



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CENTRO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOQUÍMICA DO ESTUÁRIO DO RIO
CURUÇÁ (MUNICÍPIO DE CURUÇÁ – NE DO PARÁ)**

Dissertação apresentada por:

CARLA TATIANI DO CARMO PEREIRA

**BELÉM
2006**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação(CIP)
Biblioteca Geól. Rdº Montenegro G. de Montalvão

Pereira, Carla Tatiani do Carmo

Caracterização hidrogeoquímica do estuário do rio Curuçá (município de Curuçá – NE do Pará). / Carla Tatiani do Carmo Pereira; Orientador, José Francisco da Fonseca Ramos. – 2006

125 f. : il

Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) – Universidade Federal do Pará, CG, Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Belém, 2006.

1. Estuário. 2. Hidrogeoquímica. 3. Parâmetros. 4. Nutrientes. 5. Águas superficiais. 6. Curuçá (PA). I. Universidade Federal do Pará. II. Ramos, José Francisco da Fonseca, Orient. II. Título.

CDD 20. ed.: 551.4609098115

“Aos meus pais, meus irmãos e ao meu vidão”

AGRADECIMENTOS

Entidades e pessoas tiveram participação na execução e finalização deste trabalho, sendo assim, agradeço a todos que direta ou indiretamente ajudaram na elaboração deste trabalho em especial:

A minha família, principalmente aos meus pais, que abriram o caminho para que eu chegasse até aqui, pois sem o esforço deles nada disso seria possível. Aos meus irmãos Márcio e Ellen, os quais agradeço por todo apoio. A Cris, que além de ser minha irmã querida é um ser especial que Deus colocou ao meu lado nessa vida para que eu pudesse crescer como pessoa.

Ao meu amozão, que esteve em todos os momentos do meu lado.

A Elyana, uma pessoa extraordinária que me ajudou muito, principalmente nas horas mais difíceis.

A população do Município de Curuçá.

A Secretaria de Agricultura do Estado do Pará (SAGRES), pelo apoio logístico.

A CAPES, pela concessão de bolsa de estudos.

Ao Projeto RECOS (Instituto do Milênio), que propiciou a realização deste trabalho.

A Leila e seu Alcindo, técnicos do laboratório de Hidroquímica do CG, pelo tempo dispensado e paciência.

Ao grupo de ---- do MADAM, que estiveram em todas as coletas do meu lado, principalmente a Jussara uma grande amiga que fiz dentro do projeto.

Ao professor Vaquera, pela grande ajuda.

Ao Professor Ramos, pela valiosa orientação e amizade.

A Deus, pelo dom da vida.

"Embora ninguém possa voltar atrás para fazer um
novo começo, qualquer um pode começar agora
a fazer um novo fim."

Francisco Cândido Xavier (Chico Xavier)

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS	Pg.
Figura 1- Mapa de localização e acesso ao município de Curuçá	8
Figura 2 - Imagem de satélite que mostra detalhadamente a área estudada	9
Figura 3 - Foto das raízes de Rhizophora mangle encontradas no estuário do rio Curuçá	12
Figura 4 – Imagem de satélite que mostra detalhadamente a hidrografia regional	14
Figura 5 - Visão de um estuário	17
Figura 6 - Diagrama de energia de um estuário	23
Figura 7 - Imagem que mostra a distribuição dos manguezais ao longo da costa brasileira	29
Figura 8 - Disco de Secchi sendo mergulhado	34
Figura 9 - Ciclo do fósforo na água do mar	40
Figura 10 - Ciclo do Nitrogênio e as transformações microbianas	43
Figura 11 - Evolução do entendimento da qualidade química das águas nos países industrializados	45
Figura 12 - Equipamento de filtração a vácuo	60
Figura 13 - Modelos de coluna redutora para a análise do nitrato	66
Figura 14 - Distribuição sazonal da temperatura nas águas do estuário do rio Curuçá	67
Figura 15 - Variação da temperatura nas estações de coleta ao longo do período estudado	68
Figura 16 - Média da variação da temperatura ao longo dos meses nos perfis amostrados	68
Figura 17 - Distribuição espaço-temporal do pH no decorrer dos meses de amostragens no ambiente de estudo	69
Figura 18 - Variação média do pH ao longo dos perfis amostrados	70
Figura 19 - Similaridade espaço-temporal do comportamento da condutividade e da salinidade	71
Figura 20 - Variação da condutividade e salinidade ao longo dos perfis amostrados	72
Figura 21 - Variação espaço-temporal da transparência	73
Figura 22 - Médias ao longo dos meses da transparência	74
Figura 23 - Distribuição espaço-temporal do MPS no estuário do rio Curuçá	75
Figura 24 - Média da variação do MPS no decorrer dos meses amostrados	76

Figura 25 - Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido ao longo do estuário do rio Curuçá	77
Figura 26 - Médias pontuais do oxigênio dissolvido no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá	78
Figura 27 - Média pontuais do percentual de saturação no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá	78
Figura 28 - Média do oxigênio dissolvido e do percentual de saturação do oxigênio nos dois perfis amostrados temporalmente nas águas do estuário do rio Curuçá	79
Figura 29 - Variação espaço-temporal da demanda bioquímica de oxigênio nas águas do estuário do rio Curuçá	80
Figura 30 - Médias pontuais da DBO no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá	81
Figura 31 - Média da variação da DBO ao longo dos meses amostrados nos dois perfis	81
Figura 32 - Variação espaço-temporal do fosfato no estuário do rio Curuçá	82
Figura 33 - Distribuição do fosfato no período amostrado em ambos os perfis	83
Figura 34 - Médias pontuais para o fosfato nas águas do estuário do rio Curuçá	83
Figura 35 - Variação sazonal do silício ao longo das águas do estuário do rio Curuçá	84
Figura 36 - Média das concentrações obtidas para o silicato ao longo dos perfis amostrados nas águas do estuário do rio Curuçá	85
Figura 37 - Médias pontuais para o Si nas águas do estuário do rio Curuçá	86
Figura 38 - Variação espaço-temporal do amônio nas águas do estuário do rio Curuçá	87
Figura 39 - Mostra a média da variação do amônio nos pontos amostrados de acordo com os meses em que foram feitas as coletas	88

Figura 40 – Variação do amônio ao longo dos perfis amostrados nas águas do estuário do rio Curuçá	89
Figura 41 - Variação sazonal do nitrito dissolvido nas águas do estuário do rio Curuçá	90
Figura 42 - Médias para o nitrito nos meses em que foram feitas campanhas para cada estação	90
Figura 43 - Comparativo das variações nos perfis amostrados	91
Figura 44 - Variação das concentrações para o nitrato ao longo das águas do estuário do rio Curuçá	92
Figura 45 - A : Mostra a variação ao longo dos meses em cada perfil amostrado e em B : Observa-se que a partir da retirada da média dos meses para todas as estações coletadas a maior concentração se dá no P1	93
Figura 46 – Gráficos de dispersão entre pH-condutividade, pH-salinidade, condutividade-salinidade, condutividade-nitrato, salinidade-nitrato e OD-DBO nas águas do estuário do rio Curuçá em Abril-2003 (período chuvoso)	95
Figura 47 – Gráficos de dispersão entre pH-condutividade, pH-salinidade, condutividade-salinidade, condutividade-nitrato, salinidade-nitrato e OD-DBO nas águas do estuário do rio Curuçá em Novembro-2003 (período seco)	96
Figura 48 – Gráficos de dispersão entre nitrito-silício, o (1) representando a correlação existente no período chuvoso (abril – 2003) e a (2) do período seco (novembro – 2003), mostrando a maior ação biológica no meio	97

TABELAS

Pg.

Tabela 1 - Sumário das fontes e seus contaminantes na terra e a poluição na superfície da água	48
Tabela 2 - Níveis máximos de contaminantes encontrados em água para consumo humano	49
Tabela 3 - Comparação dos constituintes químicos para os padrões de água que serve para o consumo humano segundo a Organização Mundial de Saúde e o Serviço Público de Saúde dos Estados Unidos em 1962	50
Tabela 4 - Resumo das estratégias de amostragem e métodos analíticos	55

SUMÁRIO

	Pg.
DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
EPÍGRAFE	iii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
RESUMO	1
ABSTRACT	3
1 - INTRODUÇÃO	5
2 - OBJETIVO	7
3 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	8
3.1 - LOCALIZAÇÃO E ACESSO	8
3.1.1 - Localização Detalhada da Área de Estudo	9
3.2 - ASPECTOS FISIOGRAFICOS	10
3.2.1 - Clima	10
3.2.2 - Vegetação	10
3.2.3 - Solos	12
3.2.4 - Hidrografia	13
3.2.5 - Relevo e Geomorfologia	14
3.2.6 - Geologia Regional	15
3.2.7 - Geologia Local	16
4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
4.1 - ESTUÁRIOS	17
4.1.1 - Classificação dos Estuários	18
4.1.2 - Típico Sistema Estuarino	21
4.1.3 - Ecologia dos Estuários	23
4.2 - ESTUDO DOS MANGUEZAIS	25
4.2.1 - Formação dos Manguezais	25
4.2.2 - Algumas Características dos Manguezais	26
4.2.2.1 - Vegetação	26

4.2.2.2 - Fauna	27
4.2.3 - Manguezais no Brasil	28
4.2.4 - Ecologia dos Manguezais	30
4.3 - PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS DAS ÁGUAS	31
4.3.1 - Temperatura	31
4.3.2 - Condutividade Elétrica / Salinidade	32
4.3.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)	33
4.3.4 - Transparência	34
4.3.5 - Material Particulado em Suspensão (MPS)	35
4.3.6 - Oxigênio dissolvido (OD)	36
4.3.7 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)	37
4.4 - NUTRIENTES DISSOLVIDOS NOS CORPOS D'ÁGUA	38
4.4.1 - Ciclo dos Nutrientes (Fosfato, Silicato, Amônio, Nitrito e Nitrato)	39
4.5 - QUALIDADE DAS ÁGUAS	45
4.5.1 - Fontes de Poluição	47
5 - MATERIAIS E METODOLOGIAS EMPREGADAS	51
5.1 - TRABALHO PRÉ-CAMPO	51
5.1.1 - Preparação da frascaria de amostragem	51
5.2 - TRABALHOS DE CAMPO	51
5.2.1 - Procedimentos feitos logo após a amostragem da água	52
5.2.1.1 - Sub-amostragem inicial	52
5.2.1.2 - Sub-amostragem secundária	52
5.2.1.3 - Preservação das sub-amostras	53
5.2.1.4 - Estratégias de amostragem e métodos analíticos utilizados para cada parâmetro a ser determinado nas amostras de água	55
5.3 - TRABALHOS PÓS-CAMPO (LABORATÓRIO)	56
5.3.1 - Determinação do Oxigênio Dissolvido (OD)	56
5.3.1.1 - Princípio da análise	56
5.3.1.2 - Acidificação das Amostras Fixadas	57
5.3.1.3 - Titulação das Amostras	58
5.3.1.4 - Cálculo da Concentração do OD	58

5.3.1.5 – Percentual de Saturação	59
5.3.2 - Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)	59
5.3.2.1 - Procedimentos de análises da DBO da amostra	59
5.3.3 - Material Particulado em Suspensão (MPS)	60
5.3.3.1 - Método	60
5.3.3.2 - Princípio da Determinação	60
5.3.3.3 - Procedimentos analíticos para análise do material em suspensão total	61
5.3.4 - Análises dos Nutrientes Inorgânicos	63
5.3.4.1 - Fosfato (orto) Dissolvido	63
5.3.4.2 - Silício Reativo Dissolvido	63
5.3.4.3 - Nitrogênio Amoniacal Dissolvido Total	64
5.3.4.4 - Nitrito Dissolvido	65
5.3.4.5 - Nitrato Dissolvido	65
6 - INTERPRETAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	67
6.1 - TEMPERATURA	67
6.2 - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	69
6.3 - CONDUTIVIDADE ELÉTRICA/SALINIDADE	70
6.4 - TRANSPARÊNCIA	72
6.5 - MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)	74
6.6 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) E DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGÊNIO (DBO)	76
6.6.1 - Oxigênio Dissolvido	76
6.6.2 – Demanda Bioquímica de Oxigênio	79
6.7 - NUTRIENTES INORGÂNICOS DISSOLVIDOS NA ÁGUA	82
6.7.1 - Fosfato (P-PO₄³⁻)	82
6.7.2 - Silício Reativo Dissolvido (Si)	84
6.7.3 - Amônio (N-NH₄⁺)	86
6.7.4 – Nitrito (N-NO₂⁻)	89
6.7.5 – Nitrato (N-NO₃⁻)	91
6.8 – CORRELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS ANALISADOS	94
7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	98

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
ANEXOS	107

RESUMO

O município de Curuçá está inserido na mesorregião do Nordeste Paraense e na microrregião do Salgado, com uma área de 676,3279 km² apresenta uma população de aproximadamente 25.163 habitantes que vivem basicamente da agricultura e da pesca. Fisiograficamente, constitui-se predominantemente por florestas secundárias e florestas de mangue, com latossolo amarelo de textura média, concrecionário laterítico e solos indiscriminados de mangue. Sua geologia apresenta-se em grande parte pelos sedimentos da Formação Barreiras de idade Terciária e pelos sedimentos inconsolidados do Quaternário; o relevo regional é formado por duas unidades: Planalto Rebaixado da Amazônia e Litoral de Rias.

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito do Projeto RECOS – Instituto do Milênio, objetivando a caracterização hidrogeoquímica do estuário do rio Curuçá (Município de Curuçá – NE do Pará) e conseqüentemente verificar as possíveis alterações relacionadas com a proximidade das localidades de Curuçá e Abade. Foram realizadas oito campanhas, com variações temporais e estacionais investigadas através de amostragens bimensais. As coletas foram feitas em dois perfis distintos, sendo que, cada um destes eram constituídos de quatro (4) pontos de amostragem, totalizando assim oito pontos distribuídos ao longo do estuário, sendo quatro em locais vulneráveis à poluição antrópica e quatro para controle.

Os parâmetros analisados para diagnosticar os processos naturais ou possíveis alterações da qualidade da água foram: condutividade elétrica, salinidade, temperatura, transparência, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), material particulado em suspensão (MPS) e nutrientes inorgânicos (amônio, nitrito, nitrato, fosfato e silicato).

Os resultados analíticos das águas do estuário de Curuçá, exibiram uma considerável influência sazonal em alguns parâmetros analisados. A temperatura, nos períodos mais secos é aproximadamente 10°C mais elevada do que nos chuvosos; O pH ao longo de todas as campanhas apresentou-se alcalino variando em torno de 7,50 a 7,90, exceto nos meses de abril/2003, julho/2003 e março/2004, que em alguns pontos de amostragem principalmente P1 verificou-se valores ácidos, porém sendo estes não significativos.

Observa-se que é significativa a variação sazonal da salinidade ao longo dos meses, pois, à medida que o período se torna mais seco a salinidade aumenta, onde o seu maior registro foi obtido em novembro/2003 (40,80 ‰), o mesmo ocorre com a condutividade elétrica. Logo, a

influência dos processos de precipitação pluviométrica e evaporação nessas águas é maior na estação seca, onde temos maior entrada de águas provindas do oceano para o interior do estuário.

A concentração do oxigênio dissolvido variou de 3,37 a 8,42 mg/L, com uma taxa de saturação correspondente de 70,50 a 83,00 %, tendo uma certa variação longitudinal e vertical, atribuída principalmente a processos biológicos locais de consumo ou produção fotossintética de oxigênio. A DBO apresentou uma variação muito acentuada, possivelmente devido ao maior ou menor incremento de matéria orgânica ao longo do tempo, sua variação se deu de 0,53 a 3,18 mg/L.

A relação da transparência com a quantidade de partículas em suspensão mostra que essas águas estuárias mostram-se pouco turvas com valor máximo do MPS (material particulado em suspensão) sendo de 98,60 mg/L em janeiro de 2004.

Os macronutrientes (amônio, nitrito, nitrato, fosfato e silicato) analisados apresentaram valores dentro da padronização estabelecida, sendo que o ponto P1 que teria maior influência da ação antropogênica devido sua proximidade da área urbana de Curuçá, foi o que apresentou as mais elevadas concentrações desses nutrientes inorgânicos.

ABSTRACT

The city of Curuçá is inserted in the Northeast of the State of Pará with an area of 676,3279 Km². It presents a population of approximately 25.163 inhabitants that they live basically of the agriculture and fishes. Its relief is corporate predominantly of secondary forests and forests of fen, with latossolo yellow of average texture, laterite concretionary and indiscriminate ground of fen. Its geology presented to a large extent for the sediments of Barreiras Formation of Tertiary Age and for the unconsolidated sediments of Quaternary; the regional relief is formed for two units: Lowered plateaus of the Amazônia and the coast of rias.

The present work was developed in the scope of the Project RECOS - Institute of the Milênio objectifying the hidrogeochemistry characterization of the estuary of the River Curuçá (City of Curuçá - Northeast of Pará), thus making possible, to verify the possible alterations related with the proximity of the localities of Curuçá and Abade. Eight campaigns had been carried through, with variations space and weather investigated through semimonthly samplings. The collections had been made in two distinct profiles, being that, each one of these were constituted of four (4) points of sampling, having thus totalized eight points distributed to the long one of estuary, being four in vulnerable places to pollution human being and four for control.

The analyzed parameters to diagnosis the processes natural or possible alterations of the quality of the water had been: electric conductivity, salinity, temperature, transparency, pH, dissolved oxygen (DO), demand oxygen biochemist (DOB), suspended solids and dissolved inorganic nutrients.

The analytical results of waters of the estuary of river Curuçá, had shown a considerable sazonal influence in some analyzed parameters. The temperature, in the dry periods is approximately 10⁰C more raised of the one than in the ones of rain; pH throughout all the campaigns was presented alkaline varying around 7,50 the 7,90, except in the months of april/2003, july/2003 and march/2004, that in some points of sampling mainly P1 it verified acid values, however being these not significant.

It is observed that the sazonal variation of the salinity to the long one of the months is significant, therefore, to the measure that the period if becomes dry more the salinity increases, where its bigger register was gotten in november/2003 (40,80 ‰), the same it occurs with the electric conductivity. It is perceived then that the influence of the rainfall and evaporation in

these waters is bigger in the dry station, where we have entered greater of waters come from the ocean for the interior of the estuary

The concentration of the dissolved oxygen varied of 3,37 the 8,42 mg/L, with a tax of corresponding saturation of 70,50 the 83,00 %, with a variation, mainly attributed to the local biological processes of consumption or photosynthetic production of oxygen. The DBO presented an accented variation very (0,53 a 3,18 mg/L), possibly had to the greater or minor increment of organic substance to the long one of the time

The relation of the transparency with the amount of particles in suspension sample that these waters reveal little muddy with maximum value of the MPS (material particulado in suspension) being of 98,60 mg/L in january of 2004.

The macronutrients analyzed presented values of the established standardization inside, being that the P1 point that would have greater influence of the human action which had its proximity of the urban area of Curuçá, was what presented the highest concentrations of these inorganic nutrients.

1 - INTRODUÇÃO

O litoral do estado do Pará possui 1.200km de extensão, 7% do total da linha de costa do Brasil, e 20% dos manguezais do país (Senna, 1995). Essa região possui quase 3 milhões de habitantes, a maior densidade demográfica do estado (32 hab/km²) e uma produção anual que se estima deva ser de mais de 100.000 t de peixes, crustáceos e moluscos. A dinâmica e o potencial desses ecossistemas e dos seus recursos naturais são pouco conhecidos. A ausência de informações sobre essa região é ainda mais evidente, quando comparado com os conhecimentos existentes para os ecossistemas similares das regiões Sul e Sudeste do Brasil.

Ademais, o litoral amazônico é considerado dentre os melhores preservados da costa brasileira (Herz, 1991), o que merece destaque no sentido de incentivar desenvolvimento científico da região. Recentemente, o governo brasileiro e os governos estaduais iniciaram esforços coordenados para a criação de um Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, que fez um primeiro levantamento sistemático da costa brasileira, com delimitação de níveis de risco e a formulação de planos de desenvolvimento.

Para poder acompanhar adequadamente as mudanças ambientais no decorrer do desenvolvimento das atividades humanas e para poder implementar políticas de preservação que contemplem os diversos setores de interesse, faz-se necessário tomar as seguintes providências:

- 1) estabelecer estudos diagnósticos antes de ocorrerem alterações significativas no ambiente e na integridade de seus recursos naturais e medir o grau atual e futuro de comprometimento dos recursos naturais;
- 2) realizar monitoramentos periódicos focalizando as alterações da produtividade ao nível do ecossistema como um todo;
- 3) envolver a sociedade civil em todas as fases do processo, e propiciar desta forma ações de gestão participativas e descentralizadas.

Essa é a proposta do Projeto Recursos Costeiros (RECOS) do Instituto do Milênio, que tem como objetivo desenvolver pesquisas no campo da oceanografia biológica, geológica, química e física, para desta forma obter um diagnóstico e uma relação de causa e efeito entre variações naturais da biodiversidade e as ações antrópicas e pretende, assim, contribuir para alcançar as metas acima mencionadas no litoral norte do Brasil.

Este trabalho entra com o propósito de analisar física e quimicamente as águas do estuário do rio Curuçá (município de Curuçá – NE do Pará) e verificar as possíveis alterações relacionadas com a proximidade das localidades de Curuçá e Abade.

2 - OBJETIVO

A região amazônica com sua hidrografia expressiva, seu clima úmido e taxa pluviométrica elevada que possibilita a formação de um espesso manto intempérico, possibilita o estudo da geoquímica das águas superficiais e suas interações com o ambiente geológico.

O estudo aqui apresentado tem como propósito a caracterização hidrogeoquímica do estuário do rio Curuçá através da análise de sua hidroquímica, e da verificação de possíveis alterações relacionadas com a proximidade das localidades de Curuçá e Abade. Para tal, foram analisados os seguintes parâmetros: condutividade elétrica/salinidade, temperatura, transparência, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), material particulado em suspensão (MPS) e nutrientes inorgânicos (amônia, nitrito, nitrato, fosfato e silicato). Finalizando o estudo, será feita a avaliação de quanto a ação antrópica influencia no estuário do rio Curuçá e possibilitar a partir dos resultados pioneiros obtidos na área estudada apoio a futuras avaliações ambientais.

3 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 - LOCALIZAÇÃO E ACESSO

O município de Curuçá pertence à mesorregião do Nordeste Paraense e à microrregião do Salgado, tendo como limites: ao Norte o oceano Atlântico, ao Sul o município de Terra Alta, a Leste o município de Marapanim e a Oeste o município de São Caetano de Odivelas (Bezerra, 1995) (Figura 1).

A sede municipal dista aproximadamente 150 km do município de Belém (capital estadual), possuindo as seguintes coordenadas geográficas: latitude 0°43'44''Sul e longitude 47°50'53''Oeste.

O acesso à área é feito a partir de Belém pela rodovia federal BR-316 até o município de Castanhal, a partir da qual segue-se pela rodovia estadual PA-136 passando pelo município de Terra Alta.



10 km

Figura 1 - Mapa de localização e acesso ao município de Curuçá.

Fonte: Mapa Rodoviário do Estado do Pará (Expedia – Microsoft MapPoint).

3.1.1 - Localização Detalhada da Área de Estudo

Os pontos de amostragem como especificados na figura 2 a seguir, foram padronizados como *pontos de controle ou não-poluídos (C1, C2, C3 e C4)* e *pontos que possivelmente estariam poluídos (P1, P2, P3 e P4)* a explicação para está denominação é o fato de que entre os pontos P2 e P3 tem-se a instalação de uma indústria de manipulação de camarão. Os pontos de amostragem distanciam-se uns em relação aos outros cerca de 2 km .

Estuário do rio Curuçá

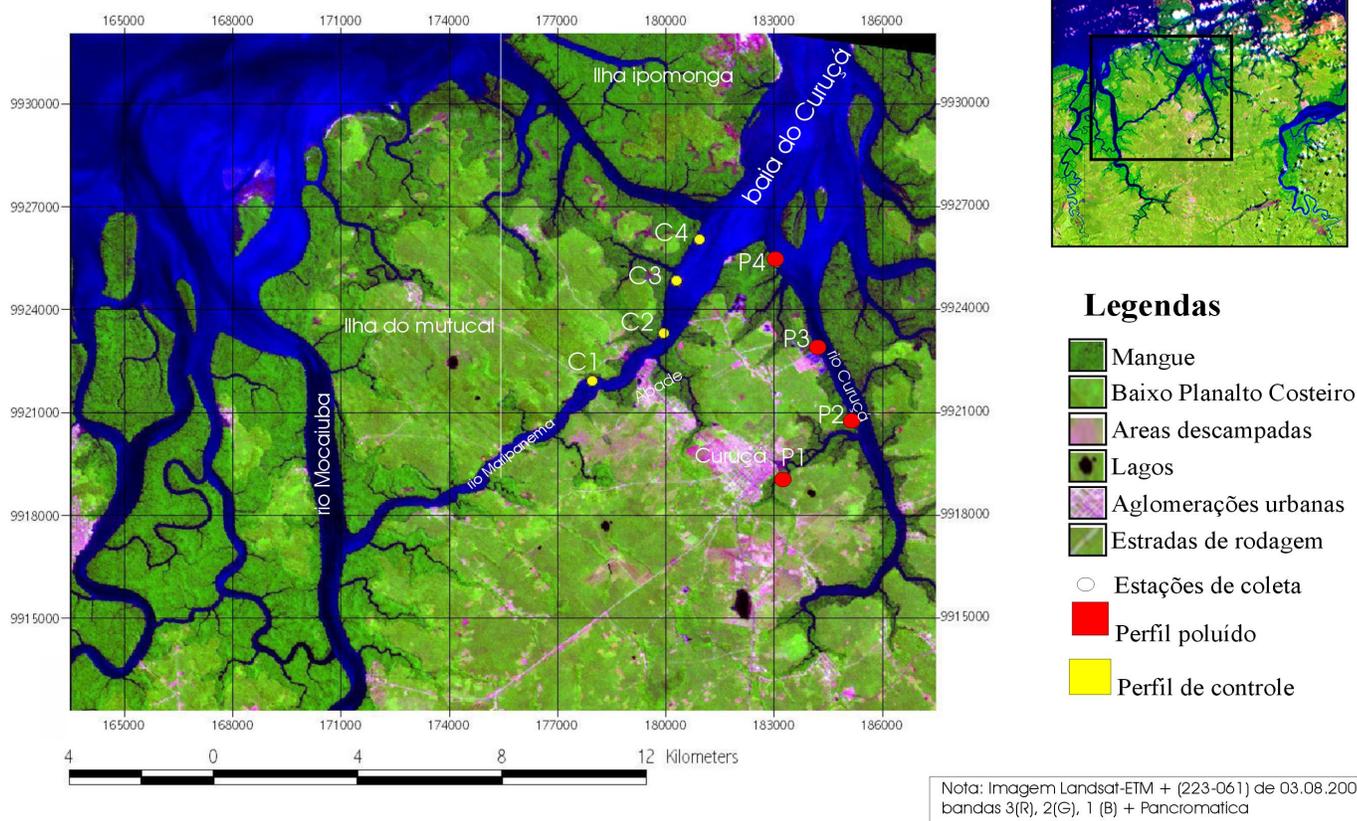


Figura 2 - Imagem de satélite que mostra detalhadamente a área estudada.
Fonte: Projeto RECOS – Instituto do Milênio.

3.2 - ASPECTOS FISIAGRÁFICOS

3.2.1 - Clima

O clima característico do município é o equatorial, com o período intenso de chuvas indo de janeiro a junho (inverno), nos meses de julho a setembro temos chuvas esparsas e há o predomínio de tempo seco e sem chuvas de outubro a dezembro (Bezerra, 1995).

O Estado do Pará é cortado pelo Equador, e por isso toda a sua região é denominada por um clima do tipo “A”, característico de toda a bacia Amazônica. O que difere o clima de Curuçá dos outros climas tropicais superúmidos aplicados ao Brasil pela classificação de Köppen é a descida de “FIT” (faixa de calmarias) para essa região. Curuçá possui, como todo clima “A”, temperaturas superiores a 19,9°C, mesmo no mês mais frio (IBGE, 1984).

O clima do município caracteriza-se pelas temperaturas elevadas, com médias de 27°C, pequena amplitude térmica, precipitações abundantes que ultrapassam os 2.000 mm anuais, sendo os meses mais chuvosos de janeiro a junho e os menos chuvosos de julho a dezembro e a umidade relativa do ar de 85%, classificado como Am2, segundo a classificação de Köppen (Martorano, 1993).

3.2.2 - Vegetação

Atualmente o predomínio da cobertura florestal do município é de Florestas Secundárias, consequência dos desmatamentos ocorridos com grande intensidade e extensão, cujo objetivo foi a remoção da floresta primitiva para o plantio de espécies agrícolas de subsistência.

Muito importante, também, é a presença das Florestas de Mangue ou manguezais que ocupam as porções litorâneas e semilitorâneas, onde existe influência da salinidade da água do mar (SECTAM, 2003).

A formação vegetal do manguezal, tem uma fisionomia, ora com um aspecto arbustivo, ora arbóreo.

No levantamento florístico realizado no período de janeiro de 1992, fevereiro a abril de 1993 e abril a julho de 1994, foi evidenciada a presença de quatro espécies: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* (Carvalho *et al*, 1994). De acordo com Ferreira (1989) apud Carvalho *et al* (1994), este reduzido número de espécies encontradas, pode ser justificado pela área de estudo estar localizada na província “mangue ocidental” (que inclui o oeste da África e as Américas), a qual é caracterizada por apresentar um

número limitado de gêneros (de 4 a 6) em contraste com a província oriental, que tem como característica a grande riqueza de gêneros e espécies.

- ***Rhizophora mangle***

É caracterizada pelo padrão entrelaçado das raízes subaéreas, o que permite à essa espécie a fixação em ambiente constituído por sedimentos lamosos. Encontra-se em franjas em contato com o mar, ao longo de canais, na boca de alguns rios e também em bacias interiores onde a salinidade não é muito alta. Sua distinção se dá facilmente, pelas suas raízes de sustentação, que permitem que as árvores se estabeleçam em ambientes com água salgada ou salobra de pouca profundidade. Temos um exemplo característico na figura 3, cuja foto foi retirada na área estudada.

Família Rhizophoraceae – reconhecida no Brasil pelos nomes populares: mangue, mangue vermelho ou mangal.

O mangue vermelho cresce melhor em solos lodosos baixos, sob a influência das marés de águas salgadas ou salobras. Alcançam seu máximo desenvolvimento estrutural em florestas de mangue ribeirinho, em locais com abundante escoamento superficial de água doce e grande aporte de nutrientes.

- ***Avicennia germinans***

Segundo Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986), essas espécies apresentam três tipos de raízes: uma horizontal muito ramificada, responsável pela sustentação e várias outras verticais e subaéreas (pneumatóforos) responsáveis pela filtração dos nutrientes.

Uma das três espécies de árvores de mangue que ocupam terrenos ao nível do mar, em águas salgadas, ao longo das margens lamacentas próximas ao mar.

Família Avicenniaceae – conhecida comumente no Brasil como mangue preto ou siriúba . Os indivíduos desta espécie são arbustos ou árvores encontrados nos litorais tropicais. Crescem também nas porções mais internas de florestas de franja e ribeirinho.



Figura 3 - Foto das raízes de **Rhizophora mangle** encontradas no estuário do rio Curuçá.
Fonte : Projeto RECOS – Instituto do Milênio.

- ***Laguncularia racemosa***

Não possui raízes aéreas, porém apresenta expansões das raízes nutrêicas com pneumatóforos (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986).

Família Combretaceae – reconhecida popularmente no Brasil por mangue branco, mangue manso, tinteiro, mangue roxo e carnapáuba, entre outros. São encontrados em costas de baixas salinidades e as vezes ao longo de canais de água salobra. Também se encontram nos bordos de praias arenosas de costas de baixa energia.

3.2.3 - Solos

Predominam o Latossolo Amarelo Textura Média, Concrecionário Laterítico e Solos Indiscriminados de Mangues (SECTAM, 2003).

Latossolo Amarelo Textura Média – solos de textura argilosa e média, profundos, bem drenados, estrutura maciça e fertilidade natural baixa. É encontrado em relevo suave ondulado, em terrenos do Terciário

Concrecionários Lateríticos – unidade constituída por solos medianamente profundos, formados por uma mistura de partículas mineralógicas finas e concreções de um arenito ferruginoso de vários diâmetros.

Solos Indiscriminados de Mangue – compreende solos de textura argilosa, muito mal drenados, molhados durante todo ano devido ao fenômeno das marés a que estão submetidos, apresentam textura maciça e fertilidade limitada pelo alto conteúdo de sais que possuem (Barbosa & Pinto, 1973).

3.2.4 - Hidrografia

O rio Mocajuba é um dos mais importantes do município, formado pelo igarapé Pimenta e outros tributários sem grande expressão, servindo de limite natural a Oeste entre os municípios de Curuçá e São Caetano de Odivelas, corre em direção a Sudeste-Noroeste formando meandros, para depois tomar a direção Norte, até desembocar no oceano Atlântico. Possui grande extensão, em grande parte do seu trecho, atravessando os povoados conhecidos como Nazaré do Mocajuba e Murajá. Recebe vários afluentes, sendo os da margem direita os de maior importância, para o município, como os rios Tijoca, Candeua e o “furo” Maripanema ou Muriá que banha o povoado de São João do Abade.

Curuçá possui várias ilhas de considerável extensão e de formação recente, como as ilhas Mutucal, Ipomonga, Mariteua, do Pacamurema, Cipoteua e Santa Rosa, que se comunicam com uma infinidade de “furos”, e possuem belas praias, banhadas pelo Atlântico, como as das ilhas Mariteua e Cipoteua, ao norte do município.

O rio Curuçá é o segundo mais expressivo do município, sendo que, no seu afluente, rio Baunilha, pela margem esquerda, se encontra a sede municipal.

Ainda, outro curso de maior importância, é o igarapé Araquaim, que parte da montante do povoado de Araquaim e recebe pela margem esquerda o igarapé Cachoeira e dirige-se para Noroeste, onde deságua numa das reentrâncias da baía de Curuçá, na porção meridional do município, destaca-se o rio Braço Esquerdo do Marapanim, que se limita com o município de Castanhal (SECTAM, 2003).

Podemos observar melhor a hidrografia regional na figura 4 que se segue:

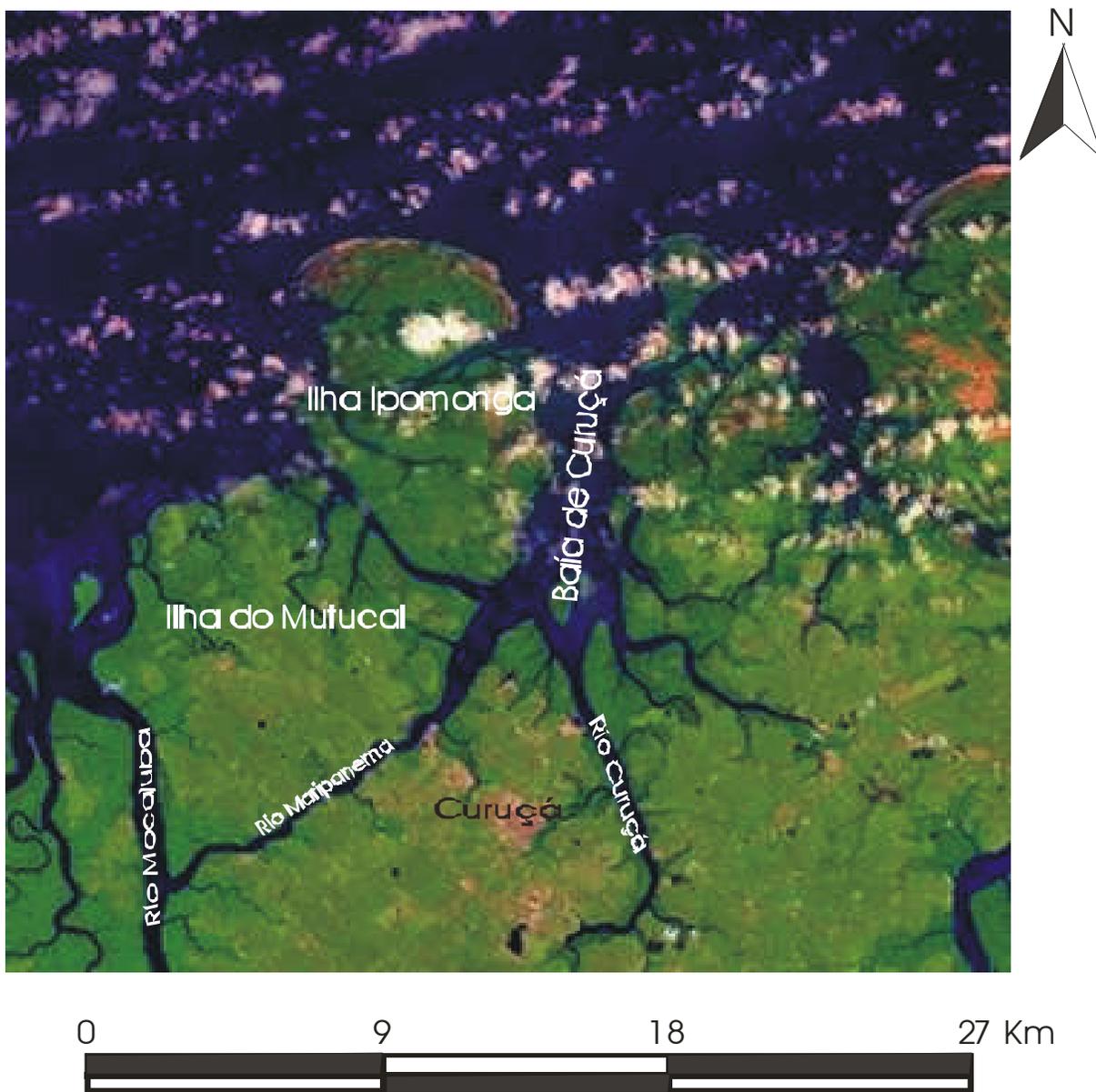


Figura 4 - Imagem de satélite que mostra detalhadamente a hidrografia regional, onde podemos visualizar os principais rios que circundam o ambiente de estudo.
 Fonte: Projeto RECOS – Instituto do Milênio.

