

# METAIS PESADOS NA BAÍA DE SANTOS E ESTUÁRIOS DE SANTOS E SÃO VICENTE

## Bioacumulação

Celina Vargas Boldrini<sup>1</sup>  
Denise Navas Pereira<sup>1</sup>

**RESUMO** — Foram analisados os níveis de contaminação por cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cádmio e cromo total na água, sedimento e peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, e avaliados os fatores de concentração desses metais nos peixes. Foi verificado que o mercúrio, o zinco e o cobre apresentaram fatores de concentração significativos nos peixes, ou seja, acima de mil vezes o teor do metal encontrado na água. O mercúrio foi o único que apresentou fatores de concentração significativos na musculatura das espécies de peixes analisadas, mostrando uma contaminação a longo prazo desse metal na região.

Palavras-chave: metais pesados, bioacumulação, contaminação marinha, estuários, peixes, qualidade da água, sedimento.

**ABSTRACT** — Copper, lead, zinc, mercury, cadmium and chromium levels were measured in water, sediment and fish samples from Santos bay and Santos/São Vicente estuaries, at the State of São Paulo. Concentration factors of these metals in fishes were also evaluated. Mercury, zinc and copper showed significant concentration factors (above one thousand) in fishes. Mercury was the only one which showed significant concentration factors in fish muscles, thus revealing a long term contamination of this metal in the region.

Key words: heavy metals, bioaccumulation, marine contamination, estuaries, fishes, water quality, sediment.

## INTRODUÇÃO

Como vem sendo demonstrado em vários estudos, as concentrações de metais pesados no ambiente marinho têm aumentado, especialmente em áreas costeiras. A presença de metais como o chumbo, o mercúrio, o cobre e o cádmio, tóxicos aos organismos, é, geralmente, considerada indesejável (Parsons et al, 1977).

Certos metais em quantidades-traço fazem parte dos elementos indispensáveis à vida, mas, em taxas elevadas, podem ser prejudiciais (EPA, 1972). Assim como certos metais são necessários aos processos vitais, a maioria dos organismos possui a capacidade de concentrá-los, sendo esta capacidade aumentada por processos alimentares e metabólicos, que podem levar a fatores de concentração muito elevados (Lee, 1980).

Os metais presentes no ambiente marinho, na forma assimilável, geralmente sofrem bioacumulação através da cadeia alimentar e, assim, mesmo em baixas concentrações na água, podem ser acumulados na magnitude de mais de mil vezes, em certos organismos (Lee, op. cit.).

Um dos principais problemas que os metais apresentam com relação aos seus efeitos nos organismos aquáticos é que, pelo fato de terem a capacidade de formar complexos com as substâncias orgânicas, tendem a ser fixados nos tecidos e serem excretados muito lentamente, ou seja, possuem uma meia-vida biológica longa (Waldichuk, 1974).

Devido ao fato de as concentrações de metais-traço em águas estuarinas flutuarem com os estágios de maré, quantidade de água doce afluente e variações de descargas contendo os mesmos, os seus níveis nos organismos — sem levar em conta o mecanismo de concentração — refletem diferenças nos níveis a longo prazo dos metais-traço na água, melhor do que os dados obtidos somente por análises diretas de amostras de água.

Assim, dentro de um programa amplo de avaliação da contaminação por metais pesados em várias regiões costeiras do Brasil, foram avaliados os teores de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cádmio e cromo total na água, sedimento e organismos na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, região considerada crítica com relação à poluição, por receber os despejos do complexo industrial de Cubatão. Os resultados deste estudo encontram-se no relatório intitulado "Metais pesados no estuário e baía de Santos" (CETESB, 1980), e, com base nas análises efetuadas, o presente estudo refere-se à avaliação dos fatores de concentração desses metais nos peixes.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas amostragens de água, sedimento e peixes em oito pontos na baía de Santos (19, 25, 29, 33, 35, 49, 42 e 47), quatro no estuário de Santos (3, 12, 15 e 18) e dois no estuário de São Vicente (44 e 46) (Figura 1). As amostragens foram efetuadas durante quatro campanhas trimestrais, nos períodos de 18 a 22/6/79 (primeira campanha), 24 a 27/9/79 (segunda campanha), 3 a 7/12/79 (terceira campanha) e 17 a 21/3/80 (quarta campanha). As amostras de água para determinação dos teores de metais pesados foram obtidas utilizando-se garrafa van Dorn, em dois níveis de profundidade (superfície e a 2 m do fundo). As amostras de sedimento foram obtidas utilizando-se um pegador tipo van Veen, com capacidade para 1/16 m<sup>2</sup>.

