID</b> (mmol N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	3,3	2,8	4,8
<b>Fluxo NID</b> (mmol N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,09	*	1,3
<b>Demanda N suprida</b> (%)	3%	*	28%
<b>Demanda Fósforo</b> (mmol P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,2	0,2	0,3
<b>Fluxo Fósforo</b> (mmol P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,05	*	0,05
<b>Demanda P suprida</b> (%)	26%	*	17%

No cultivo de ostras foi verificada que o compartimento bêntico supriu cerca de 19 a 69% da demanda de nitrogênio e de 24 a 59% da demanda de fósforo (tabela 10). Na amostragem de março, foi observada o mesmo padrão verificado na área referencial, em desacordo com a literatura consultada: maior contribuição de nitrogênio do que fósforo para a demanda dos produtores primários pelágicos.

As diferenças entre as contribuições de nitrogênio e fósforo podem estar associadas a diferentes graus de eficiência de reciclagem de cada constituinte na coluna sedimentar. Ademais, a contribuição destes constituintes para a demanda fitoplanctônica depende ainda da atuação dos processos de remoção e retenção, anteriormente citados, de nitrogênio e fósforo no sedimento e na água intersticial.

Tabela 10. Avaliação da contribuição do compartimento bêntico para a demanda fitoplanctônica nas amostragens no Cultivo de Ostras na Baía de Guaratuba.

	Janeiro 2005	Março 2005	Junho-1 2005
<b>Produção Primária Líquida</b> (mmol C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	20,4	20,0	20,1
<b>Mineralização da Matéria Orgânica</b> (mmol C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	13,5	13,5	20,3
<b>Demanda NID</b> (mmol N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	3,1	3,0	3,0
<b>Fluxo NID</b> (mmol N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,6	2,1	0,3
<b>Demanda N suprida</b> (%)	19%	69%	20%
<b>Demanda Fósforo</b> (mmol P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,2	0,2	0,2
<b>Fluxo Fósforo</b> (mmol P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,06	0,1	0,05
<b>Demanda P suprida</b> (%)	32%	59%	25%

A diferença encontrada entre as taxas de contribuição do sistema bêntico, de nitrogênio e fósforo, entre as duas áreas (maior no cultivo), é corroborada pela produção primária bêntica observada nos dois locais. Na área referencial, com maiores valores de PPB, sugere que ocorra uma maior assimilação de nutrientes nesse local para suportar tal produção (Fonseca, 1998).

### 5.9. Impacto do Cultivo

O incremento orgânico decorrente de cultivos de moluscos é geralmente pequeno, não acarretando grandes prejuízos aos processos que ocorrem na interface água-sedimento (Crawford, *et al.*, 2003). Muitas vezes, os efeitos se resumem em

mudanças na fauna bêntica e crescimento bacteriano no sedimento (Alongi, 1994, Buschmann et al., 1996 in Crawford, *et. al.*, 2003; Erler *et al.*, 2004). Hostin (2003), não verificou diferenças na composição da macrofauna nos sedimentos abaixo das linhas de cultivo no rio Pinheiros (canal de maré deste estudo). O enriquecimento orgânico em fazendas de cultivos de ostras, e outros bivalves, é resultado somente da sedimentação de fezes e pseudofezes dos organismos, sem nenhuma adição de outra fonte de nutrientes (como suplementos alimentares). Efeitos negativos no sedimento causados por cultivo intensivo e semi-intensivo de moluscos somente são detectados em locais onde a circulação é restrita e a densidade de animais cultivados é superior à capacidade de suporte do ambiente, como em Thau Lagoon, França, onde 20% da área da lagoa é destinada ao cultivo de ostras e mexilhões (Christensen et al., 2003).

Segundo, Kaiser *et al.*, (1998) in Crawford, *et al.*, (2003) a escolha de uma técnica de cultivo apropriada para cada local minimiza grandemente a acumulação de matéria orgânica e amortece os possíveis impactos na qualidade da água e do sedimento.

