

# **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA E SUA RELAÇÃO COM OS SAIS NUTRIENTES, NO SISTEMA ESTUARINO DE BARRA DAS JANGADAS (PERNAMBUCO – BRASIL)**

Spatial distribution of the phytoplanktonic biomass and its relationship with nutrient salts at the Barra das Jangadas estuarine system, Pernambuco State, Brazil

Carlos Delgado Noriega<sup>1,3</sup>, Kátia Muniz Pereira da Costa<sup>1,2</sup>, Fernando Antonio do Nascimento Feitosa<sup>1,2</sup>, Manuel de Jesus Flores Montes<sup>1,2</sup>, Christiana Kelly da Silva Grego<sup>1,3</sup>, Guilherme Scheidt de Souza Soares<sup>1,3</sup>, Héliida Philippini da Silva<sup>1,3</sup>

## **RESUMO**

O sistema estuarino de Barra das Jangadas localiza-se no município de Jaboatão dos Guararapes 20km ao sul da cidade do Recife, sendo formado pelos rios Pirapama e Jaboatão e cuja a atividade econômica predominante é a pesca artesanal. Este trabalho teve como objetivo avaliar a distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos pra caracterizar as condições ambientais da referida área. As amostras foram coletadas com garrafa de Nansen, na superfície, em 15 estações fixas durante baixa-mar diurna. Para tal, analisou-se o teor de oxigênio dissolvido e taxa de saturação, DBO, temperatura, salinidade, nutrientes, clorofila-a e material em suspensão. A biomassa fitoplanctônica apresentou um comportamento eutrófico com teor máximo de 111,13mg.m<sup>-3</sup>. Os nutrientes não foram fatores limitantes para o desenvolvimento fitoplanctônico, apresentando os mesmos um padrão não conservativo. A Amônia, o fosfato e o silicato foram os que mais influenciaram a biomassa primária, sendo removidos praticamente em toda a porção do estuário. A relação N:P elevada comprovou a existência de ações antrópicas como poluição doméstica ou industrial, e a remoção biológica ou sedimentação de compostos fosfatados. O padrão de salinidade mostrou tratar-se de um estuário verticalmente homogêneo. De acordo com a Análise de Componentes Principais a biomassa fitoplanctônica mostrou uma alta correlação direta com o material em suspensão enquanto o oxigênio dissolvido, taxa de saturação, salinidade, pH e transparência da água apresentaram uma alta correlação direta entre si e inversa com os sais nutrientes e a DBO.

**Palavras-chaves:** estuário, biomassa fitoplanctônica, nutrientes.

## **ABSTRACT**

The Barra das Jangadas estuarine system is located at the Jaboatão dos Guararapes Town, 20km south of Recife city, and it is formed by the Pirapama and Jaboatão Rivers. The area main economical activity is the artisanal fisheries. The objective of this paper is to evaluate the environmental quality through the phytoplankton biomass spatial distribution and the hydrological parameters. Surface samples (dissolved oxygen, BOD, temperature, salinity, nutrients, chlorophyll-a and suspended material) were collected in 15 fixed stations with a Nansen bottle during diurnal low tide. The phytoplankton biomass presented a maximum of 111.13mg.m<sup>-3</sup> indicating an eutrophic condition. Nutrients weren't limitant to the phytoplankton development, presenting a non conservative pattern. Ammonium, phosphate and silicate influenced the primary biomass, being removed from nearly all estuary. The high N:P ratio indicated anthropic impacts as domestic and/or industrial pollution, and the biological uptake or sedimentation of the phosphate compounds. The salinity pattern showed a vertical homogenous estuary. According to Principal Component Analysis the phytoplankton biomass showed a high direct correlation with the suspended material, while the dissolved oxygen, saturation tax, salinity, pH and transparence presented direct correlation among them and were inversely correlated to the nutrients and BOD.

**Key words:** estuary, phytoplankton biomass, nutrients.

<sup>1</sup> Departamento de Oceanografia, Av.Arquitetura s/n, Cidade Universitaria, UFPE, Recife.

<sup>2</sup> Professor do Departamento de Oceanografia, UFPE.

<sup>3</sup> Bolsista CNPq.

## INTRODUÇÃO

O sistema estuarino se destaca por sua alta produtividade biológica, economicamente viável, porém com uma intensa atividade humana, que pode alterar essas funções e propriedades.

Do ponto de vista ecológico, o estuário é considerado como uma zona de transição ou ecótonos entre os habitats de água doce, de origem continental e marinha (Odum, 1985).

São vários os critérios utilizados para caracterizá-lo, como o regime de maré, que propicia uma extraordinária variação da salinidade e que por sua vez, determina a distribuição espacial dos organismos.

Os estudos sobre biomassa fitoplanctônica (Clorofila-*a*) são relevantes, devido à importância deste pigmento na fotossíntese através da qual é processada a matéria orgânica e liberado o oxigênio. Além disso, o estudo quantitativo do fitoplâncton oferece valiosas informações sobre a potencialidade produtiva de uma determinada área.

O sistema estuarino de Barra das Jangadas localiza-se no município de Jaboatão dos Guararapes (8°14'2''S e 34°55'10''W), o sistema está formado pelos Rios Pirapama e Jaboatão e por seus efluentes. Apresenta-se na forma de um "S" alongado, é pouco profundo e de pequeno porte, possui uma largura variando entre 200m a 250m e comprimento e em linha reta de 3000m aproximadamente. Estes rios, juntos, drenam uma área de 1.002,3km<sup>2</sup> até a desembocadura no Oceano Atlântico (Carneiro & Coelho, 1960).

O complexo estuarino de Barra das Jangadas, ao longo das últimas décadas, tem sido submetido a constantes descargas de poluentes das mais diversas origens. Por mais de três décadas este estuário não foi investigado, e somente a partir de 1998 o Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, voltou a desenvolver alguns estudos isolados na área, abordando principalmente aspectos abióticos.

Devido à localização e à importância que o sistema estuarino da Barra das Jangadas representa para o litoral, vêm-se desenvolvendo trabalhos desde a década de 60, destacando-se o de Okuda & Nóbrega (1960), que determinaram a distribuição e movimento da clorinidade e quantidade de vazão; Okuda *et al.*, (1960) pesquisaram sobre a variação do pH, oxigênio dissolvido e o consumo de permanganato; Okuda *et al.*, (1960b) observaram a variação de nitrogênio e fosfato; Ottmann & Ottmann (1960) estudaram os sedimentos e Carneiro & Coelho (1960) realizaram um estudo ecológico no referido estuário; Ottmann *et al.*, (1965/6) estudaram os efeitos da poluição e a ecologia do estuário; Coutinho (1997) analisou a erosão marinha no estuário e nas praias de Piedade e Candeias; Silva

(1997) relacionou a dinâmica costeira com meiofauna de um ambiente impactado (Estuário do Rio Jaboatão); Cunha *et al.* (1997) estudou a morfodinâmica da foz do estuário do Rio Jaboatão e praias adjacentes; Araujo (1998) estudou a hidrodinâmica de sistemas estuarinos com aplicação ao sistema Jaboatão; Araujo *et al.* (1999) analisaram o balanço energético do sistema estuarino do Jaboatão; Branco (2001) realizou estudos ecológicos da comunidade fitoplanctônica com fatores abióticos da Barra das Jangadas e, Falcão (2002), que realizou um estudo utilizando dados físicos e biogeoquímicos para examinar as alterações na hidrodinâmica e na qualidade da água do Rio Pirapama através de modelos numéricos.

Com o objetivo de avaliar a distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos; detectar o grau de eutrofização da área e determinar o comportamento não conservativo dos nutrientes, foi realizado um estudo ao longo do estuário da Barra das Jangadas, na maré baixa, no início do verão.

## MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas no dia 22-10-2002 em 15 estações pré-estabelecidas no sistema estuarino de Barra das Jangadas, durante a baixa-mar de uma maré de sizígia (Figura 1). As amostras para análises dos parâmetros hidrológicos e da biomassa fitoplanctônica foram obtidas através de uma garrafa de Nansen. A salinidade foi coletada em toda coluna d'água (superfície, meio e fundo) e os demais parâmetros hidrológicos apenas na superfície. As amostras foram analisadas no Laboratório de Química e a biomassa fitoplanctônica no Laboratório de Produção Primária do Departamento de Oceanografia.

### Métodos de Análise

A profundidade local foi determinada através de uma ecossonda digital, da marca LCD Sounder Plastimo Echotest (714700).

A transparência da água foi determinada através de um disco de secchi preso a um cabo graduado em centímetros.

A temperatura da água foi obtida através de um termômetro de mercúrio, com escala entre -10 e 60°C.

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

O potencial hidrogeniônico (pH) foi determinado através do pHmetro Beckman, tipo Zeromatic II.

O teor de oxigênio dissolvido foi medido através do método de Winkler, descrito por Strickland & Parsons (1972) e Grasshoff *et al.* (1983).

