



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
Centro de Tecnologia e Geociências
Departamento de Oceanografia



RYSOAURYA KEYLA TRAVASSOS

**Análise da Qualidade Ambiental no Estuário do rio Botafogo:
Determinação do Índice Trófico e Componentes
do Fósforo na Coluna da Água**

Recife

2011

RYSOAURYA KEYLA TRAVASSOS

**Análise da Qualidade Ambiental no Estuário do rio Botafogo:
Determinação do Índice Trófico e Componentes
do Fósforo na Coluna da Água**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Oceanografia do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Orientadora: Dra. Kátia Muniz Pereira da Costa

Recife
2011

Catálogo na fonte

Bibliotecária Raquel Cortizo, CRB-4 664

- T779a Travassos, Rysoaurya Keyla.
Análise da qualidade ambiental no estuário do rio Botafogo: determinação do índice trófico e componentes do fósforo na coluna da água / Rysoaurya Keyla Travassos. - Recife: O Autor, 2011.
93 folhas, il., gráfs., tabs.
Orientadora: Profª. Dra: Kátia Minuz Pereira da Costa.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2011.
Inclui Referências Bibliográficas e Anexos.
1. Oceanografia. 2. Nutrientes dissolvidos 3. Índice trófico
4. Componentes do fósforo. 5. Rio Botafogo-PE. I. Costa, Kátia Muniz Pereira da. II. Título.

551.46 CDD (22. ed.)

UFPE
BCTG/2011-089

RYSOAURYA KEYLA TRAVASSOS

ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL NO ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO:
DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE TRÓFICO E COMPONENTES DE FÓSFORO NA COLUNA DA ÁGUA

Dissertação defendida em: 17 de fevereiro de 2011

BANCA EXAMINADORA



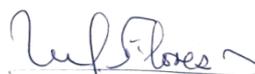
Prof. Dra. Kátia Muniz Pereira da Costa
(Orientadora / Departamento de Oceanografia da UFPE)



Prof. Dra. Valdinete Lins e Silva
(Titular / Departamento de Engenharia Química da UFPE)



Prof. Dr. Fernando do Nascimento Feitosa
(Titular / Departamento de Oceanografia da UFPE)



Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores Montes
(Suplente / Departamento de Oceanografia da UFPE)

Prof. Dra. Fátima M^a Miranda Brayner
(Suplente / Departamento de Engenharia Civil – UPE)

Primeiramente a Deus por me amparar nos momentos difíceis, me dar força para superar as dificuldades, e suprir todas as minhas necessidades.

Agradecer em especial aos meus pais, por terem sido o contínuo apoio em todos estes anos, ensinando-me, principalmente, a importância da construção e coerência de meus próprios valores. Sei que vocês se orgulham por eu ter atingido mais uma etapa. Mas este orgulho que sentem por mim, converto numa obrigação de a cada dia ser mais digna de os representar. Agradeço, de forma muito carinhosa, a atuação de minha mãe no período de construção deste trabalho. Pela paciência infinita. E claro a minha irmã, pela simples, mas valiosa revisão e aos demais, meu cunhado, tios, primos, fica aqui registrado meu agradecimento. Também a Antero, que soube compreender como ninguém, o momento pelo qual eu estava passando e sempre tentou entender minhas dificuldades e minhas ausências. Agradeço-lhe, carinhosamente.

No âmbito acadêmico, agradeço em especial a minha orientadora Dra. Kátia Muniz a consideração de ter aceitado a orientação de minha dissertação me ensinado a arte de pensar o trabalho acadêmico com rigor e disciplina. Suas sugestões ao manuscrito levaram a sucessivas revisões do texto, cujas eventuais falhas, inteiramente responsabilidade minha, teriam sido mais numerosas não fosse por sua crítica constante e incisiva e a confiança em mim depositada. Ao Dr. Manuel Flores, que me acompanhou desde o início do estágio na chegada ao laboratório sempre me incentivando com suas palavras gentis e sugestões feitas ao meu trabalho e também a Dr. Fernando Feitosa pelas críticas e sugestões na avaliação do projeto.

Aos meus amigos de laboratório Iara, Elisa, Felipe, Gilson, Antônio, Josiane, Thayse e Barbara, que sempre estiveram do meu lado dando sugestões efetivas para a realização deste trabalho.

Aos meus amigos do mestrado, gostaria de expressar minha gratidão, Elisa, Andressa, Marina, Gilberto, Sibebe, Willian, Gislaine, Andrea, pelas conversas e inúmeros momentos de descontração que não foram poucos.

Aos meus amigos Kelly e Diego que, de uma forma ou de outra, contribuíram com sua amizade e com paciência, escutando os inúmeros comentários e compreendendo principalmente a minha falta de paciência em alguns momentos.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, (CAPES), pela bolsa concedida durante os anos do curso.

Agradeço também, aos funcionários do Departamento de Oceanografia e a todos que fazem parte dele, contribuindo nestes anos de estudos.

Finalmente, agradecer a todos que ajudaram a construir esta dissertação que não foi tarefa fácil, mas agradeço a todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

A caracterização hidrológica do estuário do rio Botafogo em Itamaracá –PE foi realizada em um ciclo anual, com o principal objetivo de avaliar as condições atuais da qualidade da água do estuário em relação aos parâmetros físicos e químicos, determinando o índice trófico, relacionando os parâmetros físicoquímicos com a biomassa fitoplanctônica e enfocando os compartimentos do fósforo na coluna de água. Os valores de salinidade apresentaram uma sazonalidade com maiores valores no período seco, apresentando um pequeno índice de variação térmica. Os valores de oxigênio dissolvido foram elevados, registrando áreas de semi-poluída a supersaturação de OD com taxa de saturação de até 137%. Associados a estes valores, o pH manteve-se alcalino durante todo o período estudado. As concentrações da demanda bioquímica do oxigênio embora estivessem abaixo do limite permitido, é um ambiente que recebe um aporte de matéria orgânica e muita influência antrópica. Os teores de nitrito –N e nitratoN foram mais elevados no período chuvoso, enquanto que os valores de fósforo –P e silicatoSi, foram mais elevados no período de estiagem. As concentrações máximas registradas para amônia-N e nitrito-N foram de 2,89 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e 0,67 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ respectivamente (E1), enquanto que os valores de nitrato variaram entre 0,01 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (E3) e 34,93 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (E1). As variações de fosfato-P apresentaram um ciclo sazonal definido, havendo um aumento no período de estiagem, onde o máximo registrado foi de 1,74 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (E3). A relação N:P, foi mais elevada no período chuvoso, porém na maior parte do estudo se manteve inferior a 16:1, indicando que nesta área o elemento nitrogênio é o nutriente limitante para o desenvolvimento do fitoplâncton. As concentrações de Clorofila *a*, foram menores no período seco. O Índice trófico foi mais elevado no período chuvoso, caracterizando águas altamente produtivas, logo, índice de qualidade da água pobre. As diversas formas do fósforo foram sempre mais elevados no período seco, sendo esse fato devido as atividades agrícolas na área. Durante o estudo foi observado que o principal fator que influenciou a composição dos parâmetros físicos, químicos e biológicos estudados, foi o ciclo de marés, provocando um hidrodinamismo, acentuado e constante, alterando sensivelmente as condições ambientais. A variação sazonal e os despejos industriais e urbanos também influenciaram o estado crítico do estuário do rio Botafogo.

Palavras chave: Nutrientes dissolvidos. Índice trófico. Componentes do fósforo. rio Botafogo.

ABSTRACT

The hydrological characterization of the estuary of the Botafogo river in Itamaracá - PE was carried out in an annual cycle. Its main objective was to evaluate the current conditions of the quality of the water of the estuary in relation to the physical and chemical parameters, determining the trophic index, associating the physical-chemical parameters with the phytoplankton biomass and focusing the compartments of the phosphate on the water column. The values of salinity presented a seasonality with higher values during the dry period, presenting a small index of thermal variation. The values of dissolved oxygen were raised, registering areas of semi-pollute and super saturation of OD with saturation tax of up to 137%. Associated with these values, the pH remained alkaline during all the period of study. The concentrations of the biochemical oxygen demand, even though they were below the allowable level, receive contribution of organic substance and much human influence. The values of nitrite - N and nitrate N were higher during the rainy period, whereas the values of phosphorus - P and silicate Si were higher during the dry period. The maximum values for ammonia -N and nitrite -N were 2.89 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ and 0.67 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, respectively (E1), while the nitrate-N values ranged from 0.01 (E3) to 34.93(E1). The phosphate-P variations presented a defined seasonal cycle with an increase in the dry period and the maximum value noted was 1.73 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (E3). The relation N:P was higher during the rainy period; however, for the most part of the study, it remained below 16:1, indicating that in this area the element nitrogen is the limiting nutrient for the development of phytoplankton. The concentrations of Chlorophyll *a* were lower during the dry period. The Trophic Index was higher in the rainy period, characterizing highly productive waters, thus, index of quality of the poor water. The diverse forms of phosphorus were normally higher during the dry period due to the agricultural activities in the area. During this study, it was observed that the main factor that influenced the composition of the physical, chemical and biological parameters studied was the tidal cycle, which caused a constant and marked hydrodynamics, significantly modifying the environmental conditions. The seasonal variation and the industrial and urban waste have also influenced the critical condition of the estuary of the Botafogo river.

Keywords: Dissolved nutrients. Trophic Index. Phosphorus Components. Botafogo river.

CAPÍTULO I

Figura 1	Projetos de carcinicultura na desembocadura do rio Botafogo no Canal de Santa Cruz.	21
Figura 2	Mapa da área de estudo com localização dos pontos de coleta.	23
Figura 3	Variação anual da temperatura no estuário do rio Botafogo (PE).	29
Figura 4	Variação anual da coluna e perfil de variação do disco de Secchi no estuário do rio Botafogo (PE).	31
Figura 5	Variação anual da salinidade no estuário do rio Botafogo (PE).	32
Figura 6	Variação anual do oxigênio dissolvido no estuário do rio Botafogo (PE).	34
Figura 7	Variação anual do DBO no estuário do rio Botafogo (PE).	36
Figura 8	Variação anual do pH no estuário do rio Botafogo (PE).	38
Figura 9	Variação anual do Material em Suspensão no estuário do rio Botafogo (PE).	39
Figura 10	Variação anual da Amônia no estuário do rio Botafogo (PE).	41
Figura 11	Variação anual do Nitrito no estuário do rio Botafogo (PE).	43
Figura 12	Variação anual do Nitrato no estuário do rio Botafogo (PE).	44
Figura 13	Variação anual do Fósforo no estuário do rio Botafogo (PE).	46
Figura 14	Variação anual do Silicato no estuário do rio Botafogo (PE).	49
Figura 15	Variação anual da clorofila <i>a</i> no estuário do rio Botafogo (PE).	50
Figura 16	Distribuição espaço-temporal dos valores do Índice Trófico no sistema estuarino do rio Botafogo durante o período de 2007/2008.	52
Figura 17	Gráfico dos pesos nas duas primeiras componentes PC1 e PC2, na análise feita com todos os parâmetros.	53
Figura 18	Gráfico das amostras nas duas primeiras componentes PC1 e PC2, na análise feita com todos os parâmetros	55
Figura 19	Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes, a análise feita com o período seco (S) e chuvoso (C) juntos.	55
Figura 20	Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes, a análise feita na camada superficial na baixa-mar, (BS) e preamar (PS) juntos.	56

Figura 21	Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes, a análise feita na camada próxima ao fundo na baixa-mar, (BF) e preamar (PF) juntos.	56
------------------	--	-----------

Capítulo II

Figura 1	Ciclo biogeoquímico do fósforo. Modificado de Carmouze (1994) e Shuur (2006).	67
Figura 2	Variação anual do (PID) no estuário do rio Botafogo (PE).	69
Figura 3	Variação anual do (POD) no estuário do rio Botafogo (PE).	71
Figura 4	Variação anual do (PTD) no estuário do rio Botafogo (PE).	74
Figura 5	Variação anual do (PT) no estuário do rio Botafogo (PE).	76
Figura 6	Variação anual do (PTP) no estuário do rio Botafogo (PE).	77
Figura 7	Gráfico dos pesos nas variáveis nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e dos parâmetros ambientais.	79
Figura 8	Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e dos parâmetros ambientais entre os períodos seco(S) e chuvoso(C).	80
Figura 9	Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e do sedimento dos parâmetros ambientais.	81

CAPÍTULO I

- Tabela 1** Valores para descrever os sistemas segundo o TRIX **26**
- Tabela 2** Estatística descritiva com mínima e máxima, média geral e desvio padrão dos parâmetros observados durante o período de estudo no estuário do rio Botafogo em cada ponto de coleta (PE). **28**
- Tabela 3** Fatores da análise dos componentes principais para o rio Botafogo. **53**

Capítulo II

- Tabela 1** Formas do nutriente, abreviações e método **68**
- Tabela 2** Variação nas concentrações de fósforo (PID) em alguns estuários. **71**
- Tabela 3** Pesos e variância explicada pelas três primeiras componentes principais da análise entre as frações de fósforo e os parâmetros ambientais. **78**

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

HIDROLOGIA

(E1)	PONTO DE COLETA 1
(E2)	PONTO DE COLETA 2
(E3)	PONTO DE COLETA 3
BM	BAIXA-MAR
BMF	BAIXA-MAR FUNDO
BMS	BAIXA-MAR SUPERFÍCIE
ND	NÃO DETECTADO
NID	NITROGÊNIO INORGÂNICO DISSOLVIDO
OD	OXIGÊNIO DISSOLVIDO
PA	FÓSFORO APATÍTICO
PID	FÓSFORO INORGÂNICO DISSOLVIDO
PINA	FÓSFORO INORGÂNICO NÃO APATÍTICO
PM	PREAMAR
PMF	PREAMAR FUNDO
PMS	PREAMAR SUPERFÍCIE
PO	FÓSFORO ORGÂNICO
POD	FÓSFORO ORGÂNICO DISSOLVIDO
PT	FÓSFORO TOTAL
PTD	FÓSFORO TOTAL DISSOLVIDO
PTP	FÓSFORO PARTICULADO TOTAL
PRS	FÓSFORO REATIVO SOLÚVEL

ANÁLISE MULTIVARIADA

ACP	ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS
PC1	PRIMEIRA COMPONENTE
PC2	SEGUNDA COMPONENTE

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
CAPITULO I – CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO E ÍNDICE TRÓFICO	19
1. INTRODUÇÃO	19
2. METODOLOGIA	20
2.1 Descrição de Área	20
2.1.1 O ecossistema estuarino	21
2.1.2 Sedimentação	22
2.2 Metodologia de Coleta	22
Parâmetros Abióticos	22
2.2.1 Pluviometria	24
2.2.2 Profundidade	24
2.2.3 Transparência da água	24
2.2.4 Temperatura	24
2.2.5 Salinidade	24
2.2.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)	24
2.2.7 Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação de oxigênio dissolvido	24
2.2.8 Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO ₅)	25
2.2.9 Nutrientes Dissolvidos	25
2.2.10 Relação N:P	25
2.2.11 Material em Suspensão	25
2.2.12 Índice do Estado Trófico	25
2.3 Parâmetro Biótico	26
2.3.1 Clorofila <i>a</i>	26
2.4 Tratamento Estatístico dos Dados	26
2.5 Normatizações do Texto	27
3. RESULTADOS E DISCUSÃO	28
3.1 Parâmetros Hidrológicos	28

3.1.1 Precipitação Pluviométrica	28
3.1.2 Temperatura da água	28
3.1.3 Transparência da água	30
3.1.4 Salinidade	31
3.1.5 Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação de oxigênio dissolvido	33
3.1.6 Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO)	35
3.1.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)	37
3.1.8 Material em Suspensão	38
3.2 Nutrientes Dissolvidos	39
3.2.1 Amônia	40
3.2.2 Nitrito	42
3.2.3 Nitrato	43
3.2.4 Fósforo	45
3.2.5 Relação N:P	47
3.2.6 Silicato	48
3.3 Parâmetro Biótico	49
3.3.1 Clorofila <i>a</i>	49
3.4 Índice do Estado Trófico	51
3.5 Análise de Componentes Principais	52
3.5.1 Análise dos Escores	53
4. CONCLUSÕES	58
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
CAPITULO II – COMPONENTES DO FÓSFORO NA COLUNA DA	65
ÁGUA NO ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO	
1. INTRODUÇÃO.	65
2. METODOLOGIA	68
2.1 Compostos Fosfatados	68
2.2 Tratamento dos Dados	68
3. RESULTADOS E DISCUSÃO	68
3.1 Fósforo Inorgânico Dissolvido	68
3.2 Fósforo Orgânico Dissolvido	71
3.3 Fósforo Total Dissolvido	73
3.4 Fósforo Total	74

3.5 Fósforo Total Particulado	77
4. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	78
5. CONCLUSÕES	84
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
ANEXOS	91

Os ecossistemas estuarinos são sistemas abertos, nos quais há um fluxo constante de matéria e energia. São zonas de transição entre a rede hidrográfica continental e o ambiente marinho, comuns em regiões de planície costeira e costas protegidas, ocorrendo em todas as regiões do globo (GONZALEZ *et al.*, 2006). A hidrodinâmica do estuário condiciona a distribuição e o transporte de vários constituintes dissolvidos e particulados, tais como matéria orgânica, nutrientes, entre outros.

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). Além disso, os estuários desempenham funções importantes e bem reconhecidas como filtro biológico (na retenção de materiais) e área de reprodução, berçário e desenvolvimento para muitas espécies (PELLENS, 1997; CHAVES & BOUCHEREAU, 2000; BERLINSKI *et al.*, 2006). Diversas variáveis ambientais apresentam mudanças gradativas desde o mar até o interior do estuário, tais como: a turbidez da água, salinidade, composição química da coluna d'água, incluindo a mudança na quantidade e tipos de nutrientes dissolvidos, na quantidade de oxigênio e outros gases dissolvidos, no pH e na composição dos sedimentos.

Um dos principais impactos observados em regiões estuarinas está relacionado ao processo de eutrofização, que é o crescimento intensificado das populações fitoplanctônicas em decorrência do aumento do aporte de nutrientes como nitrogênio e fósforo, sendo que a principal via de entrada de nutrientes nestes ambientes é através do aporte fluvial. A eutrofização resulta em modificação das condições ambientais através do crescimento excessivo de algas, da redução dos níveis de oxigênio dissolvido, podendo comprometer a qualidade das águas (CLOERN, 2001 ; PEREIRA FILHO *et al.*, 2003).

Nos últimos trinta anos, houve significativos avanços no conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais. De acordo com Tundisi (2000), algumas mudanças conceituais importantes ocorreram neste período. Os corpos hídricos são ecossistemas complexos – requerendo a integração de diferentes áreas do conhecimento – e gerenciamento mais eficiente, deve enfatizar a preservação das fontes de abastecimento e das reservas naturais de recursos hídricos.

Um dos mais importantes estuários que se interligam com o Canal de Santa Cruz é formado pelo rio Botafogo, que recebe despejos antrópicos em todo o seu trajeto, apesar de já ter sido bastante estudado nas últimas décadas pode-se destacar os trabalhos de Silva, (1970), que estudou os viveiros de peixes existentes na Ilha de Itamaracá, evidenciando a hidrologia, vegetação, e a biologia das espécies cultivadas; Cavalcanti, (1976) estudou os parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos do Canal de Santa Cruz; Macedo & Costa, (1978), avaliaram as condições hidrológicas do Canal de Santa Cruz; Cavalcanti *et al.*, (1981), realizaram estudos sobre a caracterização ecológica da região de Itamaracá; Flores Montes, (1997), estudou a variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no Canal de Santa Cruz; e Melo (2007) que estudou os nutrientes dissolvidos e a biomassa primária no estuário do rio Botafogo.

Quanto ao nível de poluição hídrica: Wallner *et al.*, (1988) que realizaram estudos pela Companhia Estadual de Tratamento de Esgotos (CETESB), e pela Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH), e Meyer, (1996).

O projeto financiado pelo CNPq "Análise da Qualidade Ambiental na Região Estuarina do Canal de Santa Cruz - PE: Determinação do Nível de Poluição e Índice Trófico" estudou o estuário do rio Botafogo e do rio Carrapicho, na área de influência do Canal de Santa Cruz e teve como objetivo principal analisar a qualidade ambiental das águas estuarinas, no (rio Botafogo), considerado poluído e outro controle (rio Carrapicho), na área de influência do Canal de Santa Cruz –PE. Foi determinado as condições hidrológicas nos estuários referidos, registrando a variação da salinidade, temperatura, transparência da água, o nível de poluição, realizando a quantificação de metais pesados em ostras e peixes, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nível de saturação de oxigênio dissolvido, pH e material em suspensão. O índice trófico, através da determinação dos principais nutrientes dissolvidos (amônia, nitrato, fósforo, silicato, fósforo total, nitrogênio total), da relação N: P, das populações do fito e zooplâncton, do teor de clorofila *a*, da matéria orgânica e carbonatos em sedimentos.

O presente trabalho de dissertação esteve inserido no referido projeto e realizou o estudo das características físicas e químicas do estuário do rio Botafogo, devido a sua importância no contexto da dinâmica desta área e a necessidade constante de monitoramento e ampliação no enfoque científico.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo principal do presente trabalho consistiu em avaliar as condições atuais da qualidade da água do estuário do rio Botafogo (PE).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar os parâmetros abióticos: pH, oxigênio dissolvido e sua taxa de saturação, temperatura, salinidade, transparência da água, material particulado em suspensão, os nutrientes dissolvidos (fósforo, amônia, nitrito e nitrato e silicato) e clorofila *a*, nos diferentes estágios de maré, baixa-mar e preamar.
2. Analisar a correlação entre os parâmetros hidrológicos (através de uma Análise de Componentes Principais) e determinar as condições químicas atuais do estuário do rio Botafogo).
3. Calcular o índice trófico, através da determinação do nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total, do teor de clorofila *a* e o percentual de saturação do oxigênio.
4. Determinar a distribuição do fósforo na coluna de água, através dos resultados do fósforo inorgânico dissolvido, fósforo orgânico dissolvido, fósforo total dissolvido, fósforo total e fósforo particulado total.
5. Correlacionar todos os componentes do fósforo com a os parâmetros abióticos e clorofila-*a*, para identificar quais parâmetros influenciam seu comportamento dentro do ciclo, através de uma Análise de Componentes Principais.

3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERLINSKI, N.; BOGATOVA, Y.; GARKAVAYA, G. (2006). Estuary of Danube. **Handbook of Environmental Chemistry**. Vol 5: 233-264.

CAVALCANTI, L. B. **Caracterização do canal de Santa Cruz (Pernambuco – Brasil) em função dos parâmetros físicoquímicos e pigmentos fotosintéticos**. 1976. 115f. Tese (Livre Docência) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1976.

_____; MACEDO, S. J.; PASSAVANTE, J. Z. O. Estudo Ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco-Brasil. XXI. Caracterização do Canal de Santa Cruz em Função dos Parâmetros Físico-Químicos e Pigmentos Fotossintéticos. **Trab. Oceanográficos Universidade Federal de PE**. Recife, v. 16, p. 157-216, 1981.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Estudo de mercúrio nas águas e estuário do rio Botafogo: estudo preliminar. São Paulo, 1981. 39 p.

CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J.-L. (2000). Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. **Oceanologica Acta**. (3):273-280.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, 210 : p. 223 – 253, 2001.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO AMBIENTAL E DE ADMINISTRAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (CPRH). Estudo para controle ambiental nas áreas estuarinas de Pernambuco: Canal de Santa Cruz. Recife: PER-CONDEPE. 1982. 133p.

FLORES MONTES, M. J. **Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE**. 1996. Dissertação (Mestrado) Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 197 p., 1996.

GONZALEZ, J.-L.; THOUVENIN, B.; DANGE, C.; CHIFFOLEAU, J.-F.; BOUTIER, B. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation on Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmium Example. **Handbook of Environmental Chemistry**. Vol 5: 265-301. 2006.

MACEDO S.J.; COSTA, K. M. P. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. Condições hidrológicas do estuário do Rio Botafogo. **Ciência e Cultura**. São Paulo, v.30, n.7, 368p, 1978.

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

MEYER, U., **On the Fate of Mercury in the Northeastern Brazilian Mangrove System, Canal de Santa Cruz, Pernambuco**. Bremen: Zentrum für Marine Tropenökologie. 1996.

PELLENS, I. C. (1997). **Dinâmica de nutrientes inorgânicos no estuário do Rio Itajaí-Açu/SC**. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Faculdade de Ciências do Mar – Universidade do Vale do Itajaí. Itajaí. 90 p.

PEREIRA-FILHO, J.; SPILLERE, L. C.; SCHETTINI, C. A. F. Dinâmica de nutrientes na região portuária do Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **Atlântica**, Rio Grande, 25:11-20, 2003. Rocha, 2000.

SANT'ANNA JR.; N.; COSTA, M. AKAGI, H. Níveis de mercúrio total e metilmercúrio no cabelo de uma população costeira e peixes do nordeste do Brasil. In:ESPINDOLA, E. L. G. *et al* (Eds) **Ecotoxicologia: perspectiva para o século XXI**. São Carlos: Rima, 2000.

SILVA, O. C. da. COELHO, P. A. Estudos das pescarias dos botes a vela da praia do Pina (Recife-Brasil). **Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE**. Recife, p.305-316, 1970.

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.

TUNDISI, J. G. Limnologia e gerenciamento integrado de recursos hídricos: avanços conceituais e metodológicos. **Ciência & Ambiente**, v.21. p. 9-20, 2000.

CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO E ÍNDICE TRÓFICO

1. INTRODUÇÃO

Estuários são corpos de água costeiros semifechados, com uma livre ligação com o oceano aberto, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água oriunda da drenagem continental. Estes ambientes apresentam elevada importância biológica e sócio-econômica, alta taxa de produtividade primária e biomassa tanto dos produtores primários como dos consumidores (PRITCHARD, 1955 *apud* KRÜGER *et al.*, 2003).

Por serem ambientes amplamente dinâmicos, estão sujeitos a uma grande variação nos parâmetros físico-químicos, e compreendem espécies fisiologicamente versáteis, com grande capacidade de adaptação a contínua mistura d'águas, diferentes tempos de residência e aporte de nutrientes de fontes diversas.

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. 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, tais como: o oxigênio dissolvido, pH, material particulado em suspensão, compartimento sedimentar, a concentração de clorofila *a*.

Os nutrientes são definidos como aqueles elementos que estão funcionalmente envolvidos no processo de vida dos organismos, estão dissolvidos na água e são considerados limitantes da produção primária, entre os quais mais essenciais são: nitrogênio, fósforo e silício (CHESTER & RILEY, 1989). Quando ocorre a depleção de nutrientes nos fluxos fluviais, especialmente do 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 (ESTEVES, 1998).

O rio Botafogo compreende uma zona estuarina que é uma feição situada em uma estreita faixa entre o continente e o mar. Apresenta elevada transitoriedade em suas condições ambientais, onde é possível constatar alta 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; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Desta maneira, para um maior aprofundamento na fertilidade e condições químicas do estuário do rio Botafogo, o presente trabalho avaliou a distribuição dos nutrientes na água, verificando a dependência desta distribuição na variabilidade hidroquímica, determinando seu estado trófico, e as condições atuais deste estuário.

2. METODOLOGIA

2.1 Descrição da Área

O rio Botafogo (Figura 1), que está localizado ao norte do Canal de Santa Cruz, em Itamaracá, Pernambuco, Brasil (07°42'50"S e 34°52'10"W), tem uma bacia de 280 km² e está inserido no município de Itapissuma. O rio nasce no município de Araçoiaba (PE) e recebe como principais afluentes pela margem esquerda, rio Pilão, rio Cumbe, Guandu, Jardim, Itapirema, Arataca, e pela margem direita, o rio Itapicuru e Catucá, sendo este último seu maior fornecedor, que percorre aproximadamente 50 km (SILVA, 2004). A jusante desse reservatório, utilizado para abastecimento público da Região Metropolitana do Recife, o curso assume sentido nordeste até a desembocadura no canal de Santa Cruz. Nesse trecho, exibe várzeas relativamente largas, margeadas por sedimentos da Formação Barreiras, e permeia sobre arenitos da Formação Beberibe nas proximidades da sua foz (MACEDO; MELO; COSTA, 1982).

