

8.2 MEIO BIÓTICO

8.2.1 Áreas de Influência

8.2.1.1 Área diretamente afetada - ADA

Para efeito da análise do componente fauna aquática, define-se como Área Diretamente Afetada, toda a extensão do canal do estuário onde a obra será realizada, considerando as ações mais imediatas associadas como a retirada mecânica dos sedimentos, a derrocarrem de rochas, a disposição de material em área marinha e em terra. A delimitação da ADA do meio biótico encontra-se em figura no final do presente Capítulo.

8.2.1.2 Área de influência direta - AID

Define-se como Área de Influência Direta do aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos a área alagável sob influência da ação hidrodinâmica seja pela penetração da língua salina, seja pela necessidade de depósito do material dragado na área os tributários do canal do estuário, desde a sua junção com a Baía de Santos até o Canal de Piaçaguera, que poderá sofrer alterações nos padrões de distribuição espaço-temporal das espécies na área de estudo. Esta área compreende o complexo estuarino Santos - São Vicente – Cubatão até os limites das áreas alagáveis de manguezal em direção a terra e nos limites dos tombos de maré nos canais de São Vicente e Bertioga.

Na região onde localizam-se às áreas de disposição marinha de sedimentos, a AID estende-se além dos quadriláteros de disposição até onde o estudo de modelagem de transportes de sedimentos, apresentado ao final do capítulo de Caracterização da Atividade, delimita a dispersão mensurável de sedimentos após o lançamento de material dragado, em condições normais.

A delimitação da AID do meio biótico encontra-se na Figura no final do presente capítulo.

8.2.1.3 Área de influência indireta - AII

A AII para o Meio Biótico compreende a Área do Estuário de Santos e São Vicente, os riscos que drenam para os estuários até onde existe influência da maré, as áreas alagáveis em terra até o limite da ocorrência dos manguezais, a região de ligação entre o estuário e as áreas de descarte de material dragado, por compreender a área de tráfego de embarcações; as áreas de descarte e toda região até onde o estudo de modelagem de transportes de sedimentos, apresentado no final deste capítulo, delimita a dispersão mensurável de sedimentos após o lançamento de material dragado, em condições extremas de entrada de frente fria.

8.2.2 Caracterização dos organismos aquáticos

8.2.2.1 Caracterização da ictiofauna

a. Metodologia de coleta

Como discorrido no item 8.2.2.1-1, na caracterização da fauna foram realizadas coletas em dez (10) pontos localizados dentro do estuário e três (03) pontos na área de deposição do material dragado e seu entorno, utilizando dois (02) tipos de aparelho de pesca: arrasto para camarão-sete-barbas (fauna demersal-bentônica) e rede de emalhe (fauna pelágico-demersal). Ambos os aparelhos foram empregados nos pontos fora da Baía de Santos. Dentro do estuário, por uma questão de segurança, somente foi empregado o arrasto de portas, evitando desse modo atividades de coleta em momentos de entrada ou saída de navios. Cabe informar que para essa atividade foram contatados os órgãos competentes como a Capitania dos Portos, CODESP e Praticagem.

Quanto à pesca de emalhe, esta é bastante difundida dentre as comunidades tradicionais de pesca em todo o Brasil devido ao investimento relativamente baixo em equipamento quanto na necessidade de recursos humanos especializados. Basicamente, consiste em uma rede com baixo tensionamento, na qual os peixes são capturados ao se emalhar, em geral, pelas regiões cefálica, opercular ou da origem da primeira nadadeira dorsal. Dessa forma, constitui um excelente amostrador da fauna da coluna d'água, atendendo aos objetivos do presente estudo.

No dia 15 de novembro de 2006, utilizando a embarcação Renan Leonardo foram lançadas redes de meia água e fundo em três (03) pontos na área de deposição do material dragado e seu entorno (Tabela 8.2.2.1.a -1), sendo recolhidas no dia seguinte após 15 horas de imersão, empregando três (03) redes de mesma dimensão e características, sendo de quatro (04) panos de rede de malha 70 mm, e com comprimento aproximado entre 200 e 250 m.

Tabela 8.2.2.1.a -1: Coordenadas geográficas dos pontos e horários de amostragem da fauna demersal-pelágica.

Ponto		Lançamento			Recolhimento		
PCE 1	início	24°04,832 S	46°19,233 W	16:56 h	24°04,816 S	46°19,353 W	08:57 h
	fim	24°04,836 S	46°19,445 W	17:03 h	24°04,833 S	46°19,325 W	09:25 h
PCE 2	início	24°05,565 S	46°21,726 W	17:36 h	24°05,496 S	46°21,858 W	10:05 h
	fim	24°05,527 S	46°21,865 W	17:41 h	24°05,569 S	46°21,798 W	10:50 h
PCE 3	início	24°03,551 S	46°16,168 W	16:10 h	24°03,573 S	46°16,255 W	07:25 h
	fim	24°03,705 S	46°16,084 W	16:20 h	24°03,707 S	46°16,096 W	08:07 h

Tendo as coletas da fauna demersal-bemtônica sido apresentadas no item 8.2.2.1..a -1.

b. Triagem

A metodologia utilizada na triagem do material coletado foi à mesma apresentada no item 8.2.2.1 sendo que para o caso da ictiofauna, para a identificação taxonômica foram utilizadas bibliografias específicas (BARLETTA; CORRÊA, 1992; FIGUEIREDO, 1977; FIGUEIREDO; MENEZES, 1978; 1980; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; 1981; 1985; MURAKAMI; AMAOKA, 1992; RANDALL, 1983). As Figuras 8.2.2.1.b-1 a 8.2.2.1.b-3, apresentam a faina laboratorial.



Figura 8.2.2.1.b-1: Triagem em laboratório.



Figura 8.2.2.1.b-2: Triagem em laboratório: em sentido anti-horário - (1) raia-viola-da-cara-curta *Zapteryx brevisrostris*, (2) linguado *Syacium papillosum*, (3) raia-emplastro *Rioraja agassizi* e (4) caratinga *Diapterus rhombeus*.



Figura 8.2.2.1.b-3: Triagem em laboratório: da esquerda para a direita - (1) corvina *Micropogonias furnieri*, (2) cangoá *Ctenosciaena gracilicirrus*, (3) robalo *Centropomus parallelus*, (3) pescada-cambucu *Cynoscion virescens*.

c. Índices Ecológicos

A Diversidade foi calculada empregando o Índice de Shannon-Weaver (MAGURRAN, 1988) (H') para todos os pontos de amostragem, pela expressão:

$$H' = \sum (-p_i / \ln p_i)$$

Onde, p é o número de indivíduos de uma determinada espécie dividido pelo número total de indivíduos de todas as espécies (N).

A Riqueza ($R1$) foi estimada pela expressão de Margalef (LUDWIG; REYNOLDS, 1988):

$$R1 = (S - 1) / \ln (N)$$

Onde, S é o número de espécies.

A Equitatividade, que expressa a maior homogeneidade na distribuição do número de indivíduos em cada espécie por ponto de coleta, de modo que permita demonstrar a similaridade ambiental entre pontos distintos, foi obtida pela expressão de Pielou:

$$E = H' / \ln S$$

d. Resultados

▪ Fauna Pelágico-Demersal

Um total de 109 exemplares, totalizando 29,598 kg coletados, onde o ponto próximo à Ilha da Moela apresentou maiores biomassa (17,823 kg) e diversidade (12 espécies e 68 exemplares), seguido pela área de deposição (respectivamente, 9,1115 kg, 10 espécies, 31 exemplares), contra 7 espécies (10 exemplares) no ponto PCE2 (Figura 8.2.2.1.d-1; Tabela 8.2.2.1.d-1).

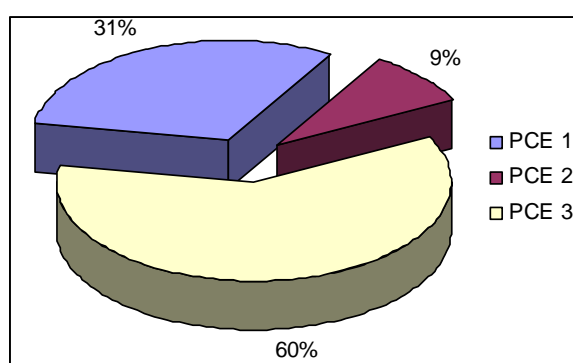


Figura 8.2.2.1.d-1: Distribuição da biomassa ictiofauna pelágico-demersal amostrada pela rede de emalhe por ponto de coleta.

Tabela 8.2.2.1.d-1: Distribuição da ictiofauna pelágico-demersal amostrada pela rede de emalhe por ponto de coleta em termos de número de indivíduos e biomassa.

Nome Científico	Familia	Nome Vulgar	PCE 1		PCE 2		PCE 3		Total	
			Número de indivíduos	Biomassa total	Número de indivíduos	Biomassa total	Número de indivíduos	Biomassa total	Número de indivíduos	Biomassa total
<i>Achirus sp.</i>	Achiridae	linguado	2	175					2	175
<i>Bagre marinus</i>	Ariidae	bagre					1	105	1	105
<i>Catathyridium garmani</i>	Achiridae	linguado	1	20					1	20
<i>Centropomus parallelus</i>	Centropomidae	robalo peba	2	415	1	150	1	440	4	1005
<i>Cynoscion virescens</i>	Scianidae	pescada-cambucu					1	695	1	695
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae	caratinga			1	70			1	70
<i>Larimus breviceps</i>	Scianidae	oveva			2	230	1	170	3	400
<i>Macrodon ancylodon</i>	Scianidae	pescada-foguete	14	5310	2	1105	26	6941	42	13356
<i>Menticirrhus americanus</i>	Scianidae	betara	5	1155	1	330	11	3310	17	4795
<i>Micropogonias furnieri</i>	Scianidae	corvina	2	800			4	3165	6	3965
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Scianidae	maria luiza	1	105			19	1967	20	2072
<i>Porichthys porosissimus</i>	Batrachoididae	mamangá-liso					1	140	1	140
<i>Prionotus punctatus</i>	Triglidae	cabrinha	1	180	2	295			3	475
<i>Sphyraena sp</i>	Sphyraenidae	bicuda	1	550					1	550
<i>Stellifer stellifer</i>	Scianidae	cangoá	1	65			2	140	3	205
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	espada	1	340	1	480	1	750	3	1570
Total			31	9115	10	2660	68	17823	109	29598

Os índices ecológicos (Tabela 8.2.2.1.d-2) apresentaram maior diversidade no ponto PCE2 (0,678) seguido pelo ponto PCE3 (0,655), maior riqueza no ponto PCE1 (0,727) seguido pelo ponto PCE2 (0,412) e maior equitatividade no ponto PCE2 (0,212).

Tabela 8.2.2.1.d-2: Índices ecológicos referentes às amostragens com rede de emalhe.

	PCA2	PCA1	PCA3
H'	0,510	0,678	0,655
R	0,727	0,412	0,171
E	0,212	0,192	0,151

A captura realizada nesta campanha retrata as principais espécies capturadas pela frota atuante na área ao longo de todo o ano, avaliadas suas participações em outros tipos de pescarias (Tabela 8.2.2.1.d-3). Das dez (10) principais espécies de peixes de importância comercial que co-habitam a região adjacente à Baía de Santos, foram identificadas nas capturas com rede de emalhe deste estudo a corvina *Micropogonias furnieri* (Figura 8.2.2.1.d-2), a pescada-foguete *Macrodon ancylodon* (Figura 8.2.2.1.d-3), a betara *Menticirrhus americanus* (Figura 8.2.2.1.d-4) e o robalo-peba *Centropomus parallelus* (Figura 8.2.2.1.d-5).

Tabela 8.2.2.1.d-3: Principais espécies comerciais e suas participações nos desembarques da pesca paulista.

Espécie	Tipo de pesca			
	emalhe	arrasto de fundo	parelha	total
Corvina	2.124,00	65,8	1.995,10	4.407,00
Pescada foguete	341,6	6,7	213,4	611,6
Betara	225,5	81,4	406,5	828,6
Robalo*	8,9	0,3	2,4	21,3

(*) no registro da produção não existe separação em espécie

Segundo entrevista realizada com os pescadores, a frota não atua na área de deposição do lodo dragado do porto de Santos, focando sua atuação nas proximidades da Ilha da Moela (ponto PCE3) ou, a depender da condição de mar nas proximidades das praias da Ilha de São Vicente, i.e., dentro da Baía de Santos.



Figura 8.2.2.1.d-2: Exemplo de corvina *Micropogonias furnieri* capturada na amostragem com rede de emalhe.



Figura 8.2.2.1.d-3: Exemplo de pescada-foguete *Macrodon ancylodon* capturado na amostragem com rede de emalhe.



Figura 8.2.2.1.d-4: Exemplo de betara *Menticirrhus americanus* capturado na amostragem com rede de emalhe.



Figura 8.2.2.1.d-5: Exemplo de robalo-peba *Centropomus parallelus* capturado na amostragem com rede de emalhe.

- Fauna Demersal-Bentônica

No primeiro momento, os resultados das análises das capturas realizadas fora da baía de Santos serão realizados à parte, por tratar-se de embarcação de maior porte, realizando comparação com análises anteriores (DTA, 2005, 2006a, 2006b, 2007). Posteriormente, serão considerados consubstanciados em uma análise final.

A Tabela 8.2.2.1.d-4 sumariza a produção específica da campanha de coleta. Onde o grupo taxonômico peixe com a maior representatividade, em número de espécies, enquanto que crustáceos o grupo com maior captura em biomassa, com exceção do ponto PCA 8 (Tabela 8.2.2.1.d-5).

Tabela 8.2.2.1.d-4: Composição das capturas, número de indivíduos e biomassa por ponto de coleta.

Nome Científico	Grupo Taxonômico	PCA 6		PCA 7		PCA 8		Total		Frequência Relativa	
		Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total
Acetes americanus	crustáceo			15				15	0	0,08%	0,00%
Acteon sp	molusco			10				10	0	0,05%	0,00%
Anchoa filifera	peixe	1	3					1	3	0,01%	0,00%
Anchoa januaria	peixe	1	2					1	2	0,01%	0,00%
Anchoa lyolepsis	peixe			2	16			2	16	0,01%	0,02%
Anemona	outros	10	69	10	37	38	268	58	374	0,30%	0,49%
Anthias furcifer	peixe	2	51					2	51	0,01%	0,07%
Arcinae sp	molusco			170	32			170	32	0,88%	0,04%
Arenarius clibanarius	crustáceo	1	25	1	104			2	129	0,01%	0,17%
Artemesia longinaris	crustáceo	8	17	31	27			39	44	0,20%	0,06%
Ascidea	outros			2	2			2	2	0,01%	0,00%
Asteroidea	outros		76		944	2	20	2	1040	0,01%	1,36%
Bairdiella ronchus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Balistes capriscus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Brevoortia pectinata	peixe	1	54	4	97			5	151	0,03%	0,20%
brizoário	outros		245		27393		1025	0	28663	0,00%	37,49%
Buccinanops gradatum	molusco	10	212	10	107			20	319	0,10%	0,42%
Callinectes danae	crustáceo	40	1035	15	483			55	1518	0,28%	1,99%
Callinectes ornatus	crustáceo	13	318	16	344	5	13	34	675	0,18%	0,88%
Cathathyridium garmani	peixe	3	181					3	181	0,02%	0,24%
Centropomus parallelus	peixe	4	620					4	620	0,02%	0,81%
Centropomus undecimalis	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Chaetodipterus faber	peixe	2	139	1	106			3	245	0,02%	0,32%
Chloroscombrus chrysurus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Cyclichthys spinosus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Conodon nobilis	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Cynoscion jamaicensis	peixe	1	80					1	80	0,01%	0,10%
Cynoscion sp	peixe	16	49	2				18	49	0,09%	0,06%
Cynoscion virescens	peixe	1	178			2	18	3	196	0,02%	0,26%
Dactylopterus volitans	peixe			2	273			2	273	0,01%	0,36%
Dardanus arrosor	crustáceo			11	22			11	22	0,06%	0,03%
Diapterus rhombeus	peixe			3	224			3	224	0,02%	0,29%
Diplectum radiale	peixe	1	85					1	85	0,01%	0,11%
Emerita brasiliensis	crustáceo							0	0	0,00%	0,00%
Etopus crossotus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Eucinostomus argenteus	peixe	2	41					2	41	0,01%	0,05%
Gymnothorax ocellatus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Harengula clupeiola	peixe	5	65	9	115	8	123	22	303	0,11%	0,40%
Hemisquilla brasiliensis	crustáceo			4	26	1		5	26	0,03%	0,03%
Hepatus pudibundus	crustáceo	14	484	33	1182			47	1666	0,24%	2,18%
Isopisthus parvipinnis	peixe	19	282	24	173	5	62	48	517	0,25%	0,68%
Janthina sp	molusco			12				12	0	0,06%	0,00%
Larimus breviceps	peixe	3	23	10	110			13	133	0,07%	0,17%
Libinia ferreirae	crustáceo	1	89					1	89	0,01%	0,12%
Litopenaeus schmiti	crustáceo	18	715	5	209	2	75	25	999	0,13%	1,31%
Loliguncula brevis	molusco	9	38	9	36	2	7	20	81	0,10%	0,11%
Macrodon ancylodon	peixe	6	224	1		29	935	36	1159	0,19%	1,52%
Menticirrhus americanus	peixe	6	621	25	1606	29	935	60	3162	0,31%	4,14%
Micropogonias furnieri	peixe	1	2					1	2	0,01%	0,00%
Ofiuroide	outros			57				57	0	0,29%	0,00%
Ogocephalus vespertilio	peixe	2	4					2	4	0,01%	0,01%
Olivancillaria urceus	molusco	23	441	14	319	54	797	91	1557	0,47%	2,04%
Orthopristis ruber	peixe	1	150	3	249	1	150	5	549	0,03%	0,72%
Paralichthys patagonicus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Paralonchurus brasiliensis	peixe	57	2912	19	690	25	300	101	3902	0,52%	5,10%
Pellona harroweri	peixe			1	6			1	6	0,01%	0,01%
Peprilus paru	peixe	2	8			2	31	4	39	0,02%	0,05%
Persephona brasiliensis	crustáceo			2	18			2	18	0,01%	0,02%
Persephona lichtensteinii	crustáceo			1	9			1	9	0,01%	0,01%
Petrochirus diogenes	crustáceo			2	22			2	22	0,01%	0,03%
Pomadasy corvaeniformes	peixe			3	71			3	71	0,02%	0,09%
Porichthys porosissimus	peixe	2	116			2	115	4	231	0,02%	0,30%
Prionotus nudigula	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Prionotus punctatus	peixe			2	312			2	312	0,01%	0,41%
Renilla sp	outros			4	24			4	24	0,02%	0,03%
Rhinobatos percellens	peixe			1	1166			1	1166	0,01%	1,53%
Rimapenaeus constrictus	crustáceo			19	24			19	24	0,10%	0,03%
Rioraja agassizi	peixe			1	237			1	237	0,01%	0,31%
Selene setapinnis	peixe			1				1	0	0,01%	0,00%
Stellifer brasiliensis	peixe			16	339	3	32	19	371	0,10%	0,49%
Stellifer rastrifer	peixe	76	2797	11	53	1	18	88	2868	0,45%	3,75%
Stellifer stellifer	peixe	6	25					6	25	0,03%	0,03%
Stephanolepis hispidus	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Syacium papillosum	peixe							0	0	0,00%	0,00%
Syciona typica	crustáceo			8	2			8	2	0,04%	0,00%
Symphurus plagusia	peixe					2	31	2	31	0,01%	0,04%
Symphurus tessellatus	peixe	15	660					15	660	0,08%	0,86%
Tonna galea	molusco			1	12			1	12	0,01%	0,02%
Trachynopenaeus constrictus	crustáceo							0	0	0,00%	0,00%
Trichiurus lepturus	peixe	4	534	17	311	1	2	22	847	0,11%	1,11%
Trinectes microphthalmus	peixe					1	22	1	22	0,01%	0,03%
Urophycis brasiliensis	peixe			1	6	1	48	2	54	0,01%	0,07%
Xiphopenaeus kroyeri	crustáceo	7505	530	1348	4065	9325	12990	18178	17585	93,67%	23,00%
Zapteryx brevirostris	peixe	2	1003	3	1627			5	2630	0,03%	3,44%
Total		7894	15203	1972	43230	9541	18017	19407	76450		
Frequência Relativa		40,68%	19,89%	10,16%	56,55%	49,16%	23,57%				

Tabela 8.2.2.1.d-5: Composição, em número de espécies, por grupo taxonômico e ponto de coleta.

Ponto	Grupo Taxonômico	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Espécies
PCA 6	Peixes	0,83%	13,85%	23,73%
	Crustáceos	7,79%	4,08%	6,78%
	Moluscos	1,16%	0,88%	2,54%
	Outros	0,38%	0,50%	2,54%
PCA 7	Peixes	1,25%	9,89%	20,34%
	Crustáceos	39,16%	8,30%	12,71%
	Moluscos	0,22%	0,64%	5,93%
	Outros	0,05%	36,06%	5,08%
PCA 8	Peixes	0,58%	3,58%	12,71%
	Crustáceos	0,48%	16,61%	3,39%
	Moluscos	0,29%	1,02%	1,69%
	Outros	0,21%	4,59%	2,54%
Total	Peixes	2,60%	27,32%	56,78%
	Crustáceos	95,04%	28,99%	22,88%
	Moluscos	1,67%	2,54%	10,17%
	Outros	0,63%	41,15%	10,17%

Quanto à captura em número de indivíduos, na comparação com campanhas anteriores, demonstra-se similaridade com Maio/2005 (DTA ENGENHARIA, 2005), Março/2006 (FUNDESPA, 2006) e Junho/2006 (DTA ENGENHARIA, 2006a), com dominância numérica dos crustáceos, seguidos de peixes, e diferindo de Agosto/2006 (DTA ENGENHARIA, 2006b) que apresentou dominância de moluscos, seguidos de crustáceos e peixes. Esse padrão se diferenciou no PCA 7, onde as participações de peixes e moluscos foram maiores (Figura 8.2.2.1.d-6).

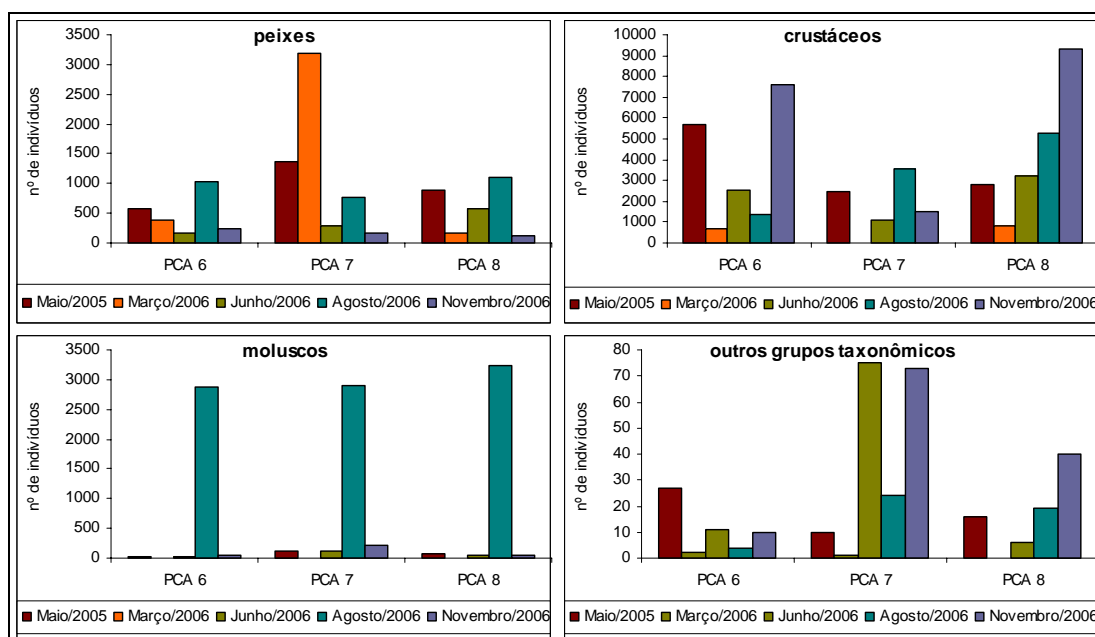


Figura 8.2.2.1.d-6: Comparação da variação das capturas, em número de indivíduos, por ponto de coleta, considerando campanhas anteriores e a realizada por este estudo em novembro de 2006.

Enquanto que para o total das capturas, expresso em termos de biomassa, em Junho/2006 (DTA ENGENHARIA, 2006b) os crustáceos foram dominantes nos pontos PCA 6 e PCA 7, apresentando biomassa similar aos peixes no ponto PCA 8. Em Agosto/2006 (DTA ENGENHARIA, 2007), os peixes dominaram nos pontos PCA 6 e PCA 7, e crustáceos no ponto PCA 8. Esses resultados se apresentam diversos do ora obtidos: peixes dominando no ponto PCA 6 (71,8% das capturas), crustáceos no ponto PCA 8 (68,9%) e valores de biomassa assemelhados no ponto PCA 7 (Figura 8.2.2.1.d-7).

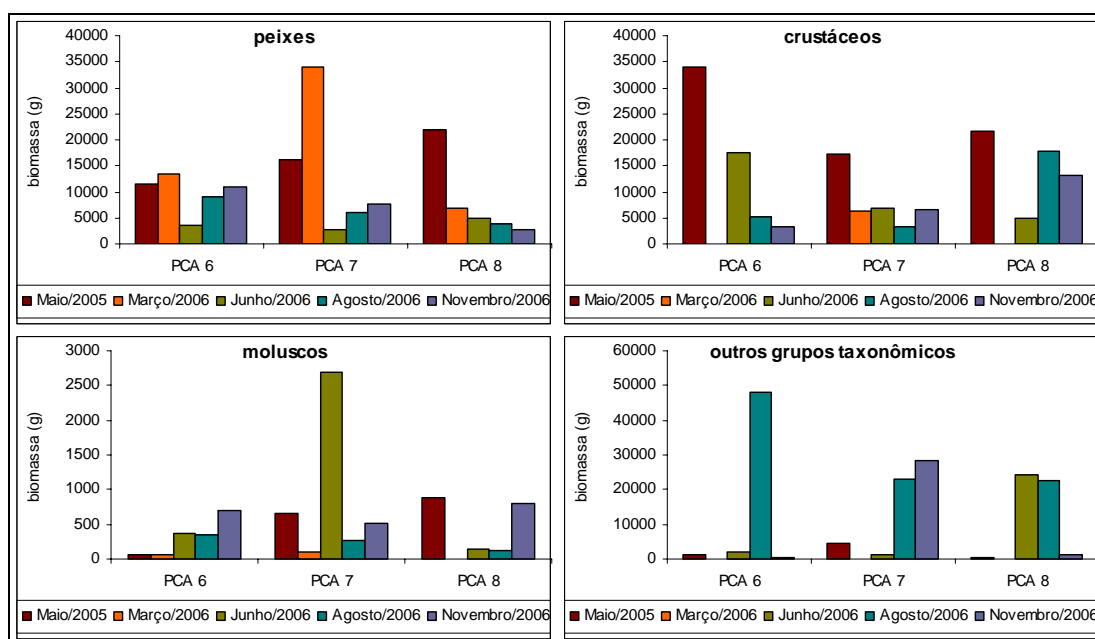


Figura 8.2.2.1.d-7: Comparação da variação das capturas, em biomassa, por ponto de coleta, considerando campanhas anteriores e a realizada por este estudo em novembro de 2006.

Comparando a participação numérica das espécies, Agosto/2006 apresentou capturas homogeneamente distribuída entre os pontos. Junho/2006, um maior número de espécies no ponto PCA 8. Os presentes resultados apresentaram menor número de indivíduos capturados no ponto PCA 8 e maior no ponto PCA 7. No ponto PCA 6, valores intermediários (Figura 8.2.2.1.d-8).

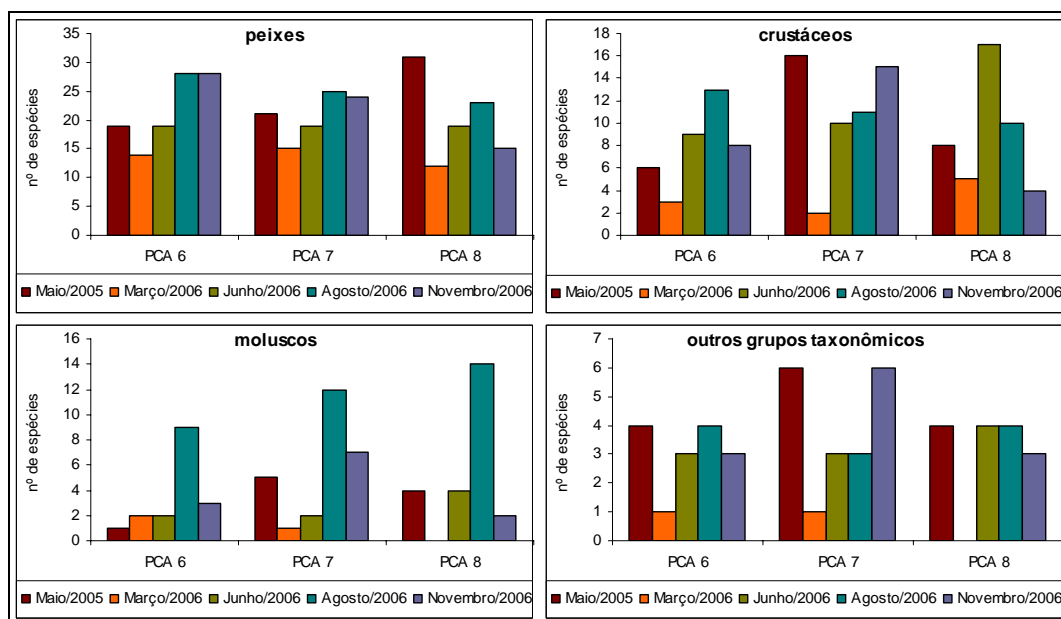


Figura 8.2.2.1.d-8: Comparação da variação das capturas, em número de espécies, por ponto de coleta, considerando campanhas anteriores e a realizada por este estudo em novembro de 2006.

As análises de diversidade, equitatividade e riqueza demonstram maiores valores desses índices ecológicos no ponto PCA 7, com os pontos PCA 6 e PCA 8 apresentando valores menores, principalmente o ponto PCA 8. Na Figura 8.2.2.1.d-9 observa-se os índices para as campanhas anteriores: em Junho/2006 os valores mais baixos também foram obtidos para o ponto de deposição do material dragado (ponto PCA 6), em Agosto/2006 estiveram no ponto PCA 8, sugerindo que o grau de impacto sazonal quanto à desestruturação das comunidades demersais-bentônicas ainda seja elevado ao norte do local de deposição do material dragado, o que pode estar associado às constantes entradas de frentes nos meses de inverno (DTA ENGENHARIA, 2006b).

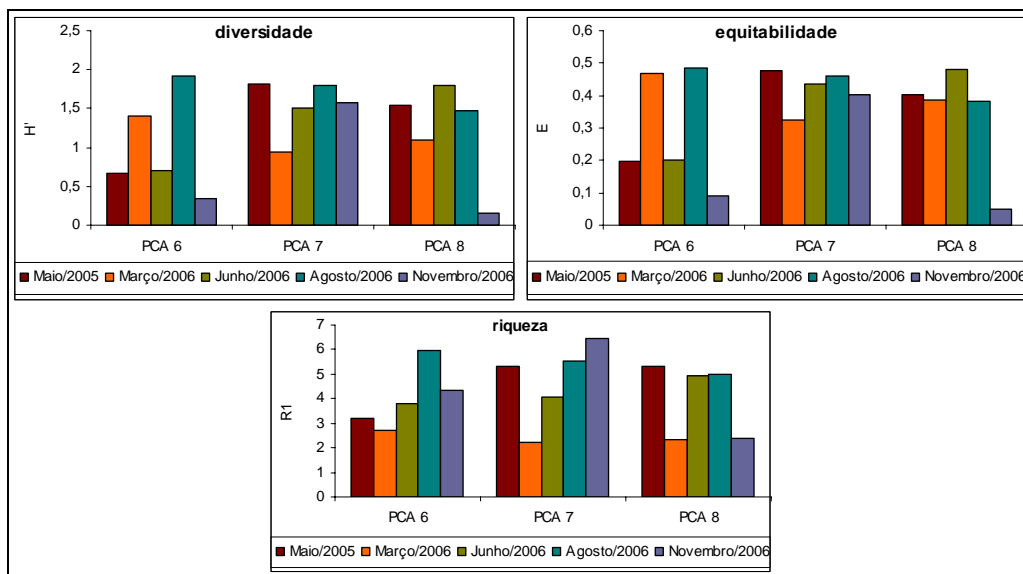


Figura 8.2.2.1.d-9: Comparação dos índices ecológicos, diversidade (H'), riqueza (R) e equitatividade (E), por ponto de coleta, considerando campanhas anteriores e a realizada por este estudo em novembro de 2006.

Vale citar que as maiores biomassas de algumas espécies, tais como as do briozoário *Catenicella uberrima*, se mostraram maiores em Agosto/2006, podendo haver revolvimento da fauna sésil do fundo associada à entrada de frentes frias.

Os resultados ora apresentados divergem dos anteriormente obtidos nas campanhas DTA de Maio/2005, Março/2006 e Junho/2006 (DTA ENGENHARIA, 2005; 2006a; FUNDESPA, 2006), já que apresenta o ponto PCA 8 como o mais desestruturado em relação à fauna demersal-bentônica, e não o ponto PCA 6, como esperado. Porém, assemelha-se aos resultados de Agosto/2006 (DTA ENGENHARIA, 2006b), apesar da já comentada elevada biomassa de briozoários.

Em uma avaliação comparativa da composição e estrutura das capturas da fauna demersal-bentônica, pela análise realizada, conclui-se que há indicação de maior impacto no ponto ao norte do local de deposição do material dragado, apesar da necessária precaução nas comparações temporais de tais dados, necessitando reavaliar o grau de dispersão da pluma de sedimentos e seu impacto sobre a região mais ao norte do ponto PCA 7.

Comparando com as campanhas anteriores (DTA ENGENHARIA, 2005, 2006a, 2006b e 2007), os resultados em número de espécies mostraram-se ligeiramente superiores (Figura 8.2.2.1.d-8), decorrentes de um maior tamanho dos indivíduos na busca da região costeira para completar seu ciclo reprodutivo.

Nas demais coletas com arrasto, realizadas na Baía de Santos e dentro do estuário, cinquenta e seis (56) espécies (dentre peixes, crustáceos, moluscos e outros grupos) foram amostradas, compondo 10.270 indivíduos e 268.669g de peso (Tabela 8.2.2.1.d-6).

Tabela 8.2.2.1.d-6: Composição das capturas, número de indivíduos e biomassa por ponto de coleta.

Espécie	Grupo	Interesse Comercial	PCA 1		PCA 2		PCA 3		PCA 4		PCA 5		PCA 9		PCA 10		PCA 11		PCA 12		PCA 13		Total		Frequência Relativa		
			Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos
Anchoa filifera	Peixes	baixo													2	4							2	4	0,02%	0,01%	
Anemona	Outros	baixo	5		2																		7	22190	0,06%	29,32%	
Ascidia	Outros	baixo						3808		302				7080		305		131		1	15110		1	4546	0,01%	6,01%	
Aspitor luniscutis	Peixes	médio					3	346									2	273		1		5	619	0,05%	0,82%		
Asteroidea	Outros	baixo	47			83		5														47	88	0,43%	0,12%		
Brevortia pectinata	Peixes	baixo					1	50														1	50	0,01%	0,07%		
Callinectes danae	Crustaceos	médio			5	84	45	1818	29	1188	14	462	8	340	7	250	53	1596	8	164	8	432	177	6334	1,64%	8,37%	
Callinectes ornatus	Crustaceos	médio	47	556			45	691	3	15					1	8	3	54				99	1324	0,92%	1,75%		
Catenicella uberima	Outros	baixo			1	205																1	205	0,01%	0,27%		
Catharidium garmanii	Peixes	baixo	7	170	6	117	20	560					2	33			9	332			1	12	45	1224	0,42%	1,62%	
Cathrops spixii	Peixes	médio			6	724	74	4675					152	5665	11	406	1	80	4	256			248	11806	2,29%	15,60%	
Centropomus parallelus	Peixes	elevado					1	248	1	1167			3	214	1	197	4	339	1	71	2	93	13	2329	0,12%	3,08%	
Chaetodipterus faber	Peixes	médio					3	367					1	43								4	498	0,04%	0,66%		
Chloroscobrus chrysurus	Peixes	médio			3	7										1	3					4	10	0,04%	0,01%		
Cynoscion jamaicensis	Peixes	elevado			22	118																22	118	0,20%	0,16%		
Dardanus arrosor	Crustaceos	baixo			1	13																2	19	0,02%	0,03%		
Diapterus rhombus	Peixes	médio							90	3448	9	266	2	61	21	830	7	262	4	162	31	1183	164	6212	1,52%	8,21%	
Etropus crossotus	Peixes	baixo	7	86			18	441	11	70			4	39	2	36	16	188			9	77	67	937	0,62%	1,24%	
Eucinostomus argenteus	Peixes	médio					1	20	9	151	1	28										12	212	0,11%	0,28%		
Genidens genidens	Peixes	médio					3	198					1	20			1	14	1	43	16	383	22	658	0,20%	0,87%	
Gymnothorax ocellatus	Peixes	baixo					1	245														1	245	0,01%	0,32%		
Hepatus pudibundus	Crustaceos	baixo				3	90															3	90	0,03%	0,12%		
Hippocampus reidi	Peixes	baixo							1	1												1	1	0,01%	0,00%		
Holothenidea	Outros	baixo			1		683															1	683	0,01%	0,90%		
Isopisthus parvipinnis	Peixes	médio			2	1																2	1	0,02%	0,00%		
Lagocephalus laevigatus	Peixes	baixo			1	7						2	22			2	43	1	119	7	1087	13	1278	0,12%	1,69%		
Larimus breviceps	Peixes	baixo			9	142																9	142	0,08%	0,19%		
Litopenaeus schmitti	Crustaceos	elevado			28		2	2	1	1	332	1495	1	10			3	22				367	1530	3,39%	2,02%		
Loliguncula brevis	Moluscos	baixo			10		1															11	39	0,10%	0,05%		
Lucina pectinata	Moluscos	baixo			1	26		3					11									15	29	0,14%	0,04%		
Lycengraulis grossidens	Peixes	baixo					1	62					1	38					1		2	2	100	0,02%	0,13%		
Menippe nodifrons	Crustaceos	baixo					33												2			2	33	0,02%	0,04%		
Microgogonias furnieri	Peixes	elevado			1	93	2	5	2	30	1	9					5	205			1	33	12	375	0,11%	0,50%	
Mirophys punctatus	Peixes	baixo											1	2								1	2	0,01%	0,00%		
Mytella falcata	Moluscos	médio				4						110	2500								5800	35	14	8300	163	76,77%	0,22%
Ogcocephalus vespertilio	Peixes	baixo			1	49	2	231														3	280	0,03%	0,37%		
Opisthonema oglinum	Peixes	baixo			124	1862																124	1862	1,15%	2,46%		
Opsanus brasiliensis	Peixes	baixo			1	107	2	257														4	475	0,04%	0,63%		
Paralonchurus brasiliensis	Peixes	médio			13	111														1	111	13	111	0,12%	0,15%		
Peprilus paru	Peixes	médio			1	40																1	40	0,01%	0,05%		
Persephona liechenstein	Crustaceos	baixo			1																	1	0	0,01%	0,00%		
Platanichinys platana	Peixes	baixo			1	42																1	42	0,01%	0,06%		
Pomadasyd corvinaeformis	Peixes	baixo									12	353	1	28			1	45	1	50	7	347	22	823	0,20%	1,09%	
Portunus spinimanus	Crustaceos	baixo	5	246																		5	246	0,05%	0,33%		
Prionotus punctatus	Peixes	médio			3	22			1	26									2	11		6	59	0,06%	0,08%		
Renilla sp	Outros	baixo			83		132	3					305		57							577	3	5,34%	0,00%		
Scorpaena plumieri	Peixes	baixo			1	52																1	52	0,01%	0,07%		
Selene setapinnis	Peixes	médio			2	10							217									2	227	0,02%	0,30%		
Stellifer brasiliensis	Peixes	baixo	81	1655	32	1413	52	1712									3					168	4780	1,55%	6,32%		
Stellifer rastrifer	Peixes	baixo	34	164	4	56	10	91			17	171							71			65	553	0,60%	0,73%		
Stellifer sp	Peixes	baixo			4	8	44	45														48	53	0,44%	0,07%		
Symphurus plagusia	Peixes	baixo			4	64	4	88	2	40			1	26			2	61			2	33	15	312	0,14%	0,41%	
Trichurus lepturus	Peixes	médio			20	345	7	165					6	641	1	38	1	24				35	1213	0,32%	1,60%		
Trinectes paulistanus	Peixes	baixo					2	141					4	43	1	26						7	210	0,06%	0,28%		
Xiphopenaeus kroyeri	Crustaceos	elevado					29															29	0	0,27%	0,00%		
Zoobothryon sp	Outros	baixo			1		234															1	252	0,01%	0,33%		
Total			233	2877	398	5895	505	17227	150	6439	556	9093	2848	8926	98	1919	116	3753	5823	15939	84	3619	10811	75687			
Frequência Relativa			2,16%	3,80%	3,68%	7,79%	4,67%	22,76%	1,39%	8,51%	5,14%	12,01%	26,34%	11,79%	0,91%	2,54%	1,07%	4,96%	53,86%	21,06%	0,78%	4,78%					

O grupo “peixes” apresentou a maior diversidade dentre os organismos coletados, representado por trinta e oito (38) espécies (9,6% em número) e 52,0% em peso, das quais nove (09) espécies constituíram 82,5% da biomassa total de peixes e 49,2% do total capturado. As espécies melhor representadas foram as da categoria bagre *Cathrops spixii* (19,9% em número e 10,3% em biomassa) (Figura 8.2.2.1.d-10), a caratinga *Diapterus rhombeus* (19,3% e 10,0%) (Figura 8.2.2.1.d-11), o cangoá *Stellifer brasiliensis* (15,5% e 8,1%) (Figura 8.2.2.1.d-12) e o robalo-peba *Centropomus parallelus* (6,9% e 3,6%).



Figura 8.2.2.1.d-10: Exemplar de bagre *Cathrops spixii* capturado na amostragem com arrasto.



Figura 8.2.2.1.d-11: Exemplar de caratinga *Diapterus rhombeus* capturado na amostragem com arrasto.



Figura 8.2.2.1.d-12: Exemplar de cangoá *Stellifer brasiliensis* capturado na amostragem com arrasto.

As espécies do gênero *Stellifer* (somadas representaram 26,9% do total do grupo) das quais *S. brasiliensis* (17,1%) e *S. rastrifer* (4,9%), sobretudo nas estações de entrada do Canal do Porto de Santos. A denominação *Stellifer* sp foi empregada aos exemplares de menor porte do gênero cuja identificação no nível de espécie não foi viável. A considerar um cardume de sardinha-cascuda *Ophistonema oglinum* passante pelo local no momento do arrasto no ponto 2, espécie pelágica que possivelmente foi capturada na subida da rede (1,2% em número e 3,1% em biomassa).

Do total das capturas 38% das espécies registradas apresentaram interesse comercial de médio e elevado. Destas destacam-se o goete *Cynoscion jamaicensis*, a corvina *Micropogonias furnieri*, o robalo-peba *Centropomus parallelus*, o camarão-branco *Litopenaeus schmitti* e o camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*.

O índice de diversidade (Tabela 8.2.2.1.d-7) acusou maiores valores nos pontos PCA 2 (Pouca Farinha, 2,428) e PCA 3 (TECON, 2,572) e menores nos pontos PCA 9 (Monte Cabrão, 0,123), PCA 10 (Largo de Santa Rita, 0,556) e PCA 12 (Ilha Pompeba, 0,032).

Tabela 8.2.2.1.d-7: Índices ecológicos referentes às amostragens de comunidades demersais-bentônicas no estuário.

	PCA 1	PCA 2	PCA 3	PCA 4	PCA 5	PCA 9	PCA 10	PCA 11	PCA 12	PCA 13
H'	1,3748	2,4280	2,5720	1,3888	1,1828	0,1228	0,5558	1,9876	0,0322	1,8869
R1	0,9618	4,7525	4,8659	1,9497	1,8985	1,6579	1,5394	3,4929	1,1535	2,0258
E	0,7673	0,7211	0,7490	0,5589	0,4611	0,0465	0,2414	0,6750	0,0134	0,8195

A equitatividade demonstra a similaridade ambiental entre pontos distintos. No presente estudo, pode ser notado (Tabela 8.2.2.1.d-7) um gradiente dos pontos mais influenciados pela água marinha (PCA 1 – Ilha das Palmas, PCA 2 – Santa Cruz dos Navegantes e PCA 3 - TECON) com valores acima de 0,7 e os do interior do estuário valores abaixo de 0,5. O ponto PCA 4 (entrada do Canal da Bertioga) e PCA 11 (Ilha Pompeba) seriam pontos intermediários, talvez associados à língua salina, uma vez que se encontram localizados próximos às grandes contribuições fluviais que limitariam a força/influência de sua penetração.

Quanto à riqueza, os pontos que expressaram maiores valores foram os pontos 2 (4,75) e o 3 (4,87) e o menor foi o ponto 1 (0,962) (Tabela 8.2.2.1.d-7).

A macrofauna do Complexo Baía - Estuário de Santos - São Vicente é relativamente bem conhecida, sendo que sua composição é dominada, basicamente nos peixes pela família demersal Sciaenidae com contribuição importante da família pelágica Clupeidae, e dentre os crustáceos, as famílias Portunidae e Penaeidae.

A estrutura e composição das comunidades de peixes da região da Baixada Santista foram estudadas anteriormente por Luederwaldt (1919), que apresentou a primeira lista da fauna de peixes em manguezais da região. Desde então, trabalhos posteriores avaliaram a distribuição de espécies de peixes que tenham, ao menos, parte inicial do ciclo biológico em áreas estuarinas. Vazzoler (1970) estudou a família Sciaenidae, que do ponto de vista qualito-quantitativo é a mais importante família

de peixes costeiros, e inclui espécies de grande importância pesqueira como a corvina (*Micropogonias furnieri*), a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*), a betara (*Menticirrhus americanus* e *M. littoralis*), a miraguaia (*Pogonias chromis*), a pescada-cambucu (*Cynoscion virescens*), e outras pescadas (gênero *Cynoscion*), além de espécies de grande importância ecológica como os cangoás (gêneros *Stellifer* e *Ctenosciaena*) e a maria-luiza (*Paralonchurus brasiliensis*), entre outros. Giannini (1989) determinou os padrões de distribuição e de repartição temporal e espacial das espécies de Sciaenidae na região.

Cetesb (1978) apresentou uma lista das espécies de peixes e distribuição espacial na região, das quais a maior parte foi aqui registrada. Paiva Filho; Toscano (1987) estudaram a variação sazonal dos peixes na zona de arrebenção das praias de Santos e São Vicente, onde identificaram espécies presentes neste atual estudo. Paiva Filho et al., (1986) estudaram a biologia da manjuba, *Anchoviella lepidentostole* no estuário de São Vicente, espécie atualmente não mais registrada na região, e que culminou com a extinção de uma atividade pesqueira da cultura japonesa estabelecida nos primórdios do séc. XX, a pesca do jaú ao que os pescadores atribuem à poluição. Pela mesma razão, o peixe-rei, *Xenomelaniris brasiliensis*, relativamente comum até a década de 80 na Baía de Santos e São Vicente (PAIVA-FILHO; GIANNINI 1990), é praticamente inexistente.

Cergole (1986) estudou a biologia da tainha *Mugil curema* no estuário de São Vicente, espécie não registrada nas amostragens, mas que segundo os pescadores tem safra definida. Paiva Filho et al. (1987) relataram cento e quarenta (140) espécies, pertencentes a cinquenta e três (53) famílias de peixes estuarinos e marinhos em todo o Complexo Baía-Estuário de Santos-São Vicente. Paiva Filho; Toscano (1987) avaliaram a composição da comunidade de peixes, a partir do uso de arrastos de praia, em São Vicente e Guarujá, de modo a comparar a estrutura da ictiofauna de praias costeiras com diferentes graus de exposição. Ribeiro-Neto (1989) registrou a captura de noventa e duas (92) espécies de peixes de trinta e cinco (35) famílias. Ainda que numericamente menor, não se pode afirmar que houve redução de biodiversidade, uma vez que o presente trabalho somente considerou um período do ano não sendo possível incluir espécies de comportamento sazonal. Giannini; Paiva Filho (1992) estudaram aspectos bioecológicos da betara (*Menticirrhus americanus*), uma das mais importantes espécies presentes nas coletas aqui relatadas.