3.2.5 - Relevo e Geomorfologia

Curuçá tem uma topografia pouco acidentada, fazendo parte da planície Amazônica e estando bem próxima ao litoral, a sua cota máxima está em torno de 25m. O município não possui zona de inundação, pois além de sua topografia contribuir para que haja um escoamento superficial moderado, não existem depressões acentuadas em seu relevo (IBGE, 1984).

Na região de Curuçá a morfografia consiste de uma faixa litorânea que evolui a norte do município e que se apresenta com uma certa disposição NE-SW. Apresenta-se como uma costa baixa, estuarina cortada pelas baías de Curuçá e Cajuteua. Estas são margeadas por planícies argilosas (mangue), drenadas por freqüentes canais de maré. Localizada a sul e a sudeste do município, encontra-se uma faixa de tabuleiros sustentados por rochas mais antigas que às da faixa litorânea (Costa et al, 1994 apud Borges *et al.*, 1994). O relevo litorâneo do município de Curuçá divide-se em duas unidades morfoestruturais: Planalto Rebaixado da Amazônia (da zona Bragantina) e Planície Flúvio-Marinha (Litoral de “Rias”).

Planalto Rebaixado da Amazônia - grande parte das formas de relevo da área fazem parte do Planalto Rebaixado da Amazônia e estão elaboradas tanto nas rochas do grupo Barreiras como em depósitos pleistocênicos do Pós-Barreiras.

Planície Flúvio-Marinha – esta unidade regional ocorre a norte do município de Curuçá e desenvolve-se com certa orientação NE-SW, adentrando o relevo continental nas direções NW-SE E N-S. Como sistemas ocorrem: o de Planícies Costeiras, o de Terraços Marinhos e o de Mangues (Borges *et al.* 1994).

3.2.6 - Geologia Regional

O Nordeste Paraense integra uma grande área sedimentar sobreposta ao embasamento cristalino, que se caracteriza pela presença de seqüências de idade Terciária e Quaternária, sendo as próprias estruturas cristalinas pré-cambrianas as áreas-fonte de grande parte dos sedimentos que para aí foram alocados (Rossetti, 1989). A outra parte resultou de deposição marinha, sobretudo, restos fósseis de organismos do antigo mar epicontinental de Pirabas, existente entre o Oligoceno e o Mioceno (Terciário). Rossetti (2001) elenca como fatores da evolução sedimentar do Nordeste Paraense ao longo do Cenozóico Superior a reativação de falhas normais e do tipo *strike-slips*, combinadas com flutuações do nível relativo dos mares. Acrescentaríamos, ainda, as mudanças climáticas ligadas aos eventos glaciais e interglaciais, aos quais correspondem climas secos e úmidos na zona tropical, respectivamente (Bigarella, 1971), bem como as oscilações no equilíbrio eustático.

As unidades sedimentares da área foram agrupadas em uma seqüência terciária inferior, de influência marinha à lacustre, marcada pelos sedimentos carbonáticos da Formação Pirabas (Mar de Pirabas) e em parte pelos sedimentos clásticos da Formação Barreiras (Mioceno); e uma

parte superior, constituída por sedimentos continentais de origem fluvial, predominantemente siliciclásticos da Formação Barreiras e pelos Sedimentos Pós-Barreiras (Plio-Pleistoceno), arenosos em sua maior parte, e originados de processos gravitacionais como dissipação de dunas eólicas e escoamentos em lençol, inclusive corridas de lama e detritos. Ao período Holoceno ou Recente estão relacionados os aluviões depositados na zona costeira pela ação das ondas, marés e correntes marinhas, bem como, ao longo das várzeas dos rios.

3.2.7 - Geologia Local

A geologia se apresenta em grande parte, formada pelos sedimentos da Formação Barreiras, de idade Terciária, principalmente constituindo as partes mais internas de seu território e pelos sedimentos inconsolidados datados do Quaternário Atual e Subatual, localizados na zona litorânea. Da referida estrutura resulta a pobreza morfológica, que inclui as áreas de planícies de inundações, terraços e esporádicos restos de tabuleiros, inseridos em duas unidades morfoestruturais do relevo regional: Planalto Rebaixado da Amazônia (da zona Bragantina) e Litoral de "Rias" (SECTAM, 2003).

Os sedimentos da Formação Barreiras são constituídos por arenitos brancos e róseos-avermelhados, pouco consolidados, de granulação variada, leitos de argila creme e lentes de caulins (Barbosa & Pinto, 1973). A litologia desta formação, na área, é extremamente variável, sendo constituída de argilas multicoloridas, de arenitos argilosos e de argilas arenosas, arenitos friáveis, siltitos, quase sempre em camadas horizontais, podendo ocorrer estratificação cruzada nas camadas arenosas (Franzinelli, 1982).

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 - ESTUÁRIOS

Pritchard (1967) define estuário como um corpo de água costeira semi-fechada que têm uma conexão livre com o mar aberto sendo portanto, fortemente influenciado pela ação das marés. Neles a água marinha é diluída pela água doce continental, formando um ambiente salobro. Sendo, local de abrigo, alimentação e reprodução de muitas espécies, os estuários são considerados verdadeiros criadouros naturais.

Um conceito que é importante mencionar é de Day (1981), que define um estuário como "um corpo de água que se encontra permanentemente ou periodicamente aberto ao mar e no seio do qual existe uma variação mensurável da salinidade devido à mistura de água salgada com água doce proveniente da drenagem terrestre". Em termos genéricos um estuário é portanto uma região de interface entre um rio e o oceano. Este conceito implica o estabelecimento e a realização de importantes e complexas interações entre os dois meios postos em contato.

Uma outra definição de Pickard & Emery (1982) diz que estuários são ambientes costeiros de caráter transitório, onde um rio se junta ao mar, que estão sujeitas a intensa ação de forças físicas, dentre as quais destacam-se a entrada de água doce e as oscilações de maré.

Uma definição mais recente diz que estuário é um corpo d'água semi-confinado na costa, que tem ligação livre com o mar, estendendo-se ao longo do rio até o limite da influência da maré, dentro do qual a água do mar entra em contacto com água doce proveniente da drenagem do interior das terras (Dyer, 1997).



Figura 5 - Visão de um estuário

Fonte: http://orbita.starmedia.com/~silvana_martins/sos/estuarios.html

Estuários são encontrados ao redor do globo em qualquer condição de clima e maré, sendo melhor desenvolvidos nas planícies costeiras das médias latitudes, ao largo de 23 plataformas continentais extensas que presentemente estão submergindo sob a elevação relativa do nível do mar. Esta elevação relativa teve início há 15.000 anos atrás quando o nível do mar se situava em média a 120 m abaixo do seu nível atual. Esta rapidez na elevação do nível do mar desempenhou um importante papel para a formação dos estuários atuais, uma vez que a inundação dos vales dos rios ocorreu mais rapidamente do que a sedimentação que os poderia ter preenchido. Atualmente, como a elevação do nível do mar vem ocorrendo de maneira mais lenta, o preenchimento dos estuários pelos sedimentos vem ocorrendo de maneira mais rápida. Logo, a existência de ambientes estuarinos é função do balanço entre as flutuações do nível do mar e o volume de sedimento carregado pelos rios (Patchineelam, 2000).

A flora e a fauna estuarina, representadas principalmente por diversas espécies de peixes, crustáceos e moluscos, estão adaptadas às condições de variação de salinidade, sendo o dinamismo e a alta produtividade biológica as características mais marcantes destes ambientes. Existem algumas espécies de peixes que são exclusivamente estuarinas e outras que passam parte do seu ciclo de vida ora no estuário, ora no mar, e ainda àquelas que se movimentam de um ambiente para o outro de acordo com os fluxos das marés e dos ventos. Podem ocorrer também espécies de água doce que resistem à salinidade baixa, fato observado principalmente nos períodos de maior concentração de chuvas.

4.1.1 - Classificação dos Estuários

Os estuários podem ser classificados de acordo com diversos critérios, tais como, o modo que se deu a formação da bacia, os processos físicos dominantes no meio e o padrão de circulação que caracteriza o ambiente estuarino.

I. Classificação de acordo com o modo de formação da bacia.

Segundo esta classificação Pritchard (1967), divide os estuários em quatro tipos:

a) Vales de Rio Inundado.

Diz-se que todos os estuários são deste tipo. Geralmente eles são relativamente rasos com a base suavemente inclinada.

Sua profundidade aumenta mais ou menos uniformemente na direção da abertura. São um bom exemplo deste tipo de estuário os da costa leste dos Estados Unidos, sendo que, estão dentro

de uma costa plana de leito baixo. Logo, estes tipos de estuários também podem ser chamados de Estuários de Costa Plana (Pritchard, 1967). Porém, não é restrito a apenas costas planas, por exemplo, o lado íngreme do estuário da Baía do Broken na abertura do Rio Hawkesbury no New South Wales que corta a elevada região do planalto.

É um tipo de estuário encontrado em todo o mundo. Alguns dos melhores exemplos conhecidos incluem: baía de Chesapeake, baía Delaware, Thames (Inglaterra), Ems (Alemanha), Seine (França), Si-Kiang (Hong Kong) e Murray (Austrália).

b) Estuários Fjord.

São estuários formados pela movimentação glacial continental para baixo de vales preexistentes. No seu movimento as geleiras aumentam irregularmente a profundidade dos vales, sendo que, suas profundidades podem exceder 800 metros.

Eles são encontrados em ambos os hemisférios; ao longo das costas do Chile, Nova Zelândia, Alasca, Groenlândia, Noruega, Sibéria, Escócia, e muitos outros países.

c) Estuários Formados por Barreiras.

Estuários que ocorrem em bacias produzidas ao longo de Costas Secundárias pela formação de barreiras através das reentrâncias na linha de costa. As barreiras devem ser quebradas por uma ou mais enseadas para fornecer uma “conexão livre” com o mar aberto. Albermarle Sound e Pamlico Sound na Carolina do Norte são exemplos deste tipo de estuário.

d) Estuários Produzidos por Processos Tectônicos.

São formados a partir de falhamentos, dobramentos, ou outros movimentos diastróficos. A menor porção da Baía de São Francisco, é um exemplo de estuário produzido por processos tectônicos.

II. Classificação de acordo com os processos físicos.

Segundo Stommel (1951) as causas do movimento das águas em estuários podem ser usadas como um princípio classificatório. Sendo assim, têm-se três causas, (1) o vento; (2) a maré e (3) o rio. Em um estuário dominado pelo vento, por exemplo, em um estuário produzido por barreiras, o vento é o maior responsável pelo movimento e mistura da água. Em um estuário

dominado pela maré é esta que faz essa função. Assim como, quando o domínio é do rio, como é o caso do Mississipi.

III. Classificação de acordo com o padrão de circulação estuarina.

Classificação feita de acordo com a característica do padrão de circulação e dos processos que controlam o balanço da salinidade.

(i) estuários típicos ou normais (em cunha salina, altamente estratificados, parcialmente estratificados e verticalmente homogêneos).

A maioria dos estuários são do tipo normal ou positivo, isto é a salinidade aumenta de montante para jusante. Existe ainda uma nítida tendência para a circulação preponderante se realizar em direção ao mar ao longo de um ciclo de maré completo. Os estuários típicos ou normais podem ser subdivididos em quatro categorias de acordo com o grau de estratificação salina das suas águas:

- Estuários Bem Misturado;

Neste estuário o perfil vertical de salinidade é homogêneo, ou seja, a salinidade das águas superficiais é igual à salinidade das águas do fundo. A salinidade da água só varia lateralmente, sendo mais alta na região oceânica e mais baixa em direção ao continente.

- Estuários em Cunha Salina;

Estuários típicos ou normais em que existe uma corrente de água salgada junto ao fundo e uma corrente de água doce à superfície, não havendo mistura entre as duas, estas condições são raramente satisfeitas, com a possível exceção de alguns fjordes.

- Estuários Altamente Estratificados;

Estuários típicos ou normais em que existe uma corrente de água salgada junto ao fundo, uma corrente de água doce à superfície e entre estas uma camada de água com características intermédias separada por haloclinas marcadas, a maioria dos fjordes pertence a esta categoria.

- Estuários Parcialmente Estratificados;

Estuários típicos ou normais em que o gradiente salino vertical apresenta graus variados de mistura ou estratificação entre as camadas de água superficial e de fundo que exibem sentidos opostos da direção da corrente, a maioria dos estuários pertence a esta categoria (Exemplos: Estuários do Tamisa, Sena, Tejo, Hudson, Chesapeake).

- Estuários Verticalmente Homogêneos.

Estuários típicos ou normais em que a salinidade decresce de jusante para montante sem existir um gradiente vertical de estratificação das águas, esta inexistência de um gradiente vertical salino é devida à mistura que ocorre nos estuários pouco profundos sob a influência de fortes correntes provocadas pela maré.

(ii) Estuários Hipersalinos.

Estuários que possuem um gradiente salino invertido ou negativo, isto é a salinidade aumenta de jusante para montante. Nas regiões interiores destes estuários o nível médio das águas é menos elevado relativamente à água do mar e o fluxo das águas é predominantemente de jusante para montante ou seja no sentido da nascente.

(iii) Estuários Fechados.

Estuários temporariamente fechados por uma barra de areia que se deposita na sua embocadura. A amplitude de maré, durante este período é nula, e as correntes de maré inexistentes. A circulação é dependente da corrente água doce residual e da ação dos ventos sobre a superfície das águas. A salinidade pode variar e o estuário pode tornar-se hipersalino ou hiposalino. A variação da salinidade está sobretudo relacionada com a evaporação e a passagem por difusão através da barra de areia por um lado e com o caudal fluvial e precipitação por outro.

Patchineelam (2000) salienta ainda que como a circulação das águas de um estuário depende diretamente das condições hidrodinâmicas reinantes. Por exemplo, um estuário parcialmente misturado pode se tornar em um estuário bem estratificado ou de cunha salina. Esta seria uma consequência direta da mudança sazonal da descarga fluvial, numa época de grande precipitação. Além disso, um mesmo estuário pode apresentar dois tipos diversos de estratificação das suas águas simultaneamente.

Quanto à classificação das marés em estuários, uma maré puramente estacionária apresenta as estofas de enchente e vazante coincidindo com os instantes de preamar e baixa-mar.

Uma maré totalmente progressiva possui as estofas de enchente e vazante ocorrendo junto do instante de meia maré enchente e meia maré vazante.

4.1.2 - Típico Sistema Estuarino

As fontes de energia externa de um sistema de estuário são: a água doce dos rios e a água salgada do oceano que vem com a maré. O estuário recebe energia cinética (movimento) da água; a maré entra, se mistura com a água do rio, e vai embora. As ondas formadas pelo vento ajudam

na mistura de água doce com água salgada, e assim à energia cinética do estuário. A energia cinética aumenta a produtividade do estuário por causa da circulação de nutrientes, plâncton e larvas.

Os estuários têm uma "explosão" de produtividade na primavera e uma alta taxa de crescimento no verão. As espécies de ostras e caranguejos são principalmente de estuários. Muitos tipos de camarões comercialmente importantes, em suas etapas adultas vivem e procriam próximos aos estuários, e entram nestes quando são larvas. O sável (peixe marinho da família dos clupeídeos) procria na nascente dos riachos e enquanto é jovem passa pelo estuário em seu caminho ao mar, crescendo rapidamente no tempo que passa por ali. Devido à grande quantidade de larvas de espécies marinhas que crescem nos estuários, estes são considerados usualmente como uma "maternidade"/ berçário. Muitos **invertebrados** vivem no lodo das marismas. A marisma oferece excelente proteção para as larvas e os pequenos peixes que vão e vêm com as marés.

A Figura 6 é o diagrama de energia de um estuário, ele mostra o papel da energia cinética. As células de fitoplâncton se mantêm suspensas pelo movimento. O movimento ajuda na fotossíntese das plantas trazendo nutrientes, como dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio (N), e fósforo (P). Assim, a energia cinética ajuda ao processo de reciclagem. A agitação também mantém as partículas de matéria orgânica em suspensão e em movimento, de forma que os animais do fundo podem capturá-las e se alimentar delas atuando como filtros naturais.

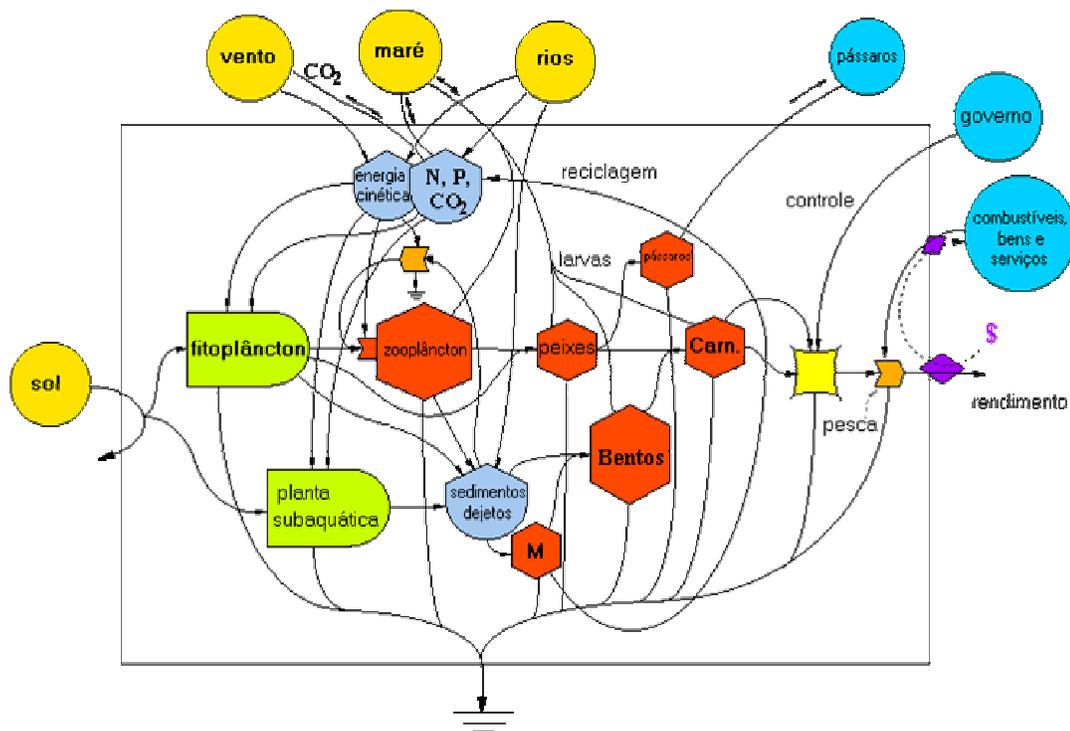


Figura 6 - Diagrama de energia de um estuário. M, microorganismos; N, nitrogênio; P, fósforo; Dejetos: matéria orgânica morta e micróbios; bentos, animais do fundo: certo tipo de ostras, caranguejos de rio, e minhocas.

Fonte: <http://www.unicamp.br/fea/ortega/eco/iuri11.htm>

4.1.3 - Ecologia dos Estuários

Estuários são “habitats” extremamente produtivos sob o ponto de vista ecológico. McLUSKY, citado por (French, 1997) afirma que estuários têm sido considerados como os ecossistemas mais produtivos do mundo, embora muita da sua produtividade sofra interferências humanas, pois fornecem alimento e habitat a uma gama muito grande de organismos com papel determinante na cadeia alimentar marinha. Assim, são reconhecidos como zonas ecologicamente importantes e que devem ser preservadas.

Além disso, são também o caminho para espécies aquáticas que passam uma parte das suas vidas nos rios e outra parte no mar.

Em síntese, os estuários são ecossistemas extremamente importantes e responsáveis pelo equilíbrio e manutenção dos recursos marinhos. São áreas de reprodução, crescimento, alimentação e refúgio para inúmeras espécies de peixes, crustáceos e moluscos, capturados pela pesca artesanal e industrial. Estudos indicam que 70% das espécies potencialmente comercializadas se utilizam do refúgio dos estuários em algum estágio de seu desenvolvimento.

Estuários apresentam características ambientais únicas que resultam em elevada produtividade biológica. Esses ecossistemas desempenham papéis ecológicos importantes, como exportadores de nutrientes e matéria orgânica para águas costeiras adjacentes, habitats vitais para espécies de importância comercial, além de gerarem bens e serviços para comunidades locais (Clark, 1996).

Os estuários são zonas ecologicamente importantes porque um grande número de organismos depende deles (pelo menos durante parte das suas vidas), podendo perturbações neste compartimento ecológico ter repercussões noutros, no seu exterior. O tempo de residência da água no interior do estuário é simultaneamente a causa da sua riqueza e da sua fragilidade. Em estuários ricos o tempo de residência da água é da ordem das semanas a meses. Este tempo permite a deposição da matéria particulada e o consumo de grande parte dos nutrientes descarregados diretamente pelo rio ou provenientes da mineralização da matéria orgânica depositada nos sedimentos.

Assentamentos urbanos e o desenvolvimento de atividades industriais, portuárias, pesqueiras, de exploração mineral, turística, entre outras, sem planejamento adequado, vem colocando em risco os atributos básicos dos estuários brasileiros e ecossistemas associados; resultando na diminuição da qualidade de vida da população local (Schaeffer-Novelli, 1989). Em Ilhéus, estuários e manguezais têm sido os ecossistemas costeiros mais comprometidos frente a acentuada expansão urbana que a cidade tem experimentado na atualidade (Fidelman, 1998).

Os estuários são áreas de grande importância para a humanidade, constituindo lugares de desenvolvimento de ocupações populacionais, indústrias, fontes para abastecimento de água e áreas de comunicação. Como consequência, eles são ambientes altamente explorados e que vêm sendo modificados, seja diretamente, devido à reivindicação de terras, ou indiretamente, com a utilização do sistema para a disposição de efluentes que serão descarregados no oceano, onde sofrem dispersão. Muitas vezes, no entanto, isso não acontece, pois muitos poluentes acabam permanecendo dentro do estuário, transformando-o numa área de acúmulo de poluentes (French, 1997).

4.2 - ESTUDO DOS MANGUEZAIS

O mangue é uma vegetação típica da zona costeiro-estuarina, adaptada à água salobra e ao movimento das marés; é o berçário onde se desenvolve grande parte das espécies marinhas; dependem do mangue 80 a 90% das espécies comerciais de pescado.

Os manguezais são ecossistemas costeiros que ficam nas regiões de estuários, faixas de transição entre o ambiente marinho e o terrestre, nos lugares onde os rios deságuam no mar, característico de regiões tropicais e subtropicais, sujeitos ao regime de marés. No que diz respeito à energia e à matéria, são sistemas abertos, recebendo, em geral, um importante fluxo de água doce, sedimentos e nutrientes do ambiente terrestre e exportando água e matéria orgânica para o mar ou águas estuarinas. São habitados por espécies vegetais típicas de ambientes alagados, resistentes à alta salinidade da água e do solo. Uma árvore de manguezal, chega à fase adulta e se reproduz em apenas cinco anos, e pode atingir cerca de vinte metros de altura. Apesar de possuírem apenas sete espécies de árvores, os manguezais apresentam uma enorme biodiversidade. Além de bromélias e orquídeas, há uma grande abundância de algas microscópicas.

4.2.1 - Formação dos Manguezais

Estima-se que os manguezais tiveram origem há cerca de 60 milhões de anos, no Terciário, quando aconteceu a deriva dos atuais continentes, em decorrência da ruptura do Pangéia (única massa continental). A formação de um manguezal sofre influência de vários fatores, dentre os quais: temperatura, precipitação, evaporação, salinidade, topografia, amplitude de marés, freqüência de inundações, ventos, insolação e aporte de sedimentos. Estima-se que em cem anos o nível do mar estará entre 0,3 e 0,8m acima do atual, o que irá gerar profundas modificações nas regiões que se encontram os manguezais. Tal condição provocará uma migração dos bosques de mangues em direção as partes mais altas, quando isso for possível, ou o seu desaparecimento.

O desenvolvimento dos manguezais depende de cinco requisitos básicos: altas temperaturas (média mensal mínima maior que 20°C e uma amplitude anual inferior a 5°C); costas livres de ação de ondas e marés violentas (baías rasas e abrigadas, estuários abrigados, lagoas, o lado de ilhas abrigado do vento, canais protegidos); aluvião fino particulado (substrato

mole constituído por silte e argila fina, rica em matéria orgânica); presença de água salgada e uma larga amplitude de marés.

4.2.2 - Algumas Características dos Manguezais

4.2.2.1 - Vegetação

No mundo são conhecidas 44 espécies de mangues, entretanto no Brasil somente encontram-se 7. As espécies mais comuns são o mangue vermelho, o preto e o branco. Em algumas regiões também são encontradas o mangue-de-botão (*Conocarpus erectus*), avencão (*Acrostichum aureum*) e algodoeiro-da-praia (*Hibiscus pernambucenis*), além de bugi e canoé. Outras espécies crescem sobre o mangue, denominadas de epífitas, compostas por líquens, musgos, bromélias, samambaias e cactos. Nota-se que a maior densidade das espécies de mangue vermelho e preto se deve à alta fecundidade.

Os mangues são espécies halófilas (se adaptam bem à água salgada), heliófilas (necessitam de luz do Sol) e vivíparas, quando as sementes somente caem após o desenvolvimento, conhecidas como propágulos, que podem flutuar pelo estuário por longos períodos, até se fixar em um local adequado, quando são denominados de plântula.

De acordo com dominância de cada gênero, o manguezal pode ser classificado em mangue vermelho (*Rhizophora*), mangue branco (*Laguncularia*) e mangue siriúba (*Avicennia*) os dois primeiros colonizando os locais mais baixos e o terceiro os locais mais altos e afastados da influência das marés. Quando o mangue penetra em locais arenosos denomina-se mangue seco (Resolução CONAMA 010/93).

Geralmente, os manguezais desenvolvem-se melhor quando há oscilação da maré em decorrência da topografia, quando há formação de grandes correntes de água doce dos rios ou da chuva, quando existe grande quantidade de nutrientes e condições de sedimentação apropriadas, suas árvores podem atingir cerca de 20 metros de altura e 100 anos de idade.

Dada às condições hostis do ambiente físico para a maioria das plantas as espécies vegetais de mangue possuem adaptações especiais para a sobrevivência. Para a fixação em substrato inconsolidado (frouxo) o mangue vermelho (*Rhizophora*) apresenta raízes-escora que são raízes aéreas que partem do caule principal arqueadas até o solo. As raízes das espécies de mangue possuem lenticelas localizadas nas raízes-escora e em raízes aéreas denominadas pneumatóforos que ocorrem nos mangues branco (*Laguncularia*) e negro (*Avicennia*). Estas

estruturas têm a função de realizar as trocas gasosas, uma vez que o sedimento do manguezal é anóxico. Para superar os problemas da salinidade as plantas de mangue desenvolveram mecanismos que impedem com que o sal entre na planta através das raízes (*Rhizophora* e *Laguncularia*) ou excluem o sal através de glândulas localizadas nas folhas (*Avicennia*). Outra adaptação à salinidade é a viviparidade, que protege os embriões. Em água salgada a longevidade dos propágulos (sementes) de *Rhizophora* é de mais de um ano, enquanto que de *Avicennia* é de 110 dias e de *Laguncularia* de 35 dias. Estes propágulos têm poder de flutuação e podem chegar a regiões muito distantes de onde foram produzidos (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986).

4.2.2.2 - Fauna

Os animais encontram no manguezal diferentes tipos de habitats disponíveis, tais como a copa das árvores, concavidades com água em árvores, poças d'água, superfície do solo, o próprio substrato e os canais de água desse sistema.

A fauna encontrada em manguezais é composta por espécies residentes, organismos marinhos jovens (criadouro) e visitantes marinhos e dulciaquícolas. A proporção desses componentes numa área estuarina varia durante o ano segundo a salinidade. Por exemplo, quanto maior a pluviosidade, maior o componente dulciaquícola, sendo que o componente estuarino permanece o ano todo. Crustáceos, moluscos e peixes passam pelo menos uma parte do ciclo de vida no manguezal. Peixes e aves, crustáceos, moluscos e outros invertebrados encontram nos manguezais alimento, refúgio contra predadores e área para reprodução e crescimento, sendo que esse ecossistema consiste num "habitat crítico" para muitas espécies. Estas possuem uma relação de dependência desse ambiente nos estágios iniciais do ciclo de vida (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986).

Há um nível trófico misto composto por herbívoros, omnívoros e carnívoros, representados por protozoários, pequenos nemátodos, rotíferos e crustáceos que pastejam as superfícies das folhas em decomposição ou ingerem partículas de detrito. Os anfípodos e outros detritívoros como misidáceos, ostrácodos, copépodos, camarões, caranguejos e bivalves filtradores são o elo que permite a transferência de energia da partícula de detrito aos carnívoros intermediários e superiores.

Um dos importantes grupos faunísticos de manguezal é representado pelos moluscos, sendo que algumas espécies são exploradas tradicionalmente pelas comunidades locais. Eles se encontram ligados principalmente a raízes, troncos e pedras, mas ocupam também o substrato e a água. Exemplos: mariscos e ostras.

Os crustáceos são o grupo animal característico do manguezal (principalmente os Decapoda). Esse grupo é muito importante na dinâmica do ecossistema devido à sua participação na cadeia trófica, como recurso alimentar para muitos peixes e aves, ao revolvimento do lodo, trazendo matéria orgânica para a superfície, e à fragmentação das folhas da serrapilheira. São encontrados, principalmente, no substrato e sobre troncos, raízes e pedras, além de viver em poças de água doce e salobra. Exemplos: camarões de água doce, salobra e marinha; siris, caranguejos e ucas.

A fertilidade estuarina promove uma alta produtividade fitoplanctônica formando a base alimentar da cadeia trófica, o que faz com que os estuários tenham as águas mais férteis e piscosas do globo. Os peixes dos estuários pertencem a vários níveis tróficos; alguns se alimentam de material detrítico, diretamente do fundo, mas a maioria se constitui de carnívoros intermediários e superiores (alimentação indireta de detritos). Pode-se classificar as espécies de peixes do manguezal em três grupos: tipicamente marinhas (a maioria), tipicamente dulciaquícolas e tipicamente mixo-halinas (estuarinas). Exemplos de espécies estuarinas: cascudo, guarajuba, maria-luiza, linguado.

A maioria das espécies de aves vista em manguezais são visitantes urbanas e litorâneas, havendo ainda as migrantes periódicas e as típicas permanentes, que utilizam esse ecossistema para nidificação, alimentação e proteção. Exemplos de aves típicas permanentes: garça-azul, socó-dorminhoco, gavião-do-mangue, saracura-do-mangue, sebinho-do-mangue.

4.2.3 - Manguezais no Brasil

Por ser um país com extensa faixa litorânea, o Brasil possui uma das maiores áreas de manguezais do mundo, estimada em mais de dez mil quilômetros quadrados.

Os manguezais cobrem uma área de 240.000 km² das formações costeiras tropicais e subtropicais de continentes e ilhas. As regiões do globo onde os bosques de mangue atingem seu desenvolvimento máximo são aquelas do Indo-Pacífico, seguidas por algumas áreas da África e da América do Sul.

No Brasil, ocorrem desde o Amapá (cabo Orange, 4°30'N) até Santa Catarina (Laguna, 28°30'S), ocupando uma área de cerca de 14.000 km². Quando se consideram as formações associadas (marismas), essa estimativa passa a 25.000 km². Ao longo da costa brasileira, é encontrada uma grande diversidade de condições ambientais, devido a diferenças de latitude e de fisiografia. Assim, as áreas com maior desenvolvimento se encontram entre 04°30' e 01°40' de latitude Norte. Outras áreas importantes se encontram entre Cabo Frio (23°00'S) e Laguna (28°30'S), com os principais bosques na baía de Guanabara, Baixada Santista, Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia (incluindo Paranaguá), Joinville, Florianópolis e Laguna. (Figura 7).



Figura 7 - Imagem que mostra a distribuição dos manguezais ao longo da costa brasileira

Fonte: <http://www.tvcultura.com.br/aloescola/ciencias/maravista/3/3mar3.htm>

Aproximadamente 80% dos manguezais do país estão nas regiões Norte e Nordeste, especialmente nos estados do Amapá, Pará e Maranhão. Este último possui cerca de 500 mil hectares de mangue. O Brasil possui uma das maiores áreas de manguezal preservadas do planeta. Além de ser motivo de orgulho, o privilégio de conviver com esse ecossistema deve motivar a pesquisa, o conhecimento e a circulação desse saber na sociedade. Quem convive com o manguezal aprende que está diante de um ambiente de renascimento, de recriação.

4.2.4 – Ecologia dos Manguezais

Os manguezais possuem importantes funções ecológicas que os tornam imprescindíveis para a região costeira tropical: amenização do impacto do mar na terra; controle de erosão pelas raízes de mangue; estabilização física da linha de costa; retenção de sedimentos terrestres de escoamento superficial; “filtro biológico” de sedimentos, nutrientes e até mesmo poluentes, o que impede o assoreamento e a contaminação das águas costeiras; abrigo de fauna, sendo considerado um “habitat crítico”, na forma de berçário para moluscos, crustáceos e peixes. Outra função que vem sendo questionada é a exportação de matéria orgânica para o estuário e áreas costeiras adjacentes. Acredita-se que a exportação desta depende de uma série de fatores como, por exemplo, a hidrodinâmica do local.

O manguezal funciona como filtro e provedor de nutrientes para as espécies e por isso é considerado um dos ambientes mais produtivos. Ostras, mexilhões, moluscos e outros organismos marinhos se alimentam filtrando da água fragmentos de detritos vegetais e de microrganismos que decompõem a lignina dos troncos.

Estudos revelam que o Brasil tinha uma área de aproximadamente 25 mil quilômetros quadrados de manguezais em 1983 e, segundo fotos de satélites, passou a ter apenas 13,4 mil quilômetros quadrados em 1997. Os pesquisadores norte-americanos apontam entre as possíveis causas a proliferação de fazendas para exploração do camarão e o desmatamento para uso da lenha do mangue. Mas existem outros agentes de degradação, como esgotos industriais e domésticos e, nos últimos anos, o mundo assistiu a agressões mais severas a esse ecossistema das regiões tropicais litorâneas: os acidentes envolvendo derramamento de óleo nas águas costeiras.

Os próprios manguezais, no entanto, podem apresentar soluções para acidentes como o do rompimento de um oleoduto da Petrobrás, em 2000, que gerou o derramamento de 1,3 milhão de litros de óleo na baía de Guanabara. Estudos desenvolvidos por pesquisadores da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), apoiados pela Fundação de Ensino Superior de Olinda e pelo Laboratório de Farmácia da Universidade Federal de Pernambuco, revelaram que 80% das bactérias do manguezal do rio Paratibe, que fica no município de Paulista (PE), podiam degradar petróleo e seus derivados, ou seja, diminuir os seus níveis em solos e aquíferos contaminados.