O clima é quente - úmido, com temperatura anual de 24°C, umidade em torno de 80% e ventos predominantes de sudeste.

A atividade econômica predominante na bacia hidrográfica do rio Botafogo é a cultura de cana de açúcar, praticada pela usina São José, existindo ainda outras indústrias instaladas próximas ao rio Botafogo: a Companhia Agro-Industrial de Igarassu – CAII (antiga Inagro) e a Nordesclor, pertencente ao mesmo grupo da CAII, que atualmente modificou sua razão social para Arch Química do Brasil Ltda (CPRH, 2005). O trecho do rio Arataca, próximo à sua confluência com o Botafogo, abriga pequenos projetos de aquicultura (cultivo de ostras), havendo perspectiva de ampliação

dessa atividade. No segmento final do estuário, dois grandes projetos de carcinicultura se encontram em atividade: a Maricultura Netuno (Engenho Porto e Salina, no município de Itapissuma) e, na margem esquerda (município de Goiana), a Atapuz Aqüicultura (MEDEIROS, 2008). (Figura 1).

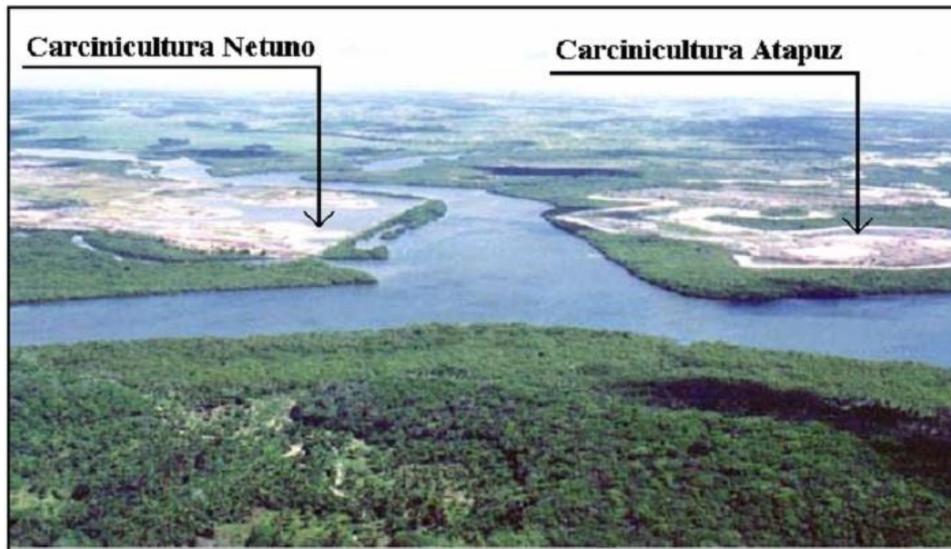


Figura 1. Projetos de carcinicultura a desembocadura do rio Botafogo no Canal de Santa Cruz. (Fonte: CPRH, 2003)

Nesta bacia de drenagem localizam-se alguns núcleos urbanos de pequeno porte: a cidade de Araçoiaba e a Vila de Três Ladeiras, além de três povoados (Chã de Sapé, Vila Araripe e Vila Botafogo). A carga de poluentes antrópicos na bacia é bem importante, advinda principalmente das unidades fabris ali localizadas, de biocidas e fertilizantes utilizados nas atividades agrícolas locais, e subsidiariamente de resíduos domésticos escoados por esgotos dos pequenos núcleos populacionais existentes na bacia. O estuário do rio Botafogo, assim como os demais estuários do Estado, vem sofrendo impactos antrópicos ao longo de sua extensão como resíduos industriais e de empreendimentos agrícolas e esgoto doméstico (ANDRADE, 1958) e (LIRA, 1975).

2.1.1 O ecossistema estuarino

Os manguezais ocupam uma área aproximada de 36 km², abrigando uma vegetação de mangue, composta essencialmente de três espécies (SHULER *et al.*, 2000): *Rizophora mangle* (mangue vermelho), *Avicennia shaueriana* (mangue preto) e *Laguncularia racemosa* (mangue branco). Prados de fanerógamas marinhas e várias

espécies de algas bentônicas e planctônicas proporcionam uma elevada produtividade biológica na área costeira associada (ESKINAZI-LEÇA & BARROS, 2000).

A diversificada biota no estuário, tendo os manguezais como berçário natural para peixes, moluscos, etc., inclui áreas de nidificação de aves, além de organismos que compõem o plâncton estuarino e uma espécie de peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), ameaçada de extinção (ESKINAZI-LEÇA; BARROS, 2000 e MELLO; TENÓRIO, 2000).

Na área estuarina, que abrange o baixo curso do rio Botafogo e o canal de Santa Cruz, são desenvolvidas atividades pesqueiras e carcinicultura, e 8 das 144 espécies de moluscos aí existentes são pescadas artesanalmente e comercializadas. Essa região é a principal fornecedora de frutos do mar (ostra, sururu, marisco, peixe, camarão) para a Região Metropolitana do Recife (CPRH, 2000). Nela, o município de Itapissuma é considerado o maior produtor de pescado do estado de Pernambuco, com uma produção anual de 1.660 t, representando 34,2 % do total produzido (LIMA & QUINAMO, 2000).

Os vários compartimentos ambientais desse sistema estuarino encontram-se impactados não só pelas atividades econômicas, mas também pelo elevado crescimento populacional, a ocupação não planejada do solo e pelo crescimento da atividade turística.

2.1.2 A sedimentação

O rio Botafogo é constituído principalmente por sedimentos finos, compostos por cerca de 80% de silte-argila (0,062mm), indicando um local de menor energia hidrodinâmica, propícia para o assentamento das partículas finas do sedimento. (GASPAR, 2009)

2.2 Metodologia de coleta

As coletas abióticas e biológicas (Clorofila - *a*) foram realizadas mensalmente de abril 2007 a março 2008, durante a maré de sizígia, na baixa-mar e preamar, e na superfície e fundo (quando a profundidade assim o permitiu), em três pontos fixos no rio Botafogo. Devido à profundidade menor que 1m e a impossibilidade de utilização de

equipamentos que efetuassem coletas *in situ*, as medições desses parâmetros para essa profundidade não foram realizadas (Fig. 2).

As amostras para análises dos parâmetros hidrológicos e da biomassa fitoplanctônica foram obtidas, através de uma garrafa de Nansen. Os parâmetros hidrológicos foram coletados e armazenados em garrafas de polietileno de 500 ml, resfriadas até a chegada ao laboratório onde foram devidamente congeladas a -20°C em freezer. As amostras para nutrientes dissolvidos foram filtradas através de filtros GFC de $0,45\mu\text{m}$ de porosidade e analisadas no Laboratório de Oceanografia Química do Departamento de Oceanografia da UFPE e a biomassa fitoplanctônica no Laboratório de Produção Primária do mesmo departamento.

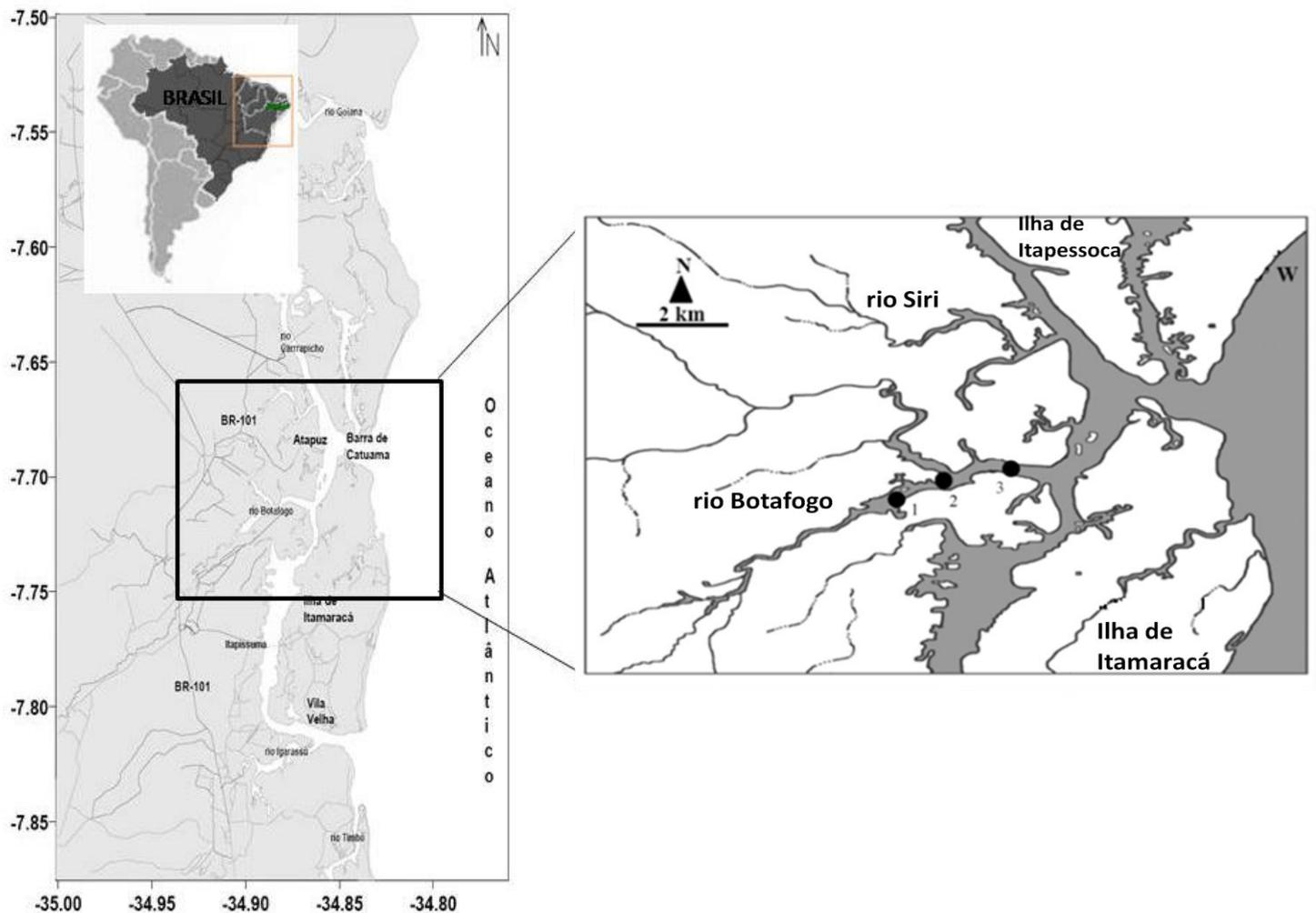


Fig.2 - Localização dos pontos de coleta. Mapa adaptado de Lacerda et al. (2004).

Foram determinados os seguintes parâmetros:

2.2.1 Pluviometria

A pluviometria local foi obtida através do INMET– MA (Instituto Nacional de Meteorologia – Ministério da Agricultura) fornecidos pela Estação Meteorológica do Curado, PE, localizada em 8°03'S - 34°55'W, à altitude de 6,9m.

2.2.2 Profundidade

A profundidade local foi determinada através de uma ecossonda digital, da marca LCD.

2.2.3 Transparência da água

A transparência da água foi determinada através da profundidade do disco de Secchi (m), preso a um cabo graduado em centímetros, no horário entre as 10h e 16h.

2.2.4 Temperatura

Os dados de temperatura da água foram obtidos através de um termômetro de mercúrio, com escala entre -10 e 60°C e precisão de 0,1°C.

2.2.5 Salinidade

A salinidade foi obtida através do método de Mohr-Knudsen, descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972).

2.2.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH foi medido através do pH-metro HANNA 8417, com precisão de $\pm 0,01$.

2.2.7 Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação de oxigênio dissolvido

O teor de oxigênio dissolvido foi medido através do método de Winkler, descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972).

A taxa de saturação do oxigênio dissolvido foi obtida posteriormente, utilizando-se a International Oceanographic Tables (UNESCO, 1973), correlacionando-se os valores de temperatura e salinidade.

2.2.8 Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO₅)

A (DBO₅) foi medida, através do método descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1995), utilizando-se uma incubadora a uma temperatura em torno de 20°, durante cinco dias.

2.2.9 Nutrientes Dissolvidos

Os nutrientes Amônia-N, Nitrito-N, Nitrato-N, Fosfato-P foram analisados através de métodos espectrofotométricos, utilizando as técnicas descritas por Strickland & Parsons (1972) e o Silicato-Si ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) por Grasshoff *et al.*, (1983).

2.2.10 Relação N:P

A relação N:P utilizada, foi a partir das concentrações do nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo descrita por REDFIELD (1934).

2.2.11 Material em Suspensão

O material em suspensão foi medido através do método gravimétrico descrito por BAUMGARTEN *et al.*, (1996).

2.2.12 Índice do Estado Trófico

Para a caracterização do atual estado trófico do sistema estuarino e que pudesse indicar as condições de qualidade da água, foi utilizado um índice multivariado chamado, Índice de Estado Trófico - TRIx (VOLLENWEIDER *et al.*, 1998).

O Índice TRIx utiliza uma metodologia portada para apenas quatro parâmetros: concentração de clorofila *a*, oxigênio dissolvido (%), concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido e concentração total de fósforo.

A fórmula utilizada foi a seguinte:

$$\text{TRIX} = (\log_{10} (\text{Cl } a \times \text{OD}\% \times \text{NID} \times \text{PRS}) + k) / m$$

Onde:

a) Fatores que são a expressão direta da produtividade:

Cl *a* = concentração de clorofila *a*, em $\mu\text{g l}^{-1}$;

OD% = valor absoluto da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido;

b) NID = nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato – NO₃, nitrito – NO₂, amônia – NH₄), em $\mu\text{g l}^{-1}$;

PRS = fósforo reativo solúvel (total), em $\mu\text{g l}^{-1}$.

As constantes $k = 1,5$ e $m = 1,2$ são valores de escalas introduzidos para ajustar o valor limite mais baixo do índice e a extensão da escala trófica relacionada, de 0 a 10 unidades TRIX.

Tabela 1. Valores para descrever os sistemas segundo o TRIX:

Escala TRIX	Estado da qualidade da água	Características da água
0-4	Alta	Nível trófico baixo
4-5	Boa	Nível trófico médio
5-6	Mal	Nível trófico alto
6-10	Pobre	Nível trófico elevado

2.3 Parâmetro Biótico

2.3.1 Clorofila *a*

A biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) foi determinada pela análise espectrofotométrica da UNESCO (1996), também descrito por Strickland & Parsons (1972). Os teores de clorofila-*a*, expressos em mg.m^{-3}

2.4 Tratamento Estatístico dos Dados

O tratamento dos dados foi realizado com a aplicação da estatística descritiva (mínimo, máximo, média, desvio-padrão e número de amostras = n), e Análise de Componentes Principais (ACP).

A Análise de Componentes Principais – ACP é um método estatístico que permite reduzir a representação de um grande número de variáveis para um novo conjunto com número mais reduzido destas, que devem representar uma grande fração da variabilidade contida nos dados originais. O objetivo pode ser alcançado quando existem substanciais correlações entre grupos de variáveis. Os elementos destes novos vetores são chamados de componentes principais. Assim, o método objetiva estabelecer um pequeno número de combinações lineares (componentes principais) de um conjunto de variáveis, que retenham um máximo possível da informação contida nas variáveis originais. A primeira componente principal (PC1), ou primeiro autovetor, representa um eixo onde os pontos existentes, representados por um sistema de coordenadas positivas

e negativas, possuem máxima variância, ou seja, estão espalhados de forma máxima. A segunda componente principal, PC2, que é ortogonal a PC1, representa o segundo eixo de maior variância, ou seja, o eixo com máxima quantidade de variância não explicada pelo primeiro autovetor, baseado na matriz de correlação de Pearson, da qual foram extraídos o autovetor e o autovalor dos dois principais componentes.

Todos os cálculos foram feitos utilizando o programa computacional NTSYS (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) da Metagraphics Software Corporation, Califórnia-USA.

2.5 Normatizações do Texto

Para normatização do texto, das citações e referências bibliográficas, foram empregadas as recomendações da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1989a, 1989b, 2000, 2002b).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores mínimos e máximos, as médias gerais dos parâmetros analisados para todo o período de estudo, com seus respectivos desvios padrões, são apresentados na (Tabela 2).

Tabela 2: Estatística descritiva com mínima e máxima, média geral e desvio padrão dos parâmetros observados durante o período de estudo no estuário do rio Botafogo (PE).

	T°C n=129	Sal. n=137	OD n=137 ml.L ⁻¹	DBO n=137 mg.L ⁻¹	pH n=137	MPS n=137 mg.L ⁻¹	NH ₃ n= 137 μmol.L ⁻¹	NO ₂ n=137 μmol.L ⁻¹	NO ₃ n=137 μmol.L ⁻¹	PO ₄ n=137 μmol.L ⁻¹	SiO ₂ n=137 μmol.L ⁻¹	Cl-a n=72 mg.m ⁻³
Média	27.44	26.95	4.09	1.69	8.14	41.67	0.10	0.10	3.32	0.51	42.11	13.05
DP	±2.38	±7.82	±0.96	±1.32	±0.35	±29.31	±0.33	±0.13	±5.09	±0.36	±39.02	±9.24
Min	19.00	4.73	1.77	0.01	6.92	2.00	0.00	0.00	0.02	0.00	1.57	2.15
Max	31.10	37.94	6.50	7.34	8.83	177.80	2.89	0.67	34.94	1.74	221.12	59.75

3.1 PARÂMETROS HIDROLÓGICOS

3.1.1 Precipitação Pluviométrica (mm)

Os dados de precipitação pluviométrica registrados durante o período estudado mostraram valor máximo de 390 mm no mês de junho, correspondendo ao período chuvoso e o mínimo 30 mm no mês de outubro em 2007, correspondendo ao período de estiagem (Anexo 1).

No ano de 2008 os meses de coleta, janeiro, fevereiro e março apresentaram 90, 30 e 380 mm respectivamente (Anexo 2).

Os índices pluviométricos determinaram um padrão típico de distribuição em regiões tropicais com dois períodos sazonais definidos (chuvoso e de estiagem).

3.1.2 Temperatura da água (°C)

Analisando a distribuição temporal da temperatura, observou-se uma discreta sazonalidade na região, apresentada para os meses de outubro a dezembro/2007 as maiores temperaturas, e nos meses de junho a agosto as menores, podendo caracterizar estes períodos como de estiagem e chuvoso respectivamente (Figura 3).

A distribuição espacial da temperatura não apresentou variações entre os pontos de coleta. Este fato deve-se ao curto tempo de coleta entre um ponto e o outro, favorecendo a baixa variabilidade desta variável.

Em relação à coluna d'água, os perfis de temperatura do ponto (E1) apresentaram homogeneidade térmica com mínimo de 20,50°C a 31,10 °C, sendo registradas variações superfície - fundo de até 0,7°C. Ressaltando o único ponto (E2) que apresentou o mínimo de temperatura de 19,0° em janeiro no fundo, resultando entre superfície e fundo na preamar a maior variação que foi de 2,5°C, durante o período estiagem. Neste mesmo período, foram registradas pequenas diferenças de temperatura para este ponto de coleta, com uma variação mínima de 1° entre superfície-fundo.

O mesmo padrão de comportamento foi observado para o ponto (E3). Registrando temperaturas com mínimo de 21,50°C a 30,50°C. A variação entre a camada de superfície-fundo também foi de 1° C no mês de abril/2007.

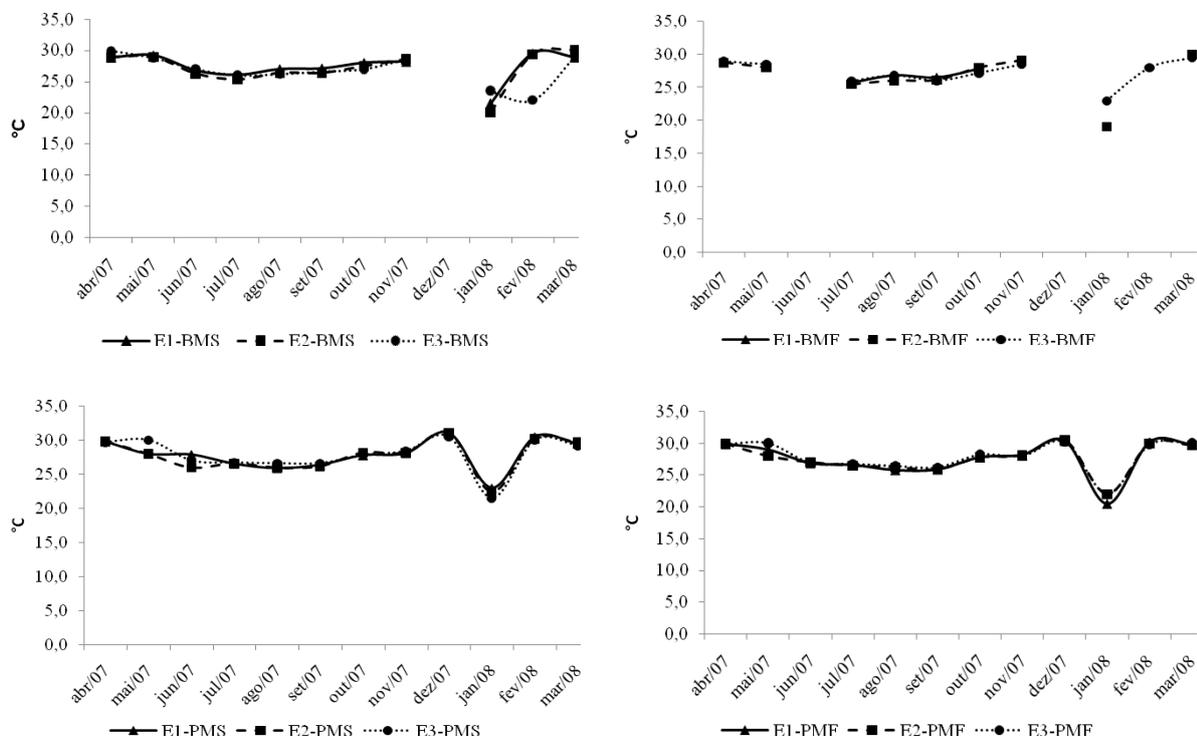


Figura 3.Variação anual da temperatura no estuário do rio Botafogo (PE).

A temperatura é um fator ambiental crítico, pois suas variações causam efeito sobre o metabolismo dos organismos, influenciando os processos fotossintéticos, crescimento de microorganismos e a decomposição da matéria orgânica (KAYOMBO *et al.*, 2000).

A pequena variação da temperatura da água nos pontos de coleta era esperada para ambientes tropicais, onde há intensa radiação solar incidindo sobre a camada superficial da água ao longo do dia. Segundo Brigante e Espínola (2003) as variações de

temperatura em ambientes aquáticos são consequência do regime climático local e das variações sazonais e diurnas.

A redução dos valores da temperatura no mês de janeiro, mesmo sendo um mês característico do período de estiagem, foi devida as coletas serem antecedidas por chuvas torrenciais (observação pessoal).

3.1.3 Transparência da Água

As profundidades dos pontos de coleta assim como as medidas de transparência da água ao longo do ano estão apresentadas na figura 4.

No ponto (E1) a profundidade variou de 0,7m a 5,3m, enquanto que no (E2) a variação foi de 3,7m a 8,7m e no (E3) de 2,9m a 6,0m.

A profundidade do desaparecimento do disco de Secchi variou de 0,30m na baixa-mar a 1,75m na preamar, no ponto (E1). No ponto (E2) variou de 0,45 a 2,40m em junho na baixa-mar e janeiro na preamar respectivamente. No ponto (E3) variou de 0,80m em outubro a 2,10 m em março ambas na preamar.

Nos pontos de coleta observa-se claramente o aumento da transparência com a variação sazonal. Isso porque no período chuvoso, o rio transporta maior quantidade de material em suspensão, resultando em menor transparência da água. No período de estiagem há menor carreamento de partículas na água, resultando em maior transparência.

A redução da transparência em ambientes estuarinos está relacionada ao ciclo de maré (OLIVEIRA, 1995), como também é influenciada por regime de ventos e índice pluviométrico. Pois a geração da corrente de maré, muitas vezes em sentido contrário ao fluxo do rio, causa o revolvimento do sedimento de fundo e o aumento de partículas em suspensão, com a consequente redução da transparência.

Este comportamento foi observado nos pontos de coleta quando as profundidades do disco de Secchi foram crescentes durante a fase de preamar e decrescente durante a baixa-mar na maior parte dos meses amostrados, sugerindo uma possível influencia da maré neste local. Fato bem evidente no (E1) nos meses correspondendo ao período de estiagem (Figura 4).

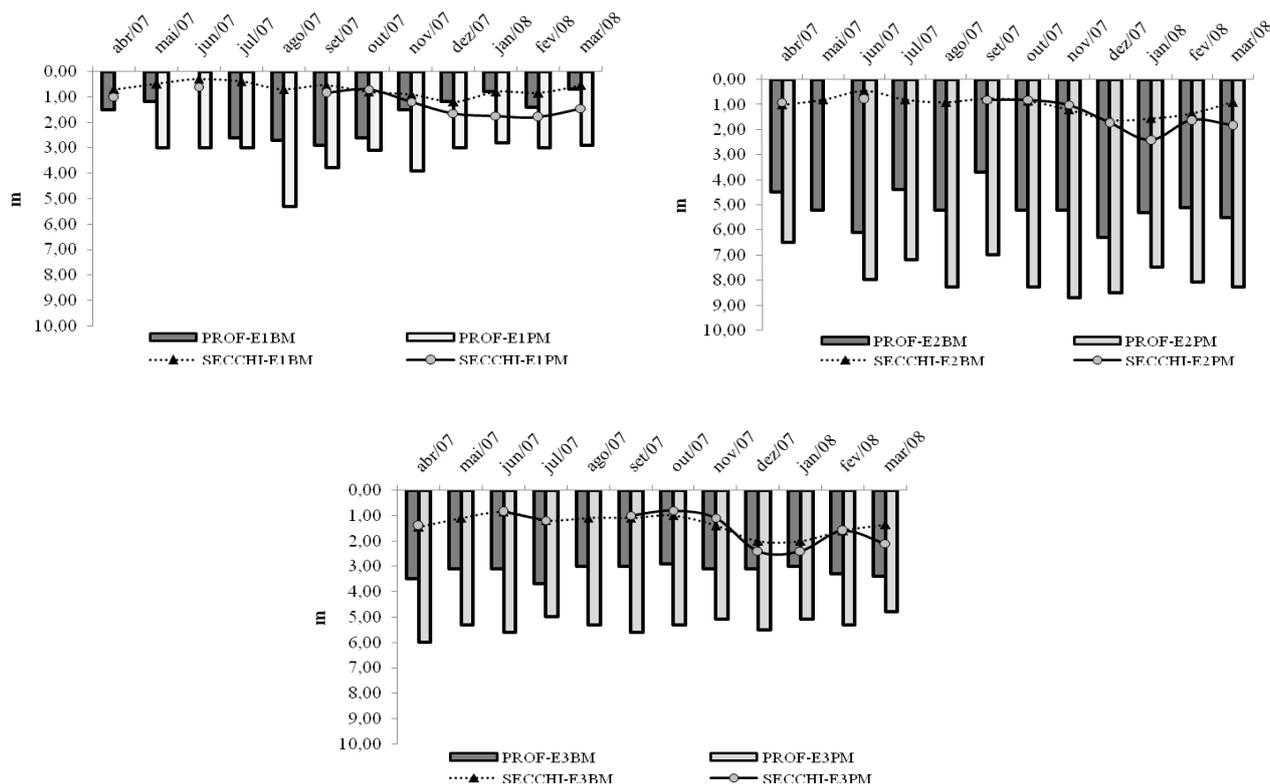


Figura 4: Variação anual da coluna e perfil de variação do disco de Secchi no estuário do rio Botafogo (PE).

3.1.4 Salinidade

A distribuição espacial da salinidade foi influenciada pela água marinha, com o ponto (E1) apresentando as menores concentrações, variando de 4,73 a 34,96. O ponto (E2) apresentou valores variando de 5,31 a 36,31 de salinidade. Este ponto foi o que apresentou a maior variação superfície-fundo, chegando a 14,0 de salinidade em agosto/07 na baixa-mar. O ponto (E3) apresentou as maiores concentrações, com variações de 15,67 em junho a 37,94 em março/08, indicando a maior influência da água marinha, a variação superfície-fundo neste ponto foi de 7,59 de salinidade. (Figura. 5).

