



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

**HIDROGEOQUÍMICA DO FÓSFORO NO ESTUÁRIO
DO JAGUARIBE (CE)**

SAMARA ARANHA ESCHRIQUE

FORTALEZA-CE

2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

**HIDROGEOQUÍMICA DO FÓSFORO NO ESTUÁRIO
DO JAGUARIBE (CE)**

SAMARA ARANHA ESCHRIQUE

ORIENTADORA: PROFa. DRa. ROZANE VALENTE MARINS

FORTALEZA-CE

2007

HIDROGEOQUÍMICA DO FÓSFORO NO ESTUÁRIO DO JAGUARIBE (CE)

SAMARA ARANHA ESCHRIQUE

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, outorgado pela Universidade Federal do Ceará.

Orientadora: Profa. Dra. Rozane Valente Marins

FORTALEZA-CE

2007

FOLHA DE APROVAÇÃO

Após a finalização dos trabalhos da defesa de Dissertação de Mestrado da aluna, **SAMARA ARANHA ESCHRIQUE**, intitulada “**HIDROGEOQUÍMICA DO FÓSFORO NO ESTUÁRIO DO JAGUARIBE (CE)**“, a banca examinadora avaliou o conteúdo do trabalho e a apresentação realizada, considerando a **DISSERTAÇÃO APROVADA**.

Profa. Dra. Rozane valente Marins
(Universidade Federal do Ceará - Orientadora)

Profa. Dra. Elisabete de Santis Braga
(Universidade de São Paulo – membro externo)

Dra. Maria Odete Parente Moreira
(Universidade Federal do Ceará – membro interno)

Fortaleza, 30 de abril de 2007.

*Aos meus pais, “**Samuel** (in memorium) e
Irisnéa”, que me ensinaram a ser
guerreira, paciente e perseverante.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao nosso Deus, pelo dom da vida e paz de espírito que me conduziram até aqui.

A minha família, Irisnéa, Cleno, Suzane, Leonardo e Samantha, que não mediram esforços para que eu pudesse alcançar meu objetivo, se doando por inteiro para a realização deste sonho.

Aos meus tios e tias, primos e primas, a minha avó e a todos os meus familiares, pela torcida e por todo o apoio prestado.

A minha orientadora Profa. Dra. Rozane Valente Marins, que me aceitou sem restrições e me deu suporte científico para o meu desenvolvimento profissional, além da amizade cultivada durante esses anos de convívio.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro através da concessão de bolsa de mestrado.

Ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), e ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira, pela concessão do espaço físico e estrutura disponibilizada para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda, pelas críticas construtivas prestadas para o desenvolvimento desta dissertação.

Ao Dr. Marcelo Dominguez de Almeida, pela colaboração no tratamento estatístico dos dados apresentados nessa dissertação.

Aos funcionários e professores do LABOMAR, pelo auxílio prestado e atenção dispensada.

Aos membros da banca examinadora, Profa. Dra. Elisabete de Santis Braga e Dra. Maria Odete Parente Moreira, pelas críticas e colaboração com este trabalho.

Aos amigos (as) Cláudia Brandão, Danielle Lopes, Edvar Aguiar (Bigode), Francisco José Dias (Franzé), Francisco José de Paula Filho (Júnior), Gardenny Pimenta, Heloísa Paraquetti, Janaína Santos, Louize Fonseca, Luiz Bezerra (Buda), Maurício Molisani, Moisés Bezerra, Rosa Rebouças, Roseline Torres, Talita Maia, Telma Braga, Tiago Farias (Caucaia), Thiago Maia e Saulo Maia, pelo coleguismo e convivência estabelecidos no ambiente de trabalho. Espero que a amizade conquistada com o dia-a-dia seja maior que as distâncias que certamente irão nos separar.

Ao Breno Costa pelo apoio, paciência e companheirismo.

A todos os meus colegas do Curso de Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais, em especial “a turma de 2005”, pelo coleguismo e por todas as dificuldades e conquistas que enfrentamos juntos nesses 2 anos de luta, pois a convivência nos tornou amigos e na partida levaremos saudade.

A todos os amigos, principalmente aos conquistados aqui no Ceará, que em menor ou maior grau contribuíram para essa conquista.

*“Como as ondas do mar, a vida é dinâmica.
E tão certa é a subida quanto à descida.
Um movimento é complementar ao outro.
Não desfrute somente o Sol,
Aprecie também a Lua”.*
(Roberto Shiyashiki)

RESUMO

O sistema estuarino do Jaguaribe sofre modificações nas suas características hidroquímicas em função das atividades antrópicas, tais como açudagem, carcinicultura e a crescente urbanização, que promovem alterações na qualidade e quantidade de suas descargas para o oceano Atlântico. O presente estudo objetivou avaliar a distribuição espacial do fósforo presente na coluna d'água e no sedimento de superfície do estuário do Jaguaribe e a sua dependência das influências antropogênicas e da variabilidade hidroquímica sazonal. As coletas de água e sedimento foram realizadas em 5 estações ao longo do estuário, durante 3 campanhas amostrais, abrangendo as estações de seca (1ª e 2ª camp.) e chuva (3ª camp.) da região. Os parâmetros pH, OD, %OD, T e Sal foram medidos *in situ* com multisonda portátil. A extração de fósforo total no sedimento seguiu a metodologia de Berner & Rao (1994). As frações de fósforo na água e no sedimento foram determinadas por espectrofotometria na região do visível, segundo Grasshoff *et al.* (1999). A clorofila *a* foi medida como sugerido por Jeffrey & Humphrey (1975) e a feofitina *a* segundo APHA (2001). A temperatura da água mostrou-se constante e com média de $29^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, que favorece a evaporação. A salinidade variou entre as campanhas, respectivamente, de 29,5 a 35,1, 27,0 a 39,2 e 1,2 a 17,5, com os menores valores no estuário superior, onde as águas do rio diluem as águas marinhas. A concentração de OD revelou que as águas estuarinas são bem oxigenadas, com os teores médios de $6,3 \text{ mg.l}^{-1}$, $5,2 \text{ mg.l}^{-1}$ e $7,0 \text{ mg.l}^{-1}$ (%OD: 98,8%, 79,5% e 94,9%), podendo ser considerado como ambiente saturado a supersaturado, segundo a classificação proposta por Macêdo & Costa (1978). O pH foi alcalino, com médias variando de 7,8 a 8,2 em todo o estuário, refletindo a influência do mar e o balanço hídrico negativo da região (evaporação > precipitação). A condutividade variou em média por campanha de $51,3 \text{ mS.cm}^{-1}$, $55,0 \text{ mS.cm}^{-1}$ e $12,6 \text{ mS.cm}^{-1}$, que pode favorecer a floculação de minerais argilosos em suspensão no estuário. O MPS apresentou teores médios de $13,6 \text{ mg.l}^{-1}$, $17,7 \text{ mg.l}^{-1}$ e $30,3 \text{ mg.l}^{-1}$, indicando forte dependência da sazonalidade climática da região. As frações de fósforo na água nas três campanhas variaram, respectivamente, de 0,2 a $3,8 \mu\text{M}$, 2,0 a $5,3 \mu\text{M}$ e 3,7 a $6,7 \mu\text{M}$ para T- PO_4 ; de 0,0 a $2,7 \mu\text{M}$, 1,2 a $3,4 \mu\text{M}$ e 1,2 a $2,5 \mu\text{M}$ para D- PO_4 ; e de 0,0 a $1,2 \mu\text{M}$, 0,8 a $3,4 \mu\text{M}$ e 1,3 a $4,5 \mu\text{M}$ para Part- PO_4 , com os maiores valores associados com as entradas de fontes antropogênicas e, no caso do D- PO_4 , devido a maior influência fluvial. A Chl-*a* apresentou valores crescentes de $1,2\text{-}8,2 \text{ mg.m}^{-3}$, $2,9\text{-}16,2 \text{ mg.m}^{-3}$ e $9,5\text{-}17,4 \text{ mg.m}^{-3}$, respectivamente, sendo a principal responsável pela absorção de fosfato na zona eufótica e caracterizando o estuário como eutrófico. A feofitina *a* variou entre a 2ª e 3ª campanha de 1,4 a $3,2 \text{ mg.m}^{-3}$ e 2,0 a $10,5 \text{ mg.m}^{-3}$, com os menores valores relacionados com a zona de mistura do estuário. A matéria orgânica presente nos sedimentos oscilou entre as campanhas de 0,0-0,1%, 0,0-1,0% e 0,0-0,4%, indicando uma área fonte no estuário médio. O P-Total no sedimento variou por campanha de $17,4\text{-}60,3 \mu\text{gP.g}^{-1}$, $18,0\text{-}202,0 \mu\text{gP.g}^{-1}$ e $14,3\text{-}134,3 \mu\text{gP.g}^{-1}$, com as maiores concentrações associadas a presença de sedimentos mais finos, característicos de zonas de mangue, e com as fontes pontuais de fósforo, como confirmam os dados da coluna d'água.

Palavras-chave: Geoquímica do fósforo, hidroquímica, estuário do Jaguaribe.

ABSTRACT

The Jaguaribe estuary has undergone hydrochemical changes as a function of anthropogenic activities, such as intensive urbanization and dams along its drainage basin that promote alterations in the quality and amount of discharges to the Atlantic Ocean. This study aims to evaluate the spatial distribution of phosphorus in the water column and surficial sediments of the estuary and its dependence on anthropogenic influences and hydrochemical variability. Water and sediment samples were collected in 5 stations along the estuary, in 3 seasonal campaigns in the dry and rain seasons of the region. Water samples were collected at Secchi depth. The parameters (pH, OD, %OD, T, Sal) were obtained in situ with portable instrument. The extraction of total phosphorus in sediment samples followed the methodology of Berner & Rao (1994). The fractions of phosphorus in the water and sediments were determined by spectrophotometry, according to Grasshoff *et al.* (1999). Chlorophyll-*a* was estimated by Jeffrey & Humphrey (1975) and phaeopigments were measured as suggested by APHA (2001). Average temperature ranged from $29^{\circ}\text{C}\pm 0.5^{\circ}\text{C}$, which favors evaporation. Salinity varied, respectively, from 29.5-35.1, 27.0-39.2 and 1.2-17.5, with the lowest values in the higher estuary. Average the contend of DO ranged from 6.3mg.l^{-1} , 5.2mg.l^{-1} and 7.0mg.l^{-1} (%DO: 98.8%, 79.5% and 94.9%), with the lowest values measured in the middle estuary, related to the mixture zone and considered as saturated the supersaturated, according to the classification of Macêdo & Costa (1978). The pH was alkaline, between 7.8 and 8.2 in the entire estuary, showing a marine influence and the hydrological negative balance of the region (evaporation>precipitation). Average electric conductivity varied from 51.3mS.cm^{-1} , 55.0mS.cm^{-1} and 12.6mS.cm^{-1} , in the different campaign, favoring the flocculation of suspended matter. The SPM presented an average of 13.6mg.l^{-1} , 17.7mg.l^{-1} , 30.3mg.l^{-1} , indicating strong dependence on the climatic regime of the region. Total, dissolved and particulate phosphate varied from 0.2-3.8 μM , 2.0-5.3 μM and 3.7-6.7 μM (T- PO_4); < 0.04-2.7 μM , 1.2-3.4 μM and 1.2-2.5 μM (D- PO_4); < 0.04-1.2 μM , 0.8-3.4 μM and 1.3-4.5 μM (Part- PO_4), with the highest values associated with the inputs from anthropogenic sources and the fluvial influence. Chl-*a* ranged from $1.2\text{-}8.2\text{mg.m}^{-3}$, $2.9\text{-}16.2\text{mg.m}^{-3}$ and $9.5\text{-}17.4\text{mg.m}^{-3}$, being the major responsible for the absorption of phosphorus in the euphotic zone and characterizing the estuary as eutrophic. The Phaeo-pig varied from $1.4\text{-}3.2\text{mg.m}^{-3}$ and $2.0\text{-}10.5\text{mg.m}^{-3}$, with the lowest values related with the zone of mixture of the estuary. Organic matter in the sediments oscillated from 0.0-0.1%, 0.0-1.0% e 0.0-0.4%, indicating an area source in the middle estuary. P-Total in the sediment ranged from $17.4\text{-}60.3\mu\text{gP.g}^{-1}$, $18.0\text{-}202.0\mu\text{gP.g}^{-1}$ and $14.3\text{-}134.3\mu\text{gP.g}^{-1}$, with the highest concentrations associated with the presence of sediments characteristic of mangroves and with the anthropogenic sources of phosphorus, as shown by the data of the water column concentrations.

Key-words: Phosphorus geochemical, Jaguaribe Estuary, hydrochemical.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ciclo biogeoquímico do fósforo. Modificado de Carmouze (1994) e Shüür (2006).....	23
Figura 2: Representação das alterações do fluxo e deposição de sedimentos antes (a) e após (b) um barramento de rio (modificado de Recursos Hídricos Superficiais, 2006).....	29
Figura 3: Mapa de localização geográfica do estuário do Jaguaribe e do posicionamento das estações amostrais.....	33
Figura 4: Fotos dos locais de coleta no estuário do Jaguaribe.	34
Figura 5: a) pHmetro Orion - modelo 250; b) Sonda YSI 85; c) Disco de Secchi.	39
Figura 6: a) Garrafa de Van Dorn; b) Amostrador tipo van Veen.	40
Figura 7: Curva de maré ideal para o Porto de Areia Branca-Termisa (RN), de acordo com o DHN (2006), durante as campanhas realizadas no Jaguaribe, salientando entre barras os intervalos de coleta.	49
Figura 8: Média histórica mensal da precipitação pluviométrica (mm) para a região jaguaribana durante os anos de 1912 a 2002.....	50
Figura 9: Distribuição espacial e temporal da salinidade <i>versus</i> maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	53
Figura 10: Distribuição espacial e temporal da temperatura (°C) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	54
Figura 11: Distribuição espacial e temporal do oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹) <i>versus</i> a salinidade no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	56
Figura 12: Distribuição espacial e temporal do oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹) <i>versus</i> a maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	57

Figura 13: Distribuição espacial e temporal do pH <i>versus</i> a maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	59
Figura 14: Distribuição espacial e temporal da condutividade (mS.cm^{-1}) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	60
Figura 15: Distribuição espacial e temporal do material particulado em suspensão (mg.l^{-1}) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	61
Figura 16: Distribuição espacial e temporal do fosfato total, dissolvido e particulado (μM) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5). .	63
Figura 17: Distribuição espacial e temporal da Clorofila a (mg.m^{-3}) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	66
Figura 18: Distribuição espacial e temporal do feopigmento (mg.m^{-3}) <i>versus</i> clorofila a no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	69
Figura 19: Distribuição espacial e temporal do percentual de matéria orgânica (%) presente no sedimento do estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	71
Figura 20: Distribuição espacial e temporal do fósforo total ($\mu\text{gP.g}^{-1}$) no sedimento superficial do estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).	73
Figura 21: Análise de agrupamentos salientando a formação de dois grandes grupos: Grupo 1 (camp. A e B - seca) – círculo pontilhado vermelho; Grupo 2 (camp. C - chuva) – círculo pontilhado preto.....	77
Figura 22: Representação gráfica tipo Box Whisker para salientar a distribuição diferenciada dos parâmetros (sal, T, OD, MPS, pH e T- PO_4) medidos entre as campanhas.....	82
Figura 23: Representação gráfica tipo Box Whisker para salientar a distribuição diferenciada dos parâmetros (D- PO_4 , Part- PO_4 , P-Total, Chl-a, %MO e Secchi) medidos entre as campanhas.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Alterações produzidas pelas represas à jusante (adaptado de Straskraba <i>et al.</i> , 1993).	28
Tabela 2: Principais impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas conseqüências para os ecossistemas aquáticos (adaptado de Rebouças <i>et al.</i> , 1999).	29
Tabela 3: Valores médios e desvio padrão mensal das precipitações pluviométricas (mm) para a região jaguaribana durante os anos de 1912-2002, segundo os registros da FUNCEME (2006).	50
Tabela 4: Distribuição espacial e temporal dos parâmetros medidos no estuário do Jaguaribe, com os seus respectivos desvios padrão.	51
Tabela 5: Concentrações de clorofila <i>a</i> total, ativa e de feopigmento e suas relações (B=2ª campanha; C=3ª campanha).	70
Tabela 6: Resultado de fósforo total obtido em amostras de padrão NIST-1646a.	72
Tabela 7: Valores mínimos, máximos, medianos e médios dos parâmetros estudados no estuário do Jaguaribe, com n=5 para cada campanha.	76
Tabela 8: Diferentes relações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre as variáveis estudadas dentro de cada grupo específico.	79
Tabela 9: Resultado da análise estatística dos dados: teste não paramétrico – Kruskal-Wallis e Comparação Múltipla dos Valores de p.	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Sal = Salinidade

T = Temperatura

OD = Oxigênio Dissolvido

%OD = Percentual de saturação em Oxigênio Dissolvido

Cond. = Condutividade

MPS = Material Particulado em Suspensão

T-PO₄ = Fosfato Total na água

D-PO₄ = Fosfato Dissolvido na água

Part-PO₄ = Fosfato Particulado na água

P-Total = Fósforo Total no sedimento

Chl-*a* = Clorofila *a*

Feo-pig = Feopigmento

%MO = Percentual de Matéria Orgânica

NIST = National Institute of Standards & Technology

YSI = Yellow Springs Instrument Company

PIP = Fósforo Inorgânico Particulado

POP = Fósforo Orgânico Particulado

PID = Fósforo Inorgânico Dissolvido

POD = Fósforo Orgânico Dissolvido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	ZONA COSTEIRA	17
1.2	FÓSFORO NO AMBIENTE ESTUARINO	19
1.3	CICLO DO FÓSFORO	21
1.4	PARÂMETROS ABIÓTICOS E BIÓTICOS IMPORTANTES	24
1.5	INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS SOBRE AS REGIÕES ESTUARINAS	26
2	OBJETIVOS	31
2.1	GERAL	31
2.2	ESPECÍFICOS	31
3	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
3.1	LOCALIZAÇÃO E ACESSO	32
3.2	CARACTERIZAÇÃO GERAL DA REGIÃO DO JAGUARIBE	32
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	AMOSTRAGEM	39
4.2	VARIÁVEIS HIDROQUÍMICAS DETERMINADAS EM LABORATÓRIO	41
4.2.1	<i>Material Particulado em Suspensão</i>	41
4.2.2	<i>Teor de Fósforo na água</i>	42
4.2.3	<i>Clorofila a</i>	43
4.2.4	<i>Feopigmento</i>	45
4.3	VARIÁVEIS GEOQUÍMICAS MEDIDAS NO SEDIMENTO	45
4.3.1	<i>Teor de Matéria Orgânica Total</i>	45
4.3.2	<i>Teor de Fósforo Total</i>	46
4.4	TRATAMENTO DOS DADOS	47
4.4.1	<i>Estatística</i>	47

5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	49
5.1	DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS PARÂMETROS HIDROQUÍMICOS	52
5.1.1	Salinidade	52
5.1.2	Temperatura	54
5.1.3	Oxigênio Dissolvido	55
5.1.4	pH	58
5.1.5	Condutividade	59
5.1.6	Material Particulado em Suspensão	60
5.1.7	Teor de Fósforo na Água	62
5.1.8	Clorofila a	66
5.1.9	Feopigmento	68
5.2	VARIÁVEIS GEOQUÍMICAS	70
5.2.1	Matéria Orgânica Total em Sedimento	70
5.2.2	Fósforo Total no Sedimento	72
5.2.2.1	<i>Validação da metodologia de extração de fósforo total no sedimento</i>	72
5.2.2.2	<i>Distribuição geoquímica do fósforo total nos sedimentos superficiais</i>	73
5.3	ESTATÍSTICA	75
6	CONCLUSÃO	85
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

1 INTRODUÇÃO

1.1 ZONA COSTEIRA

A Zona Costeira Brasileira é uma unidade territorial definida em legislação para efeitos de gestão ambiental, que se estende por 17 estados e abrange mais de 400 municípios distribuídos do norte equatorial ao sul temperado do País (MMA, 1996). Tem como aspectos distintivos sua extensão e a grande variedade de espécies e de ecossistemas. Estende-se por 7.400 km desde o Cabo Orange (Lat. 4ºN) até o Chuí (Lat. 34ºS), distância que se eleva para mais de 8.500 km, quando se considera o recorte litorâneo (Knoppers *et al.*, 1999).

É uma região de transição ecológica que desempenha importante função de ligação e trocas genéticas entre os ecossistemas terrestres e marinhos, fato que a classifica como ambiente complexo, diversificado e de extrema importância para a sustentação da vida no mar. A elevada concentração de nutrientes e condições ambientais favoráveis, como os gradientes térmico e salino, além das excepcionais condições de abrigo e suporte à reprodução e a alimentação inicial das espécies que habitam os oceanos, transformaram os ambientes costeiros num dos principais focos de atenção no que diz respeito à conservação ambiental e à manutenção de sua biodiversidade (Carvalho & Rizzo, 1994).

A preocupação com a integridade e o equilíbrio ambiental das regiões costeiras decorre do fato de serem as mais ameaçadas do Planeta tanto por representarem elos de intensa troca das sociedades humanas (mercadorias), como pela exploração desordenada e muitas vezes predatória de seus recursos naturais (peixes e outros recursos vivos). A zona costeira também é o principal local de lazer, turismo ou moradia de grandes massas de populações urbanas (MMA, 1996; Miranda *et al.*, 2002).

A zona costeira é responsável por ampla gama de “funções ecológicas”, tais como: a prevenção de inundações, da intrusão salina e da erosão costeira; a proteção contra tempestades; a reciclagem de nutrientes e de substâncias poluidoras; e a provisão de *habitats* e recursos para uma variedade de espécies oportunistas (Carvalho & Rizzo, 1994).

Segundo uma redefinição da *Large Marine Ecosystem* (LME) proposta por Ekau & Knoppers (1999), a zona costeira da região Nordeste e Leste do Brasil está situada na porção leste da LME, que corresponde a 24% e 18% da linha de costa brasileira, respectivamente. Trata-se de um sistema único, controlado pelo impacto das águas oligotróficas da Corrente Equatorial do Sul e suas correntes derivadas, com uma baixa produtividade, como indicado pelos valores de concentração de clorofila *a* oscilando entre 0,05 a 0,5 mg.m⁻³ e de produtividade primária na faixa de 0,02 a 0,2 g.C.m⁻².d⁻¹.

As regiões de baixas latitudes são consideradas como ambientes oligotróficos, segundo Costa (1991), devido à presença da termoclina permanente influenciando na distribuição dos elementos limitantes, podendo se incluir neste contexto a costa cearense que, de acordo com Travassos *et al.* (1999), apresenta uma termoclina estável entre 100-150 m na costa oceânica do nordeste do Brasil, estratificando as Águas Equatoriais de Superfície (ESW) e as Águas Centrais do Atlântico Sul (SACW). Os valores de biomassa fitoplanctônica e o potencial de produção primária para a região nordeste são sempre baixos e o fitoplâncton é dominado por picoplâncton (Cyanobacteria), que é considerado um indicador de condições oligotróficas (Ekau & Knoppers, 1999). Desta forma, a maior parte da produção primária das águas costeiras cearenses depende das entradas de nutrientes derivados do aporte fluvial (Medeiros *et al.*, 1999).

Os ecossistemas da Zona Costeira são os estuários, manguezais, lagoas costeiras, dunas, restingas, praias arenosas e lodosas, costões rochosos, recifes, deltas, lagunas, falésias e planícies (marinhas, litorâneas, fluviomarinhas e fluviolacustres), sendo que os estuários e os manguezais são os de maior relevância dentre outros, pois aponta uma elevada diversidade biológica em relação à fauna e flora (Carvalho & Rizzo, 1994).

A região desse estudo compreende uma zona estuarina, que é uma feição situada em uma estreita faixa entre o continente e o mar. Apresenta uma elevada transitoriedade em suas condições ambientais, onde é possível constatar elevada reatividade geoquímica, em virtude da mistura das águas doces com as salinas, promovendo constantes modificações em seus parâmetros hidroquímicos. Os estuários possuem um tempo de vida curto na escala geológica, já que sua forma

e sua extensão são modificadas constantemente pela erosão e pela deposição de sedimentos. Também podem sofrer alterações drásticas em função do aumento ou da redução do nível dos oceanos (Miranda *et al.*, 2002).

1.2 FÓSFORO NO AMBIENTE ESTUARINO

Os estuários são a principal rota de entrada de nutrientes vindos de drenagens continentais para o ambiente costeiro. A alta produtividade e a manutenção do balanço ecológico do ambiente costeiro estão diretamente relacionadas com os nutrientes fornecidos por várias fontes, como as trocas fluvio-estuarinas e as precipitações pluviométricas (Siqueira *et al.*, 2000; Miranda *et al.*, 2002).

Os nutrientes são definidos como aqueles elementos que estão funcionalmente envolvidos no processo de vida dos organismos. Os elementos que estão dissolvidos na água e que são considerados limitantes da produção primária são: nitrogênio, fósforo e silício (Chester & Riley, 1989). Quando ocorre a depleção de nutrientes nos fluxos fluviais, especialmente de fósforo, não apenas altera a disponibilidade do elemento em suas diferentes formas nas águas superficiais, mas pode também alterar a produtividade biológica do ecossistema estuarino, pois o fósforo é o principal fator limitante da produtividade de águas continentais (Esteves, 1998).

A importância do fósforo é destacada na estrutura do esqueleto e na conversão de energia em todo e qualquer sistema biológico, pois esse elemento participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia (formação de uma fração essencial da molécula de ATP) e a estruturação da membrana celular, através dos fosfolipídeos (Esteves, 1998).

O fósforo é principalmente transportado nas águas naturais nas frações de fósforo dissolvido e particulado, com formas orgânicas (compostos orgânicos: fosfatases, fosfolipídios, etc., adsorvidos a agregados orgânicos e a organismos vivos) e inorgânicas (predominantemente íons ortofosfatos, FeHPO_4^+ , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, adsorvidos a agregados inorgânicos e aos minerais, como apatita). Todas as formas de fósforo são importantes, no entanto, os ortofosfatos assumem a maior relevância

por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (Chester, 1990).

A distribuição das diversas espécies químicas de fósforo nas águas costeiras é amplamente controlada pelos agentes biológicos e físico-químicos específicos do ambiente. Assim, segundo Esteves (1998), o fósforo pode ser disponibilizando no ambiente estuarino por fontes naturais (intemperismo de rochas fosfáticas, lixiviação dos solos, excreta de animais, águas pluviais, depósitos de guano e depósitos de animais fossilizados) e antrópicas (esgotos domésticos, efluentes industriais e agrícolas).

Os esgotos urbanos, sem tratamento, contêm o fósforo principalmente como ortofosfato e fosfatos inorgânicos condensados, oriundos de dejetos humanos e efluentes domésticos. Um dos constituintes dos esgotos domésticos são os polifosfatos presentes em produtos de limpeza, que apresentam como tensoativo o tripolifosfato de sódio (Na_3PO_4). Outros efluentes também podem conter fósforo em quantidades significativas, tais como os efluentes de despesca das fazendas de carcinicultura, que são ricos em nutrientes dissolvidos (Osório & Oliveira, 2001; Paula Filho, 2004; Pimenta, 2006).

Altas cargas de nutrientes são lançadas diretamente nos cursos d'água na maioria das cidades brasileiras e dentre os vários tipos de degradação a que estão sujeitos os ecossistemas estuarinos, o processo de eutrofização é um dos mais preocupantes, pois os efeitos do aumento no aporte de nutrientes variam de acordo com a capacidade de depuração específico do estuário (Livingston, 2001).

A disponibilidade de luz e nutrientes afeta a produção autotrófica nos ecossistemas aquáticos. Redfield (1958) demonstrou que na composição química do plâncton, as proporções atômicas entre carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) obedeciam a uma razão constante, C:N:P = 106:16:1, e esta razão é a requerida para um ótimo crescimento fitoplanctônico no ambiente marinho. Estas concentrações podem variar de acordo com as adaptações das espécies. Sistemas estuarinos, que são ambientes muito dinâmicos, podem apresentar concentrações desiguais a esta, sendo considerado como ambiente nitrogênio- ou fósforo-limitado (Burford & Rothlisberg, 1999).