De fato, os resultados obtidos no presente trabalho não indicam impacto do cultivo de ostras sobre os processos de mineralização da matéria orgânica e fluxos de nutrientes na interface água-sedimento, o que provavelmente se deve à baixa densidade de ostras cultivadas e às fortes correntes no canal de maré em questão.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ⇒ Para quantificar e avaliar os processos que ocorrem na interface água-sedimento, faz-se necessário a utilização de trélicas, pois o sedimento é um compartimento extremamente heterogêneo em curta escala espacial, sob o risco de se obter resultados não representativos da área investigada como um todo;
- ⇒ As taxas de mineralização da matéria orgânica pelo sedimento, bem como os fluxos de nutrientes encontrados nas duas áreas investigadas no presente trabalho estão dentro da faixa de valores reportados para os ecossistemas marinhos costeiros;
- ⇒ Os processos da interface água-sedimento estão intimamente associados com as características hidrodinâmicas de cada local, principalmente com a intensidade das correntes, bem como com as condições ambientais, como pluviosidade, do período amostral;
- ⇒ A comparação entre fluxos medidos e os teóricos estimados a partir das taxas de mineralização benthica evidencia que liberação de nitrogênio e fósforo pelo sedimento é condicionada aos processos de remoção e retenção desses constituintes no compartimento, tais como a denitrificação, para o nitrogênio e, precipitação em oxidrilos de ferro, para o fósforo;
- ⇒ As diferenças observadas, entre o cultivo e a área referencial, nas taxas de produção primária microfitobenthica são uma resposta direta às características ambientais de cada local, principalmente a profundidade e a penetração de luz na coluna d'água, confirmando que esse processo é fortemente controlado por essas variáveis;

⇒ Até o presente momento, não é evidente o impacto do cultivo sobre os processos de produção primária e de mineralização bêmica da matéria orgânica no local investigado;

⇒ Estudos de impacto de cultivos devem ser realizados anteriormente à implantação de tal atividade, devido à dificuldade de encontrar áreas referenciais com características semelhantes à de estudo, uma vez que os processos averiguados neste trabalho mostraram-se grandemente influenciados pelas peculiaridades de cada local.



## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONGI, D. M. (1994) Decomposition and recycling of organic matter in muds of the Gulf of Papua, northern Coral Sea. **Continental Shelf Research**, v. 15 p. 1319-1337.

ALONGI, D. M.; TIRENDI, F.; TROTT, L. A. (1999) Rates and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp ponds of the Mekong delta, Vietnam. **Aquaculture**, v. 175, p. 269-292.

ANDRIGUETTO, J.M.F. (1999). **Sistemas técnicas de pesca e suas dinâmicas de transformação no litoral do Paraná, Brasil**. Curitiba, 241 f. Tese de Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento – Universidade Federal do Paraná

ANGULO, R. J. Variações na configuração da linha de Costa do Paraná nas últimas quatro décadas. **Boletim Paranaense de Geociências**. Curitiba, 1993, v. 41, p. 52-72.

ASMUS, R (1982) Field Measurements on Seasonal Variation of the Activity os Primary Producers on a Sandy Tidal Flat in the Northern Wadden Sea. **Neth. J. Sea. Res.**, v. 16, p. 389-402.

BELLOTO, V. R. **Regeneração de nutrientes nos sedimentos da Laguna de Saquarema, RJ**. Niterói, 1992. Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, p. 138. In KNOPPERS B. A., BIDONE E. D., ABRÃO J. J. (eds.) Niterói, R.J., 1999. **Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Geoquímica Ambiental de Sistemas Lagunares do Rio de Janeiro, Brasil**. Universidade Federal Fluminense, p. 123-154.

Bernot, M. J. & Dodds W. K. (2005) Nitrogen Retention, Removal, and Saturation in Lotic Ecosystems. **Ecosystems**, v. 8, p. 442-453.

BREPOHL, D. **Dinâmica do fósforo no Saco da Mangueira**. Rio Grande, 2000 Tese de Mestrado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. In FREITAS, U. **Fluxos de regeneração bêntica de nutrientes nas áreas profundas do Estuário da Lagoa dos Patos**. Rio Grande, 2004. 56 f. Monografia (Oceanologia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

BRANDINI, N.; MACHADO, E. C.; BOLIVAR DANIEL, C.; LORENZI, L. Interações entre os compartimentos pelágico e bêntico no setor euhalino da Baía de Paranaguá. I. Consumo de oxigênio e fluxos de nutrientes na interface água-sedimento. In: **VII Congresso Latinoamericano sobre ciências do mar**. Santos, SP, 1996. p. 108-109.