Para a coleta de peixes foram utilizadas redes de arrasto de porta (tipo "otter-trawl") na baía de Santos, e tarrafas, redes de espera e linha nos estuários de Santos e São Vicente. Em laboratório, procedeu-se à identificação e contagem dos peixes, bem como foram anotados os dados de comprimento total (cm) e peso (g) de cada exemplar.

Dos exemplares de cada lote de peixes pertencentes a uma mesma espécie, por local de amostragem, foram retiradas as vísceras.

<sup>1</sup>Biólogas da CETESB

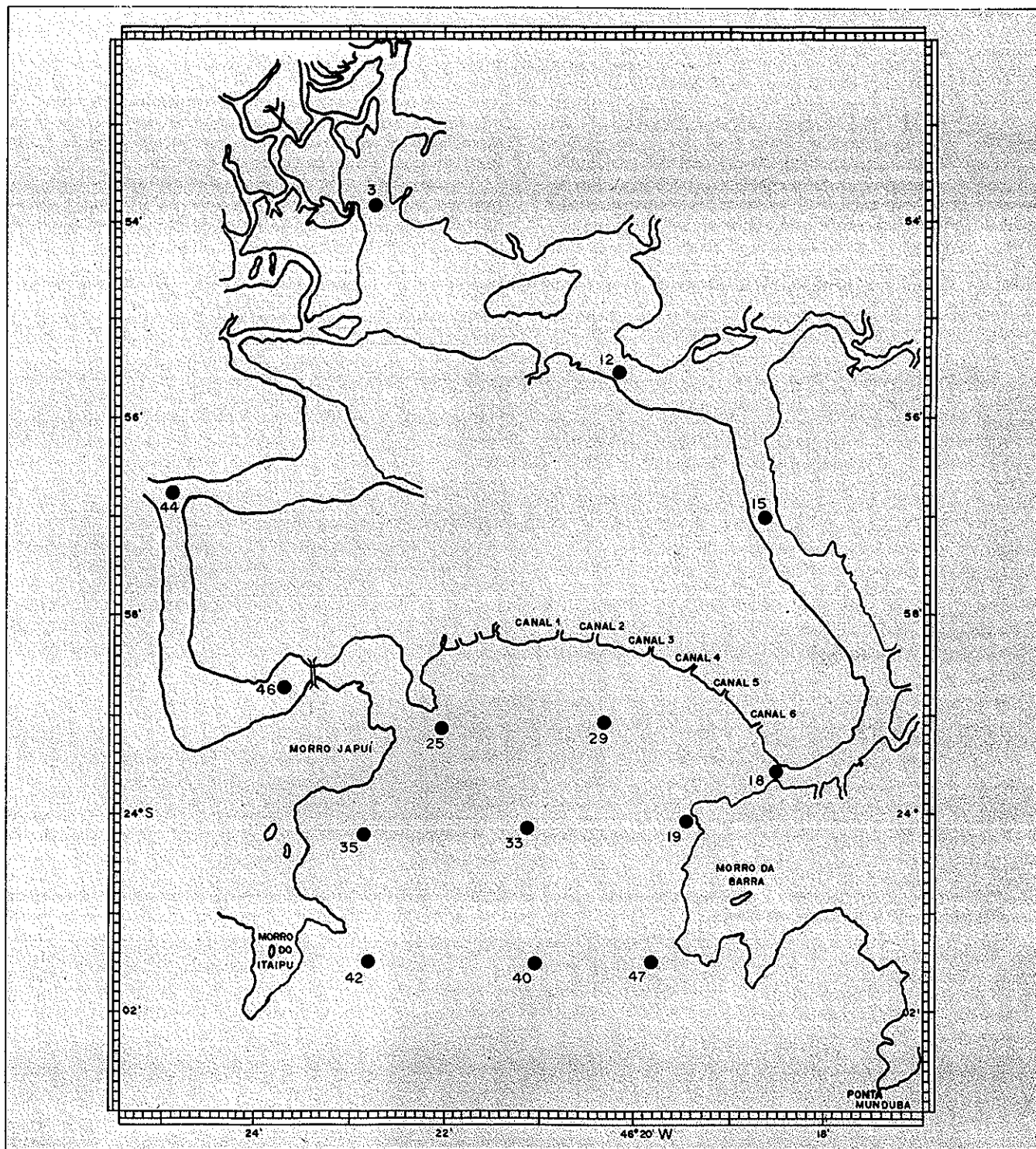


FIGURA 1 — Mapa da região abrangida neste estudo, com a localização dos pontos de amostragem de água, sedimento e peixes.

ras (com exceção do intestino e do conteúdo estomacal) e a musculatura. As vísceras de todos os exemplares que compõem o lote foram picadas e misturadas, e desta amostra composta foi retirada uma subamostra de no mínimo 25g, para a determinação de metais pesados. O mesmo critério foi adotado com relação à musculatura. A metodologia de análise utilizada está descrita em APHA (1975), EPA (1971) e FAO (1976).

A concentração média de metais na água e no sedimento foi calculada, para cada ponto de amostragem, como a média aritmética de todos os valores das determinações efetuadas em cada ponto. Os teores médios de metais para cada espécie de peixe foram calculados através de uma média ponderada ( $\bar{X}$ ) dos valores das determinações efetuadas sobre cada amostra composta de vísceras e de músculos, isto é,

$$\bar{X} = \sum \frac{x_i \cdot n_i}{n}$$

onde:

$x_i$  = concentração do metal em cada amostra composta