A determinação do fósforo em matrizes ambientais qualifica a saúde do ecossistema, investiga os processos biogeoquímicos e monitora de acordo com a legislação a presença do nutriente (Pimenta, 2006). O fósforo exportado através de fontes pontuais e difusas pode resultar no aumento da produtividade primária e eutrofização dos corpos d'água, com potencial desenvolvimento sazonal de algas tóxicas, podendo ter grandes impactos na qualidade global das águas (Worsfold *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2006).

1.3 CICLO DO FÓSFORO

De uma maneira simplificada, o ciclo do fósforo em águas continentais costeiras (Figura 1) ocorre da seguinte maneira (adaptado de Schüür, 2006):

- ▶ O fósforo é liberado da rocha de origem por intemperismo e erosão natural e/ou pela remobilização de solos e sedimentos, através dos diversos usos pelo homem. Uma vez liberado, o fósforo chega aos corpos aquáticos continentais através da infiltração e lixiviação pela águas das chuvas;
- ▶ O nutriente presente nas águas é assimilado pelos organismos aquáticos, principalmente os produtores primários, sob a forma de fósforo inorgânico dissolvido, incorporando assim na parte viva do ecossistema (fósforo orgânico);
- ▶ O fósforo pode passar através de vários níveis tróficos antes de retornar ao sedimento, onde são decompostos por bactérias e fungos, reciclando-se em uma escala de tempo relativamente curto. Neste processo, ocorre liberação de fósforo para o meio sob a forma inorgânica. O fósforo também pode ser liberado por autólise;
- ▶ Entretanto, sabe-se que grande parte do fósforo presente nos detritos é liberado ainda na zona eufótica, antes desta fração ser sedimentada. Este fósforo provém principalmente da fração orgânica, que é rapidamente decomposta pelos microorganismos e reassimilado pela biota na coluna d'água;

- ▶ Uma parte do fósforo presente nos corpos aquáticos é transportado para o ambiente marinho. Uma vez no mar, o fósforo pode ser utilizado em ecossistemas marinhos ou depositado em sedimentos rasos ou profundos. Embora parte deste nutriente ainda possa ser devolvido para a coluna d'água por correntes de ressuspensão, a maioria do fósforo no ambiente marinho se perde quase que permanentemente por incorporação mineral as rochas;
- ▶ Em ambientes dinâmicos, como nos estuários, a recirculação do fósforo é mais ativa entre as camadas d'água e sedimentar.

O ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio presente na água de contato (Figura 1). Desta maneira, se a coluna d'água for aeróbia, o fósforo é precipitado no sedimento, enquanto se esta for anaeróbia, o fósforo é liberado novamente para coluna d'água (Libes, 1992). Vários fatores físicos, químicos e físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) dos íons fosfato no ambiente aquático, dos quais se destacam: a concentração dos íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxi-redução. Em ambientes de pH elevado, o cálcio pode ter papel mais importante que o ferro, alumínio e manganês. Neste caso, o íon fosfato é precipitado como fosfato de cálcio ou adsorvido a cristais de carbonato de cálcio (Fenzl, 1988). A principal consequência da precipitação do íon fosfato no sedimento é a sua exclusão definitiva ou temporária de circulação, com múltiplas implicações sobre o metabolismo de todo o ecossistema aquático, especialmente reduzindo a sua produtividade (Libes, 1992).

As argilas apresentam grande capacidade de adsorção de fósforo, reduzindo consideravelmente a concentração deste íon na coluna d'água, principalmente àquelas que têm na sua constituição ferro e alumínio. O fenômeno de adsorção de fosfato às argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato da maioria destes corpos d'água receber consideráveis aportes de argilas na sua bacia de drenagem, que estão presentes em grandes quantidades no material particulado em suspensão (Esteves, 1998).

Deposições atmosféricas constituem numa fonte extra de fósforo para as águas continentais, que se torna mais importante à medida que se distancia da região de costa, onde outras fontes de fósforo são remotas. A deposição atmosférica de fósforo ocorre pela precipitação de aerossóis, associados com partículas eólicas e cinzas vulcânicas, sendo bastante variáveis no tempo e no espaço. Sobre regiões oligotróficas e P-limitadas, essa deposição pode representar um significativo aumento na produtividade primária (Paytan & McLaughlin, 2007). No entanto, não há informações sobre como esta fonte de fósforo contribui para regiões semi-áridas oligotróficas.

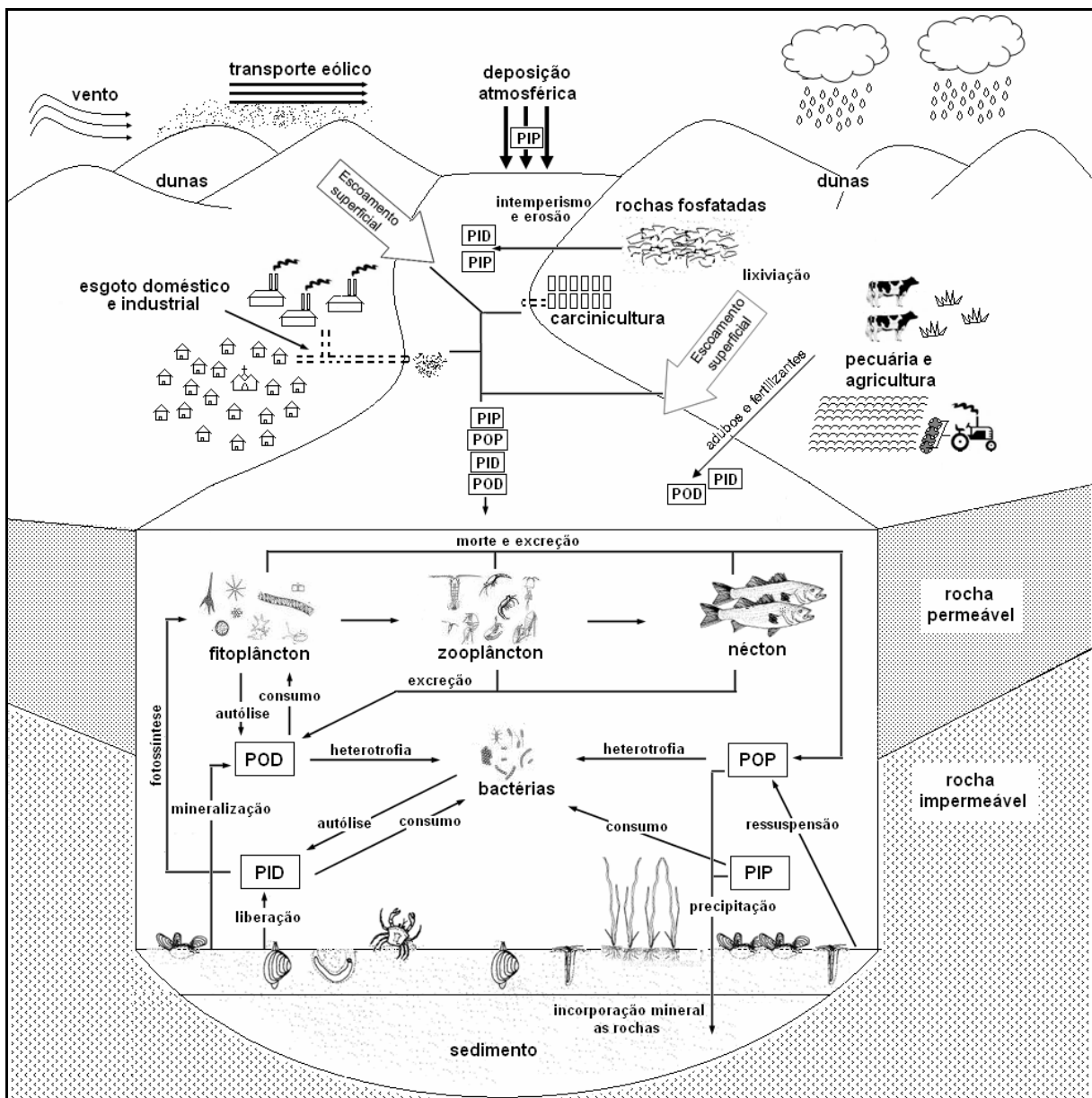


Figura 1: Ciclo biogeoquímico do fósforo. Modificado de Carmouze (1994) e Shüür (2006).

1.4 PARÂMETROS ABIÓTICOS E BIÓTICOS IMPORTANTES

As variáveis abióticas mais importantes para o ambiente costeiro são: a luz, a temperatura e a salinidade, pois governam toda a circulação oceânica, determinam a distribuição dos organismos vivos e interligam os demais processos geológicos e biológicos, e, o conhecimento destes parâmetros, serve como um requisito básico para todos os modelos ecológicos (Costa, 1991). Outras variáveis também são bastante relevantes no ambiente estuarino, como: o oxigênio dissolvido, pH, condutividade, material particulado em suspensão, compartimento sedimentar, teor de matéria orgânica no sedimento e a concentração de clorofila *a* e feopigmento.

A temperatura e a salinidade são dois parâmetros importantes que, em conjunto, podem ser utilizados para caracterizar camadas que contêm fauna e flora específicas, pela influência que exercem no metabolismo dos seres vivos. No ambiente estuarino, a temperatura e a salinidade podem variar horizontalmente e verticalmente na coluna d'água, sendo que esta distribuição é o principal fator que controla a dispersão e a atividade de animais e plantas, agindo como fatores limitantes à reprodução, ao crescimento e à distribuição de organismos. A combinação desses parâmetros não somente rege os processos fundamentais da mecânica marinha (como a identificação de massas d'água e de sistema de correntes), como também o aporte fluvial de elementos nutritivos na camada de mistura (Silva, 2000; Schmiegelow, 2004; Pereira & Soares-Gomes, 2002).

O conhecimento do conteúdo de oxigênio dissolvido no ambiente estuarino é um componente químico importante para o entendimento dos processos bioquímicos e biológicos, como respiração, oxidação da matéria orgânica e de compostos químicos, processos metabólicos celulares indispensáveis à vida vegetal e animal (Flores Montes, 1996).

O pH pode ser considerado uma das variáveis mais importantes para a caracterização dos ambientes aquáticos, ao mesmo tempo em que pode ser uma das variáveis mais difíceis de interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (Esteves, 1998). Os valores de pH da água estuarina, além de sofrer as variações induzidas pelas marés, também podem variar em resposta à atividade fotossintética/respiração de organismos. O pH pode interferir na

capacidade de adsorção do fósforo sobre os óxidos/hidróxidos de ferro e sobre as argilas, além de interferir no metabolismo das comunidades aquáticas, pois altera a permeabilidade da membrana celular (Protazio *et al.*, 2004).

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, sendo esta, função das concentrações iônicas presentes na água e da temperatura (Esteves, 1998; CETESB, 2007). A condutividade elétrica pode indicar a influência de águas salinas no estuário, favorecendo a floculação dos minerais argilosos e hidróxidos coloidais de ferro e alumínio, que por terem uma alta reatividade, podem precipitar e carrear vários compostos dissolvidos da água para o sedimento de fundo (Protazio *et al.*, 2004).

O sedimento constitui um compartimento de suma importância na avaliação da intensidade e formas de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão ou estiveram submetidos, pois realizam constantes trocas de nutrientes e outras substâncias poluentes ou não com a coluna d'água e servem de depósitos integradores do histórico de uso da bacia de drenagem adjacente (Forstner, 1989).

O conhecimento dos teores de matéria orgânica nos sedimentos permite uma avaliação das áreas de circulação mais efetiva no estuário, e tendências do meio quanto ao potencial redox, fornecendo parâmetros fundamentais para o estudo de ecossistemas bentônicos (Barcellos, 2000). De maneira geral, as características dos compostos orgânicos depositados em sedimentos de fundo de regiões marinhas e costeiras têm sido amplamente utilizadas na correlação de diversos processos, como a produtividade de águas superficiais, aporte de materiais de origem continental para o oceano, dinâmica de massas de água, potencial de oxi-redução, índices de sedimentação e distribuição sedimentar (Sommaruga & Conde, 1990; Meyers, 1997).

A clorofila *a* é o pigmento fisiologicamente mais importante presente em todos os grupos de vegetais, sendo sua quantidade um bom indicador da biomassa fitoplanctônica presente nas águas naturais. Os estudos sobre a variação espaço-temporal da clorofila *a* são de grande importância ecológica, pois permitem avaliar o potencial de produção orgânica dos ecossistemas aquáticos, podendo fornecer indicações sobre a quantidade de matéria orgânica disponível aos demais níveis tróficos (Varela & Massa, 1981).

Pigmentos de plantas têm sido usados como biomarcadores de carbono orgânico em ecossistemas estuarinos (Millie *et al.*, 1993; Bianchi *et al.*, 1997). Feopigmentos, que são produtos de degradação dos pigmentos de clorofila, representam a forma dominante de pigmentos de plantas em sedimentos marinhos e estão presentes em grandes quantidades, tanto no sedimento como na coluna d'água (Bianchi & Findlay, 1991; Jeffrey *et al.*, 1997). O feopigmento pode representar um fator de correção de clorofila *a* e serve como indicador do estado fisiológico do fitoplâncton (Carmouze, 1994).

1.5 INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS SOBRE AS REGIÕES ESTUARINAS

Além dos fatores modificadores naturais, como as mudanças climáticas, existe também a contribuição direta do homem através de ações de diferentes naturezas e extensões, que na maioria dos casos levam a alteração significativa na qualidade dos ecossistemas estuarinos (Esteves, 1998).

As atividades antrópicas estão atualmente acelerando as transformações que ocorrem nos estuários, aumentando fortemente as descargas fluviais em resposta à baixa conservação dos solos das bacias de drenagem ou diminuindo-as devido ao barramento dos rios (Miranda *et al.*, 2002).

Na costa brasileira, os sistemas estuarinos têm sido utilizados ao longo do processo de desenvolvimento do país para produção de alimentos, localização de portos, sede para desenvolvimento urbano e industrial, extração mineral, recreação, lazer e diversos usos secundários (Carvalho & Rizzo, 1994).

O efeito das atividades antrópicas atinge todo o país, embora em escalas variadas, mas a tendência de ocupação crescente da zona costeira aponta para a necessidade de implementação emergencial das diretrizes do gerenciamento costeiro e definição de medidas urgentes para ordenamento de uso e ocupação do solo.

A costa Nordeste do Brasil, particularmente o Estado do Ceará, testemunhou um rápido crescimento econômico durante as duas últimas décadas, que foi impulsionado pela agricultura de irrigação, práticas intensiva de aquicultura e

turismo, que também induziram ao aumento da urbanização e da migração da população, anteriormente rural, para a região costeira, onde a densidade populacional alcançou 108 hab.km^{-2} , cerca de 60% de toda a população do Estado (MMA, 1996).

A pesca tradicional, a exploração dos produtos do mangue e a agricultura de subsistência ainda suportam uma grande porção da população costeira cearense (Lacerda & Marins, 2002). Contudo, regiões como as bacias de drenagens dos rios da costa cearense, estão sujeitas aos impactos provocados pelos barramentos dos rios, que também afetam o ambiente costeiro.

A falta de água no nordeste brasileiro disparou o represamento dos rios e a construção de reservatórios desde o século XIX. Os açudes foram sendo construídos tendo-se por base feições topográficas e/ou influências políticas locais, a tal ponto que açudes de bilhões de m^3 , como Orós-CE, afoga a maior extensão de terras irrigáveis do vale do Jaguaribe e quase nada foi investido no capital humano para torná-lo apto a usar e melhorar novas tecnologias de manejo adequado do binômio solo-água (Rebouças & Marinho, 1970).

A construção de barragens e açudes em um rio tem como finalidade o controle de cheias, irrigação, abastecimento de água, pesca, suprimento industrial e agrícola de água, geração de energia elétrica, podendo ainda elevar o nível freático das águas subterrâneas (Straskraba *et al.*, 1993).

Embora inicialmente as barragens apresentem uma função benéfica, proporciona alterações no regime de vazões à jusante (Tabela 1), afetando a descarga de sedimentos e erosão. Essa alteração do fluxo natural de um rio resulta em um conjunto de fenômenos que merecem atenção nos estudos hidrológicos e ambientais. A qualidade das águas dos reservatórios e, conseqüentemente, dos rios que lhes dão origem, é um problema que preocupa cada vez mais as autoridades ambientais e as companhias concessionárias, responsáveis pelas barragens (Recursos Hídricos Superficiais, 2006).

Tabela 1: Alterações produzidas pelas represas à jusante (adaptado de Straskraba *et al*, 1993).

Hidrologia	Decréscimo no fluxo de água. Alteração no regime hidrológico.
Estrutura térmica	Decréscimo de temperatura e estratificação térmica. Heterogeneidade vertical da temperatura.
Material em Suspensão	Decréscimo da carga de material em suspensão.
Oxigênio Dissolvido	Decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido pelo uso nos reservatório eutróficos.
CO₂	Aumento na concentração.
Fósforo	Decréscimo na concentração.
Matéria orgânica	Aumenta no caso de reservatórios eutróficos. Diminui quando não há fontes de produção elevada de matéria orgânica na represa.
Produção fitoplanctônica	Aumenta a produção, dependendo das descargas de água enriquecida, em condições ótimas de intensidade luminosa.

Entre os impactos negativos da construção de grandes lagos artificiais estão: as mudanças no regime hidrológico à jusante da represa; alterações na dinâmica do transporte de sedimentos pela descarga sólida dos rios (Figura 2); desmatamento da área a ser alagada; perda da memória histórica, ao serem alagados núcleos habitacionais antigos e tradicionais; erosão da linha de costa; elevação do lençol freático a montante, e o rebaixamento à jusante do barramento; aumento da intrusão salina; mudanças na qualidade física e química da água; depleção de nutrientes e, em algumas áreas, acreção sedimentar, devido à deposição de areias marinhas nos estuários. A ausência dos períodos sazonais de cheia e de seca altera fortemente os ciclos de crescimento e reprodução de muitos vegetais e animais, reduzindo ou até extinguindo suas populações (Lacerda & Marins, 2002; Marins *et al.*, 2003; Recursos Hídricos Superficiais, 2006).

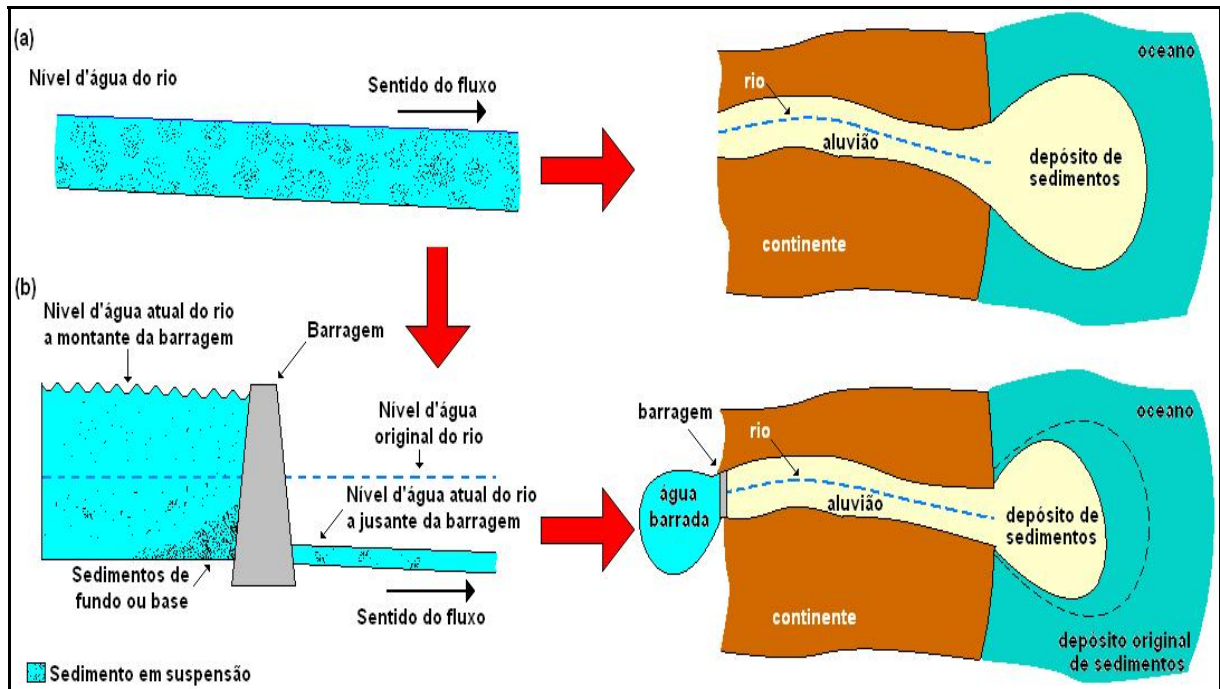


Figura 2: Representação das alterações do fluxo e deposição de sedimentos antes (a) e após (b) um barramento de rio (modificado de Recursos Hídricos Superficiais, 2006).

A contínua interferência das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos produz impactos diretos e indiretos, que podem ser somados aos efeitos das represas, com conseqüência para a qualidade da água e biota aquática. Dentre os principais impactos e conseqüência gerados pela atividade antrópica para os ecossistemas aquáticos, podemos citar os que são mais relevantes para o sistema estuarino do Jaguaribe, que são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Principais impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas conseqüências para os ecossistemas aquáticos (adaptado de Rebouças *et al.*, 1999).

<p>Desmatamento: perda da zona tampão entre sistemas terrestres e aquáticos, aumento do material particulado, perda de florestas e <i>habitats</i> para as aves e alterações na composição do sedimento.</p>	<p>Remoção de espécies críticas: pode causar alterações fundamentais na estrutura das comunidades biológicas ou para a manutenção da biodiversidade.</p>
<p>Despejo de material residual: de fontes orgânicas e inorgânicas resultantes de atividades agrícolas, industriais ou de resíduos domésticos.</p>	<p>Introdução de espécies exóticas: provocando modificações das cadeias alimentares do sistema estuarino.</p>

Trabalhos realizados na região estuarina do Jaguaribe, avaliando perfis de testemunhos sedimentares, revelaram que o compartimento sedimentar estuarino tem atuado como um retentor de fósforo (Abreu *et al.*, 2003; Abreu, 2004; Paula Filho, 2004). Em contra partida, outros vetores existentes no sistema estuarino do Jaguaribe, como as atividades de aqüicultura e a intensa urbanização, contribuem como um significativo aporte de nutrientes, capaz de promover alterações da qualidade e quantidade de suas descargas naturais para o oceano Atlântico. O crescimento destes vetores para a região estuarina é incentivado pela maior disponibilidade de água e pelo aumento do desenvolvimento econômico da região (Marins & Lacerda, 2007).

Assim, optou-se em avaliar a distribuição espacial e temporal do fósforo presente na água e no sedimento superficial do estuário do Rio Jaguaribe (CE), verificando-se a dependência desta distribuição da variabilidade hidroquímica, que é fortemente dependente da sazonalidade climática regional, segundo os autores Marins *et al.* (2003), Marins & Dias (2003) e Dias *et al.* (2005a e 2005b).

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Quantificar o fósforo presente na coluna d'água e no sedimento de superfície do estuário do Jaguaribe e a sua dependência da variabilidade hidroquímica sazonal, expressa pelas variáveis abióticas e bióticas: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, material em suspensão, condutividade, matéria orgânica, clorofila *a* e feofitina *a*, a fim de confirmar ou não a existência de uma sazonalidade na distribuição das diferentes formas de fósforo, as quais podem ser intensificadas pelas atividades antrópicas, como a açudagem, a emissão de efluentes urbanos e a atividade de carcinicultura, que ocorrem neste estuário.

2.2 ESPECÍFICOS

- Medir a variabilidade espacial e temporal dos seguintes parâmetros abióticos: temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, percentual de saturação de oxigênio dissolvido, material particulado em suspensão, condutividade, matéria orgânica e pH, para caracterização da hidroquímica ao longo das campanhas realizadas na região do Jaguaribe;
- Quantificar a distribuição espacial do fósforo no ambiente estuarino do Jaguaribe durante períodos distintos do clima regional;
- Quantificar as concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* nas águas estuarinas do Jaguaribe, para estimar a quantidade de biomassa fitoplanctônica e determinar o seu padrão de distribuição espacial e temporal neste estuário;
- Correlacionar os parâmetros abióticos e bióticos analisados com a distribuição do fósforo no ecossistema estuarino do Jaguaribe, para verificar como estes fatores interferem na dinâmica estuarina do fósforo ao longo de períodos climáticos distintos.

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO E ACESSO

A área de estudo está inserida no litoral leste do Estado do Ceará, no semi-árido da região Nordeste do Brasil, e está compreendida entre os municípios de Fortim e Aracati, equidistantes aproximadamente 125 km da cidade de Fortaleza, na porção inferior do Rio Jaguaribe. O acesso a área se faz pelas Rodovias Estadual CE – 040 e Federal BR – 116.

Na região estuarina do Jaguaribe foram distribuídas 5 estações amostrais no sentido foz-Aracati, delimitadas pelas coordenadas de 4°25'12"S e 4°36'0"S de latitude, e de 37°50'24"W e 37°43'12"W de longitude, perfazendo uma distância de 17,4 km da foz até a ponte da cidade de Aracati, conforme posicionamento indicado na Figura 3.

A estação 1 está localizada na barra, cidade de Fortim, que possui um pequeno adensamento populacional e onde a erosão marinha da costa e o transporte eólico são atuantes nas margens do estuário. Subindo o canal estuarino temos a estação 2, na qual se encontra o centro urbano da cidade de Fortim na sua margem direita. Extensas áreas de mangue estão presentes na margem esquerda do estuário, abrangendo as estações de 1 a 4. Estas áreas possuem pequenas gamboas e canais de rios que recebem aportes das fazendas de carcinicultura, comuns nas margens do estuário. A estação 5 está situada entre as duas grandes áreas urbanas do município de Aracati. Os locais de amostragem no estuário do Jaguaribe podem ser visualizados na Figura 4.

3.2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA REGIÃO DO JAGUARIBE

O rio Jaguaribe é o principal curso d'água do estado do Ceará e sua bacia de drenagem ocupa cerca de 50% do território cearense. Tem sua nascente nas serras Calogi, Pipocas e Joanhina, no centro-oeste do Estado. A bacia hidrográfica do Jaguaribe é dividida em cinco sub-bacias e drena uma área total de 72.043 km², sendo que os seus principais afluentes são os rios Banabuiú, Palhano e Salgado.