BURFORD M. A. & LORENZEN K. (2004) Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. **Aquaculture**, v. 229, p. 129-145.

BUSCHMANN, A. H.; LOPEZ, D. A.; MEDINA, A. (1996) A review of environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile. **Aquacultural Engineering**, v. 15, p. 397-421. In: CRAWFORD, C. M.; MACLEOD, C. K. A.; MITCHELL, I. M. (2003) Effects of shellfish farming on the benthic environment. **Aquaculture**, v. 224, p. 117-140.

CAPONE, D. G. Benthic Nitrogen Fixation. In: CARPENTER, E. J. & CAPONE, D. G. **Nitrogen in the Marine Environment**. New York: Academic Press, 1983. p. 105-137.

CARMOUZE J. P. **O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos: Fundamentos Teóricos, Métodos de Estudo e Análises Químicas**. Editora Edgard Blücher : FAPESP. 1994, p. 253.

CARREIRA R. S. & WAGENER A. L. R. (1998) Speciation of Sewage Derived Phosphorus in Coastal Sediments from Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, p. 818-827.

CHRISTENSEN, P. B.; GLUD, R. N. DALSGAARD, T.; GILLESPIE, P. (2003) Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments **Aquaculture**, v. 218, p. 567-588.

CRAWFORD, C. M.; MACLEOD, C. K. A.; MITCHELL, I. M. (2003) Effects of shellfish farming on the benthic environment. **Aquaculture**, v. 224, p. 117-140.

DALSGAARD, T. (2003) Benthic primary production and nutrient cycling in sediments with benthic microalgae and transient accumulation of macroalgae **Limnology and Oceanography**. v. 48, p. 2138-2150.

DALSGAARD, T.; CANFIELD, D. E.; PETERSEN, J.; THAMDRUP, B.; GONZALEZ, J. A. (2003) N<sub>2</sub> production by the anammox reaction in the anoxic water column of Golfo Dulce, Costa Rica. **Nature**, v. 422, p. 206-208.

DAY Jr. J. W., KEMP M., YAÑEZ-ARANCIBIA A., HALL A. S. C. (1989). **Estuarine Ecology**. Estuarine Chemistry. J. Willey & Sons, Willey-Interscience, 558 p.

DENIS, L. & GRENZ, C. (2003) Spatial variability in oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface on the continental shelf in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). **Oceanologica Acta**, v. 26, p. 373-389.

ERLER, D.; POLLARD, P. C.; KNIBB, W. (2004) Effects of secondary crops on bacterial growth and nitrogen removal in shrimp farm effluent treatment systems. **Aquacultural Engineering**, v. 30, p. 103-114.

FAO - Food and Agriculture Organization.

Disponível em: <<http://www.fao.org/fi/statist/statists.asp>> acesso em 23/10/2005.

FERNEX, F.; BERNAT, M.; FERNANDES, L. V.; NEPUCENO MARQUES, A. (1992) Ammonification rates and <sup>210</sup>Pb in sediments from a lagoon under a wet tropical climate, Maricá, Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 242, p. 69–76. In KNOPPERS B. A., BIDONE E. D., ABRÃO J. J. (eds.) Niterói, R.J., 1999. **Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Geoquímica Ambiental de Sistemas Lagunares do Rio de Janeiro, Brasil.** Universidade Federal Fluminense, p. 123-154.

FONSECA, A. **Composição, distribuição, variabilidade sazonal e produção primária do microfítobentos entremarés na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil).** Curitiba, 1998. Dissertação de Mestrado (Departamento de Botânica) Universidade Federal do Paraná.

FONSECA, A. **Considerações hidroquímicas, fluxos de nutrientes e avaliação do grau do metabolismo e do balanço de massa da Lagoa da Conceição (SC).** São Paulo, 182 f. Tese. (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica). Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2004.

FREITAS, U. **Fluxos de regeneração bêntica de nutrientes nas áreas profundas do Estuário da Lagoa dos Patos.** Rio Grande, 2004. 56 f. Monografia – Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

FRIEDL, G.; DINKEL, C.; WEHRLI, B. (1998) Benthic fluxes of nutrients in the northwestern Black Sea. **Marine Chemistry**, v. 62, p. 77–88

GIORDANI P.; HELDER W.; KONING E.; MISEROCCHI S.; DANOVARO R.; MALAGUTI A. (2002) Gradients of benthic–pelagic coupling and carbon budgets in the Adriatic and Northern Ionian Sea. **Journal of Marine Systems**, v. 33-34, p. 365-387.