## DESCRIÇÃO DA ÁREA

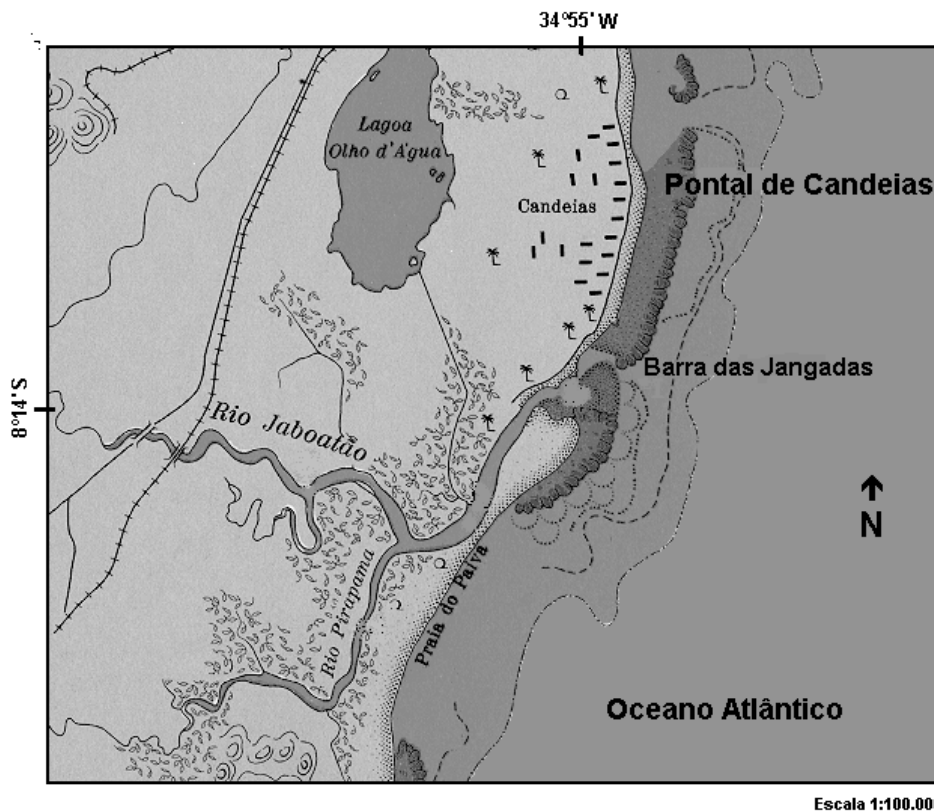


Figura 1 – Mapa da área estudada contendo as localizações das estações de coleta.  
Fonte: Carta Náutica (DHN), nº 930, 1988.

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

A demanda bioquímica do oxigênio ( $DBO_5$ ) foi medida através do método descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1995), utilizando-se uma incubadora a uma temperatura em torno de 20 graus celsius, durante cinco dias.

Os sais nutrientes (amoníaco  $NH_3-N$ , nitrito  $NO_2-N$ , nitrato  $NO_3-N$ , fosfato  $PO_4-P$  e silicato  $SiO_2-Si$ ), foram analisados de acordo com as técnicas descritas por Strickland & Parsons (1972) e o silicato de acordo com Grasshoff et al (1983).

A biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) foi determinada através do método espectrofotométrico da UNESCO (1966), onde o volume filtrado foi de 0,5 L através de membrana filtrante de  $0,45 \mu m$  de porosidade e 47 mm de diâmetro da Schleicher & Schüll mantidos em freezer à temperatura de  $-18^\circ C$  até sua análise.

A análise estatística foi realizada utilizando a associação das amostras com relação aos parâmetros

ambientais pelo método de agrupamento (Cluster Analysis), após verificação da similaridade pelo coeficiente de correlação momento-produto de Pearson, e aglomeração hierárquica do peso proporcional (Weighted Pair Group Method-WPGM), considerando também o coeficiente de correlação resultante e definição de grupos (Legendre & Legendre, 1984b; Rohlf & Fisher, 1968; Leps *et al.*, 1990); A análises dos componentes principais baseou-se na matriz de correlação momento-produto de Pearson, em que se extraiu o autovetor e autovalor dos três principais componentes, realizada de acordo com Legendre & Legendre (1984a).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise da biomassa fitoplanctônica juntamente com parâmetros hidrológicos é de suma importância, tanto para estimar o potencial produtivo de um ecossistema em um determinado momento, como também diagnosticar pontualmente efeitos antropogênicos que por ventura venha sofrendo o ambiente.

Esta técnica tem sido cada vez mais utilizada, com o intuito de estimar a biomassa e a capacidade fotos-

sintética desta comunidade, além do que, a clorofila *a* é considerada uma variável que reflete a resposta do fitoplâncton às condições da água e, especialmente ao processo de eutrofização (Bastos, 2002).

Neste sentido observa-se que o estuário de Barra das Jangadas demonstrou haver uma perfeita interação entre os parâmetros hidrológicos e biológicos, ocorrendo um certo favorecimento ao desenvolvimento do fitoplâncton no que concerne aos sais nutrientes e a transparência da água.

A profundidade é considerada um parâmetro importante a ser analisado, principalmente em áreas sob forte influência da maré, como é o caso de Barra das Jangadas, que ajuda no desprendimento dos sais nutrientes retidos no sedimento e dispersando-os desta forma na coluna d'água, enriquecendo a camada fótica. Além do que, conduz o transporte e a troca de materiais (orgânicos e inorgânicos) entre os ambientes limnético, estuarino e marinho (Branco, 2001).

A penetração da luz em áreas estuarinas depende da turbidez da água, variável pelo fluxo dos rios, transporte de mar aberto e a própria mistura do estuário, provocando consideráveis variações diurnas na penetração de luz, tanto do ponto de vista qualitativo como quantitativo. Em geral, a turbidez diminui e a profundidade aumenta em direção ao mar aberto (Tundisi, 1970; Perkins, 1974).

Para a transparência da água foi observada uma discreta variação espacial ao longo das estações estudadas, ocorrendo um gradiente decrescente entre as estações mais externas para a mais interna. Esses valores diminuem nas estações mais próximas aos rios, em consequência de um maior aporte continental. O maior valor registrado foi de 0.70m nas estações 1, 2, 4 e 7, e o menor de 0,50m nas estações 11 a 15 (Tabela I; Figura 3). Comportamento semelhante foi observado por Branco (*op. cit.*) na mesma área; por Nascimento *et al.*, (2003) na Bacia do Pina (PE); Travassos (1991) no estuário do Rio Capibaribe (PE); Cavalcanti *et al.* (1981) no Canal de Santa Cruz (PE) e Passavante (1979) no Canal de Santa Cruz (PE).

A temperatura da água nas regiões tropicais é elevada e apresenta uma grande estabilidade temporal, uma vez que depende grandemente do período e grau de insolação e variações meteorológicas, sendo estas condicionadas por períodos de maior ou menor nebulosidade (Flores Montes, 1996).

No entanto, em estuários pouco profundos, quando grande parte do sedimento fica exposta, as variações deste fator são maiores que nas águas costeiras e oceânicas (Tundisi, 1970).

Como era de se esperar, em Barra das Jangadas não se registrou uma variação espacial em relação à temperatura nas referidas estações, tendo em vista

Tabela I - Variação dos parâmetros hidrológicos e clorofila *a* nas estações estudadas.

Estação	Hora	P. local (m)	Secchi (m)	Salinidade	O. D			Nutrientes ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ )						pH	Mt. Susp. (mg/l)	Clorofila (mg.m <sup>-3</sup> )
					ml/l	%	mg/l	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	SiO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>				
01	10:05	2.00	0.70	23.79	5.09	106.48	0.97	0.39	1.46	0.01	39.89	0.70	7.79	37.20	46.53	
02	10:16	1.10	0.70	19.51	4.45	90.82	0.30	0.66	2.11	0.01	49.13	0.69	7.72	35.60	61.06	
03	10:27	1.00	0.60	18.71	4.50	91.65	0.75	0.60	2.94	0.08	54.49	0.77	7.68	34.00	63.82	
04	10:37	4.50	0.70	16.29	4.45	89.00	0.71	0.84	5.36	0.05	59.92	0.76	7.73	40.40	73.06	
05	10:58	3.80	0.60	13.62	4.59	90.53	0.91	0.97	3.73	0.06	55.42	0.71	7.75	54.40	77.60	
06	11:05	3.80	0.60	10.69	4.84	94.16	2.05	1.26	7.43	0.02	59.33	0.64	7.74	55.20	87.63	
07	11:14	2.20	0.70	9.35	4.74	91.50	1.34	1.39	9.71	0.12	63.82	0.68	7.80	53.20	111.13	
08	11:23	0.90	0.60	8.02	4.41	84.32	1.84	1.70	9.15	0.67	75.76	0.95	7.75	53.20	78.54	
09	11:34	1.90	0.60	4.01	4.36	81.65	1.77	1.03	13.78	0.94	95.10	0.96	7.44	37.60	75.46	
10	11:42	1.00	0.60	5.34	3.67	69.24	4.93	2.94	11.25	1.46	58.20	1.50	7.53	46.00	90.73	
11	11:51	1.60	0.50	4.53	3.60	67.54	3.38	3.15	14.20	1.53	65.47	1.57	7.57	49.20	80.11	
12	12:00	1.00	0.50	4.01	4.15	77.71	5.00	3.41	15.73	1.69	83.29	1.73	7.70	47.60	68.83	
13	12:12	2.00	0.50	2.92	2.88	53.63	2.33	3.43	12.54	1.87	91.42	1.91	7.58	34.80	65.87	
14	12:21	2.10	0.50	2.13	2.38	44.07	1.41	3.31	12.87	1.75	121.17	1.77	7.67	40.80	60.62	
15	12:29	2.00	0.50	1.69	2.35	43.36	1.17	2.91	12.03	2.13	147.67	2.15	7.70	42.80	61.03	

que as coletas foram efetuadas durante a baixa-mar de uma mesma manhã, mantendo-se constante em 28,00°C em toda superfície da área, ao contrário de Branco (2001), que registrou variação sazonal e espacial com os menores valores nas estações mais internas do estuário em decorrência das diferentes massas d'água. Vale ressaltar que o trabalho deste autor foi realizado num período anual e considerando os diferentes regimes de maré (preamar e baixa-mar).