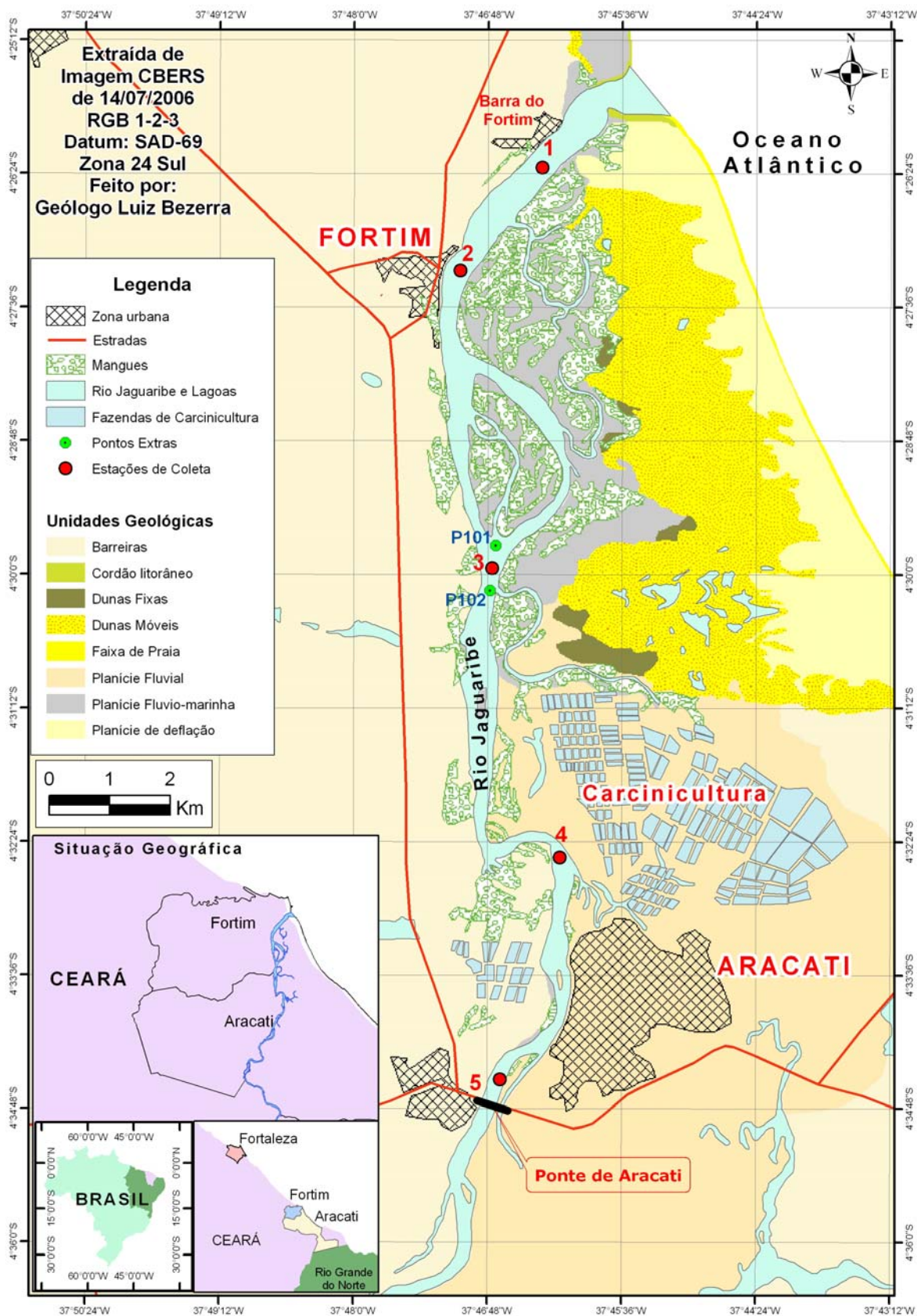


Figura 3: Mapa de localização geográfica do estuário do Jaguaribe e do posicionamento das estações amostrais.

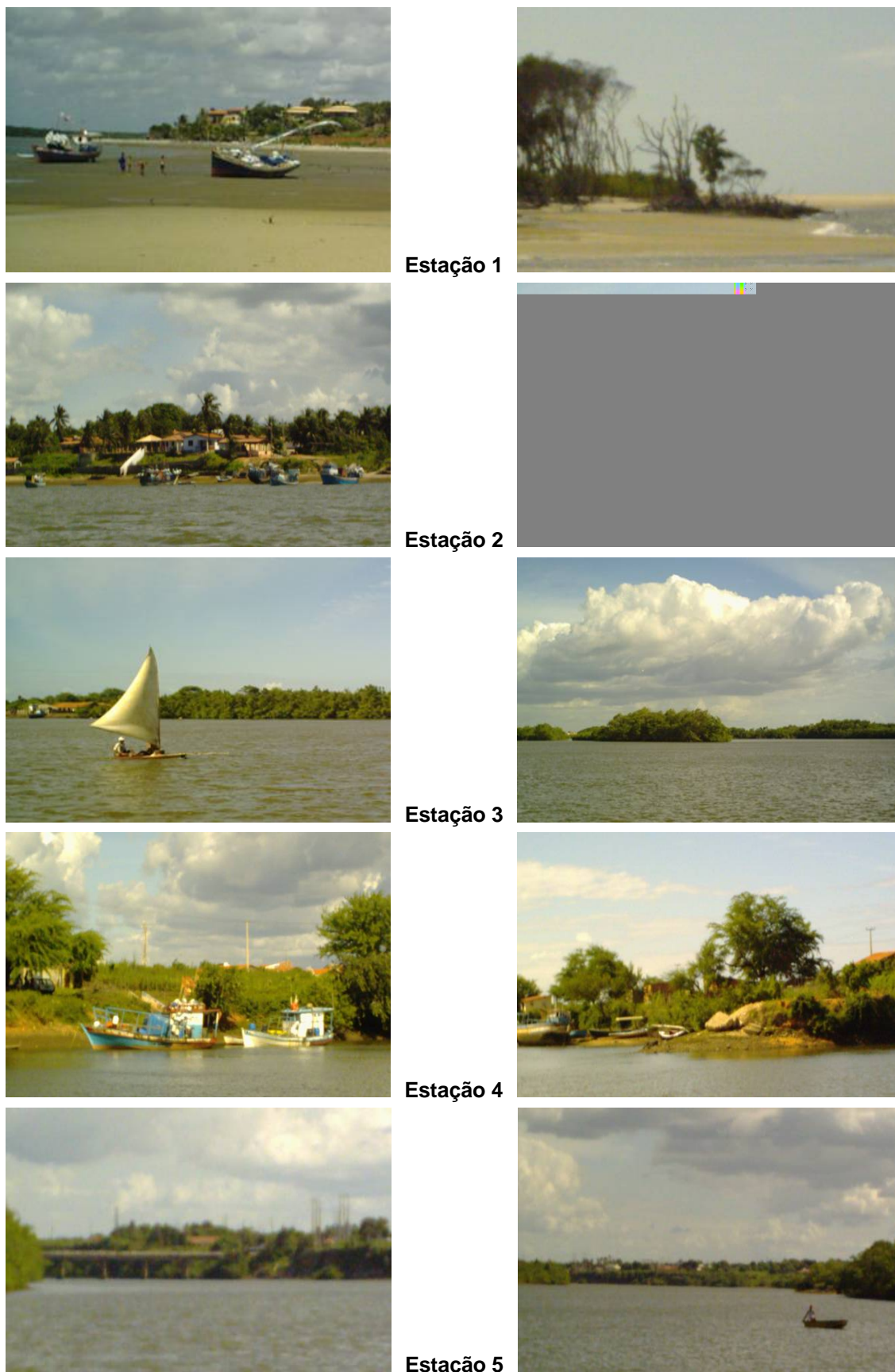


Figura 4: Fotos dos locais de coleta no estuário do Jaguaribe.

Ao longo desta bacia, centenas de represas e reservatórios foram construídas desde 1906. Seus principais açudes são Castanhão (com capacidade de $4,5 \times 10^9 \text{m}^3$), Orós (com capacidade de $1,9 \times 10^9 \text{m}^3$), Cedro e Banabuiú. Os pequenos reservatórios acumulam 20-30% do total de água fluvial represada, considerando que os grandes reservatórios (menos que 1% do total de reservatórios) concentram cerca de 70% do total de água fluvial que deságua no Oceano Atlântico Equatorial perto da cidade de Fortim (Recursos Hídricos do Ceará, 2001).

Uma característica marcante do rio Jaguaribe é a variação natural da sua descarga, que oscilava entre $7000 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e zero, em um intervalo de tempo de poucos meses, segundo Campos *et al.* (2000). Isto acontecia, porque o cristalino representa quase que o total dessa bacia e o período de chuvas da região é muito restrito. A área restante é então representada pelos sedimentos. Em vista do predomínio do cristalino, a porcentagem de precipitação transformada em deflúvio é alta, devido à baixa infiltração (Recursos Hídricos do Ceará, 2001).

Hoje, a sua descarga hídrica média diminuiu muito com o seu represamento, passando para $20-60 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, embora tenha se tornado mais regular. Com este pequeno suplemento de água fluvial, a intrusão salina nas águas interiores do rio é favorecida (Marins *et al.*, 2003; Marins & Dias, 2003). A região apresenta uma amplitude de maré-alta de 2,8 m, caracterizando uma região de meso-marés. As planícies de inundação de maré são cobertas por aproximadamente 23.000 ha de mangues, que na sua maioria estão abrigadas neste rio (Campos *et al.*, 1997; ANEEL, 2000; Lacerda & Marins, 2002).

O canal do Jaguaribe tem 633 km de extensão total e está, na sua maioria, dentro de um clima semi-árido. Apresenta-se pouco profundo, com profundidades variando de 2-5 m. Durante a maior parte do ano o estuário é do tipo bem misturado e não há gradientes significativos para promover uma estratificação salina e/ou térmica, embora ocorra estratificação química em alguns locais (Marins *et al.*, 2003).

A precipitação anual da região do Jaguaribe é de 500 mm no interior da bacia, alcançando 800 a 1000 mm na costa (ANEEL, 1998; 2000). Da precipitação total da bacia do Jaguaribe, estima-se que 88% evaporam ou evapotranspiram e apenas 12% escoam para o mar. O clima apresenta dois períodos distintos, sendo

um longo e seco (junho a dezembro) e um curto e chuvoso (Janeiro a maio). O principal responsável pela regulação do clima da região do estuário é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) - área sobre o oceano onde ocorre o afluxo de grandes massas de ar vindas dos dois hemisférios (Campos *et al.*, 2000).

Na região jaguaribana predominam ventos alíseos com velocidades inferiores a $3,0 \text{ m.s}^{-1}$ no período chuvoso, aumentando no período seco, com valores superiores a $4,0 \text{ m.s}^{-1}$. A temperatura média anual é de 26°C , com variações de no máximo 5°C . A insolação média anual é outro aspecto relevante para esta região, que situa-se próximo de 3.000 h.ano^{-1} (Maia, 1993).

A geologia que compõe a região no entorno do Jaguaribe é formada por rochas do embasamento cristalino (rochas gnáissicas, migmatíticas, quartzitos, micaxistos), rochas pluto-vulcanossedimentares (mármore, magnesita, hornblenda, biotita-gnaiss, esturolita) e coberturas sedimentares não metamorfizadas (sedimentos cretácicos da Bacia Potiguar, formação Barreiras, sedimentos terciários e quaternários – plesitocênicos e holocênicos). Não são encontrados depósitos minerais fosfáticos para a região Jaguaribana, logo a contribuição por fontes litogênicas de fósforo é pouco significativa para o conteúdo total de fósforo neste ambiente estuarino (Morais *et al.*, 2002).

De acordo com Abreu *et al.* (2003) e Paula Filho (2004), os solos encontrados na região do Jaguaribe representam uma fonte potencial de fósforo para o meio aquático, devido ao uso destes solos pelas atividades de agricultura e adições de fertilizantes para os cultivos, contribuindo com cerca de 13% das emissões de fósforo para o ambiente estuarino do Jaguaribe, liberados através das ações de intemperismo e lixiviação.

A carga sedimentar do rio Jaguaribe para o Oceano Atlântico é cerca de $60.000 \text{ t.ano}^{-1}$, sendo que o rio Jaguaribe tem uma das menores taxas de transporte de sedimentos do mundo, com cerca de $2 \text{ t.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, devido ao seu grande número de barragens. A descarga de sólidos em suspensão varia de 600 a $26.000 \text{ t.mês}^{-1}$ na estação chuvosa, e de 32 a 450 t.mês^{-1} no período seco. Os transportes marinho e eólico de areia são os dominantes no Jaguaribe, alcançando valores que variam entre 600.000 e $200.000 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$, respectivamente, disparando os processos de

sedimentação nos mangues e lagoas costeiras adjacentes (Jimenez *et al.*, 1999; Cavalcante, 2000).

O estuário do Jaguaribe está situado em uma microrregião que engloba as cidades de Itaiçaba, Aracati e Fortim, perfazendo uma população total de cerca de 90 mil habitantes (Marins *et al.*, 2003; Paula Filho, 2004). A urbanização crescente que se desenvolve nestas cidades não é acompanhada de investimentos em saneamento básico por partes do poder local ou estadual. A deficiência ou inexistência de tratamento dos efluentes urbanos é comum nestes municípios (Silva & Cavalcante, 2000). De tal maneira que, segundo Abreu *et al.* (2003), este constitui a fonte antrópica que mais contribui com o percentual de fósforo presente no ecossistema estuarino do Jaguaribe.

A região estuarina do Jaguaribe se divide em três zonas, segundo a classificação proposta por Dias e colaboradores (2005c): a primeira, zona de maré do rio (ZR), caracterizada pela predominância dos processos de dinâmica fluvial, tendo como limites superior e inferior as cidades de Itaiçaba e Aracati (ponte), respectivamente; a segunda, zona de mistura estuarina (ZM), marcada por intensos processos de mistura entre as águas fluviais e marinhas, com limites entre as cidades de Aracati e Fortim; e, a terceira zona, que foi classificada como zona costeira (ZC), com características de ambiente marinho e limites indo da barra da cidade de Fortim até o oceano. Vale ressaltar que os limites destas zonas não são fixos no tempo e no espaço dentro destes limites geográficos, apresentando flutuações de acordo com o clima da região (períodos de seca e chuva) e com a influência da maré, segundo a grande maioria das observações feitas desde o início desta década pelo grupo de estudos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira da Universidade Federal do Ceará.

O canal estuarino do Jaguaribe possui uma barreira artificial, que fica aproximadamente a 34 km da foz do rio, na cidade de Itaiçaba, onde foi construído um dique para a tomada de água do rio para o canal do Trabalhador, que já foi responsável por 40% do abastecimento de água para os habitantes de Fortaleza (Marins *et al.*, 2003). Esta barreira impede as misturas das águas marinha e fluvial oriundas do curso superior do rio, durante as épocas de baixos deflúvios. Assim, pode-se afirmar que na maior parte do ano a dinâmica dos processos que ocorrem

na zona estuarina do Jaguaribe recebe influência mais significativa das atividades que se desenvolvem na bacia de drenagem onde estão inseridas as cidades de Itaiçaba, Aracati e Fortim. No entanto, na época de maior intensidade de chuvas da microrregião, ocorre o transbordamento do rio por esta passagem, fazendo com que o estuário do Jaguaribe receba um maior aporte fluvial e recupere o seu gradiente estuarino (Marins *et al.*, 2003; Paula Filho, 2004).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 AMOSTRAGEM

Foram realizadas três (03) campanhas de coleta de campo, levando-se em consideração a sazonalidade climática da região e a influência da maré. As campanhas foram realizadas durante os períodos de seca e chuva da microrregião jaguaribana e todas em maré de quadratura, considerando os índices de precipitação pluviométrica dos últimos 15 dias que antecederam as coletas, sendo: 1º Campanha – 27 de setembro de 2005 (0 mm); 2º Campanha – 08 de fevereiro de 2006 (4,6 mm); e, 3º Campanha – 24 de junho de 2006 (116,8 mm).

Em campo foram determinados: o pH, através de pHmetro ORION modelo 250, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 10 (Figura 5a); o oxigênio dissolvido, percentual de saturação de oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura e condutividade, com auxílio da Sonda YSI 85 - Yellow Springs Instrument Company, Ohio/USA - (Figura 5b), previamente calibrada com solução O_2 *probe solution*; as coletas de água foram realizadas a 1% de penetração de luz, medido através do ponto de desaparecimento do disco de Secchi. O disco de Secchi estava amarrado a um cabo batimétrico com intervalos de 10 cm (Figura 5c).

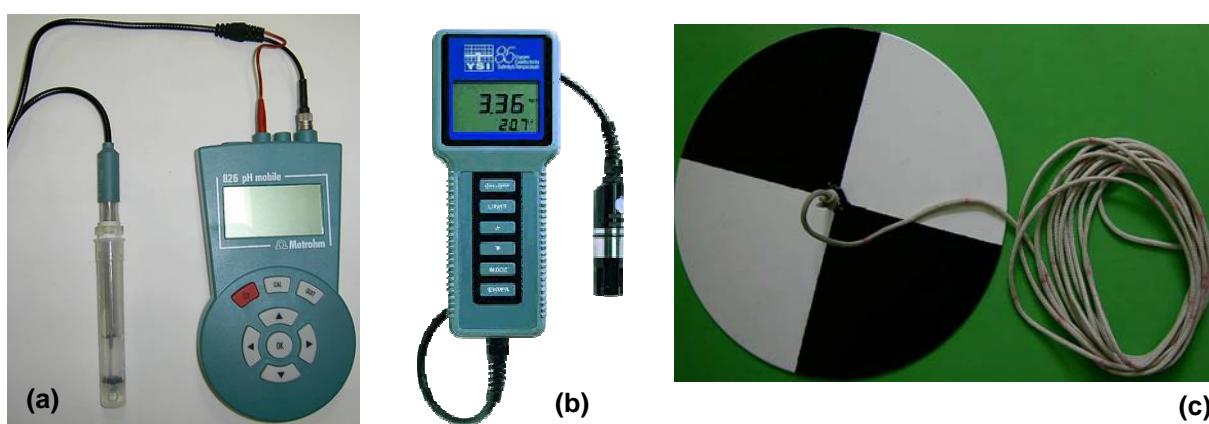


Figura 5: a) pHmetro Orion - modelo 250; b) Sonda YSI 85; c) Disco de Secchi.

As amostras para a determinação das frações geoquímicas de fósforo presentes na água foram coletadas no meio do canal estuarino e em duplicata, no sentido foz-rio, através do lançamento da garrafa de van Dorn (Figura 6a) na profundidade subsuperficial, na enchente da maré. As amostras hidrológicas foram estocadas em garrafas de vidro âmbar de 250 ml de capacidade, previamente lavados com solução de 1:1 de HNO₃ (APHA, 2001) e preservadas sob refrigeração a 4°C.

Para a análise de fósforo total na água (T-PO₄⁻³), a primeira alíquota da amostra coletada por estação foi etiquetada e congelada para posterior análise. Para a análise de fósforo dissolvido na água (D-PO₄⁻³), a segunda alíquota da amostra foi filtrada ainda em campo, através de filtro de fibra de vidro Millipore AP 040 com porosidade entre 0,5-0,7 µm e 47 mm de diâmetro, depois ela foi etiquetada e congelada para análise em laboratório.

Para a análise de material particulado em suspensão foram coletadas amostras de água em duplicata e acondicionadas em garrafas PET de 1,5 L, mantidas sob refrigeração à 4°C até chegada no laboratório.

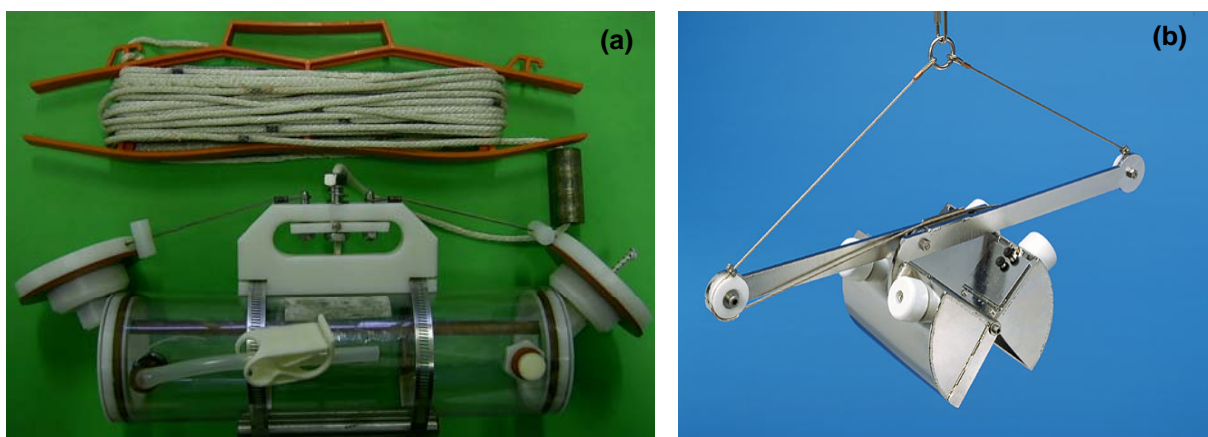


Figura 6: a) Garrafa de Van Dorn; b) Amostrador tipo van Veen.

As amostras de sedimento superficial foram coletadas em unicata e no meio do canal estuarino, através do lançamento do amostrador tipo van Veen (Figura 6b). O sedimento foi acondicionado em sacos plásticos e mantido resfriado em caixa térmica até chegada em laboratório, onde este sedimento passou por uma triagem, para a retirada de partículas (pedras, folhas e conchas) e foi colocado em

estufa a 60°C para secar. Depois de seco, o sedimento foi macerado em almofariz para a sua homogeneização total e passado por uma peneira de nylon de 1 mm de abertura, para remover as partículas mais grosseiras e fragmentos macroscópicos orgânicos, a fim de normalizar o efeito de granulometria dos sedimentos sobre os teores de fósforo. Depois o sedimento foi armazenado em potes plásticos devidamente etiquetados para posteriores análises de fósforo e matéria orgânica.

Para as análises de clorofila *a* e feofitina *a* foram coletadas amostras de água em triplicata para cada ponto de coleta, totalizando 15 amostras por campanha, em garrafas escuras de 2L de capacidade, mantidas sob proteção da luz. Ainda no campo, as amostras foram filtradas em filtro Millipore de acetato de celulose (nitrato 75-80%) com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro, onde o volume filtrado foi anotado. Agitaram-se vigorosamente as amostras antes de filtrar. A pressão de vácuo não excedeu 25 cm de Hg para minimizar possíveis danos ao material de interesse. Após a filtração, dobrou-se cada filtro de modo que o fitoplâncton permanecesse na parte interna da dobra. Em seguida, colocou-se cada filtro no interior de uma placa de petri plástica, etiquetada e fechada com fita adesiva. As placas de petri foram armazenadas a 4°C e protegidos da luz. As amostras permaneceram refrigeradas até o momento de sua extração no laboratório de Biogeoquímica Costeira da Universidade Federal do Ceará. Em todas as etapas da filtração, estocagem e extração foram seguidas às recomendações feitas por Strickland & Parsons (1972).

4.2 VARIÁVEIS HIDROQUÍMICAS DETERMINADAS EM LABORATÓRIO

4.2.1 *Material Particulado em Suspensão*

O material particulado em suspensão presente nas águas estuarinas do Jaguaribe foi determinado por medida gravimétrica, segundo a metodologia descrita em APHA (2001).

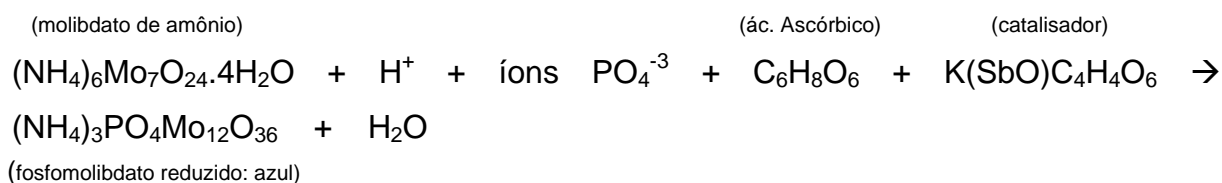
No laboratório, as amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro da marca Millipore AP 040 com 0,5-0,7 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro, previamente secos por 12 horas a 60°C. Os filtros foram pesados em

balança analítica SHIMADZU Modelo AX200 com quatro casas decimais de precisão, antes e após a filtração das amostras. A diferença entre o peso do filtro antes e após a filtração forneceu o peso do material particulado em suspensão para um exato volume filtrado.

4.2.2 Teor de Fósforo na água

As formas de fósforo foram determinadas por espectrofotometria na faixa de luz visível, segundo os métodos apresentados por Grasshoff *et al.* (1999).

O princípio de determinação do método dosa o fósforo sob as suas formas de íons ortofosfatos, os quais reagem em meio ácido com o molibdato de amônio, formando o complexo fosfomolibdato. Este complexo é então reduzido pelo ácido ascórbico, numa reação catalisada pelo antimônio tartarato de potássio, formando um complexo de coloração azul. A intensidade da cor azul é proporcional à quantidade de fosfato presente na amostra. Os polifosfatos e o fósforo orgânico não são determinados por este método.



Para a análise de fosfato total na água, utilizou-se a amostra não filtrada. Num tubo de ensaio, colocou-se uma alíquota de 25 ml desta amostra. Adicionou-se a amostra 2,5 ml de persulfato de potássio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$). Os tubos foram devidamente fechados e colocados dentro de uma autoclave a 121°C por 30 min, sob uma pressão de aproximadamente 1,5 kgF. Retiraram-se os tubos da autoclave e esperou-se atingir temperatura ambiente. Adicionou-se a amostra 0,5 ml de ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$). Agitou-se vigorosamente. Depois, adicionou-se 0,5 ml da mistura de reagentes colorimétricos (tetrahidrato heptamolibdato de amônio $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$ + tartarato antimônio de potássio $[\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6]$ + ácido sulfúrico $[\text{H}_2\text{SO}_4$ 4,5 M]). Agitou-se vigorosamente. Aguardou-se de 10-15 minutos pela reação. Depois, fez-se a leitura dos valores de absorbâncias no

espectrofotômetro MICRONAL modelo B582, no comprimento de onda de 880 nm e em cubeta de 1 cm de caminho óptico. O mesmo procedimento foi realizado para as duplicatas dos brancos e soluções padrão para confecção da curva padrão, apenas substituindo os 25 ml da amostra por água deionizada e pelo próprio padrão, respectivamente. Os resultados foram obtidos pela comparação dos valores de absorvância da amostra com os de uma curva analítica levantada diariamente e expressos em μM .

Para a análise de fósforo dissolvido na água, utilizou-se a amostra filtrada. Colocou-se uma alíquota de 25 ml da amostra filtrada em uma proveta de 50 ml. Depois, o mesmo procedimento descrito acima foi adotado, excetuando-se a parte da autoclave. O teor de fósforo particulado na água (Part-PO_4^{-3}) foi calculado por diferença entre as formas total e dissolvido.

4.2.3 Clorofila a

A clorofila a (Chl-a) representa um dos melhores indicadores da biomassa fitoplanctônica, pois ela está presente em todos os grupos de microalgas, inclusive sendo o único tipo presente nas Cyanophyta ou Cianobactérias e nas Eustigmatophyceae. Sua medida foi determinada por espectrofotometria na faixa de luz visível, segundo a metodologia sugerida por Jeffrey & Humphrey (1975) para fitoplâncton misto.

Optou-se pelo emprego da equação de Jeffrey & Humphrey (1975) para a estimativa das concentrações de Chl-a, por esta metodologia apresentar uma menor faixa de erro, segundo o teste comparativo de metodologias da SCOR-Unesco (1980) e pela grande variação de salinidade das águas estuarinas, a qual influencia diretamente na composição do fitoplâncton e conseqüentemente nas proporções de clorofila a.

A extração de clorofila a foi feita em ambiente limpo de laboratório, onde se trabalhou na penumbra para evitar a descoloração dos pigmentos. Com uma pinça, dobrou-se o filtro ao meio, em forma de funil, e colocou-o no interior de um tubo de polietileno com tampa. Adicionou-se ao tubo 10 ml de solução de acetona 90%. Agitou-se vigorosamente a amostra e colocou-se no refrigerador protegido de

luz. Aguardou-se pelo tempo de extração (24 horas), procurando agitar algumas vezes. Depois de 24h, retiraram-se os tubos do refrigerador e deixou-se em local arejado e protegido de luz para atingir temperatura ambiente. Colocaram-se os tubos numa centrífuga a 4000 rpm por 10 minutos.

Para fazer o branco das cubetas, colocou-se o mesmo reagente utilizado na extração (solução de acetona 90%). O branco das cubetas foi lido em todos os comprimentos ópticos (630, 647 e 664). Anotaram-se os valores de absorvância para posteriores correções nos cálculos. Uma cubeta foi mantida com solução de acetona 90% no espectrofotômetro, para obtenção do zero do aparelho para todos os comprimentos de leitura. Retirou-se delicadamente o sobrenadante dos tubos com a ajuda de uma pipeta automática, tendo cuidado para não ressuspender o precipitado, e este foi colocado na cubeta, fazendo a correção do branco equivalente nos valores de absorvância. A leitura das amostras foi feita em todos os comprimentos ópticos acima mencionados e anotaram-se os seus valores de absorvância.