A variação sazonal apresentou valores mais elevados no período de estiagem, variou de 9,69 em janeiro/2008 a 36,88 em fevereiro/2007. No período chuvoso a variação foi de 4,73 em julho a 37,94 em março/2008. No período de estiagem, foi observada uma pequena amplitude com relação às camadas superfície-fundo, com valores mais elevados na camada profunda. Essa amplitude foi mais acentuada no período chuvoso. As concentrações mais elevadas foram registradas na preamar.

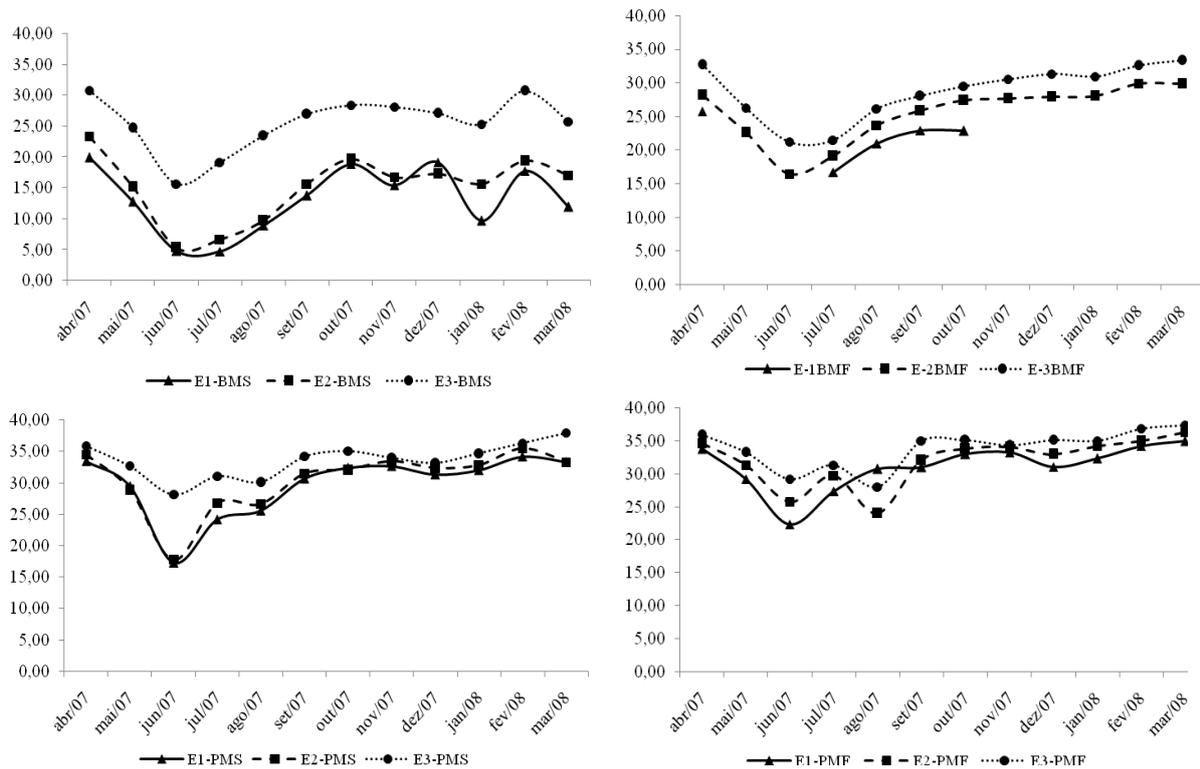


Figura 5: Variação anual da salinidade no estuário do rio Botafogo (PE).

No presente estudo, a salinidade foi o único fator que apresentou nítida variação sazonal com valores mais baixos durante o período de maior precipitação pluviométrica.

Nas regiões estuarinas tropicais, um dos principais parâmetros hidrológico, é a salinidade, que condiciona a distribuição das espécies (CAVALCANTI, 1976), uma vez que a temperatura tem pouca amplitude de variação, e a irradiação solar é de grande intensidade durante grande parte do período anual (PASSAVANTE, 1989).

Estudando a região estuarina do Canal de Santa Cruz, FLORES MONTES (1996), registrou um comportamento conservativo com relação a salinidade, caracterizando apenas diluição dentro do sistema, o que permite maior influência na preamar e menor influência na baixa-mar, como foi encontrado no presente trabalho.

As salinidades menores que 36 encontradas em grande parte da área de estudo, sugerem a influência da precipitação e do fluxo de água doce no estuário do rio Botafogo. Segundo Costódio (2003), em áreas estuarinas, baixos índice de pluviosidade, tendem a influenciar na vazão do rio, diminuindo o fluxo de água doce, permitindo a entrada de água salgada, pela influência da maré. Em períodos de intensa pluviosidade,

o escoamento da água tende a tornar-se mais forte, deixando as águas superficiais menos salinas.

Chuvvas torrenciais ocorridas na região no mês de junho de 2007, deixando as águas um pouco mais turvas no estuário, contribuíram consideravelmente para a redução da salinidade. Dados pluviométricos mostram valores de precipitação mensal para a estação Recife, no período de janeiro a dezembro de 2007 (Anexo 1).

Os resultados da salinidade obtidos demonstram a presença da cunha salina chegando até o ponto (E1), através do aumento de valores durante a fase de enchente e redução na fase de vazante. Aliado à variação ao longo do ciclo de maré, o aumento da salinidade registrado no fundo, também sugere a intrusão de água salina observada principalmente na preamar.

3.1.5 Oxigênio Dissolvido e Percentual de saturação do oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido apresentou concentrações mais baixas no período chuvoso com um mínimo de $1,77 \text{ ml.L}^{-1}$ e o máximo de $6,50 \text{ ml.L}^{-1}$. No período de estiagem apresentou o valor mínimo de $2,33 \text{ ml.L}^{-1}$ e máximo de $6,05 \text{ ml.L}^{-1}$, porém não apresentou uma sazonalidade definida e sim oscilações ao longo do ano, como observado no mesmo estuário por Macedo *et al.*, (1990), como também no rio Jaguaribe, por Santos *et al.*, (2008).

Em relação à distribuição espacial, observou-se uma variação no ponto de coleta (E1) de $1,77$ a $6,05 \text{ ml.L}^{-1}$, apresentando um gradiente entre superfície-fundo de $2,46 \text{ ml.L}^{-1}$. No ponto de coleta (E2) variou de $2,41$ a $5,98 \text{ ml.L}^{-1}$, com valores mais elevados na superfície. O ponto (E3) apresentou concentrações de $2,11$ a $6,50 \text{ ml.L}^{-1}$ (Figura 6). Assim como nos demais pontos de coleta, os valores mais elevados foram registrados na superfície, de uma maneira geral coincidindo com a preamar, indicando a contribuição das águas marinhas bem oxigenadas sobre os processos que consomem este gás. Os valores mínimos registrados próximo ao fundo nos três pontos de coleta constataram uma condição que reflete o consumo de OD ao longo da coluna d'água, devido às atividades de mineralização da matéria orgânica pelos decompositores e por conta do próprio consumo de oxigênio, via respiração pelas microalgas (KAYOMBO, 2000).

Figueiredo e colaboradores (2006), também correlacionaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido obtidos para o complexo estuarino de Itamaracá (PE) com a maré, corroborando com os resultados deste trabalho. Segundo estes

autores, as variações nos teores de oxigênio dissolvido podem ser provocadas pela turbulência devido às correntes de marés, agitação gerada pelos ventos e descarga fluvial, retirando ou oxigenando toda a coluna d'água.

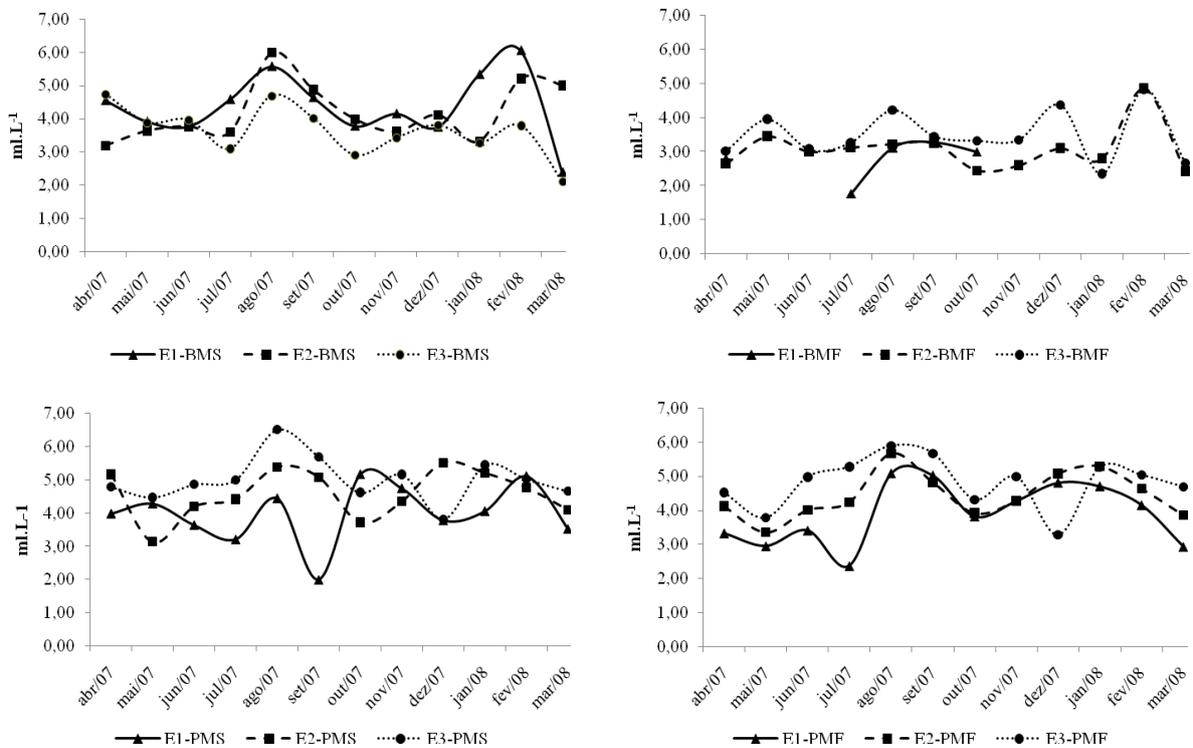


Figura 6. Variação anual do oxigênio no estuário do rio Botafogo (PE).

No ambiente aquático, o teor de oxigênio 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 (SANTOS, 2008).

Macedo & Costa (1978), estabeleceram para ambientes estuarinos do Nordeste do Brasil as seguintes zonas, de acordo com os valores do % OD: (zona supersaturada) - com valores de saturação acima de 100%; (2) zona de saturação – com valores entre 100% e 75% ; (3) zona de baixa saturação – com valores entre 75% e 50% ; (4) zona semi poluída- com valores entre 50% a 25%; (5) zona poluída – com valores abaixo de 25%. A região estuarina do Botafogo apresentou % OD segundo essa classificação proposta, podendo ser considerado como um ambiente de baixa-saturação a supersaturado de oxigênio.

A saturação do oxigênio dissolvido no ponto de coleta (E1) variou de 34,15% (semi-poluído) a 125,56% (supersaturada). Observou-se que as maiores concentrações foram obtidas nas camadas superficiais. No ponto (E2) a variação foi de 50,48% (quase semi-poluído) a 127,14% (supersaturado), no ponto (E3) variou de 45,21% (semi-poluído) a 137,51% (supersaturada), não tendo sido observado um padrão de variação vertical. Geralmente, ambientes eutrofizados em período de estiagem, apresentam alta concentração de oxigênio na superfície e déficit de oxigênio no fundo, em função dos processos biológicos (SILVA, 2007).

A supersaturação de OD (137%) registrada no ponto de coleta (E3), é explicada pela preamar que oxigena a água fluvial, devido a menor concentração de matéria orgânica. A redução da saturação de OD observada no sentido superfície- próximo ao fundo no ponto (E3), pode também ser explicada pela redução de luz nas camadas mais profundas, devido a pouca transparência, o que reduz a fotossíntese, como também, devido o fundo ser composto por lama que é redutora de OD dissolvido.

3.1.6 Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO)

As concentrações da Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) variaram de valores não detectáveis a $7,34 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela1). A variação espacial apresentou no ponto de coleta (E1) a concentração mais baixa na superfície, de $2,98 \text{ mg.L}^{-1}$, mas também registrou valores de $4,38 \text{ mg.L}^{-1}$, na camada próxima ao fundo. No ponto de coleta (E2) foi encontrado o valor mais elevado deste parâmetro de $7,34 \text{ mg.L}^{-1}$, na superfície baixa-mar no período de estiagem, e foi também o que apresentou maior variação entre a superfície - próximo ao fundo de $6,46 \text{ mg.L}^{-1}$. A variação no ponto (E3) foi de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ a $4,31 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o valor mais elevado registrado próximo à camada de fundo. De um modo geral, os resultados apresentaram valores mais elevados na baixa-mar do que na preamar (Figura 7).

Pela distribuição sazonal da área estudada, pode se verificar que a distribuição da DBO apresenta pequenas diferenças. Apresentando oscilações dos valores em todo o período de estudo. Esses valores foram mais elevados nos meses que corresponderam ao período chuvoso, e menor no período de estiagem.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um parâmetro utilizado para medir a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, através da decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável de uma

determinada amostra. Esta análise mede a quantidade de oxigênio consumida na respiração e oxidação da matéria orgânica à temperatura de 20° C em 5 dias. Em termos gerais, o resultado da DBO fornece uma indicação do teor de matéria orgânica biodegradável na amostra.

Baseado na classificação de (STREETER, *apud* LOSADA, 2003), os valores de DBO acima de 7,00 mg.L⁻¹ são indicativos de poluição. Como pode ser observado na figura 6, apenas em janeiro esse valor ultrapassou esse limite, indicando que a área ainda não se encontra em uma situação crítica. Essa concentração não se apresenta muito elevada, a ponto de acarretar uma redução tão significativa na concentração de oxigênio dissolvido e, dessa forma, indicar um índice alto de poluição orgânica.

De acordo com a RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 (2005) que define as classes de água, o estuário do rio Botafogo fica enquadrado na classe 2, na sua maior extensão. Para esta classe, o nível de DBO aceitável é inferior a 5 mg/L, concentrações encontradas no presente trabalho.

Branco (2008), em estudo realizado em Barra das Jangadas, relatou que embora os valores da DBO não tenham sido indicadores de áreas poluídas, sabe-se que o ambiente vem sofrendo uma forte ação antrópica. Estas concentrações estão na mesma faixa dos observados por Melo (2007), tanto no período de estiagem como no chuvoso.

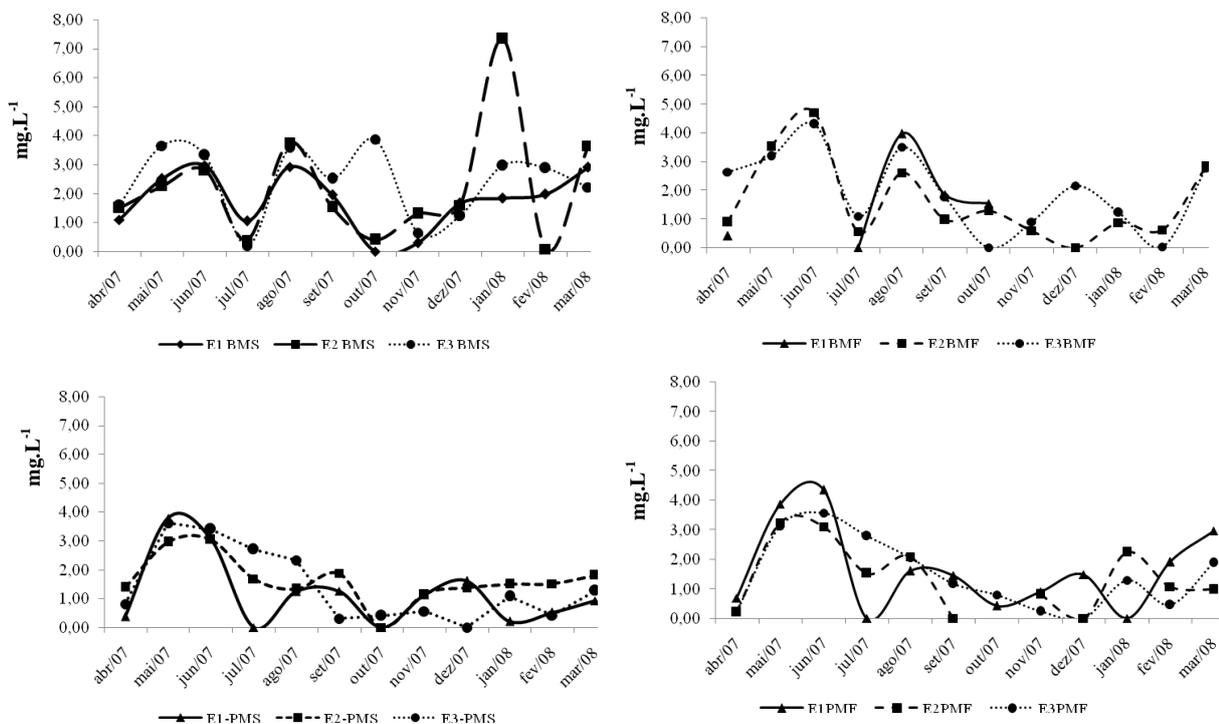


Figura 7. Variação anual da D.B.O. no estuário do rio Botafogo (PE).

3.1.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Quando se realiza estudos sobre balanço iônico da água, existem alguns parâmetros como: sólidos totais, pH e cloretos que podem ser utilizados como indicadores. O parâmetro aqui utilizado como indicador do balanço iônico foi o pH.

No período chuvoso, o estuário do rio Botafogo apresentou um pH mínimo de 6,92 em junho e máximo de 8,77 em agosto, e mínimo de 7,37 em janeiro e máximo de 8,83 em dezembro durante o período de estiagem (Figura 8).

A variação espacial nos pontos estudados apresentou valores de pH superiores a 7,0, exceto para o ponto (E1) no mês de junho, onde registrou-se o menor valor de 6,92 e onde foram observadas flutuações evidentes de valores ao longo do período amostrado. No ponto (E2) os valores de pH registrados variaram de 7,05 a 8,74. No ponto (E3), não foi verificada grandes variações ao longo da coluna d'água, observando-se uma variação mínima de 1,05, entre os valores de 7,78 a 8,83.

As mudanças do pH na superfície são, possivelmente, decorrentes da retirada de gás carbônico durante o ciclo diurno, e intensos processos de fotossíntese que resultam no rápido consumo de gás carbônico pelas algas. Como a difusão do gás carbônico da atmosfera é mínima, principalmente devido às elevadas temperaturas da água, gera-se um déficit deste gás que, em baixas concentrações se dissocia, formando íons de hidrogênio e bicarbonatos. Esta dissociação, com o concomitante consumo de gás carbônico pelas algas, aumenta a concentração de íons de hidroxila (OH) na coluna d'água, causando o aumento do pH (KAYOMBO, 2002).

De um modo geral, as águas do estuário do rio Botafogo apresentaram-se levemente alcalinas, os maiores valores foram registrados principalmente na maré enchente. Este comportamento pode estar 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, sendo esses valores registrados no período de estiagem.

Na preamar, a redução deste parâmetro na superfície-fundo era esperada, pois no fundo os processos de decomposição são mais intensos, levando a produção de CO₂ e a conseqüente redução do pH, bem como a redução da concentração de OD.

Os valores no referido estuário mantiveram-se dentro dos limites efetivos para a vida marinha que, segundo Perkins (1977), encontram-se compreendidos entre 6,5 e 9,0.

A Resolução nº 357 do CONAMA (2005), cita para corpos de água enquadrados na Classe 2 valores entre 6,5 e 8,5 como dentro dos limites normais.

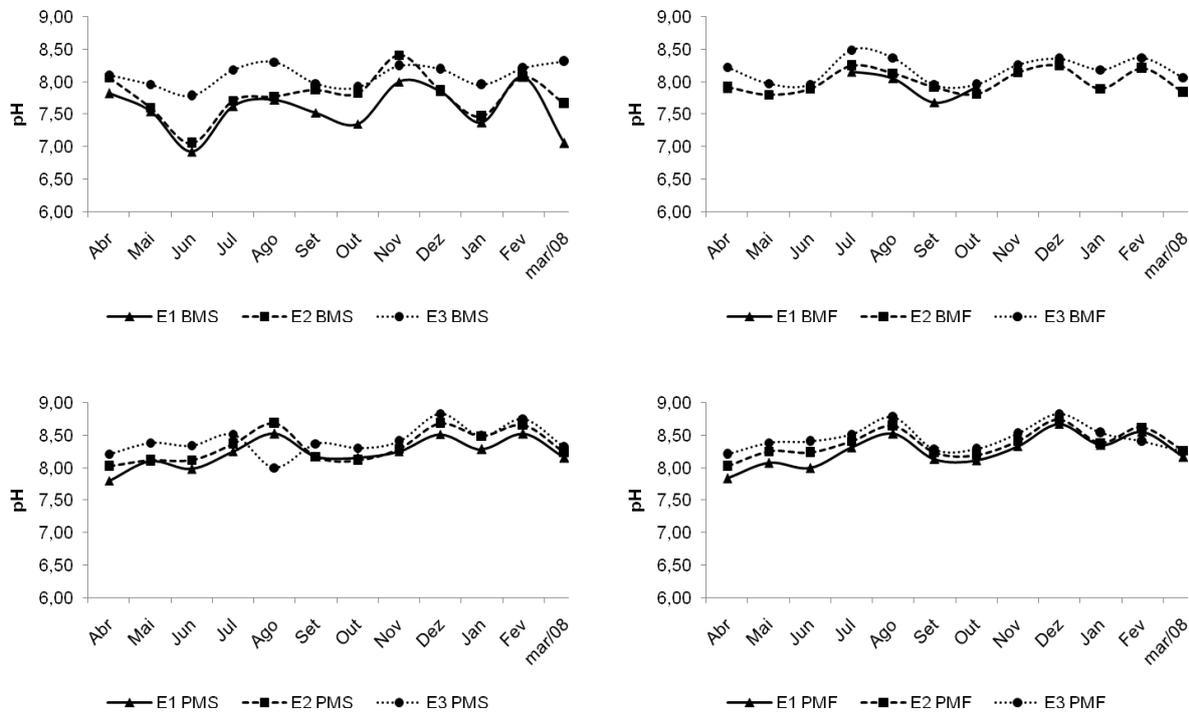


Figura 8. Variação anual do pH no estuário do rio Botafogo (PE).

3.1.8 Material Particulado em Suspensão

De um modo geral, os valores obtidos nas análises de material em suspensão para os pontos de coleta variaram entre 8,20 mg.L a 172,12 mg.L no ponto (E1) de 4,00 mg.L a 78,60 mg.L no (E2), e de 2,00 mg.L a 177,80 mg.L no (E3) (Tabela 2).

Observando a distribuição sazonal, percebe-se que os meses do período chuvoso revelaram concentrações de material em suspensão mais elevadas (Fig. 9).

As concentrações de material em suspensão entre as camadas superficiais e próximas ao fundo, indicaram a possível influência da maré. Os teores do material em suspensão diminuam de um modo geral com o aumento do aporte fluvial, ou seja, com a diminuição da salinidade, bem observado na preamar. Esta associado à remobilização de partículas previamente depositadas no fundo onde a pouca profundidade dos ambientes estuarinos e o fato de estarem constantemente sujeitos a alternância das marés, provoca movimentos de turbulência, removendo nutrientes e partículas no sedimento, tornando-os disponíveis para os organismos fotossintetizantes. Fator esse que provavelmente evidencia os maiores valores no ponto (E3) que recebe maior influencia

do fluxo de marés. As concentrações mais elevadas também podem ser atribuídas aos meses de maior precipitação, onde há uma maior quantidade de material sendo carregado para o leito do rio.

Nas amostras da preamar superfície, observa-se certa uniformidade das concentrações entre os pontos de coleta, por isso, outro fator a considerar é a densa vegetação encontrada nas margens do rio. Segundo Zhang *et al.*, (1999), os estuários tropicais tendem a apresentar baixas concentrações de material em suspensão, devido ao bom desenvolvimento da vegetação marginal, que atua como atenuador dos processos de erosão, evitando que este material seja carregado para o rio.

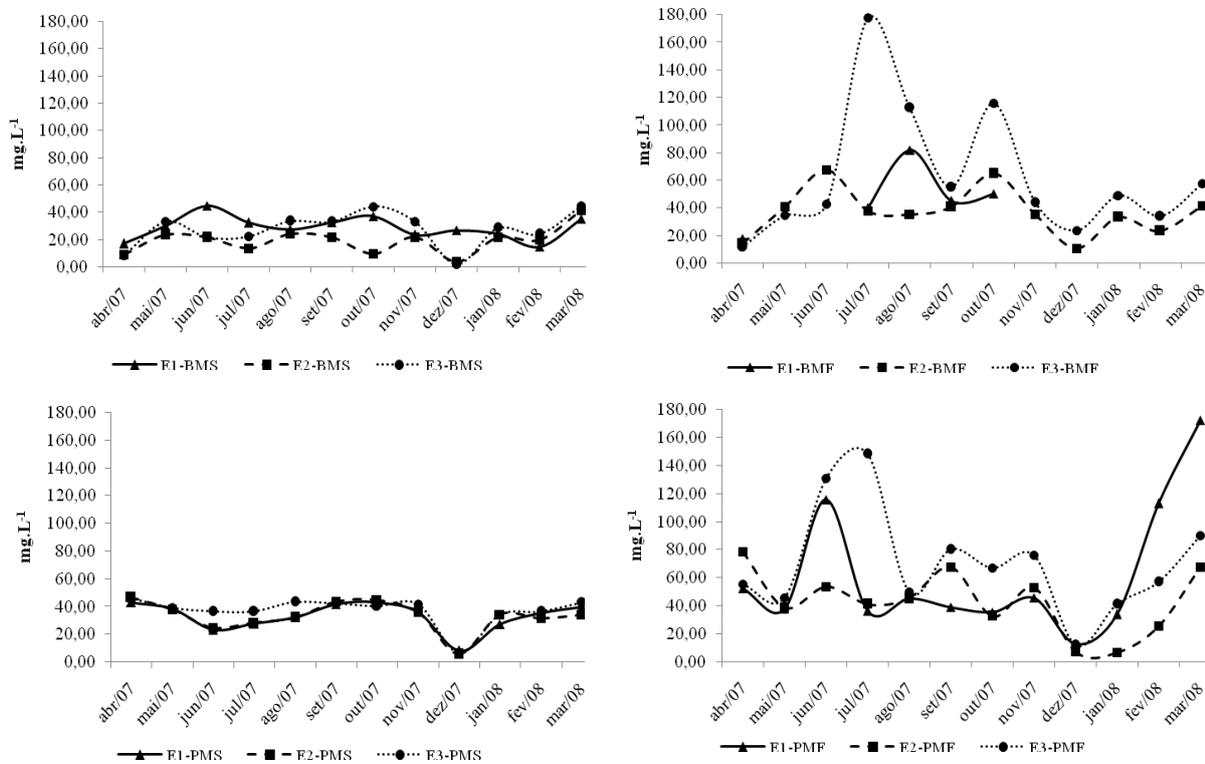


Figura 9. Variação anual do Material Particulado em Suspensão no estuário do rio Botafogo (PE).

3.2.8 Nutrientes Dissolvidos

As formas nitrogenadas consideradas neste trabalho desempenham um importante papel no metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Assim como o nitrogênio, o fósforo detém especial importância por participar de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia celular (COLE, 1994).

3.2.1 Amônia

O nutriente amônia, apresentou concentrações que variaram de valores não detectáveis (ND) a $2,89 \mu\text{mol.L}^{-1}$ na baixa-mar, superfície no ponto de coleta (E1) durante o período chuvoso. No período de estiagem essa variação foi de valores não detectáveis a $0,17 \mu\text{mol.L}^{-1}$, registrada em outubro o ponto de coleta (E2) baixa-mar superfície. (Figura 10).