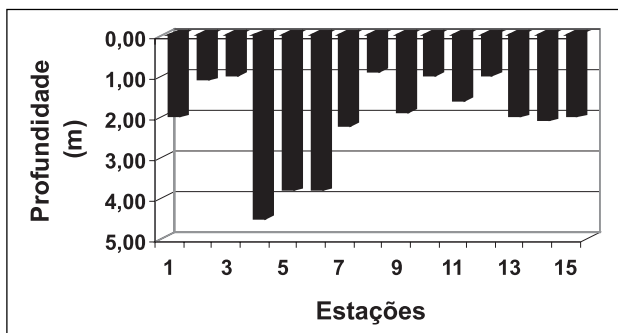


Figura 2 – Variação da profundidade nas estações de prospecção.

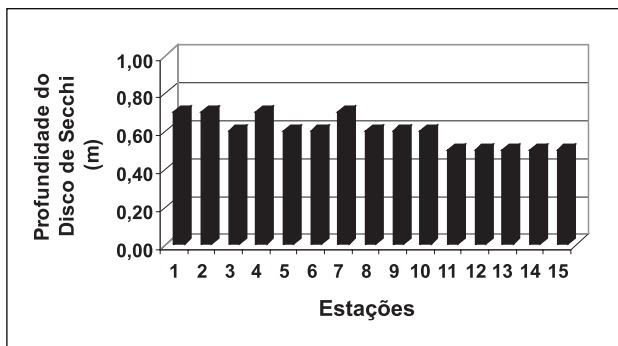


Figura 3 – Variação da transparência da água nas estações de prospecção.

corpos d'água e como marcador dos limites inicial e final de um estuário (Feitosa, 1997).

Na área estuarina de Barra das Jangadas, a salinidade apresentou uma diferença espacial, demonstrando um gradiente decrescente da porção costeira para a mais interna do estuário, com máxima de 23,79 e mínima de 1,69 na zona superficial das estações 1 e 15 respectivamente (Tabela I; Figura 4).

O complexo estuarino mostrou-se variando de limnético a polialino, em vista que o trabalho foi realizado na maré baixa, o que ocasiona desta forma uma maior influência da água doce provinda dos rios Pirapama e Jaboatão. Em se tratando da distribuição vertical deste parâmetro, não se constatou diferenças marcantes nas estações as quais foram possíveis aferir a salinidade em toda coluna d'água, mostrando tratar-se de um estuário verticalmente homogêneo (Tabela I; Figura 5). De acordo com a Análise dos Componentes Principais (ACP) a salinidade apresentou uma alta correlação direta com a transparência da água, teor de

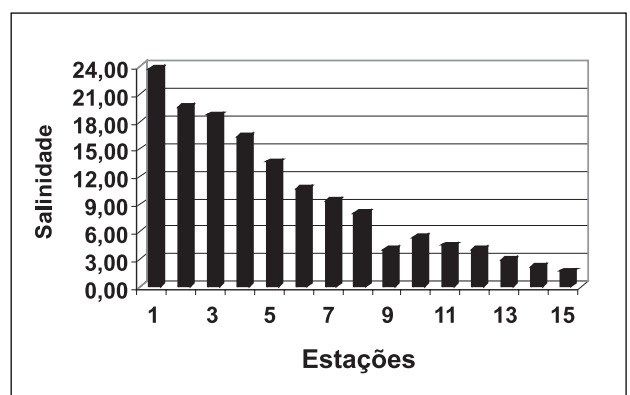


Figura 4 – Variação dos valores de salinidade na água nas estações de prospecção.

Nas regiões estuarinas tropicais, o parâmetro hidrológico principal depois das marés, é a salinidade, que condiciona a distribuição das espécies (Cavalcanti, 1976), uma vez que a temperatura tem pouca amplitude de variação, e a irradiação solar é de grande intensidade durante grande parte do período anual (Passavante, 1979).

A salinidade interfere na distribuição e fisiologia dos organismos atuando em certos casos como uma barreira ecológica, servindo como um indicador do encontro de diferentes

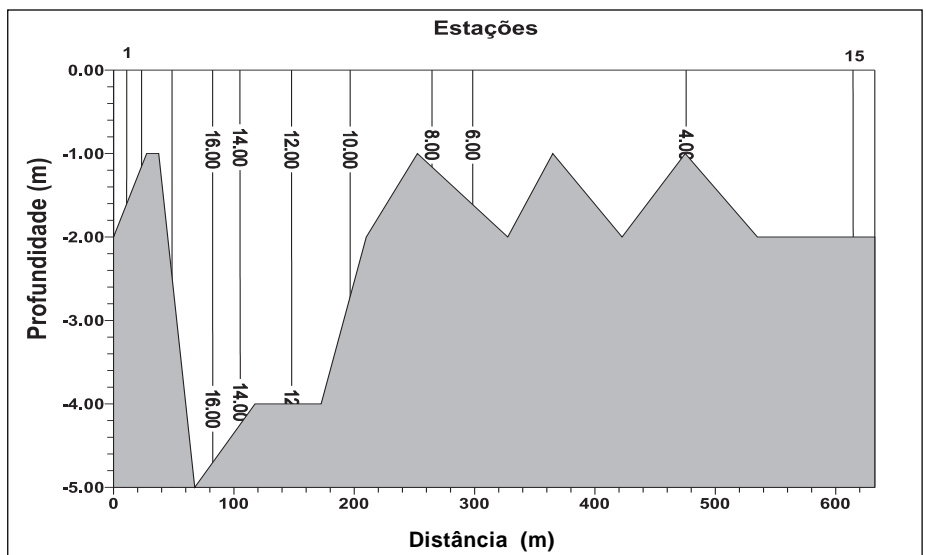


Figura 5 – Distribuição vertical da salinidade no estuário.

oxigênio dissolvido, taxa de saturação do oxigênio dissolvido e pH, e inversa com os sais nutrientes (nitrito, nitrato, amônia, fosfato e silicato) e a DBO (Tabela II).

Tabela II – Análise de Componentes Principais do sistema estuarino de Barra das Jangadas.

Parâmetros ambientais	Fator 1 (60,25%)	Fator 2 (15,30%)	Fator 3 (9,52%)
Biomassa Total	0.0721	0.8882	0.0693
Oxigênio Dissolvido	0.8821	0.3062	-0.2247
Demanda Bioquímica do Oxigênio	-0.5573	0.5457	-0.4945
Taxa de Saturação do Oxigênio	0.9259	0.1943	-0.2101
Potencial Hidrogeniônico	0.5392	0.0075	-0.2101
Nitrito	-0.9393	0.1624	-0.0188
Nitrato	-0.8838	0.3310	-0.0579
Fosfato	-0.9851	-0.0640	-0.0635
Amônia	-0.9599	-0.1517	0.0169
Silicato	-0.7912	-0.2406	0.3924
Salinidade	0.9096	-0.3132	-0.1004
Transparência da Água	0.9097	0.0081	-0.0584
Profundidade Local	0.3297	0.1288	0.7150
Material em Suspensão	0.0317	0.8597	0.3600

Esta correlação negativa entre os dois grupos é sinal de uma influência marinha por um lado, com águas mais ricas em oxigênio dissolvido, maior pH, maior transparência da água, e por outro lado uma influência limnética mais rica em nutrientes inorgânicos.

O oxigênio dissolvido é um importante parâmetro nos ecossistemas, em função dos processos bioquímicos e biológicos como respiração, oxidação da matéria orgânica, e processos metabólicos celulares indispensáveis para a vida vegetal e animal. Além disso, é um importante indicador da qualidade da água, uma vez que baixas concentrações poderão indicar processos de eutrofização, com conseqüências negativas como a depleção noturna, podendo provocar a migração ou morte de animais de grande importância no elo trófico como econômico (Flores Montes, 1996).