Do ponto de vista de conservação da diversidade ictiofaunística, pode-se dizer que ocorreram severas modificações antrópicas, mas em uma escala de tempo maior. Dentre essas ações, a que apresenta efeito maior, sendo um dos mais importantes agentes impactantes a implantação da atividade industrial no Município de Cubatão. Os primeiros grandes impactos decorrentes registrados no início da década de 70, quando foram registradas espécies de peixes com anomalias atribuídas à poluição. Como efeitos, foram verificadas alterações na qualidade da água, redução do habitat de peixes e de crustáceos, alteração do regime lótico para lântico em alguns trechos (com a conseqüente mudança na composição qualitativa e quantitativa), impedimento à formação de ambientes propícios ao desenvolvimento de juvenis, como as lagoas marginais. Do ponto de vista de qualidade hídrica, os impactos relacionados como dos mais relevantes seriam a poluição difusa de origem industrial e comercial, comprometendo a qualidade das águas superficiais e subterrâneas;

a poluição pontual devido ao lançamento de esgotos domésticos e industriais; e, a poluição por resíduos sólidos sem controle e com destinação final inadequada. Estes fatores compõem um cenário bastante preocupante no que tange a conservação da fauna.

Conforme pode ser caracterizado com base na literatura consultada, a composição faunística, tanto qualitativamente como quantitativamente, pode ter sido bastante alterada ao longo do tempo. Como conseqüências, predominam aí espécies mais rústicas que possuem pré-diposição a se adaptarem às condições existentes. Entretanto, não se pode associar o processo de dragagem e deposição, como responsável único e direto. Não existem ferramentas conhecidas que possam resgatar do passado estimativas aceitáveis de biomassa de peixes e de crustáceos no interior do estuário.

8.2.2.2 Organismos de interesse comercial e para a pesca de subsistência

Para caracterizar e diagnosticar a biota que representa os organismos de interesse comercial e para a pesca de subsistência, foram realizadas inicialmente reunião com os presidentes de Colônias de Pescadores no dia 16 de novembro de 2006 (Figuras 8.2.2.2-1 e 8.2.2.2-2) e entrevistas de campo diretamente nas comunidades dos pescadores nas saídas dos locais de pesca, nas seguintes datas: 17/11/2006; 20/11/2006; 24/11/2006; 27/11/2006; 13/12/2006 e 24/01/2007.



Figura 8.2.2.2-1: Reunião com os Presidentes de Colônias da região.

Foram necessárias três (03) saídas a campo nas datas 24/01/2007, 10/02/2007 e 16/02/2007 para verificação das artes de pesca empregadas, locais de pesca, produção, e os conflitos existentes na atividade pesqueira, utilizando-se uma embarcação de 05 metros com motor de popa.

Os itinerários das saídas de campo foram: na primeira campanha (24/01/2007) tendo como ponto de saída pelo Guarujá, no Canal de Bertioga (próximo a balsa de travessia) e seguindo pelo canal até a área de confluência do Canal do Estuário de Santos com o Canal de Piaçaguera; a segunda (10/02/2007) foi iniciada em São Vicente (próximo à Rua Japão) até a área de confluência do Canal do Estuário de Santos com o Canal de Piaçaguera e a terceira (16/02/2007) com início em Santos (na Ponta da Praia em frente ao Museu de Pesca) até a área de confluência do Canal do Estuário de Santos com o Canal de Piaçaguera.



Figura 8.2.2.2-2: Reunião com os Presidentes de Colônias da região.

A equipe foi formada pelos Pesquisadores Científicos Acácio Ribeiro Gomes Tomás, Lúcio Fagundes e Sérgio Luiz dos Santos Tutui.

a. Recursos Pesqueiros

Nas entrevistas efetuadas com os pescadores, os resultados das principais espécies capturadas e de interesse comercial para a pesca artesanal são relacionados na Tabela 8.2.2.2.a -1.

Tabela 8.2.2.2.a -1: Principais espécies de interesse comercial para a pesca artesanal realizada no estuário.

Nome vulgar	Nome científico	Locais de pesca	Época do ano
Camarão Branco	<i>Litopenaeus schmitti</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Ano todo - maior produção no Verão
Robalo	<i>Centropomus</i> sp.	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Ano todo - maior produção no Verão
Parati	<i>Mugil curema</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Ano todo
Carapeba	<i>Diapterus</i> sp.	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Tainha	<i>Mugil platanus</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Inverno
Caratinga	<i>Diapterus lineatus</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Maria Luiza	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Pescada Amarela	<i>Cynoscion acoupa</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Miraguaia	<i>Pogonias cromis</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Inverno
Bagre cabeçudo	<i>Cathrops spixii</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Ano todo
Parú	<i>Chaetodipterus faber</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Ostra	<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Caranguejo do mangue	<i>Ucides cordatus</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Caranguejo do seco	<i>Cardisoma guanhumi</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Siri	<i>Callinectes</i> spp.	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão
Marisco do mangue (bico de ouro, dedo de moça)	<i>Mytella guyanensis</i> e <i>M. falcata</i>	Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta	Verão

Embora desde sua criação em 1969, o Instituto de Pesca (IP) da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (Apta), vinculada à Secretaria de Agricultura e Abastecimento (SAA) do Estado de São Paulo, vem sendo o órgão responsável pela coleta, armazenamento, processamento e disponibilização de informações sobre a produção pesqueira marinha desembarcada no Estado não dispõem de informações da pesca artesanal do estuário de Santos. Essa falta de informação deve-se a pulverização do desembarque e também pela produção ser destinada, em sua grande parte, para subsistência.

Os dados da Tabela 8.2.2.2.a -2 foram estimados, para Área Diretamente Afetada e Área de Influência Direta, com base na literatura e nas entrevistas com os pescadores e Presidentes de Colônias para o ano de 2006.

Tabela 8.2.2.2.a -2: Estimativa da produção média anual pela pesca artesanal no estuário.

Pescado	Quantidade anual
Camarão Branco	1,3 toneladas
Ostra	200 dúzias
Marisco do mangue	1,8 toneladas
Caranguejos/siri	4.500 dúzias
Peixes em geral	18 toneladas

Comparando-se as tabelas, observa-se que o verão é a estação do ano com maior variedade de recursos disponíveis, estando nessa época o período de pesca dos principais recursos pesqueiros das comunidades que se utilizam da região.

8.2.2.3 Ocorrência de espécies protegidas: Cetáceos e Quelônios

Durante as três (03) saídas a campo para o levantamento dos recursos pesqueiros, nas datas 24/01/2007, 10/02/2007 e 16/02/2007, também foi realizada a observação de quelônios e cetáceos.

A ocorrência de espécies de quelônios aquáticos e cetáceos dentro do estuário é efêmera e se limita a ocasionais entradas de tartaruga-verde *Chelonia mydas* e do boto-cinza *Sotalia guyanensis*.

Na Baía de Santos, foram observados exemplares de boto-cinza, além da tartaruga-verde, e, menos freqüentemente de toninha (ou franciscana) *Pontoporia blainvillei*. Citações de outras espécies não puderam ser confirmadas. Observou-se próximo a saída da Baía de Santos, durante a campanha de amostragem da ictiofauna, em 15/11/2006, a ação de captura dos botos (*Sotalia guyanensis*) sobre tainhas (*Mugil platana*) ou paratis (*Mugil curema*) (Figuras 8.2.2.3-1).



Figura 8.2.2.3-1: botos (*Sotalia guyanensis*).

8.2.2.4. Levantamento das áreas de alimentação, reprodução e descanso

A Área Influência Direta tem grande importância na alimentação e na reprodução de diversas espécies migratórias de peixes (robalos *Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*, tainha *Mugil platana*, parati *Mugil curema*, miraguaia *Pogonias chromis*, entre outros), além de áreas de criação de espécies de peixes e de crustáceos, de grande interesse pesqueiro como a sardinha-verdadeira *Sardinella brasiliensis* (fases iniciais de vida), corvina (*Micropogonias furnieri*), camarão-branco *Litopenaeus schmitti*, camarão-rosa *Farfantopenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*, camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*. Outras espécies têm na região importante área de alimentação no seu período pré-reprodutivo, como as da família Gerreidae (*Eucinostomus argenteus*, *Diplodus rhombeus*, *Eugerres brasilianus*). A área em questão também é largamente utilizada como área de alimentação da tartaruga-verde *Chelonia mydas*, principalmente nas partes mais rasas do estuário, e de cetáceos, particularmente do boto-cinza *Sotalia guyanensis*, que persegue os cardumes de peixes, como tainhas e guaiviras (*Oligoplites saurus* e *O. saliens*), podendo se alimentar também de gerreídeos (carapeba, caratinga) e escianídeos (corvina *M. furnieri*, cangoás *Stellifer spp*, etc), entre outros. A presença desses organismos segue um padrão que pode ser avaliado como sazonal em função da maior ou menor biomassa dos recursos-presas.

8.2.2.5 Caracterização das comunidades bentônicas

a. Macrofauna bentônica

Este capítulo apresenta o resultado obtido no estudo da biota relacionada ao fundo, em estreito contato com o sedimento (macrobentos), e o plâncton coletados no canal estuarino, (onde se localiza o Porto de Santos, ver Anexo I). Trata da caracterização do meio biótico da área de influência do Porto e traz a avaliação dos dados obtidos, expressos em 240 laudos (120 referentes ao macrobentos e 120 ao plâncton), que seguem no Anexo V, em versão impressa e assinada pelos responsáveis técnicos.

Os resultados e discussão apresentados refletem a avaliação dirigida ao conhecimento sobre a composição e distribuição das espécies do macrobentos e do plâncton.

Neste item são apresentados os resultados obtidos no estudo dirigido à macrofauna bentônica de fundos inconsolidados expressos em densidades absolutas e relativas.

Os anelídeos poliquetas foram identificados em níveis específicos e os resultados obtidos sobre o grupo, foram utilizados nos cálculos dos índices de diversidade e nas análises estatísticas. Também foram indicadas as espécies de poliquetas passíveis de serem utilizadas como bioindicadoras, com base nos resultados obtidos nas áreas avaliadas *in loco*. Os resultados obtidos foram interpretados, correlacionando-os com os dados abióticos relativos ao sedimento. Foram comparados os resultados obtidos para a macrofauna, com estudos pretéritos realizados em ambientes similares, incluindo os arredores do Canal de Santos.

b. Introdução

Comunidades bentônicas têm sido amplamente utilizadas nos programas de monitoramento ambiental. A maioria dos organismos é sésil ou sedentária, r-estrategista (Pianka, 1970) e podem indicar graus de poluição por variações espaciais e/ou temporais. Além disso, exibem diferentes tolerâncias ao estresse causado por poluição (Warwick, 1986; Bilyard, 1987; Ahn, Kang & Choi, 1995). De acordo com Dauer & Conner (1980) e Shimizu (1995), as alterações antrópicas, às quais esses ambientes encontram-se freqüentemente sujeitos, são muitas, mas as de maior relevância são aquelas ocasionadas por derramamento de petróleo e enriquecimento orgânico através de poluentes de origem doméstica.

Diversidade, abundância e dominância de espécies estão diretamente associadas às condições ambientais, tais como salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, variações de marés, ação de ondas, topografia, granulometria, entre outros (Snelgrove & Butman, 1994; McLachlan, 1996). A interação desses fatores é responsável pela estabilidade do sistema. Porém, alterações provocadas direta ou indiretamente pela ação do homem, podem desequilibrar o sistema num dado momento, demandando um tempo muito maior para se restabelecer (Pearson & Rosenberg, 1978). Caso as alterações sejam freqüentes, o desequilíbrio

poderá ser bastante danoso para espécies sensíveis, mas benéfico para as oportunistas, e conseqüentemente, provocará modificações nos níveis tróficos superiores da comunidade faunística (Bilyard, 1987).

As espécies oportunistas têm recebido grande destaque em estudos de áreas enriquecidas organicamente, pois podem caracterizar o grau de impacto ao qual um determinado local está sujeito (Grassle & Grassle, 1974; Pearson & Rosenberg, 1978). As características dessas espécies começam com resposta às condições de perturbações, capacidade de crescer rapidamente, atingir um tamanho populacional grande, amadurecerem precocemente e finalmente, à ocorrência de altos índices de mortalidade (Grassle & Grassle, 1974). Os poliquetas capitelídeos, principalmente representantes do complexo *Capitella capitata*, são classificados como espécies r-estrategista, capazes de colonizar rapidamente novos habitats (Tsutsumi, 1990). São organismos adaptados para explorar habitats ou condições temporárias e estão sujeitos a grandes flutuações. São usualmente organismos de pequeno porte e ciclo de vida curto. Em condições normais, fora de estresse, tais espécies r-estrategista vão sendo gradualmente substituídas por espécies k-estrategista (Pianka, 1970; Gray, 1981) que, com raras exceções, dominam numericamente na comunidade.

Anelídeos poliquetas, representantes importantes da macrofauna bentônica, têm sido amplamente utilizados em programas de monitoramento ambiental, pois a diversidade e abundância relacionadas com os padrões de distribuição podem revelar se um determinado ambiente encontra-se ou não impactado (Pearson & Rosenberg, 1978; Choi & Koh, 1984; Pocklington & Wells, 1992; Rizzo & Amaral, 2000; 2001a, b). Dependendo dos fatores hidrodinâmicos e da heterogeneidade do substrato, os poliquetas podem dominar tanto em riqueza quanto em número de indivíduos, sendo representados por mais gêneros do que qualquer outro grupo animal (Brown & McLachlan, 1990; Amaral *et al.*, 1995).

Desempenham importante papel na cadeia trófica marinha, servindo como base alimentar para inúmeros organismos. Para algumas espécies de peixes e crustáceos, os poliquetas representam uma proporção superior a 80% do alimento ingerido (Amaral & Migotto, 1980).

Neste relatório são avaliados os resultados, de acordo com os 120 laudos anexados, obtidos do estudo realizado na área que abrange o canal do porto de Santos, foco do projeto de aprofundamento, e margens. Tem por objetivo, apresentar uma análise sobre a composição, e abundância da macrofauna bentônica observada nos fundos inconsolidados prospectados. Em função da maior predominância, os poliquetas foram submetidos a análises de índices de diversidade, variância, agrupamento e ordenação. Tais resultados são avaliados e interpretados juntamente com os parâmetros abióticos do sedimento e posteriormente comparados com estudos previamente realizados em ambientes similares, inclusive no próprio Canal do Porto de Santos.

c. Material e Métodos

▪ Delineamento Amostral

Foram realizadas coletas em 40 pontos amostrais (Anexo I – Pontos de coleta de sedimentos para a caracterização da fauna bentônica e qualidade), cada um com réplicas, em profundidades que variaram de 0,5 (ponto 23) até 15,8 metros (pontos 7 e 12). As amostragens foram intensificadas em áreas sob influência indireta das operações de dragagem (margens do canal), e em menor quantidade em áreas diretamente afetadas (canal de navegação), em função das dragagens de manutenção constantemente efetuadas no canal. O impacto mecânico e a constante eliminação do habitat, normalmente esperado em áreas dragadas, resultam no empobrecimento das comunidades bentônicas e não permitem que sejam correlacionadas as evidências de impactos com possíveis contaminantes ali presentes.

As coletas foram realizadas durante os dias 08 a 12 de outubro de 2006. Os resultados obtidos, os métodos, os equipamentos utilizados na coleta, a forma de condicionamento e preservação das amostras, foram descritos detalhadamente no relatório pertinente aos resultados das amostragens biológicas, incluindo a macrofauna bentônica.

▪ Análise de laboratório

As 120 amostras, obtidas com pegador de fundo tipo *Petit Ponat* (corresponde a uma variação do modelo *van Veen* e é adaptado para coleta em fundos predominantemente lodosos), com área de 0,05 m², foram processadas em campo e enviadas para o laboratório já lavadas e preservadas em álcool 70%. O material foi então triado sob microscópio estereoscópico e os organismos encontrados foram contados e identificados. A macrofauna bentônica foi identificada em grandes grupos taxonômicos (Filo, Classe, Ordem ou Infraordem), e os anelídeos poliquetas em táxons inferiores (família, gênero ou espécie).

▪ Análise dos Dados

d. Índices de Diversidade

Após a finalização da elaboração dos laudos, foram aplicados os índices de diversidade e equitatividade, e efetuadas análises estatísticas utilizando os poliquetas como objetos de estudo. Foram considerados os parâmetros físico-químicos obtidos em conjunto nas coletas de dados e as observações relativas ao tipo de sedimento, em todos os pontos amostrais.

A diversidade específica (H') foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963), com logaritmo na base 2, cuja unidade é bits/indivíduos. Este índice é expresso pela fórmula:

Tabela 8.2.2.5.d-1

$$H' = - \sum_{i=1}^S (\rho_i) (\log_2 \rho_i)$$

onde: H' = conteúdo de informação da amostra (bits/inds.) = índice de diversidade de espécies,
 S = número de espécies,
 ρ_i = proporção de amostra total pertencente a enésima espécie.

A equitatividade (J'), calculada através do índice de Pielou (1975), utiliza a função de Shannon-Wiener, que pode ser definida como a proporção:

Tabela 8.2.2.5.d-2

$$E = H/H_{\text{máx}}$$

Onde: E = equitatividade (varia de 0 a 1),
 H = diversidade das espécies observadas,
 $H_{\text{máx}}$ = diversidade máxima de espécies = $\log_2 S$

Tanto a diversidade de espécies, quanto a equitatividade foi obtida utilizando o programa KREBS. A riqueza (S) foi expressa em número de táxons, excetuando os Cirratulidae que não foram contabilizados no cálculo desses índices.

e. Análises Estatísticas

As análises estatísticas utilizadas são do tipo não - paramétricas, consideradas as mais indicadas para o estudo das comunidades bentônicas, uma vez que sua distribuição apresenta comumente uma grande heterogeneidade espacial.

Com as médias de cada ponto de coleta ($n=3$) foi realizada uma análise de variância não-paramétrica de Friedman, também chamada de Dupla Análise de Variância por Postos, com um nível de significância de 5%. Este teste foi aplicado para se verificar a ocorrência de diferenças significativas na densidade relativa média da macrofauna total, e na densidade relativa média e riqueza de poliquetas entre os pontos amostrais. Para a análise de variância foi utilizado o programa BioEstat. v. 4.0.

Para a análise de agrupamento em modo Q (grupos de pontos amostrais) utilizou-se o Método pela Variância Mínima ou “Método de Wards” (Romesburg, 1984), que é altamente eficiente na formação dos grupos. Manhattan foi usado como coeficiente de distância, cuja formulação é parecida com a de Bray & Curtis (1987). Esse índice não considera as duplas ausências e é fortemente influenciado pelas espécies dominantes. Visando reduzir a importância das espécies mais abundantes na delimitação dos grupos, anteriormente à análise de classificação, os dados foram transformados através de $\log(x + 1)$. Foram utilizados todos os táxons de poliquetas (densidade relativa média) como objetos do agrupamento. Utilizando a mesma análise, método e distância, foi produzido um segundo dendrograma com a média dos parâmetros abióticos de fundo (pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura

e salinidade) como objetos, dados não transformados. Os dois dendrogramas foram comparados, verificando se há similaridade na formação dos grupos de amostras entre táxons de poliquetas e parâmetros abióticos.

O método de ordenação utilizado foi a Análise de Componentes Principais (PCA), construída de acordo com as médias da densidade relativa de 13 espécies mais freqüentes e/ou abundantes de poliquetas e de seis parâmetros abióticos do sedimento por estação de coleta. A ordenação tem o objetivo de auxiliar na interpretação da distribuição em conjunto dos grupos taxonômicos e das variáveis ambientais. A PCA é formada por um conjunto de eixos perpendiculares, a partir de uma matriz, que utiliza o coeficiente de correlação linear r de Pearson como índice de semelhança (Valentin, 1995). Os dois primeiros eixos representam a maior parte da variação dos dados, proporcionando informações sobre as semelhanças ecológicas das amostras.

Para as análises de agrupamento e o método de ordenação foi utilizado o programa STATISTICA *for Windows*, v. 5.0.

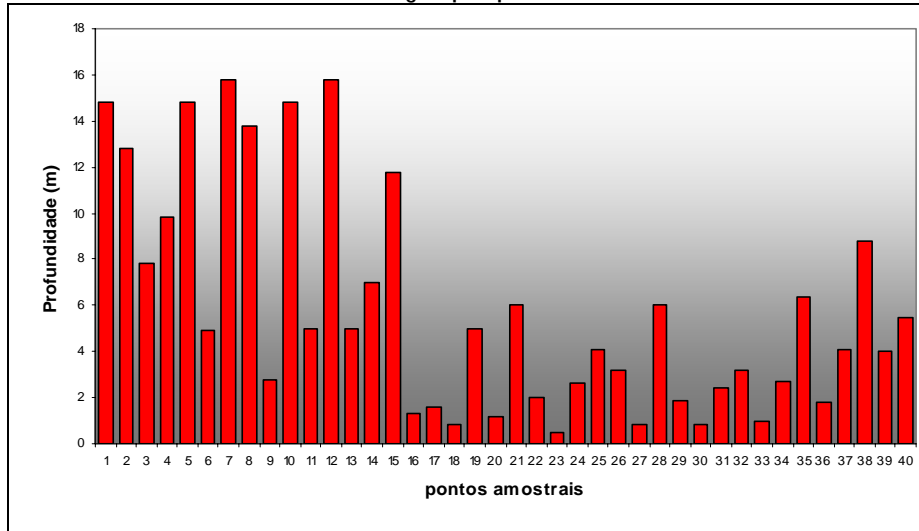
f. Resultados

▪ Variáveis Abióticas

Na Tabela 8.2.2.5.f-1, podem ser observados os valores das variáveis abióticas medidos com o Sensor Multiparâmetro (HORIBA U10), a profundidade e as características do sedimento observadas *in loco* para cada ponto amostral.

De um modo geral, as profundidades mais elevadas (Ca. 10 m) foram encontradas até o ponto 15 e, após este, salvo algumas exceções mantiveram-se inferiores a 5 m até o ponto 40 (Fig. 8.2.2.5.f-1). O ponto 12 apresentou a maior profundidade (15,8 m), enquanto o ponto 23, a menor (0,5 m).

Figura 8.2.2.5.f-1. Profundidade da coluna d'água por ponto amostral.



Com relação ao pH, houve pouca variação tanto entre os pontos amostrais, quanto às coletas de superfície e de fundo. Os valores encontrados estiveram próximos aos da neutralidade, entre 6,83 (ponto 38) e 7,9 (ponto 9), apresentando uma ligeira queda em direção ao ponto 40 (Fig. 8.2.2.5.f-2).

Figura 8.2.2.5.f-2: Médias de pH por ponto amostral.

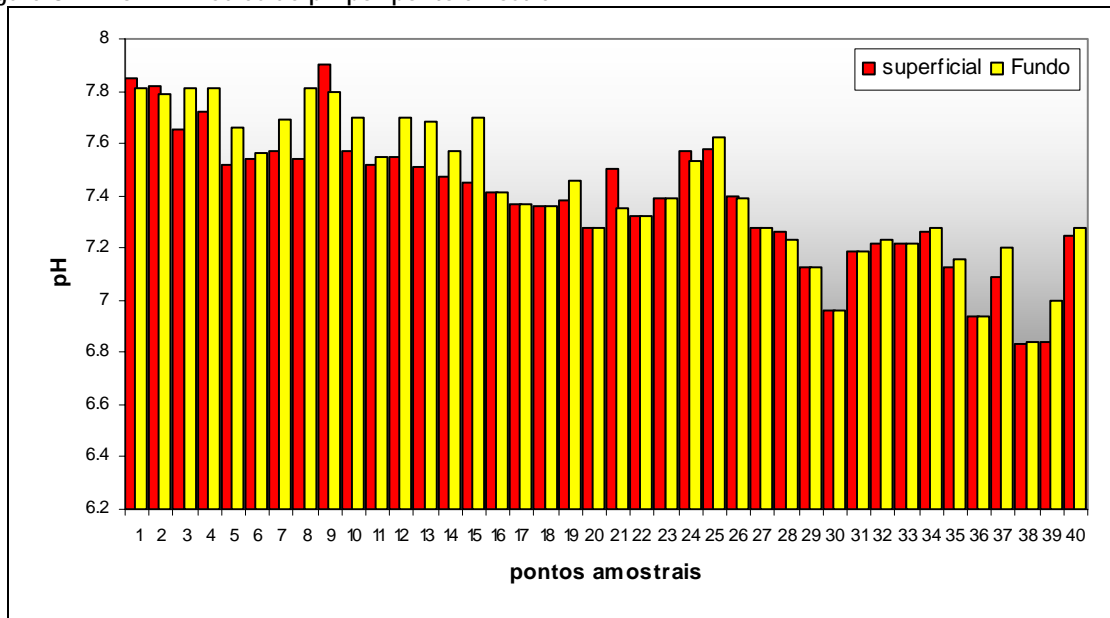
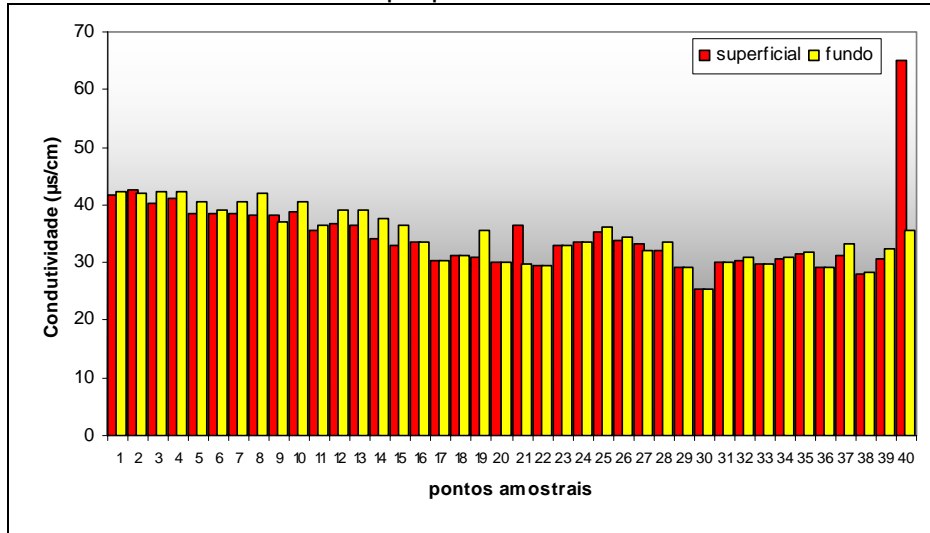


Tabela 8.2.2.5.f-1. Resultado das variáveis abióticas (superfície e fundo), profundidade e características do sedimento para cada ponto amostral.

pontos	pH		Condutividade		Turbidez		Oxigênio Dissolvido		Temperatura		Salinidade		Prof.	Sedimento
	superfície	fundo	superfície	fundo	superfície	fundo	superfície	fundo	superfície	fundo	superfície	fundo		
1	7.85	7.81	41.8	42.3	8	21	8.84	8.83	21.5	21.1	27	27.3	14,8	Matéria orgânica
2	7.82	7.79	42.7	41.9	8	8	8.41	8.46	21.3	21.5	27.5	27	12,8	Matéria orgânica e cascalho
3	7.65	7.81	40.2	42.4	8	37	6.76	8.12	21.6	21.4	25.8	27.3	7,8	Cascalho e conchas
4	7.72	7.81	41	42.2	12	27	7.4	8.03	21.6	21.5	26.3	27.2	9,8	Matéria orgânica
5	7.52	7.66	38.4	40.6	8	11	5.75	6.6	21.8	21.6	24.5	26.1	14,8	Cascalho e conchas
6	7.54	7.56	38.5	39	12	20	5.73	6.04	21.9	21.8	24.6	24.9	4,9	Matéria orgânica
7	7.57	7.69	38.6	40.6	8	11	5.73	6.84	21.8	21.6	24.4	26.1	15,8	Matéria orgânica e cascalho
8	7.54	7.81	38.2	42.1	6	54	5.8	7.58	22	21.5	24.4	27.1	13,8	Matéria orgânica
9	7.9	7.8	38.3	37	9	42	5.72	5.64	22.2	22.4	24.5	23.6	2,8	Matéria orgânica
10	7.57	7.7	38.9	40.6	6	19	5.86	6.85	21.9	21.7	24.8	26	14,8	Matéria orgânica e cascalho e conchas
11	7.52	7.55	35.5	36.5	7	7	5.5	5.23	22.5	22.1	22.6	23.2	5	Matéria orgânica
12	7.55	7.7	36.7	39.1	6	6	5.36	6	22	21.8	23.4	25.2	15,8	Matéria orgânica
13	7.51	7.68	36.4	39.2	7	28	4.87	5.91	22	21.8	23.2	25	5	Matéria orgânica
14	7.47	7.57	34	37.6	11	6	5.27	4.97	22.4	23	21.5	23.9	7	Matéria orgânica e cascalho
15	7.45	7.7	33	36.4	10	44	5.16	5.67	22.2	21.7	20.8	23	11,8	Matéria orgânica
16	7.41	7.41	33.4	33.4	9	9	5.36	5.36	23	23	21	21	1,3	Matéria orgânica
17	7.37	7.37	30.3	30.3	9	9	5.74	5.74	22.7	22.7	19	19	1,6	Matéria orgânica
18	7.36	7.36	31.3	31.3	17	17	5.37	5.37	22.7	22.7	19.5	19.5	0,8	Matéria orgânica
19	7.38	7.46	30.9	35.6	9	14.5	4.67	4.12	21.8	21.8	19.5	22.5	5	Matéria orgânica
20	7.28	7.28	29.93	29.93	42	42	5.2	5.2	22.4	22.4	17.9	17.9	1,2	Matéria orgânica
21	7.5	7.35	36.6	29.8	5	5	4.49	4	22.9	21.7	18.6	23.3	6	Cascalho
22	7.32	7.32	29.6	29.6	10	10	4.95	4.95	21.8	21.8	18.5	18.5	2	Matéria orgânica
23	7.39	7.39	33	33	6	6	5.37	5.37	23.5	23.5	20.8	20.8	0,5	Matéria orgânica
24	7.57	7.53	33.4	33.4	10	11	5.39	5.64	24.8	23.3	21.1	22	2,6	Matéria orgânica
25	7.58	7.62	35.4	36.2	7	5	5.54	5.1	23.1	23.5	22.4	23	4,1	Cascalho
26	7.4	7.39	33.9	34.3	5	5	4.42	5.1	23.5	23.1	21.4	21.7	3,2	Matéria orgânica
27	7.28	7.28	33.2	32.2	9	9	3.37	3.37	24.3	24.3	20.9	20.9	0,8	Matéria orgânica e cascalho
28	7.26	7.23	32	33.4	9	8	4.12	3.35	24.4	22.9	20.1	21	6	Matéria orgânica e cascalho
29	7.13	7.13	29.3	29.3	16	16	4.28	4.28	23.4	23.4	18.2	18.2	1,9	Matéria orgânica
30	6.96	6.96	25.3	25.3	9	9	2.82	2.82	25	25	15.5	15.5	0,8	Matéria orgânica
31	7.19	7.19	29.9	29.9	21	21	4.4	4.4	23.2	23.2	18.6	18.6	2,4	Matéria orgânica e cascalho
32	7.22	7.23	30.3	30.8	8	16	5.4	5.13	23	22.8	18.9	19.3	3,2	Matéria orgânica e cascalho
33	7.22	7.22	29.8	29.8	37	37	5.09	5.09	23.6	23.6	18.6	18.6	1	Matéria orgânica
34	7.26	7.28	30.5	30.9	8	9	5.1	4.78	23.1	23.1	19.1	19.3	2,7	Matéria orgânica e cascalho
35	7.13	7.16	31.5	31.9	18	20	3.69	3.62	21.6	21.6	19.8	20	6,4	Matéria orgânica e cascalho
36	6.94	6.94	29.3	29.3	24	24	3.31	3.31	21.8	21.8	18	18	1,8	Matéria orgânica e cascalho
37	7.09	7.2	31.3	33.2	12	11	4.19	3.54	22	21.6	19.5	20.6	4,1	Matéria orgânica e cascalho
38	6.83	6.84	28.1	28.3	10	11	3.6	3.63	21.8	21.8	17.4	17.6	8,8	Matéria orgânica
39	6.84	7	30.7	32.3	5	4	2.8	3.19	21.9	22.2	19.2	20.3	4	Matéria orgânica
40	7.25	7.28	65.1	35.7	14	23	5.19	5.24	21.9	21.8	22.2	22.7	5,5	Matéria orgânica

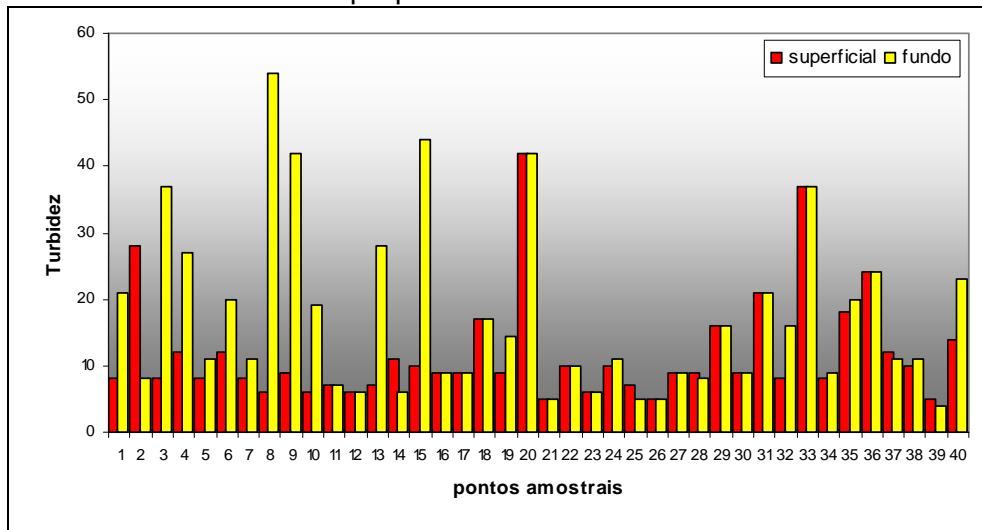
A condutividade mostrou-se relativamente alta e estável, entre 30 e 40 $\mu\text{s}/\text{cm}$, tanto nas coletas de superfície quanto de fundo, com exceção do ponto 40, onde foi verificado o maior valor (65,1 $\mu\text{s}/\text{cm}$) (Fig. 8.2.2.5.f-3).

Figura 8.2.2.5.f-3. Médias de condutividade por ponto amostral.



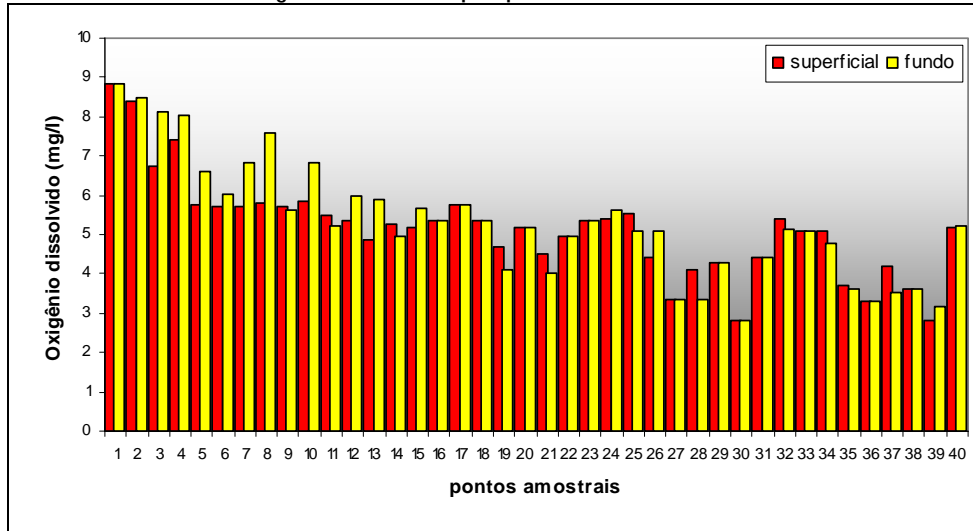
A zona eufótica variou consideravelmente entre as coletas de superfície e fundo (Fig. 8.2.2.5.f-4). O maior valor para turbidez foi observado no ponto 8 (54%) e o menor no ponto 39 (4%). Quanto maior o valor, ou seja, a transparência da água, menor é a turbidez.

Figura 8.2.2.5.f-4. Médias de turbidez por ponto amostral.



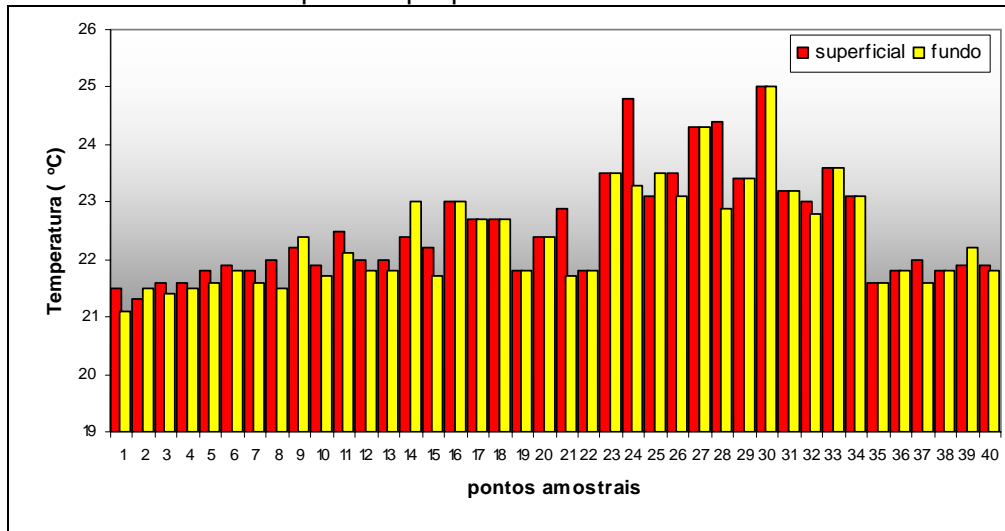
As quantidades de oxigênio dissolvido decresceram gradativamente em direção ao ponto 40, com o valor mais elevado encontrado no ponto 1 (8,84 mg/l) e o menor no ponto 39 (2,8 mg/l) (Fig. 8.2.2.5.f-5).

Figura 8.2.2.5.f-5. Médias de oxigênio dissolvido por ponto amostral.



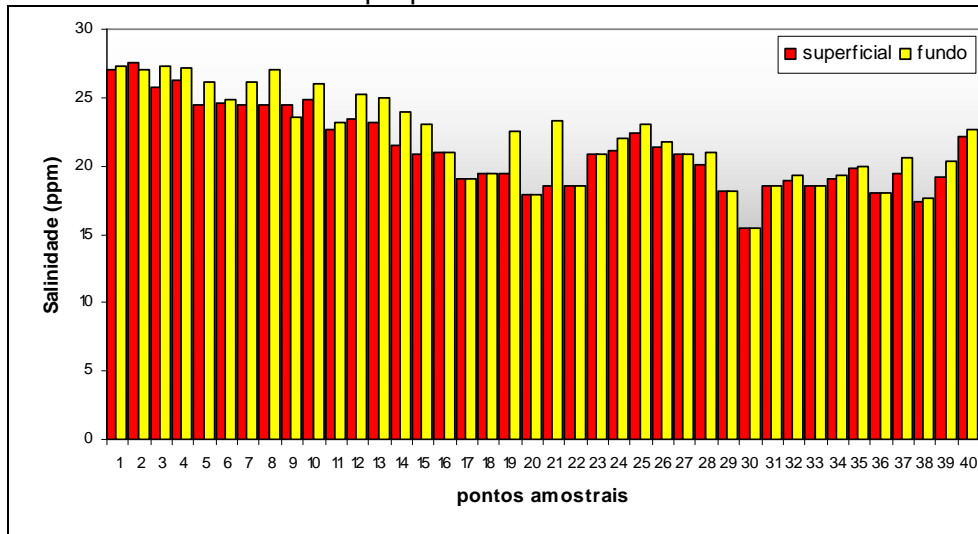
Como a solubilidade do oxigênio é diretamente dependente da temperatura, foi verificada uma situação inversa para este parâmetro, ou seja, um aumento gradual de temperatura em direção ao ponto 40, tanto na superfície quanto no fundo. O menor valor foi observado no ponto 1 (21,1 mg/l) e o maior no ponto 30 (25 mg/l) (Fig. 8.2.2.5.f-6).

Figura 8.2.2.5.f-6. Médias de temperatura por ponto amostral.



Valores de salinidades tenderam a decrescer gradualmente até o ponto 30, onde foi verificado o menor valor (15,5 ‰), quando então houve um pequeno aumento até o ponto 40 (Fig. 8.2.2.5.f-7). Os valores mais elevados foram observados nas amostras de fundo.

Figura 8.2.2.5.f-7. Médias de salinidade por ponto amostral.



As características físicas do sedimento foram observadas visualmente e durante a triagem das amostras da macrofauna e através da avaliação do sedimento coletado para esta finalidade. Quanto à composição granulométrica, inferências verificadas durante a tomada das amostras também foram levadas em consideração na interpretação dos resultados.

g. Macrofauna Bentônica

O quadro, a seguir, resume as várias etapas e análises efetuadas (Fig. 8.2.2.5.g-1). A análise total dos resultados revela que os poliquetas são a maioria dos animais coletados, correspondendo a mais de 50% da macrofauna total. Dentre os organismos identificados em grandes grupos, depois dos poliquetas, os mais expressivos numericamente foram os nematódeas, seguidos pelos peracáridos, bivalves e holotúrias.

Figura 8.2.2.5.g-1. Descrição das etapas efetuadas, indicando o número de organismos e de táxons utilizados em cada uma das análises.

Número de pontos amostrais: 40 Número de amostras: 120 Volume total de sedimento: 471 litros
Número total de animais identificados: Densidade Absoluta (no. inds/471 lts): 13583 (799 ± 1777,91) Densidade Relativa (no. inds/600 lts): 19380,72 (1140,04±2641,18)

ORGANISMOS IDENTIFICADOS EM NÍVEIS TAXONÔMICOS INFERIORES		
	Densidade Absoluta	Densidade Relativa
Polychaeta	7375	11115
85 táxons 35 famílias		
Total	7375 (54,30%)	11115 (57,45%)

ORGANISMOS IDENTIFICADOS EM GRANDES GRUPOS		
	Densidade Absoluta	Densidade Relativa
Porifera	1	1,67
Cnidaria	208	280,56
Nemertea	100	190,14
Bivalvia	574	852,68
Gastropoda	38	51,45
Oligochaeta	360	413,81
Sipuncula	47	72,23
Decapoda	60	102,72
Peracarida	1691	2601,46
Ostracoda	15	23,08
Outros Crustacea	17	24,52
Pycnogonida	27	47,59
Nematoda	2571	2883,30
Ophiuroidea	44	68,42
Holothuroidea	454	617,38
Pisces	1	1,00
Total	6208 (45,70%)	8232,02 (42,55%)

Densidade da Macrofauna

A densidade ou o tamanho de uma população de um determinado táxon em uma área específica pode ser estimado em valores absolutos ou relativos. Absoluto quando o valor é expresso em número de indivíduos pelo volume original coletado em cada ponto. Relativo quando o número de indivíduos é extrapolado e padronizado, geralmente, para o maior volume amostrado; este último usualmente um número fracionado. A seguir, são apresentados os resultados obtidos na densidade absoluta, cujos volumes variaram de 1 a 5 litros, e na relativa, quando todos os valores para cada ponto amostral foram padronizados para 5 litros.

- Densidade Absoluta

No Anexo II pode ser encontrado os grupos taxonômicos, o número total de organismos de cada grupo taxonômico e o número de ocorrências por réplica de cada ponto amostral e volume amostrado diferenciado. Ao todo, foram coletados 13583 inds/471 l. As densidades absolutas mais elevadas, cerca de 1000 inds, foram registradas na amostra 3.2 (amostra 2 do ponto de coleta 3), em função dos crustáceos peracáridos, nas tréplicas dos pontos amostrais 7, e nas amostras 10.1 e 10.3, devido à alta abundância de poliquetas e nematódeas (Fig. 8.2.2.5.g-2). Nesses pontos (com exceção dos pontos 10.1 e 10.3), os volumes amostrados foram inferiores ao da capacidade máxima do pegador, que é de 5 l.

Houve uma grande variação na densidade média absoluta da macrofauna bentônica ($799 \pm 1777,91$), variando de zero (ponto 37.3) a $63,94 \pm 155,1$ (ponto 7.1) (Fig. 8.2.2.5.g-3). Vários pontos tiveram densidades médias inferior a 1 indivíduo (8.2, 8.3, 13.2, 13.3, 14, 15, 19.2, 19.3, 23, 27.3, 29, 30, 31.2, 31.3, 32, 33, 34.1, 36, 37 e 39), embora muitas vezes o volume amostrado tenha sido realizado com a capacidade máxima do pegador. No ponto 37.3 não foi amostrado nenhum organismo. Desvios-padrão muito altos (acima de 100) foram verificados nos pontos 3.2, 7, 10.1 e 21.2.

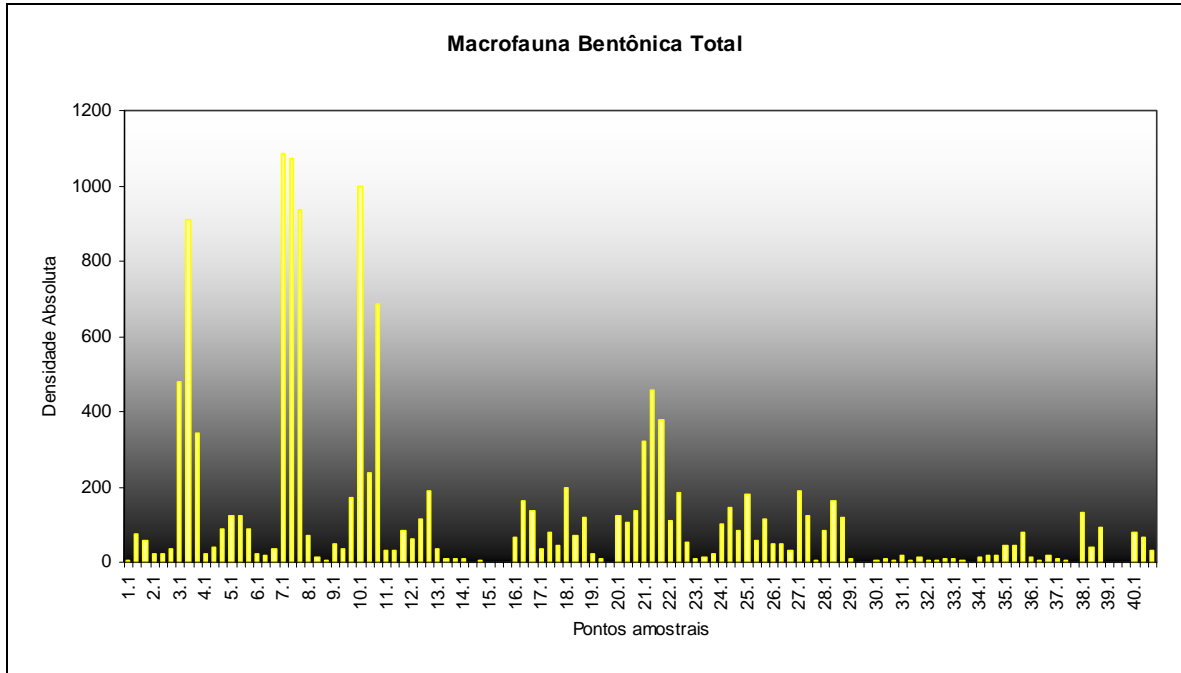


Figura 8.2.2.5.g-2: Densidades absolutas da macrofauna bentônica total por pontos amostrais.