$n_i$  = número de exemplares componentes de cada amostra composta.

$n$  = número total de exemplares amostrados.

Foi efetuado o cálculo dos fatores de concentração (FC) dos metais em peixes, da seguinte maneira:

$$FC = \frac{\bar{X}_p}{\bar{X}_r}$$

onde:

$\bar{X}_p$  = média ponderada dos valores das determinações efetuadas para cada espécie de peixe.

$\bar{X}_r$  = concentração média dos valores das determinações efetuadas na água.

Considerou-se, para a análise dos dados, a metade de valor do limite de detecção do equipamento utilizado, para aquelas determinações que apresentaram teores de metais inferiores a esse limite.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies de peixes analisadas para a determinação de metais pesados estão apresentadas na Tabela 1, com seus nomes populares e respectivos hábitos alimentares, bem como seus dados médios de comprimento total (cm) e peso (g).

Os teores médios dos metais analisados em água e sedimento constam da Tabela 2, e em peixes, da Tabela 3.

### Cobre

A concentração de cobre em água marinha é da ordem de 0,003 mg/l. Sendo adicionado ao ambiente marinho, esse metal é rapidamente precipitado e uma concentração superior a 0,05 mg/l constitui-se em sério perigo (EPA, 1972).

Os teores médios de cobre observados na região estudada, para a água de superfície, variaram de 0,011 a 0,023 mg/l e, para a água de fundo, de 0,017 a 0,030 mg/l. Em quase todos os pon-

TABELA 1 — Espécies de peixes utilizadas neste estudo, com seus respectivos nomes populares, hábitos alimentares e dados médios de comprimento total (cm) e peso (g).