Analisando o oxigênio dissolvido e a sua taxa de saturação, observou-se uma sensível variação espacial. As concentrações decrescem nas estações mais internas do estuário (Figuras 6 e 7), em função dos lançamentos dos efluentes domésticos e industriais conforme observado anteriormente por Branco (2001). Segundo Eskinazi-Leça *et al.* (1984), essas baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas estações mais internas são resultantes de um maior consumo de oxigênio decorrente da oxidação da matéria orgânica, pelas bactérias e aos intensos processos biológicos e químicos. O maior teor encontrado foi 5,09 mL.L<sup>-1</sup> correspondendo a 106,48%

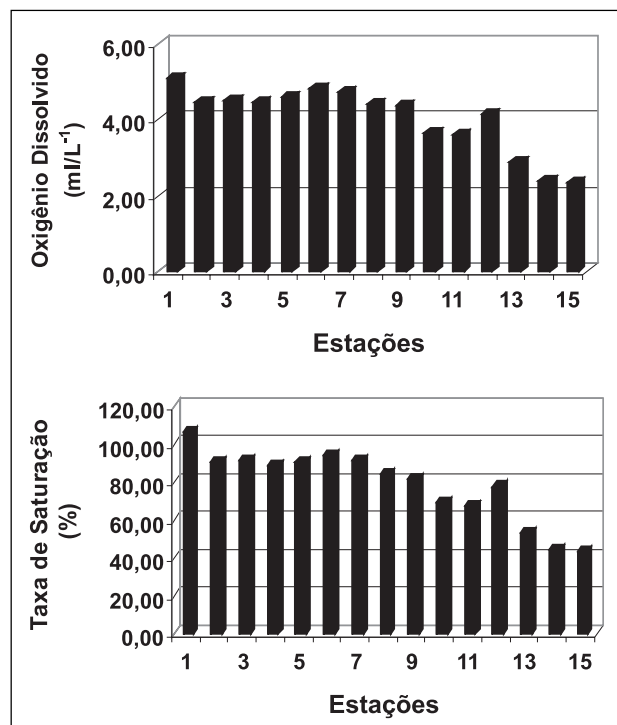
na estação 1, e o menor de 2,35 mL.L<sup>-1</sup> correspondendo a 43,36% na estação 15 (Tabela I).

Padrão semelhante em outros estuários foi encontrado por Feitosa (1997) e Feitosa *et al.*, (1999) no estuário do Rio Goiana (PE); Santos-Fernandes *et al.*, (2000) no estuário do rio Jaguaribe (PE) e por Losada (2000) nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (PE).

Mediante o sistema de classificação de Macedo & Costa (1978) quanto à taxa de saturação do oxigênio, pôde-se concluir que o estuário de Barra das Jangadas apresentou a maioria das estações classificada como zona de saturação (50 - 100%), com exceção da estação 1 que se apresentou como zona super-saturada (> 100%), e as estações 14 e 15 como zona semi-poluída (25 - 50%).

Ao compararmos estes resultados com os obtidos por Nascimento *et al.* (2003) na Baía do Pina (PE) e por Travassos (1991) no rio Capibaribe (PE), percebe-se que as condições ambientais estão melhores no sistema de Barra das Jangadas.

De acordo com a ACP o oxigênio dissolvido e sua taxa de saturação mostraram uma alta correlação direta com a salinidade, indicativo de que águas marinhas são mais ricas em oxigênio dissolvido, pH e transparência da água, e inversa com a DBO e os sais nutrientes nitrito, nitrato, amônia, fosfato e silicato, presentes em zonas estuarinas em quantidades maiores do que encontradas em zonas oceânicas tropicais (Tabela II).



Figuras 6 e 7 – Variação da concentração do oxigênio dissolvido e sua taxa de saturação na água nas estações de prospecção.



Segundo Ottoni-Neto (1976), o parâmetro que indica a carga poluidora sob forma de matéria orgânica capaz de nutrir bactérias decompositoras, é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a qual indica o consumo de oxigênio pelas bactérias aeróbicas.

Em relação a este parâmetro, observou-se uma variação espacial com maiores concentrações na parte interna do estuário, tendo havido uma maior elevação entre as estações 10, 11, 12 provavelmente em função das atividades de cultivo de camarão nestas imediações. Branco (2001), trabalhando anteriormente na mesma área não observou uma nítida variação espacial, mas sim uma relação das concentrações com às marés, com os teores mais elevados ocorrendo baixa-mar, fato que pode estar relacionado com a maior quantidade de pontos amostrados no trabalho atual.

O maior valor observado foi de 5,00 mg.L<sup>-1</sup> na estação 12 e o menor de 0,30 mg.L<sup>-1</sup> na estação 2 (Tabela I; Figura 8).

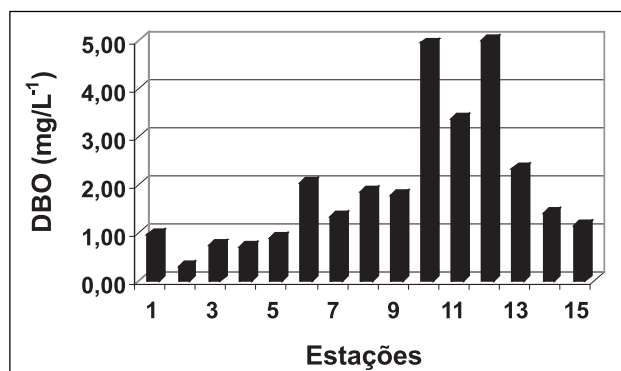


Figura 8 – Variação da demanda bioquímica do oxigênio dissolvido na água nas estações de prospeção.

Baseado na classificação de Streeter (*apud* Losada, 2000), segundo a qual valores de DBO acima de 7,00mg.L<sup>-1</sup> são indicativos de poluição, as concentrações encontradas no presente estudo indicam uma área não poluída uma vez que, em nenhum momento excedeu-se esse valor. Tal fato também foi observado por Branco (2001) em estudo na mesma zona estuarina, relatando que embora os valores da DBO não tenham sido indicadores de áreas poluídas, sabe-se que o ambiente vem sofrendo uma forte ação antrópica. Pode-se creditar a esses resultados o fato da matéria orgânica chegar parcialmente degradada, assim como ao efeito benéfico de dispersão provocado pelo fluxo e refluxo das marés.

Nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba, Losada (2000) encontrou valores de DBO sempre inferiores a 3,00 mg.L<sup>-1</sup>, compatível com um ambiente isento de poluição, por ainda não sofrer da ação antrópica ou por esta influência ainda ser pequena na referida área. O contrário foi observado por Travassos (1991), no estuário do rio Capibaribe, onde índices

superiores a 7,00mg.L<sup>-1</sup> foram observados em ambas as marés, demonstrando que a região recebe uma carga considerável de poluição orgânica. Feitosa (1988) observou que a Bacia do Pina, na baixa-mar, apresentou um padrão de área poluída.

De acordo com a ACP a DBO mostrou alta correlação direta com os sais nutrientes (nitrito, nitrato, amônia, fosfato e silicato) e inversa com o oxigênio, taxa de saturação de oxigênio dissolvido, salinidade, transparência da água e pH (Tabela II).

Essa relação direta entre DBO e nutrientes é sinal de processos de oxidação da matéria orgânica, porém, a relação inversa com o oxigênio dissolvido, taxa de saturação, salinidade, transparência da água e pH, é devido aos aportes de águas mais oxigenadas, com maior transparência, maior salinidade e pH na zona mais externa do estuário.

Segundo Macedo (1974), o pH nas águas estuarinas está relacionado com a quantidade de matéria orgânica em decomposição, a qual é um fator que interfere tanto no sistema dióxido de carbono como para o oxigênio dissolvido.

De acordo com Kleerekoper (1990), o pH das águas naturais varia entre 3 e 10, sendo bastante raros os valores abaixo de 6 e acima de 9. Águas estagnadas, ricas em matéria orgânica, onde uma grande variação de ácidos orgânicos e inorgânicos ocorre (ácidos carbônicos, sulfídrico, nítrico, e seus sais ácidos) são frequentemente muito ácidas.

De um modo geral, as águas do estuário do rio Jaboatão apresentaram-se levemente alcalinas, com pH variando entre 7,4 a 7,8 (Tabela I), sem uma nítida variação espacial no ambiente, e sim pequenas oscilações em todo seu curso. Os valores no referido estuário mantiveram-se dentro dos limites efetivos para a vida marinha que, segundo Perkins (1977), encontram-se compreendidos entre 6,5 e 9,0.

Os nutrientes encontrados nos estuários provêm de diversas fontes, tais como: descargas fluviais (Travassos, 1991; Prego *et al.*, 1995); águas da drenagem terrestre provocada pelas chuvas (Flores-Montes, 1996); do sedimento, do fluxo das marés e das atividades humanas através de efluentes domésticos, industriais e/ou agro-industriais (Branco, 2001).

De acordo com Eskinazi-Leça *et al.* (1984), em áreas estuarinas e costeiras o suprimento de nitrogênio e fósforo é feito pelos rios e pela liberação do sedimento.

Segundo Feitosa (1997) um fator característico dos estuários é que são pouco profundos e sujeitos à alternância de marés, o que facilita o desprendimento dos nutrientes retidos no sedimento, pondo-os em dissolução para a comunidade fitoplanctônica. Aidar *et al.* (1993) observaram que o nitrogênio, o fósforo e a sílica, comportam-se de forma não conservativa, na dependência direta de processos de demanda biológica

pela biomassa fitoplanctônica na zona eufótica, ou por regeneração e dos aportes devido a processos físicos (advecção, intrusão de águas mais ricas), climáticos (chuvas) e drenagem continental.