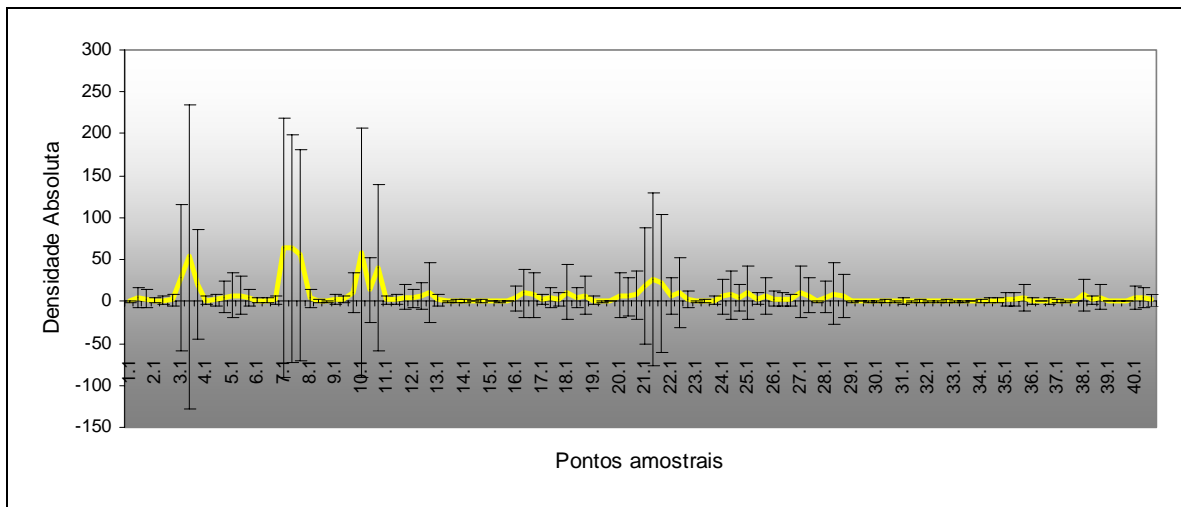


Figura 8.2.2.5.g-3. Densidades absolutas e desvios-padrão médios da macrofauna bentônica total por pontos amostrais.

- Densidade Relativa

No anexo III podem ser observadas as densidades relativas, médias e desvios-padrão dos táxons superiores por ponto amostral, padronizado o volume coletado para 5 l.

As densidades relativas mais elevadas foram constatadas nas amostras dos pontos 3 (482 a 1520 inds/5 lts), 7 (938 a 1358 inds/5 lts), 10.1 (996 inds/5 lts), 10.3 (686 inds/5 lts), 12 (315 a 575 ids/5 lts), e 21 (470 a 1148 inds/5 lts) (Fig. 8.2.2.5.g-4). No ponto 3.2 foi encontrada a maior densidade média (89,41 inds/5 lts) e conseqüentemente o maior desvio-padrão ($\pm 303,20$) (8.2.2.5.g-5).

Figura 8.2.2.5.g-4. Densidades relativas da macrofauna bentônica total por pontos amostrais e volume padronizado (5 lts).

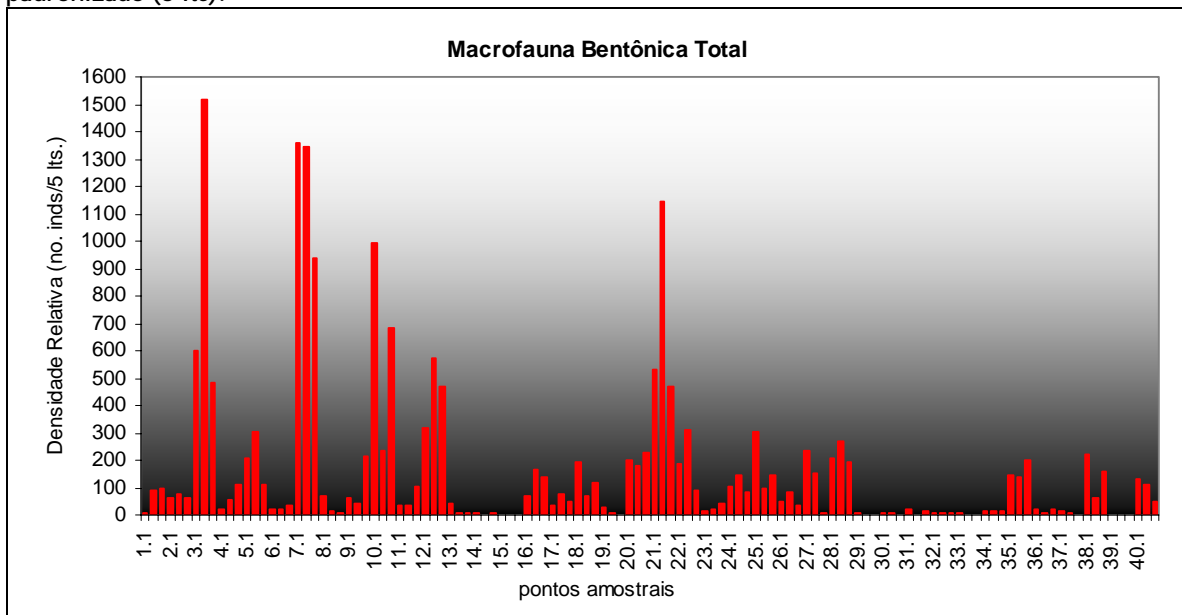
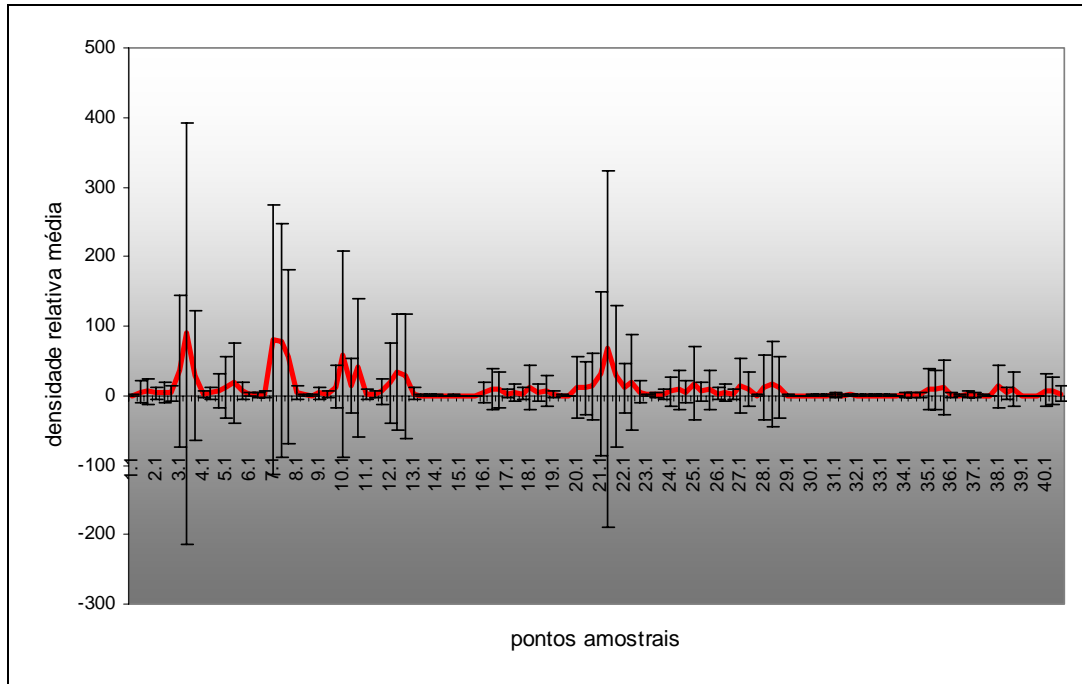


Figura 8.2.2.5.g-5. Densidades relativas e desvios-padrão médios da macrofauna bentônica total por pontos amostrais.



- Composição Taxonômica

Foram encontrados dez filos animais (poríferas, cnidários, nemertíneos, moluscos, anelídeos, sipúnculos, artrópodes, nematódeas, equinodermatas e cordados). Nas Figuras 8.2.2.5.g-6 e Figura 8.2.2.5.g-7 pode-se observar que a macrofauna bentônica foi composta principalmente pelos anelídeos poliquetas (57,45% do total de animais coletados), seguidos pelas nematódeas (14,9%), crustáceos peracáridos (13,45%), moluscos bivalves (4,4%) e holotúrias (3,2%). Os demais grupos taxonômicos representaram menos de 7,0% da comunidade macrofaunística.

Figura 8.2.2.5.g-6. Contribuição total de indivíduos por táxon superior.

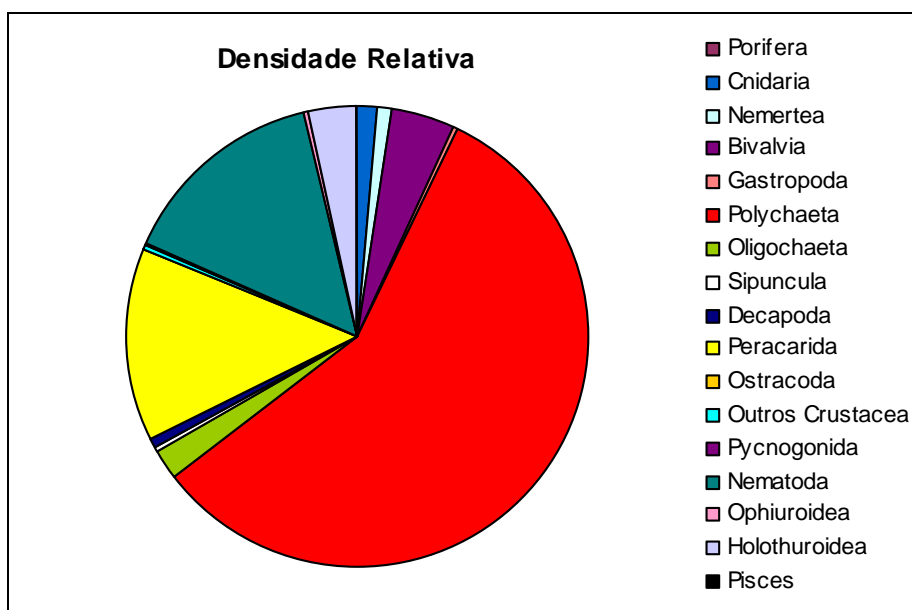
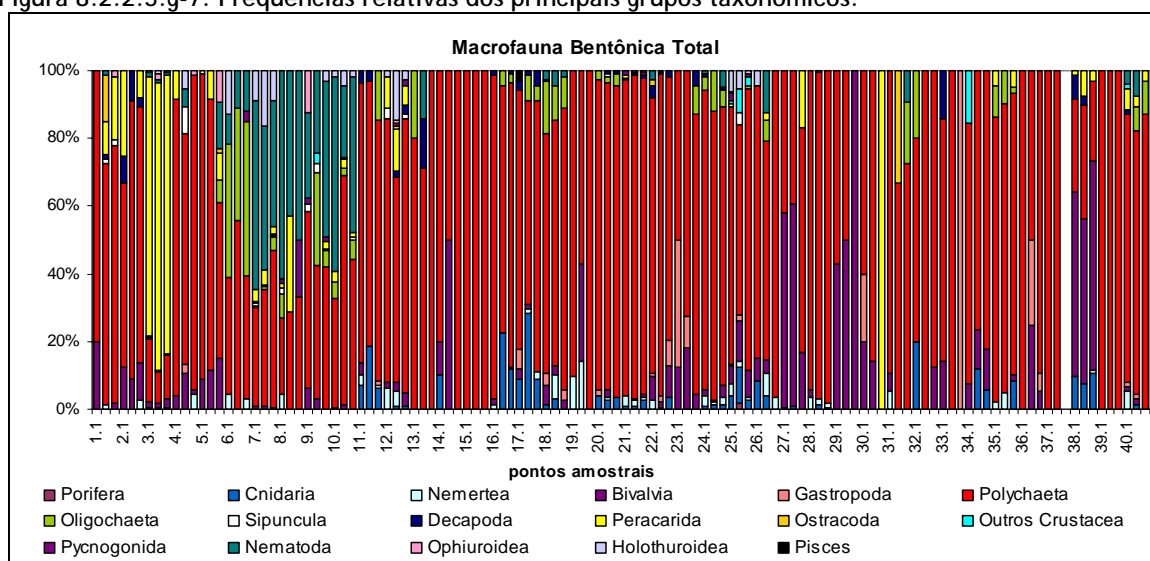


Figura 8.2.2.5.g-7. Frequências relativas dos principais grupos taxonômicos.



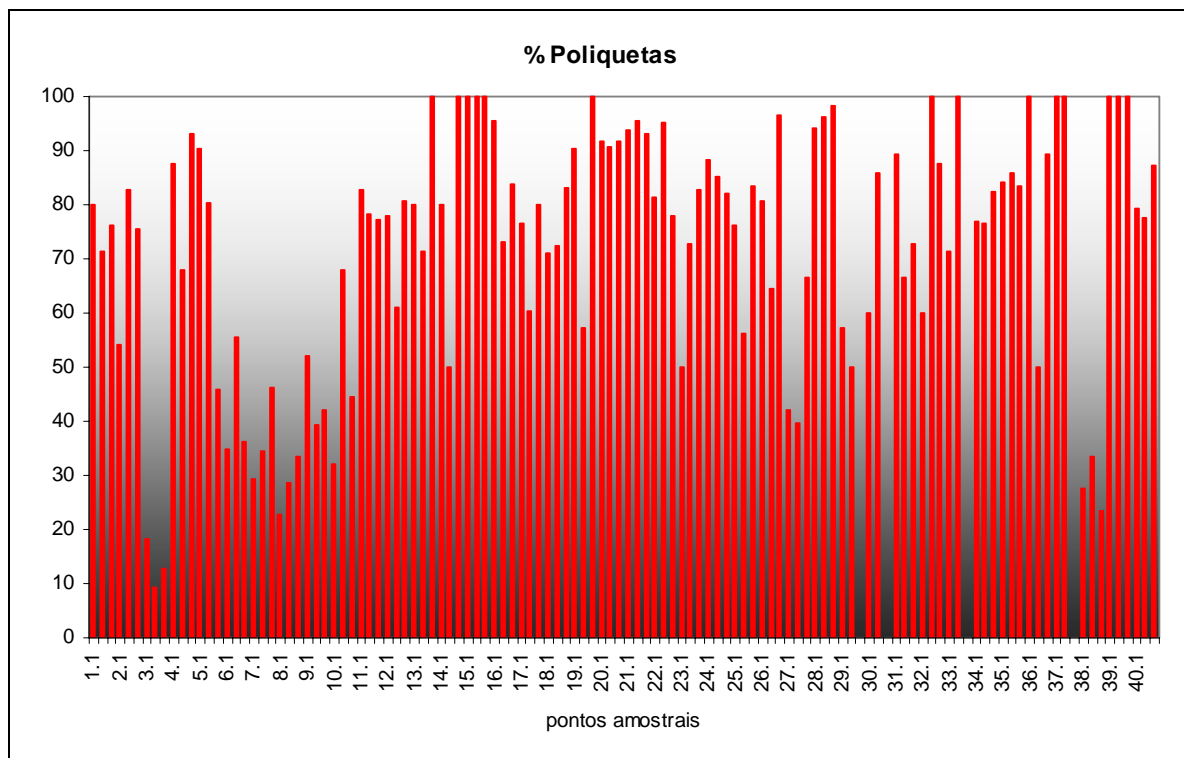
Em relação aos demais grupos, os crustáceos peracáridos foram abundantes nas amostras do ponto 3 (76,45 – 85,19%) e os únicos representantes da amostra 30.3, embora em número bastante reduzido. Os nemátodos foram o táxon principal nas amostras do ponto 7 (7.1: 55,75%; 7.2: 42,18% e 7.3: 37,10%) e nas amostras 10.1 (57,53%) e 10.3 (46,21%) (Fig. 8.2.2.5.g-7). As holotúrias foram relativamente bem representadas nas amostras 7.1 (117,5 inds/5 l) e 7.2 (221, 25 inds/5 l), quando comparados aos demais táxons. As anêmonas foram os principais cnidários, encontradas nas amostras 16.2 e 17.2. Com relação aos moluscos, os

mexilhões foram bastante abundantes nas amostras dos pontos 27 (57,37 – 59,67%, exceto o ponto 27.3) e 38 (48,72 – 61,70%).

- Anelídeos Poliquetas

O grupo dos anelídeos poliquetas foi predominante na maior parte das amostras, conforme evidenciado nas Figuras 8.2.2.5.g-6 e 8.2.2.5.g-7. Na densidade relativa, poliquetas compreenderam 57,50% da macrofauna total (11.115,04 inds/5 l) distribuídos em 85 táxons e 35 famílias. Os poliquetas ocorreram em 116 dos 120 pontos amostrados e foram encontrados em porcentagens que variaram de 9% (amostra 3.2) até 100%, exceto as amostras 29.3, 30.3, 33.3 e 37.3, onde não foi coletado nenhum poliqueta (Fig. 8.2.2.5.g-8).

Figura 8.2.2.5.g-8: Contribuição total de poliquetas por amostra.



Dessa forma, esse grupo foi tratado de forma diferenciada, classificados em níveis de gênero e espécie, quando possível. Essa estratégia possibilitou avaliar de forma mais acurada a representatividade da macrofauna como indicadora da qualidade ambiental na área estudada.

▪ Táxons de Anelídeos Poliquetas

Na listagem a seguir pode-se verificar a relação dos 85 táxons de poliquetas encontrados nas 120 amostras.

ANNELIDA: POLYCHAETA

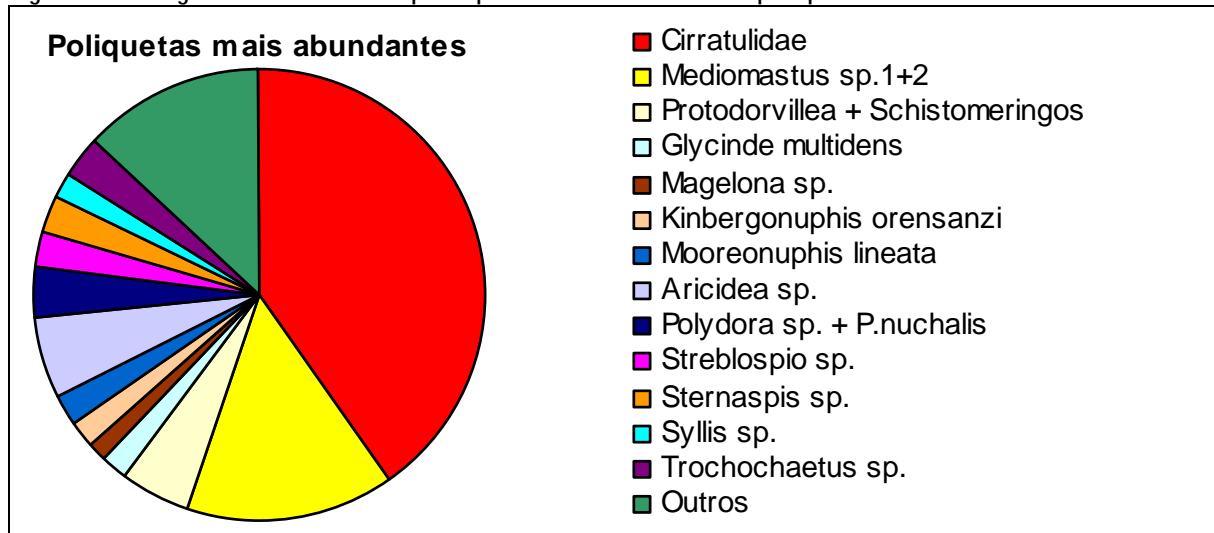
Ampharetidae/*Amphiteis* sp.1
 Ampharetidae/*Amphiteis* sp. 2
 Ampharetidae/*Isolda* sp.
 Amphinomidae/*Pseudeurythoe* sp.
 Capitellidae
 Capitellidae/*Capitella capitata*
 Capitellidae/*Mediomastus* sp.1
 Capitellidae/*Mediomastus* sp.2
 Chaetopteridae
 Cirratulidae
 Cossuridae/*Cossura* sp.
 Dorvilleidae/*Protodorvillea* sp.
 Dorvilleidae/*Schistomeringos* sp.
 Eunicidae/*Lysidice* sp.
 Eunicidae/*Marphysa formosa*
 Eunicidae/*Nematonereis* sp.
 Flabelligeridae
 Glyceridae/*Glycera* sp.1
 Glyceridae/*Glycera* sp.2
 Goniadidae/*Glycinde multidentis*
 Goniadidae/*Goniada* sp.1
 Goniadidae/*Goniada* sp.2
 Hesionidae
 Hesionidae/*Ophiadromus* sp.
 Hesionidae/*Podarkeopsis* sp.
 Hesionidae/*Syllidia* sp.
 Lumbrineridae/*Lumbrineris* sp.1
 Lumbrineridae/*Lumbrineris* sp.2
 Lumbrineridae/*Ninoe* sp.
 Magelonidae/*Magelona* sp.
 Maldanidae/*Euchymene* sp.
 Nephtyidae/*Nephtys* sp.
 Nereididae
 Nereididae/*Laeonereis acuta*
 Nereididae/*Neanthes succinea*
 Nereididae/*Rullierinereis* sp.
 Onuphidae
 Onuphidae/*Diopatra* sp.
 Onuphidae/*Diopatra aciculata*
 Onuphidae/*Diopatra dextrognatha*
 Onuphidae/*Epidiopatra* sp.
 Onuphidae/*Kinbergonuphis orensanzii*
 Onuphidae/*Kinbergonuphis* sp.2
 Onuphidae/*Mooreonuphis lineata*
 Onuphidae/*Nothria* sp.
 Onuphidae/*Onuphis* sp.
 Opheliidae/*Armandia* sp.
 Orbiniidae
 Orbiniidae/*Naineris* sp.
 Orbiniidae/*Scoloplos (Leodamas)* sp.
 Oweniidae
 Oweniidae/*Owenia* sp.1
 Oweniidae/*Owenia* sp.2
 Paraonidae/*Aricidea* sp.
 Pectinariidae/*Pectinaria* sp.

Phyllodocidae
 Phyllodocidae/*Eteone* sp.
 Pilargidae/*Cabira* sp.
 Pilargidae/*Loandalia* sp.
 Pilargidae/*Sigambra tentaculata*
 Pilargidae/*Sigambra* sp.2
 Poecilochaetidae/*Poecilochaetus* sp.
 Polynoidae/*Halosydnella* sp.
 Polynoidae/*Harmothoe* sp.
 Sabellariidae/*Sabellaria* sp.
 Sabellidae
 Sabellidae/*Branchiomma* sp.
 Sigalionidae/*Sthenelais* sp.
 Spionidae
 Spionidae/*Boccardia* sp.
 Spionidae/*Dipolydora* sp.
 Spionidae/*Paraprionospio* sp.
 Spionidae/*Polydora nuchalis*
 Spionidae/*Polydora* sp.2
 Spionidae/*Prionospio* sp.
 Spionidae/*Spiophanes* sp.
 Spionidae/*Streblospio* sp.
 Sternaspidae/*Sternaspis* sp.
 Syllidae
 Syllidae/*Syllis* sp.
 Terebellidae
 Terebellidae/*Eupolymnia* sp.
 Terebellidae/*Pista* sp.
 Trichobranchidae/*Terebellides* sp.
 Trochochaetidae/*Trochochaetus* sp.

- Densidade

Dentre os táxons de poliquetas mais abundantes, destacam-se os Cirratulidae que totalizaram mais de 40% do total de poliquetas coletados (Fig. 8.2.2.5.g-9). A taxonomia dessa família é bastante complexa, baseada no início de brânquias e tentáculos filiformes que são perdidos com facilidade. Portanto, não se pôde, com segurança, identificar os vários morfo-tipos, embora se saibam que há três táxons distintos, *Cirriformia*, *Cirratulus* e *Aphelochaeta* (Pardo, com. pess. ¹). As duas espécies de *Mediomastus*, juntas, contribuíram com quase 15% do total. Os dorviléideos *Protodorvillea* e *Schistomeringos* somaram 5% do total, quase o mesmo percentual que o paraonídeo *Aricidea* sp. Outros táxons de poliquetas que tiveram um número expressivo de indivíduos foram: *Glycinde multidentis* (2%), *Magelona* sp. (1,5%), os onufídeos *Kinbergonuphis orensanzi* (1,87%) e *Mooreonuphis lineata* (2,16%), os espionídeos *Polydora* (3,82%) e *Streblospio* (2,43%), o silídeo *Syllis* (1,53%) e *Trochochaetus* (3%), único representante da família Trochochaetidae. Os demais táxons de poliquetas foram responsáveis somente por cerca de 13% do total na densidade relativa (Fig. 8.2.2.5.g-9).

Figura 8.2.2.5.g-9. Abundância dos principais táxons de anelídeos poliquetas.



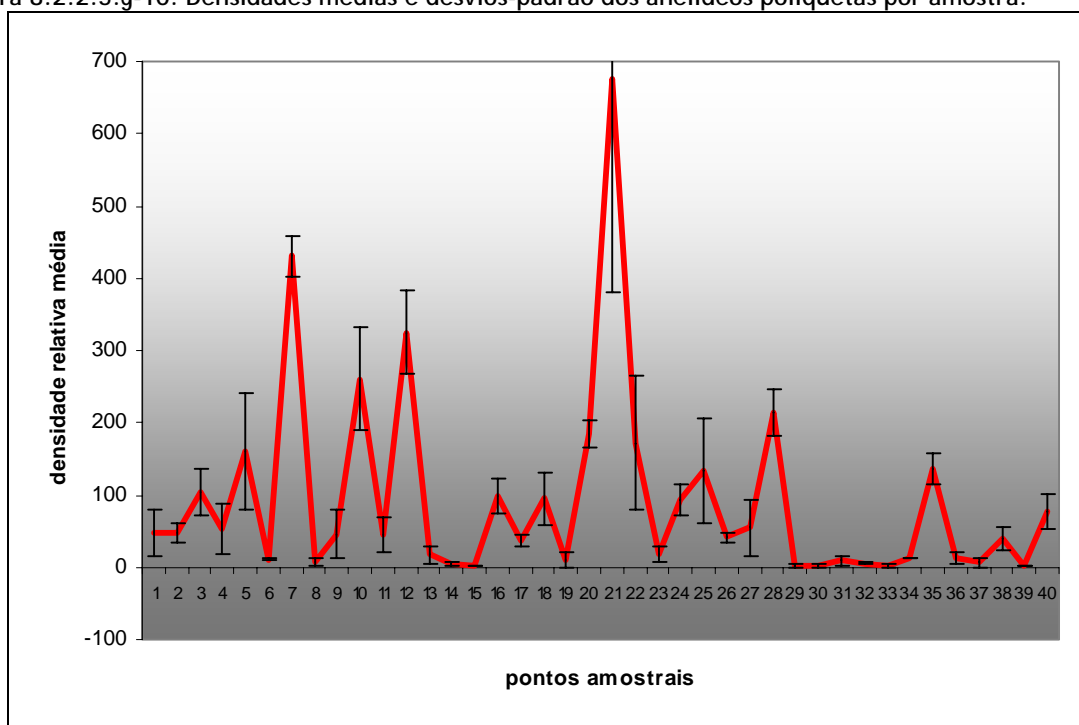
Cirratulidae foi o táxon de poliqueta mais freqüente, ocorrendo em 62 dos 120 pontos de coleta, seguido por *Mediomastus* sp.1, da família Capitellidae, com freqüência de 50% das amostras, e por *Glycinde multidentis*, um Goniadidae que foi encontrado em 53 amostras (44,2%). Outros táxons que foram relativamente freqüentes foram *Mediomastus* sp.2 e *Aricidea* sp., cada

¹ Dra. Erica V. Pardo, especialista em taxonomia de poliquetas (famílias Cirratulidae e Spionidae) - Unicamp.

um encontrado em 35% do total de amostras, *Sigambra tentaculata* (53,3%), *Magelona* sp. (31,6%), *Sthenelais* sp. (30%) e *Sternaspis* sp. (25,8%).

A maior densidade média foi encontrada na amostra 21, com quase 677 indivíduos para cada uma das três réplicas, sendo influenciadas pelo baixo número de espécies e elevada densidade de cirratulídeos, e a menor no ponto 15, com apenas 1,33 ind./15 lt (Fig. 8.2.2.5.g-10). Os desvios-padrão acompanharam o modelo verificado para as densidades médias nestes pontos específicos.

Figura 8.2.2.5.g-10. Densidades médias e desvios-padrão dos anelídeos poliquetas por amostra.



▪ Diversidade

A maior riqueza (S) foi encontrada no ponto 3 (34 espécies), seguido do ponto 7 (32 espécies) e do ponto 25 (28 espécies) (Fig. 8.2.2.5.g-11). Apenas duas espécies foram coletadas nos pontos 15 e 39, o número mais baixo.

Em relação à diversidade, os valores mais elevados (superiores a 4 bits/inds) foram encontrados nos pontos 3 (4,179 bits/inds) e 9 (4,038 bits/inds) e os menores nos pontos 6 (1,226 bits/inds), 15 (1,000 bits/inds) e 39 (1,585 bits/inds) (Fig. 8.2.2.5.g-12). A tendência da diversidade foi acompanhada pela da equitatividade, exceto no ponto 15 onde foram antagônicas. Neste ponto, somente duas espécies, com um indivíduo cada, foram coletadas; excluindo os dois Cirratulídeos que não foram contabilizados na análise.

Figura 8.2.2.5.g-11. Riqueza de poliquetas por amostra (exceto Cirratulidae).

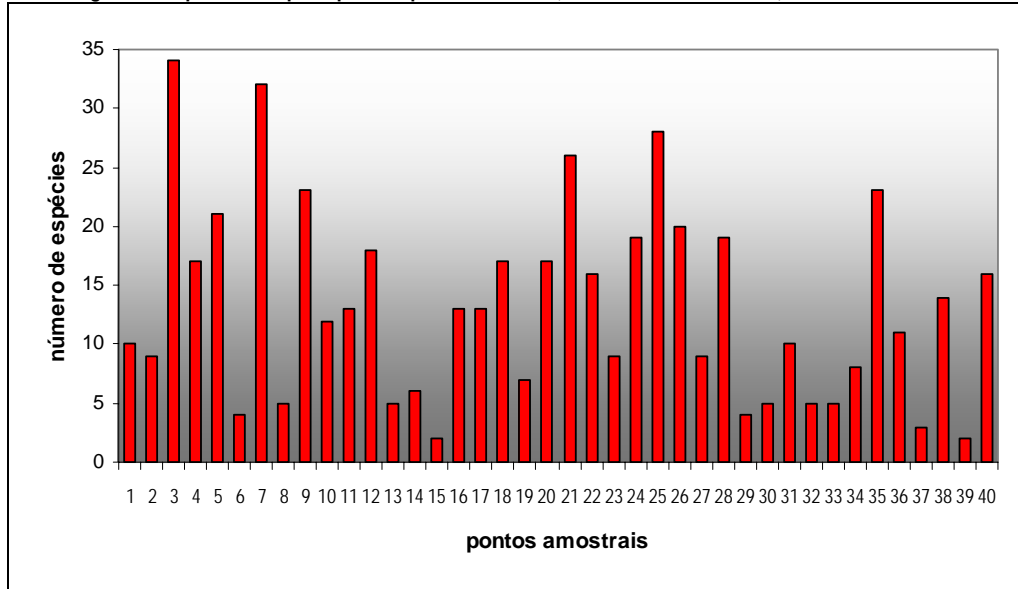
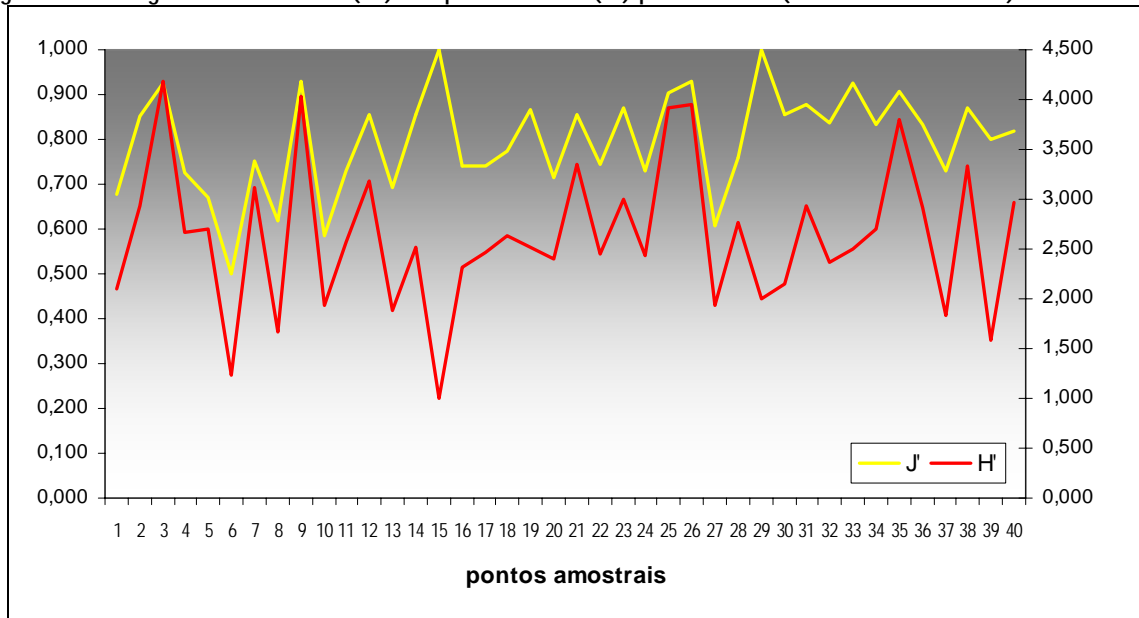


Figura 8.2.2.5.g-12. Diversidade (H') e equitatividade (J') por amostra (exceto Cirratulidae).



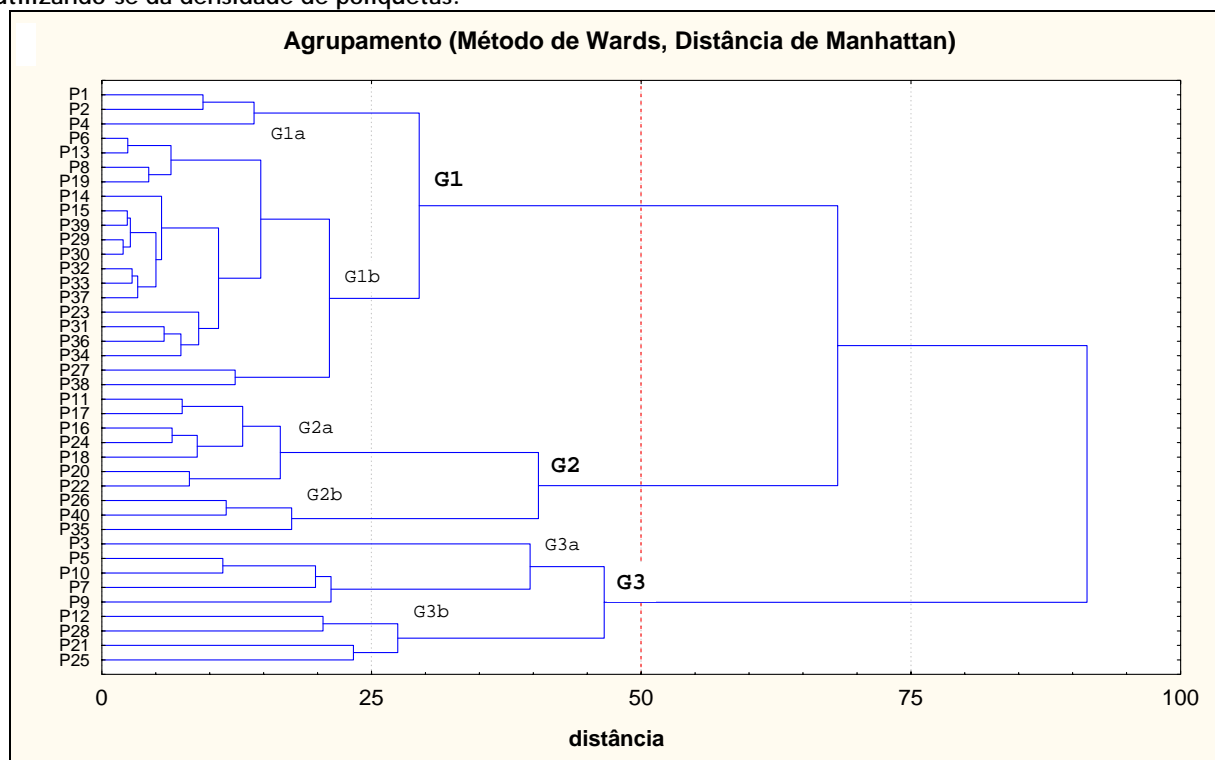
- Análises Estatísticas

A análise de variância não-paramétrica de Friedman não apresentou diferenças significativas entre as réplicas de cada ponto amostral, quando comparados a densidade média da macrofauna ($Xr^2 = 103.5122$), a densidade relativa média de poliquetas ($Xr^2 = 103.9378$) e a riqueza ($Xr^2 = 101.7841$).

O dendrograma resultante da análise de agrupamento da matriz de distâncias, entre os 40 pontos amostrais (modo Q), utilizando os poliquetas distinguiu três grupos principais (G1, G2 e G3), com aproximadamente 45% de similaridade (Fig. 8.2.2.5.g-13). De um modo geral, o G1 apresentou baixos valores de densidade, número de táxons, diversidade e equitatividade de poliquetas, enquanto o G2 mostrou contribuições moderadas e o G3 os valores mais elevados. A seguir são fornecidos detalhes sobre a formação e subdivisão destes grupos.

O grupo 1 é formado pela maior parte das estações de coleta (21 pontos amostrais), e pode ser subdividido em dois subgrupos: G1a e G1b. O G1a contém 3 estações (P1, P2 e P4) localizadas fora do canal, na Baía de Santos, que tiveram densidade relativa média de poliquetas, riqueza, diversidade e equitatividade moderadas, os valores mais elevados observados para as variáveis abióticas, principalmente pH, condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, e sedimento composto basicamente de matéria orgânica. Já o G1b agrupou 18 estações, localizadas no canal da Piaçaguera, ao longo dos rios Casqueiro, Santana e Sândi e na porção superior do canal de Bertioga. Este agrupamento foi formado pelas estações com baixa abundância e riqueza de poliquetas (exceto as estações P27 e P38), cujas densidades relativas médias de poliquetas foram inferiores a 20 inds/5 lt e o número de táxons menor ou próximo a 10. Os pontos P27 e P38 tiveram densidades e riquezas similares ao do G1a, mas diferiram deste e se agruparam ao G1b por causa das variáveis abióticas, que apresentaram valores inferiores aos observados no G1a, principalmente oxigênio dissolvido e salinidade. Com relação aos parâmetros ambientais, observa-se uma suave e gradativa queda nos valores do G1a para G1b.

Figura 8.2.2.5.g-13. Dendrograma resultante da análise de agrupamento entre os pontos amostrais (modo Q), utilizando-se da densidade de poliquetas.

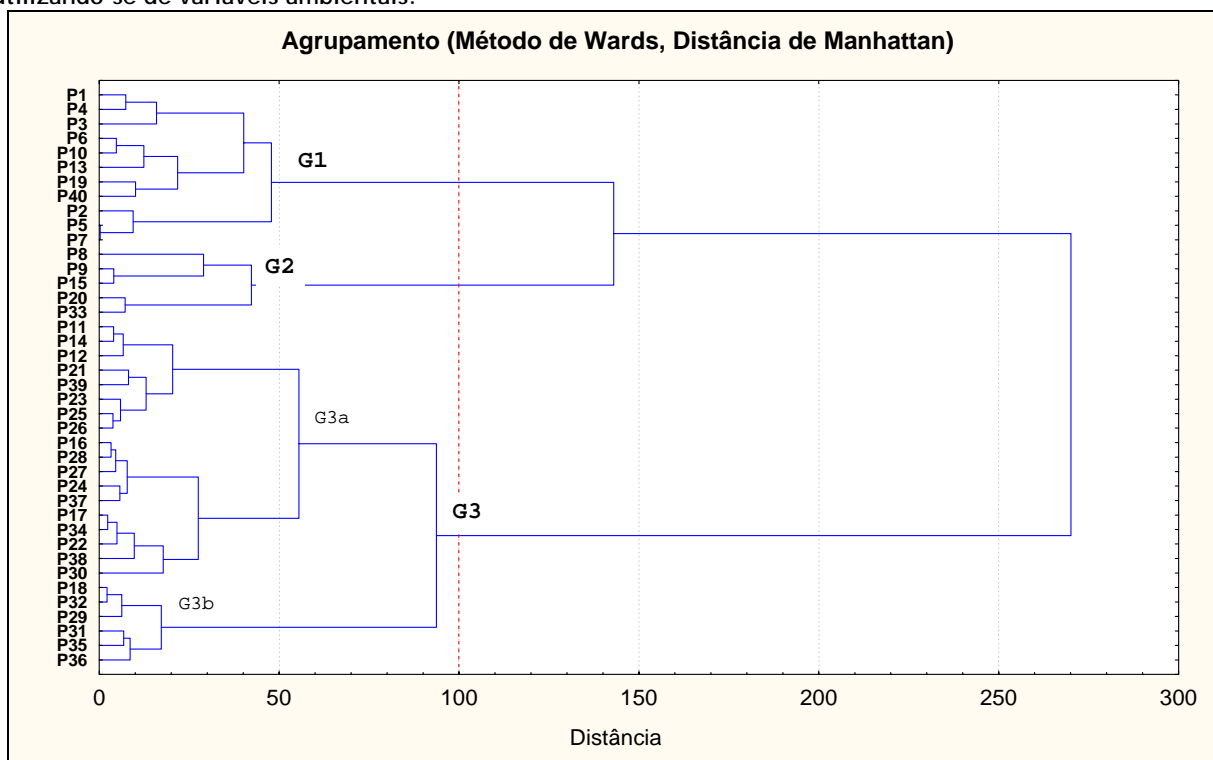


O G2 foi formado por estações que tiveram abundâncias (entre 36 e 185 inds/5 lt) e riquezas moderadas a altas (14 a 24), diversidade relativamente alta (entre 2,316 e 3,958 bits/inds) e pelas contribuições similares verificadas nos parâmetros físico-químicos. Neste agrupamento, dois subgrupos também são observados. G2a difere de G2b por ter valores de densidade, riqueza e diversidade ligeiramente mais baixos que em G2b. As estações que compreendem este agrupamento estão espalhadas no Canal da Piaçaguera (P11), Largo da Santa Rita (P16 a P18), Rio Diana (P24), Largo do Caneu (P20), Largo e Rio do Casqueiro (P22 e P35, respectivamente), e Rio Santana (P40).

O terceiro e último grupo (G3) foi constituída pelas mais altas contribuições verificadas nos variáveis bióticas dentre os 40 pontos amostrados. Agrupou estações com a maior quantidade de poliquetas (P21: 677 inds/5 lt), de táxons (P3: 35 spp) e de diversidade (P3: 4.179 bits/inds). Pode ser subdividido em dois grupos, com base nas variáveis bióticas. O G3a possui valores ligeiramente superiores de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, além da turbidez ser expressivamente mais elevada. Todas as estações que compreendem o G3a possuem sedimento composto por uma mistura de matéria orgânica e fragmentos de conchas. P3 ficou isolado das demais estações do G3a por ter o maior número de táxons de poliquetas, a maior diversidade e equitatividade, os valores mais elevados de pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e salinidade. As estações pertencentes ao G3, estão situadas mais próximas do ambiente marinho propriamente dito, no início do canal da Piaçaguera (G3a: P3, P5, P7, P9 e P10), ou mais adentro deste (P12 e P21), e no canal de Bertiooga (P25 e P28). Nos pontos P21 e P25 o sedimento foi composto por fragmentos de conchas.

No segundo dendrograma, construído a partir da análise de agrupamento da matriz de distâncias, apenas com as variáveis ambientais no agrupamento de estações, também se verificou três grupos principais (G1, G2 e G3), a uma distância = 100 (cerca de 37% de similaridade) (Fig. 8.2.2.5.g-14). De um modo geral, os parâmetros abióticos com valores mais elevados foram verificados nas estações que formaram o G1. Com exceção da turbidez, que apresentou os valores mais altos, o G2 foi formado com a contribuição moderada das demais variáveis abióticas. O G3 agrupou a maior parte das estações de coleta e pode ser subdividido em dois subgrupos (G3a e G3b). O G3a apresentou valores mais altos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade, e mais baixos de turbidez, que o G3b. O G3a ficou separado em dois agrupamentos menores, um tendo valores ligeiramente mais baixos que o outro.

Figura 8.2.2.5.g-14. Dendrograma resultante da análise de agrupamento entre os pontos amostrais (modo Q), utilizando-se de variáveis ambientais.



Ao compararmos os dois dendrogramas, podemos verificar que as estações 1-2-4-6-13-19, estiveram no mesmo ramo formado tanto no dendrograma de poliquetas quanto no de variáveis ambientais (Figs. 8.2.2.5.g-13 e 8.2.2.5.g-14). O mesmo pode ser observado para as estações: 3-5-7, 8-15-33, 11-16-17-22-24-26, 12-21-25-28, 14-23-27-30-34-37-38-39, 18-35 e 29-31-32-36. Isto pode ser um indicativo dos limites ecológicos de tolerância de certos poliquetas.

A projeção gráfica da PCA é apresentada na Figura 8.2.2.5.g-15 e o peso dos componentes na Tabela 8.2.2.5.g-1. Juntos, os eixos I e II explicaram 60% da variância total. O eixo I é positivamente ligado às espécies: *Mediomastus* sp.2, *Glycine multidentis*, *Aricidea* sp., *Streblospio* sp. e negativamente às variáveis abióticas: pH, condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade. Essa primeira componente principal parece sintetizar o efeito preponderante das condições hidrológicas (alternância de

influências continental e marinha) sobre a distribuição espacial dos poliquetas. Já o eixo II é formado pelas contribuições negativas do táxon Cirratulidae e das espécies *Protodorvillea* sp., *Trochochaetus* sp. e *Polydora nuchalis*.

Figura 8.2.2.5.g-15. Análise de Componentes Principais (PCA) das espécies de poliquetas mais frequentes e/ou abundantes e dos parâmetros abióticos.