Antes dos cálculos, as absorvâncias medidas nos comprimentos de onda acima citados foram corrigidos pela subtração do branco das cubetas (de acordo com a cubeta utilizada) e da turbidez (absorvância medida em 750 nm). A estimativa da concentração de clorofila *a* (biomassa fitoplanctônica) na água foi obtida com o emprego das equações abaixo:

Concentração do pigmento Chl-*a* = $11,85 \cdot \text{Abs}_{664} - 1,54 \cdot \text{Abs}_{647} - 0,08 \cdot \text{Abs}_{630}$

$$\text{Clorofila } a \text{ (mg.m}^{-3} = \mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{\text{Concentração do Pigmento} \cdot \text{Volume de acetona utilizado na extração (ml)}}{\text{Comprimento óptico da cubeta (cm)} \cdot \text{Volume filtrado (L)}}$$

4.2.4 Feopigmento

Feopigmentos são produtos de degradação dos pigmentos de clorofila, sendo que a feofitina *a* representa a forma dominante dos pigmentos degradados de clorofila *a* (Bianchi *et al.*, 1997). O teor de feofitina *a* foi determinado segundo a metodologia sugerida por APHA (2001).

Para a obtenção das concentrações de feofitina *a*, leram-se os valores de absorvância a 750 nm (correção de turbidez), 664 e 665 nm (absorvância máxima para Chl-*a*) das amostras extraídas com solução de acetona 90%, conforme foi descrito anteriormente na análise de clorofila *a*. Depois, adicionaram-se duas gotas de HCl a 10% nas amostras e mediu-se a extinção a 664, 665 e 750 nm. Antes dos cálculos, as absorvâncias medidas nos comprimentos de onda (664 e 665 nm) foram corrigidas pela subtração do branco das cubetas (de acordo com a cubeta utilizada) e da turbidez (absorvância medida em 750 nm). Os teores de feofitina *a* na água foram estimados de acordo com a equação a seguir:

$$\text{Feofitina } a \text{ (mg.m}^{-3} = \mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{26,7 [(1,7 \times 665d) - 664a] \times \text{Volume de acetona utilizado na extração (ml)}}{\text{Comprimento óptico da cubeta (cm)} \times \text{Volume filtrado (L)}}$$

Sendo:

a = antes da acidificação;

d = depois da acidificação.

4.3 VARIÁVEIS GEOQUÍMICAS MEDIDAS NO SEDIMENTO

4.3.1 Teor de Matéria Orgânica Total

A matéria orgânica presente no sedimento coletado foi determinada por técnica gravimétrica, após a calcinação da amostra em forno mufla a 450°C, de acordo como descrito em Jefery *et al.* (1992).

Esta técnica consistiu em levar o cadinho, limpo e seco, para um forno mufla a uma temperatura de 450°C por um período de 16 horas. Transfere-se este cadinho para um dessecador. Após esfriar, pesa-se o cadinho em uma balança analítica SHIMADZU Modelo AX200 com quatro casas decimais de precisão, e adiciona-se aproximadamente 2,0 g do sedimento seco. Depois, o cadinho com amostra foi levado para calcinação em mufla à temperatura controlada de 450°C por 16 horas; o cadinho foi colocado em um dessecador e, após frio, foi novamente pesado para obtenção da massa residual (cadinho + sedimento calcinado = m_2).

A diferença entre a massa seca (m_1) e o resíduo da combustão (m_2) representa a perda de matéria orgânica volatilizada na forma de CO_2 , sendo que a partir deste dado pode-se obter o percentual de matéria orgânica no sedimento.

4.3.2 Teor de Fósforo Total

O fósforo total no sedimento foi determinado por espectrofotometria na faixa de luz visível, de acordo com a metodologia sugerida por Berner & Rao (1994). Esta metodologia foi validada através da análise em paralelo do padrão certificado de sedimento estuarino NIST 1646a (National Institute of Standards & Technology).

Para a determinação de fósforo total no sedimento (PT), pesou-se numa balança analítica SHIMADZU Modelo AX200 com quatro casas decimais de precisão, 0,5 g da amostra em cadinho de porcelana previamente calcinado, fazendo duplicata de cada amostra. O mesmo procedimento foi repetido para o material estuarino padrão NIST 1646a e para o branco (cadinho vazio), para validação dos resultados. Colocaram-se os cadinhos com amostra, branco e padrão na mufla a 550°C por 12h. A elevada temperatura de combustão promove a oxidação da matéria orgânica e dos carbonatos, liberando o fósforo associado a estes carreadores geoquímicos. Retiraram-se os cadinhos da mufla e deixou-se no dessecador até atingir temperatura ambiente. Depois, transferiram-se as amostras para erlenmeyers e adicionou-se 25 ml de HCl a 1,0M. As amostras ficaram sob agitação mecânica por 16h.

Após a lixiviação, colocaram-se as amostras em tubos de polietileno de 50 ml com rosca para centrifugar por 5 min a 4000 rpm. Retirou-se o sobrenadante das

amostras e transferiu-se para balões de 100 ml, onde foram diluídas na proporção de 1:4. O padrão deve ser transferido para balão de 250 ml, na proporção de 1:10. Adicionou-se a amostra 2,5 ml de ácido ascórbico. Agitou-se vigorosamente a amostra. Depois, adicionou-se a amostra 2,5 ml da mistura de reagentes colorimétricos. Aferiram-se os balões volumétricos de amostra, branco dos reagentes e padrão com água deionizada. Aguardou-se de 10-15 minutos pela reação. A leitura dos valores de absorvâncias foi realizada no espectrofotômetro MICRONAL modelo B582, no comprimento de onda de 880 nm e em cubeta de 1 cm de caminho óptico. Os resultados foram obtidos pela comparação dos valores de absorvância da amostra com os de uma curva analítica levantada diariamente e expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de fósforo.

4.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados foram organizados em planilhas do programa excel versão 7, permitindo a confecção de gráficos para visualizar a distribuição espacial e temporal dos parâmetros abióticos e bióticos medidos no estuário do Jaguaribe.

4.4.1 Estatística

Os testes estatísticos usados no tratamento dos resultados foram: Análise de Agrupamento, Kruskal-Wallis, Comparação Múltipla das Médias dos Grupos e Correlação de Spearman.

Antes da escolha do teste estatístico a ser usado, aplicou-se o teste de Análise de Agrupamentos, para verificar a semelhança entre as três campanhas de coleta no estuário do Jaguaribe. A técnica classificatória multivariada da análise de agrupamentos pode ser utilizada quando se deseja explorar as similaridades entre indivíduos ou entre variáveis, definindo-os em grupos, sendo no primeiro caso todas as variáveis medidas em cada indivíduo e, no segundo caso, todos os indivíduos nas quais foram feitas as mesmas mensurações. Segundo esse método, procura-se por agrupamentos homogêneos de itens representados por pontos num espaço n-

dimensional em um número conveniente de grupos, relacionando-os através de coeficientes de similaridades ou de correspondências (Landim, 2000).

Como o número de dados obtidos foi pequeno e não apresentou uma distribuição normal, optou-se pela utilização de estatística não-paramétrica. O teste de Kruskal-Wallis foi adotado para identificar se existe diferença estatística significativa entre as médias dos parâmetros medidos nas três campanhas de coleta, considerando as hipóteses de igualdade (H_0) e de diferença (H_1). Se a hipótese nula (de igualdade de médias) é verdadeira, a estatística H apresenta um valor menor que um valor tabulado de qui-quadrado (χ^2) com $k-1$ graus de liberdade (onde k = número de grupos em comparação), ao nível de significância de $\alpha = 5\%$. No caso da existência de diferenciação estatística entre as médias (H_1), utilizou-se o teste de Comparação Múltipla das Médias dos Grupos, para especificar quais médias são estatisticamente diferenciadas das demais (Stevenson, 1981; Zar, 1999).

Os resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis foram representados graficamente por Box Whisker, expressos através dos valores medianos. A mediana foi utilizada por ser menos susceptível aos *out lines*, ou seja, ela é relativamente insensível aos valores extremos, sendo uma medida mais adequada.

A correlação de Spearman é uma técnica não paramétrica usada para avaliar o grau de relacionamento entre observações emparelhadas de duas variáveis, quando os dados se dispõem em postos. Esta correlação foi aplicada nos resultados dos parâmetros obtidos ao longo do estuário do Jaguaribe, para todos os períodos amostrados (Stevenson, 1981).

Todos os testes estatísticos foram manipulados através do programa StatSoft. Inc. (2004) – STATISTICA versão 7.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Todas as campanhas foram realizadas durante a enchente da maré, sob condições de maré de quadratura, onde os valores medidos de maré oscilaram entre 1,85 a 2,41 m (1ª Campanha), 1,41 a 2,36 m (2ª Campanha), e de 0,53 a 2,72 m (3ª Campanha). Para o estuário do Jaguaribe, as variações diárias do nível de maré mais aproximadas para a região são as medidas no Porto de Areia Branca-Termisa (Rio Grande do Norte), segundo a Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN, 2006), que são apresentadas na Figura 7, onde temos entre barras os intervalos de amostragem para cada campanha.

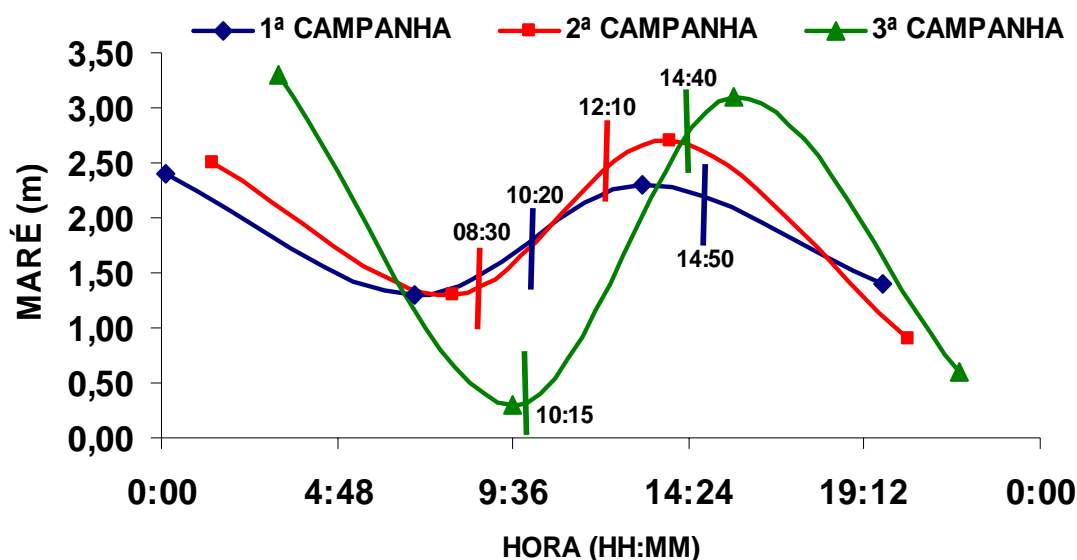


Figura 7: Curva de maré ideal para o Porto de Areia Branca-Termisa (RN), de acordo com o DHN (2006), durante as campanhas realizadas no Jaguaribe, salientando entre barras os intervalos de coleta.

O período anual de coleta deste trabalho foi caracterizado como seco, segundo os registros das médias históricas mensais dos índices pluviométricos medidos na estação meteorológica do município de Aracati (FUNCEME, 2006), conforme mostra a Figura 8 e a Tabela 3. Os dados de pluviometria local estiveram dentro das médias históricas da região, onde os meses de seca se estendem de junho a dezembro e os meses de chuva de janeiro a maio.

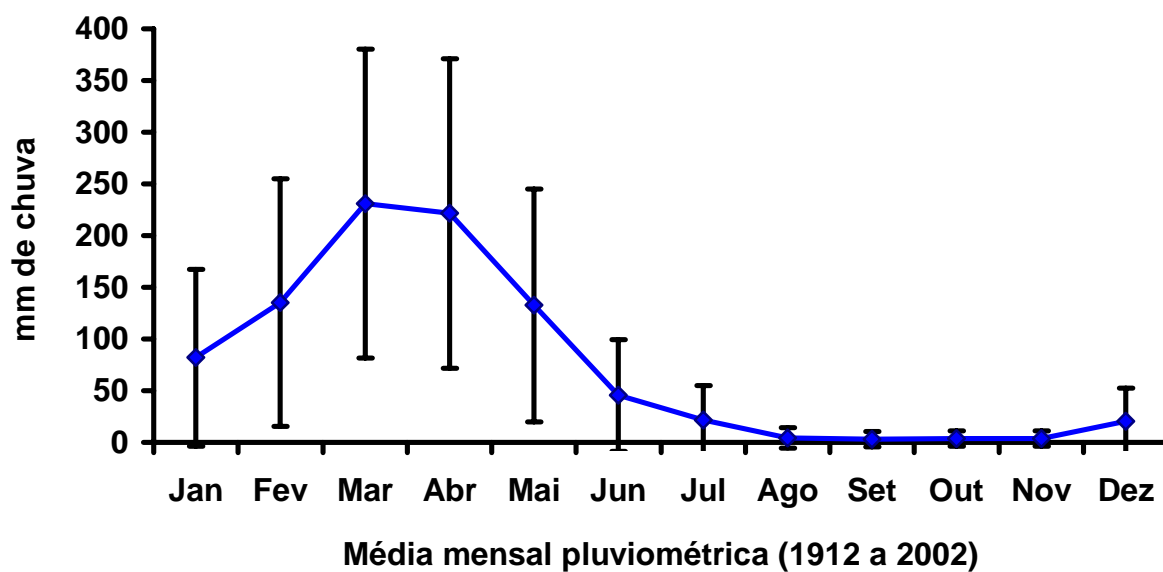


Figura 8: Média histórica mensal da precipitação pluviométrica (mm) para a região jaguaribana durante os anos de 1912 a 2002.

Tabela 3: Valores médios e desvio padrão mensal das precipitações pluviométricas (mm) para a região jaguaribana durante os anos de 1912-2002, segundo os registros da FUNCEME (2006).

	Precipitação Média (mm)	Desvio
Jan	82,02	85,49
Fev	135,23	119,68
Mar	230,85	149,68
Abr	221,48	149,78
Mai	132,43	112,38
Jun	45,41	54,21
Jul	21,65	33,42
Ago	4,35	9,93
set	3,07	7,70
Out	3,70	7,33
Nov	3,86	7,42
Dez	20,40	31,84

A distribuição espacial e temporal dos parâmetros medidos no ambiente estuarino do Jaguaribe está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4: Distribuição espacial e temporal dos parâmetros medidos no estuário do Jaguaribe, com os seus respectivos desvios padrão.

Campanhas de campo	Estações de coleta	Hora da coleta	Altura da maré (m)	Secchi (m)	Sal	T (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	OD (%)	Cond. (mS.cm ⁻¹)	pH	MPS (mg.L ⁻¹)	Chl-a (mg.m ⁻³)	Feo-pig (mg.m ⁻³)	T-PO ₄ (μM)	D-PO ₄ (μM)	Part-PO ₄ (μM)	MO (%)	P-Total (μg P.g ⁻¹)
1ª Camp.	1	10:20	1,9	1,0	31,9	27,2	6,5	98,5	49,5	8,2	19,0	1,2 ± 0,0	-	0,2 ± 0,0	< LD*	0,2 ± 0,0	0,1 ± 0,0	22,2 ± 5,1
	2	11:25	2,1	2,3	34,9	28,0	5,6	90,5	53,0	8,1	12,2	2,6 ± 0,2	-	1,1 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,0 ± 0,0	24,2 ± 6,9
	3	12:50	2,3	2,0	35,1	28,9	6,5	103,0	57,1	8,1	14,0	2,2 ± 0,1	-	2,1 ± 0,0	2,1 ± 0,0	< LD*	0,1 ± 0,0	60,3 ± 8,7
	4	14:00	2,4	1,8	34,2	29,1	7,0	111,2	52,1	8,1	11,9	4,2 ± 0,2	-	3,7 ± 0,1	2,7 ± 0,1	1,1 ± 0,2	0,1 ± 0,0	35,4 ± 5,3
	5	14:50	2,4	1,4	29,5	29,5	5,9	91,0	45,0	7,9	10,9	8,2 ± 0,4	-	2,1 ± 0,1	1,7 ± 0,0	0,4 ± 0,0	0,0 ± 0,0	17,4 ± 3,1
2ª Camp.	1	08:30	1,4	1,7	33,1	29,2	6,0	91,1	48,8	7,9	19,6 ± 4,1	3,9 ± 0,4	2,5 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,2 ± 0,0	0,9 ± 0,0	0,1 ± 0,0	33,4 ± 2,3
	2	09:30	1,7	1,1	37,5	29,4	5,0	79,1	57,2	7,8	15,5 ± 0,8	3,0 ± 0,2	1,4 ± 0,1	5,3 ± 0,0	1,9 ± 0,0	3,4 ± 0,1	0,0 ± 0,0	66,4 ± 0,5
	3	10:30	1,9	1,0	39,2	29,4	3,1	49,5	63,9	7,7	18,8 ± 5,2	2,9 ± 0,1	1,8 ± 0,3	4,4 ± 0,3	3,4 ± 0,1	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	201,7 ± 5,1
	4	11:35	2,2	0,8	35,9	29,6	4,6	70,1	59,2	7,7	17,1 ± 4,1	5,2 ± 0,7	3,2 ± 0,4	4,3 ± 0,1	2,7 ± 0,0	1,6 ± 0,0	0,1 ± 0,0	20,6 ± 0,7
	5	12:10	2,4	0,4	27,0	29,7	7,1	107,9	46,0	8,0	17,7 ± 1,0	16,2 ± 0,7	2,5 ± 0,2	4,6 ± 0,2	2,3 ± 0,1	2,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	18,0 ± 4,6
3ª Camp.	1	10:15	0,5	0,7	17,5	28,4	6,5	95,6	30,5	8,2	23,0 ± 2,5	12,8 ± 1,3	8,1 ± 0,3	3,7 ± 1,6	1,3 ± 0,1	2,4 ± 1,7	0,1 ± 0,0	14,3 ± 0,9
	2	11:00	0,9	0,9	11,2	28,6	5,4	75,2	20,3	8,0	24,6 ± 0,7	10,0 ± 0,6	4,7 ± 0,3	6,6 ± 1,4	2,2 ± 0,0	4,5 ± 1,4	0,1 ± 0,0	116,9 ± 4,2
	3	12:00	1,4	0,6	2,8	28,9	6,1	83,7	5,7	8,1	38,4 ± 2,1	9,5 ± 0,3	5,8 ± 1,0	3,8 ± 0,2	2,5 ± 0,2	1,3 ± 0,0	0,4 ± 0,1	134,3 ± 1,8
	4	13:25	2,1	0,5	1,8	29,5	7,9	105,0	3,7	8,4	36,0 ± 0,6	17,4 ± 2,5	10,5 ± 1,3	4,3 ± 0,1	1,6 ± 0,2	2,7 ± 0,3	0,1 ± 0,0	124,7 ± 4,8
	5	14:40	2,7	0,5	1,2	29,8	9,0	115,0	2,8	8,4	29,5 ± 0,6	13,5 ± 0,6	2,0 ± 0,2	3,9 ± 0,9	1,4 ± 0,0	2,5 ± 0,9	0,0 ± 0,0	55,1 ± 1,2
Pontos Extras	101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,3 ± 0,4	-	4,0 ± 0,1	2,7 ± 0,3	1,3 ± 0,4	-	-
	102	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	69,0 ± 0,6	-	5,6 ± 0,2	0,4 ± 0,1	5,2 ± 0,3	-	-

* Limite de detecção (LD) = 0,04 ± 0,01 μM.

5.1 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS PARÂMETROS HIDROQUÍMICOS

5.1.1 Salinidade

A salinidade ao longo do estuário do Jaguaribe apresentou valores mínimos e máximos variando entre as três campanhas, respectivamente, de 29,5 a 35,1, 27,0 a 39,2 e 1,2 a 17,5 (Figura 9 e Tabela 4). Entre a primeira e segunda campanha (seca), a salinidade não apresentou grandes variações, evidenciando uma forte influência das águas marinhas na dinâmica estuarina. Este padrão de salinidade é justificado pela presença de água mais densa na porção inferior do estuário, onde o sistema importa constantemente água salgada para o seu interior.

Um forte controle da maré sobre as variações de salinidade foi observado nas campanhas de seca, com os maiores valores ocorrendo durante a enchente da maré e na estação 3 (Figura 9). Segundo Dyer (1997), com a ocorrência das correntes de maré, o processo de difusão turbulenta se associa ao fenômeno do arrasto e se constitui num mecanismo adicional para ocasionar uma mistura da água do mar com a água doce e a conseqüente diminuição do gradiente de salinidade e aumento da salinidade da camada de superfície. Entretanto, no estuário do Jaguaribe não tem sido observada estratificação salina ou térmica (Marins *et al.*, 2003).

O controle da salinidade pela maré também foi notificado pelos autores Pereira-Filho e colaboradores (2001) em trabalhos realizados no estuário do Rio Camboriú (SC), e por Figueiredo e colaboradores (2006) nas Barras Orange e Catuama no complexo estuarino de Itamaracá (PE).

Todavia, o gradiente de salinidade entre as porções inferior e superior do estuário só mostrou diferenciação marcante na 3ª campanha, que corresponde ao período chuvoso, onde baixos valores de salinidade foram registrados ao longo de todo o canal estuarino, justificado pela diluição das águas marinhas pelo maior aporte das águas fluviais.

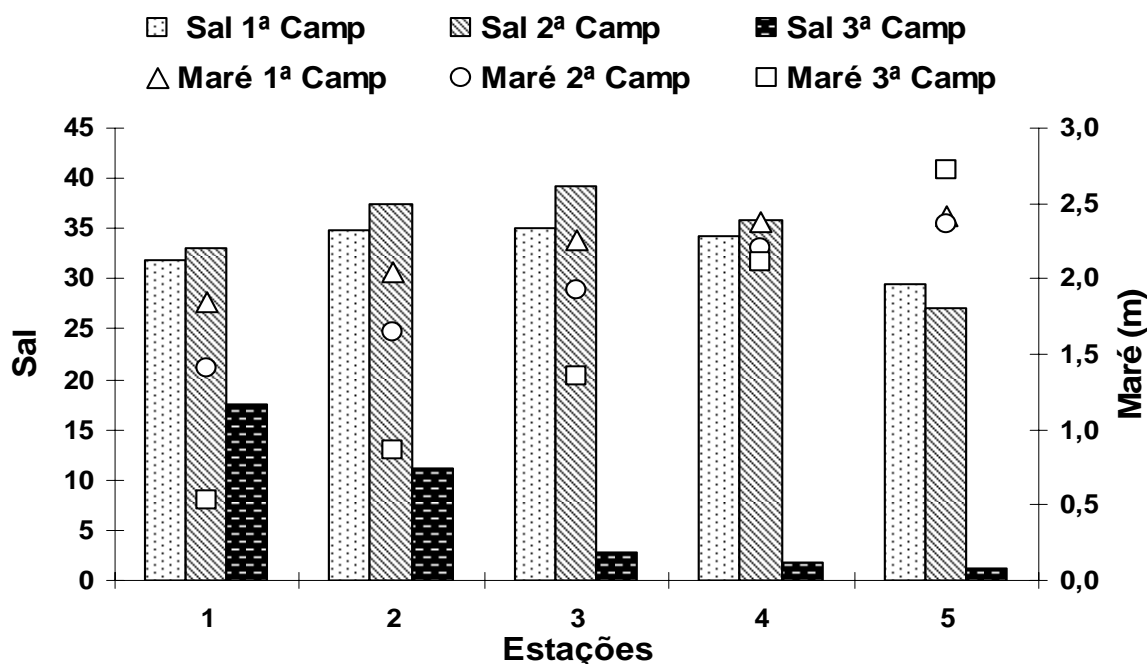


Figura 9: Distribuição espacial e temporal da salinidade *versus* maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

A salinidade apresentou valores mais baixos na estação 5, nas três campanhas de amostragem, sendo que esta estação fica na porção superior do estuário, salientando a influência do aporte fluvial sobre a salinidade mesmo no período de estiagem da região. A hidrologia estuarina na região nordeste brasileira tem sido caracterizada por flutuações na salinidade, que são correlacionadas com o fluxo de entrada de águas doce e salgada e pelo aumento ou diminuição da temperatura, decorrente de mudanças sazonais nas condições climáticas e por processos de mistura estuarina (Lins, 2002; Dias *et al.*, 2005b).

A maior salinidade encontrada no estuário do Jaguaribe (39,2) foi mais elevada que a salinidade local da água do mar, que chega a atingir 38,0. Este comportamento decorre da baixa circulação das águas estuarinas, que maximiza a evaporação e a salinização do estuário. Este padrão de distribuição da salinidade no Jaguaribe também foi observado pelos autores Lacerda & Marins (2002), que encontraram valores de salinidade variando de 38,1 a 39,4; e por Marins e colaboradores (2003), com valores variando de 36,50 a 39,10 até a foz do rio.

O aumento gradual da salinidade ao longo do canal estuarino e o pequeno aporte de água doce no Jaguaribe têm sido apontados como fundamentais para a dinâmica estuarina e para os processos de transporte e mistura em seu interior e a alta salinidade pode afetar negativamente várias espécies de crustáceos e peixes estuarinos, adaptados a ambientes menos salinos (Marins *et al.*, 2003).

5.1.2 Temperatura

A distribuição espacial da temperatura nas águas do estuário do Jaguaribe teve comportamento semelhante nas três campanhas, mostrando-se bastante constante e com valores mínimos e máximos por campanha de 27,2 a 29,5°C (1ª Campanha), 29,2 a 29,7°C (2ª Campanha), e de 28,4 a 29,8°C (3ª Campanha), favorecendo a evaporação (Figura 10 e Tabela 4). Este padrão de distribuição da temperatura é bastante regular e segue o ciclo radiativo anual, característico de regiões tropicais e de baixas latitudes.

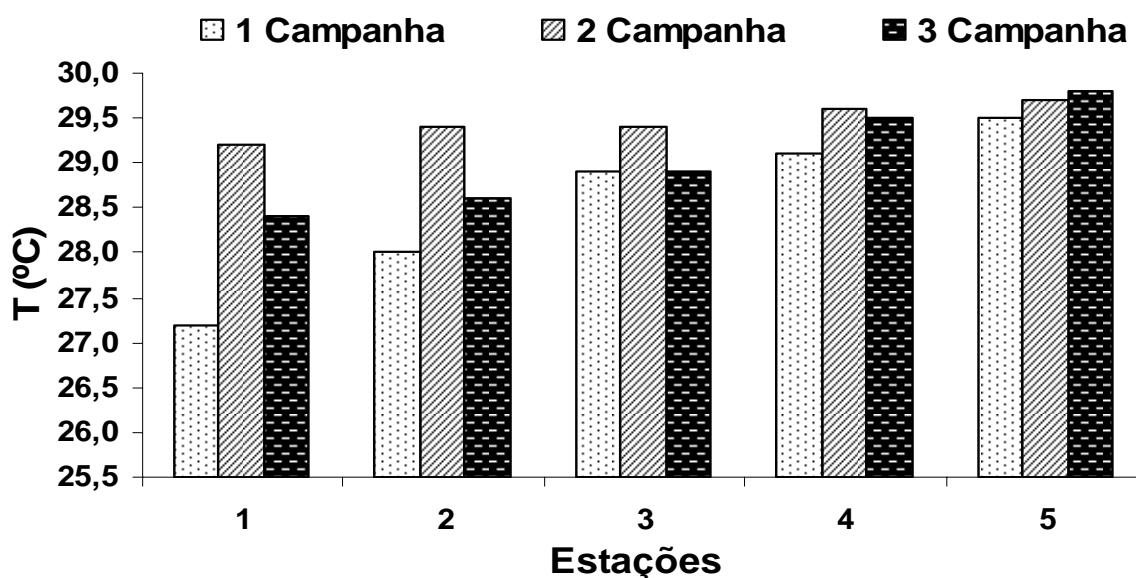


Figura 10: Distribuição espacial e temporal da temperatura (°C) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Outros trabalhos realizados no estuário do Jaguaribe corroboram com os resultados deste trabalho, tais como: Marins e colaboradores (2003), que observaram valores de temperatura com média de 29,3°C no período de novembro de 2001; e, Freitas e colaboradores (2006), que encontraram valores médios de temperatura variando entre 28,8 a 29°C no período de junho de 2002 a janeiro de 2003.