Levando-se em conta a escala de concentração dos nutrientes observou-se que no ambiente estudado, o silicato foi o mais concentrado seguido pelo nitrato, depois pelo nitrito e por fim pelo fosfato e amônia.

Os nutrientes nitrogenados mostraram uma nítida variação espacial com concentrações mais elevadas nas estações mais internas. O nitrito variou de 0,39 a 3,43  $\mu\text{mol.l}^{-1}$  nas estações 1 e 13, respectivamente (Tabela I; Figura 9).

Visto que este nutriente é um produto intermediário e instável das reações de denitrificação e de nitrificação, e, portanto pode ser rapidamente convertido em nitrato, é comum que suas concentrações na água sejam em geral, relativamente mais baixas do que as de outras formas de nitrogênio dissolvido. Os altos teores obtidos nessas estações mais internas (10 a 15) são indicativos de uma incorporação ao meio através dos efluentes doméstico ou industrial, sendo o seu padrão do tipo não conservativo (Figura 10).

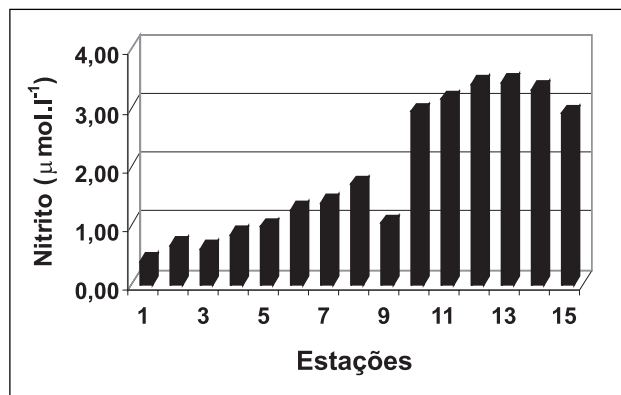


Figura 9 – Variação da concentração de nitrito nas estações de prospeção.

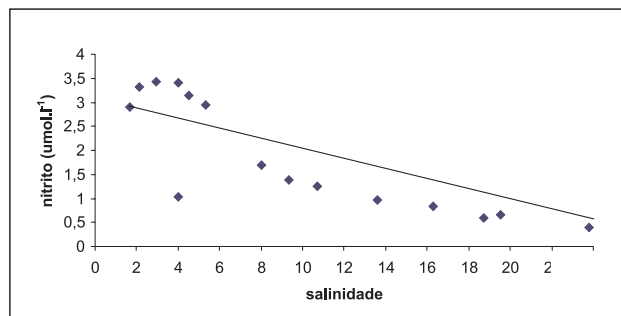


Figura 10 – Diagrama de mistura do nitrito de águas superficiais nas estações de prospeção.

O valor máximo observado do nitrato foi de 15,73  $\mu\text{mol.l}^{-1}$  na estação 12 e o mínimo de 1,46  $\mu\text{mol.l}^{-1}$  na estação 1 (Tabela I; Figura 11) revelam um padrão de

variação não conservativo, mostrando que este nutriente tende a um equilíbrio ao longo das estações, com variações entre consumo e adição (Figura 12).

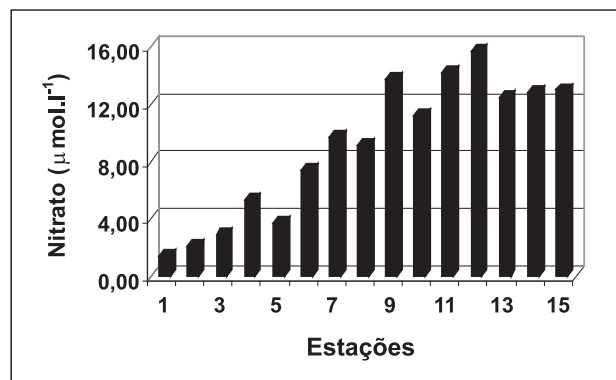


Figura 11 – Variação da concentração de nitrato nas estações de prospeção.

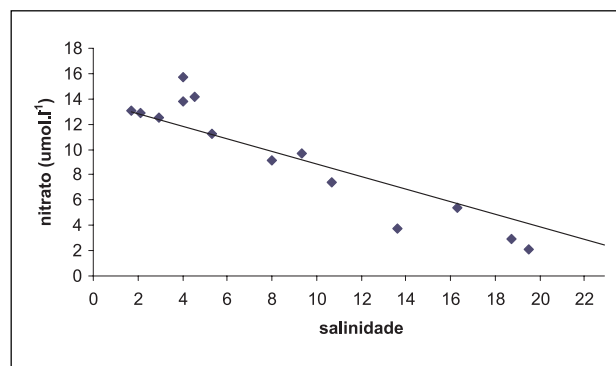


Figura 12 - Diagrama de mistura do nitrato de águas superficiais nas estações de prospeção.

O aumento observado desde a porção mais externa para a mais interna pode estar relacionado ao fato que, nas estações mais internas esteja ocorrendo um processo de nitrificação. Na ausência de uma remoção competitiva eficiente pelo fitoplâncton, o íon amônia é transformado em  $\text{NO}_3^-$ . Este processo de oxidação (nitrificação) ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível. Observando a taxa de saturação de oxigênio (Figura 7) nas estações interiores existe uma quantidade razoável de oxigênio disponível para efetuar este processo. Nas duas estações mais internas observou-se uma baixa disponibilidade de oxigênio, mas não se classificando como zona poluída.

Outra possibilidade do aumento do nitrato, é que seja proveniente dos despejos orgânicos domésticos, sem descartar o aporte a partir dos sedimentos do fundo, uma vez que a área interior do estuário apresenta menores profundidades. A remoção nas estações com maiores concentrações de salinidade pode ser explicada por uma diluição deste nutriente à medida que se aproxima da desembocadura do estuário, ou pelo aumento na produtividade biológica.



Os padrões espaciais de concentração do nitrato em certas estações foram opostos aos da clorofila *a*, sugerindo uma depleção desse nutriente devido à assimilação pelo fitoplâncton (Figura 12).

Os valores da amônia tiveram variação de 2,15  $\mu\text{mol.L}^{-1}$  na estação 15 a 0,64  $\mu\text{mol.L}^{-1}$  na estação 6 (Tabela I; Figura 13). Ocorreu uma remoção em todo o ambiente, exceto na estação 15, portanto apresentando-se como um elemento não conservativo (Figura 14).

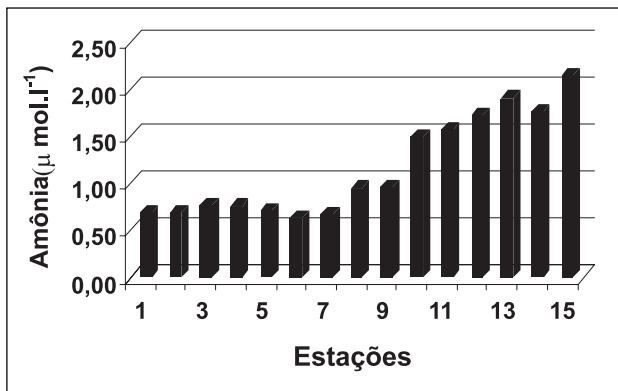


Figura 13 – Variação da concentração de amônia nas estações de prospeção.

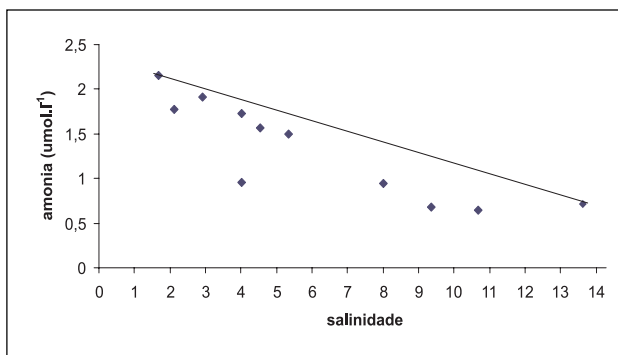


Figura 14 – Diagrama de mistura de amônia de águas superficiais nas estações de prospeção.

Apesar da descarga do rio ter a tendência de aumentar fortemente as concentrações de amônia, na área estudada este fato não foi tão evidenciado, o que pode ser indicativo do aumento do processo de oxidação.

O comportamento da amônia com a clorofila-*a* mostra uma relação inversamente proporcional ao longo do estuário, o que pode indicar uma preferência dos organismos autótrofos por esse nutriente. Segundo Wheeler & Kokkinakis (*apud* Flores-Montes, 1996), o fitoplâncton utiliza amônia-N e nitrato-N nesta ordem de preferência, que poderia ser principalmente uma vantagem energética, uma vez que a redução de nitrato para o nível de oxidação de nitrogênio orgânico requer o equivalente a 8 elétrons/mol de  $\text{NO}_3^-$ . Por outro lado a amônia-N já é reduzida. Estes autores relatam

também que a taxa de assimilação do nitrato-N está negativamente relacionada com concentrações ambientais de amônia-N, observando uma completa inibição na absorção de nitrato-N, quando as concentrações de amônia-N ficaram entre 0,1 e 0,3  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ .

Carpenter & Dunham (*apud* Feitosa, 1988), analisando o estuário do rio Carmans (Long Island, USA) verificaram que a amônia dentre os nutrientes nitrogenados também foi à preferida pelo fitoplâncton e que o nitrato só foi assimilado quando a concentração de amônia apresenta-se igual ou inferior a 2,00  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ .

A desnitrificação neste estuário é pouco provável devido ao fato que este processo ocorre mais em águas não saturadas de oxigênio dissolvido. Porém, só nas duas estações mais internas (14 e 15) se observou um efeito poluidor sob as águas do complexo estuarino em se tratando do OD.

O fosfato é absorvido pelas algas na forma de fósforo inorgânico, passando a ATP orgânico, sendo considerado o nutriente que controla o crescimento do fitoplâncton (Campelo *et al.*, 1999). Este nutriente mostrou variação espacial ao longo da área estudada, apresentando-se semelhante aos demais nutrientes, com as maiores concentrações detectadas nas estações mais internas. O valor máximo foi observado na estação 15 (2,13  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ ) e o menor nas estações 1 e 2 (0,01  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ ) (Figura 15). As concentrações variaram inversamente com a salinidade, mostrando um padrão não conservativo. Observou-se uma remoção ao longo de todo o ambiente estudado (Figura 16).

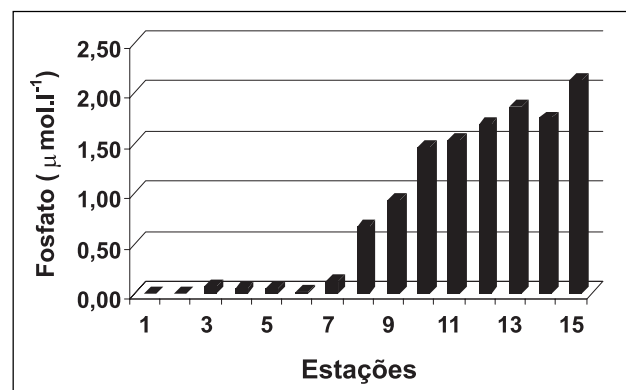


Figura 15 – Variação da concentração de fosfato nas estações de prospeção.

Os valores encontrados na maioria das estações apresentaram-se menores que 1  $\mu\text{mol.L}^{-1}$ , principalmente nas primeiras estações. O aumento nas estações mais internas, mostra que existe uma redução da qualidade da água como também foi observado com o teor de oxigênio dissolvido.

Segundo o modelo de Redfield *et al.* (1963) a relação normal entre N:P na água de mar é de 16:1,

porém, esta relação apresentaria variações na coluna de água. Howart (1988) observou que a correlação entre nitrogênio e produção primária é melhor para aqueles estuários que recebem concentrações de nutrientes com a relação N:P menor que a relatada por Redfield, o que é válido para a maioria desses ecossistemas. Supostamente, estuários recebendo concentrações de nutrientes com alto coeficiente N:P, são limitados pelo fósforo. Flores Montes (1996), no canal de Santa Cruz-Itamaracá (PE), determinou uma relação baixa de N:P, de 6,1:1 e 2,1:1, na Barra Orange, e na Barra Catuama de 6,9:1 e 7,6:1, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, o que confirmou o nitrogênio como nutriente limitante nas regiões estuarinas de Itamaracá. A máxima relação encontrada foi de 29:1 na Barra Catuama, durante o período seco.

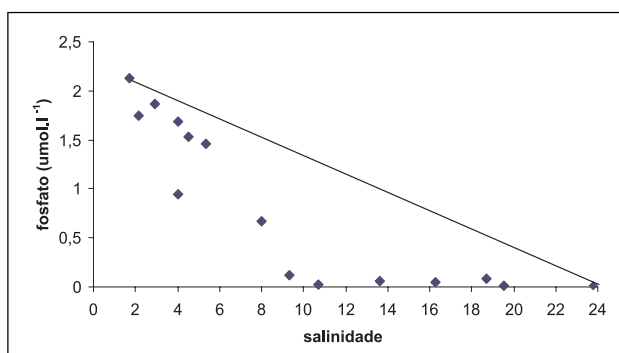


Figura 16 - Diagrama de mistura do fosfato de águas superficiais nas estações de prospecção.

Nascimento *et al.* (2003) determinaram relações de N:P no estuário na Baía do Pina e rio Tejiú em setembro do 2000 de 14:1 e 3:1 como máximo e mínimo respectivamente. No ambiente estudado a relação de Redfield N:P ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_3$ ) : ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) apresentou um valor médio de 110:1, e os maiores valores foram registrados nas estações próximas à boca do estuário (estação 1-7). Comportamento similar ao observado por Nascimento *et al.* (2003).

Esta alta relação indicaria uma remoção do fosfato do ambiente (Figura 16), devido a um aumento no consumo por parte da biomassa fitoplanctônica nas estações mais externas ou por bactérias, fato atribuído à menor quantidade de material em suspensão.

Outros processos associados que poderiam estar afetando na distribuição de compostos nitrogenados e fosfatados seriam: mistura vertical produzida pelo vento; sedimentação de compostos fosfatados em associação com outros compostos; e remineralização da matéria orgânica.

Silva & Mozeto (*apud* Flores Montes, 1996) concluíram que os sedimentos dos manguezais parecem ser um eficiente compartimento na retenção e acumulação de fósforo. A apatita (fosfato de cálcio), é possivelmente a principal forma de fósforo no

sedimento. Estes sedimentos são mais eficientes nos processos de retenção do fósforo que nos processos de liberação, devido a grande estabilidade da apatita nestes sistemas.

As concentrações mais elevadas de fosfato nas estações mais internas na presente pesquisa podem ter sido decorrentes de um menor consumo pelo fitoplâncton (como já dito anteriormente) ou segundo Jordan *et al.* (*apud* Flores Montes, 1996), a adição de fósforo através de alguma forma mineral combinada de origem fluvial como o ferro e alumínio, processos estes acelerados pelo aumento da temperatura ou por poluição doméstica.

A diminuição na concentração de fosfato nas zonas mais salinas pode ser devida ao maior consumo por parte da biomassa fitoplanctônica melhores condições de transparência e menor quantidade de material em suspensão, favorecendo a assimilação dos nutrientes principalmente do fosfato. Isso refletiria nas variações do coeficiente N:P ao longo do estuário, fazendo com que nas estações mais externas os altos coeficientes sejam provocados pela diminuição do fosfato, e as menores concentrações na porção mais interna favorecem à diminuição desta relação. Apesar de ser observado um aumento nos compostos nitrogenados esta variação não é tão acentuada como o fosfato. Portanto, este seria o nutriente que determinaria a relação N:P.

O silicato é utilizado pelas microalgas do grupo das diatomáceas e dos silicoflagelados para formação das suas frústulas, sendo o nutriente inorgânico que se apresenta com as maiores concentrações nos ambientes estuarinos, devido a sua origem terrígena.

No sistema estuarino de Barra das Jangadas, o silicato apresentou uma nítida variação espacial com teores mais elevados do que os obtidos por Branco (2001), na para a baixa-mar no mês de outubro. As maiores concentrações foram observadas nas estações mais internas, com o máximo de  $147,67 \mu\text{mol.l}^{-1}$  na estação 15 e mínimo de  $39,89 \mu\text{mol.l}^{-1}$  na estação 1 (Tabela I; Figura 17).

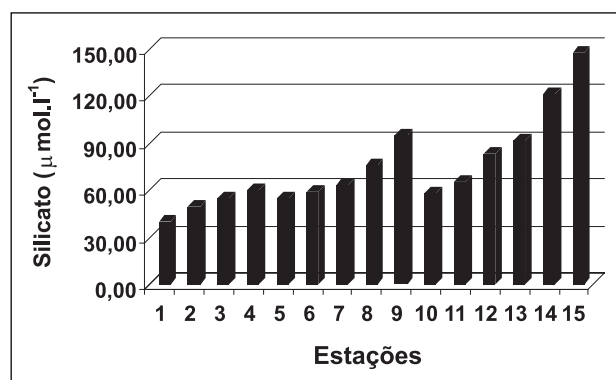


Figura 17 - Variação da concentração de silicato nas estações de prospecção.

O silicato apresentou também um comportamento não conservativo, sendo bastante expressiva sua remoção no ambiente, principalmente nas estações mais internas (Figura 18). Esta remoção, está associada ao consumo pelo fitoplâncton, visto que, grande parte destas microalgas em ambiente estuarino são compostas por diatomáceas.