GRANT, J.; HATCHER, A.; SCOTT, D.B.; POCKLINGTON, P.; SCHAFER, C.T.; WINTERS, G.V. (1995) A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. **Estuaries**, v. 18, p. 124-144 in CRAWFORD, C. M.; MACLEOD, C. K. A.; MITCHELL, I. M. (2003) Effects of shellfish farming on the benthic environment. **Aquaculture**, v. 224, p. 117-140.

GRASSHOFF K. EHRHARDT M., KREMLING K.(eds.) **Methods of Seawater Analysis.** 2ª edição. Verlag Chemie, Weinheim, 1983, p. 419.

HAMMOND D. E.; GIORDANI P.; BERELSON W. M.; POLETTI R. (1999) Diagenesis of carbon and nutrients and benthic exchange in sediments of the Northern Adriatic Sea. **Marine Chemistry**, v. 66, p. 53–79.

HOLMER M.; MARB, N.; TERRADOS, J.; DUARTE, C. M.; FORTES, M. D. (2002) Impacts of milk fish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 685-696.

HOLMES, R. W. (1970) The secchi disk in turbid coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 6, p. 688-694.

HOPKINSON JR. C. S.; GIBLIN, A. E.; TUCKER, J. (2001) Benthic metabolism and nutrient regeneration on the continental shelf of Eastern Massachusetts, USA. **Marine Ecology Progress Series**, v. 224, p. 1-19.

HOSTIN L. M. **Influência de cultivos de ostras (*Crassostrea Sacco, 1897*) nas comunidades macrobênticas de um canal de maré da Baía de Guaratuba, Paraná, Curitiba, PR, 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná. p. 76.**

HULTH S.; ALLERB, R. C.; CANFIELD, D. E.; DALSGAARD, T.; ENGSTRFMA P.; GILBERTE, F.; KRISTINA SUNDBÄCK, K.; THAMDRUP, B. (2005) Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, v. 94, p. 125-145.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.  
Disponível em: <[www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)> acesso em 23/10/2005.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social  
Disponível em: <[www.ipardes.br](http://www.ipardes.br)> acesso em 23/10/2005.

JAHNKE, R. A.; NELSON, J.R.; MARINELLI, R. L.; ECKMAN, J. E. (2000) Benthic flux of biogenic elements on the Southeastern US continental shelf: influence of pore water advective transport and benthic microalgae. **Continental Shelf Research**, v. 20, p. 109-127.

KAISER, M. J.; LAING, I.; UTTING, S. D.; BURNELL, G. M. (1998). Environmental impacts of bivalve mariculture. **Journal of Shellfish Research**, v. 17, p. 59-66. In: CRAWFORD, C. M.; MACLEOD, C. K. A.; MITCHELL, I. M. (2003) Effects of shellfish farming on the benthic environment. **Aquaculture**, v. 224, p. 117-140.

KLUMP, J. V. & MARTENS, C. S. Benthic Nitrogen Regeneration. In: CARPENTER, E. J. & CAPONE, D. G. **Nitrogen in the Marine Environment**. New York: Academic Press, 1983. p. 411-457.

KNOPPERS B. A., BIDONE E. D., ABRÃO J. J. (eds.) Niterói, R.J., 1999. **Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Geoquímica Ambiental de Sistemas Lagunares do Rio de Janeiro, Brasil.** Universidade Federal Fluminense, p. 123-154.