O maior gradiente de temperatura foi observado durante a primeira campanha, com baixos valores na porção inferior, aumentando em direção a estação 5 do estuário. Este comportamento está estreitamente relacionado com a entrada de águas marinhas, que são mais frias que as águas fluviais, conforme pode ser observado pela altura da maré durante o período das amostragens (Figura 7), que apresentaram uma relação inversa com a temperatura e de forma diferenciada entre os períodos de coleta.

Segundo Figueiredo e colaboradores (2006), a temperatura é um fator de fundamental importância no ambiente estuarino, devido a sua ação direta nos processos fisiológicos dos organismos e indireta sobre os fatores ambientais. A temperatura apresenta uma grande estabilidade sazonal em regiões tropicais, uma vez que ela depende do período e grau de insolação, além de variações meteorológicas condicionadas por períodos de maior ou menor nebulosidade, que na região jaguaribana pouco variam, com exceção das pequenas diferenças entre os períodos com ou sem chuvas. Porém, como o sistema é fortemente influenciado pela dinâmica das marés, este fator se torna o controlador para as diferenças observadas.

5.1.3 Oxigênio Dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) revelou que as águas estuarinas do Jaguaribe apresentam-se bem oxigenadas, com mínimos e máximos de 5,6 a 7,0 mg.l⁻¹, 3,1 a 7,1 mg.l⁻¹ e 5,4 a 9,0 mg.l⁻¹, correspondendo às campanhas 1, 2 e 3, respectivamente, indicando que esse parâmetro apresentou um certo equilíbrio entre consumo e produção (Tabela 4).

De acordo com Santos (2000), no ambiente aquático, o teor de oxigênio dissolvido na superfície se encontra em equilíbrio com o ar atmosférico, ao passo que os processos químicos, resultantes de fenômenos biológicos ou não, promovem um desvio dos valores de saturação para mais ou para menos. O valor efetivo do teor de oxigênio dissolvido é o resultado da expressão da interação desses fatores.

O menor valor de oxigênio dissolvido na água ($3,1 \text{ mg.l}^{-1}$) foi medido durante a 2ª campanha na porção mediana do estuário (estação 3), onde também foi observado o maior valor de salinidade (Figura 11), o que pode estar relacionado com a zona de máxima turbidez.

Outros trabalhos realizados na região estuarina do Jaguaribe obtiveram valores de OD variando de $5,2$ a $8,4 \text{ mg.l}^{-1}$ em novembro de 2001 (Marins *et al.*, 2003), de $4,8$ a $7,9 \text{ mg.l}^{-1}$ em junho de 2002, de $5,6$ a $7,5 \text{ mg.l}^{-1}$ em janeiro de 2003 (Freitas *et al.*, 2006), de $3,63$ a $9,50 \text{ mg.l}^{-1}$ em 2004 (Dias *et al.*, 2005a). Níveis de oxigênio dissolvido iguais ou menor que 4, em águas naturais, favorecem os processos anaeróbicos, que produzem grande quantidade de substâncias redutoras, as quais consomem mais oxigênio para a sua oxidação (Esteves, 1998).

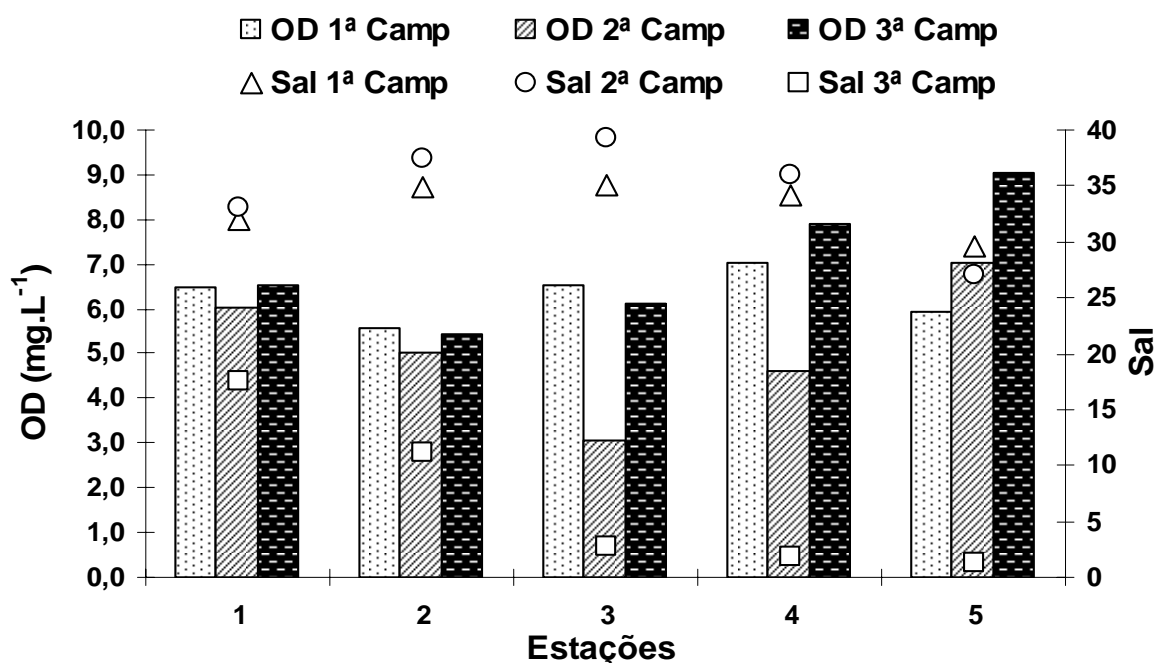


Figura 11: Distribuição espacial e temporal do oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) versus a salinidade no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Os maiores valores de oxigênio dissolvido coincidiram com o horário de maior insolação e com os picos de maré enchente (Figura 12). Isto provavelmente indica a predominância dos processos fotossintéticos e a contribuição das águas marinhas bem oxigenadas sobre os processos que consomem este gás, como a biodegradação da matéria orgânica e respiração dos organismos aquáticos.

Figueiredo e colaboradores (2006), também correlacionaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido obtido para o complexo estuarino de Itamaracá (PE) com a maré e o aumento da insolação, corroborando com os resultados deste trabalho. Segundo estes autores, as variações nos teores de oxigênio dissolvido podem ser provocados pela turbulência devido às correntes de marés, agitação gerada pelos ventos e descarga fluvial, oxigenando assim toda a coluna d'água.

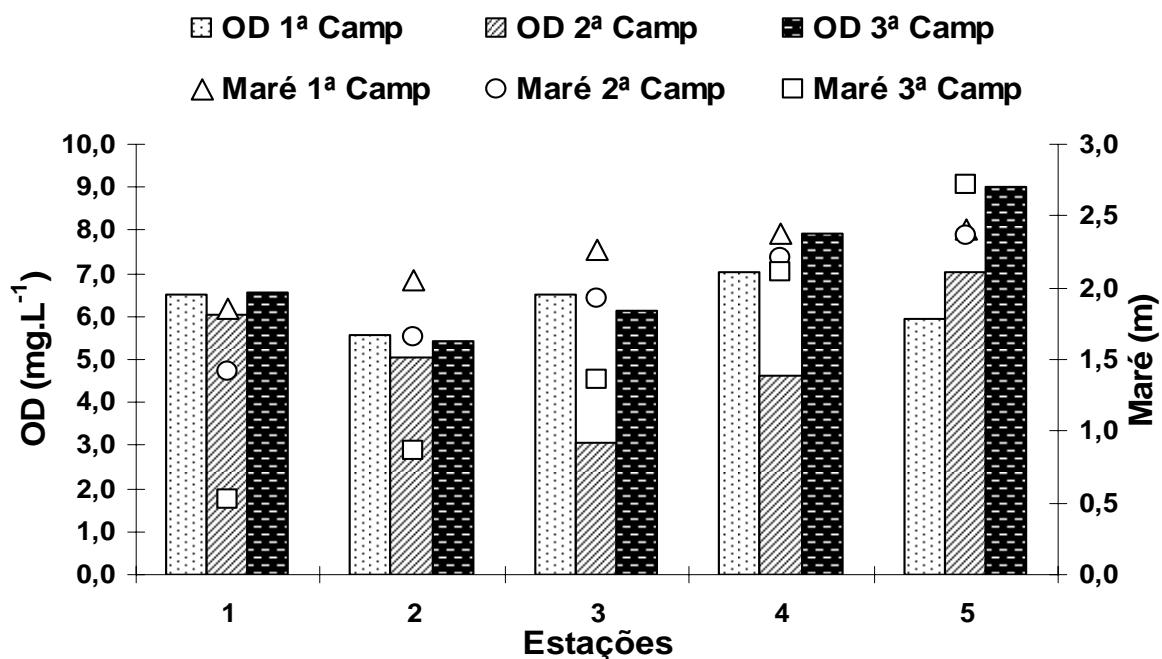


Figura 12: Distribuição espacial e temporal do oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) versus a maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

A solubilidade de oxigênio na água depende de três fatores principais: temperatura, pressão e salinidade. Entende-se por taxa de saturação em oxigênio dissolvido (%OD) como sendo a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão, salinidade e temperatura. O percentual de OD pode classificar o ambiente quanto à sua qualidade. Macêdo & Costa (1978)

estabeleceram para os ambientes estuarinos do Nordeste do Brasil as seguintes zonas, de acordo com os valores de %OD: (1) zona supersaturada – com valores de saturação acima de 100%; (2) zona de saturação – com valores entre 50 a 100%; (3) zona de baixa saturação – com valores entre 25 a 50%; (4) zona semi-poluída – com valores entre 5 a 25%; (5) zona poluída – com valores abaixo de 5%.

A região estuarina do Jaguaribe apresentou %OD variando entre mínimo e máximo por campanha de 90,5 a 111,2%, 49,5 a 107,9% e 75,2 a 115,0%, respectivamente (Tabela 4). Segundo a classificação proposta por Macêdo & Costa (1978), o estuário do Jaguaribe pode ser considerado como ambiente saturado a supersaturado neste gás.

5.1.4 pH

Os valores de pH foram alcalinos em todo o estuário, sem grandes variações, com mínimos e máximos de 7,9 a 8,2 (1ª Campanha), 7,7 a 8,0 (2ª Campanha) e 8,0 a 8,4 (3ª Campanha). Os maiores valores de pH foram registrados principalmente na maré enchente e no horário de maior insolação (Figura 13 e Tabela 4).

A distribuição dos valores de pH para o sistema estuarino do Jaguaribe esteve semelhante ao pH de águas marinhas, durante os períodos de seca (1ª e 2ª campanha). Este comportamento está correlacionado com as características da água marinha em termos de salinidade e oxigênio dissolvido, refletindo a influência da intrusão marinha e o balanço hídrico negativo (evaporação > precipitação) neste estuário.

Os altos valores de pH registrados nas estações 4 e 5 durante a 3ª campanha sugerem a presença de outra água nessa zona estuarina, que pode estar relacionado com a maior entrada de sólidos pelo material particulado em suspensão durante os eventos de chuva, conforme podemos ver a seguir pela distribuição de baixos valores de condutividade nessa zona. Ou ainda, essa distribuição do pH pode variar em resposta à intensa atividade fitoplanctônica, pela assimilação do CO₂ durante o processo fotossintético, que tende a elevar os valores de pH d'água. Este

fenômeno é consequência principalmente da hidrólise do íon bicarbonato em CO_2 e OH^- (Esteves, 1998).

Altos valores de pH para ambientes estuarinos da costa nordeste também foram reportados por Eschrique & Marins (2006), Dias e colaboradores (2005a, 2005b) e Marins e colaboradores (2003), que encontraram valores de pH acima de 8,0 para o estuário do Jaguaribe, e por Figueiredo e colaboradores (2006), que apresentaram valores de pH variando entre 7,95 a 8,75 para o complexo estuarino de Itamaracá (PE).

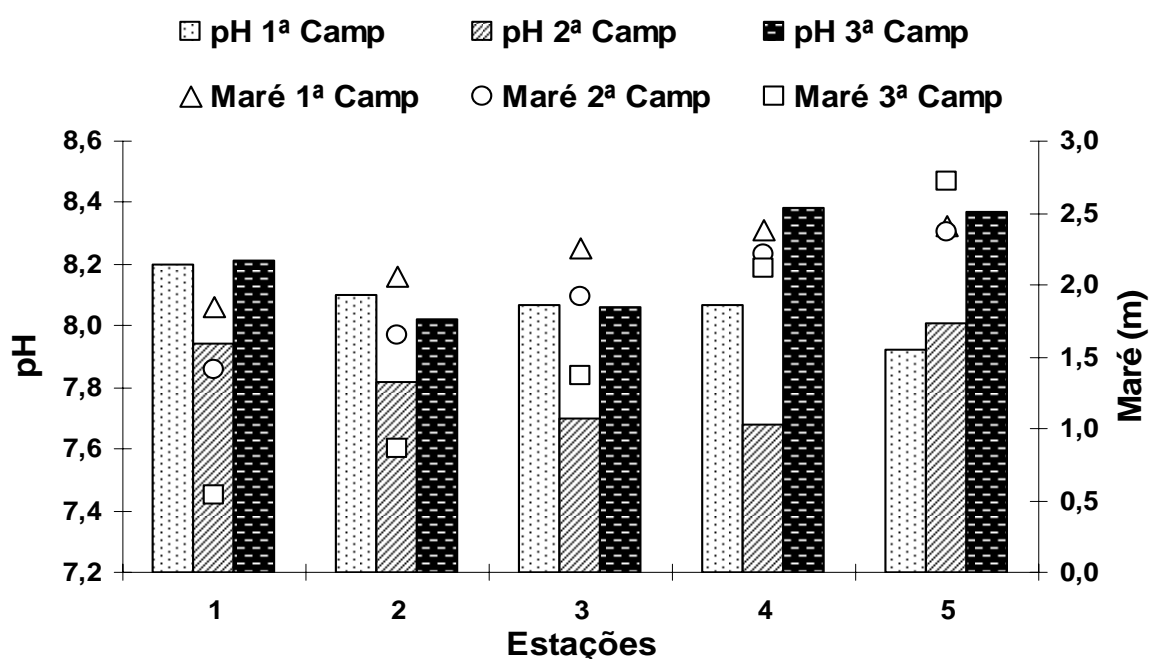


Figura 13: Distribuição espacial e temporal do pH versus a maré (m) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

5.1.5 Condutividade

Os valores de condutividade ao longo do sistema estuarino do Jaguaribe variaram por campanha de 45,0 a 57,1 mS.cm^{-1} , 46,0 a 63,9 mS.cm^{-1} e de 2,8 a 30,5 mS.cm^{-1} , respectivamente (Figura 14 e Tabela 4). A condutividade indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e as modificações na sua composição, especialmente na sua concentração mineral. À medida que mais

sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2007).

Os altos valores de condutividade mostraram a influência de águas salinas na dinâmica estuarina do Jaguaribe, o que pode favorecer a floculação de minerais argilosos em suspensão na água. Estes minerais argilosos, por serem relativamente reativos, ao precipitarem podem adsorver vários compostos dissolvidos na água, inclusive frações de fosfato dissolvido e/ou particulado.

Petrucio (1998) observou valores de condutividade de 2,2 a 16,1 mS.cm^{-1} para a lagoa costeira de Imboassica (RJ) e correlacionou os maiores valores com a presença de águas marinhas. Molisani (2005) registrou medidas de condutividade para o estuário do Jaguaribe variando entre 24,6 a 59,1 mS.cm^{-1} , aumentando no sentido rio-foz.

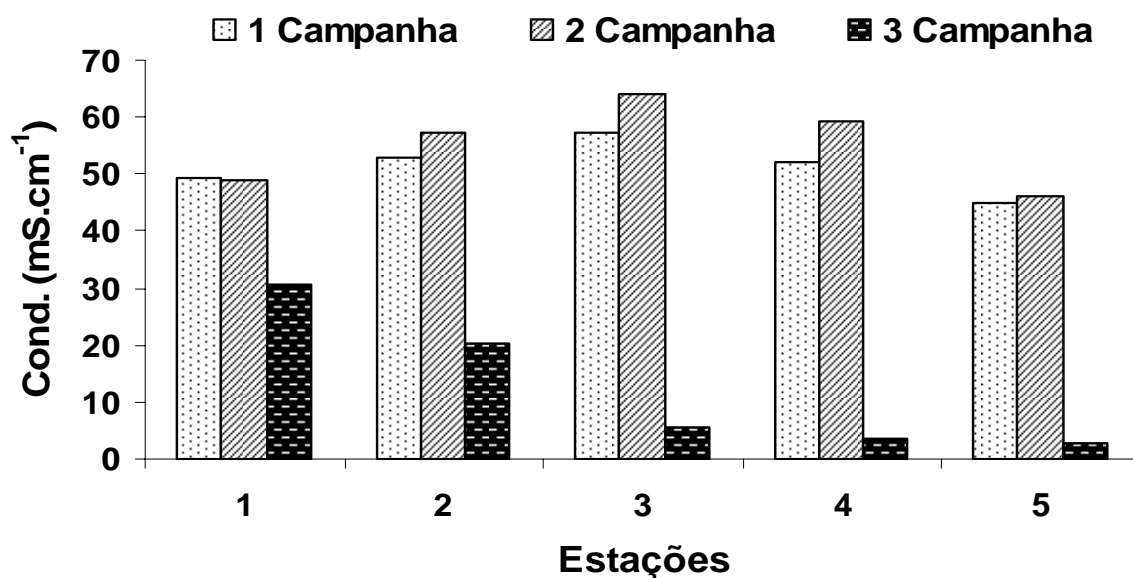


Figura 14: Distribuição espacial e temporal da condutividade (mS.cm^{-1}) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

5.1.6 Material Particulado em Suspensão

As concentrações de material particulado em suspensão (MPS) apresentaram teores variando de 10,9 a 19,0 mg.l^{-1} , 15,5 a 19,6 mg.l^{-1} e 23,0 a 38,4 mg.l^{-1} , para as respectivas campanhas realizadas no estuário do Jaguaribe (Figura

15 e Tabela 4). Os teores de MPS aumentam gradativamente com o aumento do aporte fluvial, ou seja, com a diminuição da salinidade (3ª campanha), que ocorreu no período onde a pluviosidade foi significativamente maior do que zero na quinzena que antecedeu a amostragem. Marins & Dias (2003) reportam que as principais fontes de MPS na região de estudo são as descargas fluviais e a remobilização de partículas previamente depositadas no fundo.

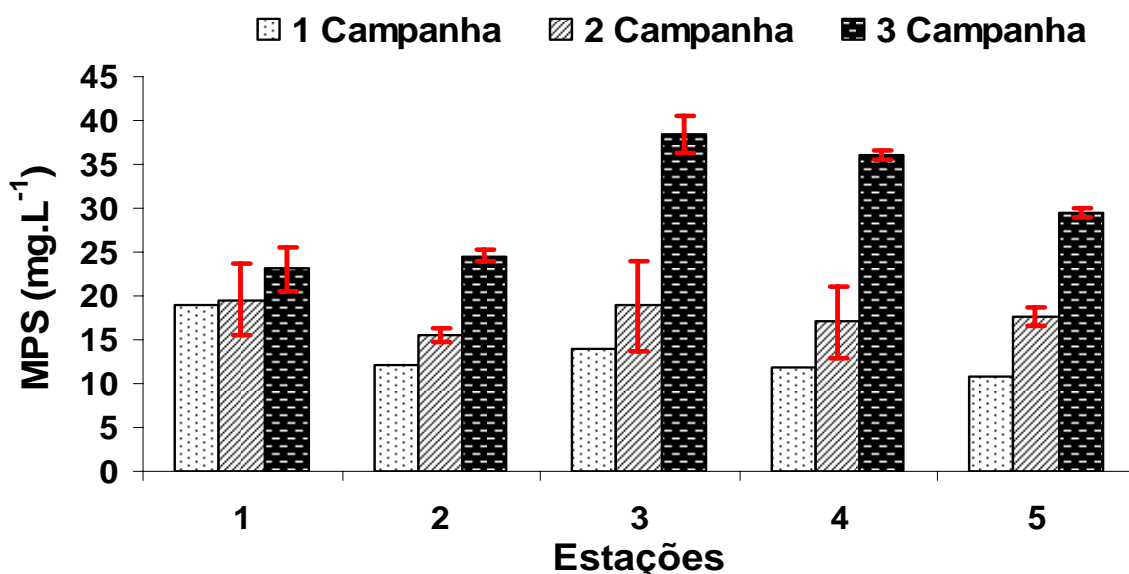


Figura 15: Distribuição espacial e temporal do material particulado em suspensão (mg.l⁻¹) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Somente na 3ª campanha foi possível identificar a divisão da zona estuarina proposta por Dias *et al.* (2005c), através da distribuição do MPS ao longo do estuário do Jaguaribe, onde se observou na estação 3 a zona de máxima turbidez. Nas campanhas anteriores, o baixo teor de material particulado em suspensão e a sua constância serviram para confirmar que o sistema estuarino estava sobre forte predominância marinha.

Marins e Dias (2003) encontraram valores de MPS para as águas estuarinas do Jaguaribe de 3,7 a 46,9 mg.l⁻¹, entre maio de 2000 a março de 2002. Dias *et al.* (2005c) obteve concentrações de MPS de 7,1 a 608,0 mg.l⁻¹, entre os meses de fevereiro a setembro de 2004, um ano considerado atípico pelo registro de grandes valores de índices pluviométricos. Molisani (2005) registrou valores de 12,0

a $38,0 \text{ mg.l}^{-1}$, entre janeiro a abril de 2005. Comparando estes resultados de concentração de MPS e os obtidos neste trabalho, percebemos o forte controle da sazonalidade climática sobre a distribuição deste parâmetro, onde temos que, em períodos de chuva, ocorre um aumento no aporte do MPS para o sistema estuarino, dependente das vazões fluviais, enquanto que, em períodos de seca, ocorre uma diminuição significativa nos teores de MPS.

5.1.7 Teor de Fósforo na Água

Os resultados obtidos para as amostras em duplicatas das frações de fósforo na água, nas três campanhas realizadas na região estuarina do Jaguaribe (Figura 16), variaram, respectivamente, de 0,2 a $3,7 \mu\text{M}$, 2,0 a $5,3 \mu\text{M}$ e 3,7 a $6,6 \mu\text{M}$ para o fosfato total (T- PO_4); de $< \text{LD}^*$ a $2,7 \mu\text{M}$, 1,2 a $3,4 \mu\text{M}$ e 1,3 a $2,5 \mu\text{M}$ para o fosfato dissolvido (D- PO_4); e de $< \text{LD}^*$ a $1,1 \mu\text{M}$, 0,9 a $3,4 \mu\text{M}$ e 1,3 a $4,5 \mu\text{M}$ para o fosfato particulado (Part- PO_4), sendo que o limite de detecção do aparelho (LD^*) foi de $0,04 \pm 0,01 \mu\text{M}$.

Os teores de fosfato total ao longo do estuário do Jaguaribe foram altos na sua maioria, quando comparados com a concentração média de um estuário não poluído, que segundo Baumgarten *et al.* (1996) é em torno de $1,2 \mu\text{M}$, e quando comparados com a concentração de fosfato obtidas por Becker (2001) para a costa do Ceará, que variou de $< 0,01$ a $0,84 \mu\text{M}$ em 1997 e de $< 0,01$ a $1,54 \mu\text{M}$ em 1998.

As concentrações de T- PO_4 na água variaram muito entre a 1ª, 2ª e 3ª campanha, sendo que os valores mínimos aumentaram na 2ª e 3ª campanha até uma ordem de grandeza com relação à 1ª campanha. Esse aumento nas concentrações de fósforo indica a ocorrência de fontes antrópicas para o ambiente estuarino, tendo em vista que durante a 1ª e 2ª campanha, a contribuição fluvial foi mínima para o estuário e que na 3ª campanha a diluição dos teores fluviais não seguiu o padrão de variáveis com a salinidade e a condutividade.

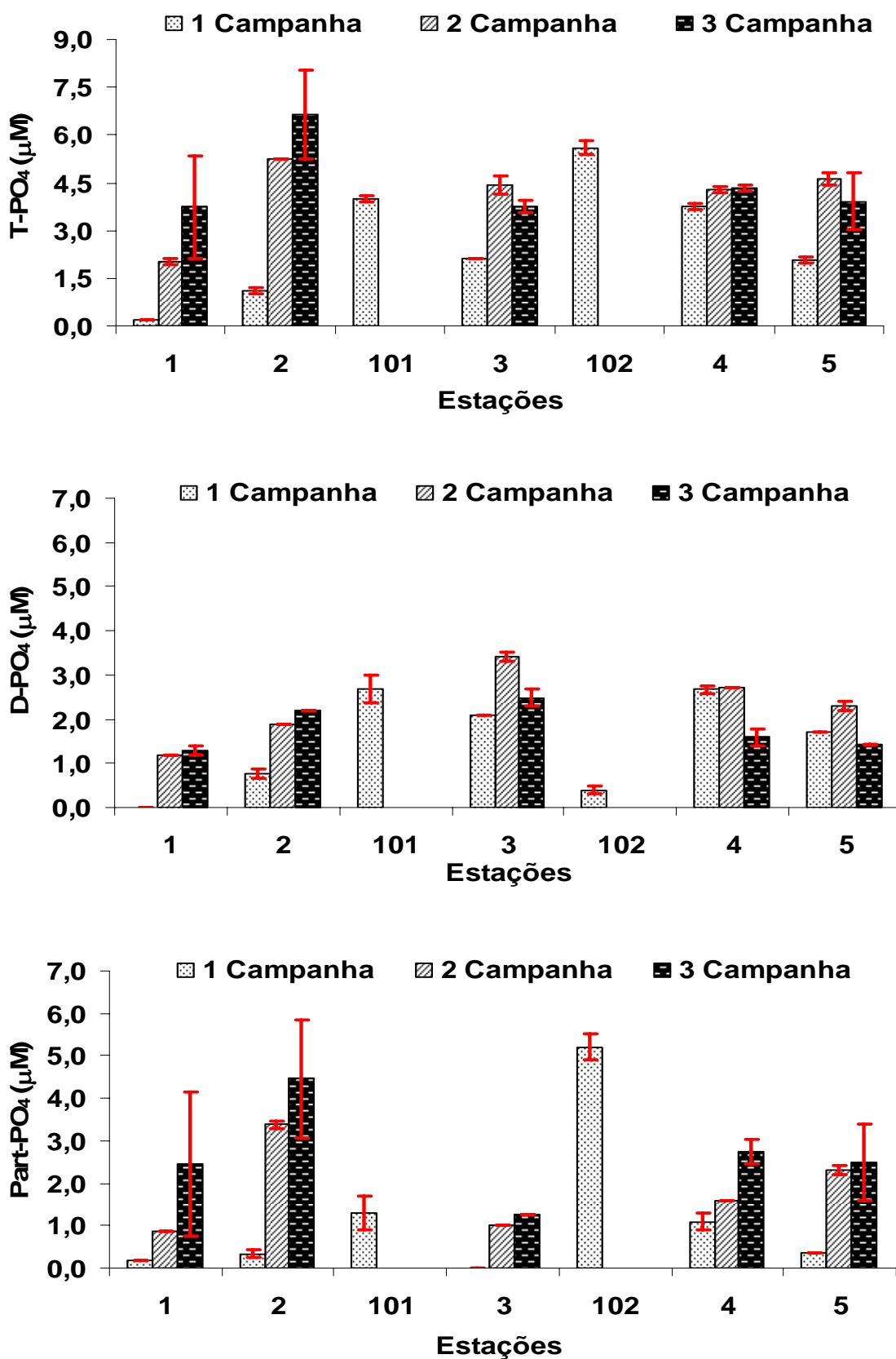


Figura 16: Distribuição espacial e temporal do fosfato total, dissolvido e particulado (µM) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Durante a 1ª campanha no Jaguaribe foram coletadas amostras de água para análise de fosfato em dois pontos extras no estuário, que estão localizados a jusante (ponto 101) e a montante (ponto 102) da estação 3. O ponto 101 é um canal secundário do estuário, que apresentou concentração média de 4,0 μM (T- PO_4), 2,7 μM (D- PO_4), e de 1,3 μM (Part- PO_4). O ponto 102 é uma gamboa que recebe os efluentes das fazendas de carcinicultura que ficam as margens do estuário, que obteve um teor médio de 5,6 μM (T- PO_4), 0,4 μM (D- PO_4), e de 5,2 μM (Part- PO_4).