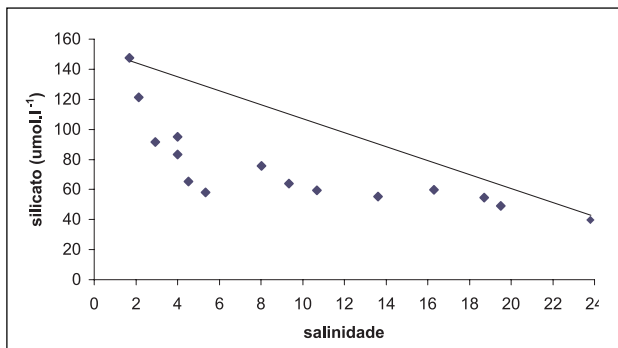


Figura 18 – Diagrama de mistura do silicato de águas superficiais nas estações de prospeção.

De acordo com a (ACP) o nitrito, o fosfato, a amônia, o silicato e a DBO correlacionaram-se diretamente, e inversamente com transparência da água, pH, salinidade, OD e sua taxa de saturação (Tabela II).

O material em suspensão, segundo Millero & Sohn (1992), associado à ação das correntes de maré é considerado um dos principais fatores controladores da produtividade primária em áreas costeiras e estuarinas. Em estuários, há uma ampla relação entre a velocidade de corrente e a quantidade do sedimento carreado em suspensão (Perkins, 1974.).

O material em suspensão na área estudada não apresentou uma variação padrão em relação à posição das estações. Observou-se uma maior concentração na porção mediana, com um máximo encontrado de 55,2mg.l<sup>-1</sup> na estação 6 e o mínimo de 34,0 mg.l<sup>-1</sup> na estação 3 (Tabela I; Figura 19). Observou-se também que houve uma similaridade das variações de material em suspensão com a clorofila-*a* (Figuras 19 e 20), fato confirmado pela ACP (Tabela II).

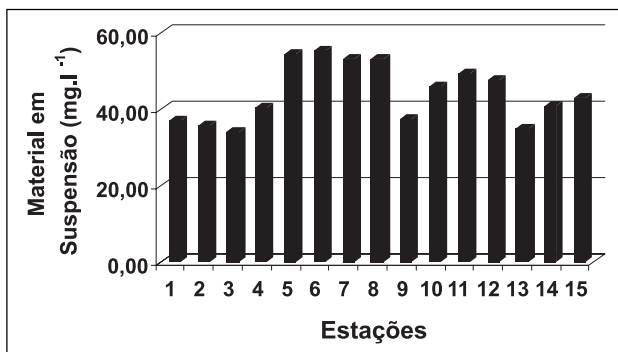


Figura 19 – Variação da concentração de material em suspensão nas estações de prospeção.

Ao compararmos os resultados aqui obtidos com os de Branco (2001), verifica-se que o padrão de distribuição espacial do material em suspensão foi o mesmo, ou seja, não houve um padrão definido e sim oscilações entre as estações, bem como, houve uma elevada correlação direta com a biomassa fitoplanctônica.

No estuário de Barra das Jangadas, a clorofila *a* apresentou valores na porção mediana do estuário, com uma concentração máxima de 111,13 mg.m<sup>-3</sup> na estação 7, e mínima de 46,53 mg.m<sup>-3</sup> na estação 1 (Tabela I; Figura 20). De acordo com a ACP a biomassa primária não apresentou relações com os demais parâmetros, que mostrassem fatores limitantes para o desenvolvimento do fitoplâncton. As condições de transparência e os valores de nutrientes, permitiram valores elevados em toda a área estudada, inclusive nas estações com maiores concentrações de material em suspensão. Nas estações mais externas, apesar de apresentarem concentrações mais baixas de clorofila *a*, os valores registrados foram característicos de uma área eutrófica apesar da diminuição dos nutrientes.

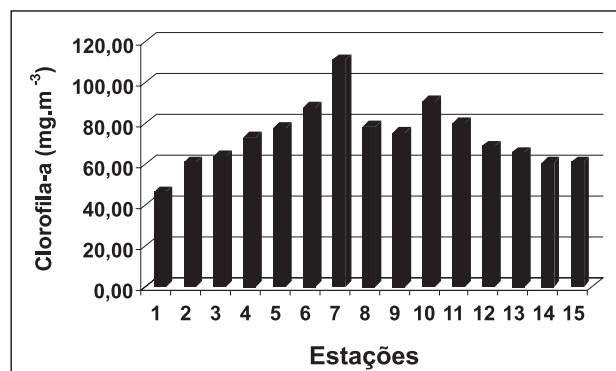


Figura 20 – Variação da concentração de clorofila-*a* nas estações de prospeção.

De acordo com a análise de associação das amostras, evidenciou-se dois grupos que se destacaram com um coeficiente de correlação de 0,93, valor este significativo para áreas estuarinas (Figura 21). O primeiro grupo associou as estações de 1 a 8, estando elas caracterizadas por um maior fluxo marinho e, o segundo, compreendido pelas estações de 9 a 15, caracterizadas por um maior fluxo limnético, evidenciando desta forma, uma maior influência dos rios.

A Análise de Componentes Principais explicou 85,07% das variações ambientais ocorridas no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Tabela II). O Fator 1 explicou 60,25% das variações ambientais e associou diretamente o oxigênio dissolvido, taxa de saturação do oxigênio dissolvido, pH, salinidade e a transparência da água. Estes por outro lado, correlacionaram-se inversamente com a demanda bioquímica do oxigênio, sais nutrientes (nitrito, nitrato, amônia, fosfato e silicato), mostrando que dependendo da parte

do estuário estudado, este ambiente sofre tanto a influência marinha como limnética em uma mesma maré (baixa-mar).

O Fator 2 explicou 15,30% das variações e correlacionou diretamente a clorofila *a* com o material em suspensão, mostrando que a turbidez não foi um fator limitante na área. O Fator 3 explicou apenas 9,52%.

## CONCLUSÕES

1. O estuário demonstrou uma perfeita interação entre os parâmetros hidrológicos e biológicos, favorecendo desta forma ao desenvolvimento fitoplanctônico, principalmente em função dos nutrientes.

2. O estuário apresentou-se como verticalmente homogêneo, e variou de limnético a polialino.

3. Os nutrientes apresentaram um padrão não conservativo, sendo a amônia, fosfato e silicato removidos em toda porção do estuário, o que veio a mostrar que estes nutrientes foram os que mais influenciaram o desenvolvimento fitoplanctônico.

4. A área se caracterizou como eutrófica, apresentando valores de clorofila *a* acima de 46,00 mg.m<sup>-3</sup>.

5. A análise de associação das amostras evidenciou dois grupos, um limnético e outro marinho, apresentando um coeficiente de correlação de 0.93 sendo este valor bastante significativo para áreas estuarinas.

6. A relação N:P alta foi indicativa de um alto nível de compostos nitrogenados, e baixa quantidade de fosfato nas zonas média e externa do estuário, comprovando que existem diversos fatores que estão influenciando no coeficiente como: poluição doméstica ou industrial, remoção biológica ou sedimentação de compostos fosfatados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aidar, E.; Gaeta, S. A.; Giancesella-Galvão, S. F.; Kutner, M. B. B.; Teixeira, C. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila *a* e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. *Bol. Inst. Oceanogr.*, São Paulo, v. 10. p. 9-43, 1993.

APHA. *Standard methods for the examination of water and Wastewater*. American Public Health Association, 19<sup>th</sup> edition, 953 p., New York, 1995.

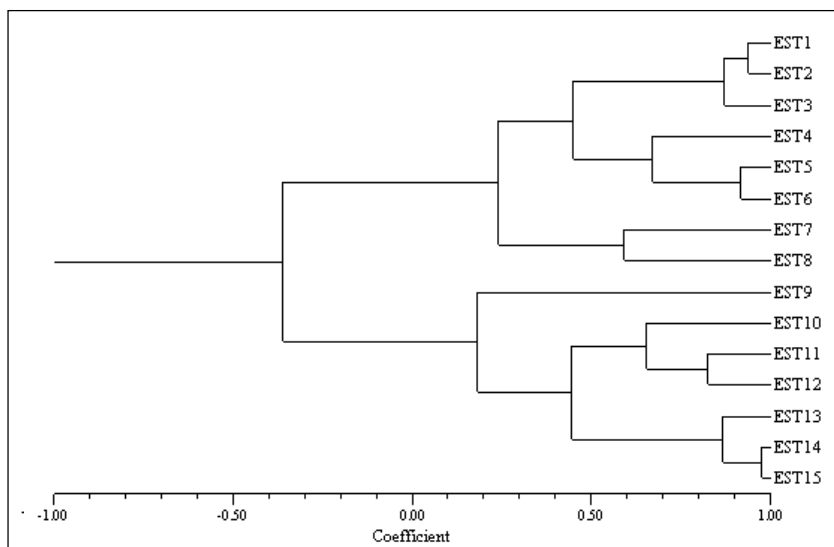


Figura 21 – Dendrograma da associação das amostras.

Araujo, M. Hidrodinâmica de sistemas estuarinos: Caracterização experimental, modelagem matemática e simulação numérica. Aplicação ao Sistema Jaboatão, Pernambuco. *Relatório Técnico* APQ 400155/97, 89 p., Recife, 1998.

Araujo, M.; Medeiros, C. & Ribeiro, C. Energy balance and time-scales of mixing and stratification in the Jaboatão estuary, NE-Brazil. *Rev. Bras. Oceanogr.* São Paulo, v.47, n.2, p.145-154, 1999.