Especialmente, os valores obtidos para o ponto (E1) foram os que apresentaram maiores oscilações de valores não detectáveis (ND) a $2,89 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Apesar da aparente discrepância deste valor com os demais encontrados ao longo dos meses, no mês de março/2008, de um modo geral, toda a série nitrogenada apresentou resultados elevados neste mês. Nas amostragens próximas ao fundo, observou-se uma discreta oscilação de valores quando comparados com os obtidos na superfície. Isto pode ter ocorrido pela presença de fontes pontuais de esgoto próximo ao local onde foi realizada a coleta, já que os pontos da região interna do estuário sofrem influência de despejos de esgotos domésticos. Além das fontes externas de nitrogênio amoniacal, concentrações mais elevadas no estuário interno podem ocorrer devido à decomposição da matéria orgânica no sedimento, que é liberada na coluna de água através da ressuspensão.

No ponto (E2) em determinados períodos a amônia não foi detectada e o maior valor encontrado neste ponto foi $1,33 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Na baixa-mar, foram registrados os maiores valores, não sendo detectada uma oscilação considerável ao longo do período amostrado. O ponto (E3) variou de valores não detectáveis (ND) a $1,77 \mu\text{mol.L}^{-1}$, apresentando de maneira geral uma discreta oscilação.

A forma nitrogenada menor representada no rio Botafogo foi a amônia (correspondendo a menos de 2% do nitrogênio inorgânico total), seguido no nitrito, (com menos de 3% do nitrogênio inorgânico total), em todos os meses de coleta.

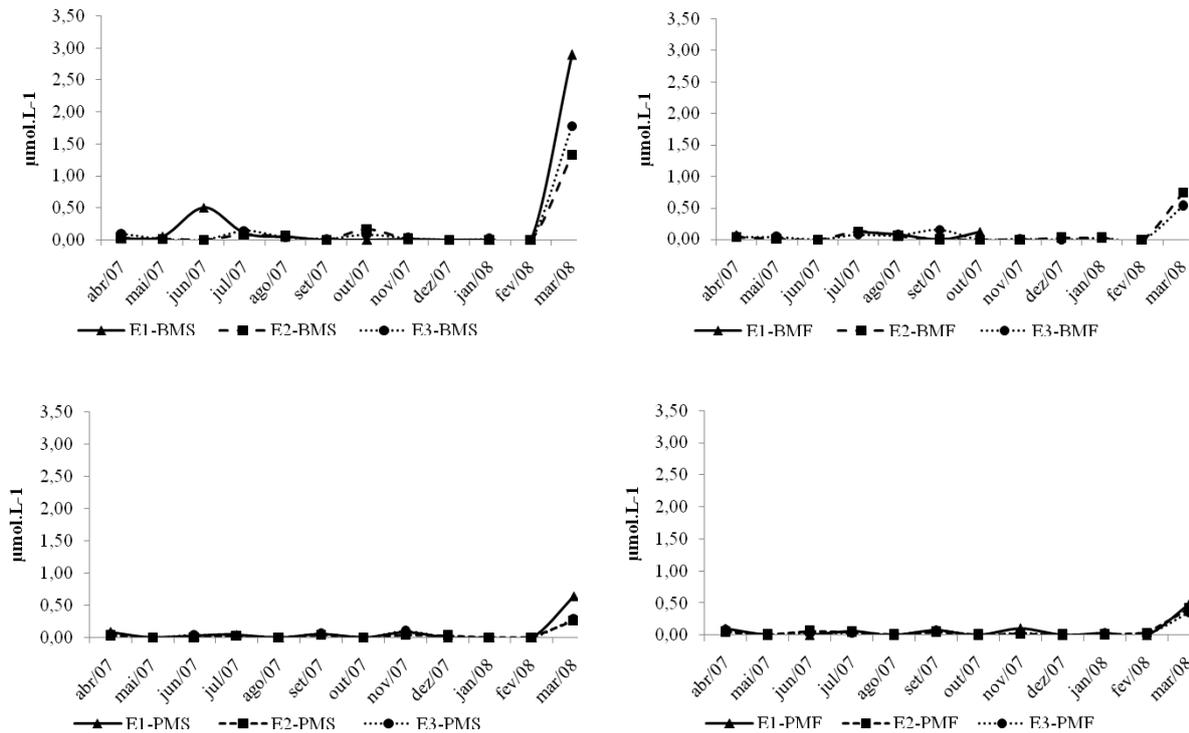


Figura 10. Variação anual da Amônia no estuário do rio Botafogo (PE).

As pequenas oscilações entre baixa-mar e preamar, podem ser explicadas relacionando-se com o oxigênio disponível, sendo parte da amônia oxidada à nitrato, o que justifica parte das concentrações mais altas de nitrato a seguir. Na medida em que há redução do OD, há a redução na nitrificação bacteriana, bactérias essas as quais são comumente encontradas em efluentes domésticos (PEHLIVANOGLU; SEDLAK, 2004) e um conseqüente acúmulo de amônia.

A amônia é apontada como o nutriente preferencialmente assimilado pelo fitoplâncton, devido a esse fato, uma discreta variação sazonal é observada nas concentrações de amônia, mais elevada no período chuvoso e baixas concentrações no período de estiagem. O aumento da concentração no mês de março/2008 pode estar relacionado à intensificação dos processos de decomposição da matéria orgânica proveniente das atividades de carcinicultura, que provavelmente libera água para o rio com altas concentrações deste nutriente, ou devido a excessiva chuva ocorrida em março/08 380 mm que foi o mês que mais choveu neste ano.

3.2.2 Nitrito

Nos meses correspondendo ao período chuvoso, as concentrações do nitrito variaram de valores não detectáveis (ND) a $0,67 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no mês junho no ponto de coleta (E1) superfície na baixa-mar. No período de estiagem, apresentou valores não detectáveis (ND) a $0,29 \mu\text{mol.L}^{-1}$ em janeiro no ponto de coleta (E3) na baixa-mar, fundo (Figura 11).

Os teores de nitrito obtidos no ponto de coleta (E1), variaram de não detectáveis (ND) a $0,67 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Neste ponto, os valores apresentaram flutuações bastante evidentes, principalmente na baixa-mar superfície. Percebe-se claramente a redução das concentrações com a preamar. Os maiores teores de nitrito foram registrados próximos ao fundo. O ponto (E2) apresentou concentrações de não detectáveis (ND) a $0,53 \mu\text{mol.L}^{-1}$, apresentando uma maior variação na baixa-mar e valores mais elevados próximo ao fundo. O ponto (E3) apresentou concentrações inferiores a $0,5 \mu\text{mol.L}^{-1}$ em todos os meses. O valor máximo ($0,32 \mu\text{mol.L}^{-1}$) foi registrado em julho na baixa-mar. Vale ressaltar que também foram registrados resultados abaixo do limite de detecção do método. A variação vertical do nitrito foi pouco evidente neste ponto.

Por ser um nutriente que representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato, é comum a baixa concentração de nitrito em estuários. Valores altos podem ser encontrados para as águas de saídas de esgotos domésticos, sendo o nitrito considerado como indicador de poluição orgânica (BAUMGARTEN *et al.*, 2001). Portanto, a presença de altos teores de nitrito nas águas significa uma alta atividade bacteriana e carência de oxigênio, o que não ocorreu na área estudada.

Conforme a distribuição sazonal de nitrito para o ambiente estudado, verifica-se que as menores concentrações deste nutriente são encontradas no período de estiagem.

Segundo Margalef (1983), geralmente as concentrações de nitrito são dez vezes menores que as concentrações de nitrato. Isso ocorre por que o nitrato é o produto final do ciclo de regeneração no nitrogênio, e é formado a partir no nitrito.

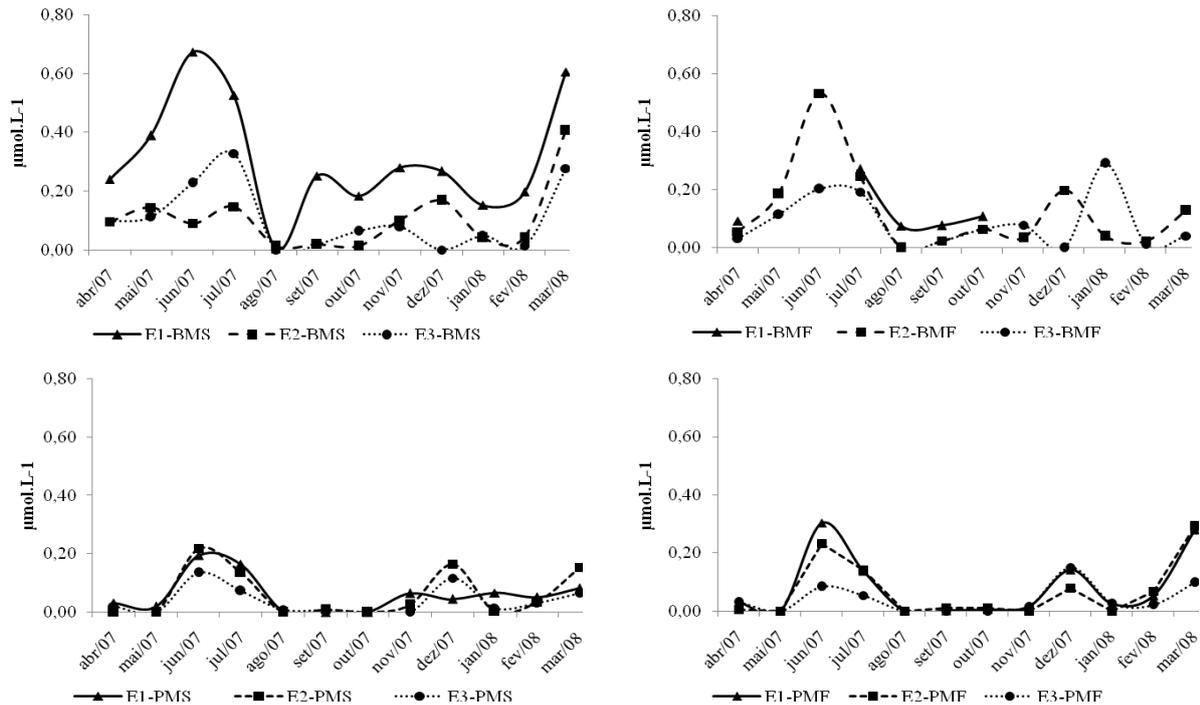


Figura 11. Variação anual do Nitrito no estuário do rio Botafogo (PE).

3.2.3 Nitrato

No ponto (E1) os teores de nitrato variaram de 0,29 a 34,93 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Ao longo do período amostrado, foi evidenciado oscilações dos valores na superfície, principalmente na baixa-mar, seguindo o mesmo comportamento do nitrito no mesmo ponto de coleta. Em relação a preamar, foram observadas menores amplitudes ao longo da coluna d'água.

No ponto de coleta (E2), a variação do nitrato foi de 0,03 a 11,6 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Este ponto não apresentou evidentes flutuações de concentrações para a coluna d'água, sendo registrada gradientes ao longo dos meses amostrados, com valores mais elevados no período chuvoso e menores do período de estiagem. No ponto (E3), as concentrações variaram de 0,01 a 7,87 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Este ponto foi o que apresentou menor variação tanto entre as profundidades de coleta quanto ao longo dos meses. (Figura 12).

Os valores mais elevados encontrados no ponto mais interno do estuário também foram observados por Melo (2007) na mesma área. Alguns autores como FEITOSA; NASCIMENTO; COSTA (1999), na Bacia do Pina (PE); Branco (2008), no estuário da Barra de Jangadas (PE); Bastos (2005), no estuário do rio Una(PE), encontraram uma variação sazonal tanto para nitrito como para o nitrato, onde as maiores concentrações

foram registradas no período chuvoso, demonstrando influencia da drenagem terrestre no aporte destes nutrientes.

A forma nitrogenada predominante encontrada na área estudada foi o nitrato (correspondendo a cerca de 95% do nitrogênio dissolvido total).

Em relação à distribuição sazonal (Figura 12), verifica-se que o nitrato possui o mesmo padrão do nitrito, variação esperada visto que umas das fontes de nitrato provem da oxidação do nitrito.

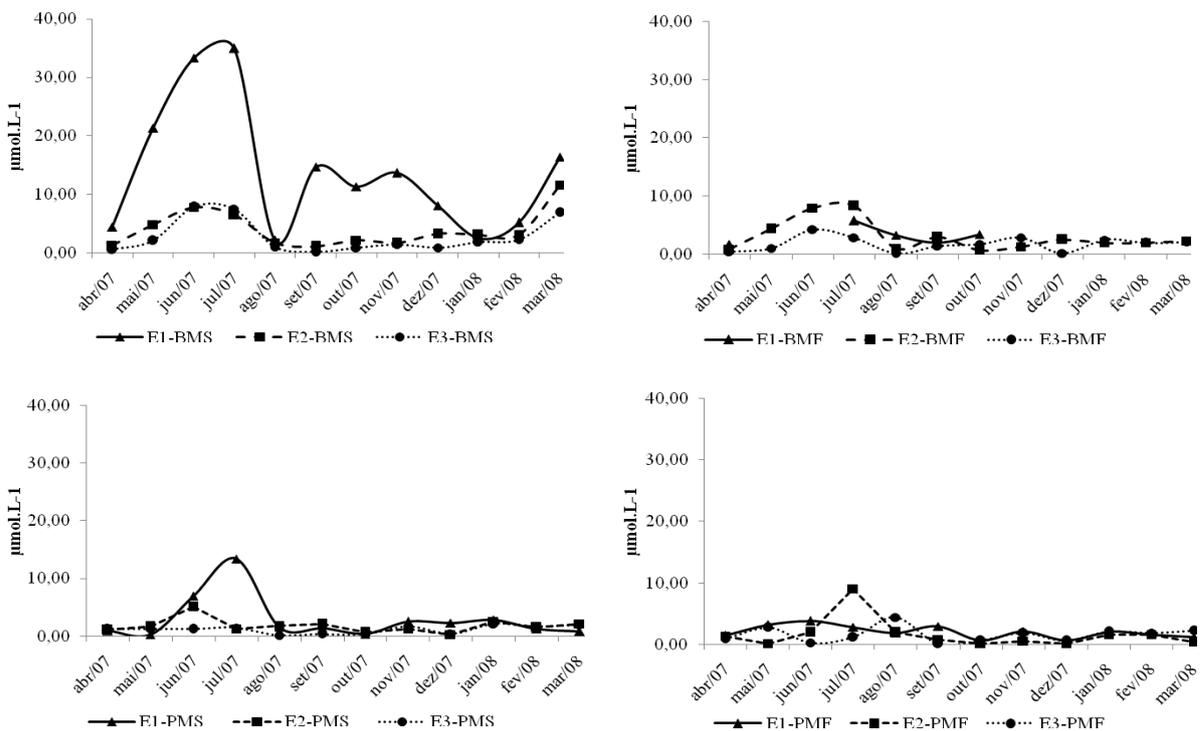


Figura 12. Variação anual do Nitrato no estuário do rio Botafogo (PE).

De acordo com Semhi *et al.*, (2000), as concentrações de nitrato nas águas de rio, apresentam uma correlação positiva com os índices populacionais das cidades, com processos de lixiviação dos solos em áreas agrícolas e com aplicação de fertilizantes. Cerca de 85% do estoque total de N provêm de atividades agrícolas, sendo que as aplicações de fertilizantes contribuem com 65-70%.

Geralmente a existência de concentrações elevadas de nitrato no ambiente, indica uma contaminação por esgotos de origem doméstica, mas, porém em regiões onde as práticas agrícolas são exercidas, esta passa a ser uma fonte importante de nitrato para o ambiente através de processos de lavagens dos solos em épocas de chuva. Como

foram observados no gráfico de distribuição temporal, os maiores valores de nitrato encontram-se nos períodos de inverno, meses em que ocorrem na região as maiores incidências de chuva, corroborando com a hipótese de que esta seria a principal entrada deste nutriente para o meio.

Em áreas poluídas, com baixos valores de oxigênio dissolvido, pode haver o processo de desnitrificação e/ou amonificação do nitrato, ocorrendo perda deste nutriente e aumento das concentrações de amônia a níveis tóxicos para a biota. Na área estudada não foi verificado tais processos, porém, o rio Botafogo apresentou altos valores de nitrato, o que é indicativo de um possível processo de eutrofização. Vale salientar que na área estuarina encontram-se dois grandes empreendimentos de carcinicultura, sendo suas águas drenadas para este rio e enriquecendo o ambiente com esses nutrientes.

3.2.4 Fósforo

As variações nas concentrações do fósforo inorgânico dissolvido (PID) registradas no ponto de coleta (E1), variaram não detectáveis a $1,45 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Esse ponto foi o que apresentou valores mais elevados na camada próxima ao fundo. O ponto (E2) apresentou variações de valores não detectáveis a $1,25 \mu\text{mol.L}^{-1}$, registrando uma variação vertical de até $0,82 \mu\text{mol.L}^{-1}$ entre superfície – fundo. No ponto de coleta (E3) foi observada a concentração mais elevada, de $1,74 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Na coluna de água, por outro lado, foi registrado uma concentração máxima de $0,5 \mu\text{mol.L}^{-1}$, entre as camadas superfície- fundo (Figura 13).

Provavelmente esse valor elevado de fósforo registrado no ponto de coleta (E3), pode ser devido a uma fonte pontual de fosfato localizado próximo ao local, e também por sofrer influência direta das populações, que despejam esgotos domésticos diretamente no estuário do rio (Figura 13).

Outro fator que pode estar influenciando na distribuição espacial do fósforo são as correntes de maré. Na baixa-mar os valores foram mais elevados, seguido de uma redução na preamar.

Quando verificada a distribuição sazonal para este nutriente pode-se verificar que durante os meses considerados de estiagem, ocorrem as maiores concentrações de fósforo no rio Botafogo.

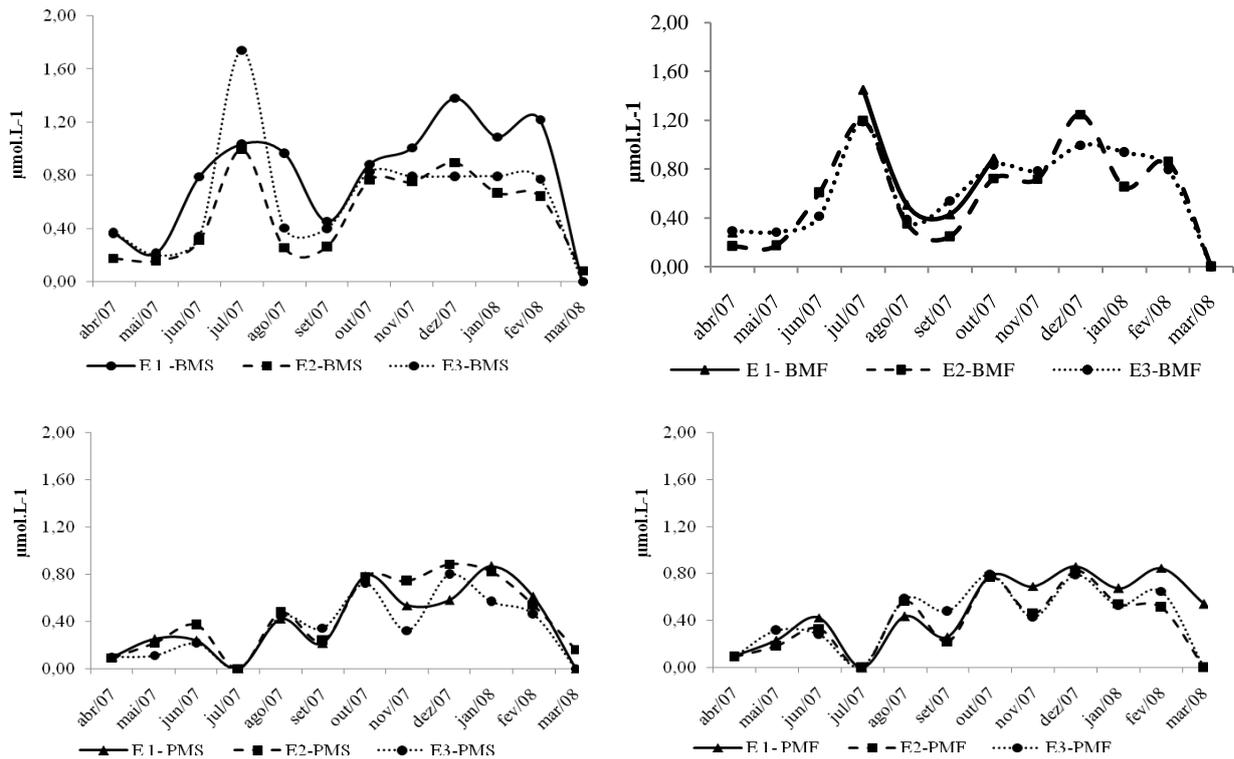


Figura 13. Variação anual do Fósforo no estuário do rio Botafogo (PE).

Uma variação sazonal semelhante, encontrada na área estudada, foi registrada por Flores Montes (1996), no Canal de Santa Cruz (PE); Losada (2003), nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (PE), onde os maiores teores também foram registrados durante o período de estiagem.

Diversos processos naturais contribuem para liberação do fósforo na coluna d'água, como a senescência do fitoplâncton, que libera fósforo orgânico dissolvido, atividade microbiana e do zooplâncton que regenera o fósforo na coluna de água, e a excreção dos organismos, onde o fósforo liberado é consumido pelos produtores primários. Além disso, o fluxo dos rios transporta fósforo originado da decomposição de plantas terrestres e dejetos animais, além do fósforo de origem antrópica, que inclui fertilizantes agrícolas, deposição atmosférica a partir da queima de combustível fóssil, além de esgotos humanos e industriais (BOYER, 2002).

Desse modo, vale ressaltar a capacidade de adsorção deste nutriente às partículas em suspensão, o que reduz sensivelmente suas concentrações (BRAGA *et al.*, 2000). Por se tratar de substância não-conservativa, acredita-se que este nutriente tem um

tempo muito curto de permanência fora dos sistemas biológicos, sendo rápida a reciclagem entre a mineralização e a absorção pelos produtores.

A baixa variação deste nutriente na escala vertical na preamar, pode ser explicada pela maior homogeneidade da água neste local. Ou seja, apesar do ponto (E3) estar possivelmente sob maior influência da cunha salina, esta não é suficiente para provocar estratificação desde nutriente.

3.2.5 Razão N:P

Redfield (1934), relatou que a proporção entre nitrogênio e fósforo ideal para o desenvolvimento fitoplânctônico é de 16:1 e que, alterações na proporção destes elementos acabam comprometendo a produtividade do ambiente. De acordo com Nedwell *et al.* (2002), as razões existentes entre os nutrientes de um ambiente, podem indicar qual destes regula a taxa de crescimento das algas ou qual limita o crescimento desta.

A relação N:P para o ambiente em estudo, no ponto de coleta (E1), na preamar e próximo ao fundo, o valor mais próximo da relação de Redfield foi de (14,9 :1).

Foram observados nos pontos de coleta (E1), (E2) e (E3) nos meses correspondentes ao período chuvoso na baixa-mar superfície, que os resultados obtidos pela razão N:P alguns meses foram superiores a (16:1), havendo, portanto, predominância das concentrações de nitrogênio sobre as de fósforo, confirmado pelas maiores concentrações de nitrogênio principalmente no mês de junho, este que também foi registrado o maior índice pluviométrico, de acordo com a literatura, a escassez de fósforo é apontada como principal fator limitante à produtividade primária, ressalva deve ser feita para a amostragem dos meses de abril e agosto, nos quais os resultados da razão foram inferiores a (16:1). Outro fator que pode estar contribuindo para os valores elevados de N:P, seria o fato de que o fosfato tende a se adsorver ao material em suspensão, tornando-se indisponível para a biota, o que foi verificado na ACP, onde o fósforo teve uma correlação inversa com o material em suspensão.

Para o estágio de preamar (maior influência marinha), o fator limitante foi o inverso, assim como nos meses correspondentes ao período de estiagem os resultados permaneceram abaixo do (16:1) o que indicou uma maior proporção de fósforo em relação ao nitrogênio. Segundo Conley (2000), na última década, vários estudos demonstram que a alternância do nutriente limitante é uma característica comum em todos os estuários. Morelli (1997), em estudo realizado na enseada de Balneário

Camboriú, verificou uma razão N:P de (49,3:1) para o período de verão, esta razão N:P, muito maior que a ideal para o desenvolvimento fitoplanctônico (N/P: 16), indica uma perturbação do equilíbrio natural do ecossistema e uma potencial limitação da produção biológica pelo fosfato (BODE; DORTCH, 1996; NEDWELL *et al.*, 2002).

Este comportamento para a razão N:P no estuário do rio Camboriú, foi em função da grande entrada de amônio provindo da área estuarina, a qual favorece o aumento de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). HUANG (2003) verificou o mesmo comportamento para rio Pearl na China, onde o enriquecimento das águas com NID, acaba por incrementar a razão N:P.

No estuário do rio Botafogo o enriquecimento da água é devido a entrada de fosfato para o ambiente estudado ser muito grande, como visto anteriormente, mas não suficiente para manter a relação de equilíbrio proposta por Redfield. Durante o período de estiagem, onde se registrou a maior concentração do fósforo, percebe-se que a razão N:P tende a cair, justamente pelo aumento significativo que o fosfato sofre durante este período.

3.2.6 Silicato

As concentrações de silicato foram mais elevadas no período de estiagem variando de $1,57 \mu\text{mol.L}^{-1}$ a $221,12 \mu\text{mol.L}^{-1}$ ambos registrados no ponto de coleta (E2). No período chuvoso as concentrações foram de $2,22 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no ponto de coleta (E3) e máximo de $178,08 \mu\text{mol.L}^{-1}$ registrado no ponto de coleta (E2) (Tabela 1).

A distribuição espacial apresentou concentrações de $3,63$ a $142,70 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no ponto de coleta (E1). No ponto (E2) essa variação foi de $1,57$ a $221,12 \mu\text{mol.L}^{-1}$, sendo esse o maior registro para esse parâmetro ao longo dos meses de coleta. Em relação ao ponto (E3), esse apresentou concentrações de $1,74$ a $125,66 \mu\text{mol.L}^{-1}$ durante os meses amostrados de um modo geral, com as menores concentrações. Essa variação espacial mostrou uma diminuição das concentrações em direção a águas mais salinas, e maiores concentrações na baixa-mar, indicando a influencia fluvial no aumento deste nutriente. Fato também observado por Melo (2007), que observou na mesma área de estudo, valores mais elevados na estação mais interna do rio. Segundo Siqueira (2003) quanto mais baixa a salinidade maior são os níveis de sílica, uma vez que a sílica é oriunda de água doce. O valor mais elevado no ponto (E2), pode ser explicado pelo aporte do rio Arataca neste ponto, aumentando o fluxo de água doce, o que influencia a maiores

concentrações de sílica.

A redução das concentrações de silicato na preamar, pode ser atribuída ao efeito de diluição ocasionado pela influencia da maré. Apesar da maior concentração ter sido registrada no período de estiagem, assim como alguns nutrientes, o silicato apresentou uma variação sazonal com concentrações mais elevadas no período chuvoso, e mais baixas no período de estiagem, principalmente na baixa-mar (Figura 14). As altas concentrações no período chuvoso são devidas principalmente ao aumento do fluxo fluvial, por este nutriente ser de origem continental. Somado a isto, é importante considerar o menor consumo, provavelmente às menores densidades de diatomáceas neste período. Bioquimicamente o silicato em comparação com os demais nutrientes não se enquadra nos mais utilizáveis, como também a sua degradação é mais lenta (SANTOS 2007).