Espécie	Nome popular	Hábito alimentar	N	Lt (cm)	Wt (g)
<i>Cetengrulis edentulus</i> (Cuvier, 1828)	manjuba	filtrador	60	13,63	25,81
<i>Caranx</i> sp.	xaréu	filtrador	3	16,83	61,53
<i>Mugil brasiliensis</i> (Agassiz, 1829)	rainha	filtrador	3	37,67	449,37
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	parati	filtrador	44	25,74	179,60
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	robalo	omnívoro	11	19,91	112,86
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	oveva	omnívoro	3	22,33	146,80
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	maria-luiza	omnívoro	37	17,86	55,24
<i>Eucinostomus gula</i> (Cuvier, 1830)	carapicu	omnívoro	55	12,74	32,93
<i>Chaetodipterus faber</i> (Schultz, 1949)	peixe-enxada	omnívoro	2	10,25	36,05
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	bagre	omnívoro	9	30,28	293,80
<i>Arius spixii</i> (Agassiz, 1829)	bagre amarelo	omnívoro	180	19,90	98,33
<i>Netuma barba</i> (Lacépède, 1803)	bagre	omnívoro	4	29,50	230,98
Bagres (espécies diversas)	bagre	omnívoro	33	16,53	52,56
<i>Achirus</i> sp.	linguado	omnívoro	7	11,14	35,55
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	espada	carnívoro	9	65,25	165,88
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	abrótea	carnívoro	2	17,00	40,30
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	pescada-cambucu	carnívoro	3	49,50	930,43
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	corvina	carnívoro	27	22,70	162,49
<i>Stellifer rastriifer</i> (Jordan, 1889)	cangauá	carnívoro	498	14,08	46,74
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	pescada-foguete	carnívoro	31	19,48	80,07

N = número de indivíduos

Lt = comprimento total médio

Wt = peso médio

TABELA 2 — Teores médios de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo total e cádmio na água (mg/l) e no sedimento (µg/g), por ponto de amostragem, na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Pontos de amostragem	Cobre		Chumbo		Zinco		Mercúrio		Cromo total		Cádmio		
	Água		Sedi-mento	Água		Sedi-mento	Água		Sedi-mento	Água		Sedi-mento	
	S	F		S	F		S	F		S	F		
A	3	0.012 0.022	20.95	0.006 0.009	17.46	0.030 0.048	108.07	0.00025 0.00036	1.16	0.007 0.007	35.72	0.0007 0.0007	0.19
	12	0.011 0.018	14.85	0.005 0.006	15.69	0.022 0.033	68.35	0.0001 0.00016	0.57	0.007 0.088	26.77	0.0011 0.0007	0.18
	15	0.019 0.018	17.38	0.007 0.010	10.11	0.019 0.029	58.75	0.00039 0.0002	0.37	0.007 0.007	21.75	0.0006 0.0007	0.20
	18	0.015 0.017	17.74	0.005 0.017	8.32	0.021 0.025	53.12	0.00011 0.00011	0.20	0.007 0.007	17.57	0.0006 0.0004	0.17
B	44	0.015 0.020	12.68	0.007 0.010	11.94	0.032 0.024	65.92	0.00009 0.00012	0.52	0.007 0.007	28.37	0.0008 0.0008	0.21
	46	0.023 0.025	1.19	0.006 0.007	0.30	0.021 0.076	11.57	0.00014 0.00014	0.05	0.007 0.007	1.69	0.0008 0.0006	0.18
C	25	0.019 0.028	4.34	0.005 0.017	6.40	0.035 0.040	31.60	0.00021 0.0002	0.07	0.007 0.007	11.87	0.0008 0.0012	0.20
	29	0.017 0.023	2.25	0.004 0.006	2.26	0.025 0.036	25.25	0.00019 0.00023	0.06	0.007 0.007	8.94	0.0008 0.0008	0.20
	35	0.016 0.025	1.79	0.006 0.012	12.78	0.029 0.068	25.15	0.00012 0.00012	0.04	0.007 0.007	10.31	0.0007 0.0009	0.15
	33	0.018 0.020	6.70	0.007 0.010	3.29	0.028 0.037	40.40	0.00025 0.00025	0.10	0.007 0.007	15.20	0.0006 0.0007	0.18
	19	0.014 0.018	5.38	0.006 0.006	4.09	0.019 0.040	25.02	0.0001 0.00009	0.09	0.007 0.007	8.23	0.0008 0.0008	0.17
	42	0.015 0.030	2.89	0.006 0.020	4.01	0.059 0.041	24.47	0.00008 0.00012	0.04	0.007 0.007	11.22	0.0007 0.0009	0.18
	40	0.017 0.024	8.85	0.007 0.009	12.03	0.033 0.026	45.92	0.00043 0.00015	0.09	0.007 0.007	21.80	0.0008 0.0007	0.19
	47	0.016 0.021	4.28	0.010 0.021	3.13	0.035 0.032	34.15	0.00019 0.0001	0.05	0.007 0.007	15.20	0.0009 0.0016	0.19
$\bar{X}$	0.019	8.66	0.009	7.99	0.034	44.12	0.00018	0.24	0.010	16.76	0.0008	0.19	