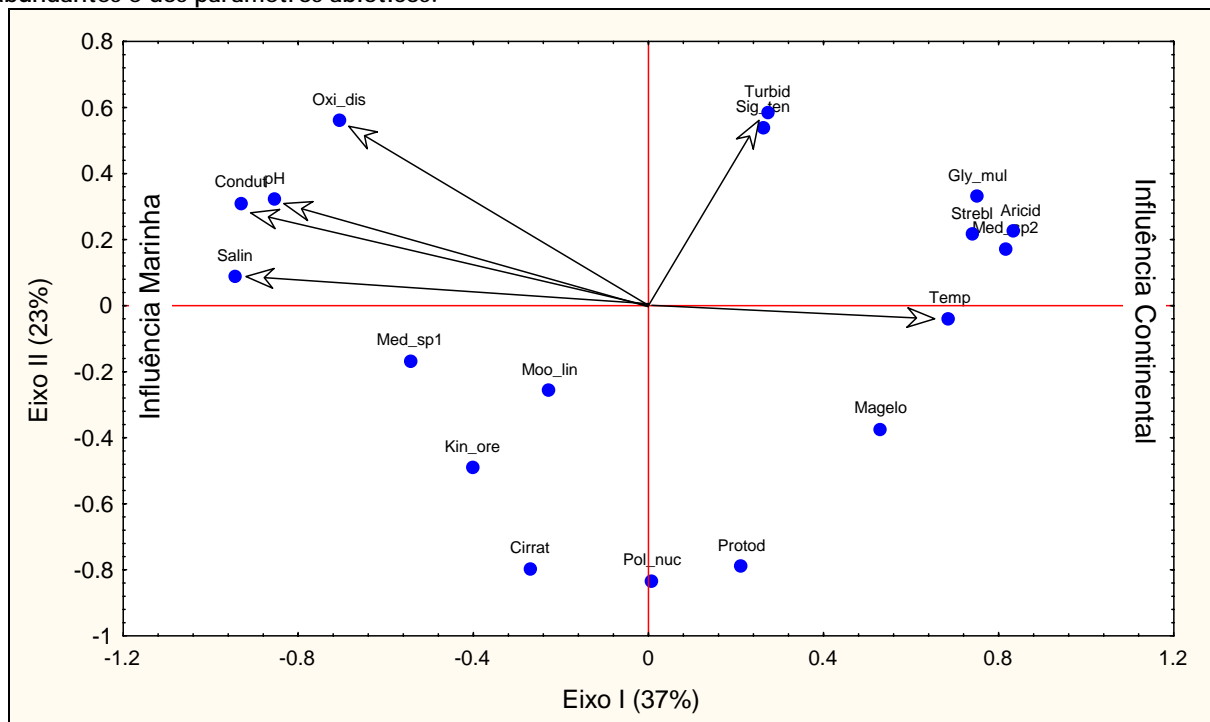


Tabela 8.2.2.5.g-1. Peso fatorial de cada componente considerado na PCA. O símbolo (*) indica valores altamente significantes (> 0.7)

Componente	Eixo I	Eixo II	Componente	Eixo I	Eixo II
<i>Mediomastus</i> sp.1	-0,544264	-0,166673	<i>Streblospio</i> sp.	0,739918*	0,215613
<i>Mediomastus</i> sp.2	0,815904*	0,171299	<i>Trochochaetus</i> sp.	0,196008	-0,792628*
Cirratulidae	-0,270771	-0,796846*	<i>Magelona</i> sp.	0,529348	-0,373955
<i>Protodorvillea</i> sp.	0,212417	-0,790831*	pH	-0,854496*	0,320974
<i>Glycinde multidentis</i>	0,750652*	0,330788	Condutividade	-0,931577*	0,310901
<i>Kinbergonuphis orensanzi</i>	-0,401287	-0,491613	Turbidez	0,271891	0,584573
<i>Mooreonuphis lineata</i>	-0,227429	-0,257977	Oxigênio dissolvido	-0,705178*	0,559886
<i>Aricidea</i> sp.	0,832258*	0,224206	Temperatura	0,686401	-0,040187
<i>Sigambra tentaculata</i>	0,261678	0,538755	Salinidade	-0,945351*	0,087285
<i>Polydora nuchalis</i>	0,007722	-0,833171*	Variância Explicada	36,93%	23,41%

h. Discussão

▪ Comparação com Resultados Anteriores

A comparação entre os resultados aqui encontrados e aqueles referidos na literatura foi realizada com cautela, considerando a incompatibilidade de unidades utilizadas, heterogeneidade de técnicas e escalas de amostragem e diversidade das comunidades estudadas (Chardy & Clavier, 1988). Em relação ao canal de Santos, pouco se conhece sobre a macrofauna bentônica de fundos inconsolidados. Os únicos trabalhos publicados, sobre a macrofauna bentônica, foram realizados por Tommasi (1967) e Corbisier (1991). O foco do trabalho de Corbisier (1991) foi o macrobentos de praias arenosas do sistema estuarino de Santos. Como praias arenosas e estuários são sistemas distintos, abrigando uma fauna peculiar, os resultados não podem ser equiparados. Corbisier (1991) identificou um total de 24 espécies, sendo que os poliquetas dominaram tanto em número de espécies (14 spp) quanto de indivíduos (92,2 a 98,5% da fauna total). Destes, *Scolecopsis squamata* (Spionidae), *Laeonereis acuta* (Nereididae) e *Capitella capitata* (Capitellidae) foram as espécies mais abundantes. A associação destes poliquetas mais o oligoqueta *Tubifex* sp. é comumente encontrada em praias arenosas enriquecidas organicamente no litoral norte do estado de São Paulo (Rizzo & Amaral, 2000; 2001a,b).

Os resultados de Tommasi (1967) contribuem para o conhecimento faunístico e a distribuição das espécies na área referida. As variáveis abióticas analisadas por este autor foram salinidade, temperatura e teor de oxigênio, assim como a composição granulométrica do sedimento. Foram identificadas 149 espécies, sendo 52 poliquetas (representando 46,94% da macrofauna total), 26 bivalves, 20 equinodermatas, 17 crustáceos, 14 gastrópodes, 4 cnidários e 16 entre nemátodos, nemertíneos, pantópodos, briozoários, enteropneustas e peixes. Uma das duas estações onde Tommasi encontrou o maior número de espécies de poliquetas (15 spp) corresponde ao ponto 3 deste estudo (margem esquerda da entrada do canal, mais próxima à baía), onde também foram identificadas a maior riqueza (35 spp) e diversidade ($H' = 4.179$ bist/inds).

De um modo geral, os táxons de poliquetas mencionados por Tommasi, não diferem da lista aqui apresentada, mas a nomenclatura atual sofreu alterações devidas principalmente aos avanços em estudos taxonômicos e acuragem da microscopia. Alguns táxons de poliquetas listados por este autor, como *Telepsavus costarum* (Chaetopteridae), *Aglaophamus* sp. (Nephtyidae), Serpulidae, *Laonice* (Spionidae), não foram encontradas no presente estudo. Por outro lado, diversos poliquetas que apareceram com frequência neste estudo e em grandes quantidades não foram observados no levantamento de Tommasi (1967). Caso de *Mediomastus* sp. (Capitellidae), das famílias Cossuridae, Dorvilleidae, Hesionidae, Opheliidae, Paraonidae, Sabellidae e Sternaspidae cada uma representada por várias espécies. Mesmo as famílias que foram coletadas em ambos os estudos, apresentaram muito mais representantes neste presente estudo (p.ex. Onuphidae, com 10 spp. e Spionidae, com 9 spp).

Os resultados anteriores corroboram com os resultados obtidos no presente estudo no que diz respeito à formação de agrupamentos de estações formadas com base na composição e distribuição espacial de espécies e na sua correlação com o tipo de sedimento e parâmetros abióticos. No entanto,

o elevado número de espécies de poliquetas agora encontrado, pode estar relacionado a um maior esforço amostral ou um indicativo da introdução de espécies exóticas transportadas por navios em águas de lastro.

i. Conclusões Finais (*Macrobentos*)

- A análise total dos resultados revela que os anelídeos poliquetas são a maioria dos animais coletados, correspondendo a mais de 50% da macrofauna total. Dentre os organismos identificados em grandes grupos taxonômicos, depois dos poliquetas, os mais expressivos numericamente foram os nemátodos, seguidos pelos peracáridos, bivalves e holotúrias.
- Com relação à densidade relativa os poliquetas compreenderam 57,50% da macrofauna total (11.115,04 inds/600 l), distribuídos em 85 táxons e 35 famílias. Ocorreram em 116 dos 120 pontos amostrados e foram encontrados em porcentagens que variaram de 9% (amostra 3.2) até 100%
- A Análise de Componentes Principais (PCA) resultou em um dendrograma, utilizando os poliquetas, que distinguiu três grupos principais (G1, G2 e G3), com aproximadamente 45% de similaridade.
- O Grupo 1 é formado pela maior parte das estações de coleta (21 pontos amostrais), e pode ser subdividido em dois subgrupos: G1a e G1b. O G1a contém 3 estações (P1, P2 e P4) localizadas fora do canal, na Baía de Santos, que tiveram: a) densidade relativa média de poliquetas, riqueza, diversidade e equitatividade moderadas, b) os valores mais elevados observados para as variáveis abióticas, principalmente pH, condutividade, oxigênio dissolvido e salinidade, e c) sedimento composto basicamente de matéria orgânica. Já o G1b agrupou 18 estações, localizadas no canal da Piaçaguera, ao longo dos rios Casqueiro, Santana e Sândi e na porção superior do canal de Bertioga. Este agrupamento foi formado pelas estações com baixa abundância e riqueza de poliquetas (exceto as estações P27 e P38), cujas densidades relativas médias de poliquetas foram inferiores a 20 inds/5 lt e o número de táxons menor ou próximo a 10. O G3 agrupou o maior parte das estações de coleta e pode ser subdividido em dois subgrupos (G3a e G3b). O G3a apresentou valores mais altos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade, e mais baixos de turbidez, que o G3b. O G3a ficou separado em dois agrupamentos menores, um tendo valores ligeiramente mais baixos que o outro.
- As maiores riquezas, diversidades e equitatividade foram verificadas nos pontos localizados mais próximos à baía de Santos, onde também foram medidos altos valores nos principais parâmetros abióticos (pH, oxigênio dissolvido e salinidade) e em cujos sedimentos foi constatado uma mistura de fragmentos de conchas e matéria orgânica, resultando em um ambiente heterogêneo para o estabelecimento da macrofauna.

- Essa primeira componente principal parece sintetizar o efeito preponderante das condições hidrológicas (alternância de influências continental e marinha) sobre a distribuição espacial dos poliquetas.
- Os resultados anteriores corroboram com os resultados obtidos no presente estudo no que diz respeito à formação de agrupamentos de estações formadas com base na composição e distribuição espacial de espécies e na sua correlação com o tipo de sedimento e parâmetros abióticos. No entanto, o elevado número de espécies de poliquetas agora encontrado, pode estar relacionado a um maior esforço amostral ou um indicativo da introdução de espécies exóticas transportadas por navios em águas de lastro.

j. Megafauna Bentônica

São apresentadas aqui a composição das capturas realizadas nos levantamentos da fauna demersal-bentônica tanto da área do empreendimento, quanto do local atual de deposição do material dragado. As campanhas de coleta e resultados são aqui realizadas separadamente por se tratarem de ambientes distintos, não havendo lógica ecológica em suas comparações. Além disso, por ser uma fauna intrinsecamente relacionada à fauna íctica, as análises ecológicas se darão conjuntamente, no item “8.2.2.1 - Caracterização da Ictiofauna”.

- Metodologia de coleta

O arrasto de fundo, devido a sua baixa seletividade, é o amostrador mais indicado para conhecimento da composição da fauna de fundo. Emprega-se rede semibalão, com malhas distintas nas mangas (laterais) e no saco (parte final onde é mantida a captura). É uma arte ativa, i.e., vai de encontro ao pescado, rede essa utilizada na captura comercial de camarões e de peixes.

Na caracterização da fauna foram realizadas coletas em dez (10) pontos localizados dentro do estuário e três (03) pontos na área de deposição do material dragado e seu entorno (Figura 8.2.4-1 em anexo no final do capítulo). Cabe informar que para essa atividade foram contatados os órgãos competentes como a Capitania dos Portos, CODESP e Praticagem.

As lacunas eventualmente existentes, devido à impossibilidade de operação do aparelho de captura, foram cobertas por levantamento bibliográfico e entrevistas com os pescadores artesanais das Colônias de Pescadores de Santos (Z-1), Cubatão (Capatazia da Z-1), Guarujá (Z-3), São Vicente (Z-4) e Bertioga (Z-23).

No dia 18 de novembro de 2006, foi efetuada a coleta de fauna bentônica-demersal, no local de deposição do material dragado e seu entorno (Tabela 8.2.2.5.j-1) empregando a embarcação Rio

Caimã que atua na pesca de camarão com rede padrão para a pesca do camarão sete-barbas, do tipo semi-balão, com relinga inferior 20 m, superior 18 m, malha do corpo, saco e sobre-saco 25 mm. Os lances foram realizados em linha reta a partir de um ponto inicial marcado por Sistema de Posicionamento Global (GPS) com duração de 30 minutos cada.

Tabela 8.2.2.5.j-1: Coordenadas geográficas dos pontos e horários de amostragem da fauna bentônica-demersal.

Ponto de Coleta	Lançamento				Recolhimento			
	hora	latitude	Longitude	Profundidade	hora	latitude	Longitude	Profundidade
PCA 6	13:31	24°04,948' S	046°19,063' W	20,1	14:10	24°04,680' S	046°17,942' W	19,7
PCA 7	12:14	24°05,805' S	046°21,137' W	20,5	12:47	24°05,505' S	046°19,945' W	20,9
PCA 8	15:15	24°03,530' S	046°17,030' W	19,7	15:46	24°03,603' S	046°16,012' W	19,9

As campanhas apresentaram condições de navegação e de operação favoráveis à operação de pesca, uma vez que foi realizada após passagem de sistema pré-frontal.

Entre os dias 5 e 7 de março de 2007, foram realizadas as coletas de fauna bentônica-demersal na porção interna do estuário, utilizando-se a embarcação Philadelfia (Tabela 8.2.2.5.j-2; Figura 8.2.2.5.j-4). Os arrastos tiveram a duração de dez (10) minutos cada. Foram amostrados quatro (04) pontos por dia, a exceção do último dia, sendo eles: Ilha das Palmas, Santa Cruz dos Navegantes, Terminal de Containers e confluência do Canal do Estuário de Santos com o Canal de Bertioiga (05/03); Largo do Candinho, Monte Cabirão, Largo de Santa Rita e confluência do Canal do Estuário de Santos com o Canal de Piaçaguera (06/03), e Ilha Pompeba e Foz do Rio Mariana (07/03).

Tabela 8.2.2.5.j-2: Coordenadas geográficas dos pontos e horários de amostragem da fauna demersal-bentônica dentro da Baía de Santos e estuário.

Ponto de Coleta	Data	Lançamento				Recolhimento			
		hora	latitude	Longitude	Profundidade	hora	latitude	Longitude	Profundidade
PCA1	5/3/2007	08:18	24°00,330' S	046°19,635' W	10,0	08:28	24°00,541' S	046°19,821' W	10,80
PCA2	5/3/2007	08:28	23°59,651' S	046°18,068' W	16,5	09:27	23°59,515' S	046°18,078' W	10,00
PCA3	5/3/2007	10:40	23°57,481' S	046°18,046' W	12,0	10:50	23°57,653' S	046°17,893' W	12,90
PCA4	5/3/2007	11:32	23°55,600' S	046°18,648' W	3,7	11:42	23°55,601' S	046°18,995' W	6,00
PCA5	6/6/2007	8:55	23°54,765' S	046°13,800' W	4,3	09:06	23°54,586' S	046°13,555' W	2,70
PCA9	6/6/2007	10:25	23°55,060' S	046°16,163' W	3,7	10:30	23°55,080' S	046°15,986' W	4,10
PCA10	6/6/2007	13:33	23°55,030' S	046°20,335' W	2,4	13:41	23°54,970' S	046°20,581' W	1,50
PCA11	6/6/2007	14:50	23°54,853' S	046°21,780' W	5,0	15:00	23°54,955' S	046°21,540' W	3,40
PCA12	7/3/2007	10:09	23°56,161' S	046°24,906' W	2,3	10:18	23°56,266' S	046°24,716' W	1,90
PCA13	7/3/2007	12:27	23°56,971' S	046°25,511' W	2,5	12:37	23°57,153' S	046°25,365' W	2,80



Figura 8.2.2.5.j-4: Embarcação Philadelfia empregada nas amostragens no estuário e Baía de Santos.

O material coletado em cada operação de pesca foi previamente triado a bordo em grandes grupos, e armazenados em sacos de ráfia identificados por ponto de coleta interna e externamente, visando otimizar o processamento em laboratório. Em seguida, foi mantido resfriado em gelo no porão da embarcação até o momento do desembarque.

A equipe de campo foi constituída pelos Pesquisadores Científicos Sérgio L.S. Tutui e Acácio R.G. Tomás, pelos Biólogos Biólogo Sílvio dos Santos e Pedro M.F. Alves e pelo Acadêmico de Oceanografia Eder F. Bueno.

- Triagem

Em terra, o material proveniente das campanhas de coleta foi transportado para as dependências do Instituto de Pesca, sendo armazenado em câmara frigorífica a temperatura de -14°C para posterior triagem e análise.

No laboratório, a rotina de trabalho iniciava-se com o descongelamento natural do material e triagem individual de cada saco. A triagem constituiu-se de separação e posterior identificação dos organismos (Figuras 8.2.2.5.j-4 e 8.2.2.5.j-5), a identificação taxonômica utilizando com base em bibliografia específica para crustáceos (MELLO, 1996) e para moluscos (RIOS, 1986). Posteriormente, foram submetidos à contagem e pesagem individual. Os demais grupos foram identificados somente em grandes grupos (ordens ou classes).

Cabe informar que, a identificação dos briozoários foi realizada pela Bióloga Rosemary Maia com apoio da Dra. Laís Vieira Ramalho Canabarro (Museu Nacional, Rio de Janeiro).

A equipe de laboratório contou com a participação dos Pesquisadores Científicos Acácio Ribeiro Gomes Tomás e Sérgio Luiz dos Santos Tutui, o Biólogo Sílvio dos Santos e os Acadêmicos de Oceanografia Eder Ferreira Bueno e Carolina Braga Cesar.

Os dados gerados foram transferidos para planilhas eletrônicas e as espécies foram agrupadas empiricamente com base em sua importância comercial em três categorias: baixo, médio e elevado.



Figura 8.2.2.5.j-4: Triagem em laboratório: lula *Loligo plei*, estrela-do-mar *Asteroidea* e bolacha-do-mar *Mellita sp.*



Figura 8.2.2.5.j-5: Triagem em laboratório: camarão sete-barbas *Xiphopenaues kroyeri* para contagem numérica..

- Resultados – Local de Deposição do Material Dragado.

A Tabela 8.2.2.5.j-3 sumariza as capturas de organismos da megafauna bentônica, no local de deposição do material dragado.

Tabela 8.2.2.5.j-3: Composição das capturas, número de indivíduos e biomassa, por táxon da megafauna bentônica.

Nome Científico	Grupo Taxonômico	PCA 6		PCA 7		PCA 8		Total		Frequência Relativa	
		Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total	Número amostral	Peso total
Acetes americanus	crustáceo			15				15	0	0,08%	0,00%
Arenarius clibanarius	crustáceo	1	25	1	104			2	129	0,01%	0,23%
Artemesia longinaris	crustáceo	8	17	31	27			39	44	0,21%	0,08%
Callinectes danae	crustáceo	40	1035	15	483			55	1518	0,29%	2,76%
Callinectes ornatus	crustáceo	13	318	16	344	5	13	34	675	0,18%	1,23%
Dardanus arrosor	crustáceo			11	22			11	22	0,06%	0,04%
Emerita brasiliensis	crustáceo							0	0	0,00%	0,00%
Hemisquilla brasiliensis	crustáceo			4	26	1		5	26	0,03%	0,05%
Hepatus pudibundus	crustáceo	14	484	33	1182			47	1666	0,25%	3,03%
Libinia ferreirae	crustáceo	1	89					1	89	0,01%	0,16%
Litopenaeus schmiti	crustáceo	18	715	5	209	2	75	25	999	0,13%	1,82%
Persephona brasiliensis	crustáceo			2	18			2	18	0,01%	0,03%
Persephona lichtensteini	crustáceo			1	9			1	9	0,01%	0,02%
Petrochirus diogenes	crustáceo			2	22			2	22	0,01%	0,04%
Rimapenaeus constrictus	crustáceo			19	24			19	24	0,10%	0,04%
Syciona typica	crustáceo			8	2			8	2	0,04%	0,00%
Trachynopenaeus constrictus	crustáceo							0	0	0,00%	0,00%
Xiphopenaeus kroyeri	crustáceo	7505	530	1348	4065	9325	12990	18178	17585	96,23%	32,01%
Acteon sp	molusco			10	0			10	0	0,05%	0,00%
Arcinae sp	molusco			170	32			170	32	0,90%	0,06%
Buccinanops gradatum	molusco	10	212	10	107			20	319	0,11%	0,58%
Janthina sp	molusco			12				12	0	0,06%	0,00%
Loliguncula brevis	molusco	9	38	9	36	2	7	20	81	0,11%	0,15%
Olivancillaria urceus	molusco	23	441	14	319	54	797	91	1557	0,48%	2,83%
Tonna galea	molusco			1	12			1	12	0,01%	0,02%
Anemona	outros	10	69	10	37	38	268	58	374	0,31%	0,68%
Ascidea	outros			2	2			2	2	0,01%	0,00%
Asteroidea	outros		76		944	2	20	2	1040	0,01%	1,89%
briozoário	outros		245		27393		1025	0	28663	0,00%	52,18%
Ofiuoide	outros			57				57	0	0,30%	0,00%
Renilla sp	outros			4	24			4	24	0,02%	0,04%
Total		7652	4294	1810	35443	9429	15195	18891	54932		
Frequência Relativa		40,51%	7,82%	9,58%	64,52%	49,91%	27,66%				

Nessa área, crustáceos se apresenta como grupo taxonômico dominante, tanto em número de táxons identificados, como em número de indivíduos, em todos os pontos amostrados. Sendo que o maior número de indivíduos se deve, principalmente à captura de camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Quanto à biomassa, a elevada captura de briozoários no ponto PCA 7 mascara a real importância de crustáceos, que para esse quesito mostrou-se mais importante tanto no ponto PCA 6 quanto PCA 8, porém não na totalização da campanha (Figuras 8.2.2.5.j-6 a 8.2.2.5.j-8)

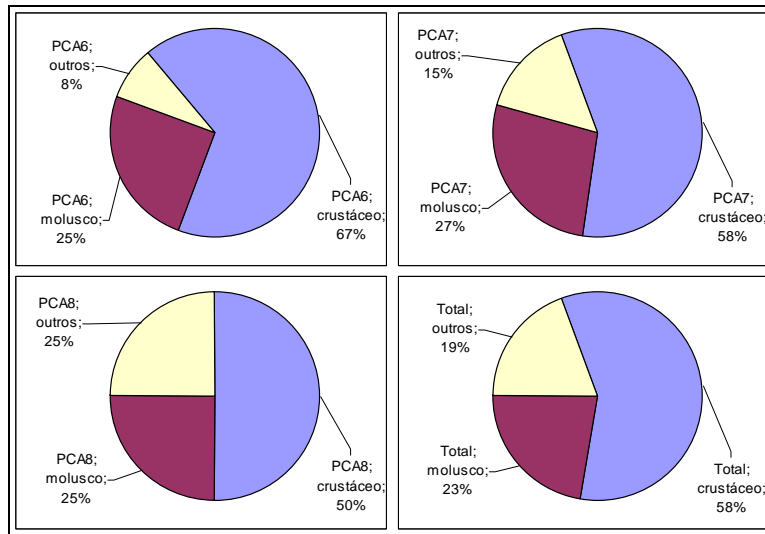


Figura 8.2.2.5.j-6: Participação, em número de táxons identificados, por grupo taxonômico.

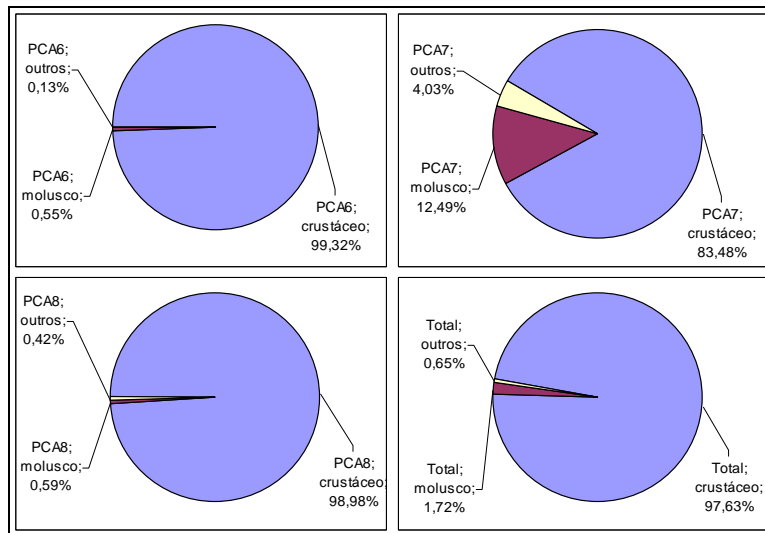


Figura 8.2.2.5.j-7: Participação, em número de indivíduos, por grupo taxonômico.

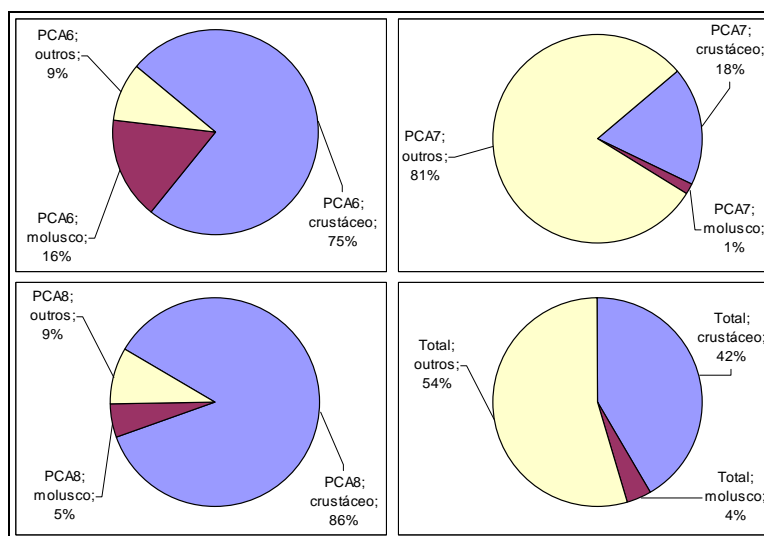


Figura 8.2.2.5.j-8: Participação, em biomassa, por grupo taxonômico.

▪ Resultados – Estuário

Os crustáceos responderam por nove (09) espécies com um total de trezentos e trinta e nove (339) exemplares (3,30% do total) e biomassa de 7658 g (24,8% do total). As duas espécies de siris do gênero *Callinectes* representaram 77,3% do número total e 94,0% do grupo. Além dessas, ocorreram o “siri-praga” *Portunus spinimanus* (0,37 % em peso), o “siri-baú” *Hepatus pudibundus* (0,4% em peso), o siri-candeia *Menippe nodifrons* (0,1% em peso), o camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (10,3% em número no grupo e menos de 0,1% da biomassa total) e o camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (respectivamente, 8,6% e menos de 0,1%), Tabela 8.2.2.5.j-4.

Dentre os moluscos, destaca-se tanto numericamente quanto em peso, o mexilhão-estuarino *Mytella falcata* (80,82% e 99,6%, respectivamente). Entretanto, segundo avaliação realizada entre os entrevistados e face também as observações da equipe de campo, esta espécie (agregada em bancos no fundo do estuário) e a congênera *M. guyanensis* parecem ser oportunistas, ampliando suas populações em função direta das ações antrópicas, como a supressão de manguezais que acelera o assoreamento e a conseqüente redução da profundidade das áreas mais internas do estuário. Registraram-se também a lambreta *Lucina pectinata* e a lula *Loliguncula brevis*, ambas somadas não atingem 0,15% da biomassa total.

Com relação aos outros grupos zoológicos, a anêmona-tapete, *Renilla* sp, apresentou quinhentos e setenta e sete (577) indivíduos (5,6% em número e 6,8% em biomassa do total geral e, respectivamente, 90,9% e 78,7% no grupo), sendo mais freqüente nos pontos mais internos amostrados influenciados pela língua salina (Largo de Santa Rita e boca do Canal de Piaçaguera) e afastadas dos dois (02) divisores de água identificados no interior do estuário (Largo do Candinho e Ilha Pompeba). No caso dos briozoários, somente é citada a ocorrência, uma vez que se torna inviável a sua quantificação numérica. Assim, devem ser considerada somente quanto à sua participação em peso. A espécie *Catenicella uberrima* (0,35% do total) é suspeita de ser alóctone

introduzida por água de lastro, sido relatada anteriormente para a Baía de Santos e arredores, sendo neste estudo registrada no ponto PCA1 (Ilha das Palmas). O item Hydrozoa (1,0%) somente ocorreu no ponto PCA 3.

Tabela 8.2.2.5.j-4 Composição das capturas, número de indivíduos e biomassa, por táxon da megafauna bentônica

Espécie	Grupo	Interesse Comercial	PCA 1		PCA 2		PCA 3		PCA 4		PCA 5		PCA 9	
			Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa
<i>Callinectes danae</i>	Crustaceos	médio			5	84	45	1818	29	1188	14	462	8	340
<i>Callinectes ornatus</i>	Crustaceos	médio	47	556			45	691	3	15				
<i>Dardanus arrosor</i>	Crustaceos	baixo			1	13								
<i>Hepatus pudibundus</i>	Crustaceos	baixo			3	90								
<i>Litopenaeus schmiti</i>	Crustaceos	elevado			28		2	2	1	1	332	1495	1	10
<i>Menippe nodifrons</i>	Crustaceos	baixo						33						
<i>Persephona liechenstein</i>	Crustaceos	baixo			1									
<i>Portunus spinimanus</i>	Crustaceos	baixo	5	246										
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Crustaceos	elevado					29							
<i>Loliguncula brevis</i>	Moluscos	baixo			10		1							
<i>Lucina pectinata</i>	Moluscos	baixo			1	26		3			11			
<i>Mytella falcata</i>	Moluscos	médio				4						110	2500	
<i>Anemona</i>	Outros	baixo	5		2									7080
<i>Ascidia</i>	Outros	baixo						3808		302				
<i>Asteroidea</i>	Outros	baixo	47			83		5						
<i>Catenicella uberima</i>	Outros	baixo			1	205								
<i>Holothenidea</i>	Outros	baixo			1			683						
<i>Renilla sp</i>	Outros	baixo			83		132	3					305	
<i>Hydrozoa</i>	Outros	baixo			1			234						
Total			104	802	137	505	254	7280	33	1506	357	2067	2814	7430
Frequência Relativa			1,08%	2,12%	1,42%	1,34%	2,63%	19,27%	0,34%	3,99%	3,70%	5,47%	29,17%	19,67%

Espécie	Grupo	Interesse Comercial	PCA 10		PCA 11		PCA 12		PCA 13		Total		Frequência Relativa	
			Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa	Número de Indivíduos	Biomassa
<i>Callinectes danae</i>	Crustaceos	médio	7	250	53	1596	8	164	8	432	177	6334	1,83%	16,77%
<i>Callinectes ornatus</i>	Crustaceos	médio	1	8	3	54					99	1324	1,03%	3,51%
<i>Dardanus arrosor</i>	Crustaceos	baixo			1	6					2	19	0,02%	0,05%
<i>Hepatus pudibundus</i>	Crustaceos	baixo									3	90	0,03%	0,24%
<i>Litopenaeus schmiti</i>	Crustaceos	elevado			3	22					367	1530	3,80%	4,05%
<i>Menippe nodifrons</i>	Crustaceos	baixo					2				2	33	0,02%	0,09%
<i>Persephona liechenstein</i>	Crustaceos	baixo									1	0	0,01%	0,00%
<i>Portunus spinimanus</i>	Crustaceos	baixo									5	246	0,05%	0,65%
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Crustaceos	elevado									29	0	0,30%	0,00%
<i>Loliguncula brevis</i>	Moluscos	baixo						39			11	39	0,11%	0,10%
<i>Lucina pectinata</i>	Moluscos	baixo					1		2		15	29	0,16%	0,08%
<i>Mytella falcata</i>	Moluscos	médio					5800	35		14	8300	163	86,05%	0,43%
<i>Anemona</i>	Outros	baixo						15110			7	22190	0,07%	58,74%
<i>Ascidia</i>	Outros	baixo		305		131	1				1	4546	0,01%	12,03%
<i>Asteroidea</i>	Outros	baixo									47	88	0,49%	0,23%
<i>Catenicella uberima</i>	Outros	baixo									1	205	0,01%	0,54%
<i>Holothenidea</i>	Outros	baixo									1	683	0,01%	1,81%
<i>Renilla sp</i>	Outros	baixo									577	3	5,98%	0,01%
<i>Hydrozoa</i>	Outros	baixo	57								1	252	0,01%	0,67%
Total			65	563	60	1809	5812	15348	10	464	9646	37774		
Frequência Relativa			0,67%	1,49%	0,62%	4,79%	60,25%	40,63%	0,10%	1,23%				

8.2.2.6 Caracterização das comunidades planctônicas

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos para o plâncton, já com indicação referente à composição, riqueza, diversidade e abundância. São analisadas a abundância e a distribuição do fito e zooplâncton nas estações amostradas, destacando aspectos relacionados ao risco potencial de florações algais nocivas. Previamente é apresentado uma revisão geral da literatura científica, sobre os estudos realizados no sistema estuarino de Santos e litoral paulista, sobre os temas eutrofização, comunidade fitoplanctônica e florações algais nocivas.

a. Introdução

O plâncton é constituído por organismos pelágicos cujo poder de deslocamento é insuficiente para vencer a dinâmica das massas de água e correntes no ambiente aquático. É possível classificar o plâncton de diversas maneiras. Com base no modo de alimentação, por exemplo, podemos classificar os organismos em: 1-autótrofos, ou seja, capazes de sintetizar o próprio alimento; estes organismos incluem o grupo dos fotossintéticos, que apresentam clorofila, e quimiossintéticos, que sintetizam seu alimento a partir de substrato inorgânico e utilizando a energia de ligações químicas desses substratos; 2-em heterótrofos, organismos que necessitam alimentar-se de matéria orgânica produzida pelos autótrofos; estes organismos são constituídos fundamentalmente pelo zooplâncton; e 3- mixotróficos, organismos que podem realizar fotossíntese (possuem pigmentos fotossintéticos) em determinadas condições, mas que, em condições especiais, podem sobreviver como heterótrofos. Outra classificação possível é com base no ciclo de vida. O organismo que passa todo o seu ciclo de vida no plâncton é denominado holoplâncton; os organismos que passam apenas parte de sua vida no plâncton (em geral fases larvais) é denominado meroplâncton. Uma terceira classificação utilizada é aquela com base no tamanho. A classificação por tamanho é bastante adotada, pois decorreu naturalmente do tipo de equipamento de coleta utilizado ao longo do desenvolvimento dos estudos sobre o plâncton. Assim, os primeiros estudos basearam-se em coletas realizadas com rede.

Verificou-se, pela prática, que a menor malha de rede adequada deve ter 20µm de malha. Esse tipo de malha captura predominantemente organismos do fitoplâncton ou pequenos organismos do zooplâncton. Além disso, verificou-se que, utilizando-se malha de 200µm, era possível coletar predominantemente organismos do zooplâncton. Com o desenvolvimento do microscópio invertido, foi possível estudar organismos de amostras integrais de água, após sedimentação em câmaras especiais para efeito de concentração (método de Utermohl). Assim, foi possível estudar organismos menores que 20µm. Entretanto, o limite de detecção do microscópio ótico situa-se em torno de 2µm. Organismos menores que 2µm exigem outros tipos de microscopia para sua análise. Esta divisão criada pela técnica gerou a classificação dimensional proposta por Sieburth (1978). De acordo com essa classificação, com base no número 2 como divisor de ordens de grandeza, os componentes do plâncton podem ser divididos em várias categorias, onde se destacam como

constituintes o picoplâncton (0,2-2,0 μm), formado por bactérias heterótrofas e autótrofas; o nanoplâncton (2,0 a 20 μm), formado por organismos fitoplanctônicos e pequenos protozoários; o micropoplâncton (20 a 200 μm), com predomínio de fitoplâncton e pequenos organismos do zooplâncton e o macropoplâncton (200 μm a 2 cm), ambos compostos por organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos, porém a fração macropoplânctônica é dominado principalmente por organismos zooplanctônicos.

Esta classificação com base no tamanho demonstrou ser extremamente útil em termos ecológicos, pois as diferentes frações apresentam distintos papéis na rede trófica, quer como parte da rede trófica tradicional quer como parte da denominada alça microbiana. Também apresentam distinto grau de atividade metabólica, quer seja em termos de produtividade (consumo de CO_2), quer seja em termos de processos de consumo de O_2 .

O fitoplâncton é constituído por organismos autótrofos e mixotróficos, que antigamente eram classificados como Monera (cianobactérias e proclorófitas) e Plantae (demais táxons), e nas classificações mais modernas pertencem aos domínios Bacteria (cianobactérias e proclorófitas), e Eukaria, Reino Protista (Van Den Hoek *et al.*, 1998). Em ambientes estuarinos e baías, os autótrofos são representados por microfítobentos, epífitas, macroalgas e comunidade fitoplanctônica. A importância relativa de cada uma destas comunidades é controlada por fatores físicos, químicos, geomorfológicos e geológicos. Segundo Correl (1978), à medida que a profundidade da coluna de água aumenta nos ambientes costeiros, a importância da produtividade primária por parte da comunidade fitoplanctônica também aumenta. Processos que promovem o desenvolvimento e a manutenção do fitoplâncton na zona eufótica, e conseqüentemente do zooplâncton, seus consumidores diretos, como a entrada de nutrientes, contribuem para o aumento da produtividade local.

O zooplâncton é constituído por uma comunidade altamente diversificada de organismos, que inclui desde protistas microscópicos até organismos visíveis a olho nu, como sifomedusas, quetognatos e eufausiáceos. Estes organismos desempenham um papel fundamental na rede trófica pelágica, quer como consumidores, presas ou competidores, bem como na reciclagem de compostos orgânicos e inorgânicos. O recrutamento de inúmeras espécies de peixes depende da disponibilidade dos organismos do microzooplâncton para servirem de alimento para as larvas. Como os organismos do zooplâncton são transportados passivamente pelas correntes marinhas, sua distribuição espacial está estreitamente relacionada às massas de água. No entanto, a sobrevivência, o crescimento e a reprodução dos organismos zooplanctônicos não dependem apenas dos parâmetros físicos e químicos das águas. Todos os fatores biológicos e ecológicos que afetam o metabolismo do zooplâncton, como a disponibilidade e qualidade do alimento, a predação e os diversos tipos de simbiose são igualmente importantes (Boltovskoy, 1967, Dadon & Boltovskoy, 1982).

Assim, as espécies que possuem exigências ecológicas semelhantes formam associações adaptadas tanto aos gradientes físicos e químicos das massas de água como ao seu estado trófico

correspondente (Margalef, 1967). Portanto, o estudo das associações de organismos do zooplâncton é essencial no entendimento do funcionamento do ecossistema.

O conhecimento sobre a ocorrência, distribuição e abundância de organismos planctônicos em áreas costeiras é um pré-requisito para qualquer plano de manejo que vise o conhecimento das implicações causadas pela entrada de poluentes, pois estes organismos respondem rapidamente às modificações ambientais através de alterações na biomassa e composição. Outros aspectos importantes e de relevância para a saúde pública são: a ocorrência de espécies de microalgas nocivas e, em áreas portuárias, a introdução de espécies exóticas através de água de lastro. Além disso, o aumento exagerado da produtividade primária pode indicar eutrofização (Nixon, 1992), que leva à ocorrência de florações algais, tóxicas ou não.

b. Estado da arte do plâncton na Baixada Santista e no Brasil

A Baixada Santista, região que compreende a área estudada no presente trabalho, engloba o sistema estuarino de Santos e São Vicente e sofre intensos despejos de efluentes domésticos (via emissários submarinos e estuários), industriais (principalmente na região de São Vicente-Santos, via estuários e tributários na região da COSIPA) e de resíduos provenientes da atividade portuária no Estuário de Santos. Nesta região, poucos trabalhos foram realizados para a identificação de fontes de eutrofização (CETESB, 2001; FUNDESPA, 1998; CETESB, 1978).

A maior parte dos esforços realizados para a identificação de fontes de eutrofização na Baixada Santista se concentrou na região da Baía de Santos e em menor escala nos estuários de São Vicente, Santos e Bertioga. Essa região apresenta-se mais eutrofizada do que as demais regiões da Baixada Santista (FUNDESPA, 1998). As regiões circunvizinhas dos estuários de São Vicente e Santos e Baía de Santos são ocupadas por grandes centros urbanos e industriais. Toda esta ocupação urbana e industrial acarreta em intensos despejos de efluentes por todo complexo estuarino.

Apesar da Baía de Santos e estuários adjacentes (São Vicente, Santos e Bertioga) representarem as regiões mais estudadas da Baixada Santista, estudos continuados enfocando as relações entre a comunidade fitoplanctônica e as variações nos parâmetros físicos e químicos nesta região são raros.

Dos primeiros trabalhos publicados durante a década de 70 até hoje sobre a Baía de Santos e adjacências, podemos citar alguns estudos que englobaram os aspectos listados acima. Giancesella-Galvão (1978, 1982), efetuou medidas de produção primária e do índice fotossintético máximo (Pb max) a cada dois meses, durante o ano de 1976 na Baía de Santos. Os valores das taxas de produção primária obtidos por esta autora apresentaram um máximo de $488,4 \text{ mgC/m}^3 \text{ h}^{-1}$ e estão entre os mais elevados para ambientes marinhos tropicais. Os valores de clorofila-a foram altos (valor máximo de $55,32 \text{ mg/m}^3$), quando comparados a regiões costeiras ou oceânicas, porém, estão dentro do esperado para regiões eutrofizadas.

O efeito dos nutrientes sobre as populações fitoplanctônicas foi estudado em 1975 através de bioensaios com águas provenientes da Baía de Santos pela CETESB (1978), como parte de um

levantamento das condições ambientais pré-construção do emissário submarino de esgotos na Baía de Santos. Além dos estudos envolvendo fitobioensaios foram realizadas análises de clorofila e produção primária. Os valores de clorofila-a, no Estuário de Santos chegaram a 50,6 mg/m³ (fevereiro), nas demais épocas do ano estes valores estiveram entre 2 e 5 mg/m³ (exceto em dezembro 1976, onde foi obtido um valor máximo de 102 mg/m³, na maré baixa). Na Baía de Santos os valores mais elevados se situaram junto às praias (40 mg/m³). Os resultados dos bioensaios feitos pela CETESB (1978) mostraram o efeito altamente bioestimulante de todas as amostras de água coletadas. Os experimentos demonstraram a capacidade das águas da região em manter altos níveis de biomassa fitoplanctônica e constataram o alto grau de eutrofização do ambiente, anteriormente à construção do emissário submarino de esgotos.

Aspectos hidrológicos e a poluição no Estuário de Santos são discutidas em Tommasi (1979,1982). Este autor relaciona o aumento da biomassa fitoplanctônica ao grande volume de nutrientes originários de efluentes domésticos, municipais e industriais e também classifica esta área como eutrofizada, com grande capacidade para estimular o aumento de biomassa algal.

Pereira (1985) efetuou medidas mensais de nutrientes dissolvidos nos estuários de São Vicente, Santos e Baía de Santos. As amostragens foram realizadas em 1974, antes da construção do emissário submarino, portanto. As concentrações máximas obtidas por este autor foram obtidas no estuário de Santos, na região próxima ao Canal de Piaçaguera.

Com o objetivo de avaliar a produção primária microfitobentônica da zona entre-marés da Praia da Enseada (Guarujá), Ponta da Praia (Santos) e Vicente de Carvalho (Guarujá), relacionando-a a dias contínuos de chuva e de sol, Sousa (1983, 1985) e Sousa *et al.* (1998), observaram a extrema relação da produtividade do microfitobentos com os dias chuvosos (mais baixa) e os dias de sol (mais alta). Além disso, a estação de amostragem em Vicente de Carvalho, quando comparada às demais praias amostradas, apresentou altas concentrações de clorofila e matéria orgânica, em relação às demais praias estudadas. Estes autores sugerem que no Sistema Estuarino de Santos, a produção primária por parte do microfitobentos, representa uma contribuição significativa para a produtividade primária total da área.

Sousa & David (1996) e David (1997) estudaram a variação de pigmentos fotossintéticos do microfitobentos na Praia de Aparecida, em Santos, durante a maré baixa. Estes autores sugerem, com base na circulação da Baía de Santos e estuários (HARARI, 1996), que a alta concentração de feopigmentos (valores superiores a 70 % da clorofila-a total) é oriunda dos estuários.

A variação da biomassa fitoplanctônica frente a variações físicas e químicas na região do Canal de Bertiooga foi estudada por Ganesella *et al.* (2000, 2005) que observaram o caráter eutrófico natural desta região, ainda pouco impactada no trecho estudado. A baixa biomassa fitoplanctônica, em função da grande disponibilidade de nutrientes no canal, foi interpretada como decorrente do baixo tempo de retenção e da instabilidade hidrodinâmica no Canal de Bertiooga, conforme observações das condições físicas fornecidas por Miranda *et al.* (1998).

Em 1998, a pedido da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas (FUNDESPA) realizou uma rede de estações englobando a região da Baixada Santista (Guarujá, Santos e Praia Grande) e o Canal de São Sebastião (20 estações no Canal). Os relatórios apresentados por esta fundação (FUNDESPA, 1998), abordando tanto aspectos físicos e químicos quanto biológicos, dentre eles biomassa fitoplanctônica e produção primária, também apontam a Baía de Santos como uma região com alto grau de eutrofização (as concentrações de clorofila-a atingiram valores da ordem de 50 mg/m^3).

Já na década atual, Braga *et al.* (2000), analisaram nutrientes e coliformes fecais nos 6 canais que deságuam na Baía de Santos e observaram que a contaminação existente nestes canais é alta, além das altas concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados, concluindo que estes constituem uma fonte significativa de eutrofização para a Baía de Santos.

Frazão (2001), em um estudo sobre as condições tróficas dos ecossistemas costeiros de Ubatuba, Praia Grande e Santos, destaca a Baía de Santos como a região mais eutrofizada dentre as áreas estudadas. Esta autora observou valores de produtividade primárias extremamente altos para a região ($5620 \text{ mg C/ m}^3 \text{ h}$, junto à entrada do Estuário de Santos).

Em 2001 a CETESB publicou um trabalho relatando concentrações de metais no sedimento e na biota dos estuários de Santos e São Vicente. Os meios de comunicação divulgaram que estes estuários se encontravam em estado de calamidade pública. Entretanto, quando se comparam os resultados das medidas recentes com as concentrações destes compostos na coluna de água na década de 70, início de 80, verifica-se que sofreram uma redução de cerca de 90% referente à concentração de metais, carga orgânica, fluoretos, fenóis e resíduos sedimentáveis, em relação ao estudo realizado por este órgão em 1984, quando teve início o programa de monitoramento ambiental na região de Cubatão. O relatório de 2001 atribui à diminuição de emissão das fontes industriais no Complexo Estuarino de São Vicente- Santos à ação deste programa.

Entretanto, em relação às concentrações de nutrientes e biomassa, constata-se que os níveis de eutrofização na Baía de Santos continuam semelhantes àqueles observados nos estudos realizados por Pereira (1985), Giancesella-Galvão (1978) e CETESB (1978), antes da construção do emissário submarino, conforme se verifica pelos dados apresentados em FUNDESPA (1998), Frazão (2001), Moser (2002) e Moser *et al.* (2004, 2005). Os trabalhos de Moser (2002) e Moser *et al.* (2004, 2005), especificamente, indicam que o Complexo Estuarino de São Vicente-Santos é, atualmente, a principal fonte de eutrofização para a região. O parque industrial instalado na área, as atividades portuárias e a vocação turística da região, demandam a urgência de trabalhos que avaliem de modo continuado as condições de qualidade das águas, na Baía de Santos e no interior dos estuários, através da identificação, quantificação e controle das fontes de poluição hídrica.

Neste sentido, os projetos ECOSAN e ECOMANAGE, em andamento atualmente, o primeiro coordenado pelo Instituto Oceanográfico da USP (Fapesp) e o segundo pelo Instituto Superior Técnico de Lisboa (CE), em conjunto com o Instituto Oceanográfico da USP e

Universidade Santa Cecília, são ações importantes que têm por objetivo quantificar a contribuição do sistema estuarino de Santos para a eutrofização da plataforma adjacente e a modelagem do efeito das diferentes fontes de eutrofização para o sistema estuarino de Santos, respectivamente.

Portanto, considerando-se a importância ambiental do sistema estuarino de Santos e São Vicente no seu sentido mais amplo: ecológico, social e econômico, bem como o grau de contaminação a que este tem sido submetido, tornam-se prementes estudos que possam efetivamente contribuir para um direcionamento das ações de controle da poluição hídrica na região.

c. Florações algais nocivas e o processo de eutrofização

Problemas relativos às microalgas tóxicas têm sido trabalhados e discutidos por muitas categorias de pesquisadores: ecologistas, taxonomistas, toxicologistas, por pessoas envolvidas em monitoramento dos efeitos nocivos de algas tóxicas, por políticos, jornalistas, etc. A questão tem tomado um vulto tão grande por suas conseqüências sociais, de saúde pública e econômicas que o IOC- Internacional Oceanographic Commission, da UNESCO, criou um Centro específico para estudar esse assunto, o *Centre on Harmful Algae*, em Copenhagen.

A produção de toxinas por algumas espécies de microalgas, como certos dinoflagelados e cianobactérias, está relacionada à competição por recursos. Como estes organismos não são competidores eficientes utilizam a estratégia de alelopatia para melhorar seu desempenho na competição (Tillmann 2003). Em Hallegraeff (2003) são listadas algumas enfermidades produzidas pelas toxinas no homem e na biota bem como os organismos causadores, como:

- Toxinas DSP (“Diarrhetic Shellfish Poisoning”)- ácido ocadaico e dinophysistoxina-1. Produz sintomas gastrointestinais; a exposição crônica leva a formação de tumores no trato digestivo. Exemplos de organismos que produzem a toxina: *Prorocentrum minimum*, *Dynophysis acuminata*.
- Toxinas ASP – “Amnesic Shellfish Poisoning”- Ácido domóico, sintomas gastrointestinais e neurológicos: alucinações, confusão, diminui a reação à dor e perda de memória. Exemplo de organismos produtores: *Pseudonitzschia seriata*, *P. delicatissima*.
- Toxinas PSP – “Paralytic Shellfish Poisoning”- Saxitoxina, sintomas gastrointestinais, sensação de dormência nos lábios e membros, dores de cabeça, paralisia de membros, morte por parada respiratória. Exemplo de organismos produtores: *Alexandrium tamarenis*.
- Toxinas NSP – “Neurotoxic Shellfish Poisoning”- Brevetoxina, sintomas gastrointestinais, dificuldade de respirar e parada respiratória. Exemplo de organismos produtores: *Gymnodinium catenatum*.