4.3 - PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS DAS ÁGUAS

Cada corpo d'água possui um padrão individual nas suas características físicas e químicas, com estas determinadas pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas.

O levantamento das características físicas e químicas das águas, constitui fator importante no zoneamento ambiental, uma vez que o mesmo além de permitir a determinação da reserva nutricional dos corpos d'água e por extensão de suas potencialidades em termos de produção, fornece subsídios à correta utilização destes recursos naturais.

Neste aspecto, as águas estuarinas são normalmente consideradas mais produtivas que as de mar aberto, com uma taxa anual cerca de 10 - 100 vezes mais produtivas que às águas oceânicas ou mesmo continentais (Perkins, 1974 in Peixinho *et al.*, 1980, Paredes *et al.*, 1980).

A intrusão fluvial no meio marinho é acompanhada por substanciais modificações nas características tais como a condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, concentração de nutrientes, etc., acarretando flutuações nas populações planctônicas e por extensão dos organismos de níveis tróficos superiores (Benon *et al.*, 1980).

4.3.1 - Temperatura

A temperatura é considerada um parâmetro físico de importância na qualidade de águas, embora não seja citada na Resolução n.º 20 (CONAMA, 1986). É praticamente sempre medida em avaliações de ambientes aquáticos, pois reflete bem as variações sazonais (Baumgarten & Pozza, 2001). Ela desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos.

A medição de intensidade de calor da amostra torna-se importante pois a elevação de temperatura ocasiona algumas alterações, tais como:

- aumenta a taxa das reações químicas e biológicas que se desenvolvem na faixa usual de temperatura, funcionando, portanto, como um catalisador;
- diminui a solubilidade dos gases (exemplo: oxigênio dissolvido);
- aumenta a taxa de transferência para a coluna da água, de gases produzidos na camada sedimentar e dissolvidos na água intersticial aos sedimentos, o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases reduzidos com odores desagradáveis, como o metano, o gás sulfídrico e o amoníaco.

A variação de temperatura tem a ver com a transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo). Essa variação provoca, entre outras coisas, mudança na sua viscosidade, densidade e tensão superficial, que são propriedades fundamentais para o desenvolvimento e permanência de alguns organismos planctônicos. A análise de temperatura normalmente é realizada no momento imediato após a amostragem da água (APHA, 1975).

4.3.2 - Condutividade Elétrica / Salinidade

A condutância específica (condutividade) é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir uma corrente elétrica. A condutividade da água depende de suas concentrações iônicas e da temperatura. É um parâmetro que fornece boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, porém não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes.

Em termos de salinidade, a concentração de sais minerais dissolvidos na água é usualmente expressa como salinidade. A salinidade é uma convenção que se aproxima à massa em gramas dos sólidos obtidos a partir de 1 Kg de água do mar, quando os sólidos tenham sido secados a 480°C até peso constante, e nessa secagem, a matéria orgânica tenha sido completamente oxidada, os brometos e os iodetos da amostra substituídos por uma quantidade equivalente de cloretos, e os carbonatos convertidos à óxidos (Aminot & Chaussepied, 1983).

A determinação da salinidade pode se dá a partir das medidas da condutividade elétrica, quanto mais sal dissolvido na água, maior a condutividade. Assim como, a temperatura a salinidade também modifica a densidade da água. A diminuição da temperatura e o aumento da quantidade de sal provocam o aumento da densidade.

Entre os principais íons responsáveis pela formação de sais em águas, destacam-se os cátions: sódio, cálcio, magnésio, potássio, e os ânions: cloretos, sulfatos e bicarbonatos.

A salinidade somente é referida na legislação ambiental para dividir os ambientes aquáticos nas Classes citadas na Resolução nº 20 (CONAMA, 1986), na qual caracteriza-se o tipo de água devido a quantidade de sal ali presente:

Águas doces: salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰ (partes por mil).

Águas salobras: salinidade igual ou inferior a 0,5 e 30 ‰.

Águas salinas: salinidade igual ou superior a 30 ‰.

As grandes diferenças entre valores de salinidade nos ambientes aquáticos continentais é resultante de vários fatores, dentre estes se destacam (Esteves, 1998):

- a) a intensidade diferenciada da intemperização e composição das rochas e solos da bacia de drenagem;
- b) o grau de influência e composição das águas subterrâneas;
- c) a precipitação atmosférica;
- d) o grau de influência marinha (através do lençol freático, aerossol marinho, etc.);
- e) balanço entre a evaporação e a precipitação.

4.3.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH representa a atividade dos íons hidrônios livres na água, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e, posteriormente, acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes naturais e/ou antrópicas.

Ele se relaciona diretamente com a acidez e a alcalinidade das águas, e indica a concentração do íon hidrogênio de uma solução. Um pH igual a 7 significa que a solução é neutra; um pH maior que 7 significa que a solução é alcalina e um pH menor que 7 indica que a solução é ácida.

Possui ligação com as propriedades corrosivas da água. Quanto mais baixo mais corrosiva será a água. As águas ácidas podem apresentar um gosto amargo. A maioria das águas possui um pH entre 5,5 e 8,0. Um pH muito baixo pode estar relacionado a descarga de águas ácidas a partir de regiões mineiras (carvão, sulfetos) ou a resíduos líquidos de determinadas indústrias.

Variações de pH podem exercer ações sobre as algas, como exemplo temos, a limitação do crescimento de algas causada pela precipitação do fósforo sob a forma de ortofosfatos insolúveis, quando temos o pH superior a 9,0. Têm-se ainda muitas bactérias que são sensíveis as variações além dos limites de 6,0 e 9,0, sendo que a fotossíntese pode ser reduzida com a acentuada elevação do pH. Logo, este influencia a vida aquática.

4.3.4 - Transparência

Do ponto de vista ótico, a transparência da água pode ser considerada uma medida oposta a turbidez. Depende de vários fatores, entre eles da quantidade de partículas em suspensão, orgânicas ou inorgânicas. A presença de compostos químicos que conferem cor à água pode alterar a transparência.

Através do disco de Secchi (Figura 8) pode ser estimado, de forma indireta, o coeficiente de atenuação difusa da água para a luz não direcional, algumas vezes também chamado de coeficiente de extinção.



Figura 8 - Disco de Secchi para obtenção ótica da transparência sendo mergulhado.

Segundo Moraes (2001), sua medição pode ser feita da seguinte maneira:

- a) Como é uma avaliação visual, posicionar-se do lado da borda de um barco ou em um trapiche e mergulhar o disco preso por um cabo graduado em centímetros;
- b) Anotar a profundidade do seu desaparecimento, em metros, deixando afundar mais alguns centímetros. Levantar o disco lentamente, até o ponto que se torne visível ao olho do observador. Anotar a profundidade do seu aparecimento;
- c) Utilizar a média das medidas das profundidades de desaparecimento e aparecimento na coluna d'água. Considerar este valor como D_{st} .

Obs.: O valor obtido de transparência corresponderá à profundidade na qual a incidência de luz corresponde a 1%, sendo o limite entre a zona eufótica e afótica.

Considerando a profundidade do disco de Secchi como sendo D_s (em metros). Idso & Gilbert (1974) estabelecem empiricamente a relação:

$$K' = 1,7 / D_s.$$

Para o cálculo da profundidade da zona eufótica ou Z_{eu} (camada até 1% da luz incidente), pode-se usar a expressão abaixo especificada, com base no fato de que a luz decresce exponencialmente com a profundidade: $Z_{eu} = 4,6 / K'$

O cálculo da profundidade da zona eufótica servirá de apoio para a interpretação dos dados a serem levantados de fitoplâncton e nutrientes na água do ambiente amostrado.

Ainda segundo Moraes (2001), os melhores resultados obtidos pela imersão do Disco de Secchi ocorrem quando a medida é realizada entre 10 e 14 horas, correspondendo ao período de incidência de luz mais vertical no sistema aquático.

4.3.5 - Material Particulado em Suspensão (MPS)

O material em suspensão, ou seston, são pequenas partículas que se encontram na água. O MPS é um importante parâmetro físico para a reatividade biogeoquímica em águas superficiais. Altas concentrações, impedem a entrada de luz necessária ao processo de fotossíntese, influenciando diretamente a produção primária.

Em estuários, o material particulado em suspensão, provém das mais variadas fontes, tais como: os restos de esqueletos e matéria orgânica provindos do oceano; as substâncias inorgânicas, como poeira, trazidas pelo ar; os detritos de vegetação próxima as margens e precipitação de vários óxidos e hidróxidos, principalmente, ferro e manganês – resultantes do intemperismo das rochas; e através de processos internos do estuário como a floculação de componentes orgânicos e inorgânicos que incluem a suspensão dos argilominerais transportados pelo rio, espécie coloidal de ferro e material orgânico dissolvido (como matéria húmica) (Chester, 1990). Suas fontes antropogênicas são a matéria orgânica proveniente de esgoto, excrementos de animais e resíduos industriais.

Por definição, a distinção entre o material em suspensão e o material dissolvido é arbitrária: partículas com diâmetro maior que $0,45\mu\text{m}$ são consideradas em suspensão e menores estão dissolvidas. Portanto, uma filtração da amostra em membrana (filtro) deverá ser efetuada para a separação dos elementos em suspensão (retidos no filtro) e dissolvidos (presentes na amostra filtrada). Os filtros usados deverão ser de esteres ou de acetato de celulose, mas nunca de

nitrato de celulose, se a análise do nitrato for prevista. O material em suspensão total (comumente chamado de material em suspensão ou MPS) pode ser constituído de uma fração mineral ou inorgânica (material mineral ou resíduo fixo em suspensão) e outra orgânica (material orgânico ou volátil em suspensão).

4.3.6 - Oxigênio dissolvido (OD)

As três principais fontes do elemento oxigênio são o gás carbônico e o oxigênio molecular, estes dois encontrados na atmosfera e nas águas em geral na forma dissolvida. O ar compõe-se de 21% v/v de oxigênio e a água marinha tem concentração média de 8 mg/L. Outras fontes de oxigênio são os íons nitrato e sulfato, presentes nos ecossistemas hídrico e terrestre.

O oxigênio e o gás carbônico são os únicos gases que desempenham papel relevante em processos biológicos, tais como a fotossíntese, a respiração e a decomposição da matéria orgânica detritica. A atmosfera é a fonte principal dos gases nos oceanos, em consequência do intercâmbio permanente entre a camada mais superficial da água e a atmosfera de contato, em ambos os sentidos (ar \Leftrightarrow mar). Esses gases são de extrema importância na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos, pois fazem parte da vida de animais e vegetais mantendo um vínculo entre seus ciclos biogeoquímicos, apesar de apresentarem comportamentos inversos. O nível de disponibilidade de OD na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica (fontes pontuais e difusas) e a quantidade produzida no próprio corpo d'água através de organismos fotossintéticos, processos de aeração natural e/ou artificial. Se o balanço do nível de OD permanece negativo por tempo prolongado, o corpo d'água pode tornar-se anaeróbico (ausência de oxigênio), causando a geração de maus odores, o crescimento de outros tipos de bactérias e morte de diversos seres aquáticos aeróbicos, inclusive peixes.

As concentrações de oxigênio dissolvido são geralmente relacionáveis com a concentração dos nutrientes. Onde a concentração de nutrientes é alta, a concentração de oxigênio dissolvido é baixa, e vice-versa.

O oxigênio dissolvido é muito usado para verificar a qualidade das águas, indicando as condições sanitárias básicas das águas superficiais (Macedo, 2001).

Portanto, o OD é um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas decorrentes de despejos orgânicos. A solubilidade do OD é função da altitude e da

temperatura do corpo de água. Em geral, ao nível do mar e à temperatura de 20°C, a concentração de saturação é de 9.2 mg/L.

Vale informar que valores de OD inferiores ao valor de saturação podem indicar a presença de matéria orgânica e, valores superiores, a existência de crescimento anormal de algas, uma vez que, como já foi citado, elas liberam oxigênio durante o processo de fotossíntese.

Em resumo, o OD será consumido por bactérias durante o processo metabólico de conversão da matéria orgânica em compostos simples e inertes, como água e gás carbônico (CO₂). Com isso, crescem e se multiplicam e mais oxigênio dissolvido será consumido enquanto houver matéria orgânica proveniente das fontes de poluição.

4.3.7 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A DBO₅ é um teste empírico em que é determinado o requerimento relativo de oxigênio, normalmente em águas de efluentes e águas poluídas (APHA, 1989), ela é medida, em geral, em miligramas por litro (mg/L), sendo definida como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica, através da respiração aeróbica de microorganismos (bactérias, protozoários), num período de 5 dias e a 20°C. Ou seja, nada mais é do que uma medida das necessidades respiratórias de uma população microbiológica. A DBO padrão é universalmente utilizada e os dados apresentados neste trabalho foram obtidos desta forma.

A DBO padrão está associada à porção biodegradável da matéria orgânica de origem vegetal e animal e também àquela presente nos despejos domésticos e industriais.

Esta matéria, carbonácea, apresenta-se em suspensão ou dissolvida, podendo ser biodegradável ou não. Dada a diversidade dos compostos e formas como se apresenta no corpo d'água, procura-se quantificá-la, indiretamente, medindo-se sua capacidade de consumo de oxigênio dissolvido na água, que se dá através das bactérias oxidantes.

Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção de oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 1993).

Vale informar que os esgotos domésticos possuem uma DBO em torno de 300 mg/L, que representa o consumo de 300 mg de oxigênio em 5 dias, à 20 C, no processo de estabilização da matéria orgânica carbonácea biodegradável presente em 1 litro de esgoto.

Resumindo, DBO alta significa presença de poluição através da matéria orgânica proveniente de fontes pontuais e/ou difusas de origem doméstica ou industrial.

4.4 - NUTRIENTES DISSOLVIDOS NOS CORPOS D'ÁGUA

A presença de componentes químicos dissolvidos nas águas naturais se dá de diversas formas, uma delas é a liberação de gases para a atmosfera através de erupções vulcânicas, sendo que, esses gases são facilmente levados para o oceano através da chuva. Uma outra fonte para esses elementos é a atividade vulcânica no fundo do mar, com os elementos químicos sendo extraídos da rocha e removidos pela circulação de fluidos. As águas naturais, que entram em contato com o solo e as rochas, trazem elementos químicos dissolvidos, devido à ação intempérica, como exemplos temos o potássio, cálcio, ferro, sulfato, nitrato e outros.

As concentrações de amônia e compostos de nitrogênio e fósforo, e os indicadores de biomassa vegetal (como a clorofila) definem o estado trófico de um ecossistema, classificado como baixo (oligotrófico), médio (mesotrófico), alto (eutrófico) e muito alto (hipertrófico). O principal processo considerado na classificação é o potencial de produção de matéria orgânica pelas algas e sua relação com os nutrientes disponíveis. Lagoas costeiras em condições naturais exibem aumento gradual do estado trófico (eutrofização natural). O processo é chamado de eutrofização cultural quando é acelerado por impactos humanos, como a descarga de esgotos domésticos.

Os níveis de nutrientes inorgânicos como o amoníaco, os nitratos e os fosfatos determinam a quantidade de microorganismos que podem crescer em qualquer sistema aquático. As águas eutrofizadas (ricas em nutrientes) podem conter muito mais microorganismos do que as águas oligotrofizadas (pobres em nutrientes). Quando águas normalmente deficientes em nutrientes são repentinamente inundadas por uma grande quantidade de efluentes, explodem vários microorganismos e tanto as cianobactérias como as bactérias e as algas podem "florescer". Várias espécies lutam e conseguem dominar porque as condições se encontram verdadeiramente descontroladas. À medida que este florescimento desaparece a degradação dos organismos mortos aumenta ainda mais o conteúdo de nutrientes da água, agravando o problema.

4.4.1 - Ciclo dos Nutrientes (Fosfato, Silicato, Amônio, Nitrito e Nitrato)

O ciclo biológico dos nutrientes não está somente em sua remoção das águas superficiais, há também suas próprias transformações através da complexação, dissociação (oxidação e redução) dentro do ambiente (Andrews *et al.* 1996).

O fósforo é um elemento essencial à vida aquática, e limitante desta, especialmente quando concentrações de nitratos e de dióxido de carbono são maiores do que de fósforo. Na água do mar (pH em torno de 8,5), os ortofosfatos estão presentes, essencialmente, nas formas de PO_4^{3-} (10%), HPO_4^{2-} (90%) e H_2PO_4^- (1%).

Os teores de fosfato são normalmente pequenos na superfície dos oceanos e nas zonas costeiras não poluídas: variam de 0 a $1\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$. Nas águas profundas, os teores podem variar em torno de $3\mu\text{M}$, dependendo da zona oceânica considerada. As altas concentrações indicam fontes antropogênicas e desencadeiam processos de eutroficação e até “florações” indesejáveis, quando há aumento de fosfato em ambientes com boa disponibilidade de nutrientes nitrogenados (Aminot & Chaussepied, 1983). Nos estuários não poluídos, as concentrações geralmente variam em torno de $1,2\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$, devido a um sistema tamponante com a coluna sedimentar (Liss, 1976).

As maiores reservas no ciclo do fósforo, independentemente da forma química dos compostos, são a biota terrestre, as águas do oceano e os sedimentos (Lerman, 1988). Sendo seu reservatório principal os sedimentos marinhos, e tendo o maior fluxo na superfície do oceano (biota oceânica), porém a produtividade biológica e o fluxo da respiração nesta, fazem com que o tempo de residência do fósforo seja pequeno ($\approx 0,14$ anos). Aproximadamente 4% do fósforo da biota oceânica é depositado no fundo oceânico, com a maioria sendo regenerada na superfície do oceano. Já na biota terrestre, o fósforo, tem um tempo de residência em torno de 45 anos.

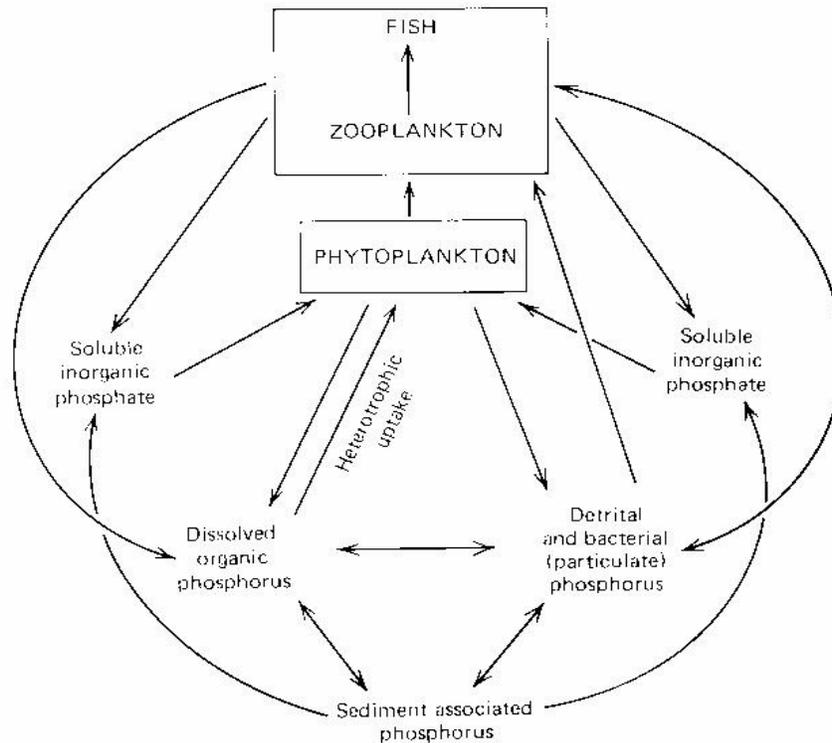


Figura 9 - Ciclo do fósforo na água do mar. Há a liberação de fosfato orgânico solúvel e inorgânico pela ação de peixe e zooplâncton, além da liberação através do fitoplâncton de fósforo dissolvido e orgânico particulado. Plantas incorporam fosfatos inorgânicos solúveis, e algumas possuem a capacidade de utilizar fósforo orgânico dissolvido. Alguns fósforos orgânicos entram na estrutura de sedimentos e são eventualmente liberados, após a decomposição, como fosfato inorgânico (modificado por Parsons e Takahashi, 1973).

O silício é um elemento nutritivo para algumas espécies, pois entra na composição de frústulas, espículas e outras estruturas de espécies planctônicas.

A concentração nos oceanos é baixa, chegando a cerca de 1 μM de Si. Em zonas costeiras e em regiões estuarinas, as concentrações são maiores, em média cerca de 150 μM . O silício não representa um poluente em potencial (Aminot & Chaussepied, 1983).

No pH da água do mar (cerca de 8,2), o silício dissolvido encontra-se num percentual de 95% sob a forma de ácido ortossilícico (H_4SiO_4) e 5% sob a forma ionizada SiO_4^{4-} . Ele tem sua origem, principalmente, no intemperismo de minerais silicatos e aluminossilicatos.

No estuário, cerca de 29% da sílica dissolvida na água dos rios é removida através de mecanismo biológico. Porém, dentro do próprio estuário, toda a sílica é regenerada e posteriormente lançada novamente dentro da coluna d'água. Logo, o fluxo de sílica fora do

estuário é virtualmente idêntico ao fluxo fluvial, ou seja pouca sílica é depositada como sedimento (Chester, 1990).

O nitrogênio manifesta-se no ambiente de diversas formas, quais sejam: nitrogênio molecular (N_2), livre na atmosfera; nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão no corpo d'água); amônia (livre — NH_3 e ionizada — NH_4^+); nitrito (NO_2^-); nitrato (NO_3^-). Sendo que, o nitrato é a forma mais estável e mais abundante, ele é consumido pelo fitoplâncton e reduzido a amônio (NH_4^+), para utilização como proteína. Com a morte do fitoplâncton sua decomposição aumenta e a concentração de amônio pode ser oxidado a nitrito (NO_2^-) e depois a nitrato (NO_3^-) em águas bem oxidadas. Assim como, quando o fitoplâncton serve de alimento para o zooplâncton os organismos posteriormente liberam amônio (NH_4^+) que é reutilizado pelo fitoplâncton.

A forma NH_3 é a mais tóxica, o favorecimento da formação de NH_3 representa um problema para águas de elevado pH, quando recebem altas cargas de nitrogênio amoniacal (Carmouze, 1994). Portanto, as concentrações de NH_4^+ podem elevar-se sem que sua toxicidade seja muito crítica, se o pH e a temperatura permanecerem dentro de certos limites.

Para o $N-NH_4^+$, em águas costeiras não poluídas e no oceano, as concentrações, geralmente, são inferiores a $1 \mu M$ (Aminot & Chaussepied, 1983). Day et al. (1987) citam $5 \mu M$ como um valor normal em estuários não poluídos. Em meios anóxicos e em locais próximos a efluentes urbanos, as concentrações são elevadas, sendo este parâmetro um bom traçador de contaminação orgânica. Quanto ao NH_3 , o limite máximo estipulado é de $0,02 \text{ mg/L}$ de NH_3 , a partir do qual a toxicidade é mais significativa (Train, 1979).

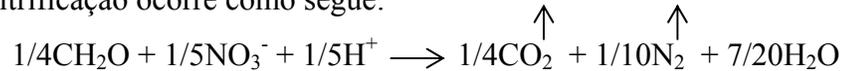
Já os íons nitritos representam o estado de oxidação intermediário entre o amônio e o nitrato. Nas águas oceânicas, as concentrações são baixas, podendo ser até menores de $0,1 \mu M$ $N-NO_2^-$. Nas águas costeiras elas são na ordem de $0,01$ a $1 \mu M$. Em fracas concentrações de oxigênio, pode haver redução do nitrato (desnitrificação), elevando as concentrações de nitrito.

- Desnitrificação:

A atividade bacteriana converte nitrato a gás nitrogênio. Isto pode acontecer em solos pobremente oxigenados e em massas d'água anaeróbicas. Este processo equilibra a fixação natural do nitrogênio. O processo de desnitrificação ocorre em duas fases:

1. retirada do substrato para dentro da célula com pouco ou nenhum fracionamento;
2. redução do substrato com quebra das ligações N-O, que tem um grande efeito isotópico.

A desnitrificação ocorre como segue:



e causa até 30% de fracionamento.

Enquanto que o nitrato é a forma oxidada mais estável do nitrogênio em solução aquosa. É regenerado por via bacteriana (nitrificação) a partir do nitrogênio orgânico. A produção de nitrato resulta da oxidação enzimática do amônio, tendo o NO_2^- como intermediário. No processo fotossintético, o amônio é a forma diretamente assimilável pelos organismos, enquanto que o nitrato deve passar, obrigatoriamente, à forma de amônio dentro da célula (Carmouze, 1994). A velocidade de regeneração é em geral, menor do que a de assimilação pelos produtores primários, resultando em fracas concentrações de nitrato, principalmente no meio oceânico. Nas águas costeiras, as concentrações normais são na ordem de 10 a 15 $\mu\text{M N-NO}_3^-$ (Aminot & Chaussepied, 1983).

- Nitrificação:

Quando a matéria orgânica dos solos decompõe, bactérias usam o nitrogênio molecular para produzir amônia. A amônia é oxidada a NO_2^- e então a NO_3^- :



O fracionamento ocorre até 20%.

O excesso de nitratos, por exemplo, pode levar a morte lactantes até três meses. Também o nitrato pode se transformar em nitrosaminas, que são vistas como cancerígenas. Em Viena a quantidade de nitrato na água é de 10 g/l (o limite é 50 g), mas em terras agrícolas há valores superiores a 100 g/l. Esse problema torna-se altamente sério quando as águas de reservatórios alcançam os limites de risco.

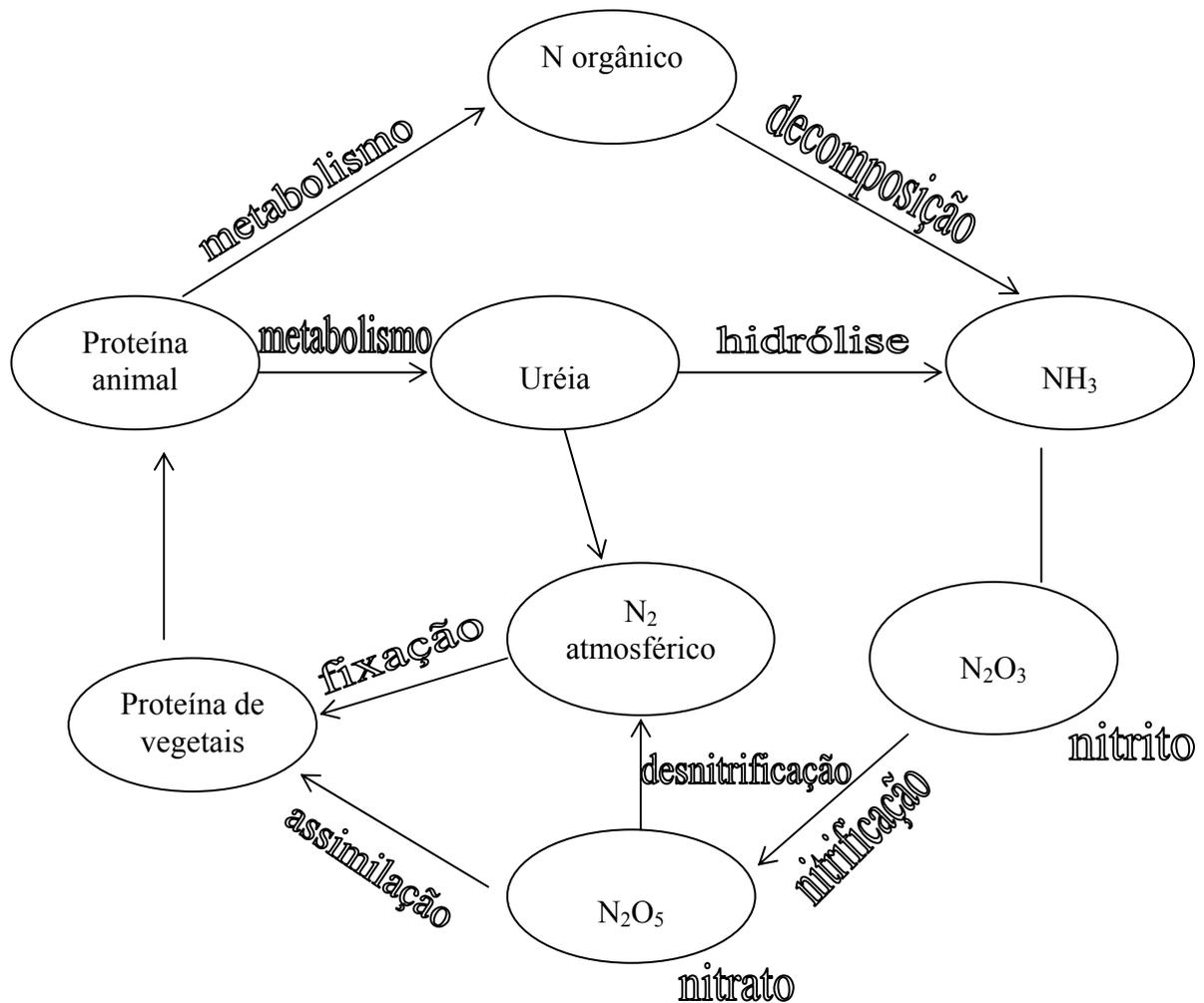


Figura 10 - Ciclo do Nitrogênio e as transformações microbianas (Voznaya, 1981)

Os diferentes efeitos nos efluentes dos rios os quais limitam a concentração de nutrientes foram estudados por Park *et al.* (1972) que estimaram a relação das concentrações mensais dos nutrientes para o rio de Columbia. Durante os meses de maio a setembro a relação nitrato/fosfato são geralmente menores do que a relação normal de assimilação 16:1 e pode alcançar o mínimo de 1 em junho e em julho; o nitrato torna-se então o nutriente limitado pelo efluente. O inverso ocorre no resto do ano, onde a relação nitrato/fosfato é maior que 16:1 podendo alcançar o máximo de 67. Isto é importante porque mostra que a produtividade em um estuário pode ser controlada por um nutriente o qual é fornecido pela mistura vertical da água do mar por baixo do efluente.

Segundo Edmond *et al.* (1981) inicialmente na mistura entre a água do rio e do oceano, o material em suspensão do Amazonas estabelece-se rapidamente e a água resultante é suficientemente transparente para que a fotossíntese cresça a partir de uma salinidade próxima de 7 ‰. Conseqüentemente a produtividade elevada observada em uma salinidade entre 7 e 15 ‰, reduz a concentração de nutrientes dissolvidos. Isto foi observado por Edmond *et al.* (1981), em maio/junho 1976, quando houve remoção do nitrato e do fosfato da camada superficial quando na cunha salina subjacente foi encontrado para ser enriquecido pela mineralização de resíduos planctônicos. Foi também estudada pelos mesmos autores a regeneração do carbono, do fósforo, do silício e do nitrogênio que indicam que 58% do nitrogênio não foi considerado para se dissolver em outras espécies como nitrato ou nitrito.

A produtividade biológica, a regeneração dos nutrientes e a ação física no efluente do rio dificultam a descrição generalizada do comportamento dos nutrientes no que diz respeito ao seu carregamento e sua remineralização. A sílica foi continuamente removida da camada superficial. As concentrações do nitrato mostram uma tendência bastante similar com o comportamento da salinidade de aproximadamente 20 ‰. Edmond *et al.* (1981), compararam as médias das concentrações dos nutrientes pela salinidade zero obtendo assim os seguintes resultados: $128 \mu\text{mol SiO}_2/\text{L}$, $0.52 \mu\text{mol PO}_4^{-3}/\text{L}$, $8.5 \mu\text{mol NO}_3^{-1}/\text{L}$ e $0.15 \mu\text{mol NO}_2^{-1}/\text{L}$.

As elevadas concentrações do nitrito na primeira mistura entre o rio e a água oceânica podem ser interpretadas em consequência das atividades microbiológicas aeróbicas e não pela desnitrificação porque todas as estações mostram níveis do oxigênio acima daqueles onde o desnitrificação começou. A regeneração dos nutrientes é esperada principalmente na cunha salina onde especialmente os dados do fosfato mostram um enriquecimento relativo (Edmond *et al.* 1981). A maior concentração do nitrato, assim como do fosfato, se dá na presença de salinidade mais elevada. Para ambos os nutrientes os valores máximos ocorrem em salinidade de aproximadamente 30 ‰. Estes valores de salinidade são encontrados nas posições com gradientes verticais fortes do hialino; conseqüentemente toda a turbulência ou movimento vertical na camada eufótica aumenta a produtividade. Edmond *et al.* (1981) relatam que em valores de salinidade mais elevados as concentrações de carbono e de nitrogênio particulado aumentam, mostrando a produtividade crescente para salinidades mais elevadas. Observou-se ainda que nas salinidades menores que 10 ‰ e na cunha salina, o material particulado é composto em sua maior parte por detritos do Amazonas.

4.5 - QUALIDADE DAS ÁGUAS

Na medida que a água se move através do ciclo hidrológico ela muda química, física e biologicamente. Algumas mudanças causam deterioração na sua qualidade, mas se o input induzido pela atividade humana for significativo, a água estará fatalmente contaminada.

Devido à complexidade de determinar os fatores da qualidade da água, e a grande escolha de variáveis utilizadas para descrever o status dos corpos d'água em termos quantitativos, há a dificuldade para obtenção de uma definição simples da qualidade da água. Além do mais, seu entendimento foi desenvolvido durante o século passado com a expansão dos requisitos para a utilização da água e a habilidade para medir e interpretar as características dos corpos d'água. A Figura 11 demonstra a evolução para o entendimento da qualidade química da água nos países industrializados.

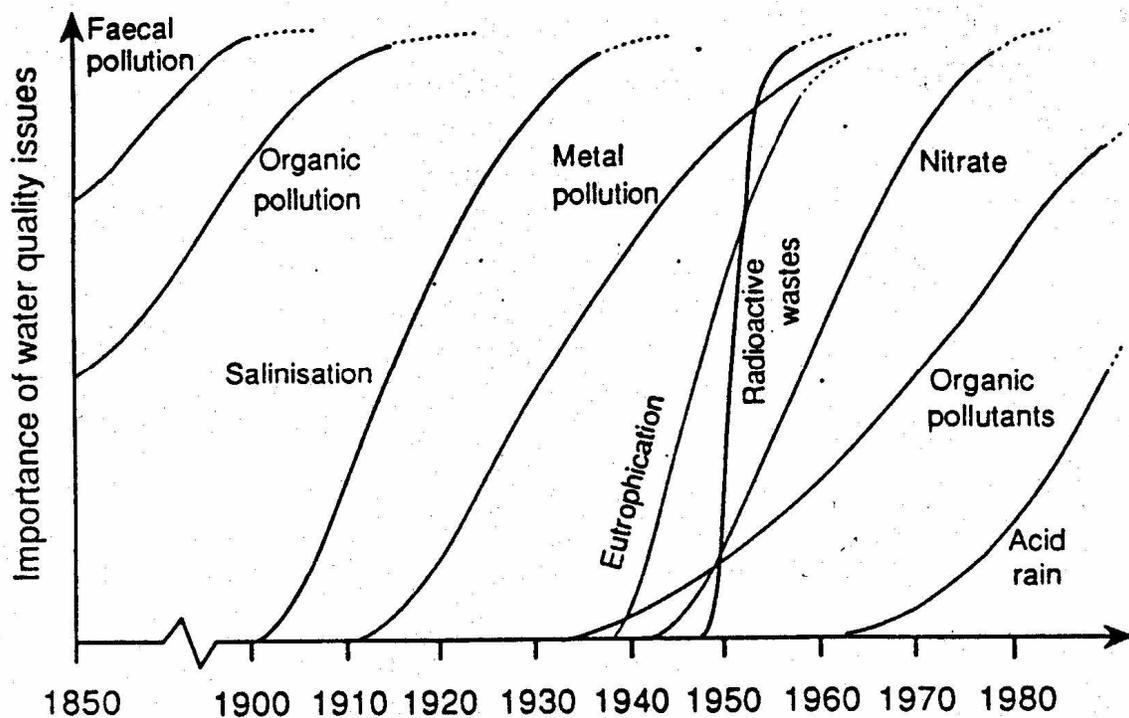


Figura 11 - Evolução do entendimento da qualidade química das águas nos países industrializados (Meybeck e Helmer, 1989).