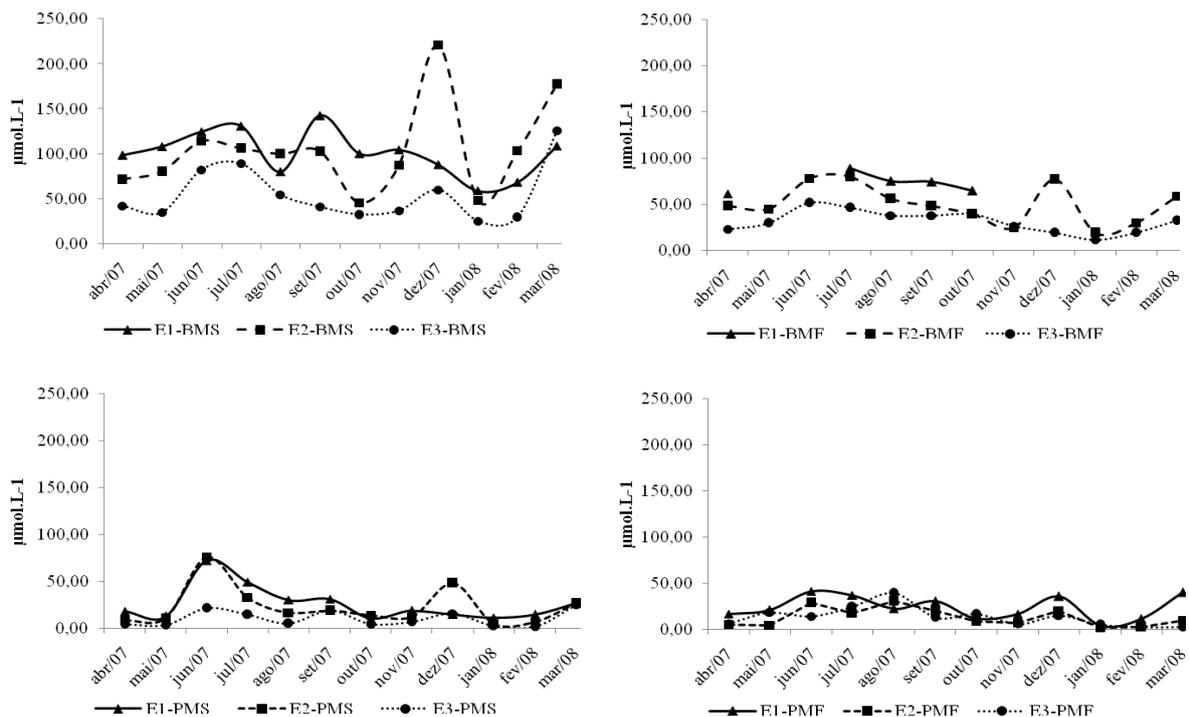


Figura14: Variação anual do Silicato no estuário do rio Botafogo (PE).

3.3 Parâmetro Biótico

3.3.1 Clorofila-*a*

Na figura 15 estão representadas as concentrações de clorofila *a* obtidas no período estudado. O ponto de coleta (E1) apresentou uma variação de 2,74 a 29,93 mg.m⁻³. Neste ponto, as concentrações mais elevadas foram observadas na baixa-mar.

As concentrações do ponto de coleta (E2), foram mais elevadas do que no ponto (E1) em alguns meses de amostragem, chegando a concentrações de $30,05 \text{ mg.m}^{-3}$. De um modo geral, foi o ponto que apresentou menor variação na preamar.

A distribuição do teor da clorofila *a* variou de $2,15 \text{ mg.m}^{-3}$ no ponto (E3) abril na preamar, a $59,75 \text{ mg.m}^{-3}$ em julho na baixa-mar .

Uma variação sazonal é bem evidenciada nos pontos de coleta, essa variação com valores mais elevados nos meses do período chuvoso, seguido de uma redução nos meses no período de estiagem.

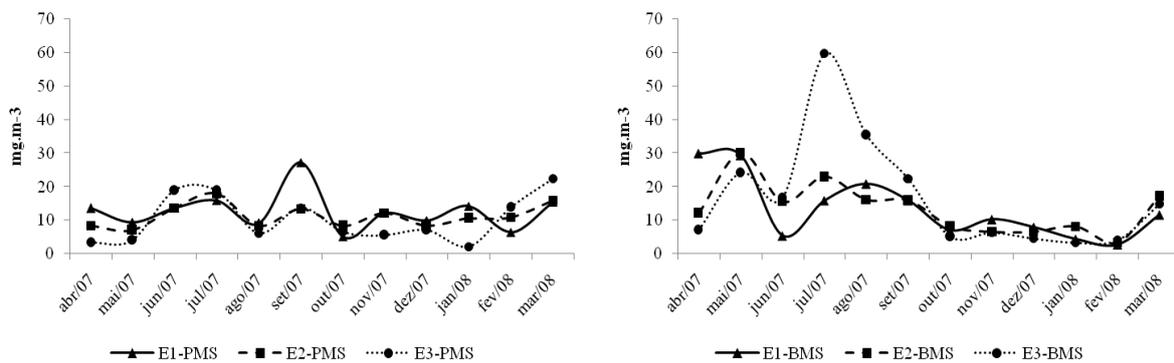


Figura 15. Variação anual da Clorofila -*a* no estuário do rio Botafogo (PE).

A biomassa fitoplanctônica, estimada pela concentração de Clorofila - *a*, observada no mês de julho/07, pode estar relacionada às condições bem misturadas da água, que aumentaram a disponibilidade de nutrientes para os produtores primários (ROTHLISBERG *et al.*, 1994). Os maiores valores de Clorofila - *a*, não coincidindo com os maiores valores dos nutrientes no período de estiagem, indicaram o nitrato como fator limitante nesse período, o que foi verificado na relação N:P, que esteve abaixo de (16:1).

Branco (2008), estudando o estuário de Barra de Jangadas, verificou um padrão de variação sazonal, onde encontrou valores mais elevados no período chuvoso, coincidindo com teores elevados de nutrientes. Fato este que foi observado no presente estudo, (exceto para as concentrações de fósforo). As concentrações de Chl-*a*, diminuiriam no período de estiagem no rio Botafogo, é justificável pela redução dos sais nutrientes neste período (como já citado, exceto fósforo), pelo aumento da turbidez devido atividades antrópicas (moagem da cana), o que faz aumentar a concentração de fósforo e que dificulta a penetração de luz, diminuindo assim a atividade biológica.

A relação inversa entre as concentrações de clorofila- *a* e a salinidade, é comum

em ambientes costeiros com forte influência marinha, uma vez que estas águas apresentam menor concentração de nutrientes dissolvidos. Este fato foi observado por FEITOSA *et al.*, (1999), no sistema estuarino do rio Goiana (PE) e por CAMPELO; PASSAVANTE; KOENING,(1999) na praia da Carne da Vaca (PE).

3.4 Índice Trófico

A figura 16 apresenta as variações na qualidade da água durante o período estudado através do Índice do Estado Trófico (TRIX).

Os valores de TRIX obtidos no ponto (E1) variaram de 5,2 a 7,0, correspondendo a águas com o nível trófico elevado. O ponto (E2) foi o que apresentou os valores mais altos ao longo do período de amostragem com valores de TRIX entre 5,5 e 7,87, esse máximo foi encontrado na baixa-mar no mês de março/08, apresentando-se como a estação mais crítica para o sistema, chegando a apresentar uma qualidade de água pobre. O ponto (E3) apresentou os valores mais baixos do período de amostragem de 5,0 a 7,3, sendo classificado com uma qualidade de água mal, chegando a ser classificada como água boa.

A distribuição sazonal do TRIX no estuário do rio Botafogo esteve mais elevado no período chuvoso. Esse padrão foi observado claramente na baixa-mar, enquanto na preamar os valores mais elevados foram observados no período de estiagem e mais baixos no período chuvoso. Portanto, este índice apresenta o período chuvoso como o mais crítico para o sistema, chegando a apresentar uma qualidade de água pobre, em decorrência da ação antrópica.

Independente dos períodos do ano, a preamar sempre apresentou uma melhora para o estuário, representando sempre melhor qualidade de água.

Os valores de TRIX, segundo a classificação de Vollenweider, *et al.*,(1998), indicaram que, o estuário do rio Botafogo apresenta-se com relação ao estado da água, com qualidade boa, representado pelas características de nível trófico médio, ao estado de água pobre, devido as características do nível trófico elevado.

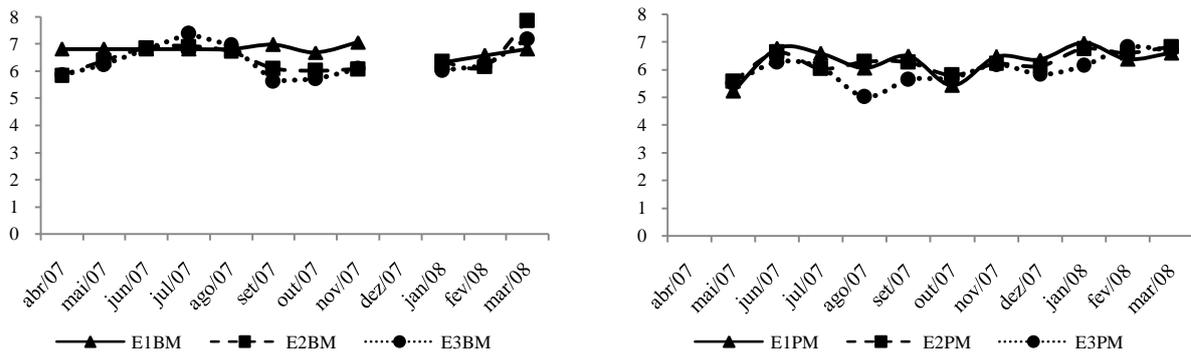


Figura 16 Variação anual do TRI no estuário do rio Botafogo (PE).

3.5 Análise de Componentes Principais (ACP)

Na primeira análise de componentes principais, foram usados todos os dados analisados com as duas primeiras componentes (PC1 e PC2) explicando cerca de 47,08 % da variância total (Tabela 3). A primeira componente PC1 explicou 33,01% da variância total, e pode ser interpretada como um contraste entre, de um lado, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH e material particulado suspensão, com pesos positivos, e de outro lado DBO, amônia, nitrito, nitrato, fósforo, silicato e clorofila-*a*, que têm pesos negativos. Os sinais contrários indicam que esses dois grupos estão negativamente correlacionados.

O peso mais significativo foi da salinidade (0,87), seguido do pH (0,78). Com pesos negativos os mais significativos foram o silicato (-0,86), seguido do nitrito (-0,82) e nitrato (-0,80). A relação inversa do oxigênio dissolvido, principalmente com os nutrientes nitrogenados (Amônia, Nitrito e Nitrato), evidencia reações de oxidação que ocorrem no ciclo do nitrogênio, como nitrificação e amonificação. Uma relação inversa também se destaca, o pH e a DBO, separando duas águas diferentes, uma mais limpa com maior pH e outra com maior carga orgânica. Um contraste do OD com os nutrientes nitrogenados e o fósforo, indicam o consumo desses nutrientes através do processo fotossintético que libera OD para o meio (Tabela 3).

A PC2 explicou 14,07% da variância total, que correlaciona de maneira direta a temperatura, MPS e a amônia. O fosfato que teve pouca influencia na PC1, porém na PC2 apresentou o maior peso (-0,75), foi o que definiu a variação nesse eixo, seguido pela amônia (0,60), negativamente correlacionados. Uma relação inversa também

observada foi a do fósforo com o material em suspensão. Essa correlação inversa indica processos de adsorção do fósforo pelo material em suspensão.

Tabela 3: Fatores da análise de componentes principais para o rio Botafogo.

Parâmetros	PC1 (33,01%)	PC2 (14,07%)
Temp.	0.09	0.52
Sal.	0.87	0.29
OD	0.35	-0.26
DBO	-0.31	0.32
pH	0.78	-0.02
MPS	0.14	0.44
Amônia	-0.44	0.60
Nitrito	-0.82	0.15
Nitrato	-0.80	-0.07
Fosfato	-0.12	-0.75
Silicato	-0.86	-0.13
Clorofila- <i>a</i>	-0.28	0.08

3.5.1 Análise dos Escores

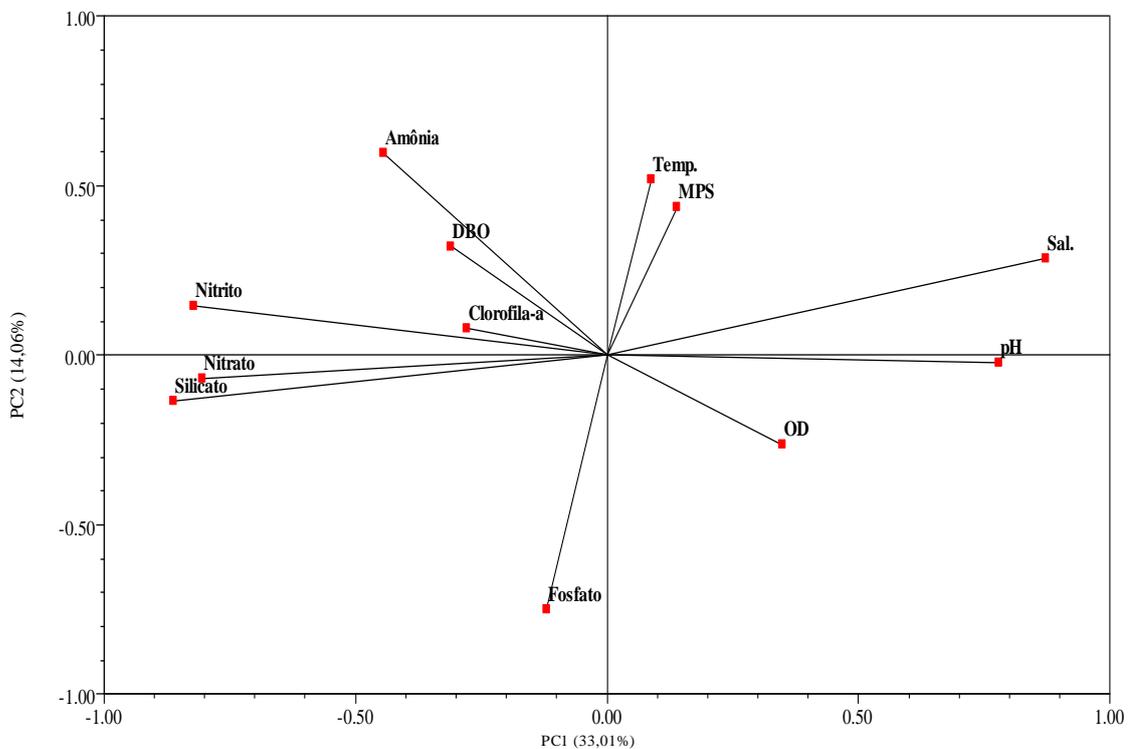


Figura 17: Gráfico dos pesos nas duas primeiras componentes PC1 e PC2, na análise realizada com todos os parâmetros estudados.

Para a identificação dos pontos de amostragem nos gráficos, (ex.31BS) o primeiro número refere-se aos meses de coleta, o segundo número refere-se aos pontos de coleta (1-3). As letras representam os estágios de maré (**B** – Baixa-mar; **P** – Preamar; seguindo da camada de coleta, **S**- Superfície; **F**- Fundo).

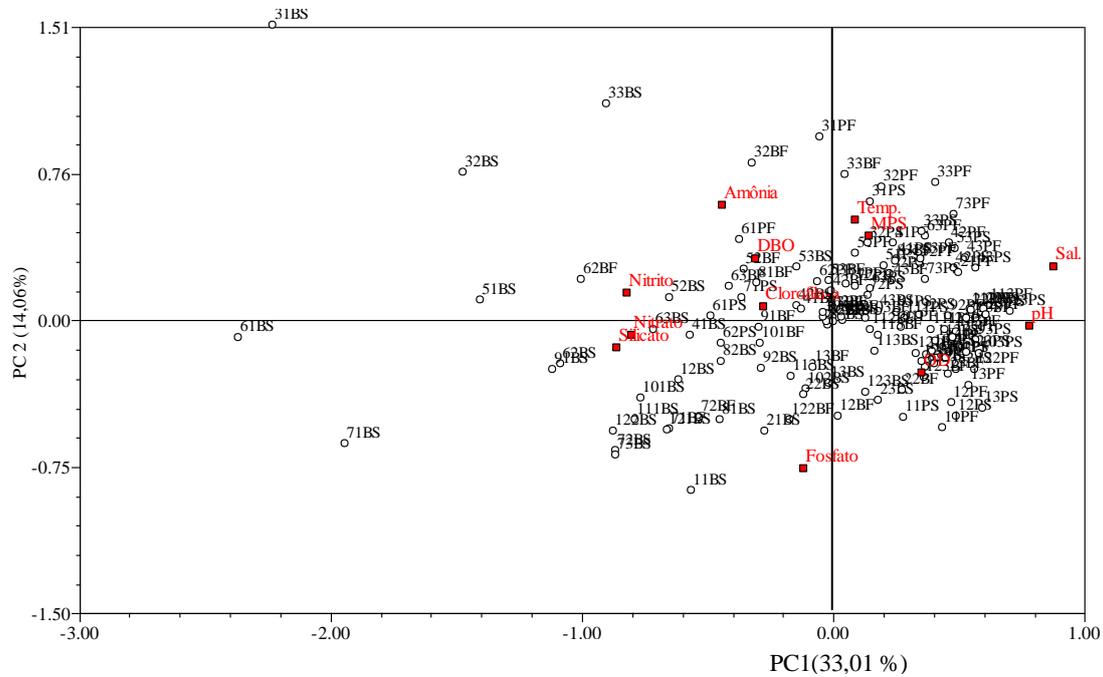


Figura 18: Gráfico das amostras nas duas primeiras componentes PC1 e PC2, na análise feita com todos os parâmetros no rio Botafogo.

Os escores do Biplots aplicados aos dados estudados em PC1 e PC2 foram plotados nas figuras 18e 19, podendo-se observar claramente que há uma separação entre dois períodos, com os pontos correspondendo ao período de estiagem (S) localizados mais à direita do gráfico, isto é, têm escores positivos em PC1, indicando valores mais elevados para salinidade, pH e OD, e ao mesmo tempo menores concentrações de nitrito, nitrato e silicato no período de estiagem. Esta correlação negativa entre os dois grupos é sinal de influência marinha por um lado, com águas mais ricas em oxigênio dissolvido, maior pH, e por outro lado uma influência limnética mais rica em nutrientes inorgânicos.

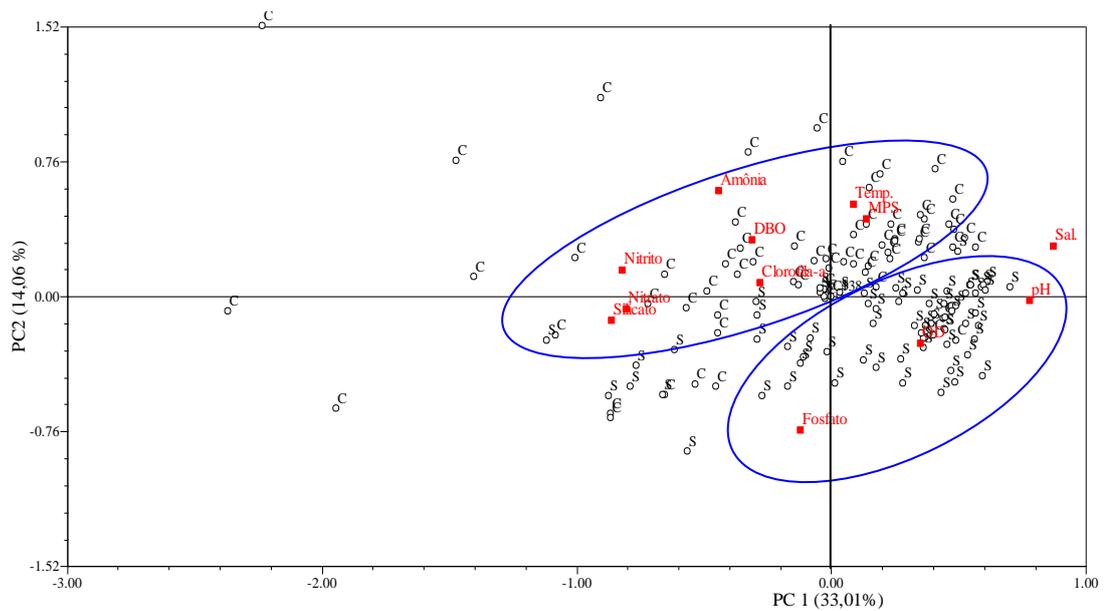


Figura 19: Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes. A análise realizada com o período de estiagem (S) e chuvoso (C).

De acordo com os escores a DBO mostrou correlação direta com os nutrientes dissolvidos, indicando processos de oxidação da matéria orgânica. A relação inversa com o oxigênio, salinidade, pH é devido aos aportes de água mais oxigenadas com maior salinidade e pH na zona mais externa do estuário, mostrando que dependendo da parte do estuário estudado, este ambiente sofre tanto a influencia marinha como limnética.

Percebe-se uma predominância dos resultados do período de estiagem com pesos positivos e no chuvoso (C) com pesos negativos. Essa separação mostra a influencia fluvial no período chuvoso e a relação com os compostos nitrogenados no processo de fotossíntese.

Normalmente a temperatura é um parâmetro inversamente proporcional ao oxigênio dissolvido, fato observado para o presente estudo na PC2, confirmando que além do processo da degradação da matéria orgânica a temperatura também influenciou efetivamente a concentração deste gás.

Analisando-se unicamente os dados da camada superficial (Figura 21), observa-se que as percentagens de variância representaram (50,08%) juntas. Os nutrientes juntamente com DBO apresentam-se negativamente correlacionados com

salinidade, oxigênio, pH, MPS, temperatura, observando-se pequenas mudanças nos pesos de cada parâmetro em relação a análise completa (Anexo 3).

A segunda componente (PC2), explicou 15,72% da variância. A amônia com peso positivo (0,66), foi o que definiu a variação nesse eixo, seguida do MPS, (0,64) positivamente correlacionado e negativamente correlacionado com o fosfato (-0,75). Na figura 20 podemos observar uma separação entre a baixa-mar e a preamar. A maré baixa apresenta valores mais elevados de nutrientes (nitrito, nitrato fosfato e silicato), posicionando-se à esquerda do gráfico, enquanto a preamar à direita com concentrações mais acentuadas de salinidade, pH e oxigênio dissolvido. Na preamar é possível observar uma menor variação, diferente da baixa-mar que apresentou uma maior dispersão dos dados. Este resultado pode ser indicativo da drenagem terrestre, que influencia as concentrações dos nutrientes, que variam de maneira espacial e temporal.

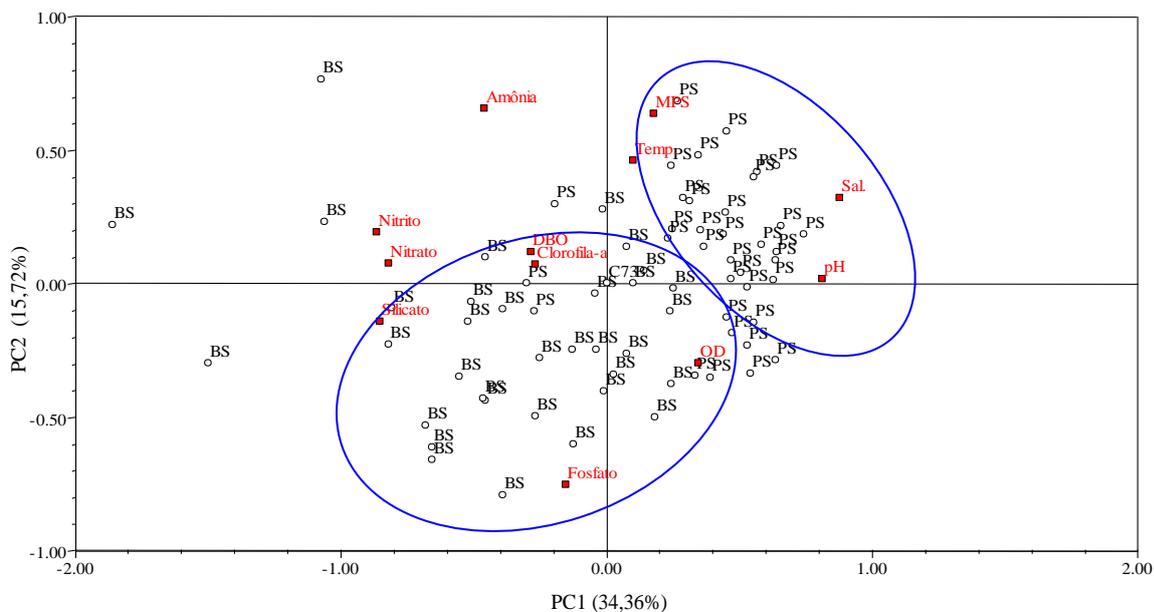


Figura 20. Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes. A análise realizada na camada superficial na baixa-mar, (BS) e preamar (PS).

Na camada próxima ao fundo, os PCs representando (50,12%) juntos, estão representados na figura 21. O padrão de distribuição apresentou-se um pouco diferente da camada superior, porém o ambiente também foi controlado pela salinidade (0,87), seguido desta vez pelo OD (0,70) correlacionados positivamente com o pH e a temperatura (Anexo 4). Os nutrientes dissolvidos apresentaram pesos negativos. É interessante observar, os valores dos pesos em PC1 comprovam que à medida que a profundidade aumenta também aumentam as concentrações de oxigênio e fósforo,

enquanto os valores de pH, nitrito, nitrato, amônia, diminuem na coluna de água. É possível observar um agrupamento dos pontos de coleta na preamar próximas do OD, nos meses do período de estiagem, enquanto no período chuvoso percebe-se a influência do material em suspensão na PC2.

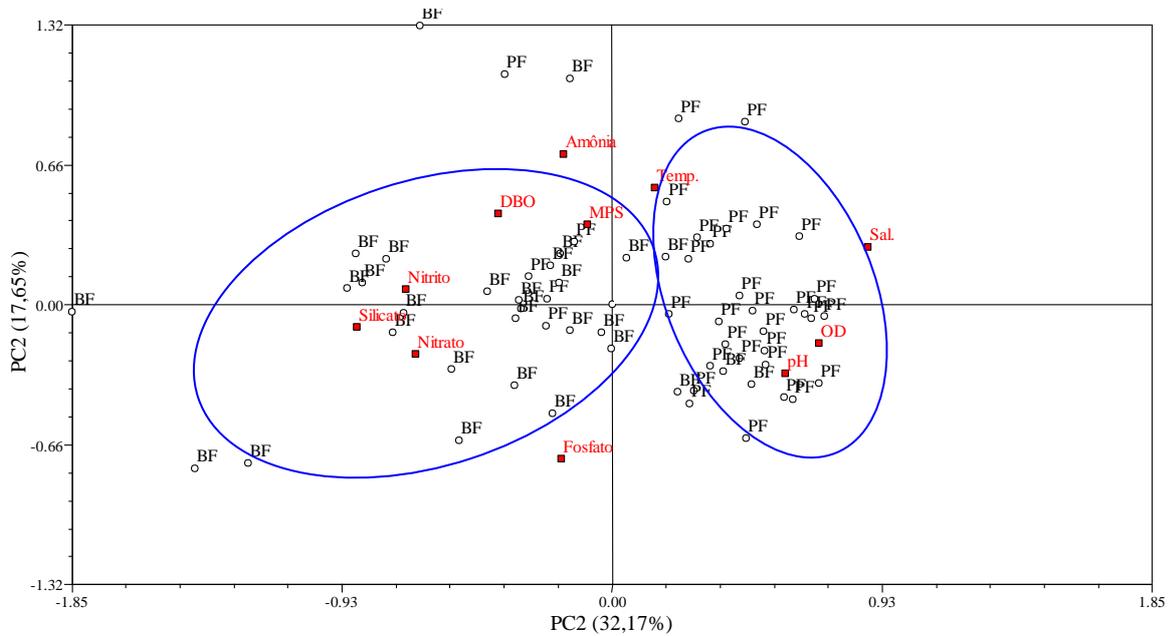


Figura 21: Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes. A análise realizada na camada próxima ao fundo na baixa-mar, (BF) e preamar (PF).