A bioacumulação e biomagnificação das toxinas na trama trófica foi estudada através de experimentos com cianotoxinas (Engström-Öst *et al.* 2002; Lehtiniemi *et al.* 2002; *et al.* 2003),

brevetoxinas (Tester *et al.* 2000), toxinas DSP (Maneiro *et al.* 2000; Kozlowsky-Suzuki *et al.* 2006) e as toxinas PSP (Frangópulos *et al.* 2000; Turner *et al.* 2000; Guisande *et al.* 2002; Teegarden *et al.* 2003), a bioacumulação destas toxinas foi comprovada em organismos zooplânctônicos (Engström-Öst *et al.* 2002), em peixes juvenis (Tester *et al.* 2000) e em predadores de topo (Durbin *et al.* 2002).

Atualmente a comunidade científica se esforça para compreender os padrões e mecanismos relacionados à dinâmica das populações fitoplânctônicas. Exemplos deste esforço foram os programas ligados à UNESCO (i.e. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms - GEOHAB*, disponível na internet no endereço: <http://ioc.unesco.org/hab/GEOHAB.htm> e *IOC Harmful Algal Bloom*, disponível na internet no endereço: <http://ioc.unesco.org/hab/default.htm>).

O papel da eutrofização costeira na proliferação do fitoplâncton nocivo e no aumento das florações tem sido bastante estudado (Cembella *et al.*, 1984; Dahl *et al.*, 1989; Anderson, 1997; Carlsson *et al.*, 1999), embora ainda não satisfatoriamente no Brasil. Segundo Hallegraeff (2003) a frequência de florações fitoplânctônicas aumentou desde a década de 70. Entretanto, os estudos no Brasil são recentes, com ênfase para a região sudeste (Owen *et al.*, 1992; Giancesella-Galvão *et al.*, 1995, entre outros) e especificamente para o sistema estuarino de Santos (i.e. CETESB, 2004; Masuda, 2006), porém ainda são poucos os trabalhos que consideram relações entre a ocorrência dos episódios e as variações sazonais de variáveis e parâmetros oceanográficos.

O desenvolvimento do fitoplâncton está associado às condições hidrodinâmicas e químicas do ambiente, tanto em escalas de tempo curtas quanto em variações sazonais. A capacidade de resposta dos organismos à variabilidade desses parâmetros nessas diferentes escalas temporais é uma ferramenta que permite compreender a dinâmica das populações fitoplânctônicas e avaliar a evolução da composição específica dessas comunidades. Respostas dos organismos em curtas escalas de tempo podem ser avaliadas com base em coletas em escala horária, compreendendo um ou vários ciclos de maré consecutivos, enquanto que as respostas em longas escalas de tempo exigem a realização de estudos sazonais.

Na década de 70 a região da Baixada Santista apresentou um crescimento urbano superior ao do Estado de São Paulo apoiado nos setores secundários e terciários. Devido a este processo de urbanização ocorreu o que Vaz-Cid & Cid (1998) denominaram de “estrangulamento do espaço físico”. Esta situação fez com que a parcela da população que não tinha recursos para ocupar espaços urbanos nas Ilhas de São Vicente e Santo Amaro se estabelecesse em áreas impróprias, tais como morros e encostas da Serra do Mar (Cubatão), áreas de manguezais (Santos, São Vicente e Guarujá) e áreas sujeitas à ação de marés (Santos, São Vicente), com efeitos negativos sobre a qualidade de vida e impactando o ambiente. No intenso processo de industrialização e urbanização que caracterizou a Baixada Santista, o município de Santos sempre marcou o espaço regional como principal pólo econômico, comercial e turístico, a despeito do suporte industrial proporcionado por Cubatão e das atividades portuárias.

O crescimento populacional da baixada santista entre 2004 e 2005 alcançou a marca de 2,5% ao ano, com 1.399.838 habitantes em 2005 (IBGE, 2006). Entre os anos de 2004 e 2005 a cidade de Santos apresentou o maior crescimento demográfico, representando 30,5% do total de habitantes da baixada santista. Outro aspecto relevante na região é o aumento periódico e sazonal (respectivamente, feriados prolongados e período de férias de verão e inverno) da população. Toda esta ocupação urbana e industrial acarreta em intensos despejos de efluentes por todo complexo estuarino de Santos (Moser, 2002).

d. Florações algais nocivas em ambientes marinhos costeiros no Brasil

Em nível nacional, a Base de Dados Tropical – BDT (www.bdt.fat.org.br/workshop/costa) inclui para as águas marinhas brasileiras uma riqueza de 1.364 espécies do fitoplâncton marinho que representam 12 categorias taxonômicas. Apesar desta diversidade, não existem muitas descrições de florações algais nocivas no Brasil. Este fato pode estar relacionado à falta de monitoramento continuado e de divulgação em revistas de ampla distribuição (Proença & Rörig, 1995).

Segundo Odebrecht *et al.* (2002), os estudos sobre florações algais nocivas no país se dividem em duas fases: (1) fase descritiva e (2) fase descritivo-experimental. A primeira se preocupa em registrar eventos de florações algais desde o princípio do século XX até hoje e a segunda teve início em 1995, decorrente de projeto iniciado em 1991, com os programas internacionais ligados à Comissão Oceanográfica Intergovernamental (IOC-UNESCO). Esta fase envolve tanto o isolamento e experimentos com fitotoxinas como os estudos sobre as condições oceanográficas favoráveis ao surgimento de tais populações.

O primeiro registro histórico de um episódio de maré vermelha no Brasil foi descrito para a Baía de Guanabara (RJ) no início do século XX, por Faria (1914 apud. Odebrecht *et al.*, 2002). Neste estudo o autor relata mortandade de peixes associando-a a floração do dinoflagelado *Glenodinium trochoideum* (= *Scrippsiella trochoidea*), sugerindo que a causa da morte estava associada à produção de toxinas por este dinoflagelado. Atualmente se sabe que este organismo não produz toxinas e provavelmente os peixes morreram por depleção do oxigênio.

Para a região nordeste do país existem poucos registros de florações de algas nocivas em comparação às regiões sul e sudeste (Odebrecht *et al.*, 2002). Tal fato não implica em que aquela região tenha menor incidência de florações, mas pode refletir apenas um monitoramento menos intensivo. Florações de *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) *erythrae* são comuns na costa nordeste e foram registradas na década de 60 e 90 (Satô *et al.*, 1963-64; Carvalho *et al.*, 1999). A síndrome conhecida como “febre de Tamandaré” ou “Tingui” foi associada com a presença desta cianobactéria. A toxina produzida por esta espécie (“trichamide”) foi isolada e não é excretada pelas células saudáveis, sendo liberada apenas quando há lise celular. No litoral de São Paulo uma floração de *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) *erythraeum* de cerca de 30 km de extensão foi descrita por Giancesella-Galvão *et al.* (1995).

No final da década de 70 e início da década de 80 Giancesella-Galvão (1978) observou a dominância da diatomácea *Skeletonema costatum* na Baía de Santos (SP). Apesar desta espécie não produzir toxina, ela é descrita em Hallegraeff (2003) como nociva, e Zavala-Camin & Yamanaka (1980) reportam a ocorrência de acúmulos de diatomáceas em praias dissipativas no litoral de São Paulo. A ocorrência de manchas de diatomáceas em praias dissipativas é comum e faz parte da ecologia trófica deste ecossistema, pois serve de alimento para o zooplâncton, juvenis de tainha e outros peixes (Talbot *et al.*, 1990). Alguns trabalhos na década de 90 já foram classificados como pertencentes à fase descritivo-experimental dos estudos de florações algais nocivas, como o realizado por Zenebon & Pregnolato (1992) em Santa Catarina, onde estes autores descrevem a floração de *Dynophysis* spp e analisam a contaminação por toxina DSP (veneno diarréico de moluscos) e os trabalhos realizados por Proença *et al.* (1998a e b, 1999a e b) e Proença & Rörig (1995), em estudos voltados para a análise de toxinas que resultaram em contaminação de moluscos em Santa Catarina.

A partir de 2000 há um incremento dos estudos descritivo-experimentais, principalmente no sul do país, com maior vocação para a maricultura. As toxinas encontradas até o momento na região costeira do Brasil incluem ácido ocadáico, saxitoxinas e congêneres (NeoSTX, GTX1-4, C1, C2) e ácido domóico, provenientes de várias microalgas como *Dynophysis acuminata*, *Ostreopsis ovata*, *Alexandrium tamarense*, *Gymnodinium catenatum* e *Pseudonitzschia* spp (Proença *et al.*, 2001; Proença & Mafra, 2005). Entretanto, estudos voltados à interpretação das condições oceanográficas responsáveis pela ocorrência de florações ainda são incipientes no Brasil.

Segundo Villac *et al.* (In CETESB, 2004), o conhecimento histórico sobre a biodiversidade de fitoplâncton do litoral paulista privilegiou o estudo da classe das diatomáceas que, de fato, apresenta maior diversidade em termos mundiais. Porém estudos realizados na região da baixada santista (i.e. Moser, 2002; CETESB, 2004; Masuda, 2006) destacam a ocorrência e o aumento da comunidade de dinoflagelados quando comparado a estudos pretéritos, sendo um fato preocupante, pois grande número de espécies desse grupo que produzem toxinas e são poucos estudados. Além disso, outros problemas são observados nessa região, através dos estudos de Giancesella-Galvão (1978) e Moser *et al.* (2004) verifica-se o aumento progressivo do processo de eutrofização, o que pode gerar possíveis impactos na saúde pública e na economia.

Giancesella (inf. pessoal) relata observações pessoais de florações de *Trichodesmium* (*Oscillatoria*) *erythraeum* ao largo da costa de Santos em setembro de 2005 e março de 2006, durante a realização de cruzeiros oceanográficos do projeto ECOSAN, que persistiram por mais de 20 dias em cada ocasião. A incidência dessas florações parece estar aumentando, posto que na própria página da Cetesb, (www.cetesb.gov.br/Água/praias/algas.asp) em 15/11/2006, é mencionado que “recentemente foram verificadas florações da cianobactéria *Trichodesmium* e da diatomácea *Hemiaulus* sp. em toda a costa do litoral paulista, e da diatomácea *Anaulus* sp na região de Santos”.

Portanto, para o litoral de São Paulo, estudos que discutam a ocorrência de espécies nocivas e as prováveis implicações para a saúde pública e economia desta região costeira são essenciais.

e. Zooplâncton dos ambientes marinhos costeiros no Brasil

O zooplâncton nas águas costeiras da região sudeste, particularmente do estado de São Paulo começou a ser estudado mais intensivamente na década de 50, principalmente sob o enfoque taxonômico e de distribuição de espécies. Muitos dos estudos publicados nessa época, ou na década seguinte, são considerados ainda hoje como referências-chave para determinados grupos taxonômicos, como por ex, os trabalhos de Björneberg (1963) sobre copépodos e os de Forneris (1965) sobre apendiculárias. Entre 1958 e 1961, diversos trabalhos foram realizados enfocando as regiões costeiras de Santos e Cananéia até profundidades de no máximo 50m (i.e. Vannucci, 1962; amostras coletadas entre 1958 e 1961). Assim, datam dessa época a identificação dos gêneros *Penilia* e *Evadne* como indicadores de águas costeiras. Não havia, entretanto, preocupação com os aspectos da distribuição temporal desses gêneros, posto que os trabalhos eram realizados a partir de campanhas oceanográficas que priorizavam a extensão espacial e não a frequência temporal.

Os grupos zooplantônicos mais abundantes e freqüentes têm sido justamente os mais estudados da costa sul brasileira. São eles os copépoda, cladócera, eufausiácea, hidrozoa (meduzas e sifonóforos), quetognata, tunicata e pterópoda.

A maioria dos registros do meroplâncton da costa brasileira não tem um bom detalhamento taxonômico; portanto, qualquer listagem de espécies seria extremamente incompleta no presente estágio de nosso conhecimento (Lopes *et al.*, 2006). Alguns grupos holoplanctônicos freqüentes e abundantes na plataforma continental do sul do Brasil, como os acantária e ostrácoda, não foram ainda adequadamente estudados do ponto de vista taxonômico na região. Embora existam informações detalhadas sobre esses grupos para a bacia oceânica do Atlântico Sul como um todo (Boltvskoy, 1999; Angel, 1999). Não é possível determinar com exatidão quais das espécies listadas nos trabalhos de revisão disponíveis ocorrem nas áreas costeiras de interesse para estudos de impacto ambiental.

De acordo com Lopes *et al.* (2006) os valores de biomassa total de zooplâncton geralmente acompanham os de densidade e são mais elevados nas regiões costeiras, principalmente em áreas adjacentes a baías, enseadas e desembocaduras de estuários, como Baía de Guanabara, Ubatuba, São Sebastião, Cananéia, Baía de Paranaguá e estuário da lagoa dos Patos (Vannucci & Almeida-Prado, 1959; Moreira, 1976 a b; Bjornberg, 1981; Montú *et al.* 1997; entre outros).

Na maioria dos casos, os valores mais elevados de biomassa estão relacionados com a Água Costeira (AC), diminuindo em relação às outras massas de água, independentemente da época do ano (Navas Pereira, 1973; Hubold & Gurgel, 1978; Hubold, 1980a, b; Bonecker *et al.* 1990). Diferentes autores relacionam os máximos de biomassa com a AC em locais tão distintos como na área entre Santos e Rio de Janeiro (Vannucci & Almeida Prado, 1959; Vannucci, 1962; Moreira, 1976

a; Bjornberg, 1981). Entretanto, desde os estudos pioneiros sobre a biomassa zooplanctônica na costa sul brasileira, tem sido reconhecida a existência de máximos sobre a plataforma intermediária e próxima ao talude (Jacobi *et al.*, 1966), sugerindo a existência de processos de ascensão de águas profundas ricas em nutrientes naquelas regiões.

Matsuura (1978) e Matsuura *et al.* (1980) observaram núcleos de biomassa ($> 3,0 \text{ ml/m}^3$) ao largo de Santos e de Ubatuba, provavelmente associado à intrusão da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) sobre a plataforma continental ou na região do talude, conforme observado anteriormente por Jacobi *et al.* (1966).

A variabilidade sazonal da biomassa zooplanctônica na costa sul é expressiva. No inverno de 1995, foram encontrados os maiores valores de biomassa nas regiões ocupadas pela AC, com dois núcleos de biomassa na altura de Macaé e São Sebastião. No verão, núcleos relacionados com a ressurgência da ACAS, entre Ubatuba e Cananéia, por mistura de AC e ACAS, a partir dos 25m de profundidade (Vega-Pérez, 1993).

Há uma grande carência de dados sobre aspectos funcionais da comunidade zooplanctônica, não somente na costa sul do Brasil, mas em todas as regiões tropicais e subtropicais do Atlântico Sudoeste (Bradini *et al.*, 1997). Os principais estudos disponíveis são mencionados a seguir:

As variações na taxa metabólica e na taxa de sobrevivência do copépode harpacticóide *Euterpina acutrifons*, em resposta às variações de temperatura e salinidade, foram analisadas detalhadamente em exemplares coletados ao largo de Santos e no canal de São Sebastião (Moreira *et al.*, 1982a). Um fenômeno interessante focado nesses e em outros trabalhos foi a ocorrência de machos dimórficos nas duas populações. Stancyk e Moreira (1988), sugeriram que os machos maiores seriam resultantes de fêmeas potenciais que mudam de sexo, possivelmente em resposta a alterações ambientais não especificadas.

Estudos sobre a tolerância de medusas e larvas pelágicas de decápodes em relação às mudanças de salinidade e temperatura também foram realizados com animais coletados no canal de São Sebastião e em outros locais próximos (Moreira *et al.*, 1979, 1982 b. c).

A ecologia trófica do zooplâncton passou a ser abordada no final da década de 80 em pesquisas efetuadas no litoral norte de São Paulo. Vega-Perez & Liang (1992) e Liang & Vega-Pérez (1995) analisaram os hábitos alimentares de quelognatos coletados ao largo de Ubatuba, sob o ponto de vista qualitativo. Copépodes como *Paracalanus ocaea*, *Corycaeus* e náuplios de diversas espécies foram as presas dominantes no trato digestivo dos quelognatos, que apresentaram maior alimentar durante o período noturno. Na região ao largo de São Sebastião, o conteúdo do trato digestivo dos quelognatos foi também dominado por copépodes planctônicos (Liang, 1998). Por meio de experimentos de laboratório essa autora verificou que indivíduos de *Sagitta friderici* consumiram de 25 a 30% de seu peso corporal ao dia, sob uma dieta baseada em copépodes. No entanto, o impacto da atividade alimentar dos quelognatos sobre as populações locais de copépodes é pequeno durante o verão, variando em torno de 0,5% a 1% (Liang, 1998).

Outro estudo realizado por Vega-Pérez *et al.* (1996), determinou as taxas de ingestão de náuplios de artêmia por decápodes holoplanctônicos (*Lucifer faxoni*)

Fernandes (1994) estudou a atividade alimentar de microflagelados heterótrofos nas águas costeiras de Ubatuba, baseando-se em experimentos realizados em laboratório com organismos isolados do ambiente local. Considerando as densidades numéricas “in situ” de bactérias heterotróficas e de seus consumidores, estimou-se que a atividade alimentar dos microflagelados exerce um impacto de 1 a 16% do estoque de bactérias na coluna de água.

Esses resultados mostram a importância dos microflagelados no ecossistema costeiro da região.

Informações sobre o comportamento alimentar de organismos zooplanctônicos que ocorrem na costa paranaense, ao sul de Cananéia, mostram que o impacto do forrageio dos copépodes dominantes representa geralmente menos de 2% do estoque total de clorofila-a /dia (Lopes *et al.*, 1997).

Pouco sabemos a respeito da influência da poluição sobre a comunidade zooplanctônica na costa sul. Existe alguma informação referente às populações de *Acartia tonsa*, morfológicamente afetadas por poluição crônica no rio Grande do Sul. O derramamento de ácido sulfúrico do Navio NT Bahamas nas águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS) e na costa adjacente teve efeito imediato sobre os organismos zooplanctônicos na área de influência direta, provocando lesões no corpo dos animais como ruptura da carapaça e extrusão de tecidos nos microcrustáceos, além de prolapsos intestinais e claras evidências de perda de ovos e embriões nos cladóceras (Montú & Gloeden, 1998).

▪ Materiais e Métodos

As coletas foram realizadas nos dias 8 e 11 de outubro de 2006 e os pontos amostrais encontram-se na Figura 8.2.4-1 do Anexo 8.2.4-IV(ver no final do capítulo). As coordenadas geográficas dos pontos de coleta são apresentadas na Tabela 8.2.2.6.e-1 a seguir.

Tabela 8.2.2.6.e-1: Coordenadas geográficas das estações de coleta (UTM)

	COORDENADAS GEOGRÁFICAS (UTM)				COORDENADAS GEOGRÁFICAS (UTM)			
	Fuso	Eastings (mE)	Northings (mN)		Fuso	Eastings (mE)	Northings (mN)	
ESTAÇÕES DE COLETA	1	23	364.243	7.342.570	21	23	360.068	7.354.666
	2	23	364.587	7.343.656	22	23	359.927	7.355.545
	3	23	365.514	7.345.615	23	23	366.849	7.355.538
	4	23	365.053	7.346.057	24	23	366.623	7.354.591
	5	23	368.881	7.346.654	25	23	367.152	7.353.981
	6	23	368.576	7.346.812	26	23	368.343	7.354.110
	7	23	368.827	7.348.443	27	23	368.574	7.353.681
	8	23	368.427	7.348.255	28	23	369.992	7.354.387
	9	23	367.688	7.349.946	29	23	373.731	7.343.648
	10	23	367.306	7.349.713	30	23	374.462	7.353.003
	11	23	366.992	7.352.522	31	23	374.374	7.354.463
	12	23	366.399	7.352.544	32	23	375.100	7.354.975
	13	23	366.405	7.353.183	33	23	375.316	7.355.513
	14	23	365.322	7.353.365	34	23	376.040	7.355.110
	15	23	363.729	7.353.503	35	23	357.327	7.353.578
	16	23	364.385	7.354.524	36	23	358.885	7.352.584
	17	23	363.438	7.354.500	37	23	356.412	7.352.200
	18	23	363.654	7.354.616	38	23	354.018	7.352.037
	19	23	360.677	7.354.199	39	23	353.447	7.350.594
	20	23	361.146	7.354.776	40	23	355.805	7.349.602

- Delineamento Amostral

Nas 40 estações de coleta de dados, as amostras de água foram coletadas com o auxílio de garrafa Van Dorn junto à superfície. Alíquotas de 100 mL foram retiradas para análise quantitativa do fitoplâncton (fitoplâncton total). Para auxiliar na análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica foram realizados arrastos verticais com uma rede com malha de 20 μm , para concentrar os organismos microfitoplanctônicos. Esses organismos foram fixados imediatamente após a coleta, em formol neutralizado, a concentrações finais de 0,4 %, para as amostras de fitoplâncton total, e 4% , para as amostras concentradas de microfitoplâncton.

As amostras para análise quali-quantitativa do zooplâncton foram obtidas a partir de arrastos verticais com uma rede com malha de 200 μm munida de um fluxômetro (General Oceanics, modelo 2030), para determinação do volume concentrado em cada arrasto. Estas amostras foram fixadas, imediatamente após a coleta, com formol neutralizado, a uma concentração final de 4%.

f. Métodos de análise

▪ Fitoplâncton

As amostras quali-quantitativas de fitoplâncton total foram analisadas em microscópio invertido (marca Carl Zeiss, Jena) segundo o método de Uthermöhl (1958). Foram sedimentados 10 mL (câmaras Hydrobios) de cada amostra e um mínimo de 400 células para o nanoplâncton e 100 células para o microfitoplâncton foram contadas, o que permite 95% de chance de computar um táxon que represente 1-2% da comunidade (Shaw, 1964), e identificadas ao menor nível taxonômico possível.

Quanto às amostras qualitativas de microfitoplâncton, estas foram analisadas em microscópio biológico (marca Nikon). A contagem foi realizada em câmaras de Nageotte; os organismos foram contados em faixas aleatórias até que a curva estabelecida entre novas faixas de contagem versus novos táxons encontrados se estabilizasse. A identificação dos organismos fitoplanctônicos seguiu os trabalhos de Cupp (1943); Dodge (1982); Tomas (1997) e Tenenbaum *et al.* (2004).

Neste relatório são apresentados os resultados da análise das 40 amostras de fitoplâncton total e 40 amostras de fitoplâncton de rede (microfitoplâncton, rede de 20 μ m).

- Zooplâncton

As amostras quali-quantitativas de zooplâncton foram analisadas em microscópio estereoscópico Zeiss (modelo Stemi SV6) e microscópio Zeiss (modelo AxioSkop 20). Em laboratório, cada amostra de zooplâncton foi lavada e diluída em volume de 500 mL de água. As amostras foram analisadas em sua totalidade. No momento da análise a amostra foi homogeneizada e retirada uma sub-amostra de 10 mL através da utilização de uma concha em acrílico. Cada sub-amostra foi colocada em placa de acrílico tipo Bogorov e levada ao estereomicroscópio e microscópio binoculares para triagem, identificação e contagem dos organismos macrozooplancônicos e microzooplancônicos. A identificação dos organismos zooplancônicos segue os trabalhos clássicos, sobretudo: Boltovskoy (1981), Ruppert & Barnes (1996) e Nishida (1985).

Os resultados referentes à 40 amostras relativos aos grandes grupos zooplancônicos (Classe, Ordem, Família) e a abundância destes organismos por estação, assim como, a identificação dos gêneros e espécies são apresentadas no presente relatório.

- g. Tratamento dos dados

- Fitoplâncton

Densidade absoluta: A densidade absoluta foi computada para cada amostra considerando a densidade celular absoluta de organismos nano e microfitoplancônicos, considerando flagelados maiores do que 5 μm .

Riqueza: A riqueza foi estimada a partir do número de táxons encontrados em cada amostra. Os valores de riqueza foram calculados separadamente para as amostras de fitoplâncton total e fitoplâncton de rede, uma vez que, a coleta com a rede concentra organismos microfitoplancônicos mais raros, por filtrar um maior volume de água do que o coletado na garrafa de Van Dorn.

Índice de Diversidade: As contagens de fitoplâncton foram convertidas em abundâncias relativas com base na densidade de organismos fitoplancônicos:

$$p_i = N_i / N_{\text{total}}$$

Onde:

p_i - Abundância relativa de gêneros/espécies;

N_i - densidade de indivíduos de um dado gênero ou espécie (fitoplâncton);

N_{total} - densidade total de organismos fitoplancônicos.

Os índices de diversidade foram calculados de acordo com o método de Shannon e Weaver (descrito em Washington, 1984):

$$H = - \sum p_i \cdot \ln p_i$$

Onde:

H- índice de diversidade de Shannon-Weaver;
pi- Abundância relativa de gêneros/espécies;

A **equitatividade** foi calculada segundo o índice de Margalef (descrito em Washington, 1984), através da seguinte equação:

$$E = H / \ln R$$

E- Equitatividade
H- índice de diversidade de Shannon-Weaver;
R- Riqueza específica

Para os dados qualitativos da comunidade microfitoplanctônica foram estimadas a densidade (cel/L) e abundância relativa dos táxons. Entretanto, a densidade não deve ser considerada como um valor representativo do ambiente em função do método de coleta e concentração da amostra. Estes dados de densidade são melhor representados pelas amostras de fitoplâncton total. Também foram calculadas a diversidade, riqueza específica e equitatividade de acordo com a metodologia descrita para os dados quantitativos.

- Zooplâncton

Abundância: A abundância total do zooplâncton foi estimada a partir da quantificação do microzooplâncton e metazooplâncton.

Riqueza: A riqueza foi estimada a partir do número de táxons encontrados em cada amostra.

Índice de Diversidade: As contagens de zooplâncton foram convertidas em abundâncias relativas com base na densidade de organismos zooplanctônicos:

$$pi = Ni / N \text{ total}$$

Onde:

pi- Abundância relativa de gêneros/espécies;
Ni- densidade de indivíduos de um dado gênero ou espécie (zooplâncton);
N total- densidade total de organismos zooplanctônicos.

Os índices de diversidade foram calculados de acordo com o método de Shannon e Weaver (Washington, 1984):

$$H = - \sum pi \cdot \ln pi$$

Onde:

H- índice de diversidade de Shannon-Weaver;

pi- Abundância relativa de gêneros/espécies;

A equitatividade foi calculada segundo o índice de Margalef (1974), através da seguinte equação:

$$E = H / \ln R$$

E- Equitatividade

H- índice de diversidade de Shannon-Weaver;

R- Riqueza específica

h. Resultados e Discussão

- Fitoplâncton

Fitoplâncton total – amostras coletadas com garrafa de Van Dorn

Foram observados 127 táxons considerando as amostras de fitoplâncton total coletadas. Considerando o nanofitoplâncton foram encontrados 34 táxons, com predomínio de dinoflagelados (77,02%), a ordem Gymnodiniales foi abundante (62,51%) seguida dos dinoflagelados tecados (14,51%) e diatomáceas penadas (Bacillariales- 12,83%). Enquanto no microfitoplâncton foram identificados 99 táxons, com predomínio de diatomáceas (Bacillariophyceae- 58,38%), a abundância de espécies cêntricas (Ordem: Biddulphiales- 29,45%), e penadas (Ordem: Bacillariales- 28,93%) foi semelhante (Figura 8.2.3-1, Anexo 8.2.3- I).

Comparando os dados quantitativos do microfitoplâncton obtidos no presente estudo com aqueles de Villac *et al.* (In: CETESB, 2004), em 20 estações espalhadas pelo litoral de São Paulo, as concentrações de diatomáceas, dinoflagelados e dos demais táxons foram semelhantes. Quando comparamos estes dados aos dados pretéritos para a Baía de Santos (Frazão, 2001; Moser, 2002), notamos o aumento de táxons de dinoflagelados. Este aumento pode estar relacionado à ressuspensão de cistos pela operação de dragagem.

Algumas das espécies encontradas na região de Santos - São Vicente, na campanha de Julho, são formadoras de florações e embora não produzam toxinas, foram citadas por alguns autores como espécies nocivas (i.e. Fukuyo *et al.*, 1990; Hallegraeff *et al.*, 2003): as diatomáceas *Asterionellopsis glacialis*, *Guinardia flaccida*, *Guinardia striata*, *Leptocylindrus minimus*, *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* spp, *Nitzschia* spp, *Dyctiocha fibula*, entre outras (Figura 8.2.2.6.h-1). Dentre estas *Skeletonema costatum* foi dominante nas estações 7, 23 e 34; e *Nitzschia* spp na estação 19. Além disso, *Asterionellopsis glacialis* e *Thalassiosira* spp foram abundantes em parte das estações (Anexo 8.2.2.6.h-1). Florações de *Skeletonema costatum* foram observadas na região por Moser *et al.* (2002) e acúmulos de *Asterionellopsis glacialis* em conjunto com *Anaulus* sp são comuns na zona de surfe das praias de Santos.

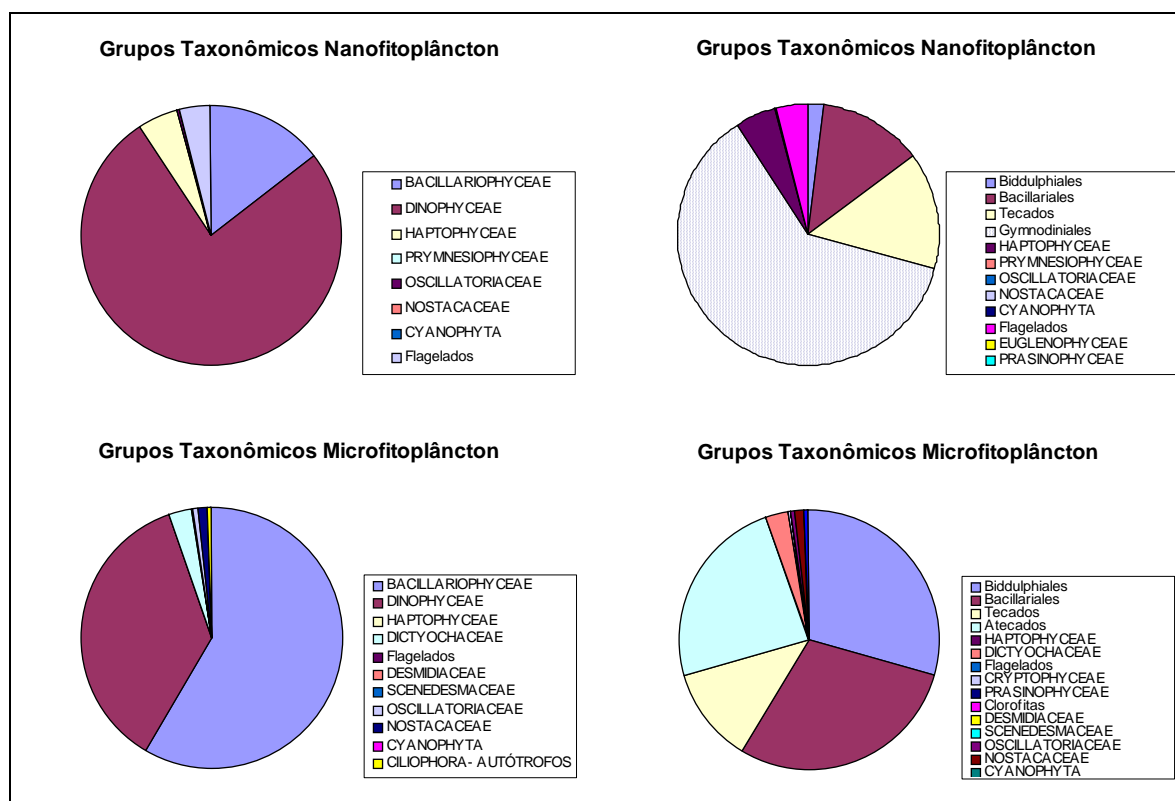


Figura 8.2.2.6.h-1: Abundância relativa dos grandes grupos taxonômicos do fitoplâncton encontrados nas amostras quantitativas. Os gráficos à direita representam as diatomáceas (Bacillariophyceae) e os dinoflagelados (Dinophyceae) separados em cêntricas (Biddulphiales) e penadas (Bacillariales), e em tecados e atecados, respectivamente.

Algumas espécies encontradas são descritas na literatura como tóxicas como: *Prorocentrum minimum*, um dinoflagelado produtor de toxinas que causam DSP, *Diarrhetic Shellfish Poisoning*, algumas espécies de *Alexandrium*, que devem ser identificadas até espécie (*Alexandrium* sp e *Alexandrium cf. fraterculus*), também são produtoras de toxinas. Além de dinoflagelados da ordem Gymnodiniales, cuja fixação com formol dificulta a identificação. Além destes dinoflagelados houve a ocorrência da cianobactéria *Trichodesmium* sp e da Raphidophyceae *Chatonella* sp, ambos gêneros com espécies produtoras de toxinas e formadoras de florações. Houve dominância de dinoflagelados microfitoplanctônicos da ordem Gymnodiniales nas estações 12, 13, 14, 26 e 32, nas duas últimas a abundância relativa foi acima de 90% (Figura 8.2.2.6.h-1) e nanofitoplanctônicos na maioria das estações (Anexo 8.2.4-I). Além da dominância, abundância relativa acima de 90%, do dinoflagelado *Prorocentrum minimum* na estação 3 (Canal do Porto). Uma floração de *P. minimum* na saída do Canal do Porto foi relatada por Masuda *et al.* (2006).

As Figuras 8.2.2.6.h-1 e 8.2.2.6.h-2 resumem os resultados relativos à abundância celular dos táxons fitoplanctônicos. As densidades celulares observadas foram semelhantes àquelas relatadas por Frazão (2001) e Moser (2002) para a região durante o inverno.

As maiores densidades celulares do nanofitoplâncton foram observadas nas estações: 20, nas proximidades do Canal de Piaçaguera; 23, no rio Sândi; e 29 e 32 no Canal da Bertioiga,

respectivamente (Figura 8.2.2.6.h-2). Nestas estações houve predomínio de dinoflagelados atecados. Nas estações 1, 2 e 3, também com densidades de nanofitoplâncton relativamente altas, quando comparadas as demais estações, houve maior contribuição de dinoflagelados tecados (notadamente *Prorocentrum minimum*) e cocolitoforídeos, além de diatomáceas penadas com rafe.

As maiores densidades de organismos microfitoplanctônicos foram observadas nas estações 20 e 32, nas proximidades do Canal do Porto e da Bertiooga (Figura 8.2.2.6.h-4), com predomínio de diatomáceas penadas e cêntricas, na primeira, e dinoflagelados da Ordem Gymnodiniales, na segunda estação.

Quando considerada a distribuição conjunta de nano e microfitoplâncton, confirma-se o predomínio de dinoflagelados ao longo do canal de navegação (Figura 8.2.4-5 – Anexo 8.2.4-IV, ver no final do relatório), sendo que foi registrado um aumento da contribuição das diatomáceas penadas (Bacillariales) nas estações mais internas e nas estações do canal de São Sebastião. Diatomáceas cêntricas (Biddulphiales) apresentaram a maior contribuição no Canal de Bertiooga e em algumas das estações localizadas no canal de navegação.

Diversos autores destacam a diminuição da riqueza de táxons com o aumento da eutrofização (Valiela, 1995; Margalef, 1994). Nesta campanha a riqueza esteve entre 2 e 25 táxons (Figuras 8.2.2.6.h-5 e 8.2.2.6.h-6). Houve maior riqueza de táxons no microfitoplâncton (Figura 8.2.2.6.h-7). A riqueza específica foi baixa quando comparada aos estudos de FUNDESPA (1998) e Frazão (2001), provavelmente devido aos eventos de dominância e abundância de organismos fitoplanctônicos que foram freqüentes em diversas estações (Anexo 8.2.4-I, ver final do capítulo), como, por exemplo, na estação 32, onde houve dominância de Gymnodiniales e foram observados os menores valores de riqueza específica.

Os valores de diversidade estimados a partir do índice de Shannon-Waever e os valores de equitatividade foram menores do que os observados nos estudos de Frazão (2001) e FUNDESPA (1998), novamente os menores valores foram observados nas estações com dominância de táxons. Para o nanofitoplâncton os menores valores de diversidade e equitatividade foram observados nas estações com predomínio de *Prorocentrum minimum* (estação 3) e organismos da ordem Gymnodiniales (estações 12, 25, 29, 32 e 35) e *Navicula* spp (estação 39) (Figuras 8.2.2.6.h-5 e 8.2.2.6.h-6). Enquanto, para o microfitoplâncton, os menores valores de diversidade e equitatividade foram observados nas estações com dominância de *Skeletonema costatum* (estação 7), *Nitzschia* sp (estação 19), *Gymnodinium* spp (estação 32) e tecados (estação 40) (Figuras 8.2.2.6.h-7 e 8.2.2.6.h-8)

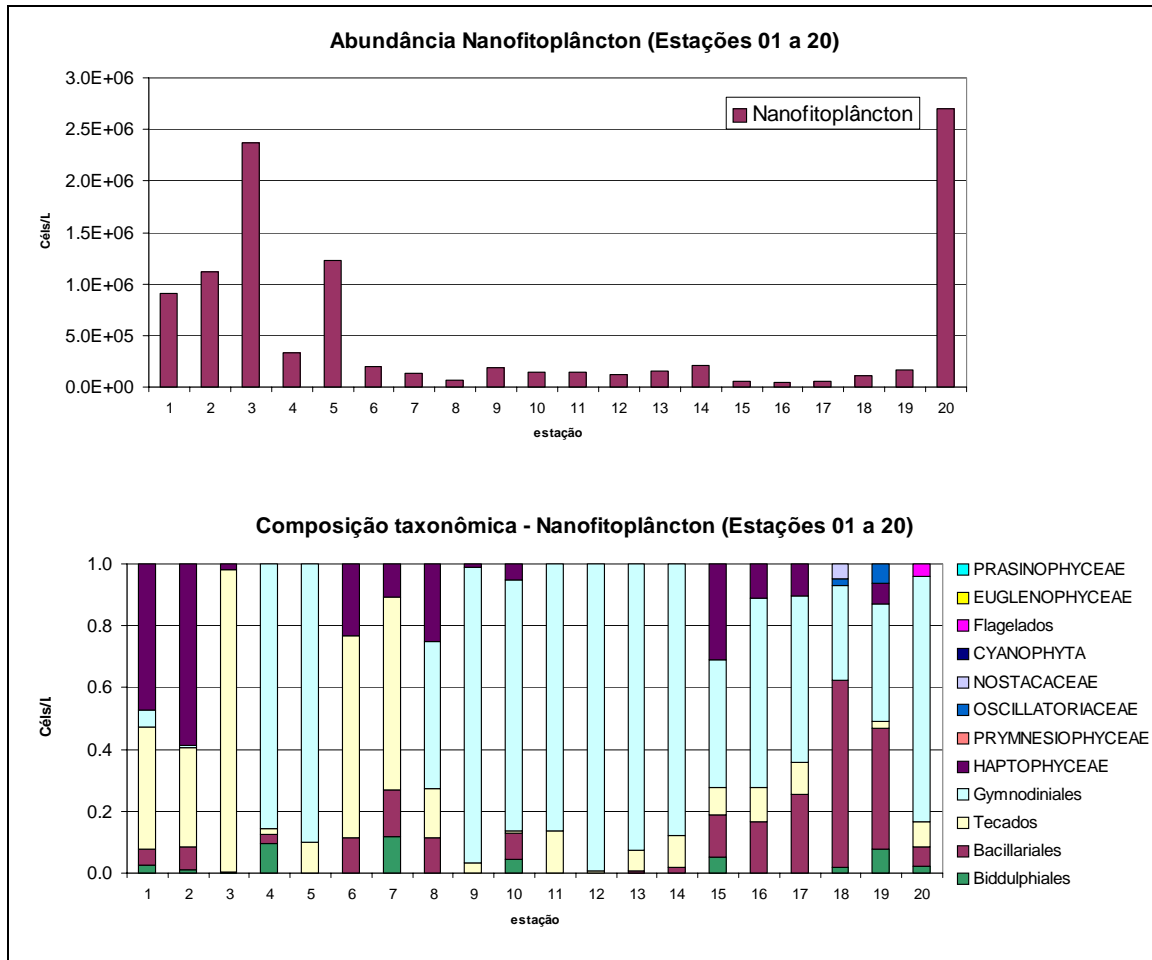


Figura 8.2.2.6.h-1: Abundância (células/L) e composição taxonômica do nanofitoplâncton (Estações 01 a 20).

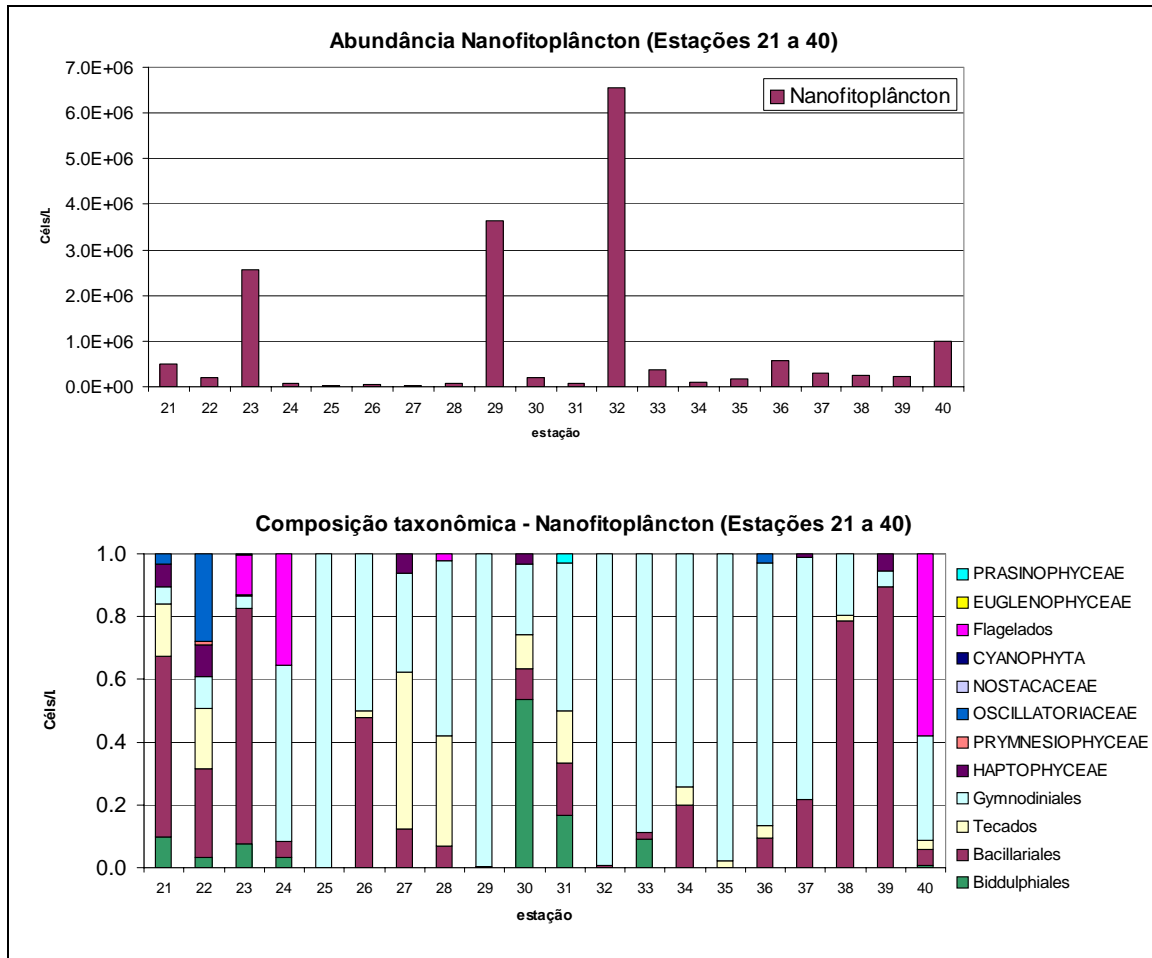


Figura 8.2.2.6.h-2: Abundância (células/L) e composição taxonômica do nanofitoplâncton (Estações 21 a 40).

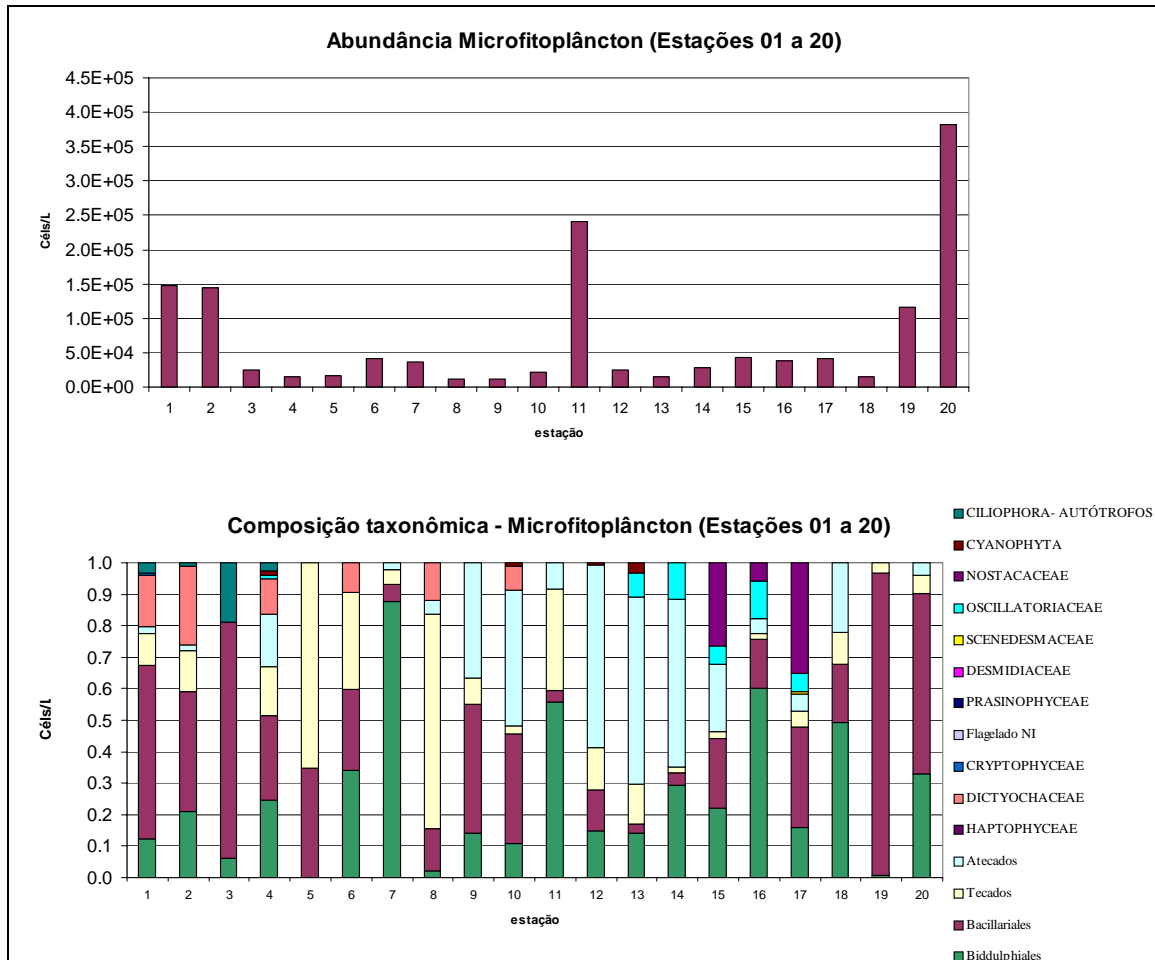


Figura 8.2.2.6.h-3: Abundância (células/L) e composição taxonômica do microfitoplâncton (Estações 01 a 20).