A = Estuário de Santos

C = Baía de Santos

F = Fundo

B = Estuário de São Vicente

S = Superfície

$\bar{X}$  = Média aritmética

tos, os teores médios foram mais elevados nas águas de fundo, em relação às de superfície, tendo sido obtido um teor médio de 0,019 mg/l para toda a região.

A concentração de cobre que tem sido associada experimentalmente a nenhum efeito pernicioso para diversos organismos aquáticos está entre 0,005 e 0,015 mg/l. Estes valores estão próximos da concentração média atualmente encontrada no meio ambiente aquático em quantidades mensuráveis (EPA, 1976). Em águas poluídas têm sido registrados valores de 13,9 mg/l (Rice & Harrison, 1978).

No sedimento, as concentrações médias de cobre variaram de 1,19 a 20,95 µg/g, sendo obtidos os valores mais elevados no estuário de Santos e na parte interna do estuário de São Vicente. O teor médio para toda a região abordada foi de 8,66 µg/g. Os teo-

res médios de cobre observados mostram uma contaminação incipiente da região por esse metal.

Vertebrados e invertebrados marinhos têm, como as algas, uma necessidade essencial de quantidades-traço de cobre para o crescimento normal e, em condições não poluídas, este metal é acumulado nos tecidos de  $10^3$  a  $10^4$  vezes o nível na água do mar (Severy, 1923; Brooks & Rumsky, 1965).

Segundo Saward et al. (1975), a absorção do cobre pelos organismos pode ser feita de várias maneiras e a importância relativa de cada uma dependerá das condições ambientais e do modo de vida da espécie em questão. No caso do linguado *Pleuronectes platessa*, por exemplo, três locais são potencialmente importantes para a absorção: a pele, as brânquias e o trato digestivo, sendo este último, provavelmente, o mais importante.