4. CONCLUSÕES

- O rio Botafogo apresentou a salinidade como o único fator com nítida variação sazonal com valores mais baixos durante o período de maior precipitação pluviométrica, apresentando um regime variando de mesoalino a eualino.
- A área estudada apresentou-se como um ambiente bem oxigenado, com o maior valor de oxigênio dissolvido correlacionado com a preamar, e na superfície, sugerindo que esta reposição é permanentemente promovida pelo processo fotossintético e a água marinha oxigenada. O estuário do rio Botafogo pode ser classificado tanto como área de semi-poluído, como supersaturada, em termos de concentração de oxigênio dissolvido.
- Os processos de biodegradação da matéria orgânica e respiração dos organismos não foram significativos, observando-se poucos valores da D.B.O. acima do exigido pela legislação. Indicando que a área ainda não se encontra em uma situação crítica. Porém é importante ressaltar que o ambiente vem sofrendo uma forte ação antrópica.
- Os resultados de pH mantiveram-se levemente alcalino, com menores valores no período chuvoso.
- Os nutrientes inorgânicos nitrogenados foram o fator principal para o desenvolvimento fitoplanctônico, indicado pelos valores de N:P baixos no período de estiagem. Esta taxa foi influenciada também pelas entradas de fosfato devido às atividades antrópicas neste período.
- Os valores elevados encontrados na relação N:P estão relacionados ao processo de adsorção do fosfato ao material em suspensão, tornando-se indisponível para a biota, o que foi verificado na ACP, onde o fósforo teve uma correlação inversa com o material em suspensão.
- O Índice do Estado Trófico (TRIX) obtido para o rio Botafogo revelou resultados preliminares indicando que, o estuário apresenta-se com relação ao estado da água, com qualidade boa, com características de nível trófico médio, principalmente no ponto (E3), ao estado de água pobre, devido às características de nível trófico elevado, encontrado na maior parte do estudo no ponto (E1), que recebe maior ação antrópica.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT **Apresentação de citações em documentos** NBR – 10520. Rio de Janeiro, 1990. 2p.

_____. **Informação e documentação – Referências – Elaboração**. NBR – 6023. Rio de Janeiro, 2002, 20p.

ANDRADE, M. C. A poluição dos cursos de água da mata de Pernambuco . **Bol. Inst. Joaquim Nabuco**, Recife 1958.

APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 1995 Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 19ed. Am. Publ. Hlth Assoc: Washington, DC,

Bastos, R.B.; Feitosa, F.A.N. & Muniz, K.. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrológica no estuário do rio Una (Pernambuco- Brasil). **Tropical Oceanography** 33: 1-18, 2005.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em Oceanografia Química**, Rio Grande: FURG, 132p. 1996.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; POZZA, S.A. **Qualidade de Águas**. Rio Grande: Ed. Da FURG, 166p. 2001.

BODE, A.; DORTCH, Q. Uptake and regeneration of inorganic nitrogen in coastal waters influenced by the Mississippi River: spatial and seasonal variations. **Jornal of Plankton Research**, v.18 (12), p. 2251-2268, 1996.

BOYER, E. W; GOODALE, C. L; JAWORSKI, N.A; HOWART, R. N. Anthropogenic nitrogen sources an relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. **Biogeochemistry**, p.137-169. 2002.

BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L.; BONETTI-FILHO, J., Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brasil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p.165-173, 2000.

BRANCO, E. S. 2008. **Influência das Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctônica Estuarina**. Recife, Editora Universitária. 266p.

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**. v.27(2) p. 27- 41. 1991.

CAVALCANTI, L. B. **Caracterização do canal de Santa Cruz (Pernambuco – Brasil) em função dos parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos.** 1976. 115f. Tese (Livre Docência) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1976.

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

COLE, G. A. **Textbook of Limnology.** Ed 4. Waveland Press, INC. 1994.

COSTA, K.M.P. **Hidrologia e Biomassa Primária da Região Nordeste do Brasil entre as latitudes de 8°00 “00” e 2° 44’ 30” “S” e as latitudes de 35° 56’30” e 31° 48’00’ “W”.** 1991. 217f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) CTG, UFPE, Recife. 1991.

COSTÓDIO, P.F.S. **Distribuição de nutrientes inorgânicos e bactérias no estuário do rio Camboriú/SC.** 2003. 110f., Dissertação (Mestrado de Engenharia Ambiental) Universidade Federal Santa Catarina- SC UFSC, Florianópolis 2003.

CPRH- Companhia de Pernambucana de Recursos Hídricos - Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco. Recife, Rel. Técnico, 101 p. 2000.

_____, Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. Recife, Companhia. Pernambucana do Meio Ambiente, Rel. Técnico, 90 p. 2005.

CREITZ , G. I.; RICHARDS, F. A. The estimation and characterization of the plankton populations by pigments analyses . III. A note the use of Millipore membrane filters in the estimation of plankton pigments. **Journal of Marine Research**, New Haven, v.14, p.211-216,1995.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional D.O.U. de 30/07/1986.

ESKINAZI-LEÇA, E., BARROS, H.M., 2000. Síntese Global e Recomendações. In: H.M. Barros, M., E. Eskinazi-Leça, S.J. Macedo, T. Lima (Coord.): **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais.** Recife, UFPE, Ed. Universitária, 252 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** (Interciência, 2ed), Rio de Janeiro. 602pp, 1998.

FEITOSA, F. A. N; NASCIMENTO, E. C. R.; COSTA, K. M. P. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com os parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife – Pernambuco) **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco** 27 (2):1-13. 1999.

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, v.39 p.5-17. 2006.

FLORES MONTES, M. J. **Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE.** 1996. 197 f., Dissertação (Mestrado) Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1996.

GRASSHOF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. **Methods of seawater analysis.** (Verlag Chemie, 2 ed), New York. 1983.

HUANG, X.P. The characteristics of nutrients and Eutrophication in the Pearl River estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, vol.47 (1-6), pp. 30-36, 2003.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.; KATIMA, J.H.Y.; JORGENSEN, S.E. Modelling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v.127, p.21-31. 2000.

KEMPF, M.; MABESOONE, J. M.; TINOCO, I. M. Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil). Generalidades sobre o fundo. **Trabalhos Oceanográficos Universidade Federal de PE**, Recife. N9/11, p.125-148. 1970

KRÜGER, G. C. T.; CARVALHO, C. E. V.; PEREIRA, A. G.; GONÇALVES, G.M.; TRUCOLLO, E. C.; SCHETTINI, C. A. F. Dinâmica de carbono orgânico dissolvido no estuário do Rio Paraíba do Sul, R. J., sob diferentes condições de maré e descarga fluvial. **Atlântica**, Rio Grande, 25: 27-33. 2003.

LIMA, T., QUINAMO, T., Características sócio-econômicas. **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais.** Recife, UFPE, Editora Universitária, 252 p. 2000.

LIRA, L. **Geologia do Canal de Santa Cruz e praia submarina adjacente à Ilha de Itamaracá –PE.** 107f. Porto Alegre, Dissertação (Mestrado em Geociências). Inst. Geoc., UFRS. 1975.

LOSADA, A. P. de M.; FEITOSA, F.A. do N.; LINS, I. C. Variação Sazonal e Espacial da Biomassa Fitoplanctônica nos Estuários dos Rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE) Relacionada com Parâmetros Hidrológicos. **Tropical Oceanography** (Revista Online), Recife, v. 31, n. 1. p. 1-29, 2003.

MACEDO, S.J., MELO, H.N., COSTA, K.M.P., Estudos Ecológicos da Região de Itamaracá – PE, Brasil. Condições Hidrológicas do Rio Botafogo. Recife, **Trabalhos Oceanográficos UFPE**, 17:81-122. 1982.

MARGALEF .R. **Limnologia**. Barcelona. Omega. 1983.

MELLO, R.L.S., TENÓRIO, D.O., A malacofauna. In: **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**; H.M. BARROS, E. ESKINAZI-LEÇA, S.J. MACEDO, T. LIMA (Coords.). Recife, Ed. Univ. UFPE, p 125-131. 2000.

MELO, A.A.S. **Nutrientes dissolvidos e biomassa primária nos estuários Botafogo e Carrapicho –PE**. 2007. 93f. Dissertação (Mestrado) Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, CTG – UFPE. Recife, 2007.

MEYER, U., On the fate of Mercury in the Northeastern Brazilian Mangrove System, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. Bremen, Bremen Univ. - Zentrum für **Marine Tropenökologie** (ZMT), PhDthesis, 94 f. 1996.

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

MORELLI, F. **Dinâmica de nutrientes inorgânicos na Enseada de Camboriú, Balneário Camboriú - SC**. 1997. 82f. Monografia - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, Itajaí. 1997.

NEDWELL, D.B. *et al.*, Variations of the Nutrients Loads to the Mainland U.K. Estuaries: correlation with Catchment Areas, Urbanization and Coastal Eutrophication. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 54, pp.951–970, 2002.

OLIVEIRA,C. L. B. **Estudos hidrobiológicos no estuário do Rio Serinhaém – Ba Salvador**, 1995. 46f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós Graduação em Produção Aquática, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia. 1995.

PASSAVANTE, José Zanon de Oliveira. Primary Production of Phytoplakton from Santa Cruz Channel. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**. Recife, v. 20. p. 157-172, 1987/89.

PEHLIVANOGLU , E.; SEDLAK, D.L. Bioavailability of wastewater – derived organic nitrogen to the alga *Selenastrum capricornutum* . **Water Research** v. 38, p.3186-3196. 2004.

PERKINS, E. J. Inorganic wastes, p 70-101, in Lenihan, J. & Fletcher, W.W. (eds.), **The marine environments**. Blackie & Son Ltd, Glasgow, 1977.

REDFIELD, A. C. 1934. On the Proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnston Memorial Volume. **University Press of Liverpool**, p. 26-77.

RICHARDS, F.A., THOMPSON, T.G. The estimation and characterization of plankton populations by pigments analysis. II A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. **Journal Marine Research**, New Haven, v.11, n.2, p.156-172, 1952.

ROTHLISBERG , P.C.; POLLARD, P.C.; NICHOLS, P.C.; MORIARTY, P.D.; FORBES, D.J.W.; JACKSON, C.J.; VAUDREY, D. Phytoplankton community structure and productivity in relation to the hydrological regime of the Gulf of Carpentaria, Australia, in summer. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v.45, p. 265-282. 1994.

SANTOS M. L. S.; MEDEIROS, C.; MUNIZ, K.; FEITOSA, A. N. F.; SCHWAMBORN, R.; MACÊDO, S. J. Influence of the Amazon and Pará Rivers on Water Composition and Phytoplankton Biomass on the Adjacent Shelf, **Journal of Coastal Research** 2008, 585-593

SEMHI, K. *et al.*, Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering/erosion processes and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry*, vol.15, pp. 865-878, 2000.

SHULER ,C.A.B.; ANDRADE, V.C.; SANTOS, D.S.O., Manguesal; Composição e Estrutura. In: **Gerenciamento Participativo de estuários e Manguezais**; H.M. Barros, E. Eskinazi – Leça, S.J.Macêdo, T.Lima (Coords.). Recife, ED, Universitária UFPE, 252p. 2000.

SILVA; L.A., da **Sedimentologia do Canal de Santa Cruz – Itamaracá – PE**. 2004. 98f. Dissertação (Mestrado) Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, 2004.

SILVA, M.A.M. **Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos e Clorofila- a na Coluna de Água no Estuário Rio Cachoeira, Ilhéus-Ba**. 2007. Dissertação (Mestrado) em Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Ba. 2007.

SIQUEIRA, G. W. Distribuição de Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos e Parâmetros Físicos e Físico-Químicos na Região Costeira Norte Brasileira. **Rev. de Gestão Costeira Integrada para Países de Língua Portuguesa**, v.3: 65-67p. 2003.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. 1972. A manual of seawater analysis. (**Bulletin Fisheries Research Board of Canada v. 125**), Ottawa.1-205 pp.

UNESCO. **Determination of photosynthetic pigments in sea water.** Report of SCOR/UNESCO Working group 17 with meet from 4 to 6 June 1964, Paris (Monographs on Oceanology Methodology) 69 p., 1966.

VOLLENWEIDER, R.A.; GIOVANARDI F.; MONTANARI G.; RINALDI, A. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and **Generalized Water Quality Index.** *Environmetrics*, v.9 p.561-570. 1998.

ZHANG, J.; YU, Z.G.; WANG, J.T.; REN, J.L.; CHEN, H.T.; XIONG, H.; DONG, L.X.; XU, W.Y. The subtropical Zhujiang (Pearl River) Estuary: Nutrient, Trace species and Their Relationship to Photosynthesis . *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v.49, p. 385-400. 1999.

ESTUDO DAS DIFERENTES FORMAS DE FÓSFORO NA COLUNA DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO RIO BOTAFOGO

1. INTRODUÇÃO

As águas estuarinas e costeiras estão entre os ambientes mais fertilizados no mundo (NIXON *et al.*, 1986; NOAA, 1996). Em geral, pode-se considerar que pelo menos quatro mecanismos atuam como fonte de material para um sistema estuarino: a lixiviação que promove o transporte do material alóctone da bacia de drenagem para o sistema; o material orgânico decomposto e carregado pelos rios; o lançamento de efluentes domésticos e industriais contabilizando uma grande carga de compostos, e o enriquecimento de nutrientes de origem marinha, que penetra o estuário por meio de correntes que movimentam águas profundas (SEWEL, 1978).

O fósforo é um dos elementos essenciais na vida dos organismos marinhos e exerce um papel fundamental nos processos metabólicos de transferência de energia, tanto na respiração como na fotossíntese. De todos os macronutrientes, o fósforo é um dos mais escassos em termos da sua abundância relativa em reservatórios disponíveis na superfície da terra. Este elemento ocorre em poucas formas químicas, resultantes da ciclagem quando os compostos orgânicos são remineralizados em fosfatos, os quais são novamente disponibilizados aos vegetais.

Os grandes reservatórios de fósforo são as rochas e outros depósitos formados em períodos geológicos passados. Estes depósitos, com o passar do tempo, sofrem gradualmente erosão e liberam fosfatos para os ecossistemas, com uma grande quantidade sendo carregada para o mar, principalmente pelo escoamento superficial dos rios, onde uma parte se deposita nos sedimentos rasos e outra parte se perde nos sedimentos profundos (ODUM, 1983).

O fósforo é um elemento nutritivo, sendo a forma mineral majoritária o ortofosfato, e é essencial à vida aquática. Em ambientes marinhos, o fósforo é encontrado em organismos vivos, na coluna d'água como fósforo inorgânico dissolvido (geralmente ortofosfato), como fósforo orgânico dissolvido e fósforo particulado (DAME, 1996). Aproximadamente 10% do fosfato inorgânico na água do mar está presente na forma de PO_4^{3-} e, praticamente, todo o restante do fosfato é encontrado na forma de HPO_4^{2-} (HANSEN & KOROLEFF, 1999).

Na água, o íon fosfato (P - orto) pode estar sob diferentes espécies iônicas em

função do pH do meio. Nas águas salobras túrbidas, a concentração do fosfato na fase líquida depende da quantidade e da natureza das partículas em função dos fenômenos de adsorção (AMINOT & CHAUSSPEID, 1983). A principal consequência da precipitação do íon fosfato 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 (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 fosfolípidos (ESTEVES, 1998).

O fósforo é principalmente transportado nas águas naturais nas frações de fósforo dissolvido e particulado, com formas orgânicas (compostos orgânicos: fosfatases, fosfolípidos, 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 disponibilizado 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, contém o fósforo principalmente como ortofosfato e fosfatos inorgânicos condensados, de 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).

A determinação do fósforo em matrizes ambientais qualifica a saúde do ecossistema, investiga os processos biogeoquímicos e monitora de acordo com a legislação a

concentração deste nutriente (PIMENTA, 2006). O fósforo exportado através de fontes pontuais e difusas pode resultar no aumento da produtividade primária levando a condição de eutrofização dos corpos d'água, com potencial desenvolvimento sazonal de algas tóxicas, podendo ter grandes impactos na qualidade global das águas (WCRSFOLD *et al.*, 2005; SMITH *et al.*, 2006).

O principal objetivo do presente trabalho foi estudar as diferentes formas dos componentes que participam do ciclo do fósforo na coluna de água no estuário do rio Botafogo através dos seus diversos compartimentos: fósforo inorgânico dissolvido, fósforo total dissolvido, fósforo orgânico dissolvido, fósforo total e fósforo particulado total. Além disso, relacionar essas diversas formas do fósforo com os parâmetros abióticos através de componentes principais.

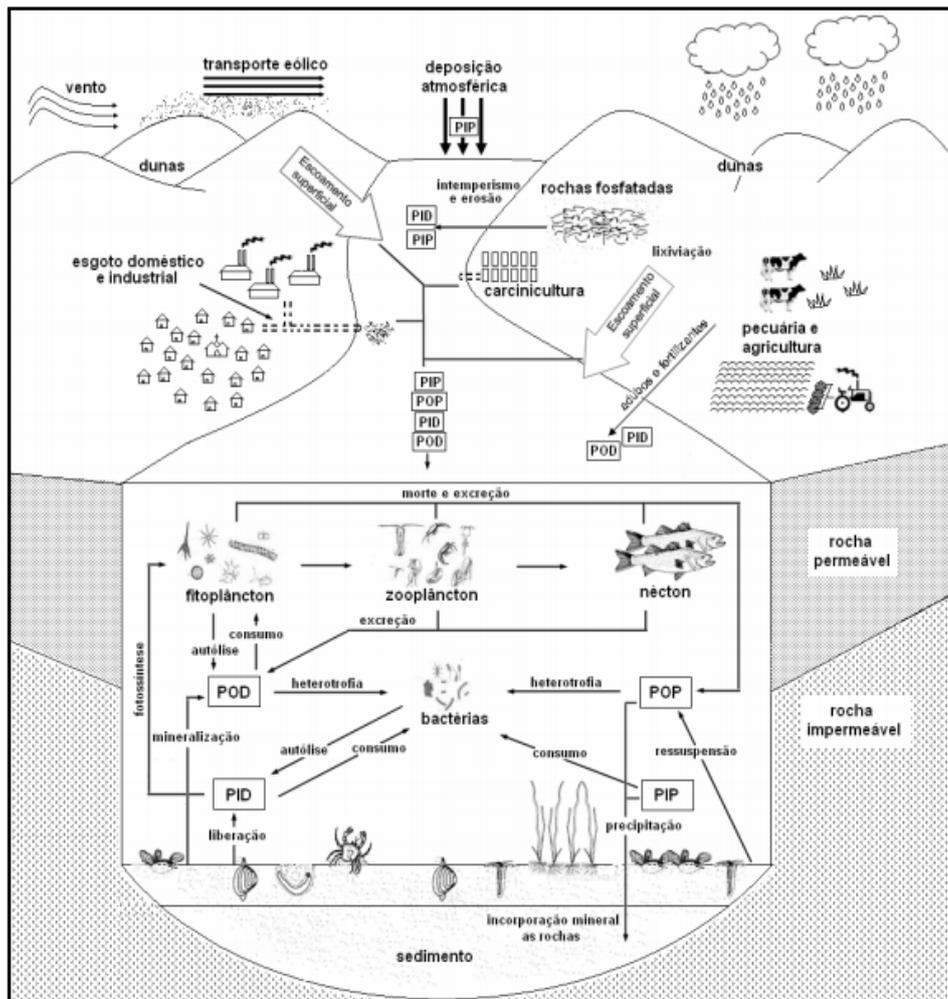


Figura 1. Ciclo biogeoquímico do fósforo. Modificado de Carmouze (1994) e Schuur (2006).

2. METODOLOGIA

As metodologias aplicadas em campo e em laboratório encontram-se descritas no capítulo I.

2.1. Compostos Fosfatados

Tabela 1. Formas do Nutriente, abreviações, método

Forma do nutriente	Abreviações	Método	Fonte
Fósforo Total	PT	Oxidação com Persulfato de potássio	Grasshoff <i>et al</i> , 1983
Fósforo Total Dissolvido	PTD	Oxidação com Persulfato de potássio	Grasshoff <i>et al</i> , 1983
Fósforo Total Particulado	PTP	PT – PTD	Grasshoff <i>et al</i> , 1983
Fósforo Dissolvido Inorgânico	PID	Ácido Ascórbico	Grasshoff <i>et al</i> , 1983
Fósforo Dissolvido Orgânico	POD	PTD – PID (obtido a partir da subtração dos valores de fósforo dissolvido total dos valores de fósforo dissolvido)	Grasshoff <i>et al</i> , 1983
Material em Suspensão	MPS	Gravimétrico	Baumgarten <i>et al</i> , 1996

2.2. Tratamento dos Dados

A descrição geral da metodologia utilizada no tratamento dos dados também se encontra descrita no capítulo I.

Os parâmetros estudados foram analisados através da Análise de Componentes Principais (ACP). NTSYS (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) da Metagraphics Software Corporation, Califórnia – USA.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Fósforo Inorgânico Dissolvido

As concentrações de fósforo inorgânico dissolvido (PID) no rio Botafogo variaram respectivamente, de valores não detectáveis a um máximo de $1,74 \mu\text{mol.L}^{-1}$, no ponto de coleta (E3) em julho durante o período chuvoso. Nos meses de estiagem, o mínimo foi de $0,21 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e máximo de $1,38 \mu\text{mol.L}^{-1}$, ambas no ponto de coleta (E1) em setembro e dezembro respectivamente (Tabela 2).

A distribuição espacial do PID na região estuarina do rio Botafogo, obedeceu a um padrão típico, sendo influenciado: de um lado pela contribuição das águas marinhas,

que diluem as concentrações na região da foz e, por outro lado, a entrada de efluentes que contêm elevados teores de fósforo.

Esse comportamento foi observado com variações nas concentrações do fósforo no ponto de coleta (E1), que variaram de valores não detectáveis a $1,45 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Sendo o ponto que apresentou valores mais elevados na camada próxima ao fundo, provavelmente devido a grande quantidade de material em suspensão, pela entrada de efluentes. Este ponto está localizado na parte mais interna do rio e de um modo geral, apresentou as maiores concentrações na baixa-mar.

O ponto (E2) não apresentou uma variação espacial definida. Os valores oscilaram de não detectáveis a $1,25 \mu\text{mol.L}^{-1}$, com uma variação vertical de até $0,82 \mu\text{mol.L}^{-1}$, entre superfície – próximo ao fundo. No ponto de coleta (E3), foi registrada a concentração mais elevada, de $1,74 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figura 2).

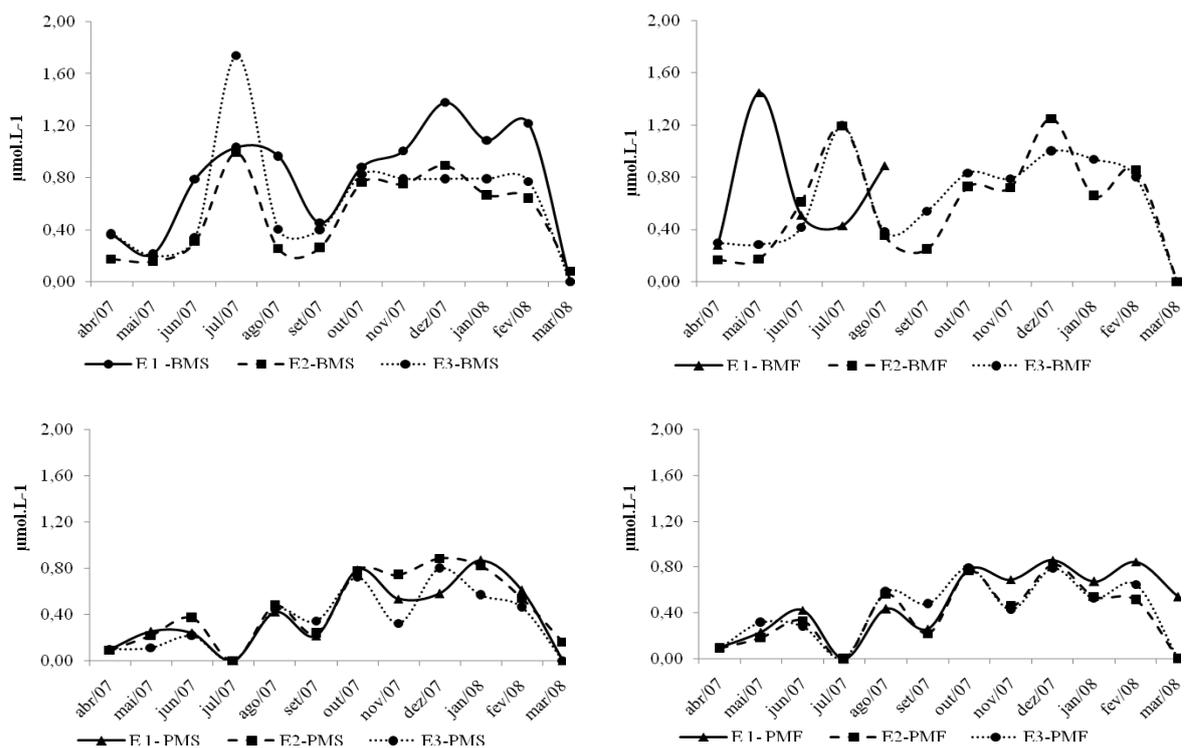


Figura 2- Variação anual do (PID) no estuário do rio Botafogo (PE).

O PID apresentou uma clara variação sazonal, principalmente na preamar, observando-se também uma diminuição da concentração dessa fração com o aumento da salinidade, do interior à boca do canal estuarino. No entanto, essas diminuições não foram conservativas, pois o fósforo é um nutriente que apresenta um padrão não

conservativo e tende a ser adsorvido pelo material particulado. Este padrão foi confirmado em outros ambientes (PEREIRA FILHO *et al.*, 2001, BRAGA 2000).

Uma variação sazonal semelhante à encontrada no presente trabalho foi registrada por FLORES MONTES (1996), no canal de Santa Cruz (PE); LOSADA (2003), nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (PE) e MELO (2007), na mesma área, onde os maiores teores foram registrados no período de estiagem.

No presente estudo, os maiores teores de biomassa fitoplanctônica coincidiram com as maiores concentração do fósforo, e as concentrações de clorofila *a* aumentaram da parte interna para o ponto de coleta (E3), no período chuvoso principalmente na baixa-mar. Esse comportamento se deve principalmente à grande quantidade de material sendo carregado pela drenagem terrestre e transportado na baixa-mar no ponto mais interno do rio.

A Resolução nº 357 do CONAMA (2005), não cita limites de fósforo dissolvido para águas salobras. Neste trabalho o valor a ser considerado como limite será o do estudo realizado para ambientes não poluídos, por Aminot e Chaussepied (1983), que estabeleceram $1 \mu\text{mol.L}^{-1}$ como concentração máxima de fósforo.

Para o estuário do rio Botafogo algumas concentrações do PID no ponto de coleta (E3), estiveram acima destas concentrações, provavelmente devido à maior influência do despejo de efluentes urbanos, agrícolas e das atividades de aqüicultura e carcinicultura, localizada próxima ao local que contribuem como fonte antropogênica de material orgânico para o estuário. O fósforo presente na carcinicultura representam alta carga de poluição para os recursos hídricos superficiais, sendo causa potencial de assoreamento do leito e eutrofização das águas (FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Apesar das concentrações no estuário do rio Botafogo receber influências antrópicas, as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido ($< 2 \mu\text{mol L}^{-1}$) obtidas no presente trabalho, foram baixas quando comparadas às de sistemas estuarinos que sofrem essa influência, como se pode observar na Tabela 2.