Os valores encontrados nestes pontos extras ficaram muito acima da média registrada para esta campanha, que foi de 1,9 μM (T- PO_4), 1,5 μM (D- PO_4), e de 0,4 μM (Part- PO_4), e dos valores obtidos para a estação 3, que foram de 2,1 μM (T- PO_4), 2,1 μM (D- PO_4), e de $< 0,04 \pm 0,01 \mu\text{M}$ (Part- PO_4). Isto mostra que os efluentes da carcinicultura aumentaram de 2 a 3 vezes os teores médios da fração de fósforo total e de 3 a 13 vezes os teores médios da fração de fósforo particulado.

Como o monitoramento desses dois pontos não foi contínuo durante as outras campanhas realizadas no estuário do Jaguaribe, não é possível afirmar que estes resultados são representativos de todo o ano, mas confirmam a presença de fontes antrópicas deste nutriente para o estuário, capaz promover mudanças significativas na partição hidrogeoquímica do fósforo.

O padrão de distribuição espacial do fosfato está relacionada com a somatória das forçantes que atuam no sistema estuarino. De um lado, há contribuição das águas marinhas, que diluem as concentrações na região da foz (estação 1) e, por outro lado, há a entrada de efluentes que contém elevados teores de fósforo, que permanece sinalizada mesmo quando há o aumento das precipitações pluviométricas locais.

Segundo Abreu (2004), o rio Jaguaribe recebe águas de vários locais com substâncias da atividade de agricultura, pecuária e aqüicultura, comuns na bacia de drenagem da região, com extensos campos de cultivo que usam diversos tipos de fertilizantes químicos, representando um aporte significativo de nutriente, que com o aumento da descarga fluvial atinge facilmente a zona estuarina. Entretanto, os teores de fósforo não foram maiores no estuário durante a 3ª campanha, quando o índice pluviométrico foi maior, evidenciando que os teores de fósforo também são controlados pelas forçantes da maré como outros parâmetros hidrológicos e

hidroquímicos no estuário do Jaguaribe, corroborando resultados obtidos por Dias e colaboradores (2007).

Os efluentes domésticos são conhecidos como fonte de fósforo para o meio aquático, seja ele particulado ou dissolvido. Nas margens do estuário do Jaguaribe foi observado lançamentos de efluentes domésticos *in natura* na coluna da água. As altas concentrações de fósforo indicam fontes antropogênicas e desencadeiam processos de eutrofização (Carreira & Wagener, 1998; de Jonge *et al.*, 2002).

O fósforo é um elemento essencial à vida animal e vegetal e geralmente está presente nas águas nas formas de PO_4^{3-} - 10%, HPO_4^{2-} - 90% e HPO_4^- - 1% (Strickland & Parsons, 1968; Baumgarten *et al.*, 1996). O fitoplâncton absorve fósforo sob as formas orgânica e inorgânica, mas, segundo Karl & Tien (1992), este constitui um nutriente limitante em ecossistemas aquáticos, devido à sua baixa concentração, especialmente em locais menos profundos e com abundância de carbonatos, como no caso do Jaguaribe. Desde modo, a produção primária e o aumento da biomassa fitoplanctônica em estuários são influenciados pela concentração e fluxo de fósforo.

A diminuição das concentrações de fosfato dissolvido nas regiões vizinhas a região de aporte de efluentes na coluna d'água indicam uma rápida retirada de D-PO_4 do sistema estuarino, através da assimilação preferencial desta fração pela biomassa fitoplanctônica e/ou pela alteração da partição natural do fósforo pela emissão dos efluentes da carcinicultura, que na 1ª campanha mostrou ser predominantemente de Part-PO_4 .

Vários autores citam o papel dos produtores primários na assimilação do fósforo da coluna d'água (Persich, 1990; Bendo *et al.*, 2000; Fonseca *et al.*, 2002; Fontes, 2004). A remoção de fósforo da coluna d'água tem sido explicada através da combinação de processos geoquímicos, tais como adsorção-desorção e a precipitação-dissolução, e biológicos, como a assimilação fotossintética em ambientes com boa disponibilidade de luz (Carreira & Wagener, 1998; de Jonge *et al.*, 2002).

5.1.8 Clorofila a

Os valores de clorofila a (Chl-a) apresentaram grandes variações, com as concentrações dobrando de valores a cada campanha, sendo de 1,2 a 8,2 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ na 1ª campanha, 2,9 a 16,2 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ na 2ª campanha, e 9,5 a 17,4 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ na 3ª campanha (Figura 17 e Tabela 4), seguindo o mesmo padrão crescente ao longo do canal estuarino.

No caso do estuário do Jaguaribe que apresenta uma baixa vazão hídrica, apesar da penetração de um grande volume de água marinha, a mistura das águas costuma ficar restrita à porção intermediária do estuário. Este processo de retenção faz com que haja uma maior produção de biomassa fitoplanctônica na porção superior deste estuário, por ocasião da maré enchente. Fato semelhante também foi observado por Moreira (1994) no estuário do Rio Cocó (CE).

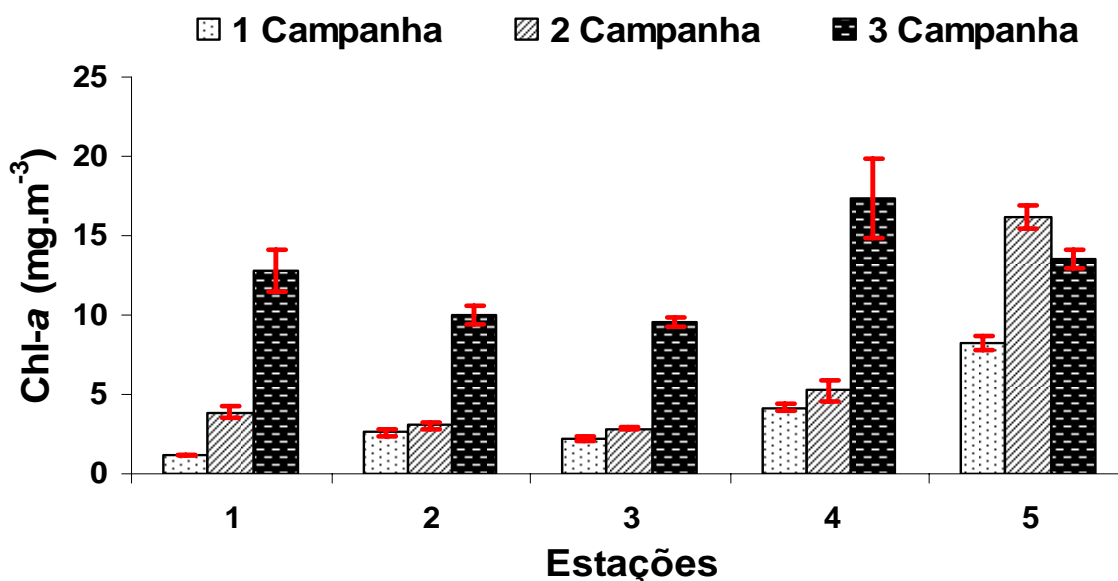


Figura 17: Distribuição espacial e temporal da Clorofila a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Como no estuário do Jaguaribe, em geral, as vazões fluviais não apresentam competência para romper as forçantes marinhas, o tempo de residência das águas estuarinas torna-se elevado. Dias e colaboradores (2007) reportaram que o tempo de residência das águas estuarinas do Jaguaribe é fortemente dependente da variabilidade climática da região e da vazão hídrica total estuarina, variando de 3

horas na estação seca a 12 horas na estação chuvosa. A baixa capacidade de renovação das águas estuarinas pode intensificar os processos de eutrofização do estuário, através do represamento de efluentes urbanos e da carcinicultura descarregados nesta região.

A distribuição de clorofila *a* esteve correlacionada negativamente com o D-PO₄ durante todo este estudo, onde baixos valores desta fração corresponderam a uma alta produtividade primária. No estuário do Jaguaribe, bem próximo da estação 5, temos uma saída ilegal de esgotos urbanos oriundos da cidade de Aracati, que também podem estar contribuindo com nutriente para o estuário e, por conseguinte, para as altas concentrações de Chl-*a*.

Durante a 1ª campanha realizada no estuário do Jaguaribe, também foi realizado análise de Chl-*a* nas amostras de água dos dois pontos extras localizados a jusante (ponto 101) e a montante (ponto 102) da estação 3. O teor médio de Chl-*a* foi de 5,3 mg.m⁻³ no ponto 101 e de 69,0 mg.m⁻³ no ponto 102, valor de duas a dezoito vezes acima da média registrada para esta campanha (3,7 mg.m⁻³) e para a estação 3 (2,2 mg.m⁻³). A biomassa fitoplanctônica expressa em clorofila *a*, pode ser comparada às regiões de alta produtividade (Braga, 1995; Guarini *et al.*, 1997). Também foi observada, mas não quantificada, a elevada biomassa de macroalgas bênticas (*Ulva* sp.) recobrando o substrato próximo da estação 3 (porção intermediária do estuário). Esse gênero encontrado é típico de ambiente eutrofizado (Stal *et al.*, 1996). Estes resultados indicam um grande potencial para a eutrofização das águas estuarinas do Jaguaribe, devido ao baixo deflúvio, ao processo de represamento das águas estuarinas pelas forçantes de maré e pela emissão de efluentes da carcinicultura ricos em nutrientes.

Na 3ª campanha, a distribuição de Chl-*a* ao longo do estuário foi mais uniforme, com altos valores na porção superior do estuário (estação 5), uma pequena redução na porção intermediária (estação 3), e um suave aumento no estuário inferior (estação 1). Moreira (2005) encontrou uma distribuição semelhante de Chl-*a* para o estuário do Jaguaribe, durante os meses de janeiro a abril de 2005, com teores variando de 12,3 mg.m⁻³ (estuário superior), 6,1 mg.m⁻³ (estuário médio) a 7,8 mg.m⁻³ (estuário inferior). Este resultado levanta a hipótese de uma maior capacidade de exportação do estuário do Jaguaribe durante o período de maior

aporte fluvial (chuva), apesar da existência de uma barragem à montante da sua zona estuarina.

Os valores de clorofila *a* registrados no estuário do rio Jaguaribe (Itamaracá-PE), estudado por Santos-Fernandes *et al.* (1998), variaram entre 4,06 a 35,49 mg.m⁻³, sendo considerado como ambiente eutrofizado. A Bacia do Pina (PE), com valores entre 2,7 a 256,1 mg.m⁻³, é um ambiente hipereutrofizado, e o estuário do Rio Goiana (PE), com valores entre 9,9 mg.m⁻³ na preamar e 13,5 mg.m⁻³ na baixa-mar, é ambiente eutrofizado (Feitosa *et al.*, 1999a e 1999b). Na Praia de Carne de Vaca-Goiana (PE), Campelo *et al.* (1999) encontraram teores variando de 0,75 a 18,94 mg.m⁻³, classificando também o ambiente como eutrófico. Sendo assim, o ambiente estuarino do Jaguaribe, local de estudo deste trabalho, que registrou uma variação mínima e máxima de clorofila *a* de 1,2 a 17,4 mg.m⁻³, considerando todo o período amostrado, pode ser caracterizado como ambiente eutrófico e de boa produtividade primária, embora na gamboa e no canal secundário tenham sido observados, durante a 1ª campanha, valores relativos à ambiente hipereutrofizado.

5.1.9 Feopigmento

Os teores mínimo e máximo por campanha para o feopigmento (feofitina *a*) oscilaram entre 1,4 a 3,2 mg.m⁻³ na 2ª campanha, e de 2,0 a 10,5 mg.m⁻³ na 3ª campanha. Os valores médios por campanha, que foram 2,3 e 6,2 mg.m⁻³, aumentaram mais que o dobro entre uma campanha e outra (Figura 18 e Tabela 4). Este parâmetro não foi medido na 1ª campanha.

Os menores valores de feofitina *a* foram registrados nas estações 2 e 3 para as duas campanhas de coleta, que também coincidiu com os menores valores de Chl-*a*. Esta distribuição deve estar relacionada com a zona de mistura do estuário, que pela sua intensa dinâmica de mistura, dificulta a produção de matéria orgânica na coluna d'água, diminuindo também a quantidade de sua degradação.

Com base na análise da relação entre as concentrações de feopigmento e clorofila *a* (Feo-pig:Chl-*a* Total), que segundo Bianchi *et al.* (2002) indica o grau de degradação de clorofila *a* no estuário (Tabela 5), a zona estuarina do Jaguaribe apresentou uma razão de degradação homogênea ao longo do estuário, com as

menores quantidades de material decomposto (baixos valores de razão) sendo encontradas na estação 5 nas duas campanhas, que coincide com altos valores de Chl-a, o que revela uma boa atividade fotossintética para a porção superior do estuário.

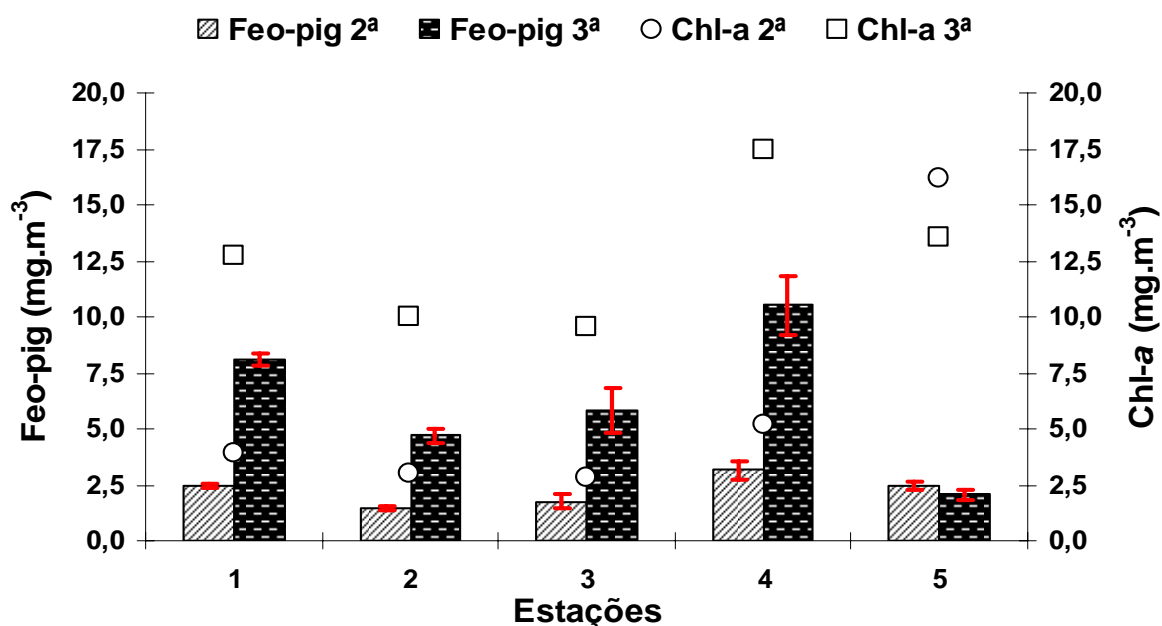


Figura 18: Distribuição espacial e temporal do feopigmento (mg.m^{-3}) versus clorofila a no estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

A análise da relação entre as concentrações de clorofila ativa (Chl-a ativa = subtração entre as concentrações de Chl-a Total e Feo-pig) e feopigmento indicam a condição fisiológica (maturidade fisiológica) que apresenta o fitoplâncton no momento da amostragem, podendo inferir se o ciclo produtivo da população se encontra em sua fase inicial ou terminal, com relação às condições hidroquímicas do lugar (Ramírez, 2005).

No estuário do Jaguaribe, a razão Chl-a ativa:Feo-pig (Tabela 5) para as estações 5 e 2 apresentaram valores acima de 1, isto implica dizer que as concentrações de Chl-a ativa são maiores que as de Feo-pig (pigmento degradado). Para a estação 5 podemos inferir que a produtividade fitoplanctônica desta zona se encontra na sua fase inicial, no entanto, para a estação 2 o estuário quase atinge um estado de equilíbrio entre produção e degradação de pigmentos.

Valores menores que 1 para a relação de Chl-a ativa:Feo-pig, significam que o estuário está em maturação fisiológica, ou seja, que a quantidade de material degradado (Feo-pig) é maior que a de matéria orgânica viva (Chl-a ativa).

Os baixos valores de razão para as estações 4 e 3, sugerem que as coletas foram realizadas depois de uma região onde ocorreu um *bloom* e que estas áreas estão recebendo o transporte de material degradado produzido no estuário superior, ou ainda podem sugerir que esta porção do estuário já apresentou característica de ambiente eutrofizado culturalmente, corroborando com outros resultados apresentados neste trabalho que apontam os impactos negativos da emissão de efluentes urbanos e da carcinicultura para o estuário do Jaguaribe.

Tabela 5: Concentrações de clorofila *a* total, ativa e de feopigmento e suas relações (B=2ª campanha; C=3ª campanha).

Estação	Chl-a Total (mg.m ⁻³)	Feo-pig (mg.m ⁻³)	Chl-a ativa (mg.m ⁻³)	Feo-pig:Chl-a Total	Chl-a ativa:Feo-pig
1B	3,9	2,5	1,4	0,6	0,6
2B	3,0	1,4	1,6	0,5	1,1
3B	2,9	1,8	1,1	0,6	0,6
4B	5,2	3,2	2,1	0,6	0,7
5B	16,2	2,5	13,8	0,2	5,6
1C	12,8	8,1	4,7	0,6	0,6
2C	10,0	4,7	5,3	0,5	1,1
3C	9,5	5,8	3,7	0,6	0,6
4C	17,4	10,5	6,9	0,6	0,7
5C	13,5	2,0	11,5	0,2	5,6

5.2 VARIÁVEIS GEOQUÍMICAS

5.2.1 Matéria Orgânica Total em Sedimento

Os conteúdos de matéria orgânica presentes nos sedimentos oscilaram entre as três campanhas de 0,0 a 0,1%, 0,0 a 1,0% e 0,0 a 0,4%, respectivamente. As concentrações de matéria orgânica nas estações de coleta apresentam uma distribuição bastante similar e homogênea. A exceção ocorreu na estação 3, que apresentou um comportamento mais heterogêneo, com valores diferenciados nas três campanhas de amostragem (Figura 19).

Altos teores de matéria orgânica são comumente mais significativos em ambientes com predominância de sedimentos mais finos, como os encontrados no estuário médio, pois esse tamanho de grão é típico de ambiente de deposição. Conforme Dias *et al.* (2005c), a estação 3 corresponde à zona de mistura estuarina do Jaguaribe, que é onde os sedimentos finos depositam durante o período de seca da região, porque o rio perde a sua capacidade de transporte de material. As partículas de pequeno tamanho associam-se a maior quantidade de matéria orgânica, devido a sua grande capacidade de adsorção (Vidal & Becker, 2006).

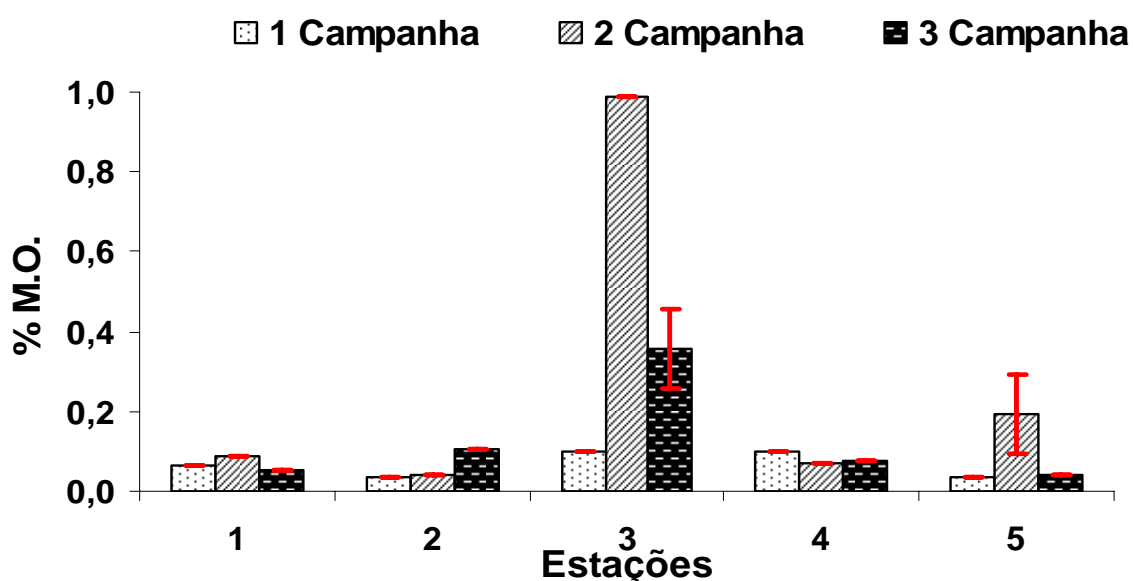


Figura 19: Distribuição espacial e temporal do percentual de matéria orgânica (%) presente no sedimento do estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Segundo Rashid (1971), os sedimentos de manguezais possuem características redutoras, tornando possível uma maior preservação do material orgânico do que em ambientes caracteristicamente oxidantes. Este fato explica a presença de altos valores de %MO na porção intermediária do estuário do Jaguaribe, onde encontramos grandes áreas de mangue as margens do canal estuarino. Nesta porção do estuário, também temos as emissões de efluentes das atividades de carcinicultura, que contribuem como fonte antropogênica de material orgânico para o estuário.

Paula Filho (2004) relata que os teores de %MO total para os sedimentos de superfície do estuário do Jaguaribe são baixos (<10%) e de origem mineral, sendo compostos por sílica, argilo-minerais e compostos de cálcio, ferro e manganês.

5.2.2 Fósforo Total no Sedimento

5.2.2.1 Validação da metodologia de extração de fósforo total no sedimento

Para a validação da metodologia empregada na determinação dos teores de fósforo total no sedimento foi utilizado o padrão certificado NIST (National Institute of Standards & Technology), para sedimentos estuarinos 1646a (*Standard Reference Material® 1646a-Estuarine Sediment*). A Tabela 6 apresenta os valores de recuperação do fósforo total no padrão utilizado.

Tabela 6: Resultado de fósforo total obtido em amostras de padrão NIST-1646a.

Padrão NIST 1646a	n	Valor Certificado P ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Valor Obtido P ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Recuperação de P (%)
Sedimentos Estuarinos	8	270 \pm 0,001	168 \pm 4	62 \pm 1,5

A certificação do NIST está baseada no uso de três diferentes métodos: Colorimetria; Plasma Indutivamente Acoplado à Espectroscopia Ótica de Emissão (ICP-OES), após a digestão de mistura de ácidos não especificados; e, Fluorescência Dispassiva de Raio-X de disco de material pós-fusão com borato. Com exceção do método colorimétrico, para o qual não foi especificado o processo de digestão do padrão, os demais usaram abertura total do sedimento estuarino de referência, incluída a fração de origem litogênica (por fusão alcalina ou com ácidos fortes, como ácido fluorídrico).

A diferenciação entre o método usado neste trabalho (Berner & Rao, 1994) e os da certificação NIST, muito provavelmente é responsável pela

recuperação de 62% dos valores de fósforo certificado, que foi considerado aceitável para os objetivos deste estudo.

5.2.2.2 Distribuição geoquímica do fósforo total nos sedimentos superficiais

As concentrações de fósforo total presente nos sedimentos superficiais do sistema estuarino do Jaguaribe variaram por campanha de 17,4 a 60,3 $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$, 18,0 a 201,7 $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$ e de 14,3 a 134,3 $\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente (Figura 20 e Tabela 4). As maiores concentrações de P-Total ocorreram sempre na estação 3, considerando-se todas as campanhas realizadas no estuário. Nesta área temos a presença de sedimentos mais finos, característicos de zonas de mangue, e a presença de fonte antrópica de fósforo, como mostraram os dados da coluna d'água.

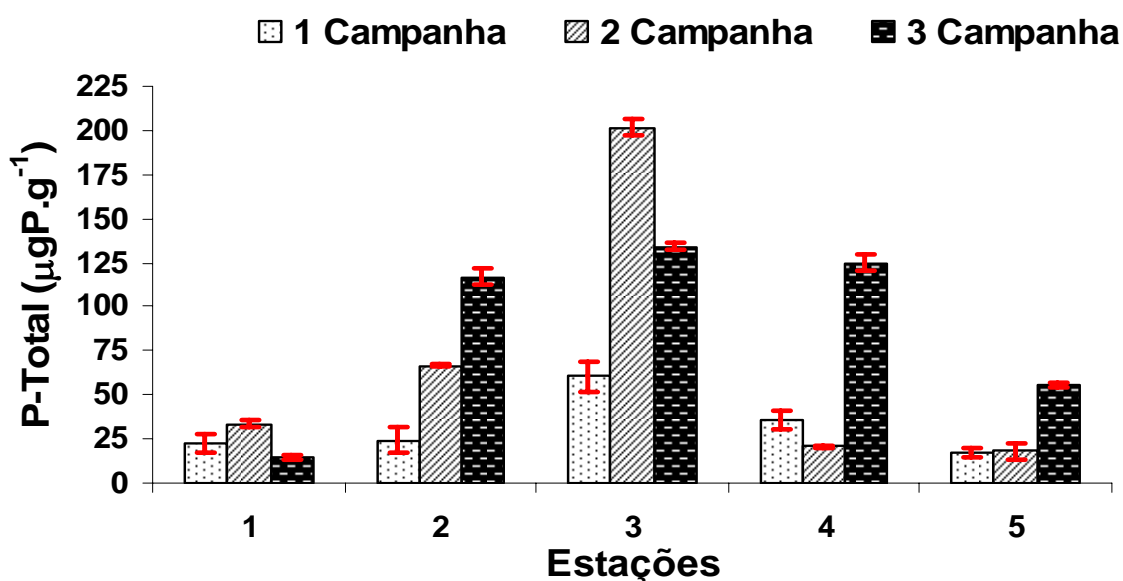


Figura 20: Distribuição espacial e temporal do fósforo total ($\mu\text{gP}\cdot\text{g}^{-1}$) no sedimento superficial do estuário do Jaguaribe, sentido foz-Aracati (estação 1-5).

Sedimentos de mangues podem possuir um teor relativamente alto em fósforo total, pois o material orgânico depositado nestes sedimentos é proveniente de restos de folhas decompostas, que permitem a reposição de fósforo associado ao sedimento, principalmente se próximos a fontes não naturais (Mariani, 1984). Os mangues se distribuem por todo o estuário do Rio Jaguaribe, como consequência do

aumento da intrusão salina e, portanto, não explicariam pontos de teores mais elevados. Por outro lado, a presença de fonte antrópica e os teores mais elevados de fósforo a montante e a jusante da estação 3 na coluna d'água, mostram que os mecanismos de retirada do fósforo da coluna d'água para o compartimento sedimentar nesta região do estuário são eficazes e denotam a influência do aporte antropogênico.