A qualidade dos ambientes aquáticos pode ser definida: (i) por um conjunto de concentrações, especiações, e características físicas de substâncias orgânicas e inorgânicas, e (ii) pela composição e estado da biota encontrada em um corpo d'água. A qualidade do ambiente

aquático mostra variações temporais e espaciais para fatores internos e externos nos corpos d'água.

A poluição do ambiente aquático através da ação antropogênica, sendo esta direta ou indireta, a partir da introdução de substâncias ou energia que resultam em efeitos nocivos como: (i) o dano para os recursos existentes, (ii) riscos para a vida humana, (iii) obstáculos para atividades aquáticas incluindo, a pesca, (iv) deterioração da qualidade da água no que diz respeito à utilização na agricultura, na indústria e na fragmentação das atividades econômicas, e (v) a redução de amenidades (GESAMP, 1988).

Descrição da qualidade do ambiente aquático pode ser utilizada para diversos aspectos. Podendo ser obtida através de medidas quantitativas, como as determinações físico-químicas (na água, material particulado ou tecidos biológicos) e testes biogeoquímicos/biológicos (medida de DBO, teste de toxicidade, etc.), ou através de descrições semi-quantitativas e qualitativas como o índices bióticos, aspectos visuais, odor, etc. Estas determinações são obtidas no campo e no laboratório e produz vários tipos de dados os quais são utilizados para diferentes técnicas interpretativas.

A qualidade da água é um termo relativo. Por exemplo, a água do mar é de boa qualidade para muitos peixes, mas não serve para o consumo humano. A intenção de uso precisa ser conhecida antes de se falar sobre a qualidade da água.

O exame de vários constituintes da água sempre revela a história hidrogeológica de uma amostra. Para interpretar corretamente a significância dos dados sobre a qualidade, é necessário entender alguma coisa sobre a sua origem e as reações de certos compostos.

As concentrações de substâncias dissolvidas na água são normalmente registradas em miligramas por litro (mg/L), partes por milhão (ppm) ou partes por bilhão (ppb).

Um mg/L significa que uma amostra de 1 litro de água contém um 1mg da substância dissolvida.

4.5.1 - Fontes de Poluição

Como principais fontes de contaminantes temos as atividades industriais, municipais (fontes domésticas e industriais), agrícolas e minerárias, veja Tabela 1, abaixo. Estes contaminantes podem ser físicos, químicos ou biológicos. Alguns constituintes afetam o sabor (cloro, sulfato, fenois, ferro), outros podem ser corrosivos (alto conteúdo em sólidos dissolvidos, baixo pH) e poucos são perigosos para a saúde (metais pesados, nitrato, bactérias patogênicas e víruses). Um aumento na temperatura pode afetar o equilíbrio químico de um rio, causando a redução na quantidade de oxigênio dissolvido e outros estresses ecológicos. Toda a água natural, entretanto, contém algumas impurezas. Estas ocorrem naturalmente em concentrações consideradas dentro do background e refletem os produtos solúveis nos solos e nas rochas através do qual a água se moveu.

A contaminação de águas naturais, tais como lagos e cursos d'água, comumente resulta de: primeira, uma denominada fonte ou poluição pontual, refere-se, como o próprio nome esclarece, à poluição decorrente de ações modificadoras localizadas. E o caso, por exemplo, da desembocadura de um rio, de efluentes de uma estação de tratamento de esgotos domésticos ou industriais, ou mesmo, a saída de um tronco coletor de esgotos domésticos sem tratamento, ou ainda a saída no mar, de um emissário submarino; a segunda, poluição difusa, se dá pela ação das águas da chuva ao lavarem e transportarem a poluição nas suas diversas formas espalhadas sobre a superfície do terreno (urbano ou não) para os corpos receptores. A poluição difusa alcança os rios, lagoas, baías, etc., distribuída ao longo das margens, não se concentrando em um único local como é o caso da poluição pontual e a terceira, o influxo de águas subterrâneas contaminadas.

Tabela 1 - Sumário das fontes e seus contaminantes na terra e a poluição na superfície da água.

Fonte	Principais Contaminantes
Uso Doméstico	Matéria orgânica decomposta (ex. lixo, graxa). Orgânicos parcialmente degradados (desperdícios humanos). Combinação de vários graus de tratamento de esgotos. Parasitas, incluindo bactérias e vírus. Orgânicos variados (ex. papel, panos, plásticos, sintéticos). Detergentes. Nitrato, sulfato, e outros inorgânicos de deteriorização orgânica. Sais e íons dissolvidos em fonte de água pública Compostos orgânicos solúveis.
Uso Industrial	Variação dos orgânicos biodegradáveis na demanda de oxigênio. Inorgânicos sólidos, resíduos minerais. Resíduos químicos (de ácidos simples e álcalis a moléculas altamente complexas). Íons metálicos. Escoamento de sais solúveis das indústrias
Uso Agrícola	Aumento da concentração de sais e íons Resíduos de fertilizantes. Resíduos de pesticidas. Lama e partículas sólidas. Concentração de sais em águas destinadas ao uso da terra.
Manejo da terra e detritos sólidos	Produtos químicos solúveis e gasosos.

Fonte: Modificado por McGauhey (1968).

Para determinar se um rio está sendo contaminado, é necessário adquirir dados que são coletados antes da contaminação aparente ou determinar as concentrações de constituintes selecionados em partes não contaminadas do rio. Comumente, chamados de dados relativos ao background.

Tendo em vista os efeitos indesejáveis dos contaminantes, a Organização Mundial de Saúde estabeleceu alguns limites nas concentrações de certos elementos na água potável. Cada país tem as suas próprias leis, entretanto, muitos seguem a orientação das Nações Unidas. Nestas regras, são normalmente indicados dois níveis, o MCLGs e o MCLs. O MCLGs (Maximum Contaminant Level Goals) são uma meta de concentração máxima recomendada nas águas potáveis, não obrigatórias. Os MCLs (Maximum Contaminant Level) são os limites máximos

permitidos. Eles são estabelecidos o mais próximo possível dos MCLGs utilizando a melhor tecnologia e técnicas disponíveis de análise, exemplo nas Tabelas 2 e 3.

Por outro lado, no que diz respeito à saúde, existem várias legislações que tratam do assunto. Nos EUA a agência EPA (Environmental Protection Agency) desenvolveu uma legislação secundária para a água potável que cobre vários aspectos, entre eles aqueles envolvendo a qualidade estética (sabor e odor).

Tabela 2 - Níveis máximos de contaminantes encontrados em água para consumo humano.

Contaminantes	Nível
Alumínio	0,05-0,2 mg/L
Cloreto	250 mg/L
Cobre	1,0 mg/L
Fluoreto	2,0 mg/L
Agentes Espumantes	0,5 mg/L
Ferro	0,3 mg/L
Manganês	0,05 mg/L
Prata	0,1 mg/L
Sulfato	250 mg/L
Sólidos Totais Dissolvidos	500 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Cor	15 unidades de cor
Corrosividade	não corrosivo
Odor	Número do odor de 3 pontos iniciais
PH	6,5-8,5

Fonte: USEPA (1991).

Tabela 3 - Comparação dos constituintes químicos para os padrões de água que serve para o consumo humano segundo a Organização Mundial de Saúde e o Serviço Público de Saúde dos Estados Unidos em 1962.

Constituinte Químico	Concentrações (mg/L)			
	<i>OMS Internacional (1971)</i>		<i>USPHS (1962)</i>	
	Maior Nível Desejável	Nível Máximo Permitido	Limite Recomendado	Máximo Permitido
Detergentes aniônicos	0,2	1,0	0,5	--
Arsênio	--	0,05	0,01	0,05
Bário	--	--	--	1,0
Cádmio	--	0,01	--	0,01
Cálcio	75	200	--	--
Extrato de clorofórmio do carbono	--	--	0,2	--
Cloreto	200	600	250	--
Crômio (hexavalente)	--	--	--	0,05
Cobre	0,05	1,5	1,0	--
Cianeto	--	0,05	0,01	0,2
Fluoreto	Assim como a USPHS	--	0,8-1,7	1,6-3,4
Ferro	0,1	1,0	0,3	--
Chumbo	--	0,1	--	0,05
Magnésio	150	150	--	--
Manganês	0,05	0,5	0,05	--
Nitrato (como NO ₃)	--	45	45	--
Compostos Fenólicos (como fenóis)	0,001	0,002	0,001	--
Selênio	--	0,01	--	0,01
Prata	--	--	--	0,05
Sulfato	200	400	250	--
Sólidos Totais	500	1500	500	--
Zinco	5,0	15	5,0	--

Fonte: Feth (1973).

5 - MATERIAIS E METODOLOGIAS EMPREGADAS

5.1 - TRABALHO PRÉ-CAMPO

5.1.1 - Preparação da frascaria de amostragem

Quase todos os materiais de coleta tiveram que ser abundantemente enxaguados com água corrente. Após esse procedimento, eles foram descontaminados com solução de ácido nítrico 10%, seguindo-se diversos enxágües com água destilada.

Frascos de formatos cúbicos, com dobras quadradas ou com tampas muito pequenas apresentam dificuldades de serem descontaminados (Paranhos, 1996). Em frascos destinados ao armazenamento de sub-amostras para as análises dos fosfatos e nitrogenados, desaconselha-se o uso de detergentes e ácido nítrico na limpeza.

5.2 - TRABALHOS DE CAMPO

No total, foram realizadas oito campanhas bimensais, sendo que a primeira foi realizada em Abril-2003 e a última em Julho-2004, observando assim, as variações temporais e estacionais.

Os locais de amostragem foram determinados juntamente com o subgrupo QA-B (Qualidade Ambiental e Biodiversidade) do Projeto MILÊNIO RECOS com um receptor GPS, ao longo de uma fase piloto. Foram estabelecidos, no total, ao longo de dois canais estuarinos, oito pontos de coleta ao longo do estuário do rio Curuçá, sendo que, no primeiro perfil foram distribuídos quatro pontos em locais visivelmente mais vulneráveis à contaminação antropogênica “pontos poluídos” (P1, P2, P3 e P4), este canal é conhecido como Furo Muriá e faz conexão com o estuário de São Caetano de Odivelas. Já no segundo perfil, onde o canal constitui um sistema semi-fechado e recebe a drenagem do rio Curuçá, daí a denominação “C”, foram estabelecidos mais quatro pontos aparentemente mais preservados “pontos de controle” (C1, C2, C3 e C4).

As amostragens foram feitas durante a vazante, visando justamente conhecer a influência da rede urbana, dos despejos ocorrentes na drenagem em estudo. Estes pontos distanciam-se um em relação ao outro cerca de 2km, tendo suas distribuições em ambos os perfis feitas desde a área onde a influência urbana é maior (pontos P1 e C1) e aqueles influenciados mais diretamente devido a maior proximidade com o oceano (pontos P4 e C4).

O procedimento inicial em cada ponto de amostragem era a retirada da profundidade com o auxílio do Disco de Secchi, sendo que, sua profundidade de desaparecimento foi utilizada para posterior cálculo da transparência da água.

5.2.1 - Procedimentos feitos logo após a amostragem da água

Em cada local de coleta, após a chegada da garrafa coletora de água na embarcação, a amostra de água foi subdividida em várias sub-amostras, sendo uma para cada parâmetro a ser analisado.

5.2.1.1 - Sub-amostragem inicial

Através da retirada de uma alíquota inicial para um frasco de polietileno, a temperatura e a condutividade/salinidade da amostra foram os primeiros parâmetros a serem medidos após a chegada da garrafa de coleta a bordo, através do Condutivímetro da marca *Orion*. Realizado este procedimento o próximo passo foi à determinação do pH, através do método eletrométrico, com usos de potenciômetros (pHmetro, no caso específico da marca *Orion*). Logo após, sub-amostras foram destinadas ao Oxigênio Dissolvido (OD) e a DBO, para tal, utilizou-se frascos especiais de vidro com tampa esmerilhada e volume definido no frasco.

No frasco destinado a obtenção do Oxigênio Dissolvido, foram colocados, os reagentes fixadores do oxigênio (1 ml dos reativos R₁ e R₂), tanto simultaneamente como em seqüência, colocando a ponta da pipeta logo abaixo da superfície da amostra, para posterior dosagem, sendo esta medida no mesmo dia no laboratório da SAGRI. O segundo frasco, no qual não se adicionou reagentes, foi incubado logo após a chegada no laboratório, para depois de cinco dias ser medido a DBO, sendo estes, mantidos no escuro e resfriados.

Em garrafas de polietileno de 1000 ml foram preservadas alíquotas das amostras destinadas para serem filtradas.

5.2.1.2 - Sub-amostragem secundária

No laboratório da SAGRI, no mesmo dia da coleta, foi feita a filtração da amostra, sendo que, o material retido no filtro foi devidamente armazenado para posterior análise do material em suspensão.

A amostra filtrada foi estocada em pequenos frascos de 50 e 100 ml para posteriormente serem analisados os nutrientes dissolvidos, sendo que estas amostras foram devidamente preservadas, por congelamento.

5.2.1.3 - Preservação das sub-amostras

A importância de se preservar as amostras de água recém coletadas está no fato, de que deve haver um compromisso do analista no sentido dos resultados das análises representarem com fidelidade a situação ambiental. O senso comum é considerar que o melhor e mais preciso método ou processo analítico perde seu valor, se a sub-amostra trabalhada não retratar a situação do ambiente no momento da amostragem (Paranhos, 1996). Este autor enfatiza que, após uma amostra de água ambiental ter sido coletada, ela continua a ser biologicamente ativa, pois as bactérias e o plâncton continuam a digerir e a excretar material.

Podem ocorrer mudanças físicas, como a evaporação, e químicas, como a adsorção em partículas da amostra e no frasco, além de ocorrerem reações químicas. Ainda, vários processos enzimáticos e adsorptivos levam a uma série de acréscimos de alguns constituintes e decréscimos de outros, simultaneamente.

O ideal é efetuarem-se as determinações analíticas o mais cedo possível, depois das sub-amostras terem sido coletadas (Aminot & Chaussepied, 1983). Inclusive, para alguns parâmetros, como o oxigênio e gases dissolvidos, em geral, devem ser efetuadas algumas etapas das análises (fixação, por exemplo) imediatamente após a amostragem, e continuá-las depois no laboratório. Evita-se assim, o surgimento de alterações durante o armazenamento e o transporte das sub-amostras.

Deve se considerar que as técnicas de preservação apenas retardam as alterações físicas, químicas e biológicas que, inevitavelmente, acontecerão após a amostra de água ser separada de suas condições originais. Assim, essas técnicas têm por objetivo retardar ações de microorganismos (respiração e fotossíntese, principalmente), reduzir hidrólise resíduos compostos químicos e complexos, diminuir a volatilidade de alguns constituintes presentes na amostra e reduzir, também, os efeitos da adsorção de elementos no frasco.

As sub-amostras de água que não necessitem de filtração (fração total do elemento analisado na água) deverão ser imediatamente congeladas. Entretanto, se isso não for possível, essas sub-amostras, além daquelas que necessitem ser filtradas, devem ser mantidas no escuro e

refrigeradas até a filtração, que deverá ser o mais imediato possível após a sub-amostragem. A seguir, apresentam-se algumas características destes procedimentos:

- Refrigeração: mantêm-se a sub-amostra a cerca de 4°C num refrigerador ou caixa térmica com gelo, até ser congelada ou filtrada. O tempo de refrigeração deve ser o mínimo possível. Isso minimiza mudanças imediatas após a coleta.
- Filtração: a escolha da porosidade e do tipo de filtro a ser usado depende do que se pretende remover da amostra. O processo de filtração, em geral, proporciona a remoção da maioria do material vivo e das partículas em suspensão, diminuindo as mudanças nas concentrações de substâncias por metabolismo. Do ponto de vista analítico, a filtração é necessária quando a turbidez pode interferir na absorção da luz nas análises colorimétricas e/ou quando a exatidão dos resultados pode ser comprometida pela adsorção de substâncias no material em suspensão (Aminot & Chaussepied, 1983).
- Congelamento: deve ser feito nas sub-amostras imediatamente ao resfriamento ou a filtração. O congelamento atua efetivamente na diminuição da atividade biológica, mas provoca algumas mudanças químicas que não são necessariamente reversíveis, se o congelamento for efetuado antes da filtração. Tem-se observado floculação de colóides após o descongelamento.

O congelamento é uma técnica razoável, quando comparada aos métodos de preservação por adição de substâncias exógenas na amostra. Este procedimento consiste em depositar as sub-amostras no congelador ou no freezer, numa temperatura de cerca de -20°C. Os frascos de plásticos e similares são os mais apropriados (exemplo, do tipo polipropileno). Devem ser congelados semi-cheios para não se romperem. Também devem ser mantidos na posição vertical, visando impedir o contato da sub-amostra com a tampa, e evitar vazamentos. Os frascos de vidro proporcionam menos adsorção durante a estocagem, principalmente no caso dos fosfatos, mas tem alto risco de quebra durante a estocagem e os transportes.

O descongelamento das sub-amostras deverá seguir as seguintes regras (Paranhos, 1996):

- descongelar somente as que serão imediatamente analisadas;

- não usar água quente sobre os frascos para apressar o descongelamento, pois isso poderá favorecer a hidrólise de alguns compostos lábeis. Pode-se usar um ventilador colocado à frente das sub-amostras congeladas. É aconselhável agitar esporadicamente as alíquotas durante o descongelamento. Isso dinamiza o processo do descongelamento;
- jamais imergir os frascos em banhos;
- descongelar todo o volume da sub-amostra e depois, homogeneizá-la antes da análise.

5.2.1.4 - Estratégias de amostragem e métodos analíticos utilizados para cada parâmetro a ser determinado nas amostras de água.

Como se vê na tabela abaixo:

Tabela 4 - Resumo das estratégias de amostragem e métodos analíticos.

PARÂMETROS	VOLUME NECESSÁRIO	PROCEDIMENTO APÓS A COLETA	PRESERVAÇÃO	MÉTODOS ANALÍTICOS
Temperatura e condutividade/salinidade	Medido no local			Condutivímetro Orion
PH	Medido no local			Mergulhar o eletrodo em uma alíquota da amostra
Transparência	Medido no local			Mergulhar um Disco de Secchi
Material particulado em suspensão (MPS)	250 mL	Filtrar imediatamente a sub-amostra (0,45µm de poro)	Agitar antes da filtração	Método gravimétrico (Strickland & Parsons, 1972), descrito em Baumgarten et al. (1996). Filtrações a bordo.
Nutrientes		Filtrar	Após a filtração,	Para o nitrato, o nitrito,

dissolvidos (amônio, nitrito, nitrato, fosfato, silicato)	250 mL	imediatamente (0,45µm de poro)	congelar as alíquotas de água separadamente para cada nutriente	o fosfato e o silício: métodos espectrofotométricos (Aminot & Chaussepied, 1983), descrito em Baumgarten et al. (1996). Para o amônio: Grasshoff et al. (1983).
Oxigênio dissolvido	300 mL	Retirar imediatamente uma alíquota da amostra e adicionar 1ml de R1 + 1ml de R2.	Manter no escuro, na temperatura ambiente e titular até um tempo máximo de 24 horas de espera.	Método volumétrico de Winckler (Strickland & Parsons, 1972), com modificação de azida sódica. Percentual de saturação: cálculo segundo Grasshoff et al. (1983).

5.3 - TRABALHOS PÓS-CAMPO (LABORATÓRIO)

5.3.1 - Determinação do Oxigênio Dissolvido (OD)

Sua determinação foi feita no mesmo dia da coleta no laboratório da SAGRI, através do método de Strickland & Parsons (1972) descrito em Baumgarten et al. (1996), com modificação da azida sódica, devido a possíveis interferentes como ferro ferroso, sulfetos, entre outros.

5.3.1.1 - Princípio da análise

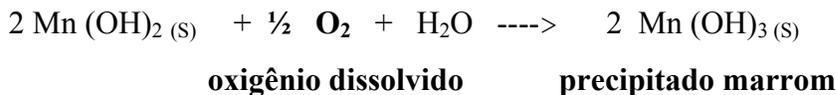
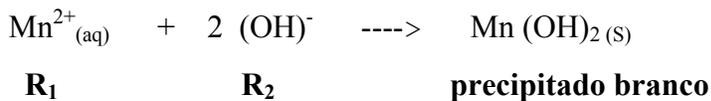
A determinação química está baseada no método iodométrico clássico de Winkler (volumetria de oxidação e redução): soluções de manganês divalente (Mn^{2+}) (codificadas por R_1) e de iodeto alcalino de potássio (R_2) são adicionadas à amostra. O oxigênio molecular dissolvido oxida uma quantidade equivalente de hidróxido de manganês 2^+ (precipitado branco) a hidróxido de manganês 3^+ (precipitado marrom).

Quando o precipitado marrom é dissolvido com ácido, na presença de iodeto, o hidróxido de manganês 3^+ oxidado retorna ao estado reduzido de manganês 2^+ solúvel, e é liberado iodo em quantidade equivalente ao oxigênio original. O iodo formado é então titulado com solução padrão de tiosulfato de sódio usando como indicador a suspensão de amido.

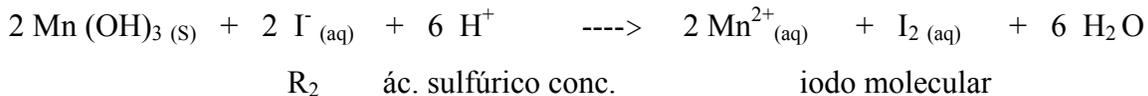
Segundo Aminot & Chaussepied (1983) deve ser usada a azida de sódio (NaN_3) nas análises de oxigênio quando as amostras possuam mais de $3,5 \mu\text{M}$ de nitritos, ou contenham muitos sólidos em suspensão, ou substâncias orgânicas oxidáveis em meio básico ou, ainda, em amostras que reagem com o iodo em meio ácido,

Reações:

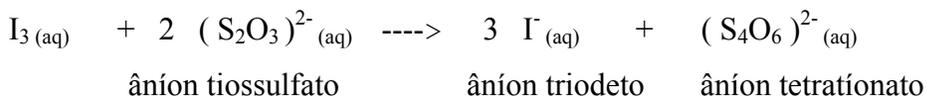
Fixação:



Acidificação:



Titulação:



Obs.: o iodo molecular na presença de excesso de iodeto, forma o complexo tri-iodeto (I_3^-).

5.3.1.2 - Acidificação das Amostras Fixadas

Com a fixação do oxigênio feita ainda no local de amostragem e sua posterior estocagem, o primeiro passo no laboratório foi à acidificação das amostras, feita da seguinte maneira:

1. Quando o precipitado sedimentou deixando o sobrenadante claro, adicionar 1ml de ácido sulfúrico concentrado;
2. Tampar o frasco e misturar até que o precipitado dissolva-se.

5.3.1.3 - Titulação das Amostras

Transferiu-se para o erlenmeyer, por meio de uma pipeta volumétrica, 100ml da amostra contendo os reagentes. Imediatamente foi feita a titulação com solução padrão de tiosulfato de sódio até que se forme uma leve cor amarela claro, logo após, adicionou-se 1ml do indicador de amido, concluindo assim, a titulação até a cor azul passar a incolor. Foi anotado o volume gasto do tiosulfato (V) e a titulação é repetida para obter um volume médio.

5.3.1.4 - Cálculo da Concentração do OD

$$[\text{O}_2] \text{ ml/L ("in situ")} = \frac{N (V - b) \cdot 1000 \cdot 22,4 \cdot T}{4 \cdot 100 \cdot 273}$$

$$\text{mg/L} = \text{ml/L "in situ"} \cdot 1,43$$

Seja:

V = volume médio (ml) da solução de tiosulfato gasto na titulação da amostra

b = volume (ml) do tiosulfato gasto no Prova em branco

N = concentração exata em N da solução de tiosulfato

100ml= volume da alíquota da amostra titulada

T= temperatura absoluta (K) da amostra "in situ"

Fator 4 do denominador = para titular 1 mol de O_2 é preciso 4 moles de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, que reagem com 2 moles de I_3^- , ou seja, número de moles de O_2 na solução é igual a $\frac{1}{4}$ do número de moles gastos de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$.

Número 1000 no numerador ou 10^{-3} no denominador das fórmulas = fator de conversão de ml para litro, ou fator de conversão de molar para milimolar.

Número 22,4 = volume molar em litros ocupado por um mol do gás (O_2) na CNTP (0°C e 1 atm).

5.3.1.5 – Percentual de Saturação

$$\% [O_2] = \frac{[O_2] \text{ da amostra}}{[O_2] \text{ saturação}} \quad (\text{em mg/L})$$

Sendo:

[O₂] saturação = volume máximo de gás reduzido a CNTP (0 °C, 1 atm) que pode ser dissolvido por um litro de água (ml/L), na temperatura “in situ” e sob a pressão de 1atm.

O valor da saturação ou a solubilidade do gás oxigênio é dado para diversas condições de temperatura e salinidade das águas oceânicas e estuarinas.

5.3.2 - Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

No Laboratório de Hidroquímica do Centro de Geociências (CG-UFPA), as amostras foram encubadas num período de 5 dias a 20°C para definir a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica, através da respiração aeróbica de microorganismos (bactérias, protozoários).

5.3.2.1 - Procedimentos de análises da DBO da amostra

Primeiramente foi obtido o **OD1** no mesmo dia da coleta para a análise do oxigênio. Adicionando nessa amostra o R1 e o R2 para a fixação do oxigênio e calculando-se sua concentração.

A amostra do segundo frasco de DBO que foi incubada a 20°C, por 5 dias consecutivos. Após esse período, foi dosado o oxigênio dissolvido através do mesmo procedimento, descrito acima, feito para o **OD1**, obtendo assim o **OD2**.

$$(OD1 - OD2) = \text{mg/L de DBO}_5$$

5.3.3 - Material Particulado em Suspensão (MPS)

No Laboratório da SAGRI no mesmo dia da amostragem, foi feita a filtração da amostra em membrana (filtro de acetato de celulose 0,45 μm de poro e 47 mm de diâmetro) efetuando assim a separação dos elementos em suspensão (retidos no filtro) e dissolvidos (presentes na amostra filtrada). A filtração foi feita com equipamento de filtração a vácuo (figura 12).

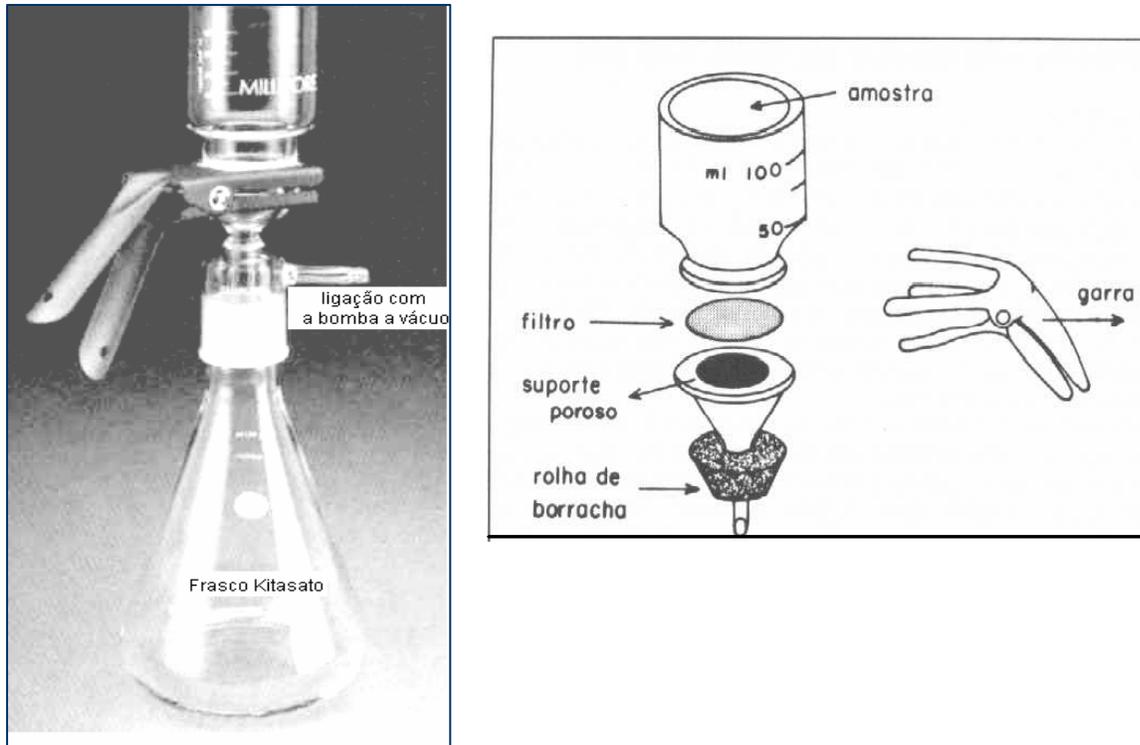


Figura 12 - Equipamento de filtração a vácuo para análise de material particulado em suspensão.

5.3.3.1 - Método

Para a determinação do material em suspensão total foi utilizada a metodologia de Strickland & Parsons (1972) com modificações descritas em Baumgarten et al. (1996).

Na determinação do material mineral e do material orgânico em suspensão utilizou-se o método descrito em Paranhos (1996).

5.3.3.2 - Princípio da Determinação

Gravimetria de volatilização. Um volume conhecido de amostra passa por um filtro pré-pesado. Após secagem, o filtro contendo o material retido é repesado. Para as análises do

material mineral e orgânico, o material em suspensão total é calcinado para a volatilização dos compostos orgânicos, com transformação em CO₂.

5.3.3.3 - Procedimentos analíticos para análise do material em suspensão total

- Tratamento dos filtros (Pré-campo)

Poucas horas antes da saída para o campo foi feito todo um tratamento nos filtros a serem utilizados, tais procedimentos consistiram em:

- Colocar o filtro sobre o suporte de papel inerte apropriado e numa pequena placa de Petry contendo tampa, devidamente limpa e etiquetada. Secar o conjunto em estufa à 30°C por 2 horas;
- Após, colocar o conjunto em dessecador por, no mínimo, 2 horas antes da sua pesagem;
- Pesar o filtro em balança analítica de precisão (recomendando-se que tenha a sensibilidade de 4 a 5 decimais), manuseando-o com a pinça de ponta chata;
- Repetir esta operação até obter um peso constante;
- Anotar o peso de cada filtro (**P₁**).

- Filtração das amostras (Campo – laboratório SAGRI)

- Montado o equipamento de filtração e, com o auxílio da pinça, colocar o filtro pré-pesado sobre o suporte poroso do equipamento. Colocar o béquer de filtração, cuidadosamente, sobre o filtro e prender com as garras ou rosca apropriadas (Figura 12);
- Agitar vigorosamente a amostra, para assegurar uma suspensão uniforme das suspensões;
- Medir, em uma proveta, um volume da amostra suficiente e adequado para que o material em suspensão cubra uniformemente o filtro Anotar esse volume em mililitros (**V**);

Obs.: quanto mais turva a amostra, menor o volume a ser filtrado. Para amostras de estuários (como é o caso) pode ser usado um volume em torno de 300 a 500ml;

- Ligar o vácuo (0,2 a 0,4 atmosferas de pressão de vácuo) e começar e derramar lentamente a amostra sobre o bequer do equipamento.

- Após ser filtrada toda a amostra, desligar o vácuo e, sem mexer no filtro, retirar do frasco Kitasato (recipiente usado para a coleta da amostra filtrada) todo o volume filtrado, para que seja aproveitado para as análises posteriores. Encheu-se então, os frascos das sub-amostras destinadas as análises de nutrientes dissolvidos;
- Secagem e pesagem do filtro (Pós-campo)
 Já no Laboratório de Análises Químicas do Centro de Geociências (CG/UFPA), seguiu-se as seguintes etapas:
 - Secou-se o filtro à 30°C por 2 horas;
 - Após retirá-lo da estufa, colocar no dessecador. Depois de, no mínimo 2 horas, pesar o filtro. Repetir as operações de secagem e pesagem até obter peso constante para cada filtro. Anotar este peso (**P₂**)
- Cálculo para determinação do MPS

Sendo:

P₂ (g)= peso do filtro com o material em suspensão seco

P₁ (g)= peso do filtro limpo e seco

V (ml)= volume da amostra filtrada

10⁶ = fator de conversão de unidade de g/ml para mg/L

Então:

$$\frac{(\mathbf{P}_2 - \mathbf{P}_1) \cdot \mathbf{10}^6}{\mathbf{V} \text{ (ml)}} = \mathbf{mg/L \text{ de MPS total (peso seco)}}$$

5.3.4 - Análises dos Nutrientes Inorgânicos

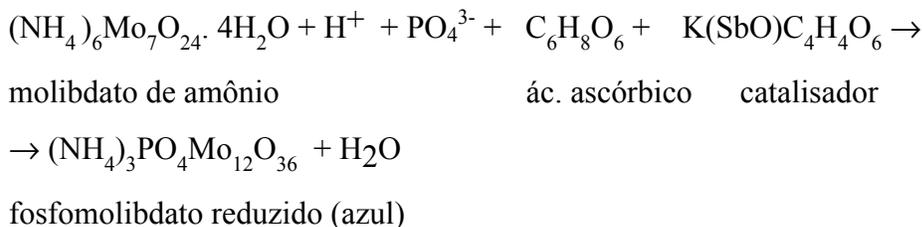
Feitas nos Laboratórios de Hidroquímica e Análises Químicas do Centro de Geociências (CG-UFGA), a partir das amostras anteriormente filtradas. Através do equipamento de espectrofotometria na faixa de luz visível, de simples ou duplo feixe UV-V. Com uso de cubetas de 1 cm de trajeto ótico.

5.3.4.1 - Fosfato (orto) Dissolvido

Nos estuários não poluídos (como é o caso), as concentrações geralmente variam em torno de $1,2\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$, devido a um sistema tamponante com a coluna sedimentar (Liss, 1976).

O método adaptado por Aminot & Chaussepied (1983) e descrito em Baumgarten et al. (1996).

Este método dosa o fósforo sob as suas formas de íons ortofosfatos, os quais reagem com o molibdato de amônio em meio ácido, formando o complexo fosfomolibdato, que é reduzido pelo ácido ascórbico, resultando num composto azul, cuja absorção máxima é a 885 nm. Esta redução é catalisada pelo tartarato de antimônio e potássio. Os polifosfatos e o fósforo orgânico não são dosados por este método.



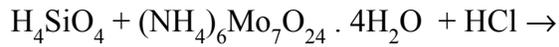
5.3.4.2 - Silício Reativo Dissolvido

Em zonas costeiras e em regiões estuarinas, como é o caso das águas do estuário do rio Curuçá, as concentrações são maiores, em média cerca de $150\mu\text{M}$.

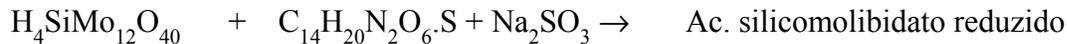
Análise adaptada por Aminot & Chaussepied (1983) e descrito em Baumgarten et al. (1996).

O princípio da determinação é dada através da reação do silício dissolvido na amostra com molibdato de amônio em meio ácido (R_1), resultando na formação do complexo silicomolibdico (amarelo), o qual pela adição de uma mistura redutora de metol (sulfato de p-metilamino fenol) e de sulfito de sódio, é reduzido ao azul de silicomolibdato, cuja absorção máxima é a 810 nm.

A expressão "silício reativo" é devido a que somente as formas MONO e DÍMERAS do H_4SiO_4 reagem com o molibdato nas condições da dosagem, o que não acontece com as formas polimerizadas (Aminot & Chaussepied, 1983).



(amostra) molibdato



ac. silicomolibdato metol sulfito de sódio

Adiciona-se, ainda, o ácido oxálico ($(COOH)_2 \cdot 2H_2O$) na mistura redutora para conter a interferência do fosfato da amostra na reação de formação do composto colorido.

5.3.4.3 - Nitrogênio Amoniacal Dissolvido Total

No trabalho em questão será adotado o valor citado por Day et al. (1987) que é de 5 μM como um valor normal em estuários não poluídos.

Medido através do método descrito em Grasshoff et al. (1983). Sendo que este, mede a totalidade do nitrogênio amoniacal, seja $N-NH_3 + N-NH_4^+$.

A reação dá-se em duas etapas:

a) o nitrogênio amoniacal da amostra reage com o hipoclorito de sódio, em meio alcalino (pH entre 10,8 a 11,5) para formar a monocloramina.