TABELA 3 — Concentração média ponderada de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo total e cádmio, em µg/g, na musculatura e vísceras de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Espécie	Hábito alimentar	N	Cobre		Chumbo		Zinco		Mercúrio		Cromo total		Cádmio	
			Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras
<i>Cetengraulis edentulus</i>	filtrador	60	0,12	0,69	0,10	0,09	12,5	16,6	0,17	0,05	0,59	0,58	0,06	0,06
<i>Caranx</i> sp.	filtrador	3	0,57	1,16	0,10	0,20	6,55	31,3	0,21	0,21	0,04	0,08	0,06	0,12
<i>Mugil brasiliensis</i>	filtrador	3	0,13	57,5	0,10	0,10	5,39	42,3	0,15	0,98	0,04	0,04	0,06	0,07
<i>Mugil curema</i>	filtrador	44	0,61	25,1	0,10	0,08	6,74	35,0	0,10	0,18	0,45	0,54	0,06	0,05
<i>Centropomus undecimalis</i>	omnívoro	11 <sup>(1)</sup>	0,28	2,36	0,09	0,13	5,68	25,4	0,24	0,11	0,33	0,41	0,06	0,09
<i>Larimus breviceps</i>	omnívoro	3	0,23	1,46	0,10	0,10	5,25	25,6	0,08	0,10	0,63	0,61	0,06	0,06
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	omnívoro	37	0,43	3,24	0,09	0,09	3,76	44,4	0,13	0,15	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Eucinostomus gula</i>	omnívoro	55 <sup>(2)</sup>	0,40	2,77	0,10	0,15	9,30	86,4	0,18	0,14	0,12	0,13	0,06	0,10
<i>Chaetodipterus faber</i>	omnívoro	2	1,09	4,14	0,10	0,35	5,15	27,4	0,22	0,14	0,04	0,13	0,07	0,22
<i>Bagre bagre</i>	omnívoro	9	0,82	2,46	0,09	0,10	17,15	259	0,27	0,22	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Arius spixii</i>	omnívoro	180	0,42	11,0	0,09	0,09	14,4	439	0,21	0,48	0,31	0,38	0,06	0,06
<i>Netuma barba</i>	omnívoro	4	1,37	2,42	0,09	0,10	13,2	725	0,24	1,07	0,57	0,61	0,06	0,06
<i>Bagres</i>	omnívoro	33	0,12	9,39	0,10	0,10	8,06	337	0,09	0,14	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Achirus</i> sp.	omnívoro	7	0,40	3,18	0,09	0,18	6,64	50,4	0,12	0,27	0,04	0,07	0,06	0,11
<i>Trichiurus lepturus</i>	omnívoro	9	0,47	3,04	0,10	0,09	3,34	25,8	0,19	0,14	0,42	0,37	0,06	0,06
<i>Urophycis brasiliensis</i>	omnívoro	2	0,45	4,00	0,09	0,20	4,75	26,0	0,14	0,05	0,04	0,08	0,06	0,13
<i>Cynoscion virescens</i>	omnívoro	3	0,37	5,90	0,07	0,07	3,41	54,3	0,73	0,12	0,05	0,05	0,05	0,04
<i>Micropogonias furnieri</i>	omnívoro	27	0,53	6,40	0,08	0,10	4,05	25,1	1,01	0,28	0,19	0,20	0,06	0,07
<i>Stellifer rastrifer</i>	omnívoro	498	0,30	1,82	0,08	0,10	4,46	28,1	0,12	0,18	0,09	0,11	0,05	0,06
<i>Macrodon ancylodon</i>	omnívoro	31	0,32	4,53	0,08	0,13	5,85	28,8	0,09	0,14	0,21	0,21	0,05	0,08