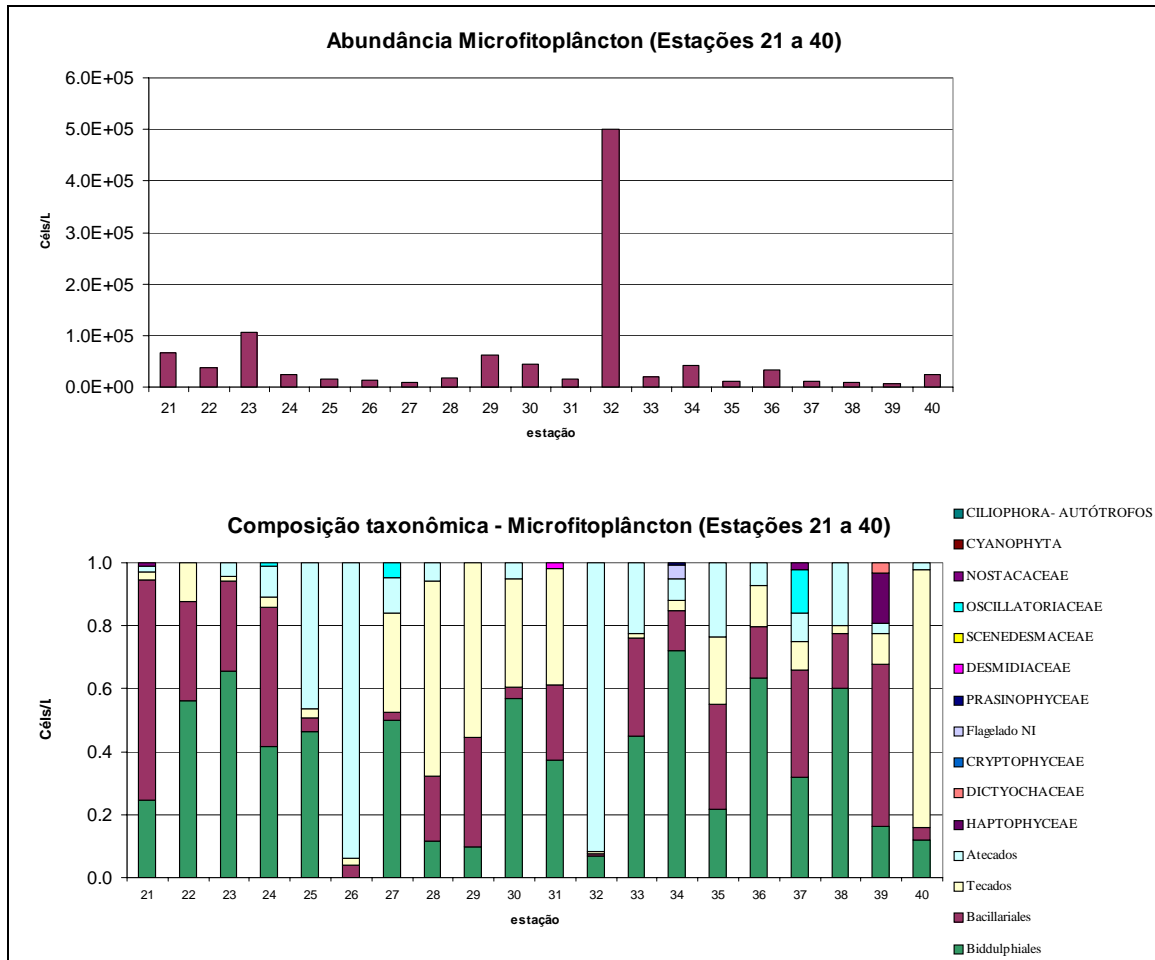


Figura 8.2.2.6.h-4: Abundância (células/L) e composição taxonômica do microfitoplâncton (Estações 21 a 30).

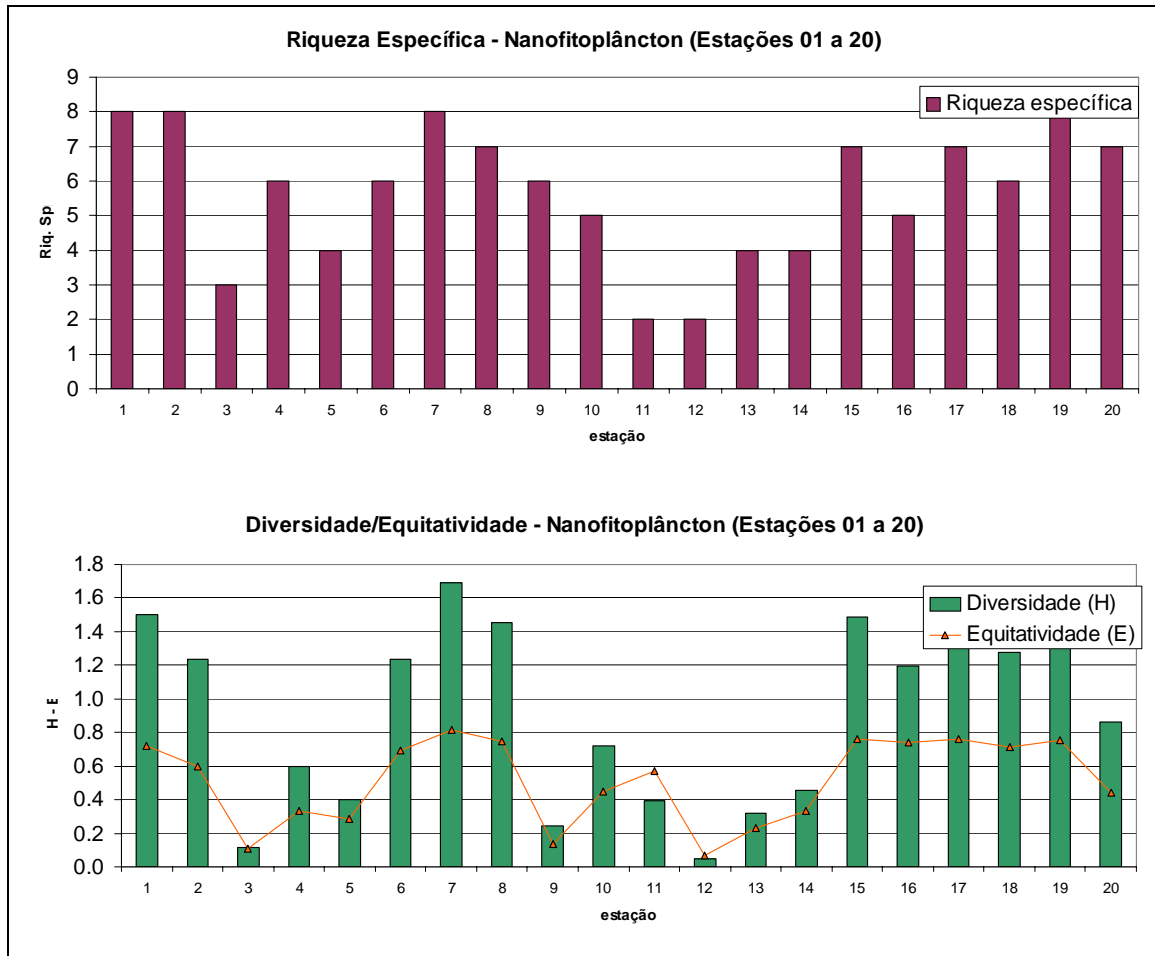


Figura 8.2.2.6.h-5: Riqueza, diversidade e equitatividade do nanofitoplâncton (Estações 01 a 20).

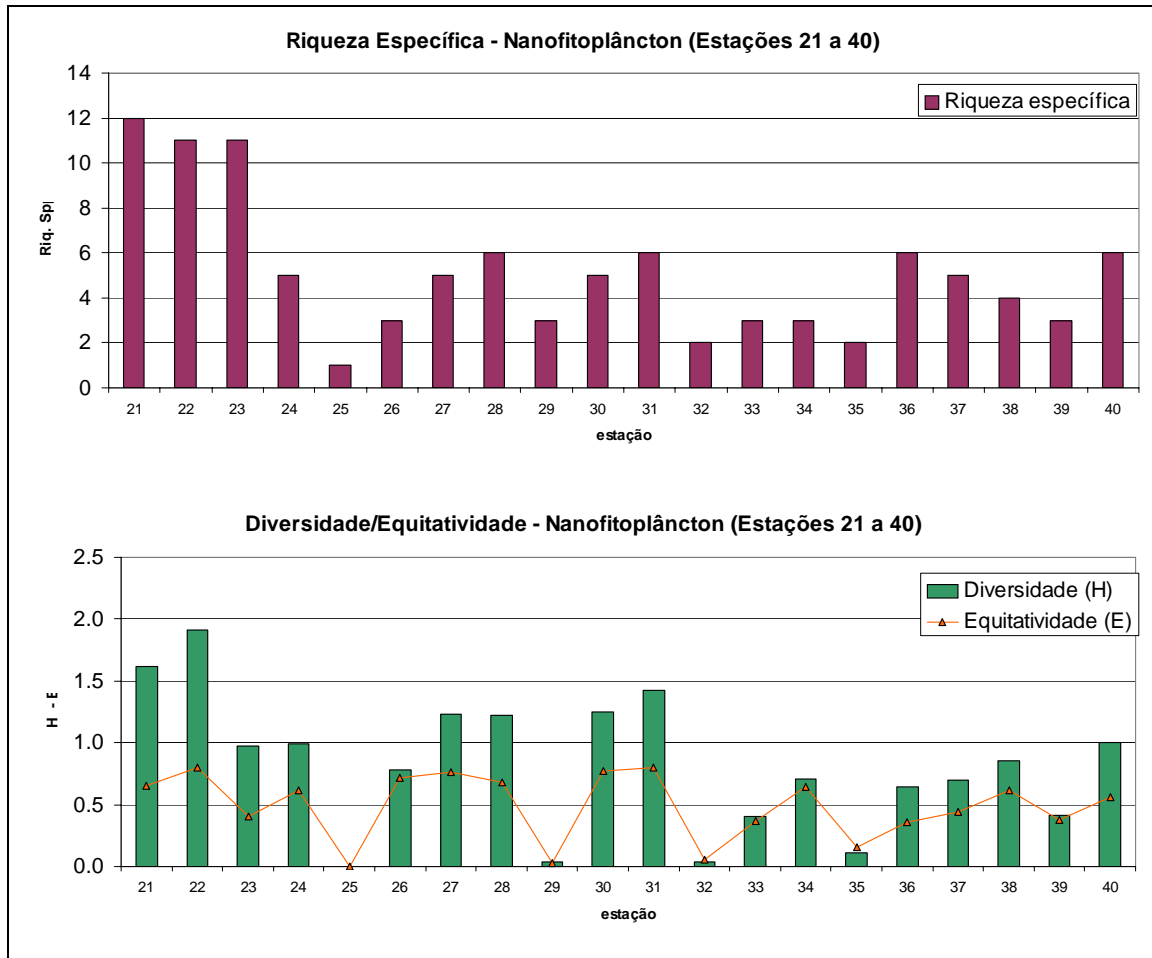


Figura 8.2.2.6.h-6: Riqueza, diversidade e equitatividade do nanofitoplâncton (Estações 21 a 40).

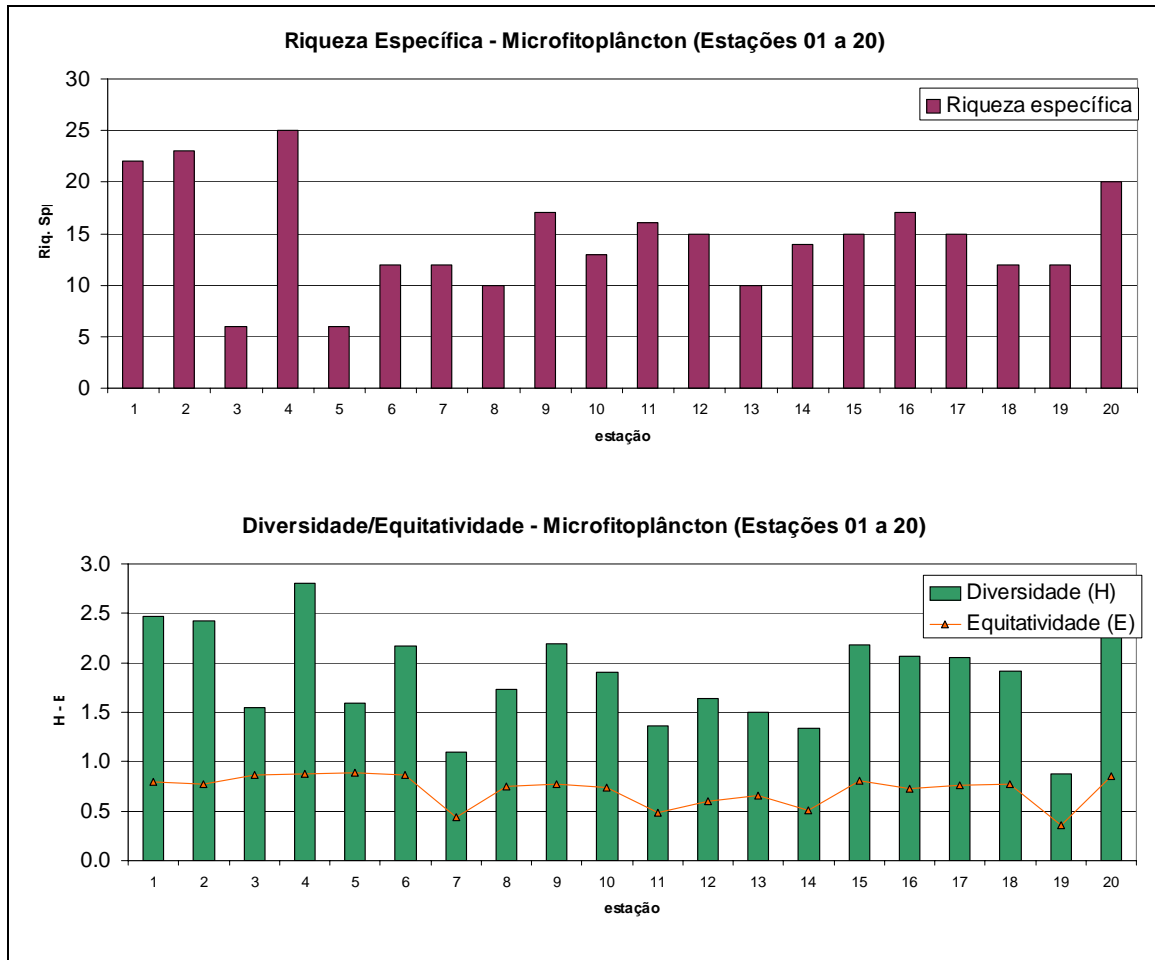


Figura 8.2.2.6.h-7: Riqueza, diversidade e equitatividade do microfitoplâncton (Estações 01 a 20).

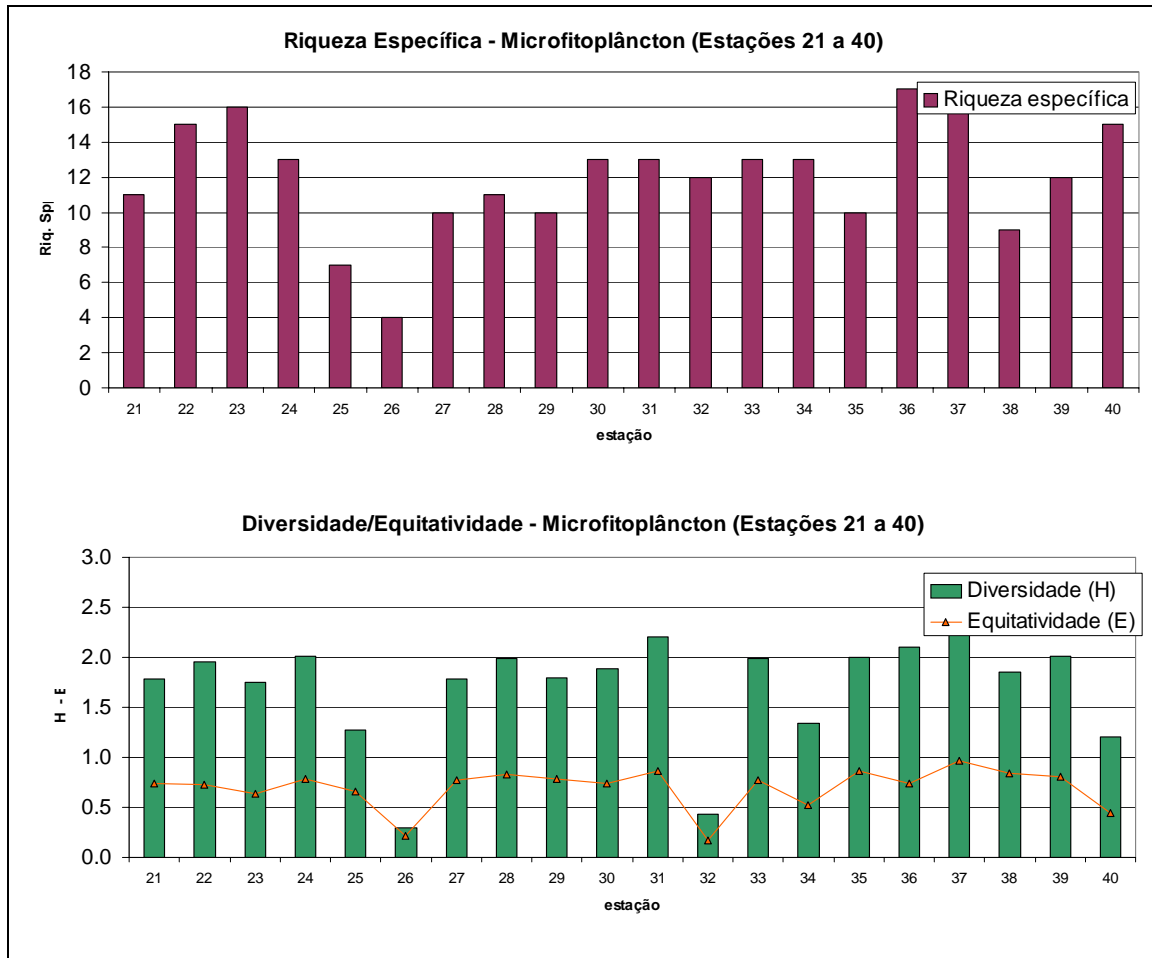


Figura 8.2.2.6.h-8: Riqueza, diversidade e equitatividade do microfitoplâncton (Estações 21 a 40).

i. Análise qualitativa do microfitoplâncton- amostras coletadas com rede de 20µm

A análise qualitativa do fitoplâncton de rede permitiu a identificação de 186 taxons pertencentes às Classes de Microalgas: Bacillariophyceae (122 taxons), Dynophyceae (49 taxons), Chlorophyceae (6 taxons), Dictyocophyceae (3 taxons), Prymnesiophyceae (1 taxon) e Ebriidae (1 taxon), além de Cianobactérias (Cianophyceae) (3 taxons) e 1 gênero de Ciliophora (1 taxon) que foi computado por apresentar simbiose com organismo fotossintético (Criptophyceae).

O número de taxons por estação variou bastante (mais de 4 vezes o número mínimo):de 14 taxons, no ponto 32 a 58 taxons no ponto1 (Tabela 8.2.4-2).

Com relação aos organismos mais frequentes (Tabela 8.2.4-2 e 8.2.4-V em anexo no final do capítulo), destacaram-se: *Actinoptycus scenarius*, que foi observada em 37 dos 40 pontos de coleta, seguidos de *Odontella aurita*, *Thalassionema nitzschioides*, *Pleurosigma/Gyrosigma* sp1 (todas 36/40), *Skeletonema costatum* (34/40), *Campylosira cymbelliformis* (32/40), *Paralia sulcata*, *Coscinodiscus cf lineatus* e *C. cf radiatus*, (31/40), *Coscinodiscus. sp1*, *Coscinodiscus wailesii*, *Coscinodiscus granii*, *Asterionellopsis glacialis*, *Navícula* sp1. (entre 29/40 e 20/40). Todas essas espécies pertencem às Bacillariophyceae, grupo que foi dominante em todas as amostras analisadas.

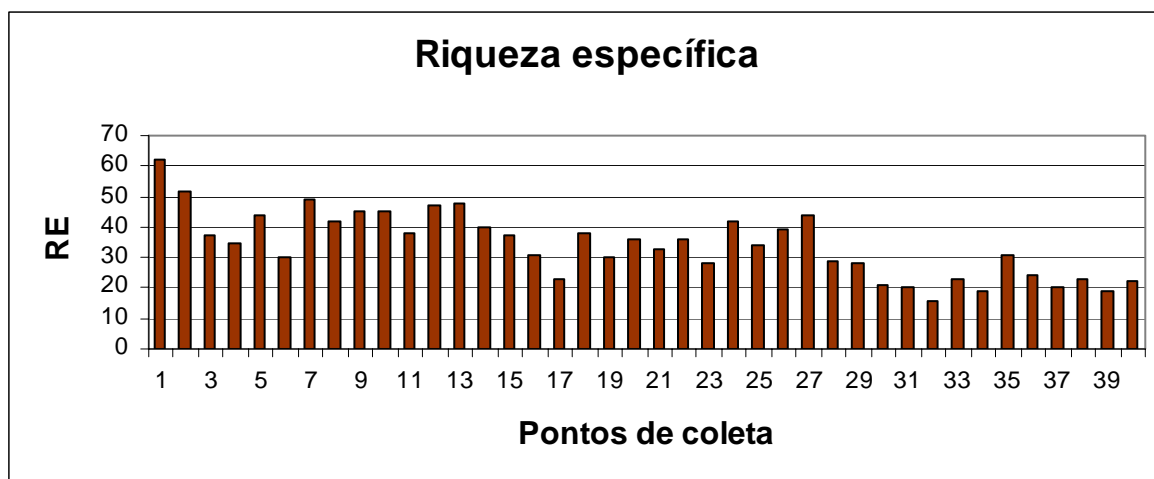


Figura 8.2.2.6.i-1: Distribuição da riqueza específica nos pontos de coleta.

Com relação à abundância relativa, verificou-se que houve um predomínio acentuado de Bacillariophyceae, seguido de Dynophyceae, e depois outros grupos, como esperado para ambientes marinhos e observado nas amostras quantitativas de fito total (Figura 8.2.2.6.h-1). Dynophyceae apresentou uma maior contribuição nas estações do canal de navegação, confirmando a tendência observada para o fitoplâncton total. Cyanophyceae (cianobactérias), apresentou a maior contribuição nas estações próximas ao canal de Piaçaguera (estações 17 a 21).

Com relação à Diversidade, também os valores estiveram acima de 2,0 de modo geral. Apenas 3 das estações apresentaram valores abaixo de 2,0: os pontos 3, 4 e 23 (Figura 8.2.2.6.i-2). Destes, o ponto 23 foi o que apresentou a diversidade mais baixa: 1,22. A distribuição da Equitatividade ao longo dos pontos de coleta acompanhou de perto o padrão de distribuição da Diversidade (Figura 8.2.2.6.i-3). Os valores estiveram geralmente acima de 60. Três dos valores mais baixos foram representados novamente pelas estações 3,4 e 23, sendo que a esta última apresentou o valor mais baixo. A estação 5 também apresentou valor relativamente baixo de equidade.

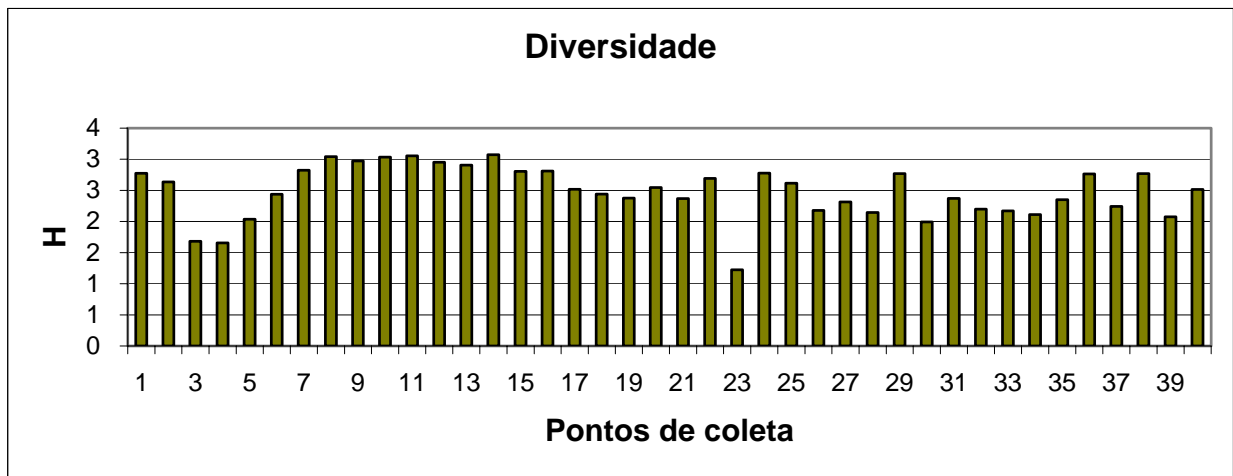


Figura 8.2.2.6.i-2: Distribuição da diversidade específica nos pontos de coleta.

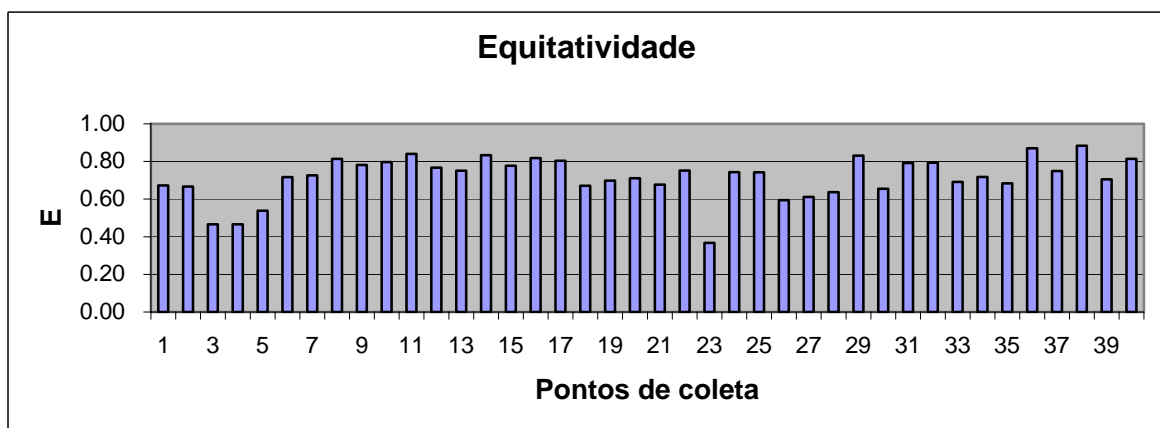


Figura 8.2.2.6.i-3: Distribuição da Equitatividade específica ao longo dos pontos de coleta.

j. Zooplâncton

Foram identificados 102 táxons de organismos zooplanctônicos. Dentre os grupos taxonômicos observados, houve predomínio da Subclasse Copepoda (70%), sem considerar as ordens Cyclopoidea, Harpacticoida e Poecilostomatoidea. Outros grupos taxonômicos abundantes foram: o Filo Chordata, com 12% e o Subfilo Crustacea, com abundância relativa de 8 % (Figura 8.2.2.6.j-1). Considerando a Subclasse Copepoda, os organismos predominantes foram: *Acartia tonsa*, *Acartia lilljeborgi*, copepoditos de *Acartia* (família Acartidae), *Temora turbinata* (Temoridae), *Pseudodiaptomus acutus* (Pseudodiaptomidae), *Paracalanus* spp e *Acrocalanus* spp (Paracalanidae). A abundância de copépodos em amostras marinhas é comum, no Complexo estuarino de Paranaguá o zooplâncton é dominado por estes crustáceos, que podem atingir até 90% da densidade total de organismos com predominância dos gêneros *Acartia*, *Paracalanus*, *Oithona* e *Euterpina* (Lopes, 1997).

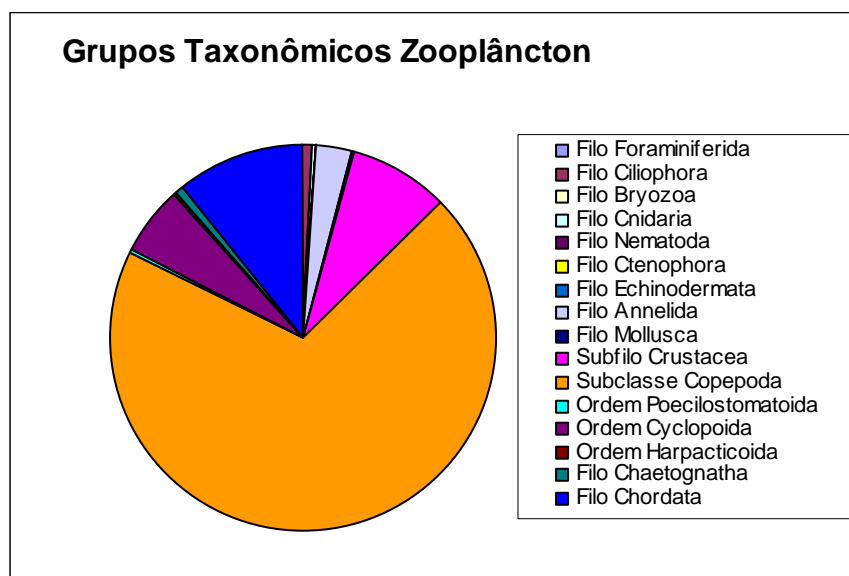


Figura 8.2.2.6.j-1: Abundância relativa dos grandes grupos taxonômicos do zooplâncton encontrados nas amostras quantitativas.

A família Acartidae foi abundante na maioria das estações (Anexo 8.2.4-III, ver final do capítulo). A espécie *Acartia lilljeborgi* foi abundante na maioria das estações de 1 a 12, correspondente ao setor 2 (Barra de acesso ao Canal do Porto à Avenida Senador Dantas). Enquanto eventos de abundância da espécie *Acartia tonsa* ocorreram com maior frequência nas estações de 20 a 40, ou seja, nas proximidades do Canal de Piaçaguera e Bertioga, e no rio Sândi, houve um evento de dominância da espécie na estação 40. Os organismos *Temora turbinata* e *Pseudodiaptomus acutus* geralmente foram abundantes nas estações de 1 a 10. Além destes organismos, também foram abundantes os gêneros *Paracalus* e *Arocalanus*. A maioria destas espécies é onívora e nerítica, a

presença nas estações de amostragens deve estar relacionada à abundância de alimento e à variação da salinidade, já que algumas espécies acima listadas são encontradas em águas estuarinas (Lopes, 1997; Araújo & Lucas, 2003).

Dentre os Chordata, houve predomínio da Subclasse Urochordata, representada principalmente pela espécie *Oikopleura dioica*. Os nauplios de cirripedia foram predominantes na Subclasse Crustácea (Anexo 8.2.4-III, ver final do capítulo). Estes organismos são onívoros/herbívoros e geralmente se alimentam de organismos nanoplantônicos (Forneris, 1965; Boltovskoy, 1981).

As densidades de organismos zooplantônicos nesta campanha foram superiores às observadas por Lopes (1997) e semelhantes àquelas observadas por Lee na Baía de Santos no verão de 2006 (dados não publicados). Concentrações de organismos zooplantônicos maiores do que 0,3 organismos/L foram observadas nas estações 7, 9, 11, 19, 21, 23, 27, 31, 33, 35 e 39; concentrações da ordem de 10 organismos/L foram encontradas nas estações 34, 38 e 40. Em todas estas estações houve predomínio de Copepoda (que representou em média 73% do subfilo Crustacea) e em algumas a ocorrência de Chordata, representada principalmente por *O. dioica*, e larvas de cirripédios foi importante (Figuras 8.2.4-13 e 8.2.4-14, em Anexo 8.2.4-IV, ver final do capítulo). Em geral, nestas estações as concentrações de organismos fitoplanctônicos foram menores (Figuras 8.2.4-3 e 8.2.4-4, ver final do capítulo).

Os valores de riqueza específica, diversidade e equitatividade foram semelhantes aos observados em outras regiões estuarinas e costeiras brasileiras (i.e. Lopes, 1997; Araújo & Lucas, 2003). Os maiores valores de diversidade e equitatividade foram observados nas estações 2,3,11,22 e 27.

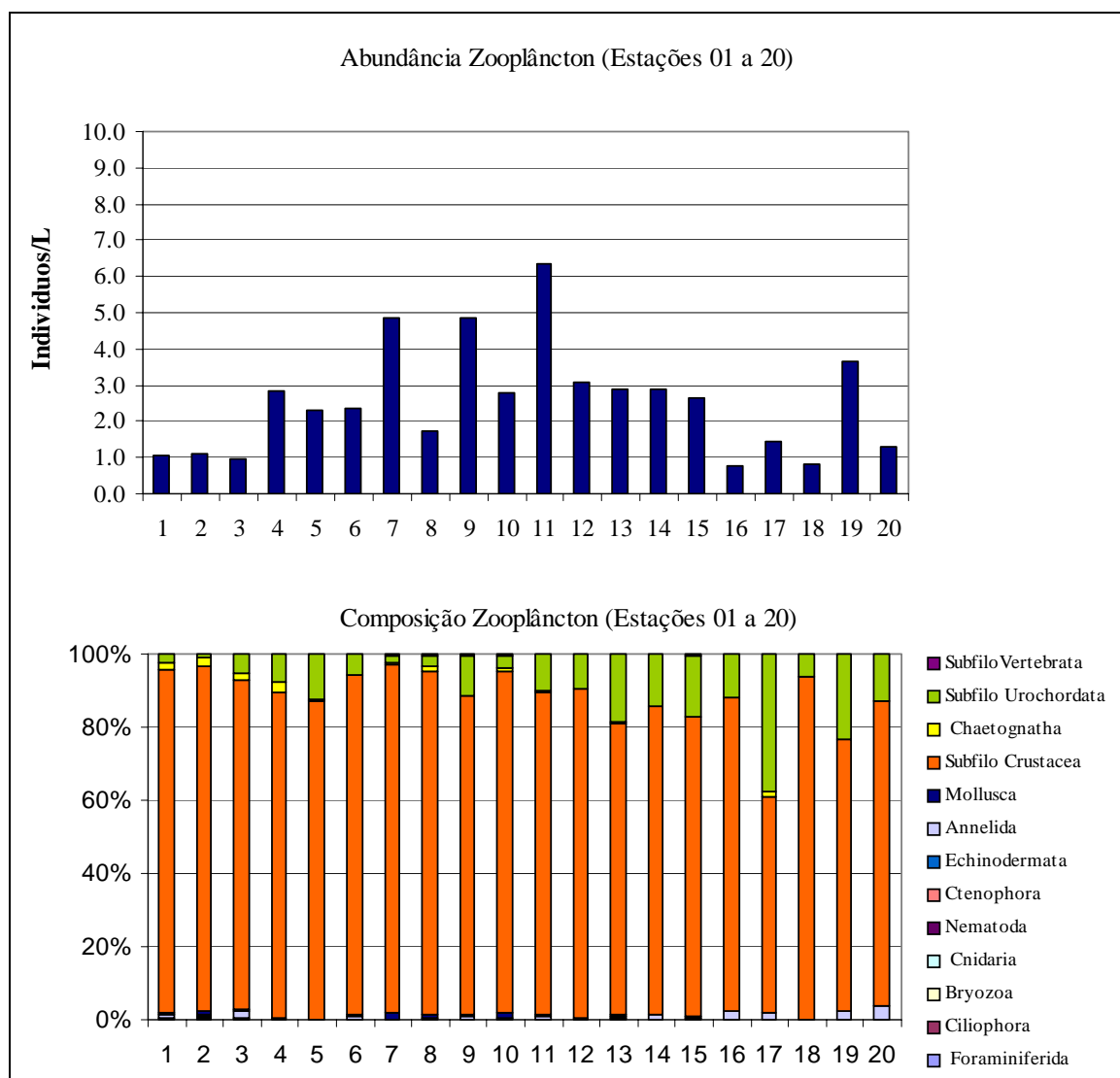


Figura 8.2.2.6.j-2: Abundância (organismos/L) e composição taxonômica do zooplâncton (estações de 01 a 20).

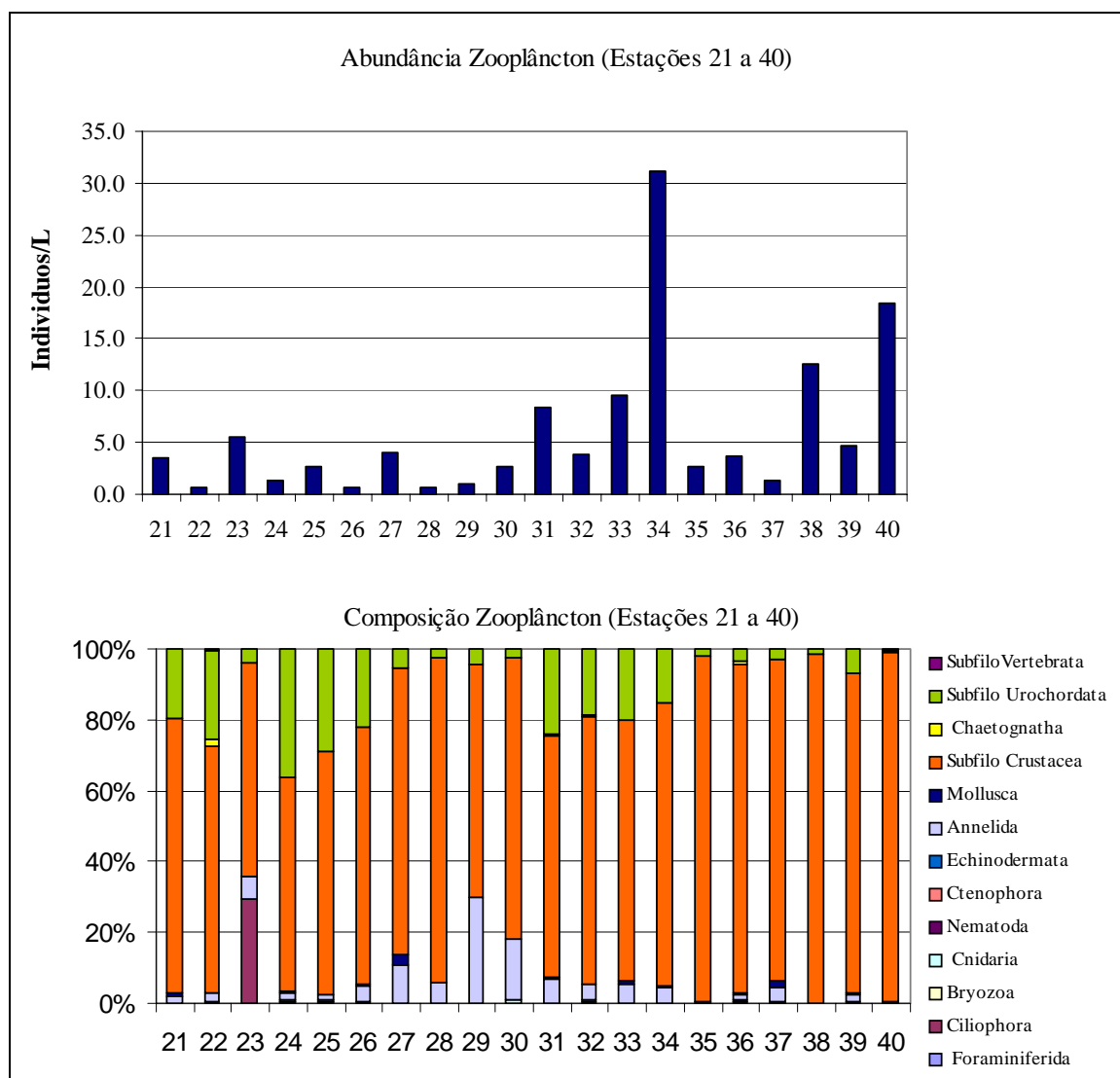


Figura 8.2.2.6.j-3: Abundância (organismos/L) e composição taxonômica do zooplâncton (estações de 21 a 40).

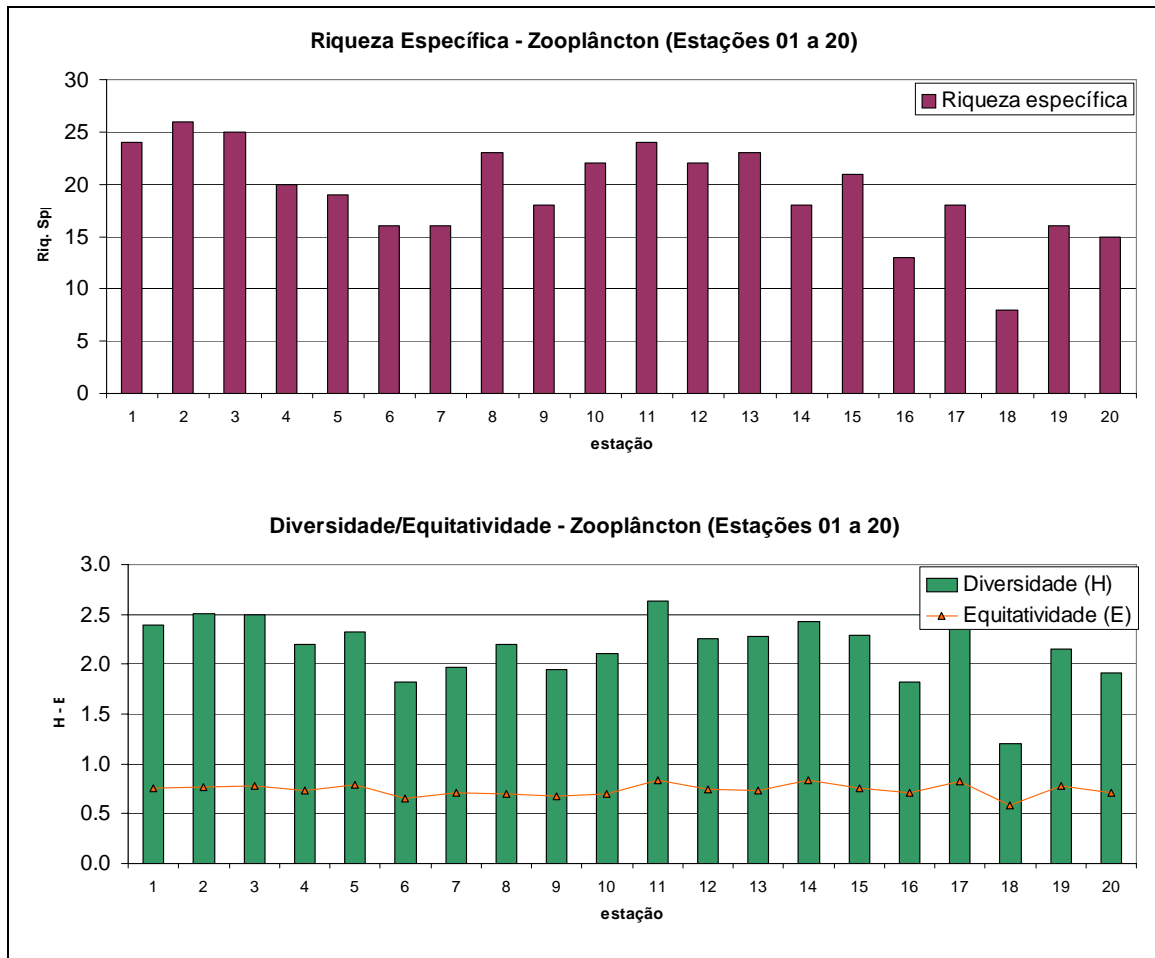


Figura 8.2.2.6.j-4: Riqueza, diversidade e equitatividade do zooplâncton (estações 01 a 20).

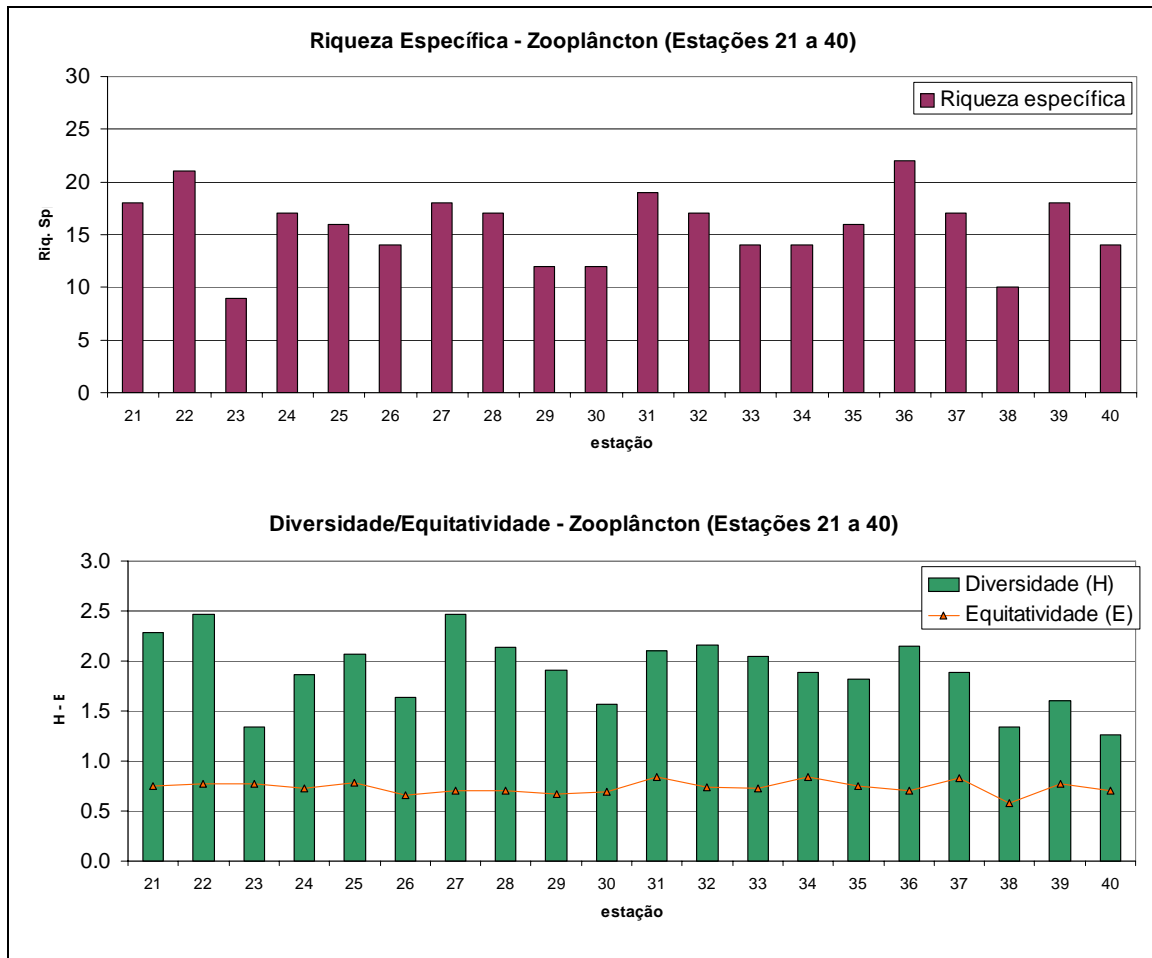


Figura 8.2.2.6.j-5: Riqueza, diversidade e equitatividade do zooplâncton (estações 21 a 40).

- Análise Estatística do Plâncton

O resultado da análise de componentes principais, considerando as variáveis físicas, o fitoplâncton quantitativo e copépoda (grupo majoritário do zooplâncton), é apresentado na Figura 8.2.2.6.j-6. O resultado para a mesma análise, considerando todos os grupos do zooplâncton está representado na Figura 8.2.2.6.j-7. No primeiro caso puderam ser identificados quatro grupos de estações: Baía, canal de navegação, interior do estuário e canal de Bertioga. O fator principal de diferenciação (21,93% de explicação) foi a densidade de fitoplâncton, sendo que as estações correspondentes à baía e canal de Bertioga foram as que apresentaram maiores densidades. No lado oposto apareceram as estações do interior do estuário e, numa posição intermediária, as correspondentes ao canal de navegação. O fator secundário (16,12% de explicação) foi a influência costeira. Assim, as estações correspondentes à baía e canal de navegação apareceram na porção positiva do eixo, associadas às maiores salinidades e maior profundidade da camada eufótica (Zeu). Na porção oposta aparecem as estações com menor salinidade e maiores valores de temperatura e de turbidez, as estações correspondentes ao canal de Bertioga e do interior do estuário. Essas últimas estações foram também as que apresentaram maiores densidades de copépodas, grupo que apresentou uma correlação positiva com os flagelados ($r=0.495$, $p<0,001$). A densidade de fitoplâncton não apresentou correlações significativas com a salinidade, somente as penadas do nanofitoplâncton ($r=-0.374$, $p<0,05$) e dos silicoflagelados ($r=0.590$, $p<0,001$). Dentre os grupos do zooplâncton, os filos Annelida e Ctenophora e o subfilo Vertebrata foram os únicos em apresentar correlações significativas com a salinidade. O filo Annelida, que apresentou as maiores densidades no canal de Bertioga, apresentou uma correlação negativa com a salinidade ($r=-0.417$, $p<0,01$). Esse filo apresentou, por outro lado, correlações positivas com os flagelados ($r=0.692$, $p<0,001$) e clorófitas ($r=0.550$, $p<0,001$). Ctenophora e Vertebrata apresentaram correlações positivas com a salinidade, $r=0.317$ e $r=0.338$ respectivamente ($p<0,05$). O subfilo Urochordata, que registrou as maiores contribuições na região interna do estuário, apresentou correlações positivas com os fitoflagelados ($r=0.669$, $p<0,001$) e as clorófitas ($r=0.653$, $p<0,001$). Essas relações podem ser identificadas na análise de componentes principais na qual foram incluídos todos os grupos do zooplâncton, variáveis físicas e fitoplâncton (Figura 8.2.4-17). Nessa análise puderam ser identificadas as mesmas regiões descritas na Figura 8.2.4-16, mas a influência das águas costeiras apresentou mais contribuição no Fator principal (explicação 16,51%). O Fator secundário (explicação 12,87%) diferenciou entre as regiões com menores densidades de organismos e aquelas com maiores densidades de zooplâncton, canal de Bertioga, e de fitoplâncton, canal de Bertioga e baía.