(amostra) hipoclorito monocloramina

b) A monocloramina reage com o fenol, na presença de um excesso de hipoclorito e também do nitroprussiato de sódio (catalisador), formando o azul de indofenol, cuja absorção máxima é a **630 nm**. A fim de evitar a precipitação, nesse meio alcalino, dos íons alcalinos terrosos (Ca, Si, Ba, Mg) da água, adicionar citrato trissódico (complexante), evitando a interferência quanto a turbidez, que poderia ser causada pela precipitação destes íons (Solorzano, 1969).



fenol catalisador citrato

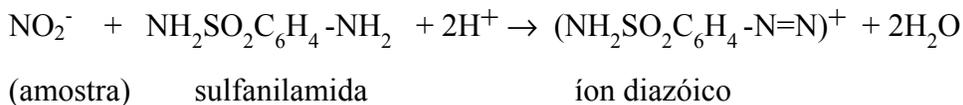
→ AZUL de INDOFENOL

5.3.4.4 - Nitrito Dissolvido

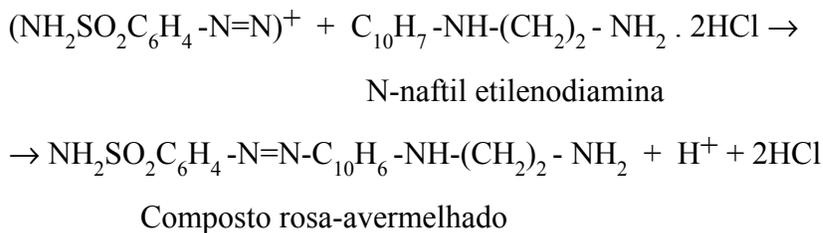
Nas águas oceânicas, as concentrações são baixas, podendo ser até menores de 0,1µM N-NO₂⁻. Nas águas costeiras elas são na ordem de 0,01 a 1µM.

Metodologicamente fundamenta-se na Reação de Griess e é aplicado à água do mar e descrito por Aminot & Chaussepied (1983) e em Baumgarten et al. (1996). É muito específico e sensível para análises de águas.

Os íons nitrito formam um íon diazóico com a sulfanilamida (R₁) em meio ácido (pH < 2), seguindo a reação:



Depois, o íon diazóico reage com o N-naftil etilendiamina (R₂) para formar um composto colorido, cuja absorção máxima é a **543 nm**:



5.3.4.5 - Nitrato Dissolvido

Principalmente no meio oceânico temos fracas concentrações de nitrato.

Metodologia desenvolvida por Wood et al. (1967) e adaptado por Aminot & Chaussepied (1983), com a modificação do uso do NH₄Cl, ao invés do EDTA. Descrito em Baumgarten et al. (1996).

O método fundamenta-se na dosagem dos íons nitritos (reação de Griess) obtidos por redução quantitativa (maior de 90%) dos íons nitratos presentes na amostra. Logo, se mede a soma das concentrações dos íons nitritos e nitratos. O complexo colorido deve ser lido num comprimento de onda de **543 nm**. Deduz-se a concentração em nitrato, subtraindo-se o nitrito original da amostra da concentração de nitrito total dosado (somatório destes NO₂⁻ com o NO₃⁻ reduzido).

A redução do nitrato é efetuada pela passagem da amostra por uma coluna redutora preenchida por grãos de cádmio tratados com solução cúprica (cádmio envelopado com cobre) (Figura 13).

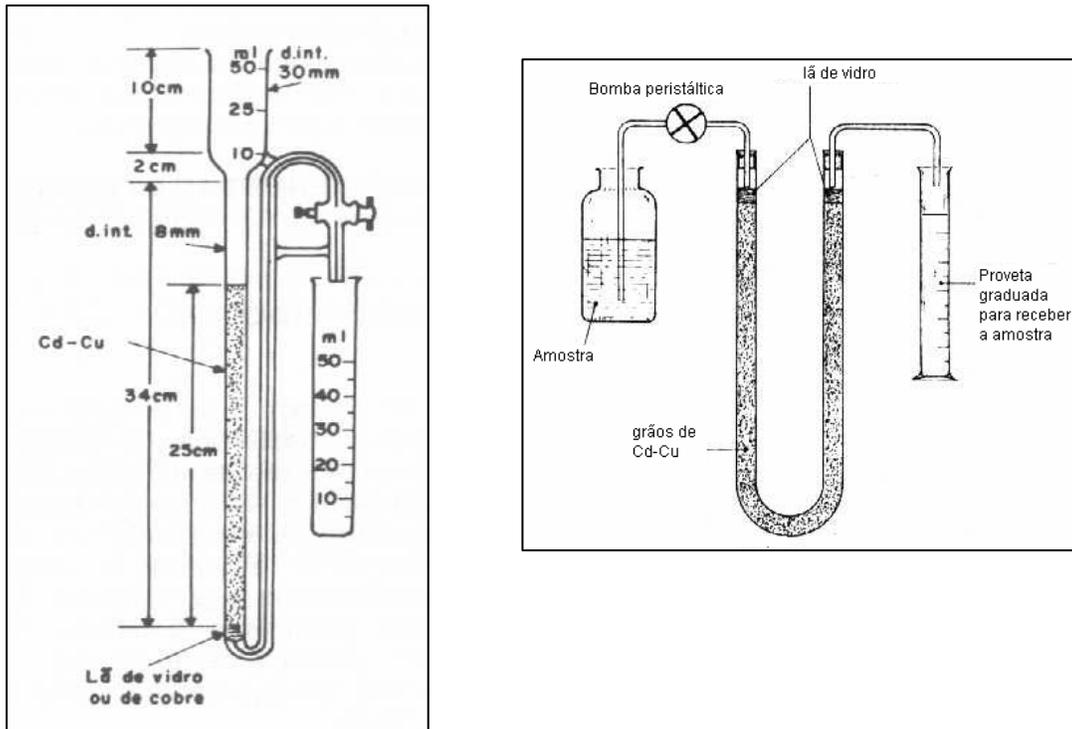
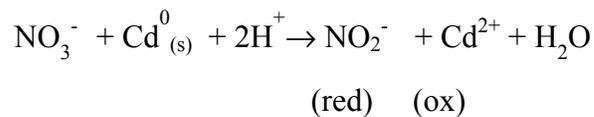
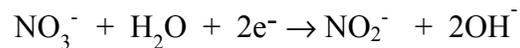


Figura 13 - Modelos de coluna redutora para a análise do nitrato.

O princípio geral da reação de redução, é :



Em meio neutro ou alcalino a reação é:



A reação de redução depende do metal usado no redutor, do pH da solução e da atividade da superfície do metal.

6 - INTERPRETAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 - TEMPERATURA

Esses valores refere-se às águas superficiais, isto é, as coletas e as medidas para os diversos parâmetros foram feitas a 30 cm da superfície da água.

Os resultados analíticos das águas do estuário do rio Curuçá, mostraram em geral que a temperatura não apresentou uma considerável influência sazonal, obedecendo assim a característica regional, tendo sua média ficado entre 26^oC e 30^oC (Figura 14).

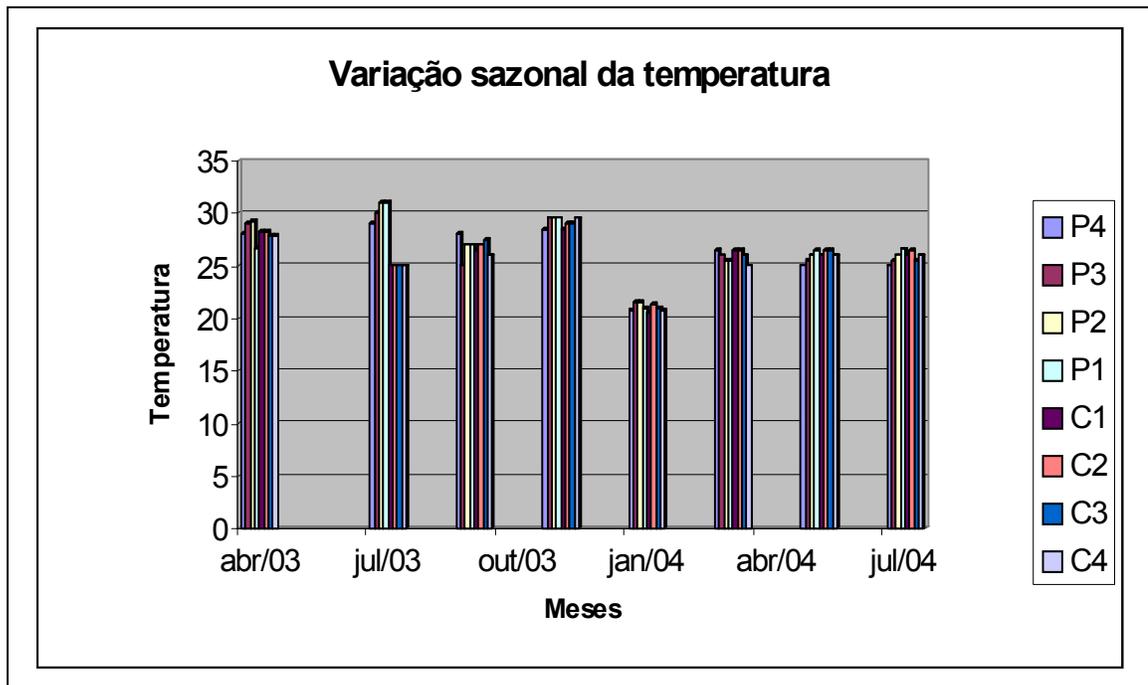


Figura 14 - Distribuição sazonal da temperatura nas águas do estuário do rio Curuçá.

Um caso em particular observa-se no mês de Janeiro – 2004, que apresenta as temperaturas mais baixas, devido a intensas chuvas ocorrentes no referido mês a temperatura neste período segue um padrão diferenciado com relação aos demais meses, sendo que o máximo se encontra em torno de 21,6^oC, como podemos verificar na Figura 15, possivelmente isso se dá devido ao fato em particular de que no mês em questão na região de estudo as chuvas foram intensas.

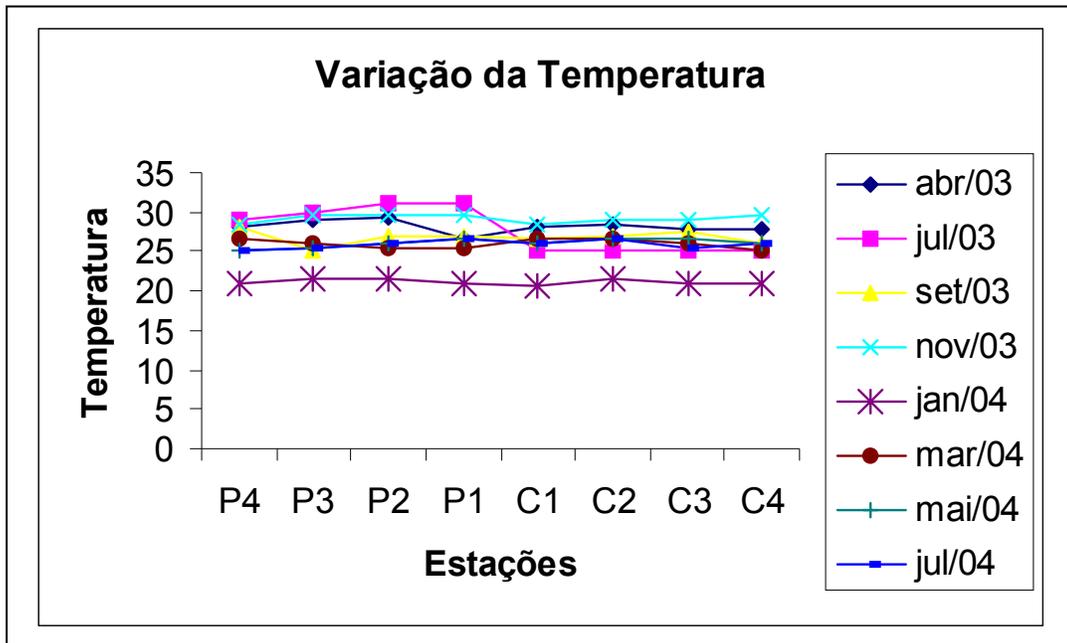


Figura 15 – Variação da temperatura nas estações de coleta ao longo do período estudado.

Ao longo dos meses, nos pontos amostrados de ambos os perfis (poluído e controle), temos uma coincidência na média da variação da temperatura, exceto no mês de jul/03 (Figura 16).

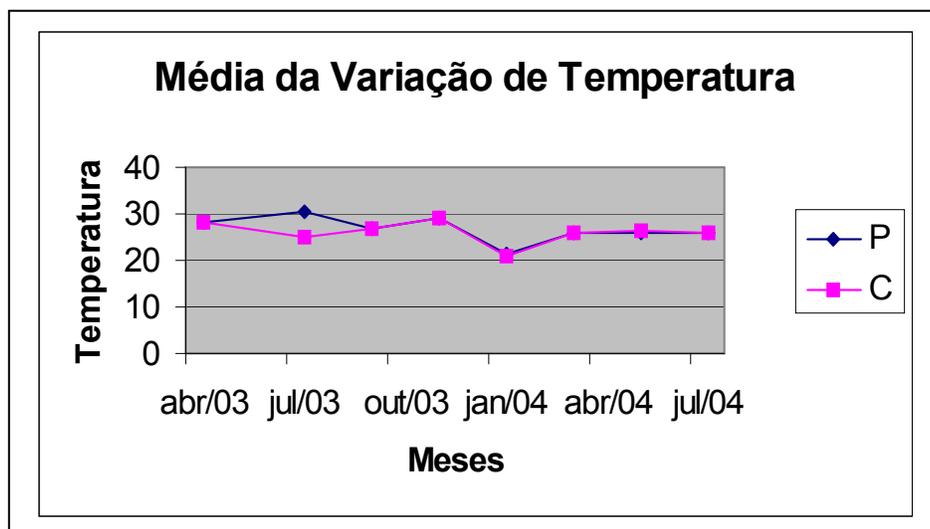


Figura 16 - Média da variação da temperatura ao longo dos meses nos perfis amostrados.

6.2 - POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Na Figura 17, está representada a distribuição espaço-temporal do pH. Em ambos os períodos (chuvoso e de estiagem) os valores de pH não tiveram uma acentuada variação, apresentando um comportamento geralmente alcalino. Observa-se que nos meses que abrangem o período seco os resultados apresentam-se mais elevados (7,22 a 8,12), o que demonstra a mistura de água doce com a água mais salina provinda do oceano, ou seja, há a contribuição marinha. No período chuvoso os valores são um pouco mais baixos do que em relação aos do período seco, mas no geral sua tendência é alcalina. Essa diminuição se deve ao aumento da precipitação pluviométrica o que leva a um aumento da lavagem pela drenagem dos solos adjacentes sendo que estes entraram assim no sistema aquático em estudo. Logo, podemos dizer que o pH varia de uma faixa levemente ácida até uma ligeiramente alcalina. Porém essas variações para o ácido ou para o alcalino são pequenas, evidenciando as condições de neutralidade das águas do estuário do rio.

No decorrer de todas as campanhas o ponto P1 apresentou os valores mais baixos chegando a 6,37 (abr/2003), isto possivelmente é devido a proximidade do ponto ao município de Curuçá e à indústria de manipulação de camarão.

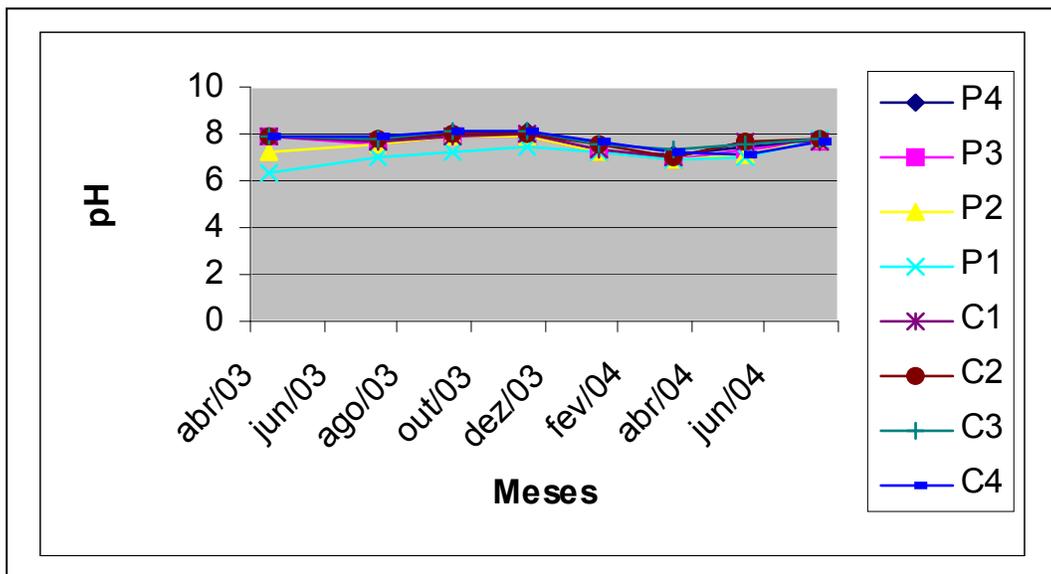


Figura 17 - Distribuição espaço-temporal do pH no decorrer dos meses de amostragens no ambiente de estudo, demonstrando que os meses que abrangem o período mais chuvoso são aqueles que apresentam valores mais baixos.

Como mostra a Figura 18, a variação média do pH nos perfis amostrados demonstra que nos períodos analisados os valores apresentam similaridades de comportamento. Todavia, os valores de pH no perfil dito “poluído” são mais baixos, chegando a aproximadamente 6,9 (mar/2004).

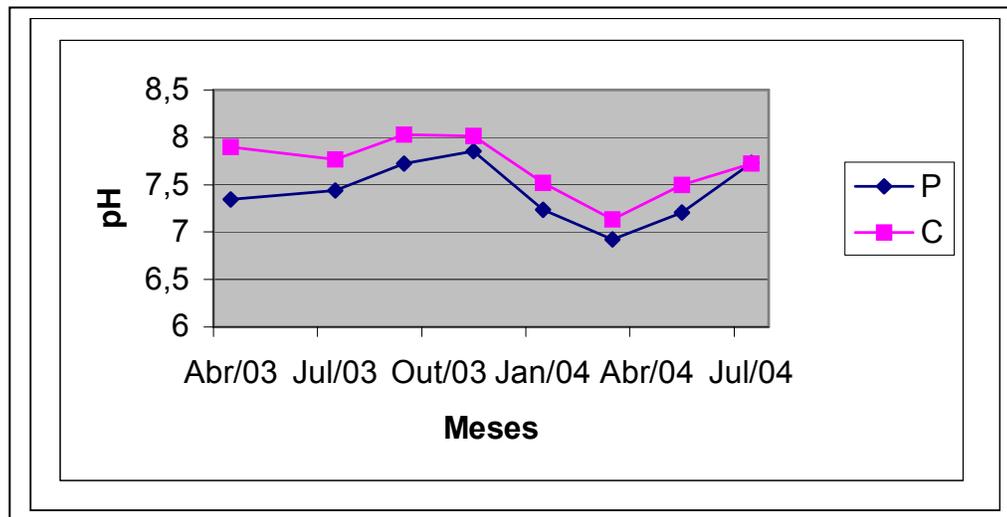


Figura 18 - Variação média do pH ao longo dos perfis amostrados, pode-se observar que independentemente do período o perfil “poluído” apresenta valores inferiores para o pH do que aqueles para o “controle”.

6.3 - CONDUTIVIDADE ELÉTRICA/SALINIDADE

O comportamento similar da condutividade e da salinidade espacialmente e temporalmente pode ser observado na Figura 19. Ambos os parâmetros apresentam uma variação sazonal muito pronunciada, sendo que, no período dito chuvoso os valores são mais baixos elevando-se gradualmente à medida que a estação mais seca se aproxima. Isso se dá devido ao fato de que na primeira temos uma elevada precipitação pluviométrica, onde há uma grande diluição, a partir da entrada de água continental no sistema, enquanto que, na segunda os valores são mais elevados, devido ao avanço das águas oceânicas e a grande evaporação no período. O ponto P1 na maioria dos meses amostrados é o que apresenta os valores mais baixos, tanto de condutividade quanto de salinidade, o que é explicado por este ser o ponto mais afastado da entrada das águas oceânicas.

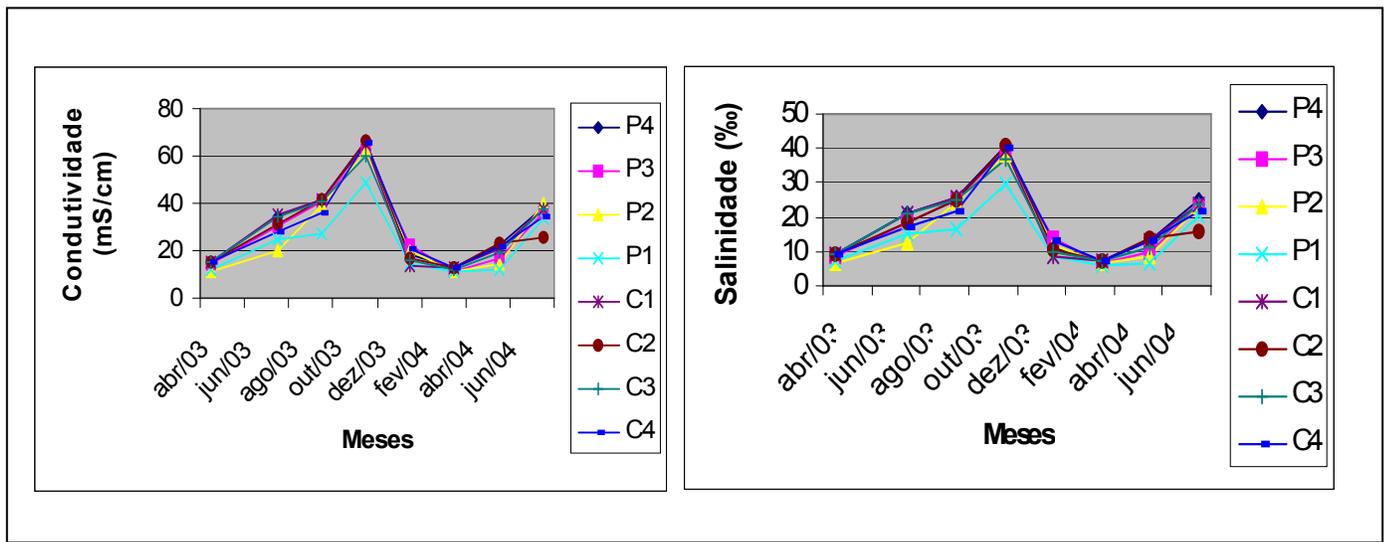
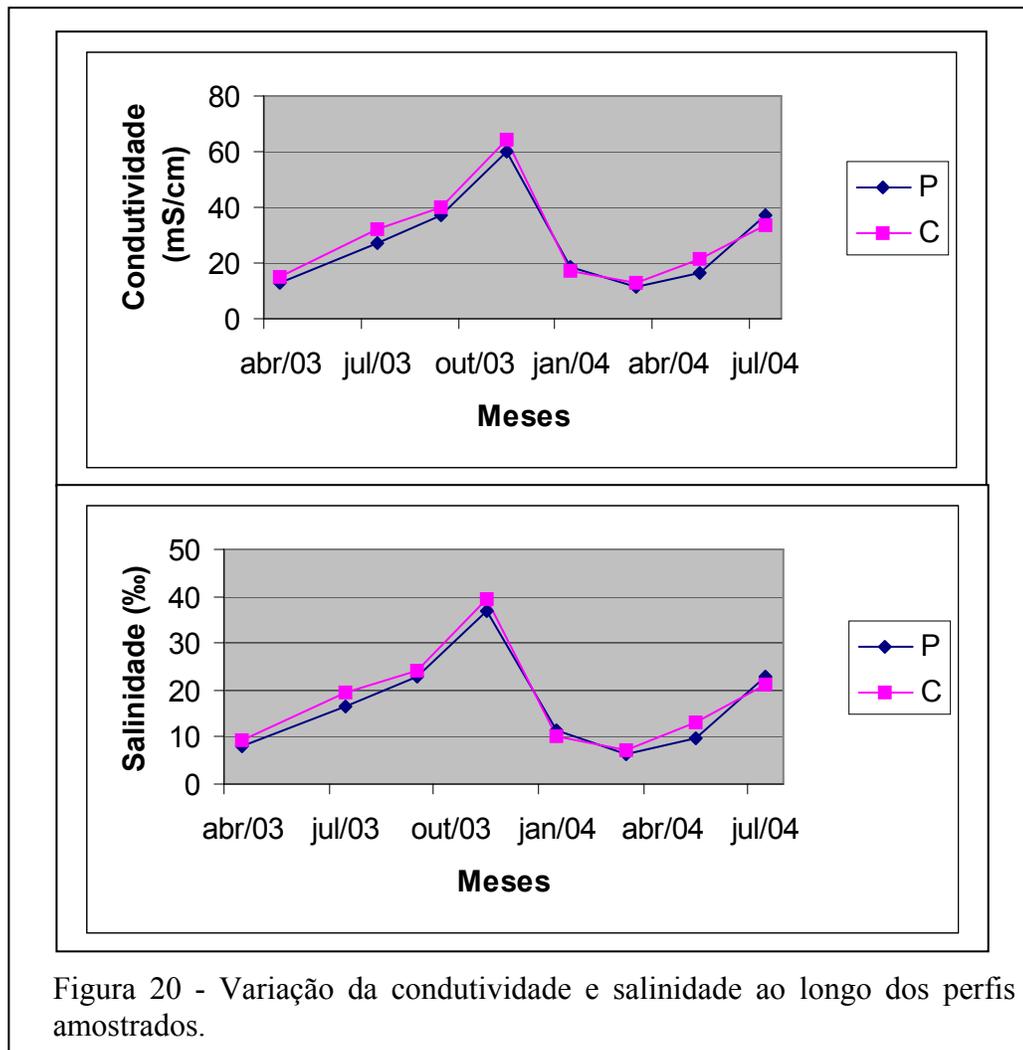


Figura 19 – Similaridade espaço-temporal do comportamento da condutividade e da salinidade, o período chuvoso é aquele que apresenta os menores valores, enquanto que a medida que o período de estiagem aumenta esses parâmetros aumentam acompanhando a entrada de água provinda do oceano.

A condutividade elétrica que é a capacidade da solução conduzir a corrente elétrica variou sazonalmente de 11,2 mS/cm (abr/2003) a 66,8 mS/cm (nov/2003), enquanto que a salinidade no mesmo período variou de 7,35‰ a 40,8‰.

Estes valores de condutividade e salinidade seguem o mesmo comportamento da variação do pH, que devido a influencia das águas fluviais seu valor diminui (torna-se mais ácido), enquanto que, a seu aumento (torna-se mais alcalino) com a entrada de água do oceano.

As médias da variação da condutividade e da salinidade são semelhantes ao longo dos meses amostrados em ambos os perfis (P e C), com os menores valores em abr/2003 e os mais elevados em nov/2003, como podemos observar na Figura 20.



6.4 - TRANSPARÊNCIA

A transparência para ser obtida tem algumas peculiaridades tais como a hora da coleta e o clima no momento da amostragem. Os valores obtidos no período chuvoso foram no geral inferiores devido a maior pluviosidade regional o que eleva a presença de material em suspensão nas águas analisadas. Nos meses de período seco seus valores geralmente foram maiores, pois a entrada de água oceânica no meio aumenta a salinidade e diminui a concentração de material particulado em suspensão no meio.

Os valores de transparência apresentaram uma acentuada variação espaço-temporal (Figura 21). Todas as estações tanto no período seco (Jul/2003, set/2003 e nov/2003), quanto no chuvoso (abr/2003 e mai/2004) os valores ficaram acima de 200cm, sendo o máximo observado

no mês de nov/2003 na estação P3 aonde chegou a 500cm. Observou-se ainda que mai/04 apresentou uma transparência um pouco acima de 350cm isso se deve a pluviosidade baixa apresentada nos dias da coleta. Os menores valores foram obtidos em mar/2004 e jul/2004, sendo que, no primeiro ela ficou em torno de 80 a 150cm e no segundo ficou apenas um pouco acima de 100cm, esses valores em jul/2004 se deve possivelmente ao fato de que neste mês as chuvas foram bastante intensas na região.

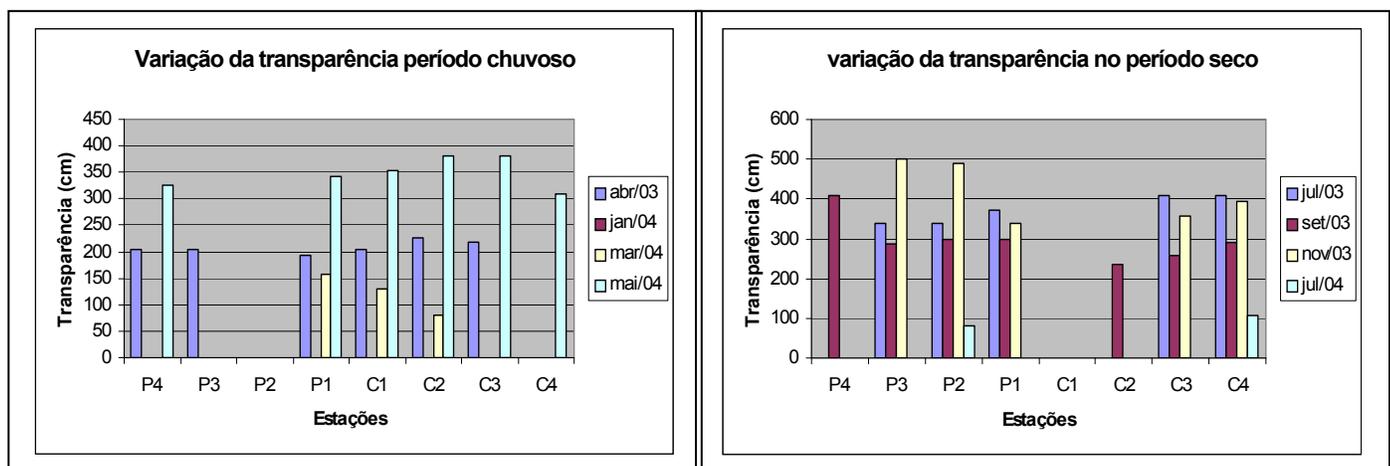


Figura 21 – Variação espaço-temporal da transparência, onde os valores obtidos para o período seco são superiores do que os apresentados nos meses chuvosos.

O que se pôde observar com relação às médias (Figura 22) é que os pontos ditos poluídos apresentaram valores de transparência superiores aos do controle, apenas mai/2004 que o contrário ocorreu.

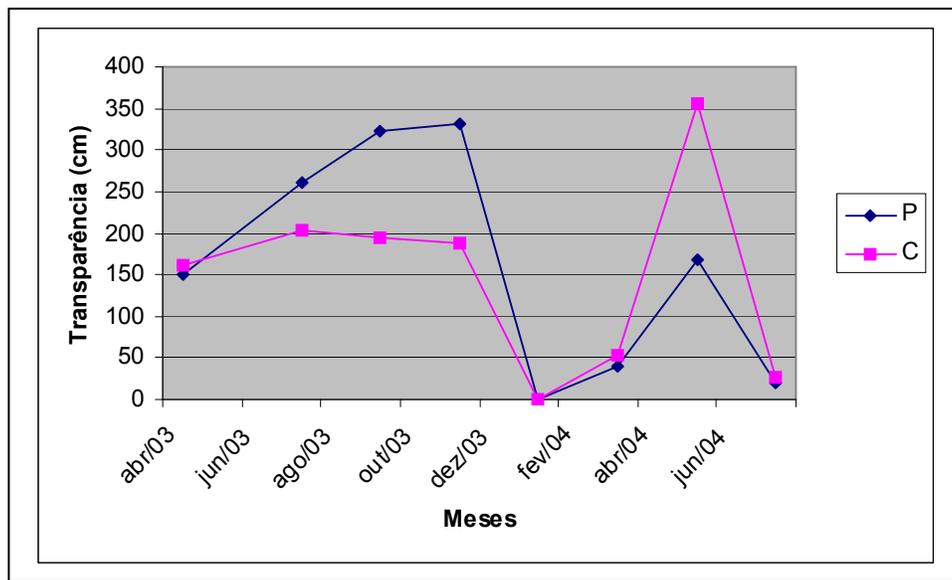
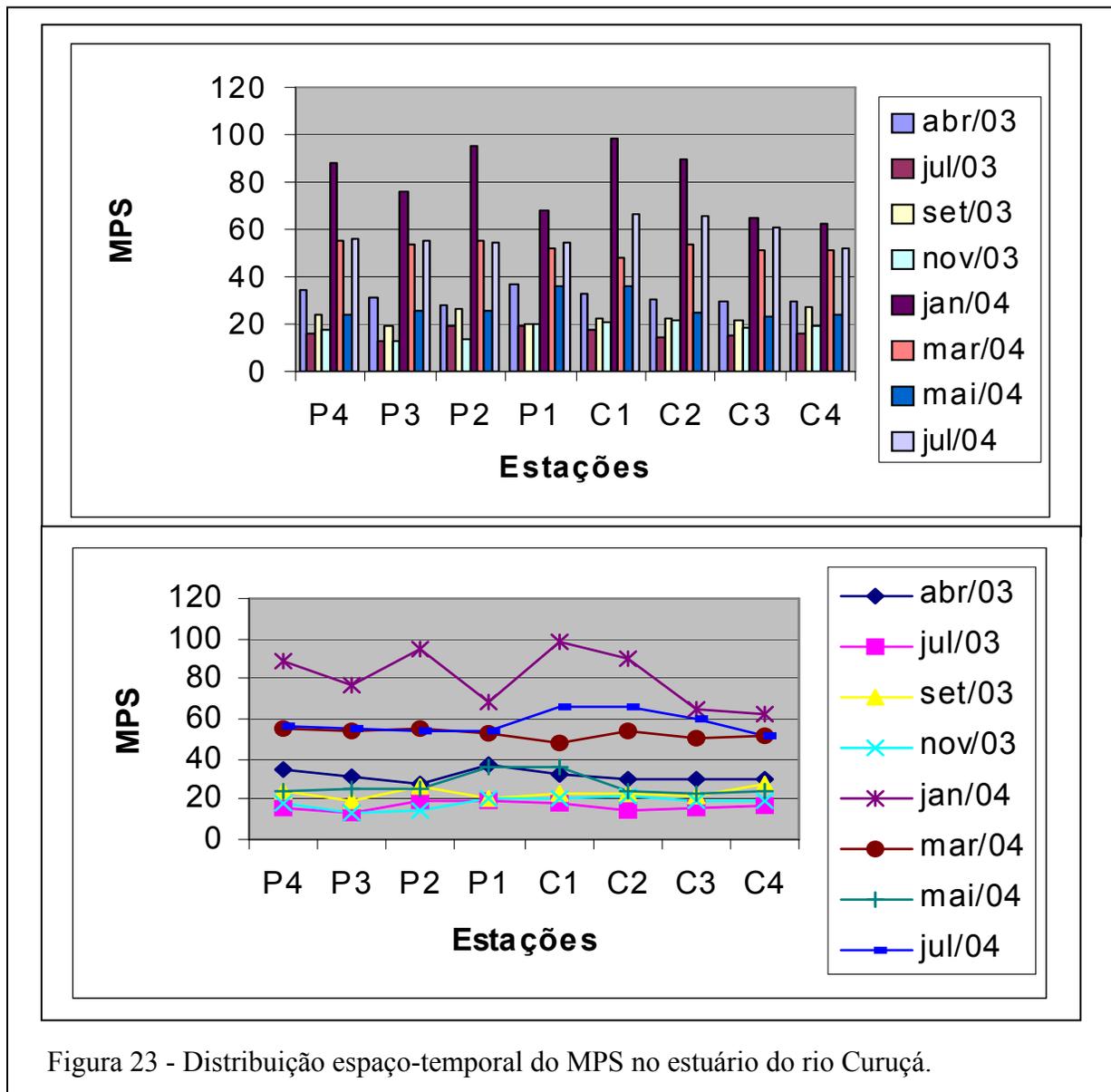


Figura 22 - Médias ao longo dos meses da transparência

6.5 - MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)

Sua distribuição espacial e temporal ao longo do estuário do rio Curuçá pode ser observada na Figura 23 a seguir. Observa-se que, no período chuvoso temos os valores mais elevados, chegando o mês de jan/2004 apresentar um pico máximo de 98,60 mg/L no ponto C1. Já no período de estiagem (seco) temos uma significativa queda nesses valores, como se verifica no ponto P3 de jul/2003 onde o mínimo chegou a 13mg/L. Porém em jul/2004 a concentração de MPS sofreu um considerável aumento chegando a alcançar 66mg/L no ponto C3, acompanhando os valores de transparência que ficaram abaixo do esperado para o mês amostrado devido justamente as chuvas intensas ocorridas na região nos dias de amostragem.