- KNOPPERS, B.; MACHADO, E. C.; BRANDINI, N.; SOUZA, W. F. L. Sediment Oxygen and Nutrient Fluxes in Three Estuarine Systems of South-Eastern Brazil. In LACERDA, L. D.; SANTELLI, R. E.; DUURSMA, E. K.; ABRÃO, J. J. (eds) **Environmental Geochemistry in Tropical and Suptropical Environments**. Springer, 2004.
- KUROSHIMA, K. N. (1995). **Decomposição da matéria orgânica no sedimento da Lagoa da Barra – Marica, RJ**. Niterói, RJ. Tese de Mestrado. Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, p.102.
- KUYPERS, M. M. M.; SLIEKERS, A. O.; LAVIK, G.; SCHMID, M.; JØRGENSEN, B. B.; KUENEN, J. G.; DAMSTE, J. S. S.; STROUS, M.; JETTEN, M. M. (2003) Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea. **Nature**, v. 422, p. 608-611.
- LANSARD, B.; RABOUILLE, C.; MASSIAS, D. (2003) Variability in benthic oxygen fluxes during the winter-spring transition in coastal sediments: an estimation by in situ micro-electrodes and laboratory mini-electrodes **Oceanologica Acta**, v. 26, p. 269-279.
- LOJEN, S.; OGRINC, N.; DOLENEC, T.; VOKAL, B.; SZARAN, J.; MIHELIC, G.; BRANICA, M. (2004) Nutrient fluxes and sulfur cycling in the organic-rich sediment of Makirina Bay (Central Dalmatia, Croatia). **Science of the Total Environment**, v.27, p. 265-284.
- LOPEZ, P.; LLUCH, X.; VIDAL, M.; MORGUÝ, J. A. (1996) Adsorption of phosphorus on sediments of the Balearic Islands (Spain) related to their composition. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 42, p. 185-196. in PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. (2005) Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p 965-974.
- MACHADO, E. C. **Desoxigenação e regeneração de nutrientes pelo sedimento na Lagoa de Guarapina, R.J.** Niterói, 1989. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Fluminense.
- MACHADO, E. C. & KNOPPERS, B. A. (1988) Sediment Oxygen consumption in an organic-rich subtropical lagoon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 75, p. 341-349.
- MARINELLI, R.L.; JAHNKE, R.A.; CRAVEN, D.B.; NELSON, J.R.; ECKMAN, J.E. (1998) Sediment nutrient dynamics on the South Atlantic Bight continental shelf: The importance of benthic photosynthesis, nutrient regeneration, bioirrigation and porewater advection. **Limnology and Oceanography**, v. 43, p. 1305-1320.
- MARINELLI, R. L. & WILLIAMS, T. J. (2003) Evidence for density-dependent effects of infauna on sediment biogeochemistry and benthic-pelagic coupling in nearshore systems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 179-192.

MARONE, E.; NOERNBERG, M. A.; DOS SANTOS, I.; LAUTERT, L. F.; ANDREOLI, O. R.; BUBA, H.; and FILL, H. D. (Submitted). **Hydrodynamics of Guaratuba Bay – PR, Brazil. Journal of Coastal Research S139**. ISSN 0749-0208. ICS 2004 (Proceedings).

MAZOUNI, N.; GAERTNER, J. C.; DESLOUS-PAOLI, J. M.; LANDREIN, S.; OEDENBERG, M. G. (1996) Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 205, p. 91-113.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; FRANÇOIS-CARCAILLET, F.; ROSENBERG, R. (2005) Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 315, p. 187-209.

MIGNÉ, A.; DAVOULT, D.; BOURRAND, J. J.; BOUCHERA, G. (2005) Benthic primary production, respiration and remineralisation: in situ measurements in the soft-bottom *Abra alba* community of the western English Channel (North Brittany). **Journal of Sea Research**, v. 53, p. 223- 229.

MORRISEY, D. J.; GIBBS, M. M.; PICKMERE, S. E.; COLE, R.G. (2000) Predicting impacts and recovery of marine-farm sites in Stewart Island, New Zealand, from the Findlay–Watling model. **Aquaculture**, v. 185 p. 257-271.

MWASHOTE B. M. & JUMBA, I. O. (2002) Quantitative aspects of inorganic nutrient fluxes in the Gazi Bay (Kenya): implications for coastal ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 1194-1205.

NAKAMURA Y. (2003) Sediment oxygen consumption and vertical flux of organic matter in the Seto Inland Sea, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p 213-220.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; MOONEY, H.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; LUBCHENCO, J.; PRIMAVERA, J.; WILLIAMS, M. (1998) Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. **Science**, v. 282, p. 883-884 in BURFORD M. A. & LORENZEN K. (2004) Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. **Aquaculture**, v. 229, p. 129-145.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. (2000) Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, v. 405. p. 1017-1024 in BURFORD M. A. & LORENZEN K. (2004) Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. **Aquaculture**, v. 229, p. 129-145.