Durante a 2ª campanha, na estação 3, verificou-se condições de hipoxia na coluna d'água ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$), concomitantemente, foi observado o maior pico na concentração de fosfato dissolvido na água, que pode ter sido ocasionado por uma maior atividade da fonte ou por entradas de fósforo associadas com a dessorção do sedimento em ambiente altamente redutor, reforçando a importância do mecanismo de retirada do fósforo sob a forma dissolvida da coluna de água para os sedimentos. Este comportamento também foi observado por Fonseca & Braga (2004), para uma área com condições estuarinas da Lagoa da Conceição (SC).

A importância do sedimento como fonte ou depósito de fósforo está relacionado à qualidade e a quantidade deste nutriente no sedimento e os processos que afetam o seu equilíbrio na interface água/sedimento. Portanto, é importante a determinação da relação entre a composição do sedimento e o fosfato a ele ligado, para avaliar o potencial deste compartimento em liberar fósforo para a fase aquosa (Golterman & Groot, 1990; Lopez, 1991; Esteves, 1998).

As concentrações de fósforo total no sedimento representam uma manutenção do potencial de eutrofização do estuário do Jaguaribe, pois se este compartimento num primeiro instante acumula fósforo, pode a seguir começar a liberar todo o fósforo de sua reserva, isto poderia resultar numa fonte abrupta de fósforo para o sistema estuarino. O enriquecimento nutricional de um ambiente aquático, independente da fonte de entrada, torna o meio eutrófico, com transparência limitada e com altos teores de matéria orgânica no sedimento e na água, além de uma elevada produção de biomassa (Carneiro *et al.*, 2003).

Paula Filho (2004) encontrou concentrações de fósforo total nos sedimentos de superfície do estuário do Jaguaribe de $82,7$ a $112,55 \text{ } \mu\text{gP.g}^{-1}$, em novembro de 2001, e $77,6$ a $157,1 \text{ } \mu\text{gP.g}^{-1}$, em outubro de 2003. Os baixos valores de P-Total no estuário do Jaguaribe encontrados neste estudo com relação aos

obtidos por este autor podem ser explicados por um eficiente sistema interno de lavagem do sedimento pela entrada e saída das águas marinhas, e/ou pela absorção relacionado à presença de organismos consumidores deste nutriente, como a presença de uma elevada biomassa de macroalgas bênticas que foi observado recobrando o substrato próximo da estação 3 (porção intermediária do estuário). Ou ainda, apontam para o fato de que entre estas amostragens os mecanismos de liberação do fósforo de sedimentos se fez presente e gerou fluxos anômalos do nutriente para a coluna d'água.

As macroalgas foram apontadas como os principais produtores primários na laguna restrita de Piratininga (RJ), onde a regeneração de nutrientes ocorre principalmente na interface água-sedimento. Na Lagoa de Araruama, onde a produção primária é baseada em microfítobentos, o bentos contribui com 5% dos nutrientes para a demanda do fitoplâncton (Knoppers & Kjerfve, 1999). Na Lagoa da Conceição (SC), Fonseca *et al.* (2002) afirma que a comunidade bêntica desempenha um grande papel na ciclagem e absorção dos nutrientes regenerados, controlando a demanda destes para o sistema pelágico, visto que a zona eufótica atinge a superfície do sedimento.

Ambientes de intensa sedimentação funcionam como filtro para fósforo (Persich, 1990; Bendo *et al.*, 2000). Este mecanismo de aprisionamento do fósforo contido na água para o compartimento sedimentar tem sido observado nos estudos de ambientes naturais, como também já foi reportado pelos autores Baumgarten *et al.* (1996), Pereira-Filho *et al.* (2001), Aguiar (2002), Vidal & Becker (2006) e por Fonseca (2006). No entanto, vale ressaltar que o fósforo não está sendo retirado do estuário, apenas está sendo mantido no sedimento pelo seu mecanismo de retenção, representando um reservatório temporário adicional para a produção primária (Smil, 2000).

5.3 ESTATÍSTICA

Antes de se aplicar qualquer teste estatístico, os resultados foram organizados numa planilha do programa Microsoft Excel conforme a Tabela 7.

Tabela 7: Valores mínimos, máximos, medianos e médios dos parâmetros estudados no estuário do Jaguaribe, com n=5 para cada campanha.

	Campanha 1				Campanha 2				Campanha 3			
	Mín.	Máx.	Median.	Méd.	Mín.	Máx.	Median.	Méd.	Mín.	Máx.	Median.	Méd.
Sal	29,5	35,1	34,2	33,1	27,0	39,2	35,9	34,5	1,2	17,5	2,8	6,9
T (°C)	27,2	29,5	28,9	28,5	29,2	29,7	29,4	29,5	28,4	29,8	28,9	29,0
OD (mg.L ⁻¹)	5,6	7,0	6,5	6,3	3,1	7,1	5,0	5,2	5,4	9,0	6,5	7,0
OD (%)	90,5	111,2	98,5	98,8	49,5	107,9	79,1	79,5	75,2	115,0	95,6	94,9
Cond. (mS)	45,0	57,1	52,1	51,3	46,0	63,9	57,2	55,0	2,8	30,5	5,7	12,6
MPS (mg.L ⁻¹)	10,9	19,0	12,2	13,6	15,5	19,6	17,7	17,7	23,0	38,4	29,5	30,3
pH	7,9	8,2	8,1	8,1	7,7	8,0	7,8	7,8	8,0	8,4	8,2	8,2
T-PO ₄ (μM)	0,2	3,7	2,1	1,9	2,0	5,3	4,4	4,1	3,7	6,6	4,3	4,5
D-PO ₄ (μM)	< LD*	2,7	1,7	1,5	1,2	3,4	2,3	2,3	1,3	2,5	1,6	1,8
Part-PO ₄ (μM)	< LD*	1,1	0,3	0,4	0,9	3,4	1,6	1,8	1,3	4,5	2,7	2,7
P-Total (μg P.g ⁻¹)	17,4	60,3	24,2	31,9	18,0	201,7	33,4	68,0	14,3	134,3	116,9	89,1
Chl-a (mg.m ⁻³)	1,2	8,2	2,6	3,7	2,9	16,2	3,9	6,2	9,5	17,4	12,8	12,6
Feo-pig (mg.m ⁻³)	-	-	-	-	1,4	3,2	2,5	2,3	2,0	10,5	5,8	6,2
Secchi (m)	1,0	2,3	1,8	1,7	0,4	1,7	1,0	1,0	0,5	0,9	0,6	0,6
%MO	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	1,0	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1	0,1

* Limite de detecção (LD) = 0,04 ± 0,1 μM.

Utilizando o teste estatístico de análise de agrupamentos para os resultados médios obtidos nas três campanhas ao longo do estuário do Jaguaribe, observou-se a formação de dois grandes grupos (Figura 21). A partir dessa constatação, organizou-se a planilha de dados de modo a formar dois grupos temporalmente distintos:

- ▶ Grupo 1 - abrange os resultados da primeira (A) e segunda (B) campanhas sob condição de período de seca da região;
- ▶ Grupo 2 - os resultados da terceira campanha (C), sob a condição de período de chuva, mais a estação 5 da segunda campanha (5B), que apresentou características semelhantes as da terceira campanha.

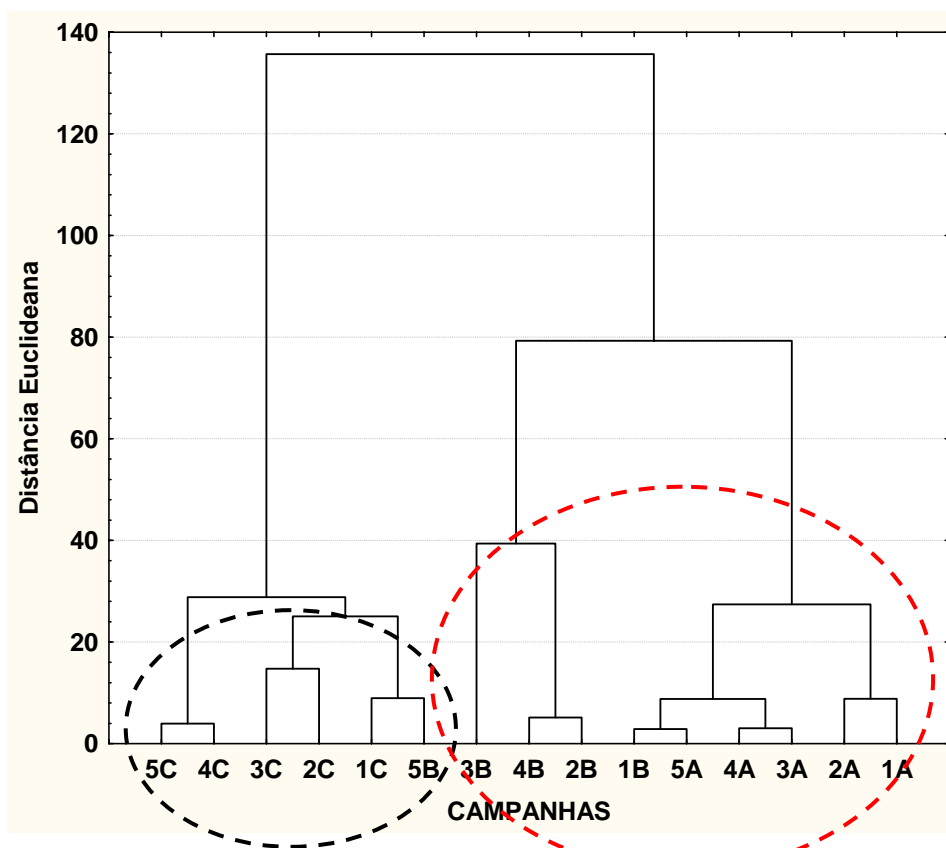


Figura 21: Análise de agrupamentos salientando a formação de dois grandes grupos: Grupo 1 (camp. A e B - seca) – círculo pontilhado vermelho; Grupo 2 (camp. C - chuva) – círculo pontilhado preto.

Os dois grupos foram analisados separadamente ainda pelo mesmo teste de análise de agrupamento, para estabelecer as relações existentes entre as variáveis estudadas dentro de cada grupo. Observou-se que as variáveis se relacionaram de maneira diferente em cada grupo, evidenciando que a sazonalidade climática da região do Jaguaribe interfere nas correlações das variáveis hidrogeoquímicas ao longo do estuário. O resultado desta análise corrobora dados anteriores (Marins *et al.*, 2003; Marins & Dias, 2003; Dias *et al.*, 2005a e 2005b) de que a variabilidade climática altera significativamente a hidroquímica deste estuário.

A correlação de Spearman foi utilizada para descobrir o que determina o comportamento do fósforo nos dois grupos obtidos pela análise de agrupamento. Os resultados desta correlação (Tabela 8) foram comparados para avaliar o grau de relacionamento entre observações emparelhadas de duas variáveis para cada grupo individual.

Segundo os resultados deste teste estatístico, no grupo 1 (período de seca), o fosfato total e dissolvido na água e o fósforo total no sedimento apresentaram correlação positiva com a salinidade. Esta correlação não significa que as águas marinhas seja uma fonte deste nutriente, e sim que o rio Jaguaribe não tem competência hídrica de transporte para vencer as forçantes marinhas que atuam neste estuário durante a estação seca, dificultando os processos fotossintéticos e elevando o tempo de residência das águas estuarinas. Segundo os trabalhos realizados por Marins *et al.* (2007) e Dias *et al.* (2007) no estuário do Jaguaribe durante os mesmos período de coletas deste estudo, o tempo de residência é fortemente dependente da vazão hídrica total do estuário, variando de 3 horas no período seco a 12 horas no período das chuvas.

Ainda analisando o grupo 1, o fosfato particulado na água teve correlação positiva com a temperatura, o que pode indicar uma maior taxa metabólica dos organismos fitoplanctônicos, que segundo Carmouze (1994), estes organismos liberam o fósforo para coluna d'água na fração particulada, influenciados pelo aumento da temperatura.

Tabela 8: Diferentes relações estabelecidas pelo teste estatístico de Spearman entre as variáveis estudadas dentro de cada grupo específico.

CORRELAÇÃO DE SPEARMAN $p < 0,05$				
GRUPO 1 (SECA) - n = 10				
	T-PO ₄ (μM)	D-PO ₄ (μM)	Part-PO ₄ (μM)	P-Total (μgP.g ⁻¹)
Sal	0,7833	0,6833	0,4833	0,7000
T (°C)	0,6611	0,6025	0,6778	-0,1255
OD (mg.L ⁻¹)	-0,4833	-0,3500	-0,4833	-0,1000
OD (%)	-0,4833	-0,3500	-0,4833	-0,1000
Cond.(mS)	0,7167	0,7000	0,4167	0,5667
MPS (mg.L ⁻¹)	-0,0833	-0,1000	0,0333	0,2000
pH	-0,7950	-0,7280	-0,7197	-0,1423
T-PO ₄ (mM)	1,0000	0,8333	0,7667	0,5667
D-PO ₄ (mM)	0,8333	1,0000	0,5333	0,4333
Part-PO ₄ (mM)	0,7667	0,5333	1,0000	0,2167
P-Total (mgP.g ⁻¹)	0,5667	0,4333	0,2167	1,0000
Chl-a (mg.m ⁻³)	0,3500	0,3667	0,6000	-0,3833
%MO	0,3598	0,6444	0,0669	0,6444
Secchi (m)	-0,3598	-0,3180	-0,4519	0,1339
CORRELAÇÃO DE SPEARMAN $p < 0,05$				
GRUPO 2 (CHUVA) - n = 5				
	T-PO ₄ (μM)	D-PO ₄ (μM)	Part-PO ₄ (μM)	P-Total (μgP.g ⁻¹)
Sal	0,1429	0,2000	-0,3143	-0,5429
T (°C)	0,2571	0,1429	-0,0857	0,0857
OD (mg.L ⁻¹)	-0,1429	-0,4286	0,0286	-0,2000
OD (%)	-0,0857	-0,3143	-0,1429	-0,3714
Cond.(mS)	0,1429	0,2000	-0,3143	-0,5429
MPS (mg.L ⁻¹)	-0,2571	0,2571	-0,0286	0,8857
pH	-0,4286	-0,6000	0,3143	0,2000
T-PO ₄ (mM)	1,0000	0,3714	0,5429	0,1429
D-PO ₄ (mM)	0,3714	1,0000	-0,4286	0,6000
Part-PO ₄ (mM)	0,5429	-0,4286	1,0000	0,0286
P-Total (mgP.g ⁻¹)	0,1429	0,6000	0,0286	1,0000
Chl-a (mg.m ⁻³)	0,2571	-0,3143	0,2571	-0,2571
Feo-pig (mg.m ⁻³)	-0,3143	-0,1429	0,0857	0,2571
%MO	0,2571	0,9429	-0,4857	0,4857
Secchi (m)	-0,0857	-0,1429	0,3714	0,1429

LEGENDA

T-PO₄ = Fósforo Total na águaD-PO₄ = Fósforo Dissolvido na águaPart-PO₄ = Fósforo Particulado na água

P-Total = Fósforo Total no sedimento

MPS = Material Particulado em Suspensão

%MO = Percentual de Matéria Orgânica

%OD = Saturação em Oxigênio Dissolvido

OD = Oxigênio Dissolvido

Feo-pig = Feopigmento

Chl-a = Clorofila a

Cond. = Condutividade

Sal = Salinidade

T = Temperatura

O fósforo total e dissolvido na água e o fósforo total no sedimento apresentaram correlação positiva com a condutividade. Esta correlação também

esta associada com o predomínio da dinâmica marinha sobre as águas estuarinas, que concentram os sais presentes na água e no sedimento.

No grupo 1, o pH apresentou correlação inversa com todas as frações de fosfato presente na água, indicando que as águas fluviais contribuíram como fonte de fósforo para a coluna d'água, salientando que o pH fluvial é menor que o marinho. Ainda neste grupo, o fosfato total na água teve correlação positiva com as frações dissolvida e particulada na água.

No grupo 2 (período de chuvas), o fósforo total no sedimento apresentou correlação positiva com o material particulado em suspensão, o que significa que quanto maior a quantidade de material particulado em suspensão, maior são as chances de transferência do fósforo da camada d'água para a sedimentar. Isto ocorre devido à diminuição da transparência da água, dificultando o consumo de fósforo pela fotossíntese e pela influência da fonte antrópica que foi predominantemente de fosfato particulado.

O fosfato dissolvido na água teve correlação positiva com o percentual de matéria orgânica no sedimento no grupo 2. O ciclo dos elementos biogênicos se concentram em grande parte no sedimento superficial e na camada d'água adjacente e estes são comumente os locais onde se concentram intensas atividades bacteriana de mineralização da matéria orgânica, liberando fósforo na fração dissolvida para a coluna d'água (Carmouze, 1994).

Através da análise de Kruskal-Wallis, identificou-se que para as seguintes variáveis: salinidade, condutividade, material particulado em suspensão, pH, fosfato particulado na água, clorofila *a* e as medidas de Secchi, a hipótese de igualdade (H_0) deve ser rejeitada, ou seja, existe diferença estatística significativa entre as médias dos parâmetros medidos nas três campanhas de coleta de acordo com a variabilidade sazonal da região.

Para as demais variáveis, considera-se a hipótese de igualdade (H_0). Ou seja, fosfato total e dissolvido na água, concentração de oxigênio dissolvido, percentual de oxigênio dissolvido, temperatura, percentual de matéria orgânica, feopigmento e fósforo total no sedimento não mostraram diferenças significativas com as variações climáticas regionais. Além disso, isto mostra que a fonte de fósforo é constante, o que reforça a afirmativa de que existe potencial de eutrofização

permanente do ecossistema estuarino fortemente dependente da capacidade de depuração promovida pelo efeito de diluição causado pelas marés.

A representação gráfica de Box Whisker permite uma comparação visual da distribuição dos parâmetros estudados nas três campanhas realizadas no estuário do Jaguaribe (Figuras 22 e 23), onde temos que: 1ª Campanha = A; 2ª Campanha = B; 3ª Campanha = C. O gráfico de caixa é estreitamente relacionado com a medida da mediana, onde os quartis dividem conjuntos ordenados em 4 partes iguais, sendo que: a altura das caixas representa a distância interquartil, sobre a qual se encontra a maioria dos resultados (25%-75%); o ponto central, a mediana; e, as extremidades das duas linhas, os valores mínimo e máximo.

Nos casos em que a diferenciação estatística entre as médias (hipótese alternativa = H_1) foi aceita através do teste de Kruskal-Wallis, aplicou-se o teste de Comparação Múltipla dos valores de p (Tabela 9), para identificar quais médias diferiram estatisticamente das demais. Foram consideradas como significantes as diferenças com probabilidade de ocorrência menor que 5%.

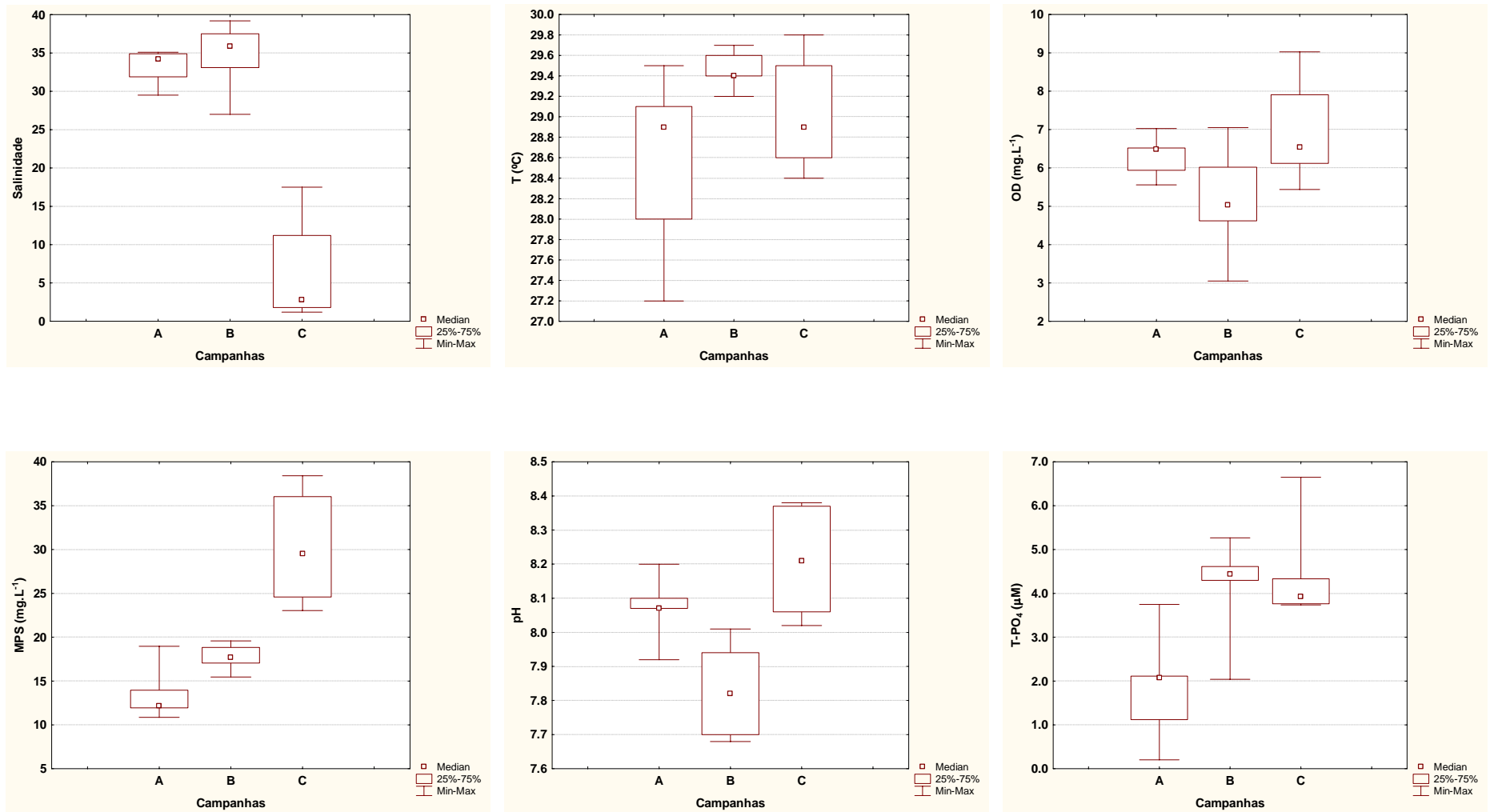


Figura 22: Representação gráfica tipo Box Whisker para salientar a distribuição diferenciada dos parâmetros (sal, T, OD, MPS, pH e T-PO₄) medidos entre as campanhas.

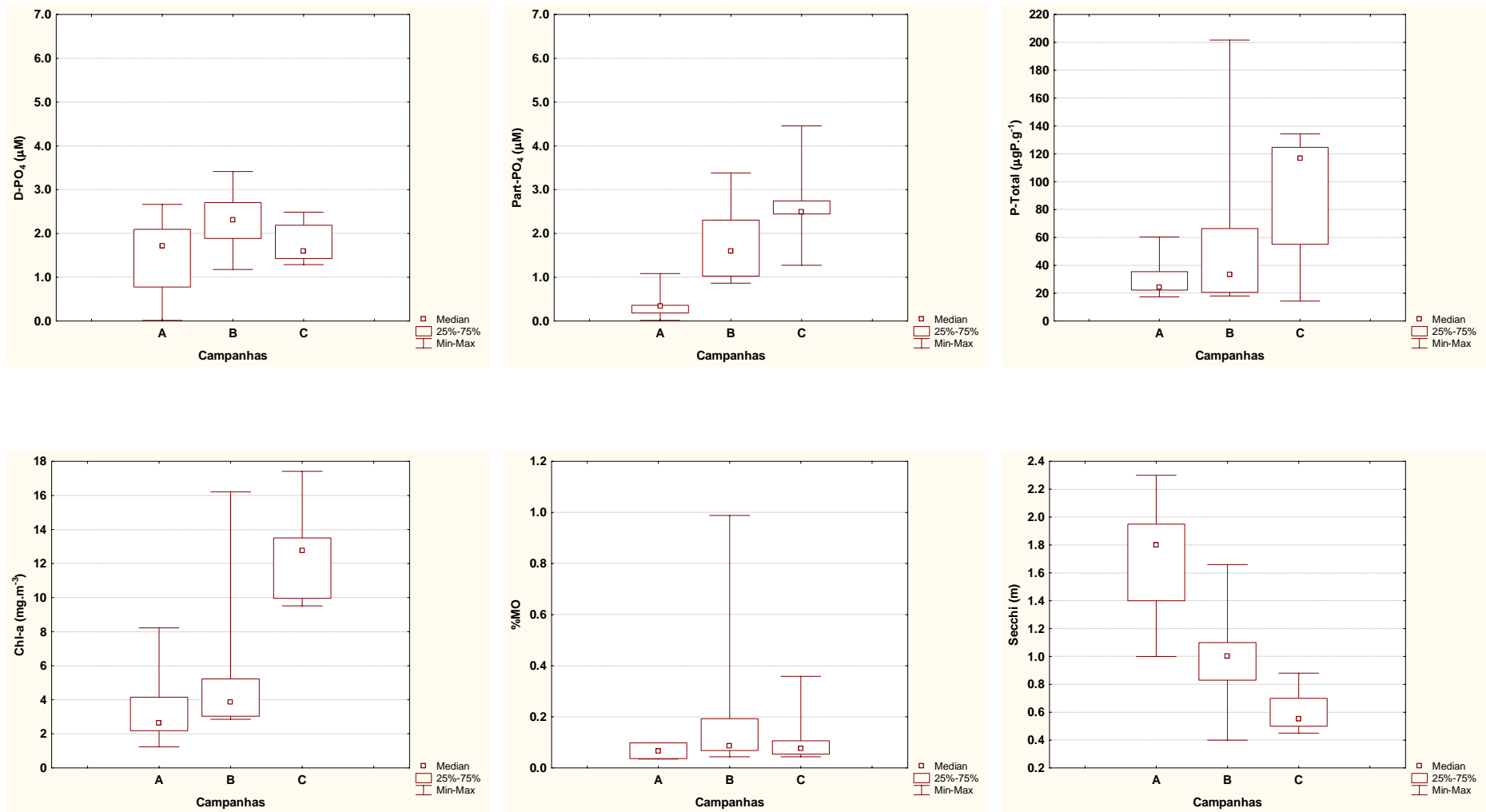


Figura 23: Representação gráfica tipo Box Whisker para salientar a distribuição diferenciada dos parâmetros (D-PO₄, Part-PO₄, P-Total, Chl-a, %MO e Secchi) medidos entre as campanhas.

Tabela 9: Resultado da análise estatística dos dados: teste não paramétrico – Kruskal-Wallis e Comparação Múltipla dos Valores de p.

Variáveis	Teste de Kruskal-Wallis	Comparação Múltipla dos Valores de p				Hipótese de igualdade (H ₀)
		CAMP.	A	B	C	
Sal	p = 0,01	A		1,00	0,06	Rejeita H ₀
		B	1,00		0,01	
		C	0,06	0,01		
T (°C)	p = 0,16	A		0,17	1,00	Aceita H ₀
		B	0,17		0,87	
		C	1,00	0,87		
OD (mg.L ⁻¹)	p = 0,18	A		0,77	1,00	Aceita H ₀
		B	0,77		0,20	
		C	1,00	0,20		
MPS (mg.L ⁻¹)	p = 0,00	A		0,69	0,00	Rejeita H ₀
		B	0,69		0,12	
		C	0,00	0,12		
pH	p = 0,01	A		0,12	1,00	Rejeita H ₀
		B	0,12		0,01	
		C	1,00	0,01		
T-PO ₄ (μM)	p = 0,04	A		0,06	0,10	Aceita H ₀
		B	0,06		1,00	
		C	0,10	1,00		
D-PO ₄ (μM)	p = 0,38	A		0,54	1,00	Aceita H ₀
		B	0,54		0,97	
		C	1,00	0,97		
Part-PO ₄ (μM)	p = 0,01	A		0,17	0,01	Rejeita H ₀
		B	0,17		0,87	
		C	0,01	0,87		
P-Total (μgP.g ⁻¹)	p = 0,45	A		1,00	0,61	Aceita H ₀
		B	1,00		1,00	
		C	0,61	1,00		
Chl-a (mg.m ⁻³)	p = 0,02	A		0,87	0,02	Rejeita H ₀
		B	0,87		0,27	
		C	0,02	0,27		
%MO	p = 0,44	A		0,65	1,00	Aceita H ₀
		B	0,65		1,00	
		C	1,00	1,00		
Secchi (m)	p = 0,02	A		0,27	0,01	Rejeita H ₀
		B	0,27		0,73	
		C	0,01	0,73		

Grau de liberdade (k) = 2; Número de amostras (n) = 15; Nível de significância (α = 5%).