O material particulado em suspensão aumenta no período chuvoso, devido principalmente, a elevada precipitação pluviométrica que aumenta o volume de água e o escoamento superficial, que levam para o interior do estuário: uma grande quantidade de partículas, devido a lixiviação das rochas; material orgânico; e detritos da vegetação do mangue.

Já o decréscimo no período seco possivelmente se dá pela diminuição pluviométrica e pela desestabilização coloidal resultante da entrada de águas salinas no sistema estuarino.

A média das concentrações do MPS em ambos os perfis amostrados (Figura 24), apresentam um comportamento bem coincidentes ao longo do tempo, atingindo um pico máximo de aproximadamente 80mg/L (Jan/2004), e um mínimo de 16mg/L (jul/2003 e nov/2003).

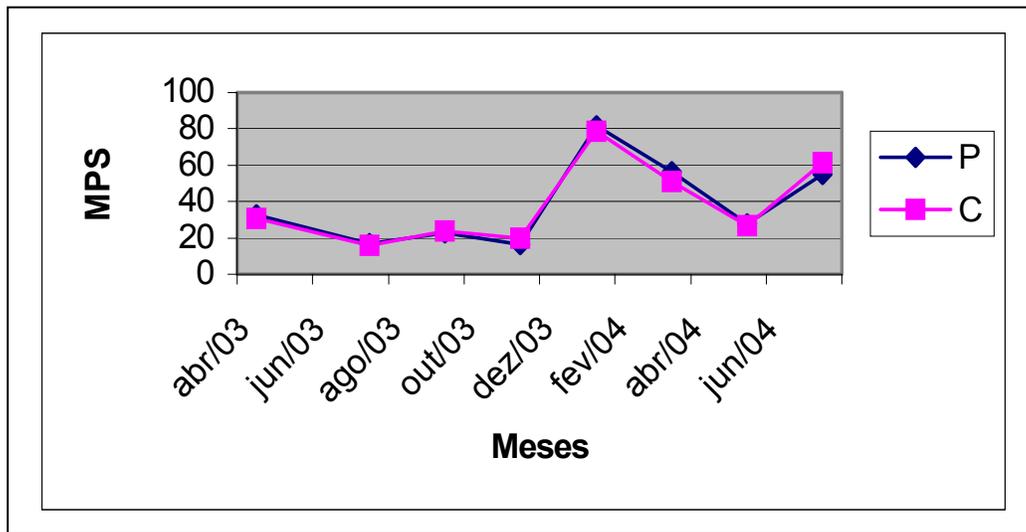


Figura 24 - Média da variação do MPS no decorrer dos meses amostrados.

6.6 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) E DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

6.6.1 - Oxigênio Dissolvido

No estuário do rio Curuçá a concentração do oxigênio dissolvido como podemos observar na Figura 25, mostra uma significativa variação espaço-temporal. No período chuvoso a média da concentração ficou em torno de 4,88mg/L, com um pequeno decréscimo ocorrido em abr/03 aonde chegou ao valor de 3,37mg/L (estação P1), e um acréscimo na estação P4 em mai/04, no qual atingiu um pico de 6,17mg/L. O período seco apresentou concentrações no geral mais elevadas, sendo que a média foi de 6,10mg/L, com um razoável acréscimo em jul/03 (estação P2) atingindo um valor de 8,42mg/L.

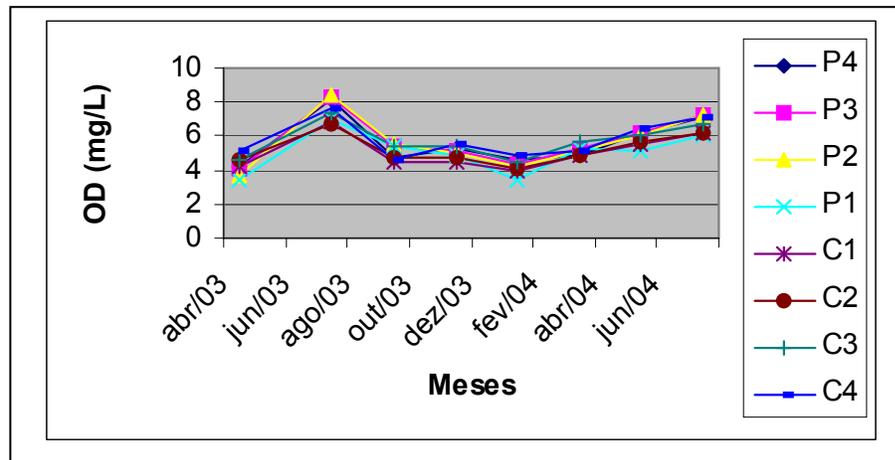


Figura 25 - Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido ao longo do estuário do rio Curuçá, mostrando que nos meses de estiagem onde a penetração de luz no meio é maior temos as concentrações mais elevadas, enquanto que no período chuvoso quando o MPS é maior o OD apresenta concentrações inferiores.

Analisando os valores obtidos para a concentração do oxigênio dissolvido no estuário do rio Curuçá, observa-se que aqueles obtidos no período seco no geral são superiores do que os obtidos no período chuvoso. Estudos realizados nas águas do manguezal de Bragança (COHEN, 1998) mostraram que elas apresentaram concentrações mais elevadas de oxigênio dissolvido na estação seca. Essa maior concentração nos meses de período seco é devido a maior penetração de luz no meio, além da maior turbulência o que faz aumentar a presença de oxigênio através da produção primária. Enquanto que nos meses de maior precipitação pluviométrica os valores são mais baixos devido a maior quantidade de material particulado em suspensão no sistema, logo há a limitação de produção primária devido a menor penetração de luminosidade. O mês de julho de 2004 foi um mês que choveu muito, porém a concentração de oxigênio dissolvido foi elevada com média de 6,70 mg/L, possivelmente devido a grande turbulência do meio e a conseqüentemente formação de muitas ondas.

A média pontual da concentração do oxigênio dissolvido no decorrer dos meses amostrados mostrou que os pontos P1 e C1 são os que apresentam menores valores, independente do período (chuvoso ou estiagem), como podemos ver na Figura 26 abaixo. Isso é devido provavelmente pela maior proximidade desses pontos às áreas urbanas.

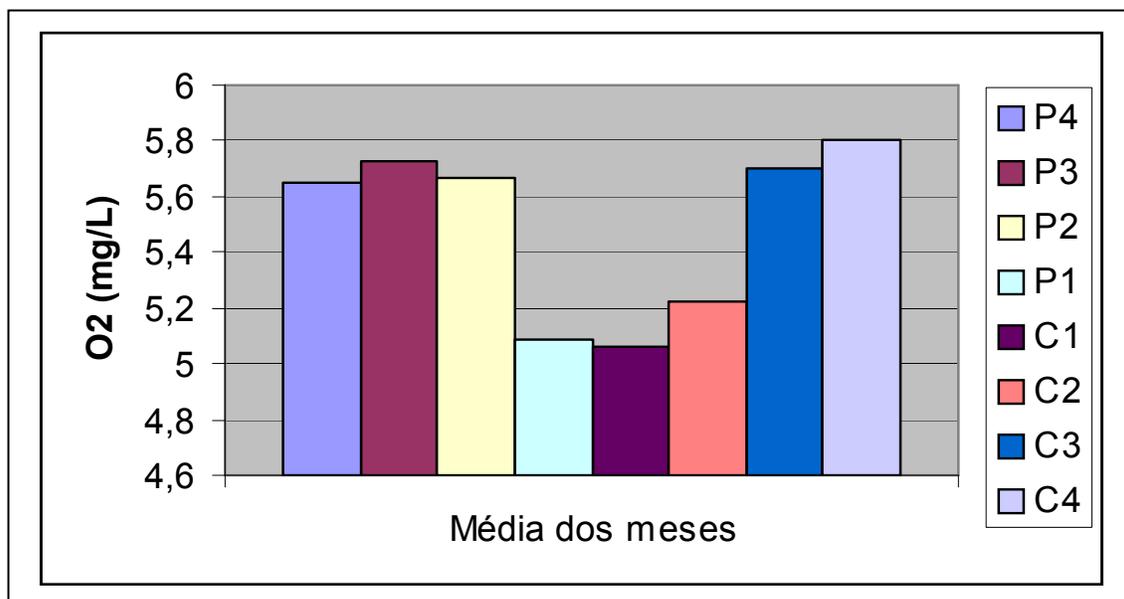


Figura 26 - Médias pontuais do oxigênio dissolvido no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá.

O percentual de saturação do oxigênio nas águas do rio Curuçá apresentou um comportamento similar aos dos teores de oxigênio dissolvido (Figura 27).

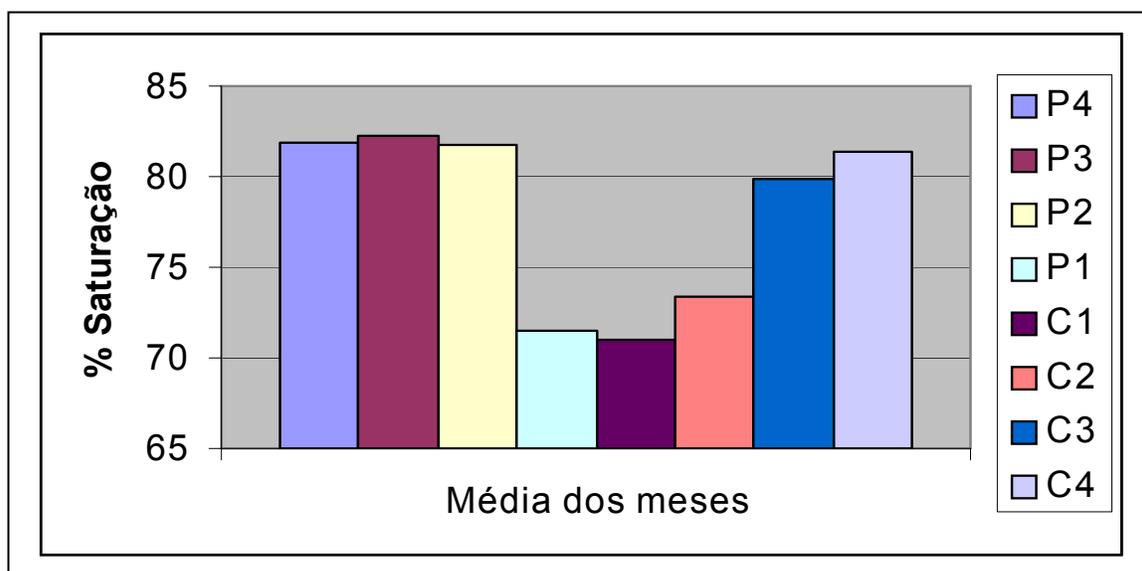
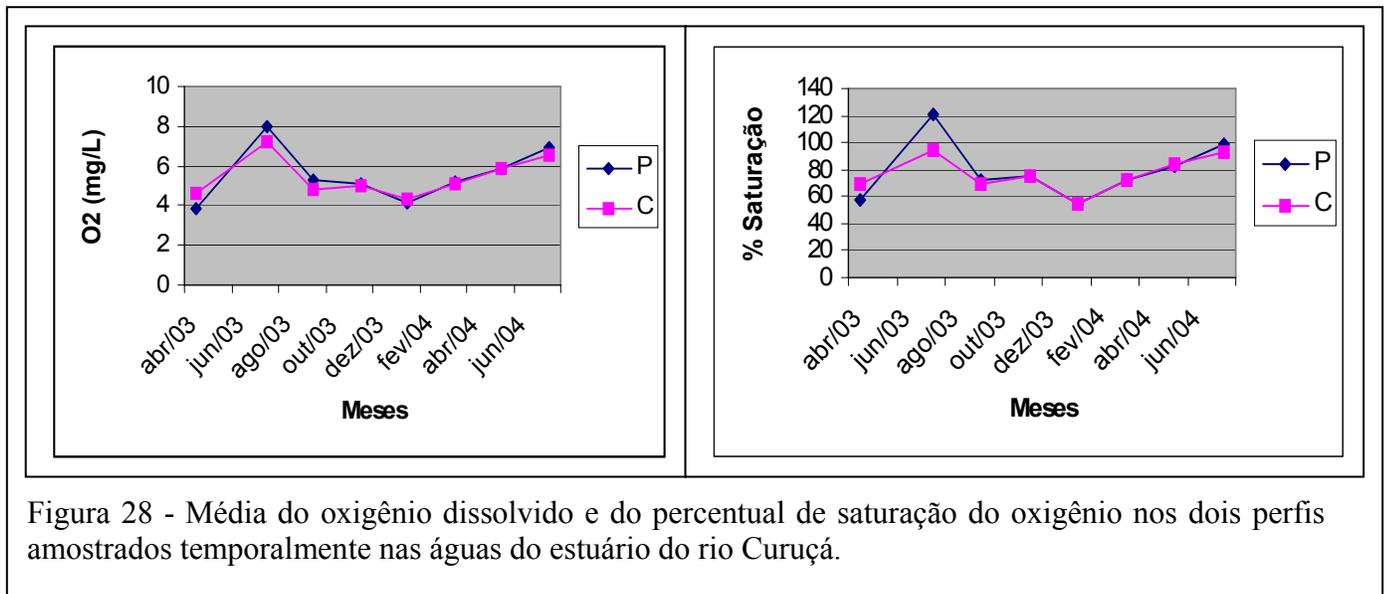


Figura 27 - Média pontuais do percentual de saturação no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá.

Analisando periodicamente as médias ao longo dos perfis amostrados (poluído e controle), observa-se um comportamento similar tanto na variação do oxigênio dissolvido quanto do percentual de saturação, sendo que, em abril de 2003 o perfil poluído apresentou valores inferiores das do controle, enquanto que em julho de 2003 o inverso ocorreu (Figura 28).



6.6.2 – Demanda Bioquímica de Oxigênio

A DBO apresentou uma variação muito acentuada, possivelmente devido ao maior ou menor incremento de matéria orgânica ao longo do tempo, sua variação se deu de 0,53 a 3,18 mg/L (Figura 29). Segundo Peixinho et al. (1980), nas zonas estuarinas tropicais e subtropicais são comuns a ocorrência de processos biológicos (fermentações) que impõem elevações temporárias na demanda bioquímica de oxigênio.

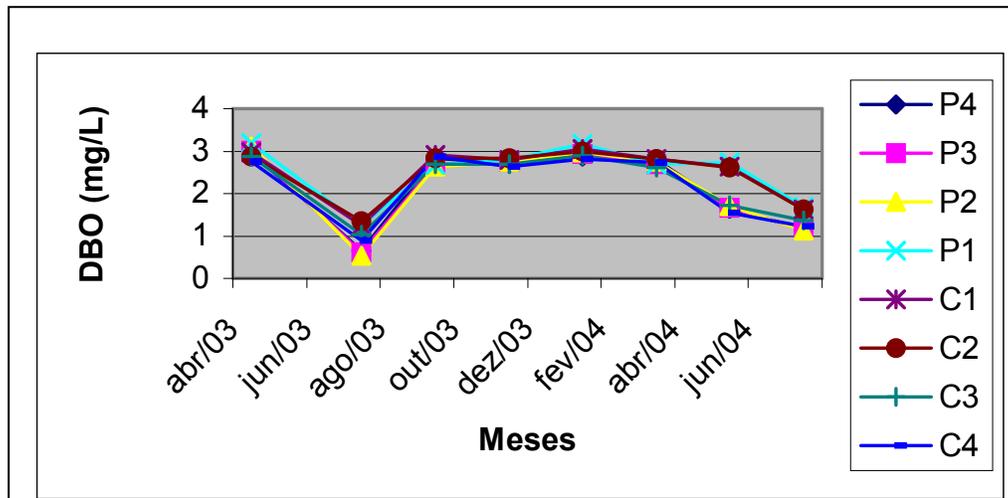


Figura 29 - Variação espaço-temporal da demanda bioquímica de oxigênio nas águas do estuário do rio Curuçá, tendo suas concentrações inferiores nos meses de estiagem.

Observando o comportamento da DBO no sistema estudado, verifica-se que seus incrementos são inversos daqueles da concentração de OD nas águas analisadas, o que já era esperado. Logo, nos meses de estação seca geralmente as concentrações são inferiores daquelas da estação chuvosa. O que caracteriza a maior ação biológica no sistema nos períodos chuvosos e consequentemente há o aumento da oxidação no ambiente, o que demonstra que esta elevação da DBO em certos momentos não é devido à poluição antrópica e sim é devido a liberação a partir da biota de alguns elementos cuja a presença é freqüente no meio analisado.

Como podemos verificar através da retirada das médias ao longo dos meses nos pontos amostrados aqueles que mostraram maiores concentrações de DBO ao longo dos meses foram o P1 e C1 (Figura 30), provavelmente isso se dá devido a proximidade desses pontos às áreas urbanas.

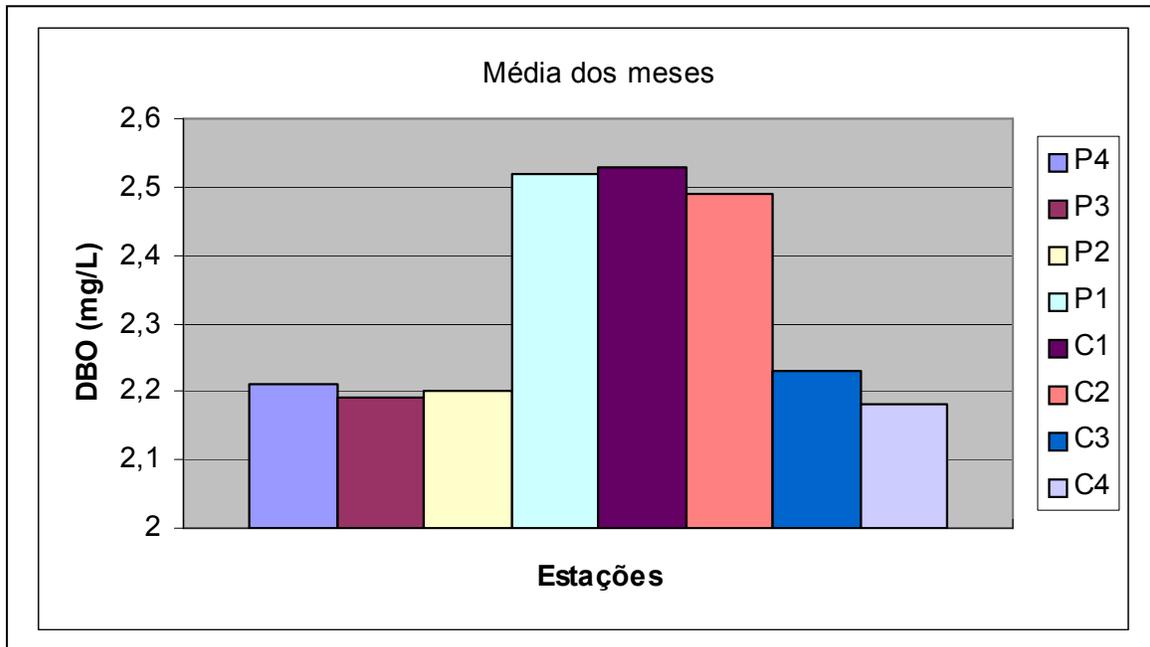


Figura 30 - Médias pontuais da DBO no decorrer dos meses nas águas do estuário do rio Curuçá.

Através do gráfico que mostra a média dos dois perfis amostrados ao longo do tempo, pode-se afirmar que em ambos os perfis os comportamentos são similares, havendo o maior incremento de concentração da DBO em abr/2003 e o menor incremento em jul/2003 (Figura 31).

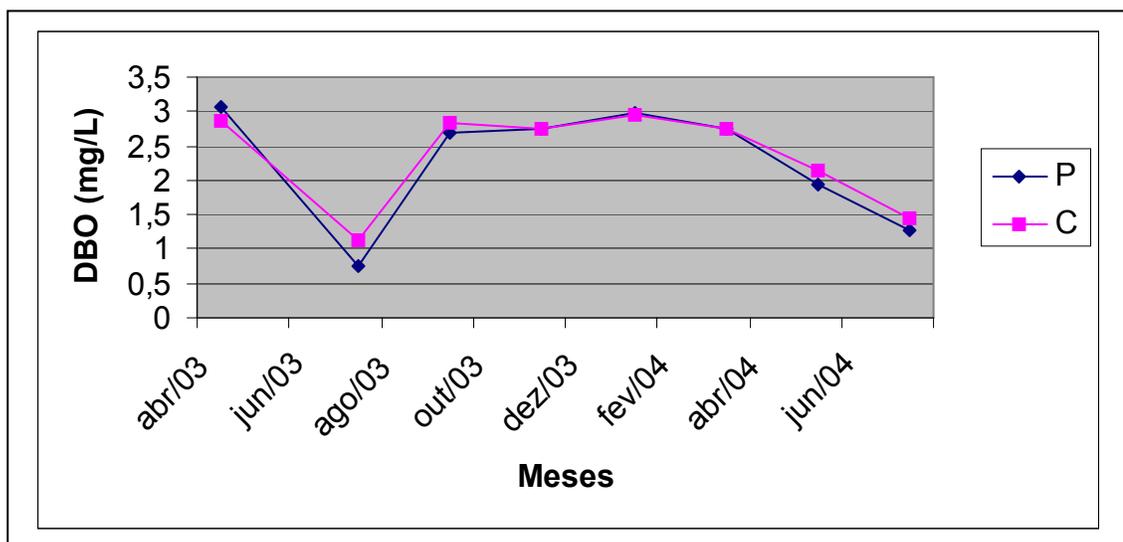


Figura 31 - Média da variação da DBO ao longo dos meses amostrados nos dois perfis, este é um gráfico que revela bem a relação inversa de OD e DBO, enquanto nos meses onde as chuvas são mais elevadas o OD possui as menores concentrações, o DBO apresenta-se mais elevado. Já no período seco este comportamento é inverso.

6.7 - NUTRIENTES INORGÂNICOS DISSOLVIDOS NA ÁGUA

6.7.1 - Fosfato (P-PO₄³⁻)

Obedecendo aos padrões de concentrações para as águas dos rios amazônicos, os resultados obtidos para as águas do rio Curuçá apresentaram baixas concentrações exibindo uma média de 0,21 μM. Estudos realizados por Lima & Kobayashi (1988) no sistema flúvio-estuarino de Barcarena chegou a um teor de 0,8 μM (PO₄³⁻). Foi detectado por Cohen (1998) concentrações de fósforo total entre 0,8-3,5 μM em estudos nas águas do Furo do Chato no município de Bragança-PA.

A partir da análise da figura abaixo, podemos observar que sazonalmente a pouca variação das concentrações para este nutriente e que espacialmente não se observa uma única tendência.

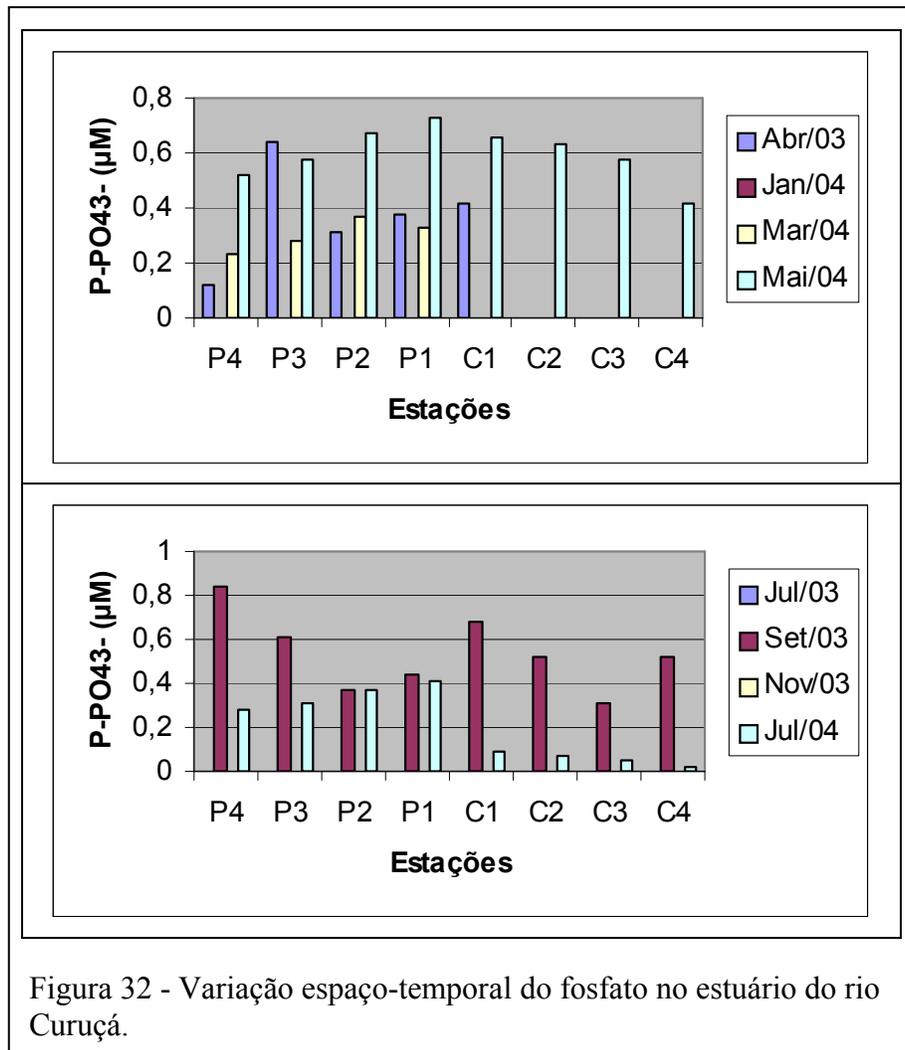


Figura 32 - Variação espaço-temporal do fosfato no estuário do rio Curuçá.

A explicação para estes baixos valores encontrados deve-se provavelmente a incidência de luz na superfície da água suficiente para a realização da fotossíntese, outro fator que se deve levar em conta é a dinâmica de movimentação da água no ambiente.

Verificando o comportamento do referido nutriente no que diz respeito a sua distribuição em ambos os perfis amostrados (“Poluído – P” e “Controle – C”), vemos que esta apresenta uma tendência bastante acentuada no decorrer do período amostrado, sendo que em alguns períodos a concentração no perfil “P” é um pouco mais elevada do que no perfil “C” (Figura 33).

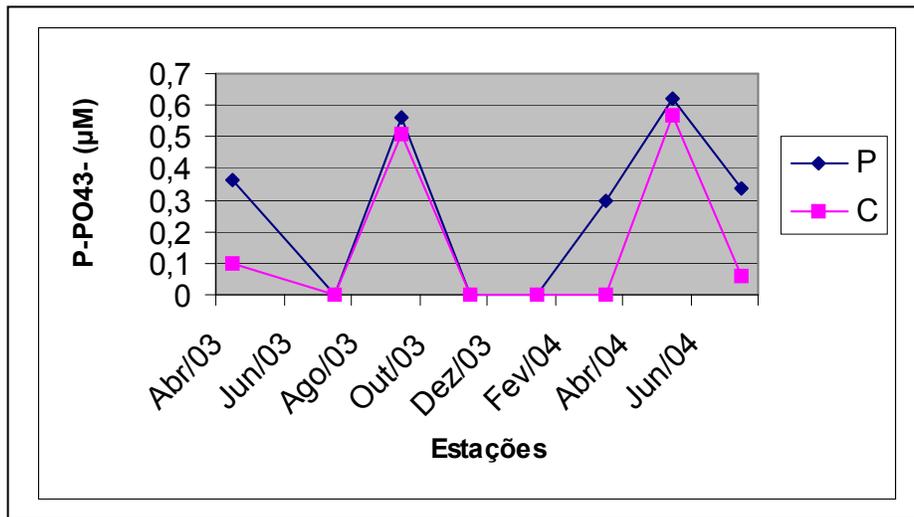


Figura 33 - Distribuição do fosfato no período amostrado em ambos os perfis.

Pontualmente para o fosfato (Figura 34), temos o mesmo comportamento observado para o amônio, o nitrito e o nitrato, onde a média maior de concentração cerca de 0,3µM é vista no ponto P1 (mais próximo à área urbana).

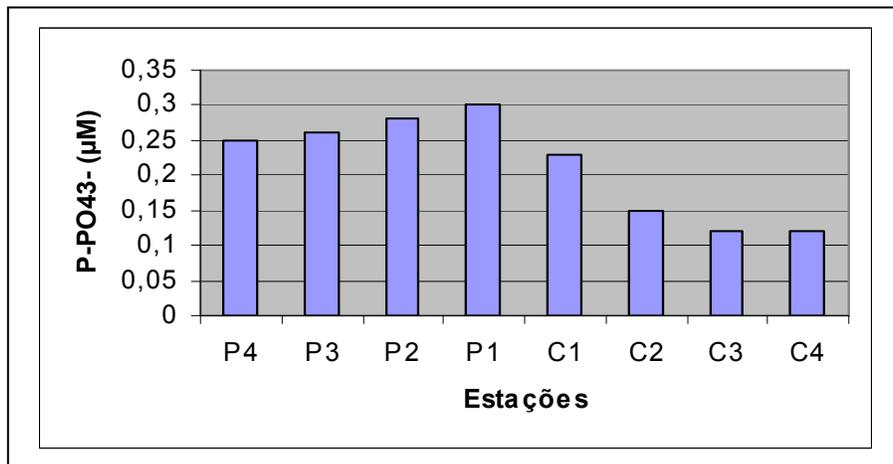


Figura 34 - Médias pontuais para o fosfato nas águas do estuário do rio Curuçá.

6.7.2 - Silício Reativo Dissolvido (Si)

O silicato ou silício reativo solúvel dissolvido no corpo d'água, em ambiente aquático, é encontrado na forma de ácido ortosilícico (H_4SiO_4). Sua variação sazonal, como podemos observar na Figura 35, nas águas do estuário do rio Curuçá apresentou um comportamento bastante acentuado, pois à medida que o período vai ficando mais seco a concentração de silicato diminui. Sendo assim, temos a maior média observada ficando em torno de $106\mu M$ (jan/04), e a menor chegando a aproximadamente $36\mu M$ (nov/03).

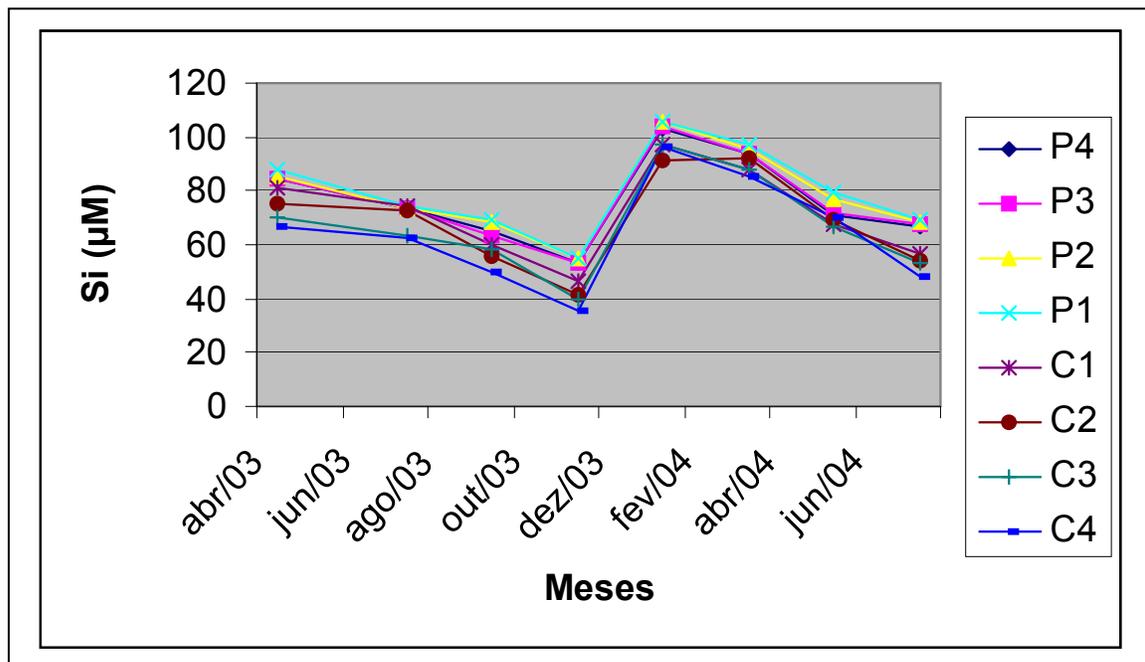


Figura 35 - Variação sazonal do silício ao longo das águas do estuário do rio Curuçá, as concentrações referentes ao período chuvoso são superiores em relação às do período de estiagem.

A partir dos dados obtidos pode-se afirmar que o comportamento do silicato está intimamente ligado aos processos físicos de diluição de águas fluviais, sendo que nestas as concentrações do referido nutriente são mais elevadas, enquanto que havendo a influência de águas costeiras marinhas as concentrações do mesmo são mais baixas.

Outro fator que pôde contribuir para a elevação da concentração do Si no período chuvoso é a lixiviação dos sedimentos através da ação intempérica nas áreas adjacentes e do manguezal ocorrida pelo escoamento superficial. Além disso, temos provavelmente no ambiente estuarino em questão a remoção biológica e a liberação através da dissolução da sílica biogênica pela ação das diatomáceas.

Contudo, fica claro que as concentrações obtidas para o silicato não tem praticamente nenhuma contribuição de esgotos domésticos ou rejeitos industriais e sim, são resultantes das águas fluviais e da lavagem da chuva.

Analisando a Figura 36 abaixo, temos a demonstração das médias das concentrações obtidas ao longo dos dois perfis amostrados (“poluído – “P” e controle – “C”), onde observa-se que no decorrer dos meses temos um padrão coincidente para ambos os perfis, com o perfil “P” apresentado concentrações um pouco mais elevadas. Observa-se ainda que o mês de nov/2003 foi o que apresentou em média as menores concentrações ficando o perfil “P” com 54 μM e o “C” com 40 μM , enquanto que em jan/2004 as médias foram as maiores obtidas no decorrer das campanhas tendo o perfil “P” valor próximo a 105 μM e o “C” chegando a 95 μM .

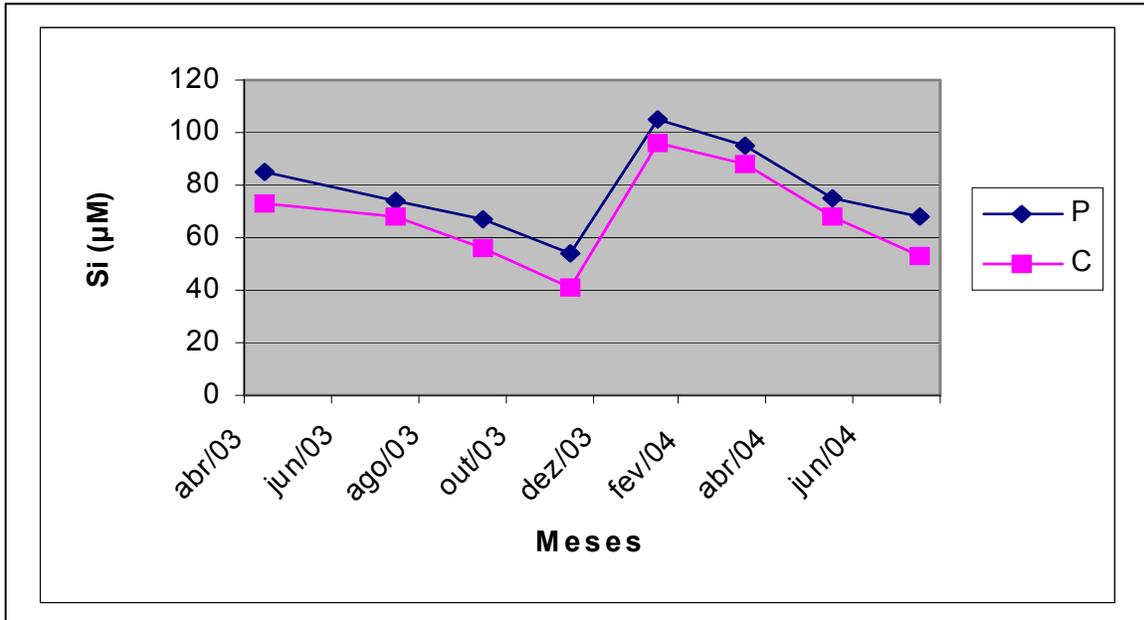


Figura 36 - Média das concentrações obtidas para o silicato ao longo dos perfis amostrados nas águas do estuário do rio Curuçá.