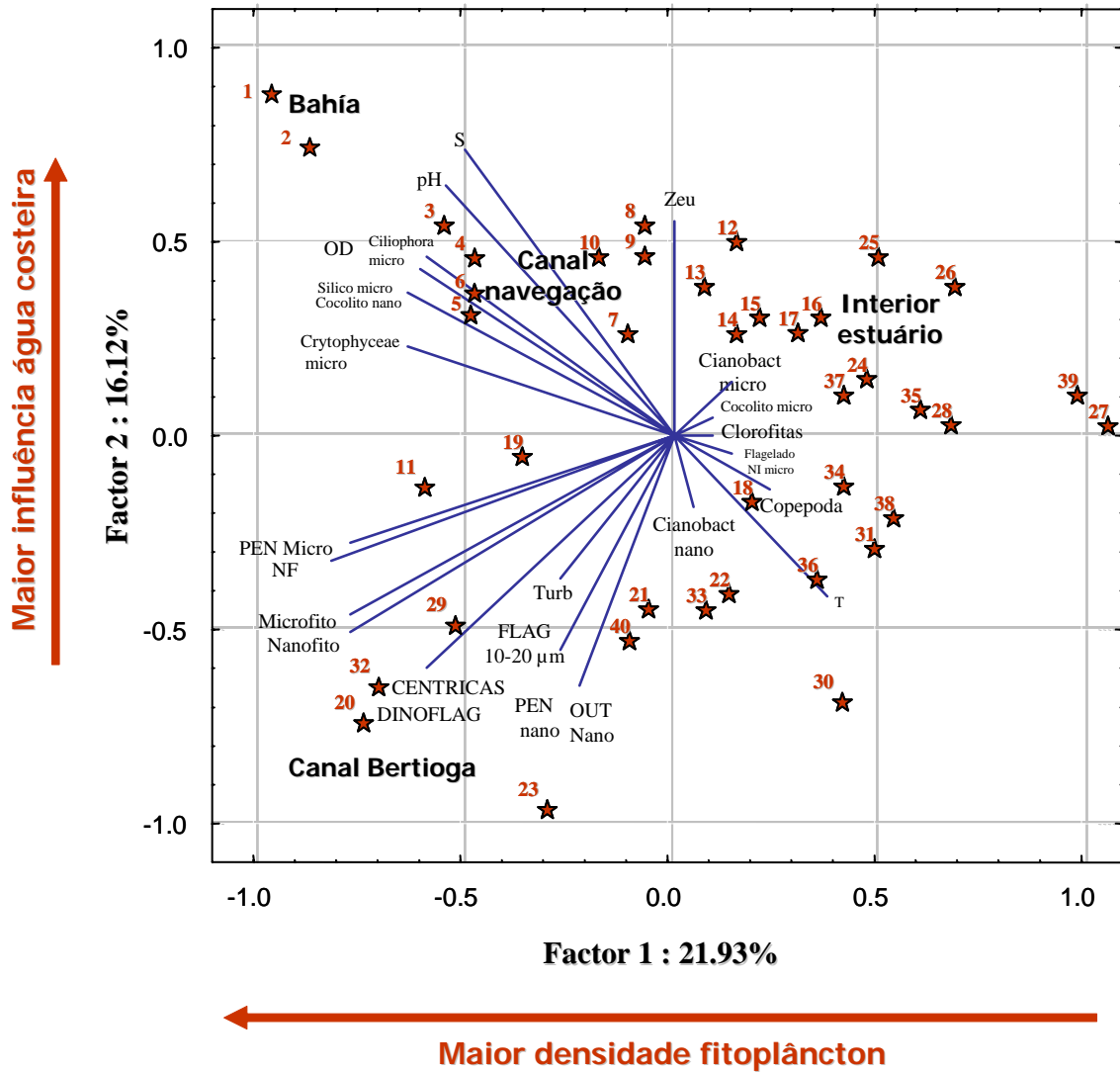


Figura 8.2.2.6.j-6: Análise de componentes principais: variáveis físicas, fitoplâncton quantitativo e copépoda.

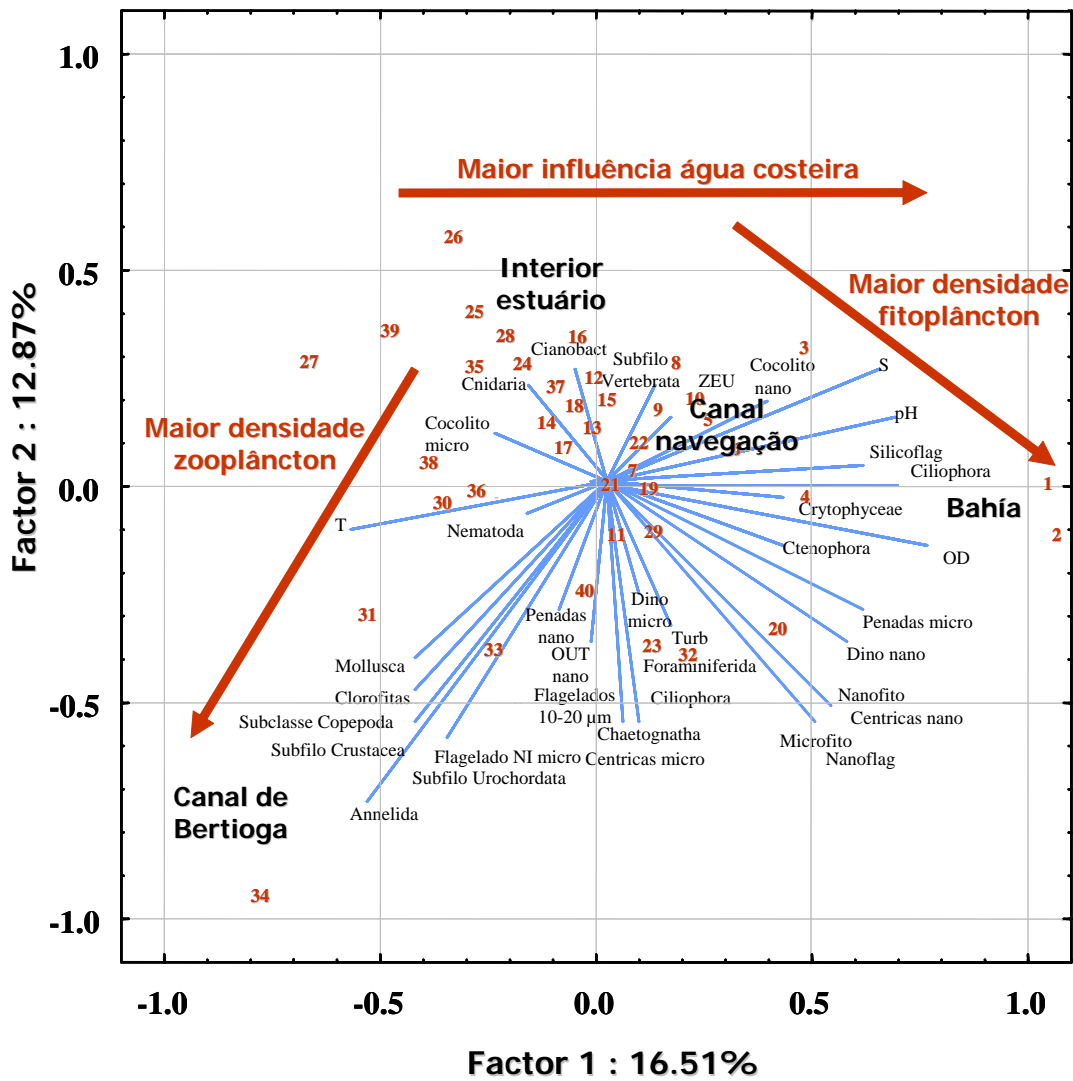


Figura 8.2.2.6.j-7: Análise de componentes principais: variáveis físicas, fitoplâncton quantitativo e zooplâncton total.

- Considerações finais sobre o plâncton

Pode-se verificar um padrão de dominância dos dinoflagelados atecados no nanofitoplâncton e de diatomáceas penadas e cêntricas no microfitoplâncton. Os dados de microfitoplâncton, coletados com rede, corroboram este padrão de dominância dos grandes grupos taxonômicos. O aumento de táxons de dinoflagelados é notável quando comparado a outros estudos da década de 90. Algumas espécies encontradas neste levantamento possuem cistos que se acumulam no sedimento e podem ser ressuspensos, portanto, o monitoramento do fitoplâncton em áreas de influência direta e indireta da dragagem é recomendável.

Algumas espécies fitoplanctônicas observadas na região são relatadas na literatura como potencialmente nocivas; algumas pela depleção de oxigênio e entupimento de brânquias de peixes durante as florações e outras pelo potencial risco de produção de toxinas. Dentre as espécies fitoplanctônicas formadoras de florações, não produtoras de toxinas, merecem destaque as diatomáceas *Skeletonema costatum* e as espécies de *Thalassiosira*. Dentre aquelas potencialmente produtoras de toxinas a ocorrência de *Prorocentrum minimum* é preocupante e os fatores ambientais que levam ao desenvolvimento deste organismo no Canal do Porto devem ser monitorados. Os eventos de dominância e abundância de Gymnodiniales, que ocorreram nas estações 12, 13, 20, 25, 26, 29 e 32, também são preocupantes e a análise de amostras frescas, não fixadas, podem auxiliar na identificação destes organismos. Também deve ser vigiada a possível presença do gênero de diatomácea penadas *Pseudonitzschia*, algumas das espécies produzem ácido domóico. Esse ácido pode causar mortandade massiva de aves marinhas e mamíferos marinhos.

Em relação à análise qualitativa, os valores de Riqueza, Diversidade e Equidade demonstram, de modo geral, que o ambiente encontra-se em boas condições de equilíbrio dinâmico. Os baixos valores de Diversidade e Equitatividade observados nos pontos 3, 4 e 5 deveram-se ao grande desenvolvimento (floração) de *Asterionellopsis glacialis*, que atingiram respectivamente 64, 67 e 52% da abundância relativa enquanto que no ponto 23, foram decorrentes do grande desenvolvimento de *Skeletonema costatum*, que atingiu 74% da abundância relativa. As estações da região do canal de Piaçaguera (17 à 21) foram caracterizadas por apresentar, além das Bacillariophyceae, um predomínio grande de Cyanophyceae, que representou entre 7 e 29% da abundância relativa, e onde se verifica que, neste último grupo, houve predomínio de *Planktothrix (Oscil.)cf. agardhii*, espécie de água doce mas que pode eventualmente ser encontrada em ambientes estuarinos. A confirmação da espécie como *Planktothrix agardhii* carece de confirmação completa por parte de especialista em genética molecular. Suda *et al.* (2002) descrevem uma abordagem polifásica utilizada para resolver a taxonomia das cianobactérias oscilarioides formadoras de florações, caracterizada pela análise por seqüenciamento do rDNA 16S, composição de bases do DNA, hibridização DNA-DNA, composição de ácidos graxos, composição de ficobilinas, adaptação cromática pigmentar, características morfológicas, temperatura de crescimento e tolerância à salinidade. Caso a identificação seja confirmada, o monitoramento dessa espécie é desejável, posto que produz toxina

hepatotóxica do grupo das microcistinas. De acordo com Tonk *et al.*(2005), duas microcistinas variantes foram detectadas em *P. agardhii*, a microcistina-DeRR, cujo conteúdo decresceu duas vezes com o incremento da luz, e a microcistina-DeLR cujo conteúdo aumentou 3 vezes com o incremento da luz. Como a microcistina -DeLR é consideravelmente mais tóxica que a microcistina-DeRR, isto implica que *P. agardhii* torna-se mais tóxica sob altas intensidades luminosas. Como a região de Santos apresenta altas intensidades luminosas por encontrar-se em região tropical, e as cianobactérias filamentosas costumam formar florações superficiais, este é um aspecto que deve ser considerado para justificar a continuidade de seu monitoramento. Erhard *et al.* (1999) também identificaram uma Anabaenopeptina G nesta espécie.

As densidades de organismos zooplânctônicos na região foram altas, entretanto concentrações semelhantes já haviam sido relatadas na literatura. As maiores densidades foram observadas no canal de Bertioiga, que é considerada a região menos poluída. Nessa região, foi detectada a maior contribuição de larvas dos filos Annelida e Echinodermata, organismos bentônicos. Alguns gêneros de anélideos podem ser usados como indicadores positivos da presença de detritos orgânicos, evidenciando eutrofização do sistema. Portanto, a abundância de larvas no plâncton pode ser usada como uma ferramenta auxiliar no controle da poluição. A dominância da Subclasse Copépoda é comum em ambientes aquáticos marinhos, e a distribuição espacial das espécies pode estar relacionada à abundância de alimento e a variação de salinidade. Nesse sentido, não foi detectada uma correlação significativa com a salinidade, mas sim com a presença de fitoflagelados. A importante contribuição do gênero *Oikopleura* (subfilo Urochordata) em todo o canal de navegação e nas proximidades do canal de Piaçaguera indica que a influência marinha pode atingir essa região. Embora a presença de apendiculárias (subfilo Urochordata) geralmente é relacionada com boa qualidade da água, as baixas densidades de organismos e a correlação positiva com os fitoflagelados e as clorófitas podem indicar que a presença desses organismos pode estar relacionada mais com a abundância de alimento que com a qualidade da água. Não obstante, em oposição ao filo Annelida, esse grupo do zooplâncton poderá ser usado como indicador negativo de poluição.

a. Conclusões Finais

Dos levantamentos realizados para a elaboração do diagnóstico do plâncton na Área de Influência Direta do projeto de aprofundamento do canal do Porto de Santos pode-se concluir que:

- A dominância de dinoflagelados, como observado no canal de navegação, pode ser usada como indicador de influência antrópica no sistema.
- À vista dos resultados obtidos no presente estudo os organismos que merecem atenção num futuro monitoramento das atividades de dragagem são os dos gêneros de diatomáceas *Skeletonema*, *Pseudonitzschia* e *Thalassiosira*, a espécie de dinoflagelado *Prorocentrum minimum* e a presença da espécie de cianobactéria *Planktothrix agardhi*, no referente ao fitoplâncton, pois

esses organismos podem ser considerados como nocivos quando presentes em abundâncias elevadas.

- Algumas espécies de dinoflagelados encontradas neste levantamento possuem cistos que se acumulam no sedimento e podem ser ressuspensos, portanto, o monitoramento do fitoplâncton e das condições para a eclosão dos cistos em áreas de influência direta e indireta da dragagem é recomendável.

Quanto ao zooplâncton, a presença do filo Annelida pode ser usada como bioindicador de poluição. Por outro lado, o subfilho Urochordata pode ser usado como bioindicador de boa qualidade das águas.

8.2.2.7 Identificação do Estado Trófico do Estuário de Santos

As vias de aporte e principais nutrientes são fundamentais na caracterização trófica de um ecossistema. Estudos de avaliação trófica em sistemas aquáticos têm como relevância a detecção e predição dos seus processos de eutrofização e busca de propostas de soluções que viabilizem o aumento da vida útil desses ecossistemas (TUNDISI, 1999). Entre as diversas influências, a eutrofização dita cultural é atualmente um dos principais problemas relacionados à qualidade da água e com a disponibilidade de recursos hídricos. Pode ser definida como o impacto de atividades humanas estabelecidas ao longo nas bacias de drenagens de um corpo d'água que incrementam as descargas de nutrientes no estuário gerando, como consequência mais importante, sérias modificações nas características tróficas destes ecossistemas. Das inúmeras fontes identificadas como causas primárias deste enriquecimento, as descargas domésticas e industriais, além das águas residuais urbanas, restringem drasticamente o tempo de vida útil destes ecossistemas.

No Brasil, tem-se verificado uma crescente preocupação com o rápido processo de degradação dos ambientes aquáticos, em virtude, principalmente, do intenso desenvolvimento urbano e industrial registrado nos últimos anos, que tem acelerado e comprometido os processos tróficos naturais nesses sistemas, mais notadamente em corpos de água doce, onde a água tem múltiplos usos.

A ausência de estudos anteriores sobre a caracterização trófica de um ecossistema estuarino contribui para a sua contínua desestrutura, visto que, em geral, são desvinculados de estudos mais básicos que contribuam, de forma mais integrada, para consubstanciar as variáveis endógenas desse sistema com as variáveis ambientais que influenciam a qualidade d'água, e consequentemente, a composição e distribuição faunística da área.

Assim, o conhecimento das relações entre diversos elos da rede alimentar dos ecossistemas aquáticos fornece subsídios para estudos mais aprofundados em energética, ainda são pouco difundidos no país devido à escassez de conhecimentos básicos sobre a biologia de grande parte da ictiofauna. A análise de dietas alimentares da ictiofauna tem constituído um importante acervo para o incremento do conhecimento dos processos que regulam os ecossistemas aquáticos tropicais, refletindo, não apenas a oferta do alimento disponível no ambiente, mas também a escolha do alimento mais apropriado às necessidades nutricionais dos peixes (ZAVALA-CAMIN, 1996).

Padrões alimentares e relações tróficas entre as espécies vêm sendo estudados nas duas últimas décadas, numa abordagem eficiente para o melhor entendimento da estrutura de comunidades (POLIS; WINEMILLER, 1996). Assim, a partir do conhecimento da dieta dos peixes de uma comunidade e da abundância específica, podem-se identificar as diferentes categorias tróficas, inferir acerca da estrutura, avaliar o grau de importância dos distintos níveis tróficos e entender as inter-relações entre os componentes da referida comunidade (YANEZ-ARANCIBIA; DAY, 1982). Podem também gerar subsídios para um melhor entendimento das relações dos componentes da ictiofauna e os demais organismos da comunidade aquática. O conhecimento das fontes alimentares

utilizadas pelos peixes pode fornecer dados sobre habitat, disponibilidade de alimento no ambiente e mesmo sobre alguns aspectos do comportamento.

As categorias tróficas dominantes em um estuário variam sazonalmente, tanto em relação à densidade como à biomassa. Nas regiões tropicais, apesar de existirem espécies especializadas em determinados tipos de alimento, a maioria das espécies exibe grande plasticidade em suas dietas (LOWE-MCCONNELL, 1999), dificultando o delineamento de padrões tróficos, constituindo uma interação entre a qualidade/quantidade do alimento disponível no ambiente e o grau das restrições morfológicas e comportamentais exibidas pelas espécies, também passível de variações ontogenéticas.

Os resultados do presente estudo revelam a elevada complexidade da caracterização trófica do local. Ressalta-se, entretanto, que um crescente aumento na participação de organismos detritívoros, o que pode implicar em seu sucesso em ambientes com intenso impacto antrópico – como para alguns táxons de poliquetas. Algumas espécies de peixes residentes como a carapeba *Diapterus rhombeus* teve sua dominância associada a zonas de vegetação submersa (VARGAS-MALDONADO *et al.*, 1981).

Na área externa, i.e., e nas adjacências do local de deposição do sedimento dragado, o grau de impacto sazonal pode provocar desestruturação das comunidades demersais-bentônicas ainda que associado às constantes entradas de frontais oceânicos no inverno. Um dos prováveis resultados pode ser a periódica explosão demográfica de algumas espécies, mais favorecidas pela maior exposição a nutrientes associados ao elevado grau de eutrofização do ambiente, tanto os provenientes de origem estuarina exportados pela dragagem, ou da combinação destes com a maior ação hidrodinâmica, promovendo o revolvimento da fauna sésil, como no caso do briozoário *Catenicella uberrima*, e o aumento de dinoflagelados relacionado à ressuspensão de cistos pela operação de dragagem - sendo que alguns destes táxons seriam potencialmente nocivos (ex.: *Prorocentrum minimum*).

Na área interna, espécies como os mexilhões-estuarinos *Mytella falcata* e *M. guyanensis* parecem ter sua ocupação majorada pelas ações antrópicas, com o incremento da supressão de manguezais acelerando o processo de assoreamento e a conseqüente redução da profundidade das áreas mais internas do estuário. A provável ação do aprofundamento do canal associada ao resultado direto da modificação dos divisores de água, poderia afetar diretamente essa ocupação, reduzindo-a em alguns ambientes e a ampliando em outras, pelas razões expostas, consubstanciadas pela modelagem matemática, ou seja, pela modificação do tempo de retenção e da instabilidade hidrodinâmica de alguns dos pontos avaliados.

Os resultados apontaram gradientes quanto à equitatividade nos pontos mais influenciados pela água marinha (mais elevados) e os do interior do estuário (valores menores). Alguns dos pontos amostrados, de caráter intermediário, podem ser mais afetados pela modificação da penetração da língua salina.

A interação entre a fauna íctica e as comunidades bentônicas e planctônicas está intrinsecamente ligada pela teia trófica, sendo diretamente a primeira afetada por modificações nas últimas. Dentre as principais

espécies de peixes registradas, com ocupação bem definida, sendo as oligotróficas as potencialmente mais afetadas, considerando que seus locais de alimentação poderiam ser modificados.

A composição das comunidades planctônicas será, em princípio mais afetada diretamente pelo empreendimento, conseqüentemente tendo reflexos nas comunidades bentônicas e posteriormente, por cadeia trófica, nas comunidades demersais e pelágicos.

8.2.2.8. Levantamento da bioacumulação na região de interesse

Foi realizado um levantamento de dados secundários dos estudos realizados sobre o Estuário da Baixada Santista (mais precisamente Santos e São Vicente) servindo de base para elaboração do Diagnóstico do Meio Biótico.

Estes trabalhos versavam sobre o grau de contaminação e estudos de bioacumulação na biota aquática e suas eventuais implicações na qualidade ambiental com ênfase nos contaminantes de interesse mais estudados e considerados prioritários.

A elaboração desta revisão sobre bioacumulação no estuário de Santos foi realizada através do levantamento de dados secundários extraídos de estudos realizados principalmente pela CETESB (CETESB, 1979a, 1979b, 1981, 1982, 1989, 1990 e 2001), publicações acadêmicas e de Estudos de Impacto Ambiental de empreendimentos já licenciados.

A. Bioacumulação por organismos aquáticos através dos sedimentos

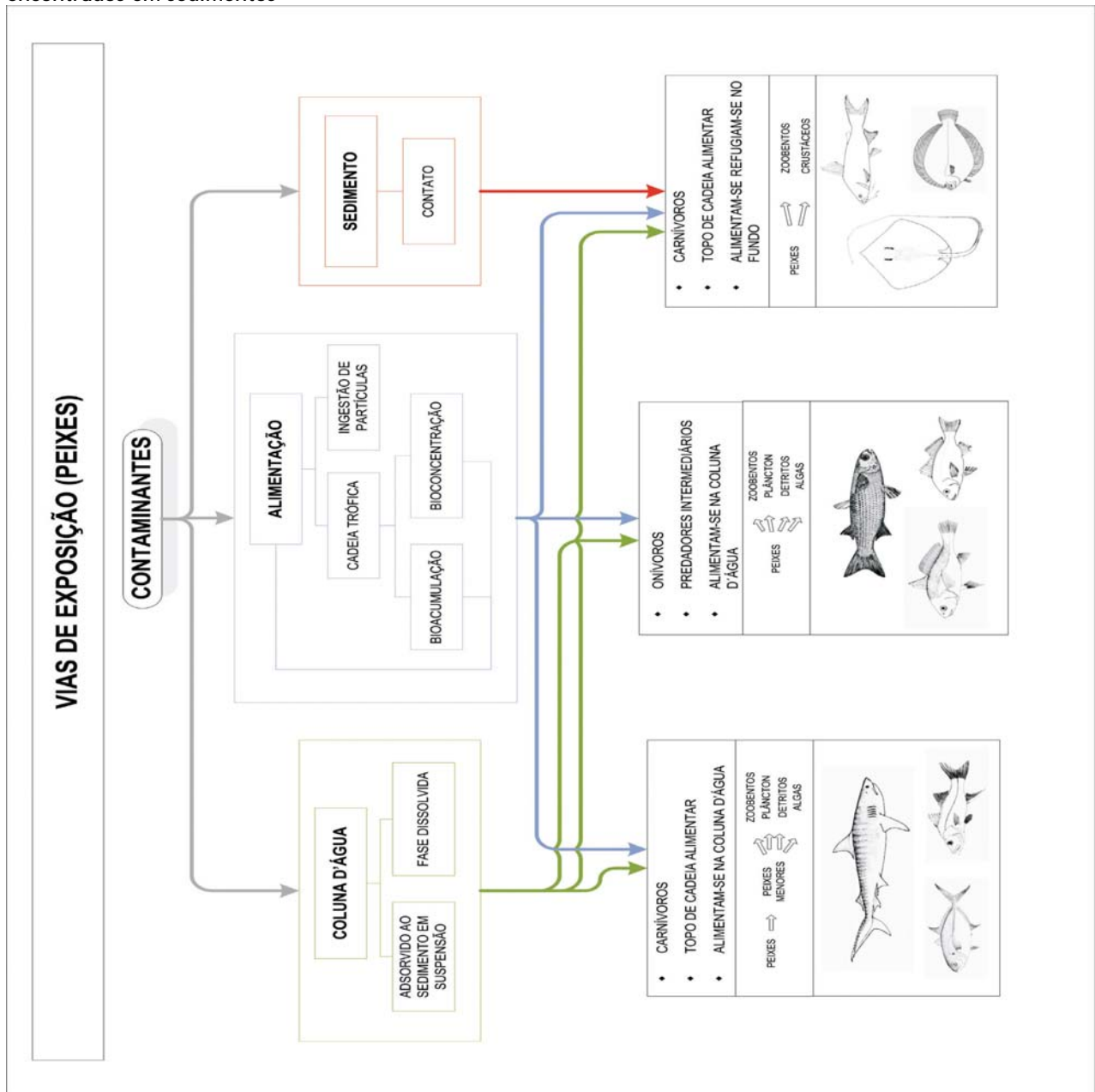
Para compreender o processo de bioacumulação de organismos aquáticos a partir de contaminantes encontrados nos sedimentos de fundo de estuário ou ambientes marinhos é preciso que seja feita a caracterização da exposição destes organismos. A caracterização da exposição, termo frequentemente usado em Análise de Risco Ecológico, estima a magnitude da atual ou potencial exposição ecológica a contaminantes presentes no ambiente, a frequência, duração e abrangência da exposição, e as vias de exposição dos receptores. Este é o maior passo do desenvolvimento dos cenários de uma análise de risco ecológico, e as decisões tomadas durante a avaliação da exposição serão críticas para estimar o risco.

Dados sobre biodisponibilidade, ingestão, acumulação e eliminação de contaminantes pelos animais, são necessários para caracterizar a exposição à contaminação (Suter, 1993).

A ingestão de contaminantes depende da biodisponibilidade destes contaminantes nas matrizes, sedimento, água e alimento. As vias de entrada no organismo aquático são principalmente as guelras, brânquias ou trato digestivo, e podem acumular-se principalmente no fígado (peixes) ou hepatopâncreas / glândula digestiva (anelídeos/ crustáceos/ moluscos) (Newman, et. al., 2001).

As principais vias de exposição dos organismos aquáticos a partir de sedimentos contaminados é apresentada de forma esquemática nas Figuras 8.2.2.8 -1 e 8.2.2.8 -2 a seguir:

Figura 8.2.2.8 -1 Vias de exposição de organismos componentes da fauna demersal a partir de contaminantes encontrados em sedimentos



Com o objetivo de avaliar as vias de exposição de peixes aos contaminantes relacionados com o sedimento de ambientes marinho e estuarino, os peixes comumente encontrados na Baixada Santista foram divididos em grupos funcionais, o que consiste em agrupar organismos que ocupam o mesmo nível trófico e que possuam comportamentos típicos de forrageio, sem necessariamente pertencerem a grupos taxonômicos relacionados entre si.

Os peixes foram divididos em três grupos funcionais (Figuras 8.2.2.8 -1):

(1) os carnívoros representantes de topo de cadeia alimentar, representados pelo grupo dos tubarões, robalos e xaréus (ou guaiviras).

(2) os omnívoros predadores intermediários e de organismos bentônicos, apresentados pelas tainhas, corcorocas, sardinhas e corvinas, e

(3) os carnívoros de topo de cadeia que vivem intimamente associados ao fundo havendo contato direto com o sedimento e até mesmo ingestão de partículas de sedimento durante a alimentação, representados pelas raias, liguados e bagres.

- Carnívoros Topo de Cadeia Alimentar – alimentação na coluna d’água

Os representantes deste grupo são peixes que apresentam padrão alimentar e comportamento de forrageio do tipo dos tubarões, robalos e xaréus (conhecidos também como guaiviras). A alimentação deste grupo constitui principalmente de peixes, macrocrustáceos e invertebrados bentônicos. São considerados espécies marinhas visitantes ocasionais, grupo mais numeroso e aparece irregularmente nas águas estuarinas, sem mostrar um padrão definido.

Os robalos e os xaréus são típicos de estuários e formam cardumes. Todos os representantes deste grupo possuem grande importância comercial, principalmente para a pesca de subsistência.

Os tubarões são típicos de ambientes marinhos e a pesca predatória tornou-os vulneráveis, segundo lista vermelha da IUCN (2002).

A principal via de contaminação destes organismos é através da alimentação, uma vez que a base alimentar principal são os invertebrados bentônicos que vivem em contato direto com o sedimento. Ao ingerir a presa, o predador acaba por ingerir partículas de sedimento contaminadas.

Outra via de exposição é o contato direto com a água contaminada, pela ingestão de água ao ingerir a presa e através da osmorregulação, pois peixes marinhos necessitam beber água para manter o equilíbrio iônico.

- Omnívoros – Predadores Intermediários – alimentação na coluna d’água e no fundo

Os representantes deste grupo são as sardinhas, corvinas e corcorocas. A alimentação do grupo é constituída principalmente de invertebrados bentônicos, como poliquetas e crustáceos.

São consideradas espécies marinhas estuarino dependentes, pois desovam no mar e utilizam, obrigatoriamente, o ambiente estuarino como criadouros para as larvas e juvenis. Jovens destas espécies podem permanecer no estuário durante longos períodos e os adultos, sistematicamente, voltam às imediações do estuário para se alimentar.

No caso da sardinha, ela pode ser planctófaga, dependendo da disponibilidade ambiental do alimento, sendo assim a via principal de contaminação se dá através da filtração de água para obtenção do alimento.

As corvinas são peixes migratórios, não sendo bons indicadores da contaminação local, porém são amplamente consumidas pela população ribeirinha.

Estes peixes formam grandes cardumes, possuem grande importância comercial, principalmente na pesca de subsistência, e são encontrados, tanto no estuário, quanto na Baía de Santos e São Vicente.

As vias principais de contaminação, são através da alimentação pela ingestão de organismos contaminados, pela ingestão de água contaminada ao ingerir a presa, e pelo contato direto com a água contaminada.

- Topo de Cadeia Alimentar – modo de forrageio envolvendo contato direto com o sedimento.

Os representantes deste grupo são as raias, bagres e linguados, peixes que vivem em contato direto com o sedimento, por isso sua relevância como indicador.

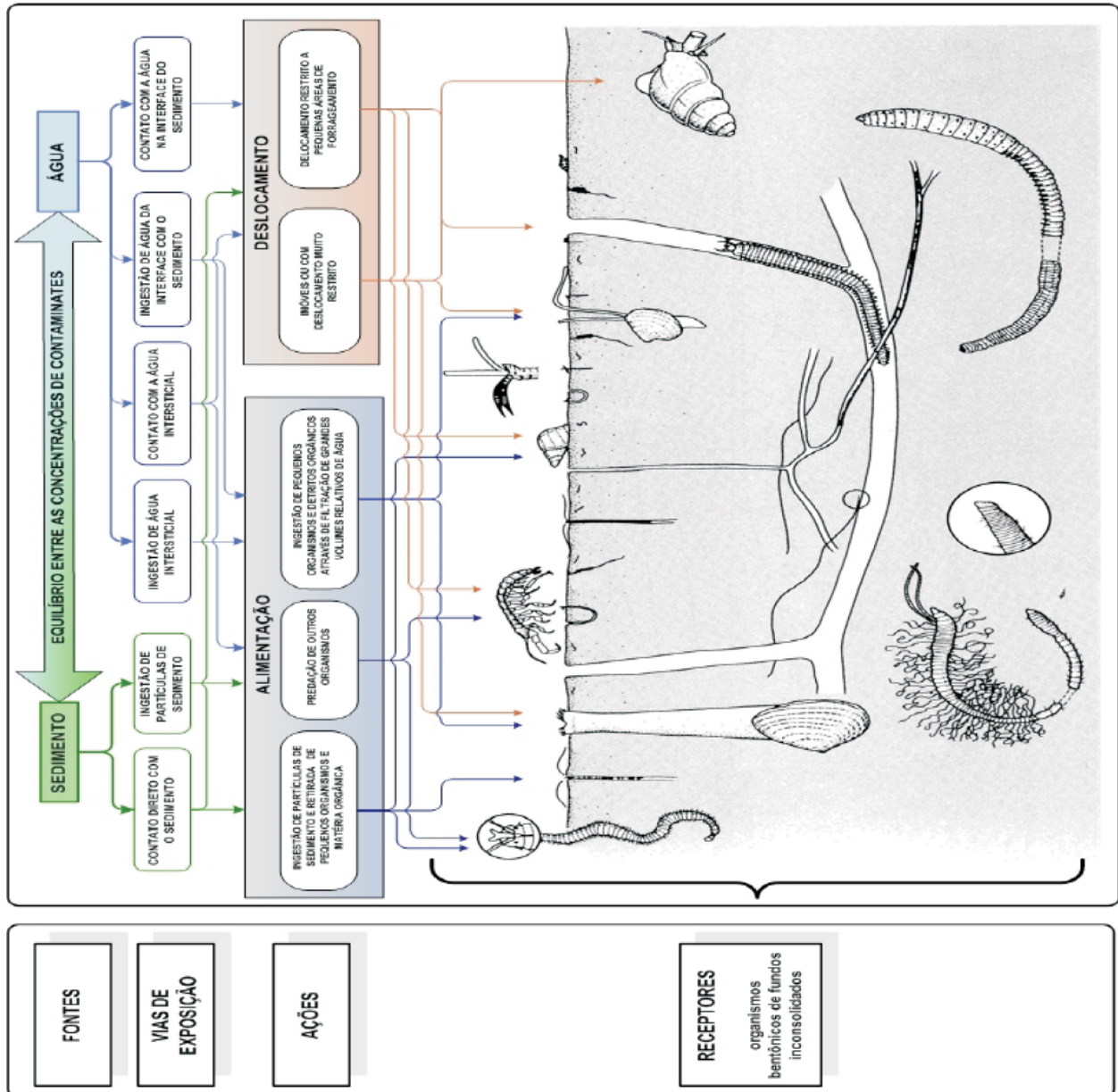
Estes representantes se alimentam principalmente de poliquetas e crustáceos, mas podem alterar seus itens alimentares devido à disponibilidade de alimento no ambiente.

Os bagres e linguados possuem importância comercial, principalmente para a pesca de subsistência local.

A principal via de exposição destes organismos é pelo contato direto com o sedimento contaminado, uma vez que passam grande parte do seu tempo em contato com o fundo, alimentando-se dos organismos bentônicos. Alguns, como as raias e linguados enterram-se no sedimento para se camuflarem.

Ao se alimentarem, estes organismos removem o sedimento, fazendo com que os contaminantes sejam novamente reintroduzidos na coluna d'água, por isso são considerados organismos bioperturbadores do sedimento. Ao ingerir a presa, estes peixes acabam por ingerir também, partículas de sedimento contaminada.

Figura 8.2.2.8 -2 Vias de exposição de organismos componentes da fauna bentônica a partir de contaminantes encontrados em sedimentos



Os organismos bentônicos que residem no substrato de fundo do estuário são os mais afetados pela contaminação dos sedimentos pois estão sujeitos à exposições contínuas e de grande magnitude. A grande maioria dos organismos é imóvel ou possuem uma capacidade de locomoção extremamente restrita.

As principais vias de exposição que os organismos de fundos inconsolidados estão sujeitos estão representadas na Figura III.17. Neste Modelo também estão destacadas as características comportamentais mais importantes dos organismos, na forma de ações (alimentação e deslocamento) pelas quais os contaminantes teriam mais probabilidade de afetar os organismos. Os organismos bentônicos entram em contato com os contaminantes através da ingestão de detritos, matéria

orgânica particulada ou de organismos que estejam associados com substâncias tóxicas, através da respiração, da osmorregulação, aderência da substância à superfície corporal ou por acúmulo dos contaminantes em suas reservas lipídicas.

Os receptores representados correspondem aos organismos típicos deste tipo de substrato e que ocorrem no Estuário de Santos. Os poliquetas das famílias Capitellidae e Lumbrineris, que são encontrados no Estuário de Santos, são poliquetas característicos de fundos inconsolidados, com hábito errante e escavador.

Os poliquetas da família Magelonidae tem hábito escavador e sedentário, tendo como via principal de contaminação o contato direto com o sedimento e a alimentação, enquanto que os poliquetas das famílias Maldanidae, Oweniidae, Sabellidae, Serpullidae, Spionidae, por serem poliquetas tubícolas, não possuem o contato direto com o sedimento, entretanto são suspensívoros e assim assimilam a contaminação através da alimentação.

No Estuário de Santos, encontra-se exemplares do cnidário *Renilla* sp, habitantes de fundos inconsolidados que ficam ancorados no sedimento através de um pedúnculo e alimentam-se de organismos pequenos do zooplâncton. Os poliquetas da família Onuphiidae e Opheliidae são poliquetas depositívoros não seletivos, e das famílias Hesionidae, Nephtyidae, Nereidae, Phyllodocidae, Polynoidae são poliquetas rastejantes e detritívoros, sendo sua principal via de exposição à alimentação.

B. Dados históricos de contaminação de organismos

B. 1 - Legislação sobre contaminantes inorgânicos em alimentos

De acordo com Mantovani (2005), os compostos/elementos inorgânicos indesejáveis presentes nos alimentos são conceituados pela legislação brasileira como “aditivos incidentais”, que por definição é toda substância residual ou migrada presente no alimento, em decorrência: 1) de tratamento prévio a que tenha sido submetida a matéria-prima alimentar ou o alimento *in natura*; e 2) do contato do alimento com artigos e utensílios empregados nas diversas fases de fabricação, manipulação, embalagem, transporte ou venda (Decreto-Lei no 986 de 21/10/69 - D.O.U. de 21/10/69). Os aditivos incidentais são considerados contaminantes, segundo o Comitê Misto de Peritos da FAO/OMS sobre Aditivos para Alimentos da Comissão do *Codex Alimentarius*, sendo o arsênio, cádmio, chumbo, cobre, estanho, ferro, mercúrio e zinco enquadrados nessa definição. Na legislação brasileira, o instrumento que estabelece os limites máximos de tolerância para os contaminantes inorgânicos em alimentos é o Decreto nº 55.871, de 26/03/65 (D.O.U. de 29/05/65 – Seção I, Parte I). Já existem resoluções posteriores alterando o decreto original. Atualmente, encontra-se em vigor no País a Portaria nº 685, de 27/08/98 (D.O.U., de 24/09/98) da

SVS/MS. Esta Portaria internaliza os pontos já harmonizados no MERCOSUL sobre o tema. No caso de alimentos não contemplados na presente regulamentação, permanecem válidos os limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos previstos na legislação vigente.

B. 2 - Contaminantes prioritários em tecido de organismos aquáticos

a. Metais pesados

Os metais que são encontrados no ambiente aquático ocorrem nas seguintes formas: (1) em solução, como íons inorgânicos e em, complexos orgânicos e inorgânicos, (2) adsorvidos nas superfícies, (3) em partículas orgânicas sólidas, (4) cobrindo partículas de detritos após precipitação, e adsorvido em óxidos, principalmente de ferro e manganês, (5) compondo a estrutura cristalina dos detritos, e (6) precipitados em fases puras (Duinker, 1980).

Apesar dos metais ocorrerem nas formas dissolvida, coloidal e particulada nas águas salinas e salobras, a concentração nas formas dissolvidas é geralmente baixa. Como são reativos com as partículas, os metais são rapidamente adsorvidos às partículas suspensas assim que entram no ambiente aquático, indo se depositar no sedimento no fundo dos estuários (Kennish, 1996). Entretanto, os metais adsorvidos às partículas de sedimento podem ser ressuspensos durante tempestades, marés mais baixas e revolvimento mecânico do fundo em atividades humanas, como a passagem de embarcações e dragagem.

O controle da distribuição e transporte dos metais pesados no estuário, é realizado tanto por processos físicos como biogeoquímicos, e passam por variados graus de reciclagem no estuário. Os organismos aquáticos influenciam significativamente nesta ciclagem. O fitoplâncton pode utilizar vários metais em sistemas enzimáticos que catalisam etapas importantes da glicólise, ciclo do ácido tricarbóxico e da fotossíntese. O zooplâncton e os organismos bentônicos filtradores facilitam a remoção dos metais do sedimento estuarino consolidando-os no material fecal (Newman et. al., 2001).

A bioperturbação do fundo contribui para redistribuir os metais ligados às partículas orgânicas resultantes de vegetais e animais mortos, e liberá-los para a água intersticial, e a água de fundo em contato com sedimento. No entanto, o sedimento contém de 3 a 5 vezes a mais a concentração de metais pesados do que as concentrações encontradas na água de fundo (CCMS, 1989).

O acúmulo de metais pelos organismos aquáticos ocorre principalmente pela ingestão de alimentos e partículas de sedimento contendo metais adsorvidos, ou pela retirada, através de filtração, dos metais solubilizados na água intersticial e na coluna d'água. A biodisponibilidade dos metais no estuário depende de uma série de fatores e processos dentre os quais se destacam:

- Mobilização dos metais para a água intersticial e suas especiações químicas;
- As transformações dos metais;

- Controle exercido pelos componentes principais do sedimento com os quais os metais se ligarão preferencialmente;
- Influência da salinidade, potencial de óxido-redução e pH.

Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal considerado de efeito cumulativo de difícil excreção, sua digestão pode levar a efeitos mutagênicos ou teratogênicos (EPA, 1976 *apud*: CETESB, 1990) e sua toxicidade pode ser aumentada ao atuar sinergisticamente com outras substâncias, como compostos de zinco, chumbo-zinco ou zinco-cobre-chumbo.

O cádmio está presente nos sedimentos da Baixada Santista e as atividades de dragagem podem dispor este metal na coluna d'água, o que favoreceria a acumulação nos organismos.

O limite para classificação dos organismos aquáticos baseado no risco ao consumo humano (U. S. *Environmental Protection Agency* – USEPA, e U. S. *Food and Drug Administration* – USFDA) para o cádmio no Brasil é de 1,0 µg.g⁻¹ (Brasil, 1998). Os organismos aquáticos podem apresentar risco ao consumo humano quando apresentam concentração superior ao limite de 1,0 µg.g⁻¹ (Brasil, 1998).

Considerando esta concentração de cádmio como máxima permissível para consumo humano (Brasil, 1998), todas as espécies analisadas estão abaixo deste limite, o que as torna adequadas para consumo com relação a este metal.

Os resultados desta revisão foram comparados com Padrões para consumo humano (pela Portaria nº 685, de 27/08/98 (D.O.U, de 24/09/98) da SVS/MS.) e em nenhum trabalho revisado foram encontradas concentrações acima do limite estabelecido.

Chumbo (Pb)

Em ambientes aquáticos, o chumbo tem ação cáustica sobre as brânquias (HEATH, 1995), transformando os órgãos funcionais dos peixes (Reichenbach-klinke, 1982 *apud* Cetesb, 1990). Normalmente o chumbo não apresenta graves problemas de contaminação da musculatura dos peixes, exceto em casos de extrema poluição.

Apenas duas amostras de pitu (*Macrobrachium carcinus*) continham chumbo na musculatura, com concentrações de 2,79 e 3,54 µg.g⁻¹ (CETESB, 1990), acima do limite brasileiro de 2,0 µg.g⁻¹ (Portaria nº 685, de 27/08/98, D.O.U, de 24/09/98, da SVS/MS).

Nesse estudo foram observadas apenas quatro amostras de peixes acima do limite de detecção (0,05 µg/g) sendo duas nos rios de Cubatão (0,70 e 0,50 µg/g) e duas estuário de Santos (1,0 e 0,10 µg/g). Nenhuma das amostras apresentou valores acima deste limite. O maior valor médio foi observado em ostras (0,41 e 0,55 µg.g⁻¹) no estuário de Santos.

Cobre (Cu)

Os efeitos do cobre nas populações aquáticas são parecidos com os causados pelo chumbo: redução do número de espécies e de indivíduos. Quando existe a presença de concentrações acima de 1.000 µg/l a microfauna desaparece do ambiente (HAWKES *apud*: EPA, 1973). Foram observados valores acima do permitido de cobre nos músculos, nos trabalhos: da CETESB (1981), com *Crassostrea rhizophorae* (ostra) apresentando concentrações de 30,3 µg/g, 39,5 µg.g⁻¹ e 77,5 µg.g⁻¹ no estuário de Santos; CETESB (1990) com *Macrobrachium carcinus* (Pitu) apresentou concentrações de 5.902 µg/g, 101 µg/g; CETESB (1999) com *Callinectes* sp. (Siri), apresentando concentrações de 39,6 µg.g⁻¹, 35,5 µg.g⁻¹ (no canal de Piaçaguera) e 39,6 para *Mytilus* sp. (mexilhão) na ilha da Moela. A diminuição na concentração de oxigênio na água, algumas espécies de peixes reduzem sua tolerância ao cobre (Airns e Schier *apud*: EPA, 1976). O limite máximo permitido para consumo humano de cobre em organismos aquáticos é 30 µg.g⁻¹ (pela Portaria n°. 685, de 27/08/98 (D.O.U, de 24/09/98) da SVS/MS).

Em resumo, o cobre apresentou alguns pontos com concentrações acima do limite sugerido pela portaria n°. 685/98 MS.

Sabe-se que o cobre apresenta forte interação com matéria orgânica (substâncias húmicas), o que reduz sensivelmente sua biodisponibilidade para os organismos aquáticos. O pH alcalino do ambiente estuarino favorece sua deposição no sedimento, favorecendo sua biodisponibilidade para os organismos de fundo, entre eles os siris.

Cromo (Cr)

O cromo está presente como contaminante ou insumo em diversas atividades industriais. Pode ser utilizado como anti-corrosivo em sistemas de resfriamento e estar presentes em tijolos refratários utilizados no revestimento de fornos e em ligas metálicas. Os sais de cromo podem ser empregados em curtumes, laboratórios e na indústria química em geral. Também podem ser encontrados em efluentes líquidos de siderúrgicas, refinarias, indústrias de fertilizantes e de celulose e papel (CETESB, 2001).

Para esta variável, no estudo realizado pela CETESB (1981) foram detectadas concentrações acima do limite da portaria n°. 685/98 MS (0,1 µg/g), no qual ostras (*Crassostrea rhizophorae*) e mexilão (*Perna Perna*) apresentaram concentrações que variaram de 0,49 a 11,1 µg/g, e o bagre (*Arius spixii*) 0,22 e 1,21 µg.g⁻¹. Em outro estudo da CETESB (1982), também foram encontradas concentrações estabelecidas e a paraty (*Mugil curema*) apresentou concentração de 0,45 µg.g⁻¹, o robalo (*Centropomus udecimalis*) 0,33 µg.g⁻¹, a oveva (*Larimus breviceps*) 0,63 µg/g, o carapicu (*Eucinostomus gula*) 0,12 µg/g, o bagre amarelo (*Arius spii*) 0,31 µg/g, o bagre (*Netuma barba*) 0,57 µg/g, o espada (*Trichiurus lepturus*) 0,42 µg/g, a corvina (*Micropogonias furnieri*) 0,19 µg/g, pescada foguete (*Macrodon ancylodon*) 0,21 µg/g.