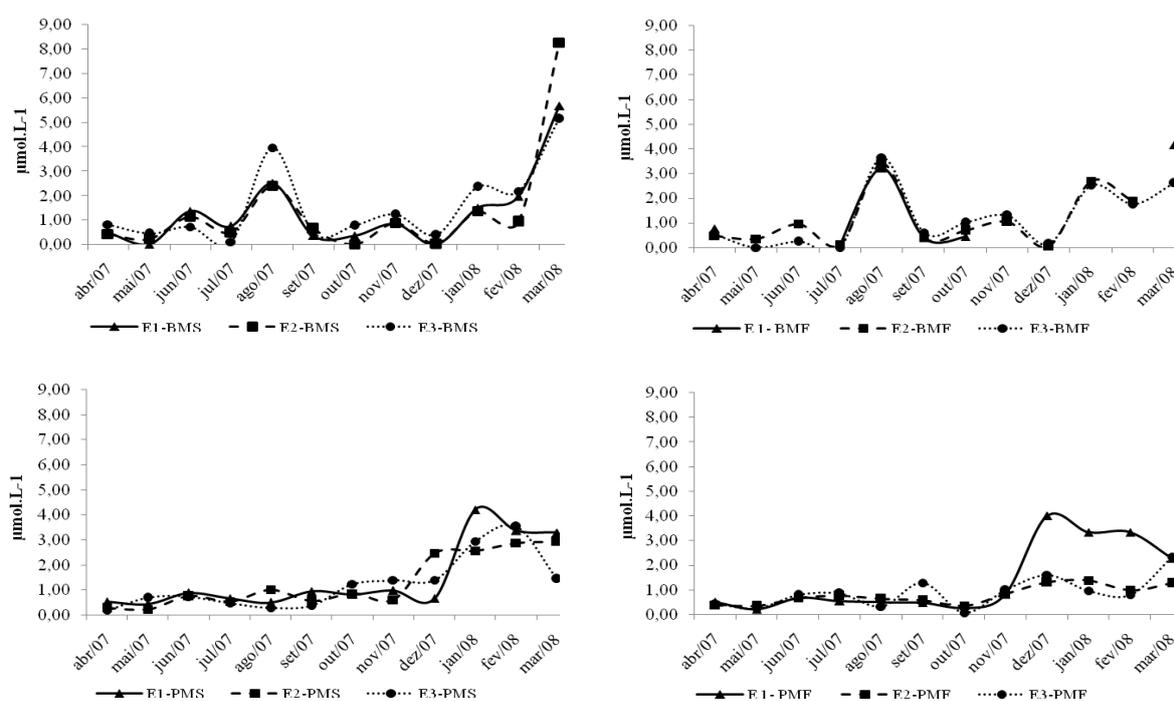
Tabela 2. Variação nas concentrações de fósforo (PID) em alguns estuários.

REFERÊNCIA	LOCAL	PID ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
Flegal <i>et al.</i> , 1991	San Francisco Bay, California	3,1 - 13,7 $\mu\text{mol L}^{-1}$
Clark <i>et al.</i> 1992	Hudson, Nova York	2,0 – 6,5 $\mu\text{mol L}^{-1}$
Fang, 2000	Tanshui, Northern Taiwan	0,35- 5,46 $\mu\text{mol L}^{-1}$
Pereira Filho, 2003	Itajaí-Açú, Santa Catarina	0,15 - 1,7 $\mu\text{mol L}^{-1}$
Pagliosa, <i>et al.</i> , 2005	Santa Catarina, Brasil	0,22 – 1,20 $\mu\text{mol L}^{-1}$
Presente Estudo	Rio Botafogo-PE	Nd – 1,74 $\mu\text{mol L}^{-1}$

3.2. Fósforo Orgânico Dissolvido

Os valores estimados do fósforo orgânico dissolvido variaram de valores não detectáveis, no ponto de coleta (E3) em julho um máximo de $8,26 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no ponto de coleta (E2) em março/2008, durante o período chuvoso na baixa-mar. Nos meses de estiagem, apresentou valores não detectáveis e um máximo de $4,21 \mu\text{mol.L}^{-1}$ no ponto de coleta (E1) em janeiro na preamar.

A distribuição do POD no estuário do rio Botafogo, apresentou pequenas variações durante o ano de estudo em ambas as marés, com concentrações mais elevadas em geral no período de estiagem. (Figura 3).

**Figura 3.** Variação anual do (POD) no estuário do rio Botafogo (PE).

Observou-se valores elevados do POD pontuais (além da máxima em março/2008), também no mês de agosto e estes aumentos podem estar relacionados ao período de colheita e moagem da cana, que a exemplo das demais áreas canavieiras do litoral pernambucano, estende-se de agosto a fevereiro, época seca do ano (CPRH,2003).

O fósforo é transportado das águas dos rios para os oceanos nas frações dissolvidas e particuladas, nas formas orgânicas e inorgânicas, passando pelos estuários onde ocorrem processos que alteram a disponibilidade biológica e o fluxo deste elemento. O fósforo é assimilado pelo fitoplâncton, bactérias, e plantas bênticas e é remineralizado por atividades heterotróficas dos animais e microorganismos (SANTOS *et al.*, 2007).

Ao ser carregado pelos rios, o fósforo pode ficar em meio aquoso ou ser depositado nos sedimentos sob diferentes formas, que irão descrever os processos antrópicos que influenciam as bacias e possivelmente os processos naturais, visto que interferem nos processos biogeoquímicos e na sedimentação de materiais (MOZETO *et al.*, 2001).

Caso o fósforo carregado alcance o fundo, o mesmo poderá ficar acumulado no sedimento ou voltar à coluna de água. Em condições de anaerobiose, o fósforo será liberado do sedimento, podendo novamente ser transportado por ação física às camadas superiores (HENDERSON –SELLERS *apud* FLORES MONTES 2003).

De acordo com Day *et al.*,(1989), o fósforo inorgânico dissolvido é assimilado pelas algas e bactérias e o fósforo orgânico particulado, pode ser liberado na forma de fosfato ou como fósforo orgânico dissolvido, o qual pode ser decomposto pela ação das bactérias liberando fosfato biodisponível.

No presente estudo, as concentrações do POD excederam a do PID no verão e coincidiram com uma pequena elevação na produtividade nas águas superficiais, sugerindo que o POD foi utilizado como fonte de fósforo pela comunidade biológica, devido provavelmente à presença da enzima fosfatase alcalina (APase). Ruttenber *et al.*, (1998) descreveram que a presença desta enzima (APase), nas algas e bactérias, indica limitação do PID e sugere que os organismos estão hidrolizando POD para satisfazer sua demanda nutricional de fosfato.

Os valores das medianas do POD nas águas superficiais de ($1,38 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e os verificados para o PID ($0,5 \mu\text{mol.L}^{-1}$), quando comparados as concentrações médias

encontrada por Santos (2004) nas águas superficiais de POD ($0,49 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e para o PID de ($0,12 \mu\text{mol.L}^{-1}$), ambos na camada eufótica, sugeriu que o PID não está sendo limitante. Fato esse, confirmado pela relação de Redfield na área em estudo, com valores abaixo de 16:1 na maior parte do tempo do período estudado.

Outros estudos, indicaram que o POD pode contribuir significativamente nos estuários (Ormaza- Gonzalez & Statham, 1991; Conley *et al.*, 1995; Weston *et al.*, 2003), como também ser reconhecido como fração significativa do fósforo e como fonte potencial de fósforo para os organismos marinhos costeiros (BROCKMANN *et al.*, 1999) e em oceano aberto (SMITH *et al.*, 1985; ORRETT & KARL, 1987; KARL & YANAGI, 1997).

3.3. Fósforo Total Dissolvido

As concentrações de fósforo total dissolvido (PTD) obtidos no ponto de coleta (E1) variaram de 0,25 a $5,68 \mu\text{mol.L}^{-1}$ nos meses de maio e março/08 respectivamente, ambos na superfície (Tabela 2). Com relação ao perfil vertical, não foi observado uma variação acentuada, devido a pouca profundidade deste ponto de coleta, e a falta de dados próximo ao fundo. Porém, o que ficou bastante evidente na variação entre marés, principalmente no período chuvoso, foram as concentrações mais elevadas na baixa-mar superfície, diminuindo na preamar .

A variação na concentração no ponto de coleta (E2), não apresentou um comportamento diferenciado do ponto de coleta (E1). Neste, a variação encontrada dos valores de fósforo total dissolvido foi de 0,37 a $8,34 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Não foi detectada uma oscilação considerável ao longo do período amostrado. O maior valor de PTD $8,34 \mu\text{mol.L}^{-1}$ foi registrado no mês de março/08 na superfície (Tabela 2).

O ponto de coleta (E3) apresentou valores de PTD que variaram de 0,22 a $5,14 \mu\text{mol.L}^{-1}$ em maio/07 e março/08 respectivamente. Observou-se um aumento da concentração nos primeiros meses estudados (abril a agosto), seguidos da redução dos valores nos meses (setembro a dezembro) e um aumento em janeiro a março, onde foram registrados os maiores valores. Com relação ao perfil vertical, foi observada uma redução dos valores no sentido superfície-fundo, o que fica bastante evidente no período de estiagem (Figura 4).

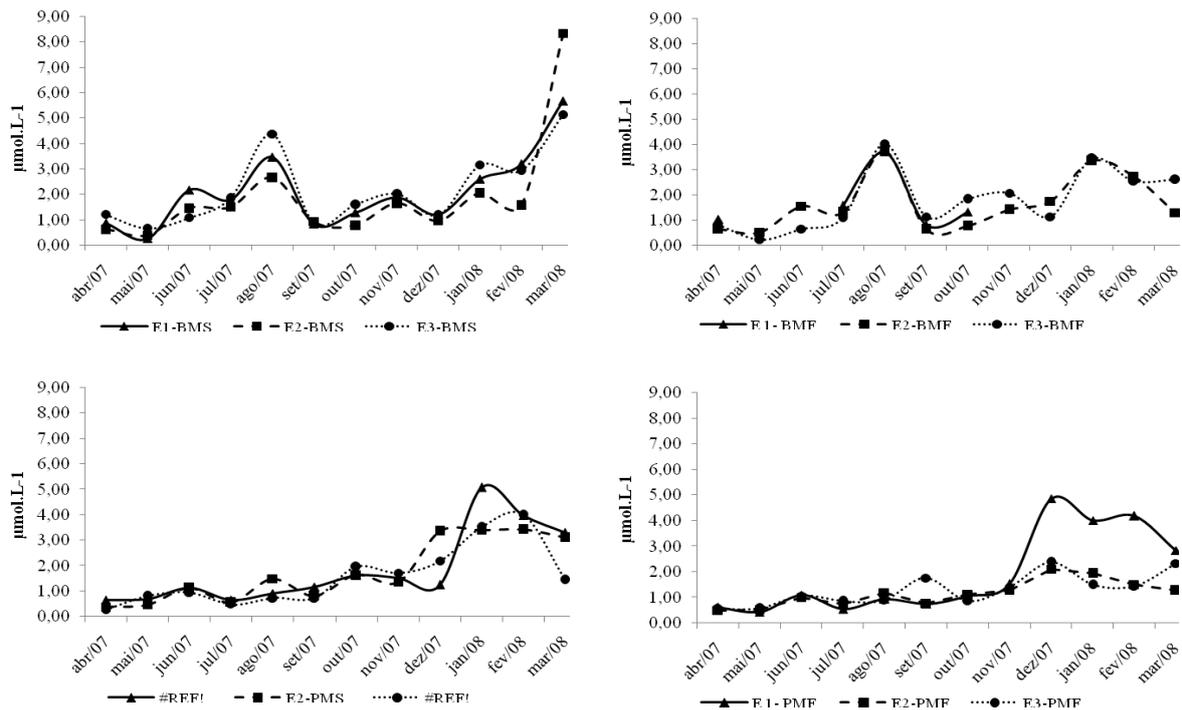


Figura. 4- Variação anual do (PTD) no estuário no estuário do rio Botafogo (PE).

As concentrações do PTD apresentaram uma variação sazonal com valores mais baixos nos meses de junho e julho e aumento no mês de agosto referente ao período chuvoso. No período de estiagem, valores menores nos meses de setembro e outubro, seguido de valores mais elevados nos meses de janeiro e fevereiro. Esse aumento nas concentrações de fósforo indica a ocorrência de fontes antrópicas para o ambiente estuarino. O ponto (E3), pode estar sendo influenciado pelos despejos que recebe de efluentes de carcinicultura existentes próximo ao local. Fato também observado por Eschrique (2007) no estuário do rio Jaguaribe, em estações de coleta próximas a efluentes de carcinicultura que aumentaram de 2 a 3 vezes os teores médios da fração PT e, de 3 a 13 vezes os teores médios da fração PTP.

3.4. Fósforo Total

Os valores do fósforo total (PT) obtidos no ponto (E1), variaram de não detectáveis, a máximo de $11,57 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Constatou-se um aumento da concentração de fósforo total, partindo de valores mais baixos nos meses do período chuvoso (abril a agosto/2007) para os meses correspondentes ao período de estiagem (setembro/2007 a fevereiro/2008), seguido de redução no mês de março/2008. Com relação ao perfil

vertical, observou-se um aumento dos valores no sentido superfície - fundo o que ficou mais evidente na preamar.

Os pontos (E2) e (E3) apresentaram um comportamento semelhante. Foi detectado valores mais baixos no período chuvoso e um aumento no período de estiagem.

O PT apresentou uma distribuição semelhante tanto na baixa-mar quanto na preamar na superfície, com os valores mais elevados encontrados no ponto de coleta (E1) (com menor profundidade) principalmente na camada de fundo (Figura 5).

Em relação a variação sazonal, observou-se que os três pontos de coleta apresentaram concentrações mais elevadas no período de estiagem.

Os teores de fósforo total ao longo do estuário do rio Botafogo foram altos na sua maioria, quando comparados a concentração média de um estuário não poluído, que segundo Baumgarten *et al.*, (1996) está em torno de $(1,2 \mu\text{mol.L}^{-1})$. Outros autores também encontraram concentrações mais baixas de fosfato, Becker (2001) para a costa do Ceará, que variou de $(<0,1 \text{ a } 0,54 \mu\text{mol.L}^{-1})$ em 1998; no estuário do rio Jaguaribe, as concentrações de fósforo total encontrada por Eschique (2008) foram de $0,2 \text{ a } 6,6 \mu\text{mol.L}^{-1}$.

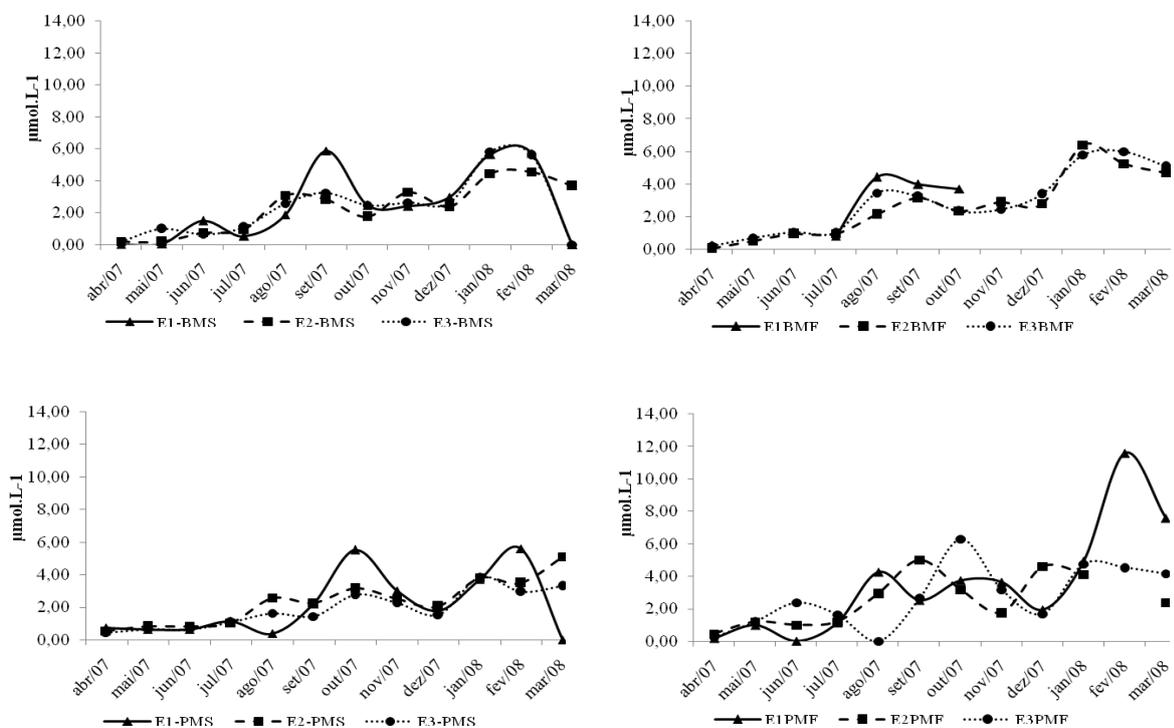


Figura. 5- Variação anual do (PT) no estuário do rio Botafogo (PE).

O PT na coluna da água está presente em maior quantidade próximo ao fundo e no ponto de coleta (E1) (menor profundidade), o que possibilita que as correntes verticais e a turbulência disponibilize o fósforo. De uma maneira geral, o fósforo tende a ser adsorvido em ambiente aeróbico e liberado em ambiente anóxico (BAUMGARTEN *et al.*, 2001). A degradação microbiana da matéria orgânica acumulada no fundo dos estuários pode ser o principal processo de consumo de oxigênio e da difusão do fósforo para a coluna d'água. Este fato foi observado no ponto de coleta (E1), com um mínimo de oxigênio de $1,77\text{ml.L}^{-1}$. Vale ressaltar que o fósforo não está sendo retido no estuário, apenas se mantém no sedimento pelo seu mecanismo de retenção, representando um reservatório temporário adicional para a produção primária (SMIL, 2000).

A adsorção do fósforo ocorre em duas etapas: (i) rápida adsorção do fósforo na superfície do sedimento, (ii) lenta incorporação do fósforo na estrutura da fase sólida do sedimento. Uma vez formados compostos estáveis de fósforo com metais presentes no sedimento, ele dificilmente será liberado para a coluna d'água. Dentre os processos que podem influenciar esse mecanismo estão as variações de salinidade, pH e da própria concentração de fosfato.

A matéria orgânica é um importante componente do material particulado em suspensão e sedimentado. Segundo Noe *et al.*, (2007), esses sólidos podem ser caracterizados tendo como potenciais fontes orgânicas de particulados suspensos, os organismos planctônicos, matéria orgânica ressuspensa da zona bêntica (detrital e algal) e fragmentos de tecidos das macrófitas aquáticas em áreas estuarinas, influenciando uma variedade de processos biogeoquímicos. É o principal fator controlador das condições redox, da concentração de oxigênio em águas de fundo, do ciclo do fósforo e outros nutrientes, e dos metais traços. Esse fato explica as altas concentrações de material em suspensão próximo ao fundo e a baixa concentração do PT na mesma profundidade.

3.5. Fósforo Total Particulado

Segundo Valiella (1984), os processos de regeneração do íon fosfato através da remineralização do fosfato orgânico dissolvido e da excreção do zooplâncton, bem como os processos de sua absorção pelo fitoplâncton, são muito rápidos. Assim, o seu

tempo de residência em águas oligotróficas é de apenas alguns minutos. Portanto, o fósforo presente na água se encontra principalmente sob a forma particulada.

O fósforo total particulado (PTP), no ponto de coleta (E3) (único ponto onde foi possível detectar esta fração do fósforo) durante o período de estudo, apresentou valores elevados de $5,41 \mu\text{mol.L}^{-1}$ na preamar fundo em outubro e $3,42 \mu\text{mol.L}^{-1}$ na baixa-mar fundo, em fevereiro (Figura 6).

As concentrações do PTP apresentaram uma sazonalidade aparente, principalmente na baixa-mar, com valores mais baixos no período chuvoso e valores mais elevados no período de estiagem. Sugerindo que pela maior quantidade de material suspensão no período chuvoso o fósforo esteja sendo adsorvido, diminuindo suas concentrações na coluna d'água.

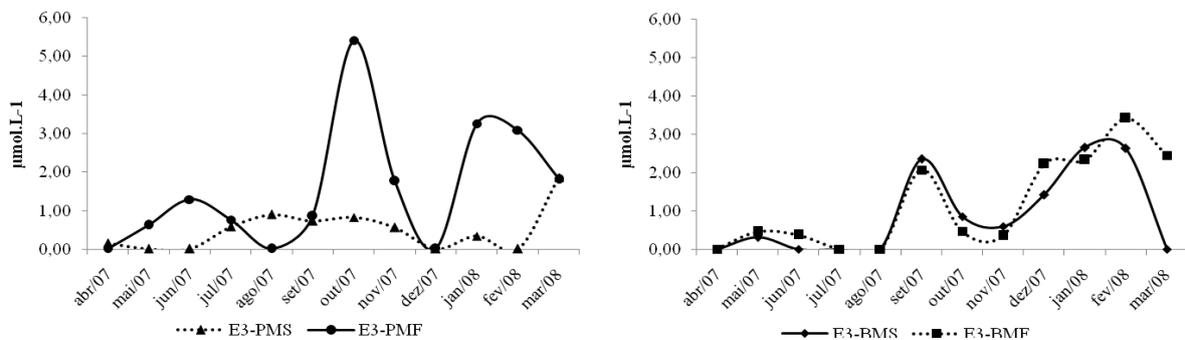


Figura. 6 - Variação anual do (PTP) no estuário do rio Botafogo (PE).

A dinâmica do ciclo do fósforo também foi avaliada por Aguiar (2002), que estudou a variabilidade sazonal dos teores de fósforo no sistema estuarino de Santos/São Vicente e descreveu o fósforo particulado como sendo predominante sobre as formas dissolvidas tanto no inverno (maré de quadratura variou de $8,65$ a $34,65 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e, na maré de sizígia, de $2,71$ a $103,86 \mu\text{mol.L}^{-1}$), como no verão (maré de quadratura variou de $6,54$ a $35,65 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e, na maré de sizígia, de $34,65$ a $23,51 \mu\text{mol.L}^{-1}$), caracterizando o ambiente como impactado em relação ao fósforo.

No estuário de Tanshui, a concentração de fósforo particulado encontrada por Fang (2000) foi de $0,28$ a $9,47 \mu\text{mol.L}^{-1}$, com uma diminuição da concentração em direção ao mar aberto. Comparando-se os valores descritos para o Canal de Santos e do estuário de Tanshui, com os encontrados no presente estudo, pode-se observar haver um incremento de PTP no ponto de coleta (E3) no rio Botafogo. Mesmo representando uma concentração relativamente alta, essa não indicou um aumento no processo de remoção

do PID, sugerindo que a adsorção ao sedimento em suspensão não foi um mecanismo importante, uma vez que nesse ponto de coleta a salinidade é relativamente alta.

4. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Para tratamento dos dados foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP) usando os dados hidrológicos, juntamente com os componentes do fósforo (exceto o PPT) e a biomassa fitoplanctônica.

De acordo com a ACP realizada para o rio Botafogo, foi verificado que os três fatores corresponderam a explicação de 44,75% dos parâmetros ambientais, cabendo ao primeiro 24.09%, o segundo 20.66% (Tabela 3).

O primeiro componente principal (PC1) explicou 24.09% da variância total e mostrou que a maior influência foi do fósforo total (0.74) seguido do fósforo total dissolvido (0.73) e fósforo orgânico dissolvido (0.69), que representam os mais altos coeficientes com uma relação positiva entre eles. Este componente apresenta correlação positiva também do fósforo inorgânico dissolvido, salinidade, oxigênio, pH e o material em suspensão. O DBO e a clorofila *a* apresentam-se com pesos negativos (Tabela 3).

O segundo componente principal (PC2) explicou 20.66% da variância total, e que pode ser interpretada como um contraste entre, de um lado a salinidade, oxigênio, pH com pesos positivos, dos quais o peso mais significativo foi o da salinidade (0,66); e do outro lado todas as frações do fósforo (PID, PTD, POD, PT) com pesos negativos dos quais o mais significativo foi o do fósforo total dissolvido (-0,63) (Tabela 3).

Tabela 3- Pesos e variância explicada pelas três primeiras componentes principais da análise entre as frações de fósforo e os parâmetros ambientais.

Variável	PC1	PC2
SAL	0.52	0.66
OD	0.28	0.31
DBO	-0.21	-0.49
Ph	0.54	0.64
MPS	0.19	0.06
PID	0.16	-0.06
PT	0.74	-0.10
PTD	0.73	-0.64
POD	0.69	-0.63
Chl-a	-0.35	-0.24
Variância explicada (%)	24.09	20.66

A (PC2) correlacionou negativamente as frações do fósforo entre si, e é possível perceber o contraste de todas as frações do fósforo com a salinidade, indicando que as maiores concentrações estão nas estações que recebem menor influência de água salgada.

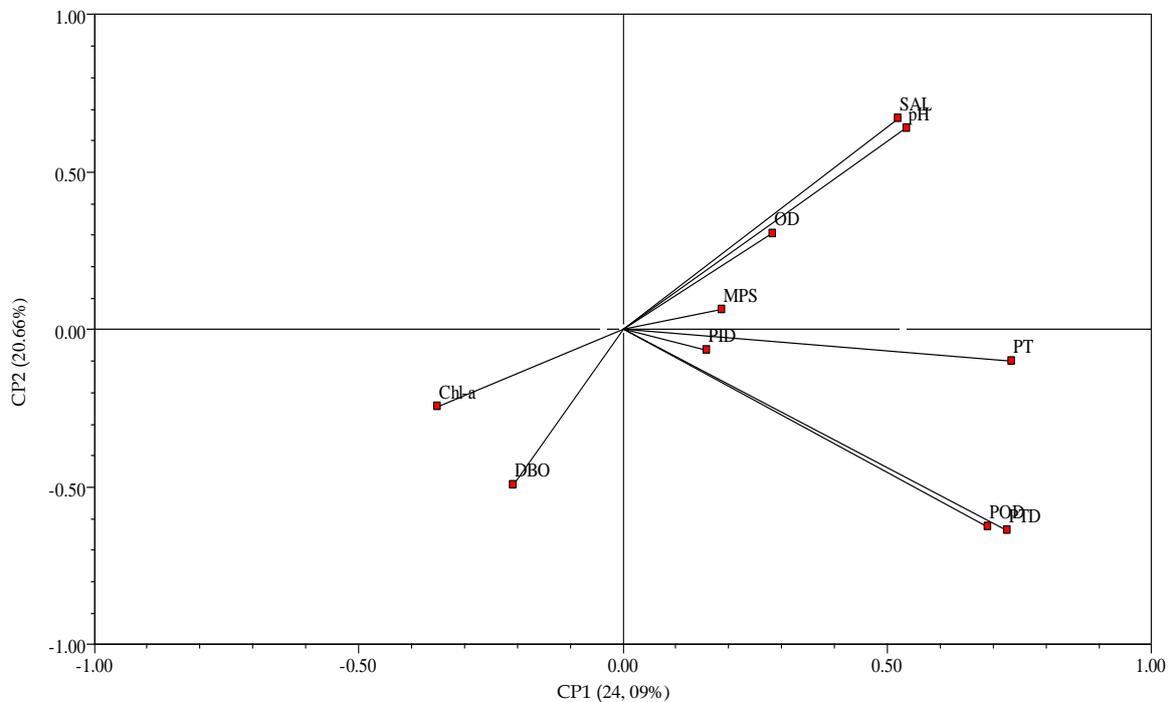


Figura 7- Gráfico dos pesos nas variáveis nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e dos parâmetros ambientais.

Analisando os dados em um segundo eixo com a relação entre o período de estiagem (S) e chuvoso (C), observa-se que os dados em PC1 e PC2, apresentam uma separação entre período de estiagem e chuvoso (Figura 8). Com os pontos relacionados ao período de estiagem localizados mais a direita do gráfico indicando valores positivos e de maior peso em PC1 das frações de PT, POD e PTD.

Na PC1 os dados do período chuvoso, se localizam a esquerda do gráfico, isto é, têm escores negativos, indicando menores valores de salinidade e pH e ao mesmo tempo com escores positivos no segundo eixo R2, o que indica também elevadas concentrações de nutrientes.