Bastos, R. B. *Variação espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros abióticos no estuário do rio Una (Pernambuco - Brasil)*. Monografia de Graduação, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, 56 p., Recife, 2000.

Branco, E. S. *Aspectos ecológicos da comunidade fitoplanctônica no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes-Pernambuco-Brasil)*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 147 p., Recife, 2001.

Campelo, M. J. A; Passavante, J. Z. O. & Koenig, M. L. Biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*) e parâmetros ambientais na praia de Carne de Vaca, Goiana, Pernambuco, Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 27, n. 2, p. 27-41, 1999.

Carneiro, O. & Coelho, P. A. Estudo ecológico da Barra das Jangadas. Nota Prévia. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 2, n. 1, p. 237-248, 1960.

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

Cavalcanti, L. B.; Macedo, S. J. & Passavante, J. Z. O. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco-

- Brasil. XXI. Caracterização do canal de Santa Cruz em função dos parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 16. p.157-216, 1981.
- Coutinho, P. N. (Coord.). *Estudo da erosão marinha nas praias de Piedade, Candeias e no estuário de Barra de Jangadas*. LGGM/UFPE, Relatório Final, Recife, 1997.
- Cunha, A.; Victor-Castro, F.; Lira, L.; Larrazábal, M. E. L. & Fonseca-Genevois, V. Morfodinâmica da foz do estuário do Rio Jaboatão e praias adjacentes – PE. *VII COLACMAR*, v.1, p.218-219, 1997
- Eskinazi, E.; Barros-Franca, L. M. & Macedo, S. J. Estudo ecológico da área de Itamaracá Pernambuco-Brasil XXIV. “Standing stock” do fitoplâncton do estuário do rio Botafogo, durante janeiro/dezembro/75. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 18. p.153-192, 1984.
- Falcão, J. P. *Modelagem matemática da hidrodinâmica e da qualidade da água do trecho a jusante da Barragem do Rio Pirapama-PE, Brasi*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 174 p., Recife, 2002.
- Feitosa, F. A. N. *Produção primária do fitoplâncton correlacionadas com parâmetros bióticos e abióticos na Bacia do Pina (Recife, Pernambuco, Brasil)*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 279 p., Recife, 1988.
- Feitosa, F. A. N. *Estrutura e produtividade da comunidade fitoplanctônica correlacionados com parâmetros abióticos no sistema estuarino do Rio Goiana (Pernambuco-Brasil)*. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 260 p., São Paulo, 1997.
- Feitosa, F. A. N.; Silva-Cunha, M. G. G.; Passavante, J. Z. O.; Neumann-Leitão, S. & Lins, I. C. *Estrutura do microfitoplâncton no sistema estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil*. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 27. p. 17-25, 1999.
- Flores Montes, M. J. *Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 197 p., Recife, 1996.
- Flores Montes, M. J.; Macedo, S. J.; Koenig, M. L. & Correia, I. L. *Variação nictemeral do fitoplâncton e elementos nutrientes no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE, Brasil*. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife: v. 26, n.2. p. 283-302, 1998.
- Grasshoff, K.; Ehrardt, M.; Kremeling, K. *Methods of sea water analysis*, 2. Verlag Chemie, 317 p., New York, 1983.
- Howart, R. W. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr*, Lawrence, v.33, n.4, p. 688-701, 1988
- Kleerekoper, H. *Introdução ao estudo da Limnologia*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2ª edição, 329 p., Porto Alegre, 1990.
- Legendre, L. & Legendre, P. *Ecologie numérique. V.1 - Le traitement multiple des données écologiques*, 12. Masson Presses de L'Université du Quebec, 1984.
- Legendre, L. & Legendre, P. *Ecologie numérique. V.2 - La structure des données écologiques*. Masson Presses de L'Université du Quebec, 1984.
- Leps, J.; Straskraba, M. & Desortova, B. Annual cycles of plankton species composition and physical chemical conditions in Slapy Reservoir detected by multivariate statistics. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, Stuttgart, v.33, p.933-945, 1990.
- Losada, A. P. M. *Biomassa fitoplanctônica correlacionada com parâmetros abióticos nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba, e na Baía de Tamandaré (Pernambuco-Brasil)*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 88 p., Recife, 2000.
- Macêdo, S. J. *Fisioecologia de alguns estuários do Canal de Santa Cruz (Itamaracá – Pernambuco)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 121 p., São Paulo, 1974.
- Macedo, S. J. & Costa, K. M. P. Estudo ecológico da região de Itamaracá Pernambuco - Brasil, condições hidrológicas do estuário do rio Botafogo. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 30, n. 7. p. 368-373, 1978.
- Macedo, S. J.; Costa, K. M. P. Condições hidrológicas do estuário do rio Igarassu – Itamaracá – PE. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 21, p. 7- 32, 1990.
- Millero, F.J. & Sohn, M.L. *Chemical Oceanography*. CRC Press, 531 p., Boca Raton, 1996.
- Nascimento, F.C.R.; Muniz, K.; Feitosa, F.A.N.; Araujo, J. P.; Silva, R. M. S.; Silva, G. S. & Flores-Montes, M. J. Disponibilidade nutricional da Bacia do Pina e rio Tejipió (Recife -PE, Brasil) em relação aos nutrientes e biomassa primária (Setembro/2000). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v.30, n.1. p.97-117. 2003.
- Odum, E. P. *Ecologia*. Editora Interamericana, 434 p., Rio de Janeiro, 1985.
- Okuda, T. & Nóbrega, R. Estudo da Barra das Jangadas. Parte 1. Distribuição e movimento da clorinidade – quantidade de corrente. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 2, n. 1. p. 175-191, 1960.
- Okuda, T.; Cavalcante, L. & Borba, M. P. Estudo da Barra das jangadas. Parte 2. Variação do pH, oxigênio dissolvido e consumo de permanganato durante o ano. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, Recife, v. 2, n. 1. p. 193-205, 1960a.
- Okuda, T.; Cavalcante, L. & Borba, M. P. Estudo da

- Barra das Jangadas. Parte 3. Variação do nitrogênio e fosfato durante o ano. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE, Recife*, v. 2, n. 1. p. 207-218, 1960b.
- Ottmann, F. & Ottmann, J. M. Estudo da Barra das Jangadas, Parte IV. Estudo dos sedimentos. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE, Recife*, v.2, n.1. p.219-233, 1960.
- Ottmann, F.; Okuda, T.; Cavalcanti, L.; Silva, O. C.; Araújo, J. V. A.; Coelho, P. A.; Paranaguá, M. N & Eskinazi, E. Estudo da Barra das Jangadas, Parte V. Efeitos da poluição sobre a ecologia do estuário. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE, Recife*, v.7/8. p.7-16, 1965/66.
- Otoni-Neto, T. B. *Os efeitos da poluição das águas e seu controle*. Secretaria Executiva do Conselho Executivo de Controle de Poluição, 51 p., Aracaju, 1976.
- Passavante, J. Z. O. *Produção primária do fitoplâncton do Canal de Santa Cruz (Itamaracá-Pernambuco)*. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 188 p., São Paulo, 1979.
- Perkins, E. J. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press, 665 p., London, 1974.
- Perkins, E. J. Inorganic wastes, p 70-101, in Lenihan, J. & Fletcher, W.W. (eds.), *The marine environments*. Blackie & Son Ltd, Glasgow, 1977.
- Prego, R. Nitrogen interchanges generated by biogeochemical processes in a galician. *Mar. Chem.*, Amsterdam, v, 45, p, 313 – 334, 1995.
- Redfield, A. C.; Ketchum B. H. & Richards F. A. The influence of organisms on the composition of sea water, p. 26-77, in *The Sea. Ideas and Observations, Vol. 2*, 1963.
- Rohlf, F. J. & Fisher, D. L. Test for hierarchical structure in random data sets. *System. Zool.*, v. 17, p. 107- 412, 1968.
- Santos-Fernandes, T. L.; Passavante, J. Z. O.; Koenig, M. L.; Macêdo, S. J. & Lins, I. C. Fitoplâncton do estuário do Rio Jaguaribe, (Itamaracá, Pernambuco, Brasil): produção e hidrologia. *Rev. Ecológ. Aquát. Trop.*, Natal, v. 10, p. 43-69, 2000.
- Silva, A. M. C. *Relações da dinâmica costeira com a meio fauna de um ambiente impactado (estuário do Rio Jaboatão, Pernambuco, Brasil)*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, 68 p., Recife, 1997.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, Ottawa, v. 167, p. 207-211, 1972.
- Travassos, P. E. P. F. *Hidrologia e biomassa do fitoplâncton no estuário do rio Capibaribe, Recife-Pernambuco*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 288 p., Recife, 1991.
- Tundisi, J. G. O plâncton estuarino. *Contr. Avul. Inst. Oceanogr.*, São Paulo, v.9, p.1-22, 1970.
- UNESCO. *Determination of photosynthetic pigments in seawater*. Report of SCOR/UNESCO Working Group, 69 p., Paris, 1966.
- UNESCO. *International Oceanographic Tables*. Wormly, v.2, 141 p., 1973.