Num terceiro estudo realizado pela CETESB (1990), foram registradas concentrações acima do permitido na carapeba (*Diapterus rhombeus*) com 0,3 µg/g. O estudo de 1999 (CETESB, 1999), mostrou concentração de 0,2 µg.g⁻¹ para o robalo (*Centropomus udecimalis*), 0,8 µg.g⁻¹ para a carapeba (*Diapterus rhombeus*), 0,2 µg.g⁻¹ para a tilápia (*Oreochromis niloticus*) e 0,4 µg.g⁻¹ para o siri (*Callinectes sp.*). Todos estes organismos foram coletados na bacia de evolução da COSIPA e no rio Cubatão.

Manganês (Mn)

O efeito tóxico do manganês no ambiente aquático e terrestre depende da concentração do elemento e das condições de pH, pois a mobilidade do manganês aumenta com a diminuição do pH e o potencial de redox – E_H.

Os trabalhos analisados indicam valores de manganês abaixo do limite para consumo humano (54 µg/g) estabelecido pela USEPA (1997 *apud* CETESB, 2001). Por não existirem dados históricos sobre o metal na região não foi possível estabelecer uma correlação com a contaminação do sedimento por este composto.

Mercúrio (Hg)

O mercúrio torna-se biodisponível de diversas maneiras e uma delas é devida à atividade dos microorganismos que transformam o mercúrio inorgânico em formas orgânicas, absorvidas rapidamente pela biota (Ottaway, 1982 *apud* CETESB, 2001). Outra maneira é via plantas aquáticas que possuem raízes em contato com o sedimento contaminado (Maury *et al*, 1988 *apud*: CETESB, 1990).

Este metal, quando encontrado na coluna d'água, é acumulado nos peixes através de absorção direta pelas brânquias ou pela ingestão de organismos contaminados (Keckes & Miettinen, 1972 *apud*: CETESB, 1990). Os peixes que se alimentam de algas ou do sedimento acumulam mercúrio rapidamente sob a forma orgânica de metil-mercúrio (Jesen e Jernelov, 1972 *apud*: Cetesb, 1990). Porém a absorção do metal depende de fatores como idade do organismo, forma de alimentação e o estado fisiológico (Reichenbach e Klinke, 1982 *apud*: CETESB, 1990).

O tempo de eliminação do mercúrio pelos peixes é de aproximadamente dois anos, enquanto dos homens é de cerca de 80 dias (EPA, 1976 *apud* CETESB, 2001). A forma mais tóxica do metal tanto para os homens quanto para os animais é a orgânica.

O limite máximo permissível de mercúrio, determinado pela legislação brasileira para o consumo humano, em peixes, crustáceos e moluscos para consumo humano é 0,5 µg.g⁻¹ (Brasil, 1975; 1977).

Concentrações de mercúrio total superiores a 0,5 µg/g, limite recomendado pelo Ministério de Saúde (Brasil, 1975), foram detectados em amostras de musculatura de carapicu (*Eucinostomus gula*) (0,73 µg/g), de bagre (*Arius spixii*) (0,66 µg/g) e corvina (*Micropogonias furrieri*) (4,8 µg/g), todos do estuário de Santos (CETESB, 1981,1990).

Num trabalho da CETESB (1982) foram verificadas concentrações acima do permitido na pescada cambucu (*Cynoscion virescens*), na corvina (*Micropogonias furrieri*) e tabarana (*Acestrorhynchus sp.*), com concentrações de 0,73, 1,01, 0,54 µg/g, respectivamente. Estes organismos foram coletados no estuário de Santos e no rio Cubatão.

Os resultados do relatório da CETESB (1990) mostraram duas espécies de peixes com concentrações acima do permitido, a bocarra (*Oligosarcus hepsetus*) e o robalo (*Centropomus udecimalis*) com valores de 0,58, 0,63 e µg/g, sendo que para o robalo foram analisadas duas amostras.

Em 1999, um estudo da Cetesb indicou concentrações acima das estabelecidas para uma espécie de caranguejo (*Ucides cordatus*) (0,69 µg.g⁻¹) e esta foi coletada no rio Santana.

Em 1989, nos rios de Cubatão, cerca de 5,6 % das amostras de peixes estavam acima do limite de 0,5 µg.g⁻¹ estabelecido para consumo (CETESB, 1990).

Níquel (Ni)

O níquel é encontrado em efluentes líquidos industriais principalmente nas refinarias de petróleo, siderúrgicas, fábricas de fertilizantes e de celulose e papel. O limite máximo de níquel para consumo de organismos estabelecidos pela legislação brasileira é 5,0 µg/g; em nenhum dos estudos apresentados foi verificado valores acima do permitido pela legislação.

O estudo realizado pela CETESB (1990) verificou que os teores de níquel variaram na musculatura dos organismos aquáticos utilizados, de 0,18 a 0,99 µg/g. Apenas mexilhões capturados na saída do estuário de Santos apresentaram valores acima do limite (15 µg/g), conforme relatório CETESB (1999).

Zinco (Zn)

Apesar de ser um metal essencial para mamíferos e peixes, em concentrações elevadas pode se tornar tóxico aos peixes e outros organismo aquáticos. As concentrações tóxicas do metal causam mudanças na fisiologia e morfologia dos peixes e podem causar um colapso nas brânquias e sua obstrução por muco, enfraquecimento geral e alterações histológicas em vários órgãos, menos nas brânquias. Também é observado retardamento no crescimento e maturação dos organismos. Pode ser absorvido pelas brânquias, fígado e intestino dos peixes e suprimido caso seja eliminado do ambiente. Nos peixes o zinco acumula-se principalmente na pele, ossos, fígado, brânquias e rim (HEATH, 1995)

Ao comparar diversos estudos, observa-se que esta variável foi encontrada acima do limite em vários estudos revisados (CETESB, 1979, 1990, 1999; Pereira *et. al.* 2002). Como o Brasil não possui limites de zinco para os organismos aquáticos destinados ao consumo humano, CETESB(2001) consideraram o limite de 50 µg.g⁻¹ de Zn, presente na categoria “outros alimentos” da legislação brasileira (Brasil, 1965).

Ao avaliar a presença de zinco por bioacumulação, percebe-se que os valores encontrados nos os organismos analisados, ultrapassam os valores deste metal no ambiente nos seguintes locais: Canal de Piaçaguera, Ponta Grossa da Barra, Largo São Vicente, rio Branco, rio Santana, porão do navio Ais Georges, rio Casqueiro, rio Santo Amaro, estuário de Santos (próximo ao estuário de Bertioiga), largo do Caneu (ilha dos Bagres), baía de Santos, estuário de São Vicente e alto estuário de Santos.

Os organismos que apresentaram valores acima do permitido foram: ostra (*Crassostrea rhizophorae*), caratinga (*Eugerres brasiliannus*), pitu (*Macrobrachium carcinus*), guaiamum (*Cardisoma quanbumi*),

carangueijo uçá (*Ucides cordatus*), tainha (*Mugil brasiliensis*), siri (*Callinectes sp.*), mexilhão (*Mytilus sp.*), robalo (*Centropomus udecimalis*), carapeba (*Diapterus rhombeus*) e siri azul (*Callinectes danae*). O valor máximo encontrado foi de 1300 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na ostra capturada no estuário de Santos, e a menor concentração acima do limite permitido para o consumo humano foi da tainha (50,1 $\mu\text{g}/\text{g}$), próximo ao canal de Bertioaga.

Os valores de zinco em moluscos bivalves freqüentemente são elevados, especialmente em ostras, havendo relatos de concentrações superiores a 1.000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em peso seco (KENNISH, 1997). Determinações de zinco em organismos indicaram uma manutenção dos valores médios em peixes, siris e mexilhões em relação a estudos anteriores, havendo valores mais elevados em ostras e caranguejos, com amostras superando os limites recomendáveis para o consumo humano.

Por não existirem limites específicos para o consumo de peixes e outros organismos aquáticos, os órgãos de saúde devem realizar uma avaliação de risco à saúde das populações locais que consomem com maior freqüência as ostras e caranguejos da região.

Hidrocarbonetos Aromáticos Clorados

Os hidrocarbonetos aromáticos clorados são constituintes da matéria-prima da indústria petroquímica, podendo ser utilizados como pesticidas. São substâncias tóxicas de difícil degradação pelos microrganismos e persistência no ambiente aquático e terrestre.

Os valores médios de HCB determinados em peixes no rio Cubatão por CETESB (1990) foram $3,83 \pm 6,46$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, e no estuário de Santos foram observados valores médios de $2,10 \pm 3,54$ $\mu\text{g}/\text{kg}$. O estudo realizado por CETESB(2001) apresentou concentrações de HCB em peixes, abaixo do critério estabelecido por EPA (1997) para consumo humano. Na maior parte da amostras de musculatura de peixes, cerca de 74%, analisadas em 1989 (CETESB, 1990), foram consideradas contaminadas por hexaclorobenzeno.

Ao analisar os três estudos acima verifica-se que a concentração do poluente em peixes caiu de 74% para 2,5%.

CETESB (1990) detectou HCB em pitus, siris e caranguejos, porém os valores não ultrapassou o limite de consumo humano.

Em estudo realizado por NOAA (1995), com mexilhões da Baía de Santos coletados em 1992, observou-se valores de até 14,29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (peso seco) de hexaclorobenzeno.

CETESB(2001) observou valores máximos de HCB em peixes (19,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$) e em siris (2,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$), abaixo, portanto, do critério estabelecido pela USEPA (1997a) para fins de consumo humano (67,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso úmido). Ao contrário de 1989, quando cerca de 74% das amostras de musculatura de peixes e 71% das amostras de siris apresentaram contaminação por hexaclorobenzeno, no atual

levantamento a maior parte das amostras estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico (0,010 ug/g peso seco), sendo o hexaclorobenzeno detectado em apenas 2,5% das amostras de peixes e 6% das amostras de siris, o que confirma a indicação de redução do poluente no ecossistema aquático da região.

Pesticidas Organoclorados

Os pesticidas defensivos agrícolas ou agrotóxicos, são utilizados para o controle de pragas e doenças na agricultura, e no ambiente urbano, no combate a roedores, insetos, ácaros, moluscos e outros organismos. Possuem formulações químicas diversificadas, sendo classificados de acordo com seu uso: inseticida, herbicida, fungicida, ou por sua natureza química.

Devido aos diversos impactos provocados à biota e à saúde pública, os organoclorados foram proibidos no Brasil a partir de 1985, porém devido a sua alta persistência, estes compostos ainda são encontrados no ambiente. Esta substância tóxica adentra nas cadeias alimentares acumulando-se nos organismos e por serem lipofílicos se concentram nas gorduras animais.

Dentre os 22 pesticidas analisados por CETESB(2001), apenas o endosulfan e o hexaclorociclohexano foram encontrados nos organismos.

O endosulfan é considerado um inseticida de solo, em polvilhamentos e pulverizações contra uma ampla gama de insetos em várias culturas.

Nas análises realizadas em 1989, no rio Cubatão, não foram encontrados a presença do endosulfan na fauna aquática (CETESB, 1990), e em todas as amostras realizadas em 1999, os compostos estavam abaixo do limite de detecção 0,010 ug/g peso seco (CETESB, 2001).

O hexaclorociclohexano (BHC) foi um inseticida muito utilizado na década de 60 e 70 em todo o mundo tanto na agricultura quanto no ambiente doméstico. Sua fabricação foi proibida no início dos anos 80, e por ser um composto de alta persistência no ambiente é encontrado nos estuários e oceanos.

Nas análises realizadas em peixes dos rios de Cubatão em 1989 indicaram valores médio de BHC de $15,76 \pm 34,67$ ug/kg, e no estuário, valores médios verificados foram $5,28 \pm 10,86$ ug/kg (CETESB, 1990). Nenhum dos peixes foram detectados BHC acima do padrão de consumo humano (CETESB2001).

Para o gama BHC (lindano) as análises nos rios de Cubatão indicaram valores médios de 0,10 a 0,14 ug/kg em siris. No estuário de Santos foram observados valores médios de 0,27 a 0,39 ug/kg em siris (CETESB, 1990).

Um levantamento realizado em mexilhões coletados em 1992 na Baía de Santos (NOAA, 1995) indicou valores de até 5,78 ug/kg (peso seco) de Alfa-BHC, 60,34 ug/kg (peso seco) de Beta- BHC, 27,28 ug/kg (peso seco) de Delta-BHC e 2,37 ug/kg (peso seco) de Gama-BHC. Apenas uma das 162 amostras de organismos aquáticos analisados apresentou concentração de BHC acima do limite de detecção (10,0 ug/kg peso seco). Esta amostra proveniente da Ilha da Moela apresentou valor de 14,7 ug/kg, inferior ao critério para consumo (17 ug/kg) estabelecido pela USEPA (1997a).

O DDT e seus análogos são armazenados na gordura, fígado e outros tecidos dos organismos aquáticos. O DDE é acumulado mais rapidamente e eliminado mais lentamente que o DDT, possuindo uma meia-vida biológica de oito anos. Análises de organismos nos rios de Cubatão e estuário de Santos em 1989 apresentaram apenas duas amostras de musculatura de peixes, com DDE (16,5 e 11,3 ug/kg peso úmido) não sendo detectado em siris (CETESB, 1990). Análises em mexilhões da Baía de Santos coletados em 1992 (NOAA, 1995), indicaram valores de até 2,3 ug/kg de DDT, 6,2 ug/kg de DDD e 32,2 ug/kg de DDE (todos os valores em peso seco).

Todas as amostras de organismos coletadas apresentaram valores de DDT, DDD e DDE abaixo do limite de detecção. Este fato indica uma redução na acumulação destes poluentes pela biota aquática (CETESB, 2001).

Os pesticidas clorados aldrin, endrin, dieldrin, alfa e gama clordane, não foram encontrados nos organismos aquáticos. No estudo de 1989 (CETESB, 1990) estas substâncias já apresentavam valores na musculatura dos organismos abaixo dos limites de detecção, demonstrando que estes poluentes não constituem problema para o ambiente aquático da Baixada Santista (CETESB, 2001).

Os demais pesticidas organoclorados investigados (heptacloro, heptacloro epóxido, metoxicloro, mirex e toxafeno) também não foram encontrados nos organismos (CETESB, 2001). Análises de organismos no rio Cubatão em 1989 não indicaram a presença de heptacloro (CETESB, 1990). Em amostras de mexilhões da Baía de Santos, coletados em 1992 (NOAA, 1995), não se detectou a presença de metoxicloro, tendo sido observados valores de 0,26 ug/kg (peso seco) para heptacloro e 0,31 ug/kg (peso seco) para mirex.

CETESB (1990) detectou Hexaclorociclohexano e lindano em todas as amostras (pítus, camarões, siris e caranguejos), porém, estes valores não ultrapassaram o padrão de consumo. Para o composto Endrin, foi detectado valor para víscera de pitu acima do padrão de consumo.

Em síntese, o que se observa quanto aos pesticidas organoclorados nos ecossistemas aquáticos da Baixada Santista é uma indicação de diminuição nos compartimentos água, sedimentos e organismos aquáticos. Há, no entanto, a necessidade de se investigar as fontes de BHC no rio Santo Amaro e nas proximidades da ilha da Moela. No estuário de São Vicente a contaminação de BHC nos sedimentos possivelmente está relacionada aos depósitos de resíduos da região, necessitando de monitoramento das medidas de remediação.

Bifenilas Policloradas - PCB's

As bifenilas policloradas são compostos sintéticos de hidrocarbonetos halogenados e são considerados poluentes organoclorados de grande importância no ambiente marinho. Sua produção e comercialização estão proibidas no Brasil desde 1981, mas ainda existem capacitores e transformadores contendo PCB's em uso.

A concentração de PCB's em organismos aquáticos depende de vários fatores como as espécies expostas, a quantidade de gordura das mesmas, o tamanho, o metabolismo e o tipo de dieta

alimentar. Nos peixes os valores de PCB's podem ser bastante variáveis em termos sazonais dependendo do ciclo reprodutivo, alimentação e atividades dos peixes (Moore & Ramamoorthy, 1984 apud CETESB, 2001).

Diversos efeitos são observados em peixes expostos ao poluente, tais como alterações hormonais, reprodutivas, neurológicas, gastrointestinais e hepáticas, entre outras (USEPA, 1997b apud CETESB, 2001).

A exposição crônica aos PCB's está associada a uma grande variedade de efeitos adversos em peixes, tais como alterações hormonais, reprodutivas, neurológicas, gastrointestinais e hepáticas, entre outras (USEPA, 1997b). Outros efeitos que tem sido também relacionados aos PCB's é com a ocorrência de doenças crônicas nos seres humanos, existindo suspeitas de serem carcinogênicos (Kennish, 1997).

Para a interpretação dos resultados obtidos em organismos aquáticos coletados na Baixada Santista, foi utilizado o limite para consumo humano proposto pela EPA (14,0 ug/ kg). Este critério permite o consumo de até 12 refeições ao mês (227 gramas cada refeição), considerando efeitos não-cancerígenos, ou até 3 refeições ao mês, considerando efeitos cancerígenos (USEPA, 1999a apud CETESB, 2001).

Com base neste critério, carapeba (18,38 - 25,04 ug/ kg), ostra (17,30 - 23,13 ug/ kg), tainha (23,38 ug/ kg), siri (15,22 ug/kg) e mexilhão (14,20 - 42,01 ug/ kg), foram detectados acima do padrão.

NOAA (1995), analisando amostras de mexilhões da Baía de Santos, observou valor máximo de 66 ug/kg (peso seco) de PCB's totais.

Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos - HPA's

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são formados durante o processo de combustão incompleta de matéria orgânica. Os processos industriais mais conhecidos que produzem o poluente são as refinarias de petróleo e siderurgia. As fontes atmosféricas de HPA's são a queima de combustíveis, atividades industriais, incineração de resíduos sólidos e incêndios florestais (USEPA, 1997a apud CETESB, 2001).

Os HPA's podem ser divididos em dois grupos: os de baixo peso molecular, não considerados carcinogênicos para um grande número de organismos marinhos (antraceno, acenafteno, fluoreno, naftaleno e fenantreno) e os de alto peso molecular que apresentam um potencial carcinogênico (pireno, fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)pireno e criseno) (Kennish, 1997).

As concentrações deste poluente para organismos marinhos dependem de uma série de fatores tais como a variação da concentração nos ambientes costeiros, o grau de disponibilidade e a capacidade do organismo em metabolizar o composto.

O estudo realizado por CETESB (2001) apresentou níveis reduzidos deste contaminante para os peixes mais consumidos pela população residente do estuário.

A concentração de PAH's em organismos aquáticos é altamente variável, tendo sido relatados valores de 0,01 até 5.000 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de peso seco para os diferentes compostos aromáticos. Essas concentrações dependem de uma série de fatores tais como variação da concentração nos ambientes costeiros, grau de biodisponibilidade e capacidade dos organismos em metabolizar estes compostos.

Um grande número de PAH's tem sido encontrados em organismos estuarinos e marinhos de todo o mundo, especialmente em moluscos bivalves (ostras e mexilhões). Estes organismos são adotados como indicadores desses poluentes, uma vez que os mesmos bioacumulam rapidamente hidrocarbonetos aromáticos e tem pouca capacidade para metabolizá-los. De todos os PAH's, o mais estudado é o benzo(a)pireno que, de uma forma geral, é encontrado em concentrações da ordem de ppb (partes por bilhão).

Dentre os PAH's avaliados, o benzo(a)pireno apresentou acumulação acima do critério para consumo humano em ostras do estuário de Santos e em mexilhões. Nas ostras do estuário também foram encontradas concentrações de dibenzo(a)antraceno acima do limite para consumo humano. Estes são compostos de alto peso molecular, menos tóxicos, mas apresentam alto potencial carcinogênico. Os demais organismos aquáticos avaliados no presente estudo apresentaram, de forma geral, níveis de PAH's mais reduzidos. Com exceção do naftaleno, composto de baixo peso molecular (mais tóxico), que apresentou bioacumulação mais freqüente nos organismos, a maior parte dos PAH's encontraram-se abaixo do limite de detecção do método analítico (10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ peso seco). Em termos gerais os PAH's apresentaram baixa bioacumulação nas amostras analisadas, mas os valores de naftaleno indicam que este composto apresenta maior biodisponibilidade que os demais (CETESB, 2001).

Compostos Fenólicos

Dentre os compostos fenólicos a fonte mais importante é o fenol, utilizado em diversos produtos como resinas, náilon, plásticos, anti-oxidantes, aditivos, poliuretano e pesticidas. Dentre os 16 compostos analisados por CETESB(2001) destaca-se o pentaclorofenol. Nenhum dos organismos coletados ultrapassou o critério estabelecido pela USEPA, 1997.

Dos cinco compostos fenólicos encontrados em organismos aquáticos na Baixada Santista, três não possuem critérios estabelecidos para consumo humano (2-metil fenol, 3-metil fenol e 4- metil fenol). Quanto ao fenol e 2,4 dimetilfenol encontrados nos organismos, estes ocorrem em níveis inferiores ao critério estabelecido pela USEPA, 1997. Os demais compostos fenólicos que possuem critério para consumo não foram detectados (CETESB, 2001).

Dioxinas e Furanos

As dioxinas são formadas durante o processo industrial, podendo ser encontradas tanto nos efluentes quanto nos produtos. As principais fontes de dioxinas e furanos para o meio ambiente são os processos de combustão, emissões geradas pela incineração de resíduos industriais e domésticos que depositam as partículas na atmosfera em geral associadas a poeira fina (CETESB, 1996).

No ambiente estuarino e marinho a entrada destes poluentes são pelos esgotos e as águas de drenagem. Os organismos aquáticos acumulam estes poluentes, atingindo níveis mais altos dos observados na água e sedimentos (Kennish, 1997).

Nos peixes são observadas respostas biológicas e toxicológicas similares aos outros organismos, como por exemplo, perda progressiva de peso, alteração na reprodução, indução de numerosas enzimas, imunossupressão, dano às funções enzimáticas, alterações cardiovasculares e histopatológicas, desenvolvimento de anomalias e outras (Rice & O'Keefe, 1995 apud CETESB, 2001).

Não existem limites brasileiros para o consumo humano para dioxinas e furanos, portanto, CETESB(2001) adotaram como padrão, o limite estabelecido pela USEPA, que é de 0,15 pg/g.

Abaixo do valor de 0,15ppt TEQ estiveram apenas as amostras de tainhas dos pontos 5 e 14 e os mexilhões do Laje de Santos. As oito amostras restantes estiveram acima deste critério, sendo os maiores valores observados em mexilhões e ostras do ponto 23 (4,65 e 3,41 ppt TEQ total, respectivamente). Estas amostras do ponto 23 foram coletados no casco do navio naufragado Ais Giorgis no canal de Santos. Portanto, estes organismos se encontravam praticamente inacessíveis para coleta e consumo pela população e, além disso, o maior tamanho destes organismos certamente favoreceu a bioacumulação mais intensa (CETESB, 2001).

8.2.2.8.6. Indicadores biológicos

O uso de espécies alvo (indicadores biológicos) proporciona a comparação entre dados de contaminantes nos tecidos de diferentes espécies de organismos aquáticos no monitoramento de locais sobre uma ampla área geográfica.

Nos trabalhos revisados, procurou-se focar a investigação da presença de contaminantes na comunidade aquática em espécies do topo da cadeia alimentar (robalo e corvina) e em organismos bentônicos que se alimentam de detritos (incluindo organismos mortos), como é o caso de siris e camarões. Também foram investigados bivalves filtradores, que tendem a acumular poluentes

presentes na coluna d'água, sendo excelentes bioindicadores da qualidade das águas. Todas estas espécies estariam mais expostas aos contaminantes, refletindo a contaminação de toda a comunidade.

Diferenças de habitats, hábitos alimentares e faixa de assimilação de contaminantes entre diferentes espécies de organismos fazem com que a comparação entre os resultados do monitoramento de contaminantes seja difícil entre estações amostrais, a menos que os dados de contaminantes sejam originados da mesma espécie.

Na referida revisão, foi possível estabelecer um elenco razoável de espécies amostradas nas áreas do estuário de Santos, compreendendo organismos de diferentes guildas tróficas.

Todos os organismos e suas respectivas metodologias de coleta e análise, bem como suas guildas tróficas podem ser encontrados na Tabela que encontra-se no final do presente Capítulo.

Os resultados da análise química em tecidos dos organismos coletados nos trabalhos revisados mostram que os organismos analisados para efeito de bioacumulação, apresentaram, para alguns contaminantes, concentrações acima do permitido pela Portaria no 685, de 27/08/98 (D.O.U, de 24/09/98) da SVS/MS.

O zinco foi o parâmetro que apresentou um maior número de indivíduos e uma maior diversidade de organismos com concentrações acima do permitido para o consumo humano, sendo encontrado em quase todos os trabalhos revisados.

O chumbo apresentou contaminação apenas em duas amostras de Pitu (*Macrobrachium carcinus*), mas ambas com concentrações um pouco acima do permitido.

8.2.3 Manguezais da Área de Influência Direta

O manguezal é um ecossistema costeiro de transição entre os ambientes terrestre e marinho, característico das regiões tropicais e subtropicais, sujeito ao regime de maré. Ocorre em regiões costeiras abrigadas e apresentam condições propícias para alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies animais, sendo considerado importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens de serviço (Schaeffer-Novelli 1991).

Além das características acima mencionadas, ressalta-se a grande importância ecológica e sócio-econômica do manguezal, beneficiando direta e indiretamente a produtividade pesqueira e as populações que dele dependem. Além disso, deve-se salientar a função deste ecossistema na retenção de sedimentos trazidos pelas águas das chuvas e dos rios, minimizando assim o assoreamento dos canais de navegação. Por esses motivos, esses ecossistemas constituem áreas de preservação permanente não só no Brasil (Lei Federal n. 4.771-15/09/65) como também em outros países (Eysink 2000).

As primeiras citações sobre o ecossistema de manguezal datam a partir de 1560 (costa Sudeste-Sul), quando José de Anchieta em sua Carta de São Vicente fez referência ao mangue vermelho e a certos crustáceos dos "mangues" do litoral do Espírito Santo. Porém, apenas neste século se iniciaram os trabalhos objetivando as descrições detalhadas das áreas de manguezal da região (Schaeffer-Novelli 1987).

Com relação a estes primeiros trabalhos, no que se refere à região da Baixada Santista merece destaque a publicação "Mangues de Santos" (Luederwalt 1919), que procura dar uma idéia sobre a fauna e a flora dos manguezais de Santos, levando em consideração os terrenos adjacentes.

Os trabalhos realizados sobre manguezais do Estado de São Paulo se concentram na sua maioria, na Baixada Santista e no litoral Sul, muito provavelmente porque essas regiões, juntas, representam 99% dos manguezais do Estado, dentre eles podem-se citar os estudos desenvolvidos por Herz (1987), Schaeffer-Novelli (1987), Rossi & Mattos (1992), Pereira *et al.* (1998).

Banhados regularmente pelas marés (Coutinho 1980), os bosques de mangue são perenifólios e apresentam plantas lenhosas halófitas facultativas, perfeitamente adaptadas para sobreviver em um ambiente salino e de baixa tensão de oxigênio, constituindo-se, dessa forma, de uma vegetação singular, capaz de colonizar solos predominantemente lodosos, excluindo por competição, espécies não-halófitas (Herz 1991; Schaeffer-Novelli 1995).

Assim, as condições ambientais do ecossistema de manguezal são bastante adversas para a maioria dos vegetais, e por este motivo as espécies desenvolveram adaptações morfológicas para obter sucesso em seu desenvolvimento.

Segundo CETESB (1991), os manguezais são extremamente importantes na manutenção da dinâmica física e biológica do estuário, estabilizando as drenagens e sustentando uma rica Cadeia trófica. Sua conservação é importante na manutenção das atividades portuárias devido à contenção do assoreamento dos canais, além de assegurar a reprodução e crescimento de inúmeros organismos fundamentais à manutenção dos recursos pesqueiros.

Apesar de sua importância, os manguezais constituem sistemas frágeis, deteriorando-se em consequência de crescentes alterações ambientais provocadas pelo homem. Sua recuperação posterior é lenta e problemática, mostrando a necessidade de sua preservação (Adaime 1987).

O mangue preservado na costa de São Paulo soma 203.253 km², havendo 27.841 km² de vegetação degradada e alterada, principalmente situadas na Baixada Santista (Herz 1987).

Segundo Lamparelli (1998), no último século esta região vem passando por profundas modificações com influências marcantes nos aspectos econômicos e sociais, além das alterações na paisagem e qualidade ambiental. O quadro da ocupação econômica da Baixada Santista é de intensa urbanização, decorrente da industrialização, do sistema portuário, turismo e ocupação urbana. Dos 1.329 km² de extensão territorial da Baixada Santista, 10% (cerca de 131 km²) eram planícies de marés recobertas originalmente por manguezais. Aproximadamente 40% (53 km²) encontram-se em bom estado de preservação, estando a maior parte (23 km²) situada na Região de Bertioiga (Silva *et al.* 1993).

De acordo com Schaeffer-Novelli (1987), a formação vegetal da Região Sul-Sudeste, onde está inserida a Baixada Santista, é constituída por três gêneros e quatro espécies (*Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana*, *A. germinans*, *Laguncularia racemosa*), além de elementos não típicos, como *Conocarpus erecta*, *Hibiscus tiliaceus* e *Acrostichum aureum*. Das espécies de ocorrência na Baixada Santista, *Avicennia schaueriana* é a predominante na maioria das estações de estudo avaliadas pela CETESB (1988).

8.2.4 Unidades de Conservação

O Estado de São Paulo, situado na região Sudeste do país, sofreu intensa devastação de sua vegetação original, devido principalmente ao modelo econômico que foi adotado preteritamente.

Inúmeras formações vegetais foram reduzidas a pequenos fragmentos e os efeitos predatórios advindos da implantação crescente dessas atividades sócio-econômicas atingiram os grandes ecossistemas, reduzindo assim, com o passar dos séculos, a biodiversidade nestas áreas.

Esse processo, decorrente da colonização portuguesa, iniciou-se na região litorânea, sendo a primeira fronteira do estado em termos de ocupação, em função da extração do Pau-brasil e em seguida ao cultivo de cana-de-açúcar.

O interesse por novos recursos naturais, índios como mão-de-obra barata e boas condições para a agricultura comercial (que ali na Serra do Mar não apresentava) estimulou o avanço das explorações por novas terras no interior do estado, através de vias como o Rio Tietê, além de caminhos trilhados pelos indígenas. No final do século XIX o café passou a ser o produto brasileiro mais exportado e também o principal indutor do desmatamento.

Diversas áreas florestadas deram espaço para a agricultura e pecuária, e com o tempo, à industrialização e urbanização.

Pode-se dizer certamente que até 1993, quando foi publicado pela Secretaria do Meio Ambiente o “Inventário Florestal do Estado” o que restou da cobertura florestal do Estado representava somente cerca de 13% da área original do território (3.330.744 ha.), dos quais 1.842.180 hectares eram constituídos de matas nativas.

Com o objetivo de manter e proteger áreas ainda existentes, alguns órgãos públicos em todas as esferas (federal, estadual e municipal) vem adotando medidas legais desde a década de 80, principalmente na adoção de critérios que ordenem as atividades econômicas que interfiram direta e indiretamente com os recursos naturais. Entre essas medidas tomadas podemos mencionar as UC's, (Unidades de Conservação) criadas com o intuito de proteger áreas de especial interesse ecológico, cultural, científico e paisagístico, e principalmente aquelas que disciplinem a implantação de projetos e obras que venham a causar impactos ambientais significativos.

Existem, porém, níveis diferentes de restrição quanto à ocupação do solo e à utilização dos recursos naturais, com a finalidade de proteger o patrimônio ambiental ainda existente.

Sujeitas a regime jurídico especial, sua criação está prevista na Constituição Federal de 1988 (Capítulo VI, Artigo 225, Parágrafo 1º) determinando ao poder público a incumbência de “*definir, em todas as Unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidas, sendo a alteração e supressão permitidas somente por meio de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção*”.

Conforme site da Fundação SOS Mata Atlântica (2003)¹ as Unidades de Conservação (UC's) são porções do território nacional com atributos naturais relevantes. Podem ser de domínio público ou de propriedade privada, legalmente instituída pelos poderes federal, estadual ou municipal. Seus objetivos e limites são definidos por regimes especiais de administração, baseados em legislação específica. Pertencem ao patrimônio comum, sendo sua criação prevista nas Constituições Federal e Estadual.

Entre os principais objetivos das UC's, destacam-se:

- Manter os processos ecológicos fundamentais e os equilíbrios indispensáveis à qualidade de vida;
- Proteger espécies raras, endêmicas, vulneráveis ou em perigo de extinção;
- Promover atividades de Educação Ambiental, recreativas e científicas;
- Fomentar o uso racional e sustentável das riquezas naturais, por meio de área de usos múltiplos
- Assegurar melhor qualidade de vida às populações que vivem dentro das UC's e em áreas do entorno, entre outros.

8.2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: DEFINIÇÃO

As Unidades de Conservação foram criadas e concebidas para proteger o patrimônio natural e cultural do país. Representam condição básica de conservação e perpetuação da diversidade biológica. Constituem ainda um dos mais eficazes instrumentos que dispõe o poder público para executar um planejamento ambiental coerente e implantar políticas voltadas à proteção ambiental.

Segundo a definição da União Internacional para Conservação da Natureza e seus Recursos - IUCN as “Unidades de Conservação” são áreas definidas pelo Poder Público, visando à proteção e preservação de ecossistemas no seu estado natural e primitivo, sendo os recursos naturais passíveis de uso indireto sem consumo.

Conforme a Lei 9.985 art. 2º I de 18 de junho de 2.000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a Unidade de Conservação é um espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídas pelo Poder Público com o objetivo de conservação e limites definidos sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

Segundo a lei 6.938 de 1981, é um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.

¹ www.sosribeira.org.br - consultado em fevereiro de 2007

8.2.6 SNUC - Sistema nacional de unidade de conservação

Esse sistema tem por objetivo, organizar em nível nacional a classificação e a nomenclatura de nossas áreas protegidas para que componham um conjunto eficiente, coerente e que atenda a todos os objetivos que devem cumprir.

O SNUC está baseado nas categorias de áreas de proteção da União Internacional de Conservação da Natureza (UICN), que é a classificação mais amplamente aceita e consolidada em nível internacional. Faz parte do sistema proposto a avaliação permanente do estado de implantação e conservação das áreas protegidas, corrigindo, assim, um dos principais problemas das mesmas, o fato de que a maioria não foi realmente efetivada, existindo apenas por determinação legal. O problema é tão grave que chegou mesmo a cunhar para essas áreas a designação de "parques de papel".

Outro aspecto em que o SNUC deverá contribuir é a avaliação das áreas, regiões e ecossistemas do País que já estão suficientemente protegidos e os que necessitam, com mais urgência, da criação de novas unidades para garantir a sua proteção. Além dessas categorias do SNUC, existem também mais algumas formas de conservação da natureza, como as áreas naturais tombadas e outras áreas protegidas, que merecem mais atenção.

Para Costa (2006) o SNUC é um conjunto de áreas de enorme valor cultural, econômico e científico, que inclui diversas modalidades de áreas protegidas e abriga uma quantidade expressiva de paisagens de beleza indescritível. Essas dádivas da natureza, exemplos preciosos do paraíso terrestre, protegem as espécies da fauna e flora do País de maior diversidade biológica do mundo. Apesar de seu enorme significado, por ser um dos sistemas de proteção mais importantes do planeta, está sempre necessitando de reforço.

A opinião pública brasileira, as autoridades e a sociedade civil, através das organizações ambientalistas não governamentais, têm dado apoio cada vez mais significativo e até a cooperação internacional tem colaborado de forma crescente para a consolidação deste sistema. Mesmo assim, maiores esforços e maior prioridade, em nível nacional e externo, são necessários para garantir sobrevivência de algumas das paisagens mais espetaculares com que a natureza nos enaltece.

O SNUC é formado pelo conjunto das unidades de conservação federal, estaduais e municipais, devendo incluir comunidades bióticas geneticamente sustentáveis, abrangendo a maior diversidade possível de ecossistemas naturais existentes no território brasileiro e nas águas territoriais, com prioridade aos que se encontrarem mais ameaçados de degradação ou eliminação. Sua estrutura filosófico-conceitual, ou seja, o estabelecimento de uma "rede" de áreas protegidas vem sendo desenhado desde a criação das primeiras unidades de conservação.

O primeiro esforço significativo feito no Brasil para participar do movimento internacional de criação de áreas naturais protegidas aconteceu em 1911. O responsável foi Luís Felipe Gonzaga de Campos, um cientista brasileiro que editou nesse ano um importante livro intitulado Mapa Florestal do Brasil, publicação que, como o nome sugere, é acompanhada de um mapa.

Somente nos anos 30 o primeiro parque nacional seria criado. Este é o Parque Nacional do Itatiaia, situado na Serra da Mantiqueira, na divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais, hoje reconhecidas como a primeira área natural a ser protegida no Brasil.

De lá para cá foram criados no País 35 Parques Nacionais, 23 Reservas Biológicas, 6 Reservas Ecológicas e 21 Estações Ecológicas, num total de 15 milhões de hectares de áreas protegidas em nível federal.

Durante a Segunda Guerra Mundial, pouco foi feito em relação à criação de novas áreas protegidas. Porém, logo após o término do conflito, o Congresso Brasileiro aprovou a assinatura da Convenção Interamericana de Proteção das Belezas Naturais do Continente. Vários novos parques e áreas com diferentes especificidades foram criados desde então e, lentamente, a sociedade foi adquirindo consciência da importância da preservação.

Tabela 8.2.6-1.: Classificação de UCs

Objetivos da Gestão (objetivo principal do manejo)		Comparação com Ucs brasileiras (podem estar citadas em mais de uma categoria internacional)
I - Proteção estrita	Ia - Reserva natural restrita	EE; REBIO (Reserva Biológica)
	Ib - Área natural silvestre	REBIO e várias outras embora não claramente especificadas; EE (Estação Ecológica); santuários de vida silvestre
II - Conservação de ecossistemas e turismo/recreação		Parque Nacional e Estadual
III - Conservação das características naturais		Monumento natural: rio cênico; estrada-parque; ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico; REC (Reserva Ecológica)).
IV - Conservação por meio de gestão ativa		FLONA (Floresta Nacional); parque de caça; reserva de recursos; reserva de fauna
IV - Conservação de paisagens terrestres e marinhas e lazer/recreação		Monumento cultural
VI - Uso sustentável de ambientes/ecossistemas naturais		APA (Área de Proteção Ambiental); RESEX (Reserva Extrativista); FLONA (parque de caça; reserva de recursos; Terra Indígena)

8.2.7 Categorias de manejo - GRUPOS DE ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

As diferentes categorias de unidade de conservação condicionam diferentes formas de manejo e objetivos, especialmente com relação aos critérios de acessibilidade aos recursos naturais, podendo ser mais ou menos restritivos.

São constituídas por terras de posse e domínio público, sendo que as propriedades privadas existentes nos seus limites devem ser objetos de desapropriação.

As unidades estão representadas pelas seguintes categorias de manejo:

a. Unidades de Conservação de Proteção Integral

- Estação Ecológica
- Parques Nacionais e Estaduais

b. Unidades de Conservação de Uso Sustentável

- Áreas de Proteção Ambiental
- Área de Relevante Interesse Ecológico
- Reserva Extrativista Federal
- Reservas Particulares do Patrimônio Natural

c. Outras modalidades de áreas protegidas:

- Áreas de Proteção de Mananciais
- Áreas Naturais Tombadas
- Áreas Sob Proteção Especial Estaduais

8.2.8. LEVANTAMENTO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO DA BAIXADA SANTISTA

A seguir estão listadas as Unidades de Conservação encontradas na região da Baixada Santista, seguida da indicação da posição da Unidade em relação às Áreas de Influência Indireta do empreendimento.

Definições e classificações apresentadas neste trabalho foram extraídas do “Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo” e do recente lançamento “Áreas Especialmente Protegidas” – Coletânea de Leis correspondendo às categorias definidas pela Lei Federal nº 9.985, de 2000.

A localização das Unidades de conservação que encontram-se na AII do empreendimento é apresentada em Figura anexa a este capítulo. Neste mapeamento também é indicada a distancia relativa entre as unidades mais próximas e a ADA do empreendimento.

8.2.8.1. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL

O SNUC define como Unidade de Conservação de Proteção Integral aquelas destinadas à manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitindo apenas o uso indireto dos seus atributos naturais, entendendo-se o uso indireto como não envolvendo consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais.

No Estado de São Paulo, as Unidades de Conservação de Proteção Integral são administradas pelo Instituto Florestal da SMA, e são constituídas por 26 parques estaduais, 23 Estações Ecológicas e 05 Reservas Biológicas.

8.2.8.1.1.. Parques Nacionais (PN) e Estaduais (PE)

A categoria de manejo parque é definida pela Lei Federal nº. 9.985, de 2000, como uma UC que tem por objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica. Possibilita a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, além de fins eco turísticos.

Podem ser áreas terrestres ou aquáticas, com um ou mais ecossistemas naturais preservados ou pouco alterados pela ação humana, contendo ecossistemas, espécies animais, vegetais ou sítios arqueológicos de grande interesse científico, cultural, educacional e também recreativo. Os Parques Nacionais e Estaduais devem ser objeto de medidas adotadas pelo poder público para eliminar ou impedir alterações e proteger efetivamente os valores biológicos entre outros, e devem ser definidas restrições específicas contidas no plano de manejo e normas estabelecidas pelo órgão responsável.

Os parques são submetidos à condição de área de preservação permanente, amparados pelo artigo 5º do Código Florestal Lei nº 4.771, de 1965, revogado pela Lei Federal nº. 9.985, de 2000 que disciplina os parques em seu artigo 11.

Dentre os Parques Estaduais, destacam-se os que englobam áreas localizadas na Baixada Santista como o Parque Estadual da Serra do Mar e os que estão integralmente dentro dos Municípios que integram a Baixada Santista como o Parque Marinho da Laje de Santos e o Parque Estadual Xixová-Japuí (Tabela 1).

Tabela 8.2.8.1-1: Parques Estaduais do Litoral Paulista

NOME	DIPLOMA LEGAL	ÁREA (ha)	UGRHI	MUNICÍPIOS	PLANO DE MANEJO
PARQUES ESTADUAIS (PEs)					
PE Marinho de Laje de Santos	Decreto Estadual nº 37.537/93	5.000	Baixada Santista	Santos	Sem previsão para elaboração
PE da Serra do Mar	Decreto Estadual nº 10.251/7 e Decreto Estadual nº 13.313/79	315.390	Bacia do Paraíba do Sul, Litoral Norte, Baixada Santista, Ribeira de Iguape/Litoral Sul	Ubatuba, Caraguatatuba, Cunha, São Sebastião, Bertioga, Santos, Cubatão, Praia Grande, Mongaguá, Natividade da Serra, Paraibuna e São Luiz do Paraitinga, Biritiba Mirim, Embu-Guaçu, Mogi das Cruzes, Rio Grande da Serra, Salesópolis, Santo André, São Bernardo do Campo, São Paulo, Itanhaém, São Vicente, Jujutiba, Pedro de Toledo e Peruíbe	Aprovado pelo CONSEMA em 2006
PE Xixová-Japuí	Decreto Estadual nº 37.536/93	901	Baixada Santista	Praia Grande e São Vicente	Em revisão

8.2.8.2. Unidades de Conservação de uso sustentável

As Unidades de Uso Sustentável são constituídas por terras públicas ou privadas e têm por finalidade conciliar a conservação da natureza com o uso dos recursos naturais existentes na área.

No Estado de São Paulo existem 23 Áreas de Proteção Ambiental, 02 Áreas de Relevante Interesse Ecológico Estaduais, 13 Florestas Estaduais, 02 Florestas Nacionais, 01 Reserva Extrativista e 33 Reservas Particulares do Patrimônio Natural.

Todavia, não existem unidades de conservação de uso sustentável na área de influência do empreendimento.

8.2.8.3. Espaços Territoriais Especialmente Protegidos

Este grupo é constituído, por áreas públicas ou privadas legalmente protegidas, mas não previstas pela Lei 9.985/00, que institui o SNUC, que no estado de São Paulo são: as Áreas de Proteção de Mananciais, que são constituídas por uma ou mais bacias de drenagem de interesse para o abastecimento público, os Hortos Florestais que são constituídos por 3 unidades, os Parques Ecológicos constituídos por 4 unidades, 20 Estações Experimentais, 2 Viveiros Florestais, 29 Áreas Naturais Tombadas , 3 Reservas Naturais , 5 Áreas sob Proteção Especial Estaduais, 13 Terras Indígenas

8.2.8.3.1. Áreas Naturais Tombadas (ANTs)

O tombamento constitui instrumento jurídico de proteção ao patrimônio cultural e natural, implicando restrições de uso que garantam a proteção e manutenção de suas características, sejam elas de valor histórico, arqueológico, turístico, científico ou paisagístico. Representa uma forma de intervenção ordenadora do Estado, restringindo o exercício sobre bens de seu domínio e sobre direitos de utilização por parte do proprietário. As áreas Naturais Tombadas não precisam, necessariamente, conter em seu interior monumentos culturais ou monumentos naturais. Existe uma faixa envoltória além do seu limite, variável de acordo com o bem tombado, onde qualquer projeto que possa resultar em alteração do meio ambiente deverá ser submetido à aprovação prévia do Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico – CONDEPHAAT.

Os tombamentos podem ser definidos por conselhos estaduais, federais e municipais. A seguir a Tabela 2 apresenta as ANTs do Litoral Paulista.

Tabela 8.2.8.3-1: Áreas Naturais Tombadas do Litoral Paulista

NOME	DIPLOMA LEGAL	ÁREA (ha)	UGRHI	MUNICÍPIOS	PLANO DE MANEJO
ÁREAS NATURAIS TOMBADAS					
Serra do Mar e de Paranapiacaba	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº40 de 06/06/85	1,3 milhão	Bacias do Paraíba do Sul, Litoral Norte, Alto Tietê, Sorocaba, Ribeira de Iguape/Litoral Sul, Baixada Santista e Alto Paranapanema.	Ilhabela, Ubatuba, Caraguatatuba, Cunha, São Sebastião, Bertioga, Santos, Cubatão, Praia Grande, Mongaguá, Natividade da Serra, Paraibuna, Biritiba Mirim, Embu-Guaçu, Mogi das Cruzes, Rio Grande da Serra, Salesópolis, Santo André, São Bernardo do Campo, São Paulo, Itanhaém, São Vicente, Juquitiba, Pedro de Toledo, Peruibe, Ibiúna e Piedade, Apiaí, Barra do Turvo, Cajati, Cananéia, Eldorado, Iguape, Ilha Comprida, Iporanga, Itariri, Jacupiranga, Juquiá, Miracatu, Sete Barras, Tapiraí, Capão Bonito, Guapiara, Pilar do Sul, Ribeirão Grande e São Miguel Arcanjo.	Sem informação
Paisagem envoltória do Caminho do Mar	Processo CONDEPHAAT (SEC) 123 de 11/09/72	indefinida	Baixada Santista	Cubatão	Sem informação
Morro do Botelho	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº 15 de 01/08/84	16,78	Baixada Santista	Guarujá	Sem informação
Morros do Monduba, do Pinto (Toca do Índio) e do Icanhema (Ponte Rasa)	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº 66 de 10/12/85	435,51	Baixada Santista	Guarujá	Sem informação
Vale do Quilombo	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº 60 de 22/10/88	1.323	Baixada Santista	Santos	Sem informação
Serra do Guararu	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº 48 de 18/12/92	1.983,99	Baixada Santista	Guarujá	Sem informação
Ilhas do Litoral Paulista	Resolução da Secretaria de Estado da Cultura nº 8 de 24/03/94	indefinida	Baixada Santista e Litoral Norte	Caraguatatuba, São Sebastião, Ubatuba, Bertioga, Guarujá, Itanhaém, Santos e São Vicente.	Sem informação

8.2.8.3.2. Áreas com potencial para estabelecimento de unidades de conservação

A proposta e análise de áreas com o potencial para estabelecimento de Unidade de Conservação, considerando a natureza do empreendimento e seus potenciais impactos, é apresentada sob a forma do Programa de Compensação Ambiental que compõe o item 12.2.8 do Capítulo 12 que trata dos Programas Ambientais.