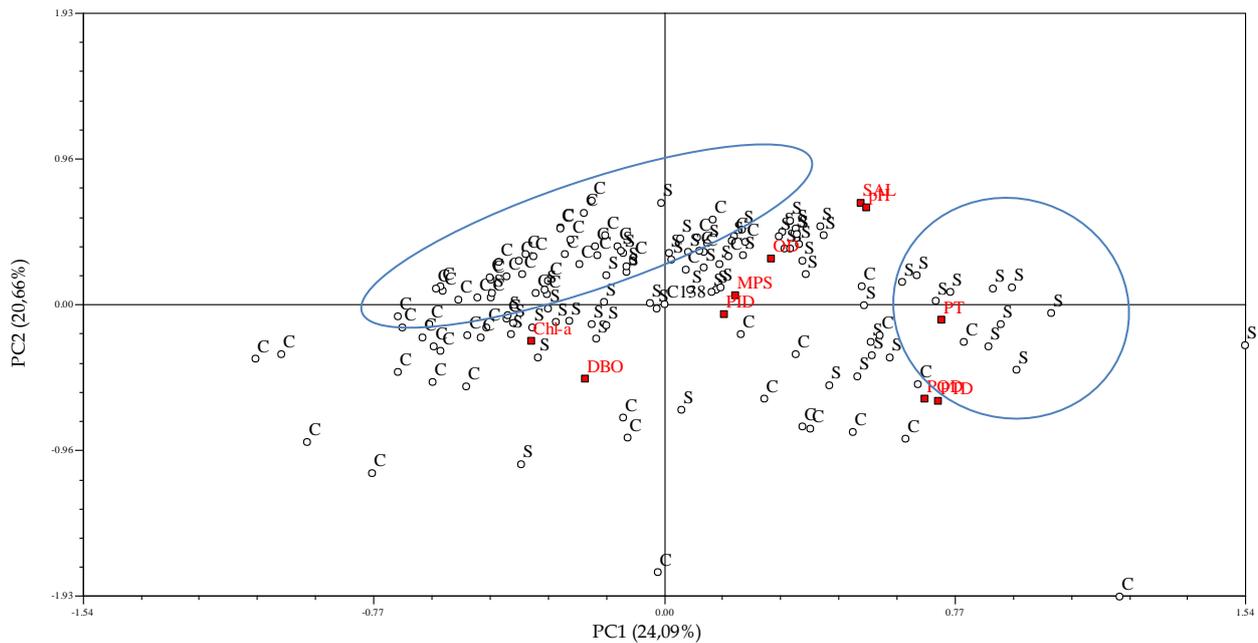


Figura 8: Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e dos parâmetros ambientais entre os períodos de estiagem (S) e chuvoso (C).

No período de estiagem os escores apresentam maior dispersão dos dados, mostrando uma maior variação dos parâmetros neste período do ano, ressaltando maiores concentrações de salinidade, pH e oxigênio. Valores mais acentuados destes parâmetros no verão mostram que o fluxo fluvial neste período do ano decresce, diminuindo os valores dos nutrientes, a correlação negativa observada do PID, PT, PTD, POD com a salinidade, pH e o oxigênio, indicam que as menores concentrações do fósforo estão nos pontos de maior influência marinha. A relação com o OD indica o processo de oxidação que ocorre no ciclo do fósforo.

Na PC2 o pH apresentou correlação inversa com todas as frações de fosfato presente na água, confirmando que as águas fluviais de menor pH contribuíram como fonte de fósforo para a coluna d'água.

Na tentativa de explicar o comportamento das frações do fósforo no estuário, foi associado os resultados da coluna de água aos de sedimento, estudo realizado por Gaspar (2009) na mesma área do presente trabalho, no ponto de coleta (E3), correspondendo a três meses no período de estiagem e três no período chuvoso. Segundo Katsaounos *et al.*, (2007), o fósforo apresenta uma tendência a acumular-se nos sedimento das regiões estuarinas, em virtude da precipitação do fósforo particulado, com o aumento de salinidade e pH.

Foi aplicada uma ACP das concentrações de fósforo na água, as concentrações de fósforo no sedimento, (PA- Fósforo Inorgânico Apatítico), que se encontra ocluso, ligado à estrutura cristalina dos minerais de cálcio, possui forte energia de ligação e é considerado pouco mobilizável, o (PINA- Fósforo Inorgânico não Apatítico – biodisponível) é composto pelo fósforo reativo solúvel, e o fósforo ligado a óxidos e hidróxido de ferro e alumínio, presos através de ligações iônicas nas superfícies dos colóides ou associados ao carbono orgânico e (PO- Fósforo Orgânico) é proveniente dos fósfolípidos, fosfoproteínas, ATP, DNA, RNA, lançamentos de esgoto no corpo hídrico, e também as concentrações da salinidade, pH, OD, DBO e o material em suspensão. (Figura 9).

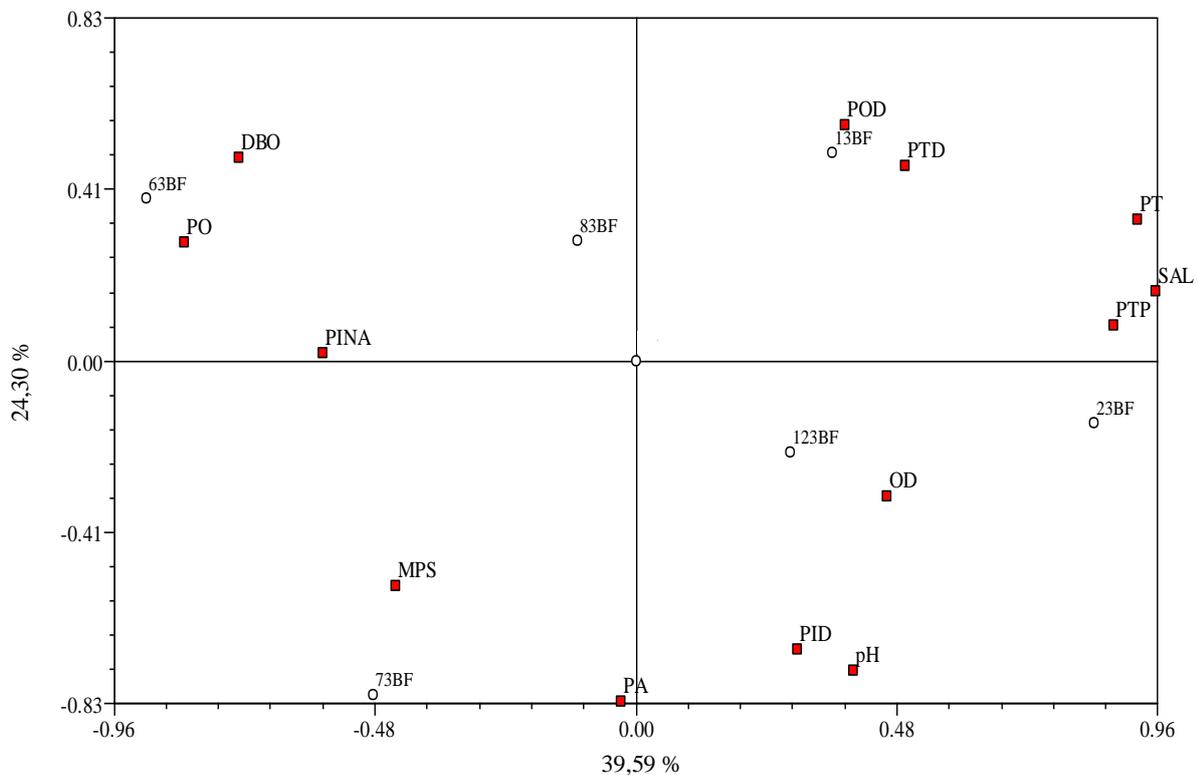


Figura 9: Gráfico dos escores nas duas primeiras componentes principais das frações de fósforo e dos parâmetros ambientais.

Na primeira componente, foi observado um contraste entre as concentrações de fósforo na água, todos com pesos positivos, com as concentrações do sedimento, todas com pesos negativos, fato também observado em um estuário poluído estudado por Pagliosa *apud* Gaspar (2009), em Santa Catarina, relatando ainda que em estuários não poluídos essa relação foi positiva, sugerindo que o estuário do rio Botafogo está

recebendo pressão das atividades antrópicas. Segundo Cerco (2000), a quantidade e à velocidade das reações a que os fosfatos estão submetidos na coluna de água também podem representar essa relação. Também pode ser observado que as correlações do PT e PTD com os parâmetros hidroquímicos tais como a salinidade e o oxigênio dissolvido foram significativos na PC1, caracterizando a dependência das precipitações sedimentares e, conseqüentemente, a retirada de fósforo total e inorgânico da coluna d'água para o sedimento e vice-versa (Anexo 5).

Na segunda componente as frações do fósforo apresentaram correlação com o DBO. O ciclo dos elementos biogênicos se concentram em grande parte no sedimento superficial e na camada d'água adjacente sendo comumente os locais onde se concentram intensas atividades bacterianas de mineralização da matéria orgânica, liberando fósforo na fração dissolvida para a coluna de água, sendo confirmada pela relação inversa do PID (positivo) com a DBO (negativo).

Ao contrário da variação sazonal encontrada para as frações de fósforo na água, que foi de maneira geral mais elevada no período de de estiagem como representado na figura 10, no sedimento Gaspar (2009) encontrou concentrações mais elevadas no período chuvoso com valores de $PA < PINA < PO$.

As argilas apresentam grande capacidade de adsorção do fósforo, reduzindo consideravelmente a concentração deste íon na coluna d'água (ESTEVES,1998). Como observado por Gaspar (2009), o rio Botafogo é composto principalmente por sedimentos finos, compostos por cerca de 80% de silte-argila, indicando um local de menor energia hidrodinâmica, propício para o assentamento das partículas finas do sedimento, atribuindo as altas concentrações do fósforo biodisponível e orgânico ao silte-argila por apresentarem relação direta dos mesmos, devido a processos de retenção dos fosfatos nas superfícies das partículas do sedimento através de ligações iônicas.

Segundo Baumgarten *et al.*, (2001), as características físicas do solo (mangue) deste tipo de ecossistema baseado em material argiloso, silte, areia e lama favorecem a ressuspensão, fazendo com que a barreira da interface seja facilmente rompida, liberando para a coluna de água os fosfatos contidos na água intersticial da coluna sedimentar.

Observa-se que quando as concentrações de PID diminuem na água, uma diminuição também ocorre no PINA no sedimento, indicando que o PID pode estar sendo retido no sedimento. Observamos também que à medida que no sedimento as

concentrações de PO diminuem, na água a concentração desta fração do fósforo orgânico aumenta, mostrando a difusão para a coluna de água tanto no período de estiagem, como no chuvoso (Figura 9).

Os resultados evidenciam que com o aumento das atividades antrópicas, das fontes de poluição pontual e, principalmente, da distribuição destas na água, aumentam as concentrações de fósforo nas diferentes formas, durante o período de estiagem, tanto de alta quanto de baixa intensidade das atividades antrópicas.

As diferenças significativas entre as variáveis sazonais e entre as frações de fósforo e as demais variáveis, reforçam que existe potencial de eutrofização do ecossistema estuarino através da adição de altas concentrações deste nutriente no estuário, que aparentemente contribuem para o seqüestro de fósforo da coluna de água e sua deposição nos sedimentos. Entretanto, com o possível avanço do estado trófico do estuário, é possível que esta imobilização ocorra, porém quantidades significativas de fósforo inorgânico permaneça em solução, favorecendo ainda mais o aumento da trófica do estuário.

5. CONCLUSÕES

- A correlação inversa das frações de fósforo com a salinidade, mostra que as maiores concentrações de fósforo na água estão a montante do estuário, nos pontos de coleta de menor salinidade, indicando a influência da água fluvial no aumento deste nutriente.
- As características com relação aos componentes do fósforo no estuário do rio Botafogo foram controladas em grande parte pela dinâmica marinha. Entretanto, a contribuição dos aportes fluviais foi influente, principalmente durante o período de estiagem.
- O estuário do rio Botafogo é um ambiente com boa disponibilidade de fósforo, que é originado de diversas fontes antropogênicas, pelo aporte fluvial de concentrações naturais e antrópicas deste nutriente e, pela liberação de fósforo do compartimento sedimentar para a coluna d'água estuarina.
- O ponto (E1) apresentou elevada concentração das frações de fósforo, indicando receber maior influência de efluentes domésticos.
- As características físicas e químicas do rio Botafogo apontam para um eventual quadro de eutrofização, o que provocará a degradação desta área estuarina.
- A concentração de fósforo na água é mais elevada no período da moagem da cana, o inverso que ocorre nos teores no sedimento, que aumentam com a intensidade pluviométrica.
- Essas cargas de fósforo se focalizam principalmente nos aportes típicos de origem urbana como esgotos domésticos e escoamento urbano. Outras atividades como cana de açúcar também contribuem com os altos níveis de nutrientes que chegam ao sistema estuarino.
- A clorofila *a* esteve inversamente correlacionada com a distribuição das frações do fósforo na água, indicando que o fósforo não é um nutriente limitante com relação a produtividade primária.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR V. M. C. **Estudo da dinâmica do fósforo no sistema estuarino de Santos/São Vicente em seu trajeto em direção à baía de Santos.** 2002 166f. Dissertação (Mestrado) Oceanografia, Universidade de São Paulo, Brasil, 2002.

AMINOT, A.; CHAUSSPIED, M. **Manual des analyses chimiques em Milieu Marin.** 1ed. [S.1.]: CNEXO: BREST CEDEX, 395p., 1983.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em Oceanografia Química,** Rio Grande: FURG, 132p. 1996.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; POZZA, S.A. **Qualidade de Águas.** Rio Grande: Ed. Da FURG, 166p. 2001.

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

BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L.; BONETTI-FILHO, J., Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brasil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p.165-173, 2000.

BROCKMANN, U. *et al.*, Conversion of nutrients in the Elbe river plume during drift experiments in the German Bight during spring 1995 and summer 1994. **Dt. Hydrogr.Z.[S.1.]**, v. 51, p.293-312, 1999.

CERCO, C. F. Chesapeake Bay eutrophication model. In:HOBBIE, J. E. (ed).**Estuarine science: a synthetic approach to research and practice**, Washington, DC.:Island Press, p. 363-404, 2000.

CHESTER, R. **Marine Geochemistry.** 1ed. London: Champman & Hall. 698p. 1990.

CLARK, J. F.; SIMPSON, H. J.; BOPP, R. F.; DECK, B. Geochemistry and loading of phosphorus and silicate in the Hudson Estuary. **Estuarine Coastal Marine Science**, London, v. 34, p. 213-233, 1992.

CPRH, **Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco**. 2003. Disponível em [http:// www.cprh.pe.gov.br](http://www.cprh.pe.gov.br). Acesso em : 10 Dez 2010.

DAME, R. F. **Ecology of marine bivalves: An ecosystem approach**. New York: CRC press, 254 p., 1996.

DAY, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; ARANCIBIA, A. Y. **Estuarine Ecology**, Wiley and Sons, New York, 558f., 1989.

ESCHRIQUE, S.A., **Hidroggeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE)**. 2007. 100f., Dissertação (Mestrado) Ciências Marinhas Tropicais. Instituto de Ciências do Mar, Ceará, 2007.

ESCHRIQUE, S.A.; MARINS, R.V.; MOREIRA, M.O.P. & ALMEIDA, M.D. **Hidroggeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE)**. *In: Oceanografia e Mudanças Globais*. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo p. 629-647, 2008.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. (Interciência, 2ed), Rio de Janeiro. 602pp, 1998.

FANG, T. H. Partitioning and behaviour of different forms of phosphorus in the Tanshui estuary and one of its tributaries, Northern Taiwan. **Estuarine Coastal Shelf Science**. London, v.50, p. 689-701, 2000.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAUJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; MORAIS, L. F. S.; PAULINO, W. D.; GOMES, R. B.; Impactos Ambientais do Lançamento de Efluentes da Carcinicultura em Águas Interiores. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Vol. 10, nº. 2, p. 167-174, 2005.

FLEGAL, A. R.; SMITH, G. J.; GILL, G. A.; SAÑUDO-WILHELMY, S. A.; ANDERSON, L.; **Marine Chemistry**, v.36, p.329, 1991.

FLORES MONTES, M. J. **Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE.** 1996. Dissertação (Mestrado) Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 197 p., 1996.

_____, **Fatores que influenciam na produtividade dos oceanos: a importância do fluxo de difusão dos nutrientes para a biomassa do fitoplâncton na região oceânica do nordeste brasileiro.** 2003. 179f. Tese (Doutorado) Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

GASPAR, F. L. **Análise da concentração de fósforo em sedimentos dos rios Botafogo e Carrapicho, no sistema estuarino do Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE.** 2009. 78f. Dissertação (Mestrado) Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2009.

GRASSHOF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. **Methods of seawater analysis.** (Verlag Chemie, 2 ed), New York. 1983.

HANSEN, H. P., AND F. KOROLEFF. Determination of nutrients, p. 159–228. In K. Grasshoff, K. Cremling, and M. Erhardt [eds.], **Methods of seawater analysis**, Wiley-Vch Verlag, Weinheim, Germany. 1999.

KARL, M. D.; YANAGI, K. **Limnology Oceanography.** v.42, p.1398-1405, 1995.

KATSAOUNOS, C. Z.; GIOKAS D. L.; VLESSIDIS A. G. Identification of longitudinal and temporal patterns of phosphorus fractionation in river sediments by non-parametric statistics and pattern recognition techniques. **Desalination**, v.213, p.311-333, 2007.

LOSADA, A. P. de M.; FEITOSA, F.A. do N.; LINS, I. C. **Variação Sazonal e Espacial da Biomassa Fitoplanctônica nos Estuários dos Rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE) Relacionada com Parâmetros Hidrológicos.** **Tropical Oceanography** (Revista Online), Recife, v. 31, n. 1. p. 1-29, 2003.

MELO, A.A.S. **Nutrientes dissolvidos e biomassa primária nos estuários Botafogo e Carrapicho –PE**. 2007. 93f. (Mestrado) Departamento Oceanografia Universidade Federal de Pernambuco, CTG – UFPE. Recife, 2007.

MONAGHAN, E.J.; RUTTENBERG, K.C. Dissolved organic phosphorus in the coastal ocean: reassessment of available methods and seasonal phosphorus profiles from the Eel river shelf. **Limnology and Oceanography**. Baltimore, v.44, n.7, p. 1714, 1999.

MOZETO, A. A.; SILVERIO, P. F.; SOARES, A.; 2001. **Sci. Total Environ**. 266, 135.

NIXON, S. W.; OVIATT, C.A.; FRITHSEN, J.; SULLIVAN, B. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. **J. Limnology Soc. Sth. Afr.** v.12(1/2) p.43-71, 1986.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration (1996). **NOAA's Estuarine Eutrophication Survey**. Office of Ocean Resources Conservation and 90 Assessment. Disponível em: <http://seaserver.nos.noaa.gov>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2010. 55 p.

NOE, G.B.; HARVEY, J.W. Characterization of suspended particles in Everglades wetlands. **Limnology Oceanography**, v.52, n.3, p.1166-1178, 2007.

NTSYS (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) da Metagraphics Software Corporation, Califórnia – USA.

ODUM, H. T. **Systems Ecology**, John Wiley & Sons, New York. 1983.

ORRETT, K.; KARL, D.M. Dissolved organic phosphorus production in surface seawaters. **Limnology and Oceanography**. Baltimore, v.32, p. 383-395, 1987.

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

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

PEREIRA FILHO, J.; SPILLERE, L.C.; SCHETTINI, C.A.F. Dinâmica de nutrientes NE região portuária do Estuário do rio Itajaí-Açu, SC. **Atlântica**, Rio Grande, v.25, p. 11-20, 2003.

PEREIRA FILHO, J.; SCHETTINI, C.A.F.; RORIG, 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, p.249-257, 2001.

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

PLAGIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.; BRAGA, E.; BARBOSA, F. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.50, p.965-974, 2005.

REDDY, K. R.; KADLEC, R. H. FLAIG, E.; GALE, P. M. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 29, p. 83 -146, 1999.

RUTTENBER, K. C.; MONAGHAN, E.J.; KEON, N.E. Seasonal cycle of dissolved organic phosphorus in a coastal marine system: the Esl river shelf. **EOS Transactions American Geophysical Union**. Washington, v.79, p.52, 1998.

SANTOS, M. L. S. **Dinâmica dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) na plataforma Continental do Amazonas**. 2004, 137f., Tese (Doutorado) Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

SANTOS, M. L.S.; MUNIZ, K.; FEITOSA, F. A. N.; BARROS NETO, B. Estudo das diferentes formas de fósforo nas águas da plataforma continental do amazonas **Química Nova**. v.30, p.569-573. 2007.

SEWELL, G.H. **Administração e Controle da Qualidade Ambiental**; Tradução Gildo Magalhães dos Santos Filho, EPU: Ed. da Universidade de São Paulo, CETESB; São Paulo, 354f. 1978.

SCHUUR, G. **Ecologia: Textos- equilíbrio ecológico**. Disponível em : <[HTTP://www.photographia.com.br/gerais.htm](http://www.photographia.com.br/gerais.htm)> . Acessado em Dezembro de 2010.

SMIL, V. Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human Interferences. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 25, p. 53-88, 2000.

SMITH, R. E. H.; HARRISON, W. G.; HARIS, L. Phosphorus exchange in marine microplankton communities near Hawaii. **Marine Biology**. Berlin, v.86, p.75-84, 1985.

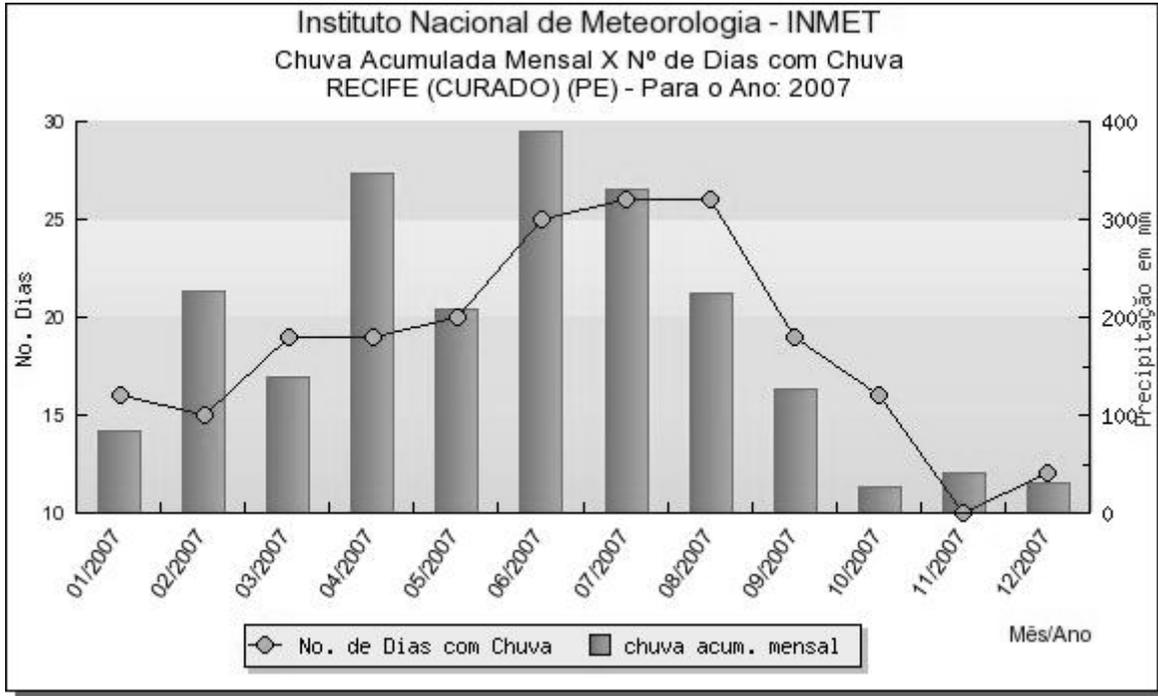
SMITH, D.R.; WARNEMUENDE, E.A.; HAGGARD, B.E.; HUANG, G.C., Changes in sediments-water column phosphorus interactions following sediment disturbance. **Ecological Engineering**. 2006

VALIELLA, I. **Marine Ecological Processes**. Springer-Verlag, N.Y. 546 p., 1984.

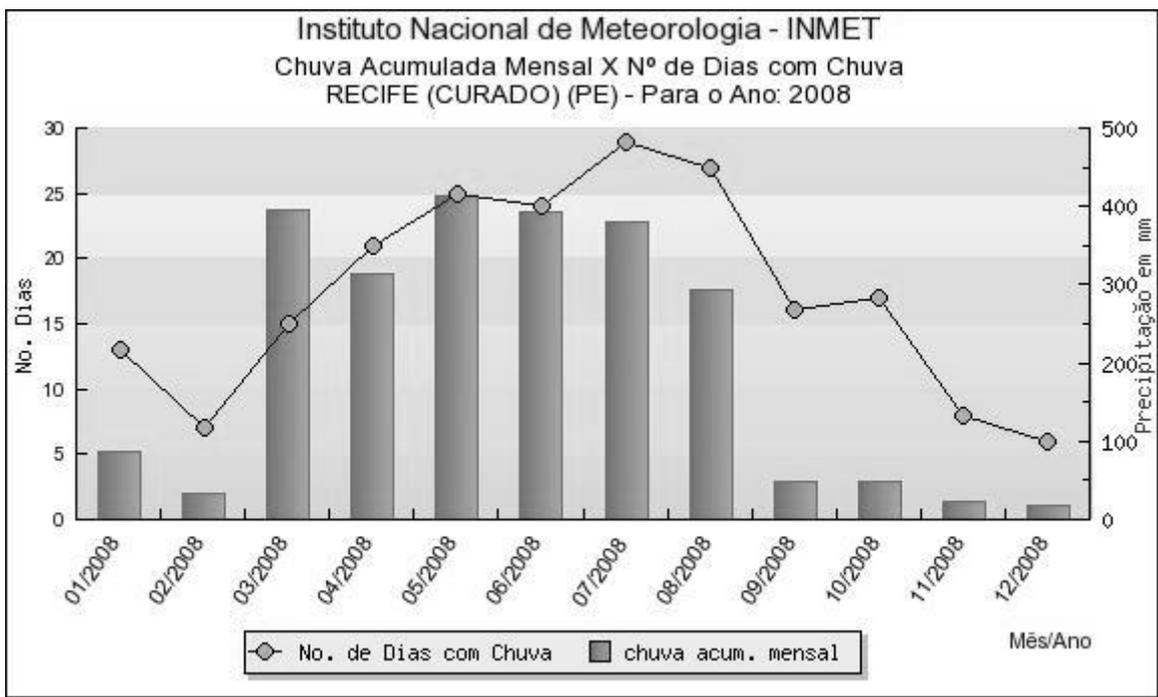
WCRSFOLD, P. J.; GIMBERT, L.J.; MANKASINGH, U.; OMAKA, O.N.; HANRAHAN, G. GARDOLINSHI, P.C.F.C.; HAYGARTH, P. M.; TUNER, B.L.; KEITH-ROACH, M. J.; MICKELVIE, I.D. Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. **Talanta**,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

ANEXOS

ANEXO 1: Gráfico da chuva acumulada mensal x Número de dias com chuva, do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, para o ano de 2007.



ANEXO 2: Gráfico da chuva acumulada mensal x Número de dias com chuva, do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, para o ano de 2008.



ANEXO 3: Pesos e variância da análise dos componentes principais de superfície para o rio Botafogo.

Parâmetros	PC1 (34,36%)	PC2 (15,72%)
Temp.	0.10	0.46
Sal.	0.88	0.32
OD	0.35	-0.30
DBO	-0.29	0.12
pH	0.81	0.02
MPS	0.18	0.64
Amônia	-0.46	0.66
Nitrito	-0.87	0.19
Nitrato	-0.82	0.08
Fosfato	-0.15	-0.75
Silicato	-0.85	-0.14
Clorofila-a	-0.27	0.07

ANEXO 4: Pesos e variância da análise dos componentes principais de fundo para o rio Botafogo.

Parâmetros	PC1 (33,17%)	PC2 (17,65%)
Temp.	0.15	0.55
Sal.	0.88	0.27
OD	0.71	-0.18
DBO	-0.40	0.43
pH	0.59	-0.32
MPS	-0.08	0.38
Amônia	-0.17	0.71
Nitrito	-0.71	0.07
Nitrato	-0.67	-0.23
Fosfato	-0.17	-0.73
Silicato	-0.87	-0.10

ANEXO 5: Pesos e variância da análise dos componentes principais no ponto de coleta (E3) e os dados de sedimento para o rio Botafogo.

Parâmetros	PC1 (39,59%)	PC2 (24,30%)
Sal.	0.96	0.17
OD	0.46	-0.33
DBO	-0.73	0.49
pH	0.40	-0.75
MPS	-0.44	-0.54
PID	0.30	-0.70
PT	0.92	0.34
PTD	0.50	0.47
POD	0.39	0.57
PTP	0.88	0.09
PINA	-0.57	0.02
PA	-0.03	-0.83
PO	-0.83	0.29