6 CONCLUSÃO

As características hidroquímicas do sistema estuarino do Jaguaribe foram controladas em grande parte pela dinâmica marinha. Porém, a contribuição dos aportes fluviais de fósforo foi atuante, principalmente durante o período chuvoso da região.

Os resultados do estudo mostraram que o estuário do Jaguaribe é um ambiente bem oxigenado, com os maiores picos de oxigênio dissolvido correlacionados com a enchente da maré e com a maior insolação, sugerindo que esta reposição é permanentemente promovida pelo processo fotossintético, que é dependente de uma boa disponibilidade de luz e nutriente, que estão presentes no estuário. Por outro lado, os processos de biodegradação da matéria orgânica e respiração dos organismos aquáticos não foram significativos na coluna d'água, mas é importante notar que houve indícios de uma pequena degradação ambiental na estação 3 (durante a 2ª campanha), onde foram registrados os menores valores de oxigênio dissolvido e pH.

O estuário do Jaguaribe é um ambiente com boa disponibilidade de fósforo, que é originado de diversas fontes antropogênicas, como a urbanização e as emissões de efluentes da carcinicultura, que atingem a porção superior do estuário e se intensificam durante os eventos de chuva. Por outro lado, os fatores climatológicos associados com a hidrodinâmica local, como a entrada e saída da maré, renovam as águas estuarinas. Ou seja, o processo físico de diluição promovido pelas águas marinhas é o principal fator de depuração das condições eutróficas do estuário.

A biomassa fitoplanctônica foi mais elevada no estuário superior, onde o fitoplâncton pode encontrar condições de luz favorável associada com a entrada de nutrientes no estuário. Altas concentrações de clorofila *a* também estiveram relacionadas com fontes pontuais, como foi registrado nos canais que recebem efluentes da carcinicultura. A Chl-*a* esteve sempre inversamente correlacionada com a distribuição do fosfato dissolvido na água, sendo que esta fração de fósforo é a preferencial pela assimilação fitoplantônica. No geral, o estuário do Jaguaribe constitui um ambiente com boa produtividade primária.

O sedimento mostra níveis de fósforo total relativamente elevados, indicando ser um estoque importante deste nutriente, corroborando com os resultados obtidos por Paula Filho (2004) para este estuário. É importante ressaltar que o fósforo está sendo exportado do estuário para o ambiente marinho, embora também ocorra retenção no sedimento, representando uma reserva adicional para a produção primária. No entanto, este fósforo é passível de ser liberado do sedimento para a fase aquosa, pela mudança das condições de equilíbrio na interface água/sedimento.

O estuário do Jaguaribe apresenta um alto potencial para eutrofização através do suplemento de altas concentrações de fósforo na sua bacia de drenagem. A origem deste nutriente pode ser relatada: pela entrada de esgoto *in natura*; pela entrada de efluentes da carcinicultura, que carrega quantidades de fertilizantes químicos usados nos cultivos; pelo aporte fluvial de concentrações naturais e antrópicas deste nutriente; e, finalmente, pela liberação de fósforo do compartimento sedimentar para a coluna d'água estuarina. Nisto reside o grande perigo à saúde do ecossistema estuarino, que mesmo tendo uma alta capacidade depuradora, pode ficar comprometido caso a ação antrópica aumente progressivamente, provocando sérias mudanças nas condições hidrogeoquímicas do ambiente estuarino do Jaguaribe, além de comprometer a sua produtividade.

Embora o estuário do Jaguaribe esteja inserido na região oligotrófica da costa nordeste brasileira, a hidroquímica estuarina pode potencializar os efeitos das emissões antrópicas de fósforo e gerar cargas diferenciadas desse nutriente para o oceano, bem como criar condições de eutrofia a hipertrofia no ambiente estuarino.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, I.M., LACERDA, L.D., MARINS, R.V. Estimativas das emissões de carbono, nitrogênio e fósforo para o estuário do Rio Jaguaribe. **VI Congresso de Ecologia do Brasil**. Fortaleza, 163-164 p. 2003.

ABREU, I.M. **Distribuição geoquímica de carbono, nitrogênio e fósforo em sedimentos estuarino do Rio Jaguaribe, CE**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geologia. Universidade Federal do Ceará. 93 p. 2004.

AGUIAR, V. M. **Estudo da dinâmica do fósforo no sistema estuarino de Santos/São Vicente em seu trajeto em direção à Baía de Santos**. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, SP. 166 p. 2002.

ANEEL. **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Descarga Média de Longo Período: Bacias Hidrográficas Brasileiras. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br>. Acessado em Fevereiro de 2005. 1998.

ANEEL. **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Descarga Média de Longo Período: Bacias Hidrográficas Brasileiras. Disponível em: <http://www.anel.gov.br>. Acessado em Março de 2006. 2000.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, Port City Press. cap.1:34-38 p. 2001.

BARCELLOS, R. L. **Processo sedimentar atual e a distribuição da material orgânica sedimentar (C, N e S) do Canal de São Sebastião (SP) e plataforma continental adjacente**. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico da USP, São Paulo – SP. 187 p. 2000.

BAUMGARTEN, M. da G. Z.; ROCHA, J. M. de B. & NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em oceanografia química**. Editora da FURG. Fundação da Universidade do Rio Grande. 132 p. 1996.

BECKER, H. **Hidrologia dos bancos e ilhas oceânicas do nordeste brasileiro: uma contribuição ao Programa REVIZEE**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP. 158 p. 2001.

BENDO, A.; CAMPOS, M. L. A. M.; SIMONASSI, J. C.; SNOEIJER, E. & SORIANO-SIERRA, E. J. Nutrientes dissolvidos na Lagoa da Conceição e região central da cidade de Florianópolis, SC. **Anais da XIII Semana Nacional de Oceanografia**, Itajaí – Brasil, 249-251 p. 2000.

BERNER, R. A. & RAO, J. L. Phosphorus in sediments of the Amazon River and estuary: implications for the global flux of phosphorus to the sea. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 58, nº 10, 2333-2339 p. 1994.

BIANCHI, T. S. & FINDLAY, S. Decomposition of Hudson estuary macrophytes: photosynthetic pigment transformations and decay constants. **Estuaries**, n. 14, 65-73 p. 1991.

BIANCHI, T. S.; ROLFF, C. & LAMBERT, C. D. Sources and composition of particulate organic carbon in the Baltic Sea: the use of plant pigments and lignin-phenols as biomarkers. **Marine Ecology Progress Series**, n. 156, 25-31 p. 1997.

BIANCHI, T. S.; ROLFF, C.; WIDBOM, B. & ELMGREN, R. Phytoplankton pigments in Baltic Sea seston and sediments: seasonal variability, fluxes, and transformations. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 55, 369-383 p. 2002.

BRAGA, E. S. **Nutrientes dissolvidos e produção primária do fitoplâncton em dois sistemas estuarinos do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, SP. 1995.

BURFORD, M.A. & ROTHLSBERG, P.C. Factors limiting phytoplankton production in a tropical continental shelf ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 48, 541-549 p. 1999.

CAMPELO, M. J. A.; PASSAVANTE, J. Z. O. & KOENING, M. L. Biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) e parâmetros ambientais na Praia de Carne de Vaca,

Goiana, Pernambuco, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 27, n. 2, 27-41 p. 1999.

CAMPOS, J.N.B.; SOUZA FILHO, F. & ARAÚJO, J.C. Errors and variability of reservoir yield estimation as a function of variation of annual inflows. **Proc. 27th IARH Congress**, San Francisco. 1-7 p. 1997.

CAMPOS, J.N.B.; STUDART, T.M.C.; LUNA, R.; FRANCO, S. Hydrological transformations in Jaguaribe River basin during 20th Century. Fort Collins, Co. Proceeding of the 20th Annual American Geophysical Union. Fort Collins, Co: **Hydrology Days Publications**, 2000. v.1, 221-227p. Disponível em: <<http://www.deha.ufc/nilson/jaguaribe>>. Acessado em Agosto de 2006. 2000.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Editora Edgard Blücher e FAPESP, São Paulo. 254 p. 1994.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. & ANDREOLI, C. V. Avaliação temporal de fósforo em água e sedimento no reservatório Iraí, Pinhais/PR, Brasil. **IV Seminário do projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização de Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu**, Curitiba-PR. 2003.

CARREIRA, R. S. & WAGENER, A. L. R. Speciation of sewage derived phosphorus in coastal sediments from Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 36 (10): 818-827 p. 1998.

CARVALHO, V. C. & RIZZO, H. **A zona costeira brasileira – subsídios para uma avaliação ambiental**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMA, Secretaria de Coordenação de Assuntos de Meio Ambiente – SCA. 211p. 1994.

CAVALCANTE, A. A. **Impactos Ambientais na região do Baixo Jaguaribe, CE**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 317 p. 2000.

CETESB. **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**. Site: www.cetesb.sp.gov.br. Acessado em Fevereiro de 2007. 2007.

CHESTER, R. & RILEY, J. P. **Introducción a la química marina**. Editora A.G.T. Editor, S.A – México: 457 p. 1989.

CHESTER, R. **Marine Geochemistry**. Unwin Hyman, London: 346 – 421 p. 1990.

COSTA, K. M. P. **Hidrologia e Biomassa Primária da Região Nordeste do Brasil entre as latitudes de 8°00'00"S e 2°44'30"S e as longitudes de 35°56'30"W e 31°48'00"W**. Universidade Federal de Recife: Dissertação de Mestrado em Oceanografia, CGT. 217 p. 1991.

DE JONGE, V. N.; ELLIOTT, M. & ORIVE, E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. **Hydrobiologia**, 475/476: 1-19 p. 2002.

DHN. **Diretoria de Hidrografia e Navegação**. Site: www.dhn.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm. Acessado em Novembro de 2006. 2006.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V. & MAIA, L. P. Avaliação da Hidroquímica e tempo de residência no estuário do Rio Jaguaribe – CE. **In: CD-ROOM Anais da 57ª Reunião da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (57ª SBPC)**, Fortaleza – CE. 2005a.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V. & MAIA, L. P. Modelo de funcionamento hidrológico para o estuário do Rio Jaguaribe (CE). **In: CD-ROOM Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia (X CBL)**, Ilhéus – BA. 2005b.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V. & MAIA, L. P., Descargas de cobre e zinco no material em suspensão do estuário do Rio Jaguaribe (CE), Nordeste-Brasil. **In: CD-ROOM Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica (X CBGQ)**, Porto de Galinhas – PE. 2005c.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. & de Farias, E. G. G. Dependência do tempo de residência da água no estuário do Rio Jaguaribe (NE, Brasil), em relação à entrada de águas marinhas e a descarga de água doce. **In: Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar (COLACMAR)**, Florianópolis-SC. 2007.

DYER, K. D. **Estuaries - A physical Introduction**. 2^a ed. John Wiley & Sons Ltda, England. 195 p. 1997.

EKAU, W. & KNOPPERS, B. An introduction to the pelagic system of the North-East and East Brazilian shelf. **Archive of Fishery and Marine Research** 47 (2/3): 113-132 p. 1999.

ESCHRIQUE, S. A. & MARINS, R. V. Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe - CE/Brasil. **In: CD-ROOM do III Simpósio Brasileiro de Oceanografia**, São Paulo - SP. 2006.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos da Limnologia**. Editora Interciência/FINEP - 2^o ed. Rio de Janeiro: 602 p. 1998.

FEITOSA, F.A.N.; NASCIMENTO, F. C. R. & MUNIZ, K. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife-PE). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 27, n. 2, 1-13 p. 1999a.

FEITOSA, F.A.N.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. O.; NEUMANN-LEITÃO, S. & LINS, I. C. Estrutura do microfitoplanctônica no sistema estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 27, n. 2, 15-25 p. 1999b.

FENZL, N. **Introdução à Hidrogeoquímica**. Gráfica e Editora Universitária da Universidade Federal do Pará. Belém-PA: 189 p. 1988.

FIGUEIREDO, J. A.; MUNIZ, K.; MACÊDO, S.J.; FLORES MONTES, M.J. & FEITOSA, F.A.N. Hidrologia e biomassa fitoplanctônica nas barras Orange e Catuama (canal de Santa Cruz), em Itamaracá-PE: variação nictemeral. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza - CE, v. 39, 5-17 p. 2006.

FLORES MONTES, M. J. **Variação Nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 174 p. 1996.

FONSECA, A.; BRAGA, E. S. & EICHLER, B. B. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplanctônica no sistema pelágico da Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil (Setembro/2000). **Atlântica**, Rio Grande, 24 (2): 69-83 p. 2002.

FONSECA, A. & BRAGA, E. S. Spatial and seasonal variation of dissolved inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the pelagic system of the Conceição Lagoon, Southern Brazil. **Journal of Coastal Research**, 39. 2004.

FONSECA, A. Efeito da drenagem urbana nas características físico-químicas e biológicas da água superficial na Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC, Brasil). **Biotemas**, 19 (2): 7-16 p. 2006.

FONTES, M. L. S. **Breve estudo espaço-temporal e de impacto do feriado do Carnaval e de Corpus Christi sobre variáveis ambientais da Lagoa da Conceição – Florianópolis**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil. 128 p. 2004.

FORSTNER, U. **Contaminated sediments lectures notes in earth sciences**. 21 ed. Springer-Verlag, Berlin, 157 p. 1989.

FREITAS, L. E. L.; FEITOSA, C. V. & ARAÚJO, M. E. Mangrove oyster (*Crassostrea Rhizophorae*) (Guilding, 1928) farming areas as artificial reefs for fish: a case study in the state of Ceará, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54 (1): 31-39 p. 2006.

FUNCEME. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**. Site: www.funceme.br/DEPAM/index.htm. Acessado em Novembro de 2006. 2006.

GOLTERMAN, H. L & GROOT, C. J. Sequential fractionation of sediment phosphate. **Hydrobiologia**, n. 192, p.143-148. 1990.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K. & EHRHARDT, M. **Methods of Seawater Analysis**. 3 ed. Florida: Verlage Chemie: 417 p. 1999.

GUARINI, J. M.; BLANCHARD, G. F.; GROS, P. H. & HARRISON, S. J. Modelling the mud surface temperature on intertidal flats to investigate the spatio-temporal

dynamics of the benthic microalgal photosynthetic capacity. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 153: 25-36 p. 1997.

JEFERY, G.H.; BASSETT, J.; MENDHAM, J.; DENNEY, R.C. **Vogel: química analítica quantitativa**. 5 ed. Tradução de Horácio Macedo. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 712 p. 1992.

JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C. & WRIGHT, S. W. Phytoplankton pigments in oceanography. SCOR, **UNESCO Publishing**. 1997.

JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochem. Physiol. Pflanzen (BPP)**, Bd. 167, S. 191-194 p. 1975.

JIMENEZ, J., SARABIA, J. & MAIA, L. P. Aeolian dune migration along the Ceará coast, north-eastern Brazil. **Sedimentology**, 46 (4): 689-701 p. 1999.

KARL, D. M. & TIEN, G. Magic: a sensitive and precise method for measuring dissolved phosphorus in aquatic environments. **Limnology and Oceanographic**. Lawrence, v. 37, n.1, 105-116 p. 1992.

KNOPPERS, B., EKAU, W. & FIGUEIREDO, A. G. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. **Geo-Marine Letters**, v. 19, nº. 3, 171-178 p. 1999.

KNOPPERS, B. & KJERFVE, B. Coastal lagoons of southeastern Brazil: physical and biogeochemical characteristics. In: PERILLO, GME, MC PICCOLO & M PINO-QUIVIRA (eds.). **Estuaries of South American, their geomorphology and dynamics**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Chap. 3: 35-66 p. 1999.

LACERDA, L. D. & MARINS, R.V. An electronic journal dedicated to enhance public wareness on the environmental importance of mangroves. **ISME/GLOMIS Electronic Journal**. v. 2, n. 1, Julho. 2002.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. Universidade Estadual de São Paulo (UNESP). Instituto de Geociências e Ciências

Exatas – Departamento de Geologia Aplicada. Campus de Rio Claro - SP. 23-39 p. 2000.

LIBES, S. M. **An Introduction to Marine Biogeochemistry**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 734 p. 1992.

LINS, P. A. M. **Hidrologia e hidrodinâmica do baixo estuário do Rio Ipojuca, Pernambuco**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE. 74 p. 2002.

LIVINGSTON, R. J. **Eutrophication Processes in coastal systems: origin and succession of plankton blooms and effects on secondary production in Gulf Coast estuaries**. Boca Raton, CRC Press, 327 p. 2001.

LOPEZ, P. Sedimentary phosphorus dynamics in epicontinental systems: literature review. **A Ecologia Aquática**. v.10, 36, 113-125 p. 1991.

MACÊDO, S. J. & COSTA, K. M. P. Estudos ecológicos da região de Itamaracá, Pernambuco-Brasil. **Ciência e Cultura**, São Paulo, 30 (7): 346-368 p. 1978.

MAIA, L. P. **Controle tectônico e evolução geológica/sedimentológica da região da desembocadura do Rio Jaguaribe**. Dissertação de Mestrado em Geologia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 126 p. 1993.

MARIANI, R. L. N. C. **Distribuição de ferro, manganês e zinco em um perfil de sedimento da Lagoa de Guarapina – Marica – RJ**. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói – RJ. 87 p. 1984.

MARINS, R. V. & DIAS, F. J. S. Alterações na hidrogeoquímica do estuário do Rio Jaguaribe (CE): descarga ou retenção de materiais. **Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica**, Belém-PA. 480-482 p. 2003.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M. & DIAS, F. J. S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciências Hoje**, v. 33, n. 197. 66-70 p. 2003.

MARINS, R. V. & LACERDA, L. D. Summary of drivers, pressures and environmental impacts in the Jaguaribe River estuary, NE Brazil. **Boletim Estuários nº2**. Instituto

do Milênio Estuários/CNPq. <http://www.institutomilenioestuarios.com.br/pdfs/boletins.2007>.

MARINS, R. V.; GODOY, J. M.; DIAS, F. J. S.; LACERDA, L. D.; MAIA, L. P. & ESCHRIQUE, S. A. Variabilidade hidroquímica e geoquímica sedimentar em resposta as descargas antropizadas para o estuário do Rio Jaguaribe – CE. **In: Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar (COLACMAR)**, Florianópolis-SC. 2007.

MEDEIROS, C.; MACEDO, S. J.; FEITOSA, F. A. N. & KOENING, M. L. Hydrograph and phytoplankton biomass and abundance on North-East and East Brazilian shelf. **Archive of Fishery and Marine Research**, v. 47 (2-3), 133-151 p. 1999.

MEYERS, P. A. Organic geochemical proxies of paleocenography, paleolimnologic and paleoclimatic processes. **Organic Geochem.**, v. 27, 213-250 p. 1997.

MILLIE, D. F.; PAERL, H. W. & HURLEY, J. P. Microalgal pigment assessments using high performance liquid chromatography: a synopsis of organismal and ecological applications. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 50, 2513-2527 p. 1993.

MIRANDA, L. B. de; CASTRO, B. M. de & KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. 1 ed. Universidade de São Paulo – SP. 15-105 p. 2002.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Macrodiagnóstico da Zona Costeira do Brasil, Brasília. 277 p. 1996.

MOLISANI, M. M. Caracterização das condições físico-químicas dos estuários do Estado do Ceará. **Programa Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará**. Governo do Estado do Ceará e Universidade Federal do Ceará. 32 p. 2005.

MORAIS, J. O., GRANJERO, C. M. M., DA SILVA, E. V., SOUZA, M. J. N. **Diagnóstico Geoambiental da Bacia do Jaguaribe**. Relatório da PROJUR/SEMACE. 143 p. 2002.

MOREIRA, M. O. P. **Produção do fitoplâncton em um ecossistema estuarino tropical (estuário do Rio Cocó, Fortaleza-CE)**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Oceanografia, Recife-PE, 338 p. 1994.

MOREIRA, M. O. P. Biomassa do fitoplâncton (clorofila *a*) nos estuários do Estado do Ceará. **Programa Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará**. Governo do Estado do Ceará e Universidade Federal do Ceará. 42 p. 2005.

ORHEL Jr, R. L. & REGISTER, K. M. Volunteer Estuary Monitoring: A Methods Manual. U.S. Environmental Protection Agency. **Office of Wetlands, Oceans and Watersheds**. 2ª Edition. 396 p. 2003.

OSÓRIO, V. K. L. & OLIVEIRA, W. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, v. 24, n. 5, 700-708 p. 2001.

PAULA FILHO, F. J. **Distribuição e partição geoquímica de fósforo em sedimentos estuarinos do Rio Jaguaribe/CE**. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Instituto de Ciências do Mar. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 88 p. 2004.

PAYTAN, A. & McLAUGHLIN, K. The oceanic phosphorus cycle. **Chemical Reviews**, vol. 107, nº 2, 563-576 p. 2007.

PEREIRA, R. C. & SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda. 382 p. 2002.

PEREIRA-FILHO, J.; SCHETTINI, C. A. F.; RÖRIG, L. & SIEGLE, E. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC, and chlorophyll *a* in the Camboriú River Estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 53, 249-257 p. 2001.

PERSICH, G. R., **Parâmetros físico-químicos, seston e clorofila *a* na Lagoa da Conceição, SC**. Monografia à conclusão do curso de Pós-graduação *Lato sensu*,

especialidade em Hidrogeologia, Universidade Federal de Santa Catarina, SC. 34 p. 1990.

PETRUCIO, M. M. Caracterização das Lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: Esteves, F. A. (ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)**. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Computer & Publish Editoração Gráfica, Rio de Janeiro. 464 p. 1998.

PIMENTA, M. G. R. **Coliformes termotolerantes, fosfato e metais-traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimento das galerias pluviais de Fortaleza (CE)**. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, 70 p. 2006.

PROTAZIO, L.; TANAKA, S. M. C. N.; CAVALCANTE, P. R. S. Avaliação de procedimentos de extração seqüencial de fósforo em sedimento. **Revista Analytica**, n. 8, 35-41 p. 2004.

RAMÍREZ, B. Distribución vertical de clorofila en los fiordos Australes Ubicados entre el estrecho de Magallanes y el Cabo de Hornos (Chile). **Cienc. Tecnol. Mar.**, 28 (2): 43-61 p. 2005.

RASHID, M. A. Role of humic acids of marine origin and their different molecular weight fractions in complexing diand tri-valent metals. **Soil Science**, v. 5, n. 3, 298-306 p. 1971.

REBOUÇAS, A. C. & MARINHO, E. Hidrologia das secas. Recife, SUDENE, **Ser Hidrogeologia**, n. 40, 130 p. 1970.

REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras Editora, São Paulo. 717 p. 1999.

RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ. **Estação do Turismo's Home Page® 2001**. Site: <<http://www.estacaodoturismo.hpg.ig.com.br/hidrografia.htm>>. Acessado em Novembro de 2006. 2001.

RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS. **CPRM - Serviço Geológico do Brasil: atividades impactantes sobre o meio ambiente da região metropolitana do Recife**. 5-27p. Site: <http://www.cprm.gov.br/recife/singre/rec_hidricos.pdf>. Acessado em Março de 2006. 2006.

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, n. 46, 205-222 p. 1958.

SANTOS, M. L. S. **Influência dos rios Amazonas e Pará sobre a biomassa fitoplanctônica**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 92 p. 2000.

SANTOS-FERNANDES, T. L.; PASSAVANTE, J. Z. O.; KOENING, M. L. & MACÊDO, S. J. Fitoplâncton do estuário do Rio Jaguaribe (Itamaracá, Pernambuco, Brasil): biomassa. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 26, n. 2, 1-18 p. 1998.

SCHMIEGELOW, J. M. M. **O planeta azul: uma introdução às ciências marinhas**. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda. 202 p. 2004.

SCHÜÜR, G. **Ecologia: Textos - Equilíbrio Ecológico**. Disponível em: <<http://www.photographia.com.br/gerais.htm>>. Acessado em Setembro de 2006. 2006.

SCOR-UNESCO. Determination of chlorophyll in seawater: report of intercalibration tests. **Unesco technical papers in marine science**. Unesco, Paris, n. 35, 20 p. 1980.

SILVA, A. C. **Campos de Temperatura e Salinidade na Plataforma Continental do Amazonas, durante a descarga mínima (Outubro de 1997) do Rio Amazonas: Uma Análise Ambiental**. Universidade Federal do Pará - Trabalho de Conclusão de Curso. Belém - PA. 67 p. 2000.

SILVA, J. B. & CAVALCANTE, T. C. **Atlas escolar, Ceará: Espaço geo-histórico e cultural**. 1ª ed. João Pessoa: Editora Grafset Ltda. 176 p. 2000.

SIQUEIRA, G. W.; BRAGA, E. S. & MENDES, A. S. Avaliação dos teores de silicato dissolvido em águas da plataforma continental interna e externa do Amapá, entre as profundidades de 13 a 87 metros, limitados pelos Cabos Orange (04°20'00"N) e Norte (01°40'00"N). **Anais do XIII Semana Nacional de Oceanografia**. Itajaí-SC: 260-261 p. 2000.

SMIL, V. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. **Annual Review of Energy and the Environment**, 25: 53-88 p. 2000.

SMITH, D. R.; WARNEMUENDE, E. A.; HAGGARD, B. E. & HUANG, C., Changes in sediments-water column phosphorus interactions following sediment disturbance. **Ecological Engineering**. 2006.

SOMMARUGA, R. & CONDE, D. Distribución de material orgânica em los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). **Atlântica**, Rio Grande, v. 12, n. 1, 35-44 p. 1990.

STAL, L. J.; BEHRENS, S. B.; VILLBRANDT, M.; BERGEIJK, S. V. & KRUYNING, F. The biogeochemistry of two eutrophic marine lagoons and its effects on microphytobenthic communities. **Hydrobiologia**, 329: 185-198 p. 1996.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**, version 7. www.statsoft.com. 2004.

STEVENSON, W. J. **Estatística aplicada à administração**. Tradução: Alfredo Alves de Farias – São Paulo: Harper & Row do Brasil. 495 p. 1981.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**. W. Junk Dordrecht. 291 p. 1993.

STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Board of Canada**, Ottawa. 167-310 p. 1968.

STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Board of Canada**, *Ottawa*, 125: 1-205 p. 1972.

TRAVASSOS, P.; HAZIN, F.; ZAGAGLIA, J.; ROCHA, R. A.; SCHOBBER, J. Thermohaline structure around seamounts and island of Northeast Brazil. **Archive of Fishery and Marine Research**, 47 (2/3). 211-222 p. 1999.

VARELA, R. & MASSA, I. Concentración de clorofila *a*, feopigmentos y material em suspension em laguna de Raya, Islã de Margarita, Venezuela. **Fundacion La Salle de Ciências Naturales**, n. 105, 39-64 p. 1981.

VIDAL, R. M. B. & BECKER, H. Distribuição de manganês, ferro, material orgânica e fosfato nos sedimentos do manguezal do Rio Piranji, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza – CE, v. 39, 34-43 p. 2006.

WORSFOLD, P. J.; GIMBERT, L. J.; MANKASINGH, U.; OMAKA, O. N.; HANRAHAN, G.; GARDOLINSHI, P. C. F. C.; HAYGARTH, P. M.; TURNER, B. L.; KEITH-ROACH, M. J. & MCKELVIE, I. D. Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. **Talanta**, v. 66, 273-293 p. 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey, USA. 663 p. 1999.