Com relação as médias das concentrações retiradas individualmente para cada ponto amostrados, temos o mesmo comportamento observado para os outros nutrientes analisados, ou seja, o ponto P1 foi aquele que apresentou uma ligeira elevação na sua concentração, porém sendo esta não significativa (Figura 37).

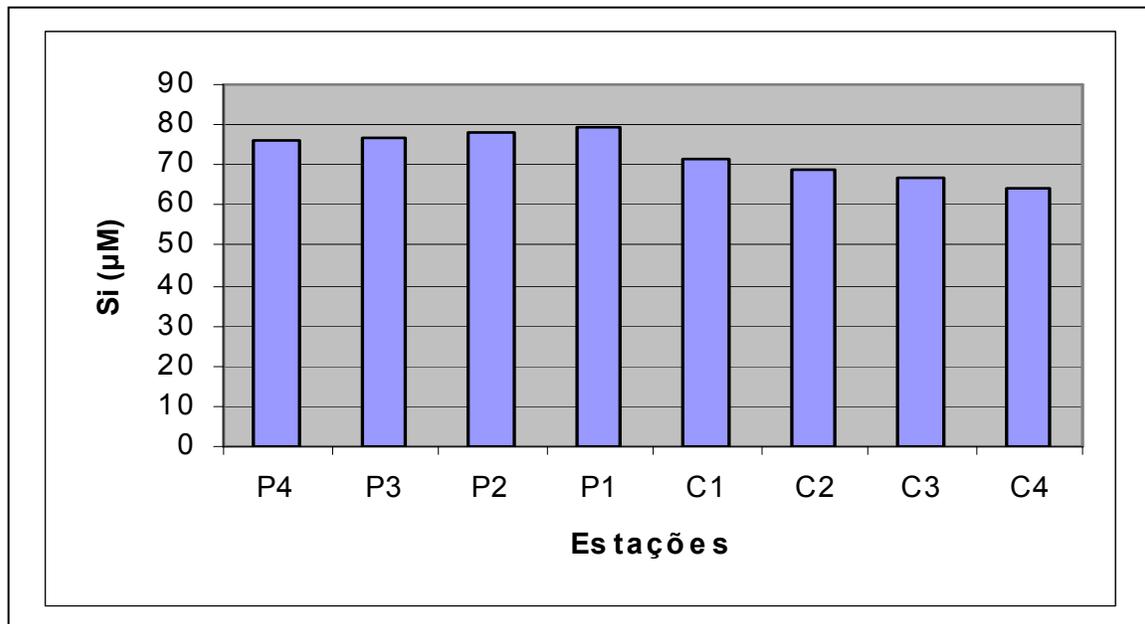


Figura 37 - Médias pontuais para o Si nas águas do estuário do rio Curuçá.

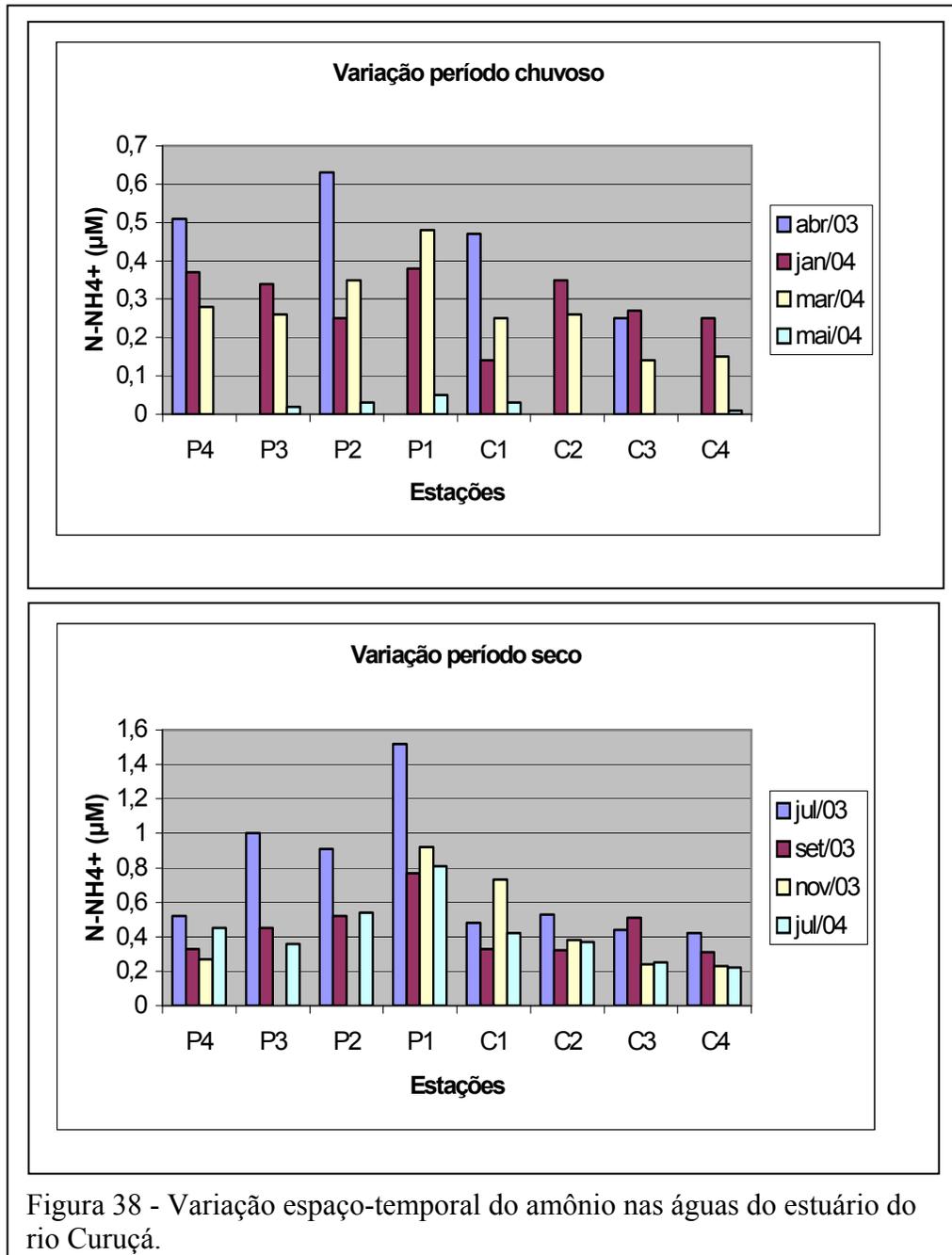
6.7.3 – Amônio ($N-NH_4^+$)

O íon amônio funciona como um bom traçador de poluição ocorrida recentemente. Analisando os dados obtidos nas águas do estuário do rio Curuçá para esse nutriente, observa-se que seus valores estão dentro da concentração estimada para águas bem oxigenadas e não poluídas, sendo que para estas as concentrações não devem exceder a $5\mu M$ (Grassholf et al., 1983). A concentração máxima deste íon no ambiente de estudo foi de $1,52\mu M$ (jul/2003).

Como mostra a Figura 38, a concentração do nitrogênio amoniacal apresentou uma pequena variação sazonal, porém não significativa, sendo que em geral nos meses que compreendem o período seco os valores são um pouco mais elevados do que aqueles de período mais chuvosos. Em nenhum dos dois períodos as concentrações mostraram uma tendência em particular, contudo, podemos observar que principalmente no período seco ao longo dos meses amostrados a concentração do amônio mostrou-se um pouco mais elevada na estação P1, ponto este que fica mais próximo a área urbana de Curuçá.

Essa maior concentração no período seco possivelmente se dá devido ao menor escoamento superficial e também pode ser explicada pela contribuição das águas intersticiais, a partir do processo de difusão dos sedimentos.

Estudos realizados por Cohen (1998), águas do Furo do Chato - Bragança, registraram maiores elevações de amônio durante a estação seca, devido a concentração de oxigênio dissolvido serem mais baixas, o que provavelmente é controlada pela produção primária, que quando de sua máxima produção libera muito oxigênio e consequentemente extrai este nutriente.



Ao analisar a Figura 39 abaixo que mostra as médias pontuais a partir dos meses amostrados, fica mais nítida que a maior concentração de amônio, mesmo sendo esta não significativa, é observada na estação P1 que como já foi dito acima isso se dá devido a proximidade desta estação à área urbana.

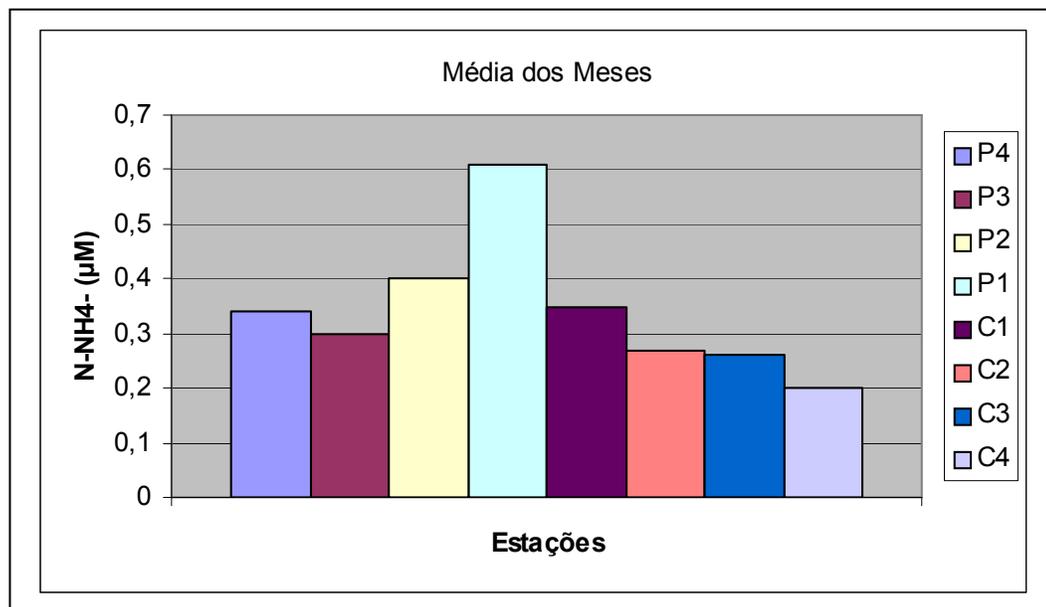


Figura 39 - Mostra a média da variação do amônio nos pontos amostrados de acordo com os meses em que foram feitas as coletas.

A partir da análise do gráfico abaixo que mostra a média dos dois perfis amostrados (P e C), verifica-se que o perfil dito “poluído” foi o que apresentou as concentrações mais elevadas nos meses em que as coletas foram realizadas, exceto no mês de nov/2003 onde podemos observar que o perfil “controle” apresenta uma pequena elevação na concentração do amônio em relação àquela observada no perfil “poluído”.

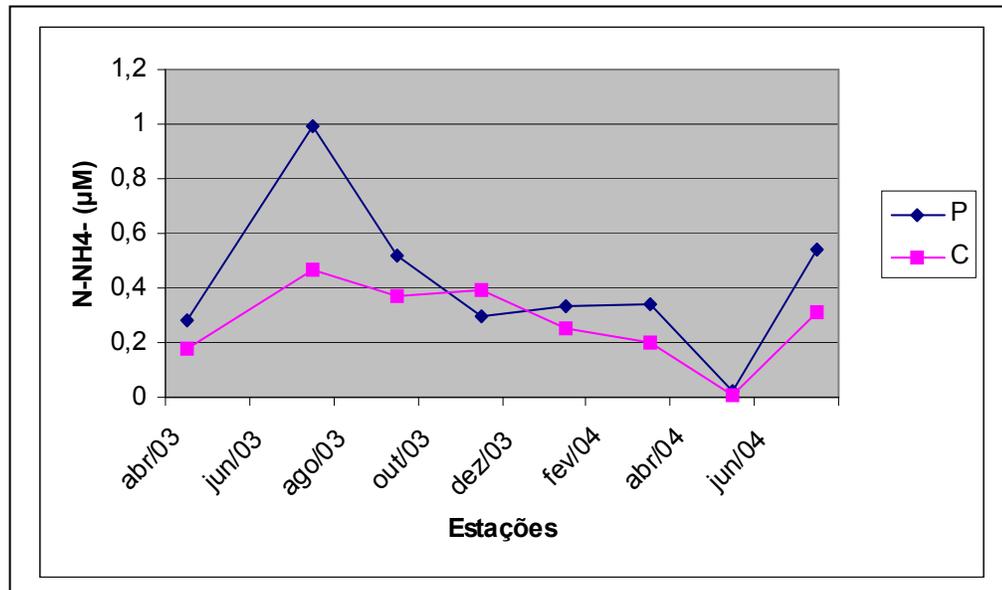


Figura 40 – Variação do amônio ao longo dos perfis amostrados nas águas do estuário do rio Curuçá.

6.7.4 – Nitrito (N-NO_2^-)

Dependendo das condições do meio, o nitrito é oxidado a nitrato ou reduzido a amônio, logo ele é bastante instável e representa a fase intermediária entre o íon amônio e o nitrato no processo de transformação do nitrogênio (Melo, 1998).

No ambiente de estudo as concentrações de nitrito apresentaram-se baixas chegando à faixa de $1,0\mu\text{M}$ em abr/2003 na estação P1. Logo as concentrações obtidas no presente estudo estão no padrão estabelecido para águas costeiras não-poluídas que segundo Aminot & Chaussepied (1983) varia de $0,5\mu\text{M}$ a $1,0\mu\text{M}$. Estudos realizados no Furo do Chato para a concentração do nitrito chegaram a valores próximos de $0,6\mu\text{M}$ (Cohen, 1998).

Sazonalmente as concentrações apresentam pouca variação, logo em ambas as estações os valores foram baixos, com a média na estação chuvosa ficando em torno de $0,28\mu\text{M}$ e na estação seca a média ficou na faixa de $0,17\mu\text{M}$ aproximadamente. Sendo assim, como observamos na Figura 41 no período chuvoso principalmente em abr/2003 a concentração apresentou uma certa elevação, mas não sendo esta significativa, provavelmente devido à decomposição do material orgânico das margens que são levados para dentro do rio pelo escoamento superficial.

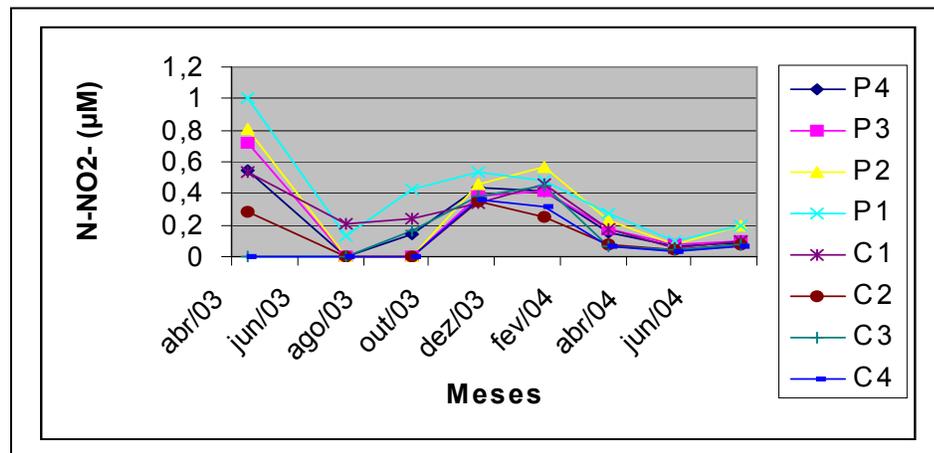


Figura 41 - Variação sazonal do nitrito dissolvido nas águas do estuário do rio Curuçá.

Como ocorrido com o íon amônio, a estação P1 apresentou a maior concentração de nitrito nas águas do estuário do rio Curuçá, e como já foi dito anteriormente, este é o ponto de maior proximidade do contingente urbano, fato este que possivelmente leva a esta pequena elevação na estação em questão (Figura 42).

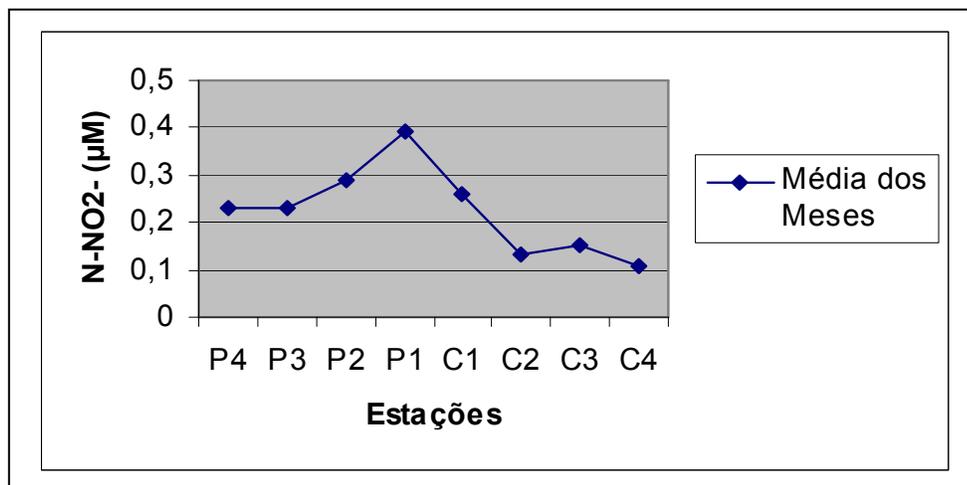


Figura 42 - Médias para o nitrito nos meses em que foram feitas campanhas para cada estação.

Uma outra observação importante a ser feita é em relação ao comportamento deste nutriente nos perfis amostrados, verifica-se na figura abaixo que o perfil “P” apresenta concentrações ao longo dos meses um pouco mais elevada, havendo uma pronunciada elevação

apenas em abr/2003, onde o perfil “P” apresenta uma média de aproximadamente $0,8\mu\text{M}$, enquanto que o perfil “C” a média ficou em torno de $0,2\mu\text{M}$.

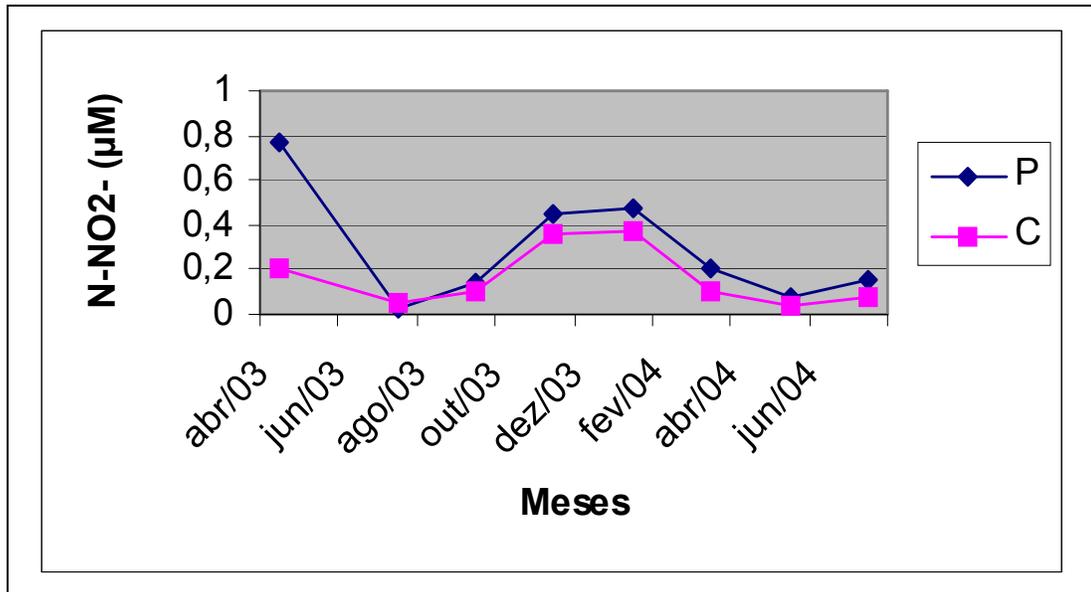


Figura 43 - Comparativo das variações nos perfis amostrados.

6.7.5 – Nitrato (N-NO_3^-)

Os valores obtidos para o nitrato nas águas do estuário do rio Curuçá são extremamente baixos com variação de $0,01\mu\text{M}$ a $0,03\mu\text{M}$, o que vai de encontro para regiões não poluídas que tenham influência oceânica, pois nestas regiões a velocidade de regeneração é em geral, menor do que a de assimilação pelos produtores primários (Aminot & Chaussepied, 1983).

A Figura 44, mostra justamente que essas concentrações são baixas e que as variações tanto longitudinais quanto temporais são insignificantes umas em relação às outras.

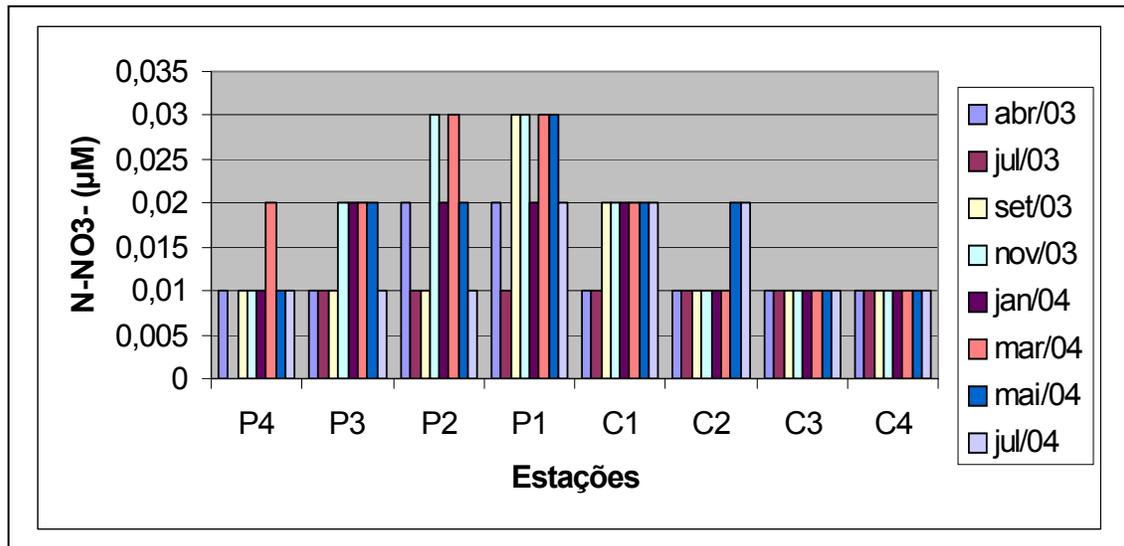


Figura 44 - Variação das concentrações para o nitrato ao longo das águas do estuário do rio Curuçá.

Pode-se dizer que essas baixas concentrações são devidas principalmente à ação fitoplanctônica no ambiente de estudo.

Porém mesmo os valores sendo tão baixos e com variação não tão significantes podemos observar na figura abaixo que o perfil “poluído” apresenta no geral uma pequena elevação na concentração deste nutriente e que o ponto P1, estação que fica mais próxima à área urbana é a que apresenta concentrações maiores.

Observando os valores para o nitrito e o nitrato, o primeiro apresenta concentrações mais elevadas, o que conclui-se que o processo de regeneração do nitrito é recente não tendo passado para a forma de nitrato.

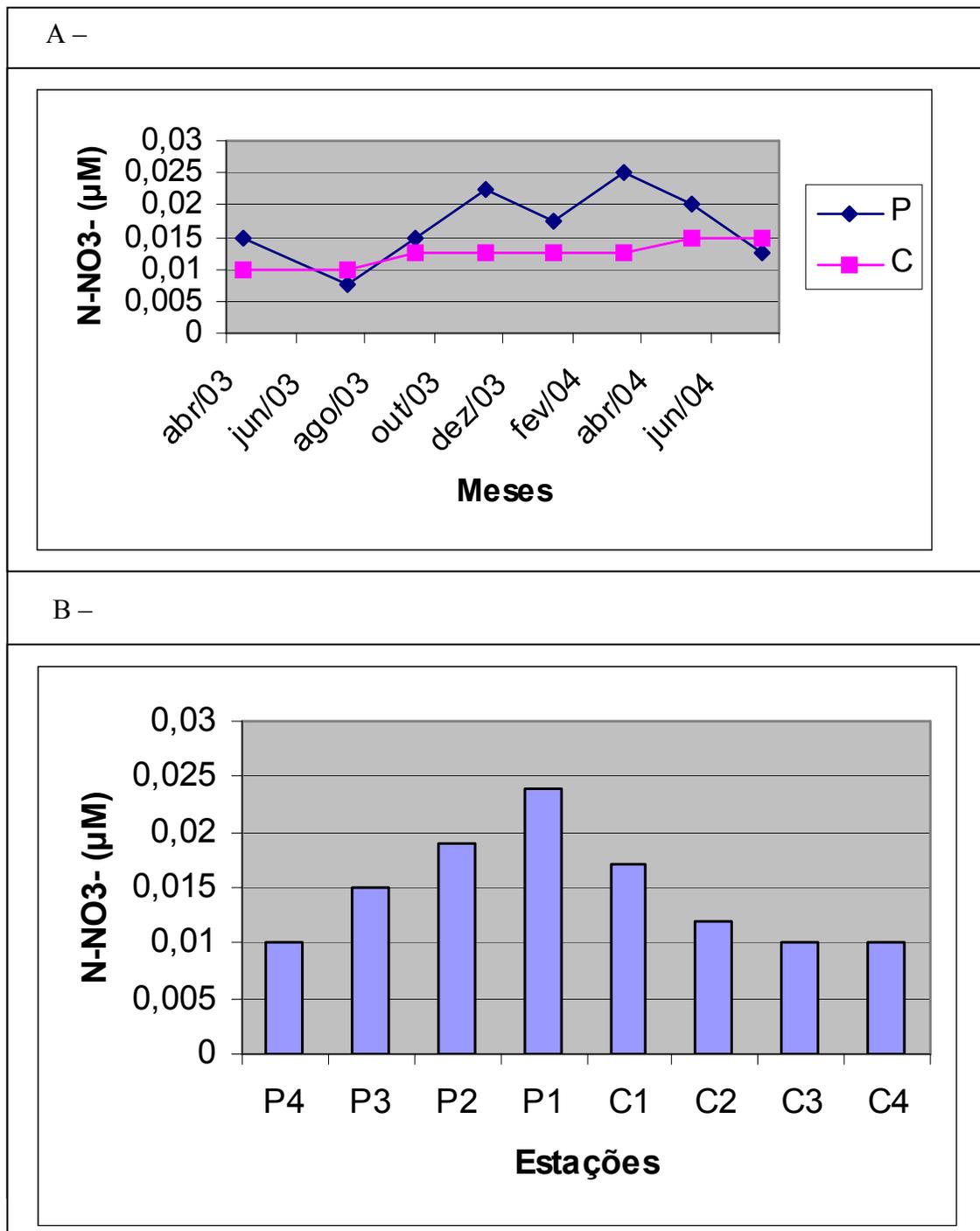


Figura 45 - A : Mostra a variação ao longo dos meses em cada perfil amostrado e em B : Observa-se que a partir da retirada da média dos meses para todas as estações coletadas a maior concentração se dá no P1.

6.8 – CORRELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS ANALISADOS

Foram calculadas duas matrizes de correlação lineares, uma representativa do período chuvoso e a outra representando o período de estiagem, objetivando assim a busca de um possível significado geoquímico entre os componentes das águas superficiais do estuário do rio Curuçá.

Essas matrizes estão representadas na Tabela XVII em anexo. Podemos observar que as correlações de pH, condutividade, salinidade, transparência e material particulado em suspensão apresentam um comportamento conservativo, ou seja, estão sujeitos tão somente aos processos de diluição e mistura da água salgada com a água doce. Enquanto que parâmetros como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônio, nitrito, nitrato, fosfato e silício se comportam de maneira não-conservativa, logo estão sujeitos ao consumo biológico pelo fitoplâncton e bactérias.

Em ambos os períodos o pH, a condutividade e a salinidade apresentam entre si correlações fortes e positivas, o que demonstra que esses parâmetros são diretamente relacionáveis. Já a correlação transparência – MPS se apresenta forte e negativa nos dois períodos demonstrando, a inversão de comportamento desses parâmetros.

As correlações fortes e negativas em ambos os períodos de OD-DBO era de se esperar, pois são parâmetros que apresentam comportamento inverso entre si. Por exemplo enquanto no período chuvoso a concentração de oxigênio dissolvido é inferior aquelas observadas no período seco, com a DBO temos que é no período chuvoso sua concentração é superior.

Os nutrientes apresentam no período chuvoso, onde a ação biológica é maior, uma correlação forte e negativa com as concentrações de OD, DBO, condutividade e salinidade. Enquanto que no período seco esta tende a diminuir sensivelmente.

Para uma melhor visualização das principais e mais fortes correlações foram construídos gráficos de dispersão (figuras 46, 47 e 48): pH-condutividade, pH-salinidade, condutividade-salinidade, condutividade-nitrato, salinidade-nitrato, OD-DBO e nitrito-silício. Outras correlações que merecem destaque são nitrito-silício, nitrato-silício, OD-amônio, OD-nitrito, OD-nitrato, OD-fosfato, OD-silício, DBO-amônio, DBO-nitrito, DBO-nitrato, DBO-fosfato, DBO-silício. A correlação nitrito-silício no período chuvoso é maior, possivelmente devido a maior ação biológica no meio.

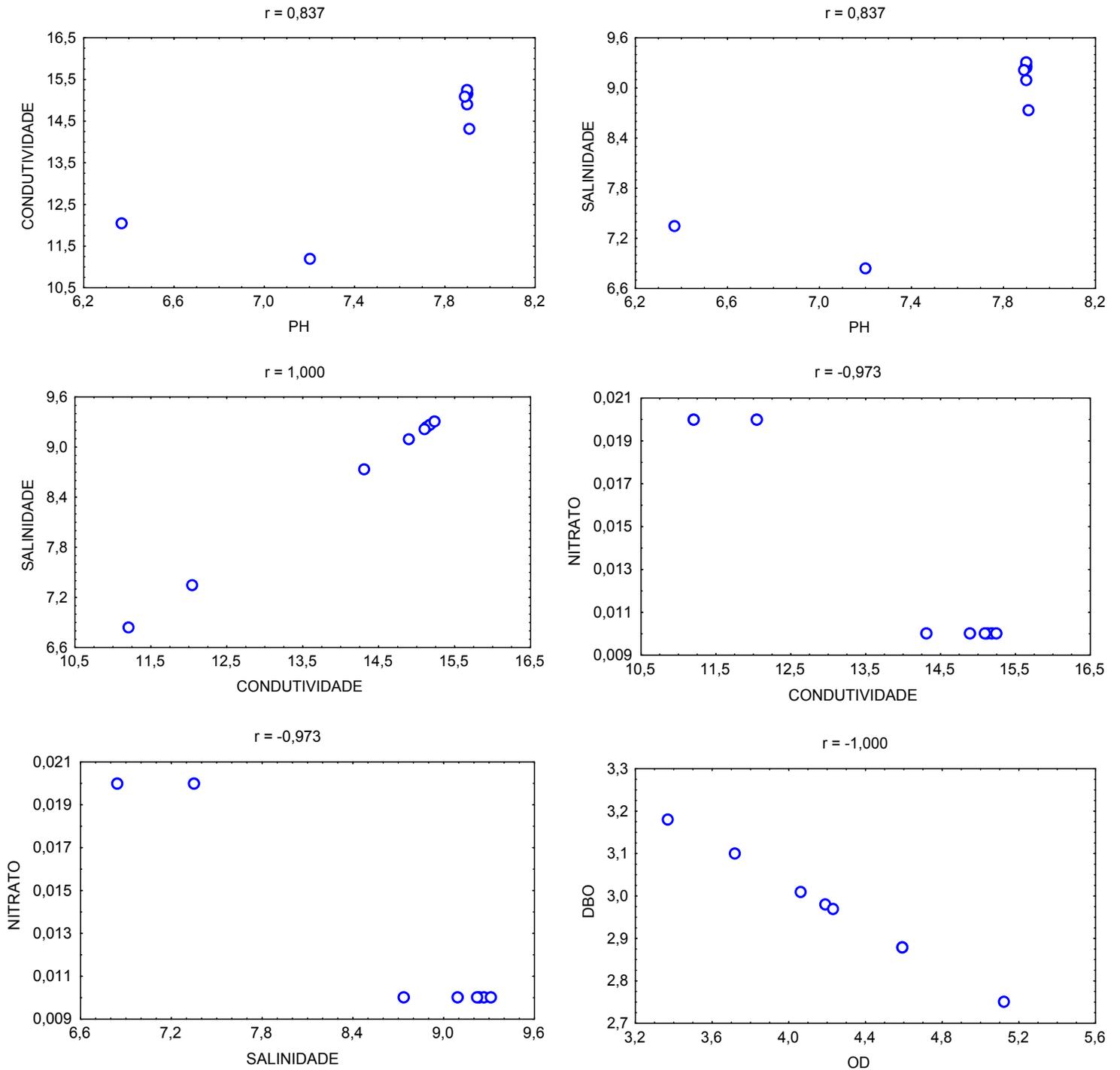


Figura 46 – Gráficos de dispersão entre pH-condutividade, pH-salinidade, condutividade-salinidade, condutividade-nitrato, salinidade-nitrato e OD-DBO nas águas do estuário do rio Curuçá em Abril-2003 (período chuvoso).