- PAEZ-OSUNA, F. & RUIZ-FERNANDEZ, A. C. (2005) Environmental Load of Nitrogen and Phosphorus from Extensive, Semi-intensive, and Intensive Shrimp Farms in the Gulf of California Ecoregion. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, p. 681-688.
- PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. (2005) Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 965-974.
- PAMATMAT, M. M. (1997) Non-photosynthetic oxygen production and non-respiratory oxygen uptake in the dark: a theory of oxygen dynamics in plankton communities. **Marine Biology**, v. 129, p. 735-746.
- PEREIRA, J. FILHO; OLIVEIRA, U.C.; MANZONI, G. C. (1998) O uso de *Bell Jar* na avaliação do metabolismo bentônico na Armação do Itapocoroy: Resultados preliminares. **Notas técnicas FACIMAR**, v. 2, p. 81-92.
- PLANTE-CUNY, M. R.; PLANTE, R.; MAZOUNI, N.; FONTAINE, M. F.; SOUCHU, P.; DESLOUS-PAOLI, J. M.; GRENZ, C. (1998) Oxygen fluxes involving the benthic micro and macrophytic components in the Thau Lagoon under pre-anoxic conditions. **Oceanologica Acta**, v. 21, p. 819-829.
- POLLERY, R. C. G. & FERNANDES L. V. Estimate of the ammonia and phosphate in the interstitial water of sediments at the mouth of the Mombuca River, Maricá, RJ. In: 2nd International Symposium, **Environmental geochemistry in Tropical Countries**. Brazil, 1997. In KNOPPERS B. A., BIDONE E. D., ABRÃO J. J. (eds.) Niterói, R.J., 1999. **Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Geoquímica Ambiental de Sistemas Lagunares do Rio de Janeiro, Brasil**. Universidade Federal Fluminense, p. 123-154.
- RASHEED, M.; WILD, C.; FRANKE, U.; HUETTEL, M. (2004) Benthic photosynthesis and oxygen consumption in permeable carbonate sediments at Heron Island, Great Barrier Reef, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, p. 139-150.
- REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. In: HILL, M.N. (Ed.). **The Sea**, vol. 2. Interscience, New York, pp. 26-77.
- SUN, M. Y. & DAI, J. (2005) Relative influences of bioturbation and physical mixing on degradation of bloom-derived particulate organic matter: Clue from microcosm experiments. **Marine Chemistry**, v. 96, p. 201-218.
- SUNDBÄCK, K.; MILES, A.; HULTH, S.; PIHL, L.; ENGSTRÖM P.; SELANDER, E.; SVENSON, A. (2003) Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of

macroalgal blooms in shallow bays. **Marine Ecology Progress Series**, v. 246, p. 115-126.

SUNDBY, B.; GOBEIL, C.; SILVERBERG, N; MUCCI, A. (1992) The phosphorus cycle in coastal sediments. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 1129-1145. In: CARREIRA R. S. & WAGENER A. L. R. (1998) Speciation of Sewage Derived Phosphorus in Coastal Sediments from Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, p. 818-827.

THAMDRUP, B. & DALSGAARD, T. (2002) Production of N<sub>2</sub> through Anaerobic Ammonium Oxidation Coupled to Nitrate Reduction in Marine Sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n° 3, p. 1312-1318

USUI, T.; KOIKE I.; OGURA, N. (2001) N<sub>2</sub>O Production, Nitrification and Denitrification in an Estuarine Sediment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 52, p. 769-781.

Valiela, I. **Marine Ecological Processes**. 2ª edição. Boston, USA: Springer, 1984.

ZARZUR S. **Consumo de oxigênio pelo sedimento e fluxos de regeneração bêntica de nutrientes nas áreas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos**. Rio grande, 2001, 147 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

ZEM, R.C.; PATCHINEELAM, S.M.; MARONE, E. Morfologia e Dinâmica de Sedimentos da Baía de Guaratuba-PR. Resumo Expandido. **X Congresso da ABEQUA (Associação Brasileira de Estudos do Quaternário)**. Guarapari, ES, 2005. Disponível em [www.abequa2005.geologia.ufrj.br](http://www.abequa2005.geologia.ufrj.br)

YUAN, J. & SHILLER, A. M. (2001) The distribution of hydrogen peroxide in the southern and central Atlantic ocean. **Deep-Sea Research II**, v. 48, p. 2947-2970.