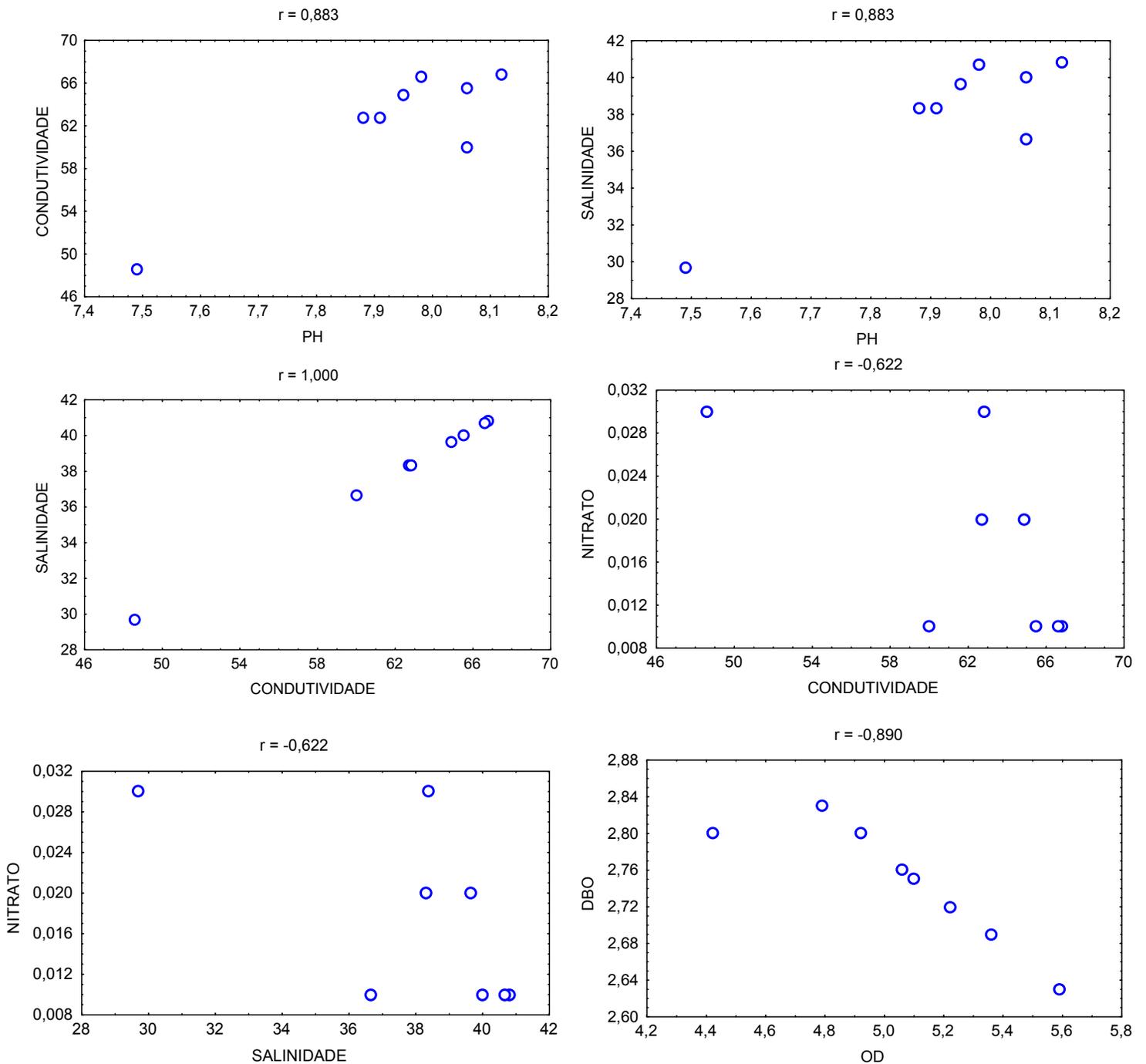
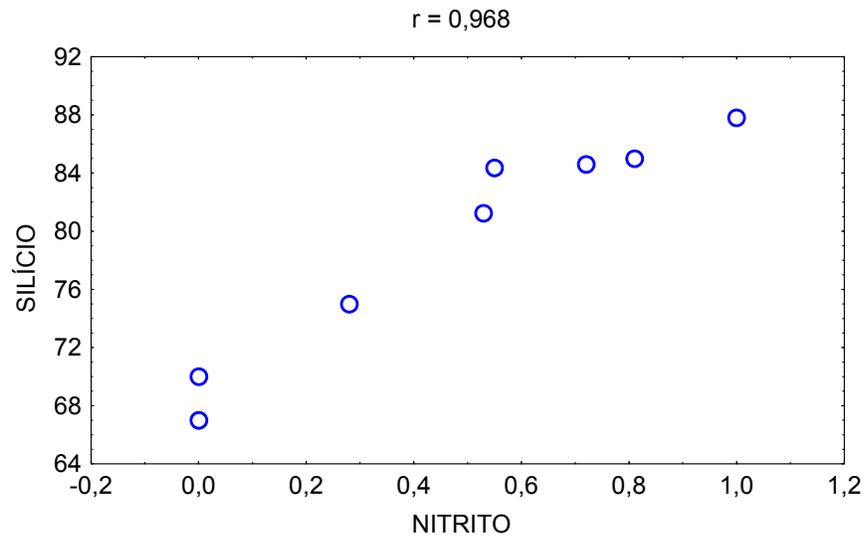
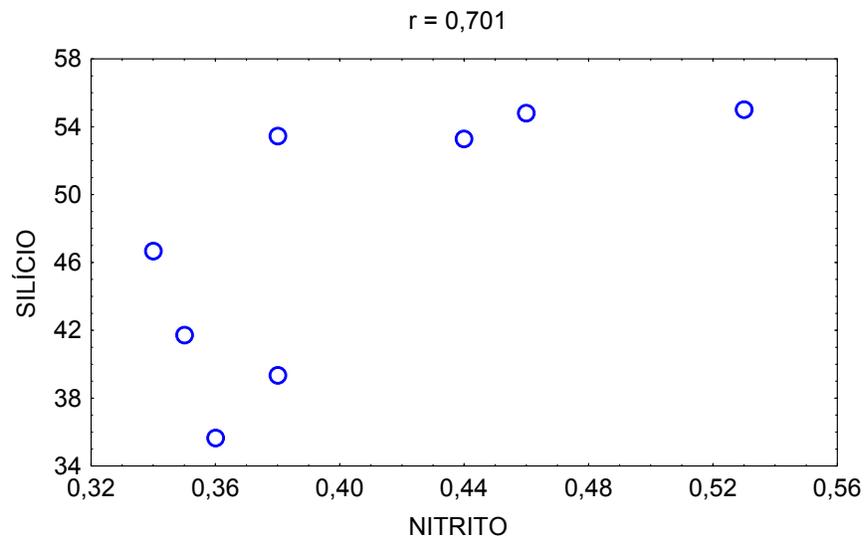


Figura 47 – Gráficos de dispersão entre pH-condutividade, pH-salinidade, condutividade-salinidade, condutividade-nitrato, salinidade-nitrato e OD-DBO nas águas do estuário do rio Curuçá em Novembro-2003 (período seco).



(1)



(2)

Figura 48 – Gráficos de dispersão entre nitrito-silício, o (1) representando a correlação existente no período chuvoso (abril – 2003) e a (2) do período seco (novembro – 2003), mostrando a maior ação biológica no meio.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

No acompanhamento das mudanças ambientais decorrentes das atividades humanas, o estudo realizado vem auxiliar no estabelecimento de levantamentos diagnósticos antes de ocorrerem alterações significativas no ambiente e na integridade de seus recursos naturais e medir o grau atual e futuro de comprometimento desses recursos. Este trabalho de caracterização hidrogeoquímica das águas do estuário do rio Curuçá através de análises químicas e físicas é de suma importância para esse diagnóstico ambiental.

A sazonalidade é um fator de forte influência no comportamento da maioria dos parâmetros analisados. No período onde a precipitação pluviométrica é maior em que a temperatura no geral possui os menores valores, temos uma forte influência da ação das águas fluviais no meio, neste o pH chegou a apresentar resultados ligeiramente ácidos ($\text{pH} = 6,37$), o que se deve ao baixo conteúdo de sais nas águas estudadas, este fato contribuiu para a baixa condutividade elétrica no meio cujo valor mínimo chegou a 11,2 mS/cm (abr/2003). O aumento do volume de água neste período e o escoamento superficial resultaram no carreamento para o interior do estuário quantidades consideráveis de partículas o que elevou a quantidade de material particulado em suspensão (MPS) e conseqüentemente a transparência diminuiu.

Com a proximidade da estação seca houve a maior influência da água provinda do oceano, elevando assim acentuadamente os valores observados de condutividade e salinidade que chegaram a atingir respectivamente 66,8 mS/cm e 40,8‰ ambos anotados em novembro de 2003, a maior presença de sais fez aumentar a ação eletrolítica no meio (pH se elevou) diminuindo em conseqüência disso a quantidade de material particulado em suspensão e elevando assim a transparência da água. Observou-se que em jul/2004 o material particulado em suspensão sofreu um considerável aumento para o período chegando a 66 mg/L, logo a transparência diminuiu, isso foi devido as fortes chuvas ocorridas nesse mês de coleta, esses dois parâmetros apresentam notadamente uma forte correlação negativa entre si.

É importante salientar que a transparência por ser obtida de uma forma visual depende também de fatores como o horário de medição apropriada e da presença ou não de nuvens no momento da leitura.

Pode-se observar que as correlações apresentadas pelas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são fortes porém negativas, isso significa que quando a concentração de um aumenta a do outro diminui. As concentrações de OD

no período de estiagem geralmente são superiores daquelas do período chuvoso, isso se deu devido a maior penetração de luz no meio, o que propiciou uma maior produção primária. Enquanto que no período de maior concentração de chuvas a grande quantidade de material particulado em suspensão limitou a produção primária devido a menor penetração de luminosidade fazendo com que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) diminuísse tendo sua média ficado em torno de 6,88 mg/L. A DBO apresentou maiores concentrações na estação chuvosa do que na seca.

Observou-se que os valores apresentados para as concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos ficaram na faixa estabelecida para sistema estuarino não-poluído segundo as padronizações adotadas neste presente trabalho, o que demonstra que o ambiente alvo deste estudo ainda preserva sua integridade.

Para o fosfato temos uma média que ficou em torno 0,21 μM de P-PO_4^{3-} , tendo a sazonalidade pouca influência na variação de sua concentração.

O silício apresentou um comportamento bastante acentuado em sua concentração de acordo com a variação sazonal, pois a medida que a estação seca se pronunciou sua presença no ambiente em questão diminuiu chegando a 36 μM (nov/03). A maior concentração de silício no período chuvoso se deve a lixiviação de sedimentos nas áreas adjacentes e do manguezal, além da remoção biológica no ambiente estuarino neste período, essas maiores concentrações (106 μM de Si) no período chuvoso é devido também a ação das águas fluviais e da lavagem da chuva.

As águas do estuário do rio Curuçá apresentou baixas concentrações dos compostos nitrogenados. O amônio apresentou pequena variação de acordo com a sazonalidade, com valores dentro da concentração estimada para águas bem oxigenadas, sua concentração máxima foi de 1,52 μM em julho de 2003, o período seco apresentou valores um pouco mais elevados devido possivelmente ao menor escoamento superficial e da contribuição das águas intersticiais. Pequenas variações sazonais e valores baixos foram apresentados pelo nitrito, a maior concentração que se deu no mês de abril de 2003 (1,0 μM – estação P1), provavelmente é devido a decomposição do material orgânico das margens levados para o interior do rio pelo escoamento superficial. O nitrato apresentou baixos valores variando de 0,01 μM a 0,03 μM , o que provavelmente se deu principalmente a ação fitoplanctônica no ambiente estudado.

Os nutrientes analisados apresentaram comportamentos semelhantes em ambos os perfis amostrados, sendo que suas concentrações foram um pouco superiores no perfil dito “poluído”,

porém não foram tão pronunciadas. A estação P1, que é aquela mais próxima a área urbana, foi o que apresentou as maiores concentrações.

Estas concentrações caracterizaram um ambiente livre de poluição aparente que se não é devido a ação do homem sobre o meio, pode ser explicada pela grande turbulência nessas águas que fazem com que essas se depurem rapidamente.

A rede hidrográfica que circunda a área de estudo é extensa, tendo igarapés e rios menores, com suas águas sendo levadas para o interior do rio Curuçá e conseqüentemente ao oceano através da baía de Curuçá, sendo assim, a geoquímica dessas águas estuarinas caracterizadas pela mistura de águas fluvial e marinha, resulta numa enorme diversidade de ecossistemas que influi diretamente nas atividades humanas em busca de alimentos.

Os resultados obtidos para os nutrientes revelam quantidades essenciais para a manutenção da vida no ambiente aquático em questão, além disso a característica ímpar do ambiente estuarino intensifica a produção primária através do fitoplâncton, esses fatores resultam em uma grande diversidade biológica que servem de alimento para a população da região, garantido assim a sustentabilidade local. Pode-se observar a influência sazonal na diversidade de espécies que entram no estuário, principalmente devido a maior ou menor salinidade do período, não há a diminuição da população de peixes e siris. Já com relação as espécies de camarões a salinidade tem uma grande influência na densidade de suas espécies.

A indústria de manipulação de camarão existente ao longo do perfil “poluído” até o presente momento não afetou a integridade ambiental da área estudada, pois os resultados assim demonstram, porém é necessário que novos trabalhos diagnósticos sejam realizados futuramente no local para se verificar possíveis alterações no meio. E como complemento é importante, uma conscientização constante da população local para que não haja uma aumento da ação antrópica no meio e como conseqüência ocorra o aumento da vulnerabilidade do meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1975. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington. 1193 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1989. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington. 1193 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington. 1193 p.
- AMINOT, A & CHAUSSEPIED, M 1983. **Manuel des analyses chimiques en milieu marin**. Brest. 395 p. CNEXO.
- ANDREWS, J.E. *et al.* 1996. **An Introduction to Environmental Chemistry**. Oxford. 209 p.
- BARBOSA, G.V. & PINTO, M.N. 1973. Geomorfologia. In: BRASIL, Projeto Radam. **Folha As-23 São Luís e parte da Folha SA-24 Fortaleza**, Rio de Janeiro. Parte 2, p.3-26, (Levantamento de Recursos Naturais, 3).
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & POZZA, S. 2001. **Qualidade de águas**: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental. Rio Grande, Ed. da FURG, 164 p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. 1996. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande, Ed. da FURG, 115 p.
- BENON, P.; BLANC, F.; BOURGADE, B.; KERAMBRUN, P.; LEVEAU, M.; DAVID, P.; ROMANO, J. C.; SAUTRIOT, D.; KANTIN, R., 1980. Modelo de um sistema eutrófico : fluxo dos nutrientes e sinecologia das populações planctônicas. **Bolm. Inst. Oceanogr. S. Paulo**, **29** (2): 57 - 60.
- BEZERRA, A.M. 1995. **Amazônia – Lendas e mitos. Curuçá sua terra, sua gente**. Belém. 12p.
- BIGARELLA, J. J. 1971. **Variações climáticas no Quaternário Superior do Brasil, e sua datação radiométrica pelo Método do Carbono 14**. São Paulo: USP. (Paleoclimas, 1).
- BODUNGEN, B. ; WUNSCH, M.; FURDERER, H., 1991. Sampling and analysis of suspended and sinking particles in the northern North Atlantic. **Marine Particles: Analysis and Characterization**. Geophysical Monograph 63: 47 - 56.

- BORGES, M.S.; LIMA, J.I.S. e BEMERGUY, R.L. 1994. Aspectos morfotectônicos da região de Curuçá NE do Estado do Pará. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 4., Belém, 1994. **Boletim de resumos expandidos**. Belém, SBG.
- BOWEN, H. J.M. 1966. **Trace Elements in Biochemistry**, New York, Academic Press.
- BOYLE, E.A.; SCLATER, F.; EDMOND, J.M. 1976. Nature, 263 (1976) 42. WILSON, T.R.S., in RILEY J.P. and SKIRROW, G. (Eds.). 1975. **Chemical Oceanography**, 2nd ed., vol. 1, Academic Press, New York.
- CARMOUZE, J.P. 1994. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Ed. Edgard Blucher. FAPESP. 253 p.
- CARVALHO, E.A.; & SILVA, N.M., 1994. **Levantamento das espécies típicas de mangue do rio Curuperé no município de Curuçá(PA)**. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de ciências Biológicas. 86 p (Trabalho de conclusão de curso).
- CHAPMAN, D. 1992. **Water Quality Assessments**: A guide to the use of biota, sediment and water in environmental monitoring. D. Chapman, UNESCO, WHO and UNEP. Chapman & Hall.
- CHESTER, R. 1990. **Marine Geochemistry**. Londres, Unwin Hyman. 698p.
- CLARK, J. 1996. **Coastal Zone Management Handbook**. New York: Lewis Publisher/CRC Press. 694 p.
- COHEN, M.C.L. 1998. **Nutrientes e Outros Fatores Relacionados a Produção Primária nas Águas do Manguezal de Bragança – PA**. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 116p. (Dissertação de Mestrado).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) 1993. **Coliformes totais e fecais**: determinação pela técnica dos tubos múltiplos. São Paulo. 39p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) 1986 Resolução número 20. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 jul. 1986. p.11356.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) 1993 Resolução número 10. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 01 out. 1993. p.11294.
- DAY, J.H. (Ed.). 1981. **Estuarine ecology with particular reference to southern Africa**. A.A. Rotterdam: 411p. Balkema.

- DAY, Jr., J.W. ; HALL, C. A. S.; KEMP, W.M.; YANEZ-ARANCIBIA, A. 1987. **Estuarine ecology**. John Wiley & Sons. 557 p. (A Wiley-Interscience Publication).
- DYER, K. R., 1997, **Estuaries - A Physical Introduction**, 2 ed. West Sussex, John Wiley & Sons Ltd. EEA (European Environment Agency), Integrated environmental assessment of coastal zones.
- EDMOND, J. M.; BOYLE, E. A.; GRANT, B.; STALLARD, R. F. 1981. The chemical mass balance in the Amazon plume I: The nutrients. **Deep-Sea Res.** **28A**(11), 1339-74.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de limnologia**. 2: ed. Rio de Janeiro, Interciência. 602 p.
- FERREIRA, C.P. 1989. **Manguezais do Estado do Pará**: Fauna de galerias perfuradas por Teredos em toras de Rhizophora. UNICAMP, 159p. (Tese de Doutorado).
- FETH, J.H. 1973. Water facts and figures for planners and managers: U.S. **Geological Survey Circular** 601-I, 30p.
- FIDELMAN, P.I.J. 1998. Estudo de Impacto Ambiental da Barragem do Rio Santana, Ilhéus, Bahia: Análise Crítica. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRRAFIA, 11., RJ, 1998. **Livro de Resumos Expandidos**. Pelotas, UFPel. p. 63-65.
- FRANZINELLI, E. 1982. **Contribuição à geologia da costa do estado do Pará (entre a baía de Curuçá e Maiaú)**. In: Simpósio do Quaternário no Brasil: 305-322. Manaus
- FRENCH, P. W. 1997. **Coastal and Estuarine Management**. London, Routledge.
- GESAMP, 1988. **Report of the Eighteenth Session**. Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (GESAMP Reports and Studies n^o. 33).
- GRASSHOFF, K.M. ; EHRHARDT, K.; KREMLING, K. 1983. **Methods of seawater analysis**. 2: ed. Weinheim; Deerfield Beach, Florida; Basel: Verlag Chemie. 419 p.
- HAYES, M.O., PRITCHARD, D.W., SCHUBEL J.R., 1973. **The Estuarine Environment**; Estuaries and Estuarine Sedimentation. American Geological Institute.
- HERZ, R. 1991. Manguezais do Brasil. São Paulo. Universidade de São Paulo, 54 pp. 14 figuras, 5 tabelas.
- IDSO, S.B. & GILBERT, R.G. 1974. On the universality of the Poole andtkins Secchi disk-light extinction equation. **J. Appl. Ecol.** ,11: 399-401.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 1984. **Geografia do Brasil, Região Norte**. Rio de Janeiro. v-4., 446p.

- JANNKE L.L. 1992. The effects of growth temperature on the methyl sterol and phospholipid fatty acid composition of *Methylococcus capsulatus* (Bath). **FEMS Microbiol Lett** **93**: 209–212.
- LERMAN, A. 1988. **Geochemical Processes Water and Sediment Environments**. 2 ed., Florida; Krieger Publishing Company. 481p.
- LIMA, W. N. & KOBAYASHI, C. N. 1988. Sobre o quimismo predominante nas águas do sistema flúvio-estuarino de Barcarena (PA). **Geochimica Brasiliensis**, 2: 53-77.
- LISS, P.S. 1976. Conservative and non-conservative behavior of dissolved constituents during estuarine mixing. In: BURTON, JD & LISS, PS. **Estuarine chemistry**. London, Academic Press INC. 229 p.
- MACEDO, J.A.B. 2001. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas & microbiológicas: águas & águas**. Juiz de Fora, Universidade Federal de Juiz de Fora. 301 p.
- MARTORANO, L.G. 1993. **Estudos Climáticos do Estado do Pará: Classificação Climática (Köppen) e Deficiência Hídrica (Thornthwaite, Mather)**.
- MCGAUHEY, P.H. 1968. **Engineering management of water quality**. New York, McGraw-Hill, 295p.
- MELLO, O.M.T. 1998. **Avaliação do desempenho da filtração em múltiplas etapas no tratamento de águas com elevadas concentrações de algas**. Brasília (DF): UnB; 122p. (Dissertação de Mestrado).
- MEYBECK, M. & HELMER, R. 1989. The Quality of rivers: from pristine state to global pollution. **Paleogeog. Paleoclimat. Paleoecol.** (Global Planet. Change Sect.), 75; 283-309.
- MORAES, A.J., 2001. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos, RiMa. PAPESP – Programa Pró-ciência e Projeto Próbio – MMA/CNPQ. 45 p.
- PARANHOS, R. 1996. **Alguns métodos para análise da água**. UFRJ. Sub-reitoria de Ensino de Graduação e Corpo Discente/SR-1. 200 p. (Cadernos didáticos).
- PAREDES, J. F.; PEIXINHO, V. M. C.; BRITO, R. R. C., 1980. Produtividade primária e fatores limitantes na área estuarina SW da Baía de Todos os Santos. **Bolm. Inst. Oceanogr. S. Paulo**, **29** (2): 275 - 282.
- PARK, P. K.; OSTERBERG, C. L.; FORSTER, W. O. 1972. Chemical budget of the Columbia River. In: PRINTER, A. T. & ALVERSON, D. L. (Ed) **The Columbia River Estuary and Adjacent Ocean Waters**, Univ. of Washington Press, pp. 123-34.

- PARSONS, T.R. & TAKAHASHI, M., 1973. **Biological Oceanographic Processes**. Oxford. Pergamon Press., 186 p (Review of recent research in biological oceanography. Advanced).
- PATCHINEELAM, S., 2000, "Sedimentação Estuarina". In: www.usu.br/icba/oceano2
- PEIXINHO, V. M. C.; PAREDES, J. F.; SIMAS, E. M. P., 1980. "Standing crop" na área estuarina da Baía de Todos os Santos. **Bolm. Inst. Oceanogr. S. Paulo**, **29** (2): 283 - 289.
- PEREIRA, S. W. M. 1995. Estudos morfotopográfico e aerofotogramétrico da Microrregião Costeira de Salinópolis – NE do Pará. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 7, 1995, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UFGO, p.370-376.
- PICKARD, G.L. & EMERY, W.J. 1982. **Descriptive physical oceanography**. 4th ed., Oxford Pergamon.
- PRITCHARD, D.W., 1955. Estuarine Circulation Patterns. Proc. Am. Soc. Civil Eng. 81, Separate n^o. 717.
- PRITCHARD, D.W. 1967. What is an estuary: a physical viewpoint. In: LAUFF, G.H. (Ed) **Estuaries**. Washington, American Association for the Advancement of Science, p. 3-5. (Publication, 83).
- ROSSETTI, D. 1989. Estudo paleoambiental e estratigráfico dos sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras na Região Bragantina, Nordeste do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, 1(1): 79.
- ROSSETTI, D. 2001. Late Cenozoic sedimentary evolution in northeastern Pará, Brazil, within the context of sea level changes. **Journal of South American Earth Sciences**. (14):77-89.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1989. *Perfil dos Sistemas Litorâneos Brasileiros, com Especial Ênfase Sobre o Ecossistema Manguezal*. **Publicação Esp. Inst. Oceanogr., S. Paulo**, (7):1-16.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y & CINTRON, G. 1986. **Guia para Estudo de Áreas de Manguezal**; estrutura, função e flora. São Paulo, Caribbean Ecological Research. 150p.
- SECTAM, 2003. Belém: SECTAM-CDOC/ CURUÇÁ: In CURUÇÁ: Perfis Municipais. Acesso em 18-06-2003.
- SENNA, C. 1995. Aplicações de sensoriamento remoto no mapeamento do litoral do NE do Pará. In: WORKSHOP ECOLAB, 3., Belém, 1995. **Livro de Resumos Expandidos**. Belém. p. 87-88.

- SHARP , G.D. & DIZON, A.E. 1978. **The physiological ecology of tunas**. Academic Press. 485p.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenolhypoclorite method. **Limnol. Oceanogr.** 14 (4): 799-801.
- STOMMEL, H., 1951. **Recent Developments in the Study of Tidal Estuaries**. (WHOI Tech. Rep.), Ref. n^o. 51-33.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. 1972. **A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada**. 2: ed. Ottawa. 311p. (Bulletin, 167).
- TRAIN, R.E. 1979. **Quality criter for water**. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington D.C. Castle House Publications. Ltda. 255 p.
- USEPA, 1991. **Fact sheet, Drinking water regulations under the Safe Drinking Water Act**. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency.
- VOZNAYA, N.F. 1981. **Chemistry of water and microbiology**. Moscow, Mir Publishers, 347p.
- WILSON, T.R.S., RILEY J.P.; SKIRROW, G. (Ed.) 1975. **Chemical Oceanografy**, 2nd ed. vol. Academic Press, New York. v.1.
- WOLLAST, R. 1981. Interactions between major biogeochemical cycles: marine cycles. In: LIKENS, G. E. (Ed.) **Some Perspectives of the Major Biogeochemical Cycles**, Chichester, Wiley. p.125-141. (SCOPE Report, 17).
- WOOD, E.D. ; ARMSTRONG, F.A.J.; RICHARDS, F.A. 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium copper reduction to nitrite. **J. Mar. Biol. Ass.** U.K. 47: 23-31.

ANEXOS

Abril - 2003

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	28,0	135	9,09	14,89	7,90	34,2	4,19	2,98
P3	29,0	203	8,74	14,31	7,91	31,2	4,06	3,01
P2	29,2	-	6,84	11,20	7,20	28,2	3,72	3,1
P1	26,7	94	7,35	12,04	6,37	37	3,37	3,18
C1	28,2	203	9,24	15,13	7,90	32,6	4,23	2,97
C2	28,3	406	9,27	15,18	7,90	30,4	4,59	2,88
C3	27,9	379	9,31	15,24	7,90	30	4,59	2,88
C4	27,9	-	9,22	15,10	7,89	30	5,12	2,75

Tabela I – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de abril de 2003.

Julho - 2003

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	29,0	-	20,95	34,30	7,73	16	8,15	0,66
P3	30,0	338	18,45	30,20	7,54	13	8,23	0,62
P2	31,0	338	12,46	20,40	7,51	19	8,42	0,53
P1	31,0	270	14,96	24,50	6,98	19	7,00	1,24
C1	25,0	-	21,38	35,00	7,65	17,66	6,90	1,25
C2	25,0	-	18,45	30,90	7,74	14,4	6,77	1,35
C3	25,0	407	20,83	34,10	7,80	15,2	7,43	1,02
C4	25,0	407	17,10	28,00	7,88	16,4	7,69	0,89

Tabela II – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de julho de 2003.

Setembro - 2003

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	28,0	407	25,41	41,60	7,87	24,25	4,77	2,83
P3	25,0	187	24,86	40,70	7,94	19,5	5,42	2,67
P2	27,0	299	24,07	39,40	7,86	26,75	5,54	2,64
P1	27,0	299	16,55	27,10	7,22	20	5,41	2,67
C1	26,5	-	25,35	41,50	7,93	22,25	4,43	2,92
C2	27,0	135	25,23	41,30	8,04	22,25	4,79	2,83
C3	27,5	157	24,74	40,50	8,07	21,5	5,33	2,69
C4	26,0	189	21,81	35,70	8,06	27,4	4,60	2,88

Tabela III – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de setembro de 2003.

Novembro - 2003

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	28,5	-	40,80	66,80	8,12	18	5,22	2,72
P3	29,5	500	38,30	62,70	7,91	13,12	5,10	2,75
P2	29,5	489	38,36	62,80	7,88	14	5,06	2,76
P1	29,5	338	29,69	48,60	7,49	20	4,92	2,8
C1	28,5	-	39,64	64,90	7,95	20,5	4,42	2,8
C2	29,0	-	40,68	66,60	7,98	21,33	4,79	2,83
C3	29,0	257	36,65	60,00	8,06	18,66	5,36	2,69
C4	29,5	393	40,01	65,50	8,06	19,57	5,59	2,63

Tabela IV – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de novembro de 2003.

Janeiro - 2004

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	20,8	-	11,35	18,59	7,21	88,4	4,64	2,87
P3	21,6	-	13,62	22,3	7,27	76,2	4,38	2,93
P2	21,5	-	12,03	19,7	7,25	95,1	4,19	2,98
P1	21,0	-	8,60	14,09	7,22	68	3,45	3,16
C1	20,6	-	8,46	13,86	7,28	98,6	3,92	3,05
C2	21,4	-	10,22	16,74	7,55	89,9	4,14	2,99
C3	21,0	-	9,82	16,08	7,59	64,6	4,53	2,89
C4	20,8	-	12,86	21,06	7,65	62,69	4,82	2,82

Obs: devido o período chuvoso não foi possível a retirada de nenhum dado de transparência

Tabela V – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de janeiro de 2004.

Março - 2004

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	26,5	-	7,30	12,70	7,07	55,35	4,92	2,8
P3	26,0	-	6,40	11,23	6,87	53,75	5,30	2,7
P2	25,5	-	6,41	11,26	6,89	55,25	5,08	2,76
P1	25,5	157	6,10	10,84	6,87	52,33	5,30	2,7
C1	26,5	130	7,20	12,47	6,95	48	4,83	2,82
C2	26,5	81	7,28	12,65	7,04	54	4,83	2,82
C3	26,0	-	7,10	12,38	7,29	50,89	5,61	2,62
C4	25,0	-	7,29	12,69	7,26	51,33	5,16	2,74

Tabela VI – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de março de 2004.

Maio - 2004

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	25,0	325	13,30	22,20	7,41	24,00	6,17	1,65
P3	25,5	-	9,70	16,60	7,32	25,25	6,14	1,67
P2	26,0	-	8,50	14,68	7,08	25,50	6,07	1,7
P1	26,5	-	6,80	11,93	7,01	36,00	5,18	2,73
C1	26,0	54	13,26	21,18	7,64	36,33	5,56	2,64
C2	26,5	81	13,80	22,90	7,66	24,44	5,68	2,61
C3	26,5	81	11,50	19,41	7,56	22,89	6,01	1,73
C4	26,0	108	13,35	21,40	7,14	23,78	6,40	1,54

Tabela VII – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de maio de 2004.

Julho - 2004

Estação	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Salinidade (‰)	Condutividade (mS/cm)	pH	MPS (mg/L)	O ₂ (mg/L)	DBO (mg/L)
P4	25,0	-	24,80	38,80	7,72	56	7,16	1,16
P3	25,5	-	22,90	36,10	7,69	55,5	7,18	1,15
P2	26,0	81	23,20	39,70	7,79	54,25	7,24	1,12
P1	26,6	-	20,70	33,30	7,73	54,25	6,09	1,69
C1	26,0	-	23,90	37,60	7,70	66,33	6,23	1,62
C2	26,5	-	15,70	25,70	7,74	66	6,22	1,63
C3	25,5	-	23,60	37,30	7,82	60,6	6,72	1,36
C4	26,0	108	21,60	34,10	7,63	52	7,04	1,22

Tabela VIII – Parâmetros físicos e físico-químicos referentes a campanha de julho de 2004.

Abril 2003

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0,12	84,38	0,51	0,55	0,01
P3	0,64	84,59	0	0,72	0,01
P2	0,31	85	0,63	0,81	0,02
P1	0,38	87,81	0	1	0,02
C1	0,42	81,24	0,47	0,53	0,01
C2	0	75	0	0,28	0,01
C3	0	70	0,25	0	0,01
C4	0	67	0	0	0,01

Tabela IX – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de abril de 2003.

Julho 2003

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0	73,18	0,52	0	0
P3	0	73,6	1	0	0,01
P2	0	73,46	0,91	0	0,01
P1	0	74,07	1,52	0,13	0,01
C1	0	74,78	0,48	0,21	0,01
C2	0	72,37	0,53	0	0,01
C3	0	63,24	0,44	0	0,01
C4	0	62,9	0,42	0	0,01

Tabela X – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de julho de 2003.

Setembro 2003

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0,84	65,21	0,33	0,14	0,01
P3	0,61	63,39	0,45	0	0,01
P2	0,37	68,45	0,52	0	0,01
P1	0,44	69,37	0,77	0,43	0,03
C1	0,68	59,71	0,33	0,24	0,02
C2	0,52	55,62	0,32	0	0,01
C3	0,31	58,09	0,51	0,16	0,01
C4	0,52	50,04	0,31	0	0,01

Tabela XI – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de setembro de 2003.

Novembro 2003

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0	53,28	0,27	0,44	0,01
P3	0	53,47	0	0,38	0,02
P2	0	54,82	0	0,46	0,03
P1	0	55,01	0,92	0,53	0,03
C1	0	46,68	0,73	0,34	0,02
C2	0	41,72	0,38	0,35	0,01
C3	0	39,36	0,24	0,38	0,01
C4	0	35,68	0,23	0,36	0,01

Tabela XII – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de novembro de 2003.

Janeiro 2004

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0	103,3	0,37	0,42	0,01
P3	0	104,14	0,34	0,41	0,02
P2	0	105,36	0,25	0,57	0,02
P1	0	106,04	0,38	0,48	0,02
C1	0	97,13	0,14	0,46	0,02
C2	0	91,37	0,35	0,25	0,01
C3	0	97,55	0,27	0,45	0,01
C4	0	96,29	0,25	0,32	0,01

Tabela XIII – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de janeiro de 2004.

Março 2004

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0,23	93,74	0,28	0,15	0,02
P3	0,28	94,08	0,26	0,17	0,02
P2	0,37	95,12	0,35	0,23	0,03
P1	0,33	96,8	0,48	0,27	0,03
C1	0	88	0,25	0,18	0,02
C2	0	92,04	0,26	0,08	0,01
C3	0	88	0,14	0,07	0,01
C4	0	85	0,15	0,07	0,01

Tabela XIV – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de março de 2004.

Maio 2004

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0,52	71	0	0,07	0,01
P3	0,58	72	0,02	0,08	0,02
P2	0,67	76,59	0,03	0,08	0,02
P1	0,73	79,44	0,05	0,1	0,03
C1	0,66	68	0,03	0,05	0,02
C2	0,63	68,91	0	0,04	0,02
C3	0,58	66,44	0	0,04	0,01
C4	0,42	69,9	0,01	0,03	0,01

Tabela XV – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de maio de 2004.

Julho 2004

Estação	$\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$	$\mu\text{M de Si}$	$\mu\text{M N-NH}_4^+$	$\mu\text{M N-NO}_2^-$	$\mu\text{M N-NO}_3^-$
P4	0,28	67,05	0,45	0,09	0,01
P3	0,31	67,32	0,36	0,1	0,01
P2	0,37	68,07	0,54	0,2	0,01
P1	0,41	69,05	0,81	0,2	0,02
C1	0,09	56,89	0,42	0,1	0,02
C2	0,07	54	0,37	0,08	0,02
C3	0,05	52,82	0,25	0,08	0,01
C4	0,02	48	0,22	0,07	0,01

Tabela XVI – Concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos referentes a campanha de julho de 2004.

ABRIL (Período Chuvoso)

	PH	COND_	SALIN_	TRANS	MPS	OD	DBO	N_NH4_	N_NO2_	N_NO3_	P_PO43	SI
PH	1,000											
COND	0,837	1,000										
SALIN	0,837	1,000	1,000									
TRANS	0,419	0,572	0,573	1,000								
MPS	-0,512	-0,096	-0,097	-0,884	1,000							
OD	0,779	0,799	0,800	0,266	-0,502	1,000						
DBO	-0,778	-0,805	-0,805	-0,273	0,493	-1,000	1,000					
N_NH4_	0,073	-0,24	-0,240	-0,245	-0,176	-0,252	0,263	1,000				
N_NO2_	-0,696	-0,759	-0,759	-0,391	0,498	-0,949	0,949	0,196	1,000			
N_NO3_	-0,919	-0,973	-0,973	-0,523	0,198	-0,780	0,784	0,189	0,704	1,000		
P_PO43	-0,287	-0,405	-0,405	-0,250	0,273	-0,660	0,658	0,042	0,763	0,286	1,000	
SI	-0,548	-0,631	-0,631	-0,291	0,522	-0,920	0,921	0,317	0,968	0,561	0,743	1,000

NOVEMBRO (Período Seco)

	PH	COND_	SALIN_	TRANS	MPS	OD	DBO	N_NH4_	N_NO2_	N_NO3_	P_PO43	SI
PH	1,000											
COND_	0,883	1,000										
SALIN_	0,883	1,000	1,000									
TRANS	-0,337	-0,372	-0,371	1,000								
MPS	-0,019	-0,055	-0,055	-0,897	1,000							
OD	0,351	0,056	0,056	0,479	-0,256	1,000						
DBO	-0,515	-0,214	-0,214	-0,355	0,163	-0,890	1,000					
N_NH4_	-0,584	-0,549	-0,550	-0,442	0,729	-0,554	0,463	1,000				
N_NO2_	-0,705	-0,738	-0,738	0,322	-0,202	0,074	0,165	0,264	1,000			
N_NO3_	-0,811	-0,622	-0,622	0,494	-0,388	-0,389	0,453	0,243	0,660	1,000		
P_PO43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SI	-0,526	-0,362	-0,362	0,199	-0,542	-0,335	0,471	0,056	0,701	0,725	-	1,000

Tabela XVII – Matrizes de correlação, sendo que a primeira representa os valores para o período mais chuvoso e na segunda temos as correlações referentes ao período seco. Observa-se que nesta não há valores de correlação para o fósforo já que não observou-se valores para ele no mês amostrado em questão.