N = Número de exemplares

(1) número de exemplares para vísceras = 10

(2) número de exemplares para vísceras = 53

TABELA 4 — Fatores de concentração de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo e cádmio na musculatura e nas vísceras de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Espécie	Hábito alimentar	Fatores de concentração											
		Musculatura						Vísceras					
		Cu	Pb	Zn	Hg	Cr	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Cr	Cd
<i>Cetengraulis edentulus</i>	filtrador	6	11	368	944	59	75	36	10	488	278	58	75
<i>Caranx</i> sp.	filtrador	30	11	193	1167	4	75	61	22	921	1167	8	150
<i>Mugil brasiliensis</i>	filtrador	7	11	159	833	4	75	3026	11	1244	5444	4	88
<i>Mugil curema</i>	filtrador	32	11	198	556	45	75	1321	9	1029	1000	54	63
<i>Centropomus undecimalis</i>	omnívoro	15	10	167	1333	33	75	124	14	747	611	41	113
<i>Larimus breviceps</i>	omnívoro	13	11	154	444	63	75	77	11	753	556	61	75
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	omnívoro	23	10	111	722	4	75	171	10	1306	833	4	75
<i>Eucinostomus gula</i>	omnívoro	21	11	274	1000	12	75	146	17	2541	778	13	125
<i>Chaetodipterus faber</i>	omnívoro	57	11	151	1222	4	88	218	39	806	778	13	275
<i>Bagre bagre</i>	omnívoro	43	10	504	1500	4	75	129	11	7618	1222	4	75
<i>Arius spixii</i>	omnívoro	22	10	424	1167	31	75	579	10	12912	2667	38	75
<i>Netuma barba</i>	omnívoro	72	10	388	1333	57	75	127	11	21324	5944	61	75
<i>Bagres</i>	omnívoro	6	11	237	500	4	75	494	11	9912	778	4	75
<i>Achirus</i> sp.	omnívoro	21	10	195	667	4	75	167	20	1482	1500	7	138
<i>Trichiurus lepturus</i>	omnívoro	25	11	98	1056	42	75	160	10	759	778	37	75
<i>Urophycis brasiliensis</i>	omnívoro	24	10	140	778	4	75	211	22	765	167	8	163
<i>Cynoscion virescens</i>	omnívoro	19	8	100	4056	3	63	311	8	1597	667	3	50
<i>Micropogonias furnieri</i>	omnívoro	28	9	119	5611	19	75	337	11	738	1556	20	88
<i>Stellifer rastrifer</i>	omnívoro	16	9	131	667	9	63	96	11	826	1000	11	75
<i>Macrodon ancylodon</i>	omnívoro	17	9	172	500	21	63	238	14	847	778	21	100



Dentre as espécies de peixes analisadas neste trabalho verificou-se que, para aquelas de hábito alimentar filtrador, as concentrações médias de cobre variaram de 0,12 a 0,61  $\mu\text{g/g}$  na musculatura e de 0,69 a 57,5  $\mu\text{g/g}$  nas vísceras; nas espécies omnívoras variaram de 0,12 a 1,37  $\mu\text{g/g}$  na musculatura e de 1,46 a 11,0  $\mu\text{g/g}$  nas vísceras; dentre as carnívoras, variaram de 0,30 a 0,53  $\mu\text{g/g}$  e de 1,82 a 6,40  $\mu\text{g/g}$  para a musculatura e as vísceras, respectivamente. Em todas as espécies analisadas, portanto, independentemente de seus hábitos alimentares, os teores de cobre foram sempre mais elevados nas vísceras do que na musculatura.

Segundo a EPA (1972), o cobre é acumulado pelos organismos marinhos com fatores de concentração da ordem de 30.000 no fitoplâncton, 5.000 em tecidos moles de moluscos e 1.000 em músculos de peixes.

De acordo com Lee (1980), as substâncias químicas que possuem bioacumulação significativa apresentam fatores de concentração superiores a 1.000. O cobre nos peixes da baía e estuários de Santos e São Vicente apresentou fatores de concentração que variaram de 6 a 72 na musculatura e de 36 a 3.026 nas vísceras (Ta-

bela 4). Os fatores, nas vísceras, foram significativos para as espécies *Mugil brasiliensis* e *M. curema*. Provavelmente esses fatores elevados estejam relacionados com o tipo de alimentação dessas espécies, que é muito variada, predominando, segundo Cervigón (1966), especialmente detritos do fundo lodoso e seus organismos, como algas etc. Esses resultados evidenciam uma contaminação por cobre nas águas e sedimento e sua acumulação pelos peixes da região.

Segundo estudos efetuados por Geckler et al. (1976), em condições experimentais de laboratório e de campo, o cobre não é bioconcentrado acentuadamente nos peixes. No entanto, o exame dos efeitos tóxicos do cobre sobre a pesca costeira marinha é importante para o estabelecimento dos padrões de qualidade de água que protegerão os recursos pesqueiros das zonas costeiras.

## Chumbo

O chumbo é um metal tóxico que tende a se acumular nos tecidos do homem e de outros animais, não possuindo efeitos bené-

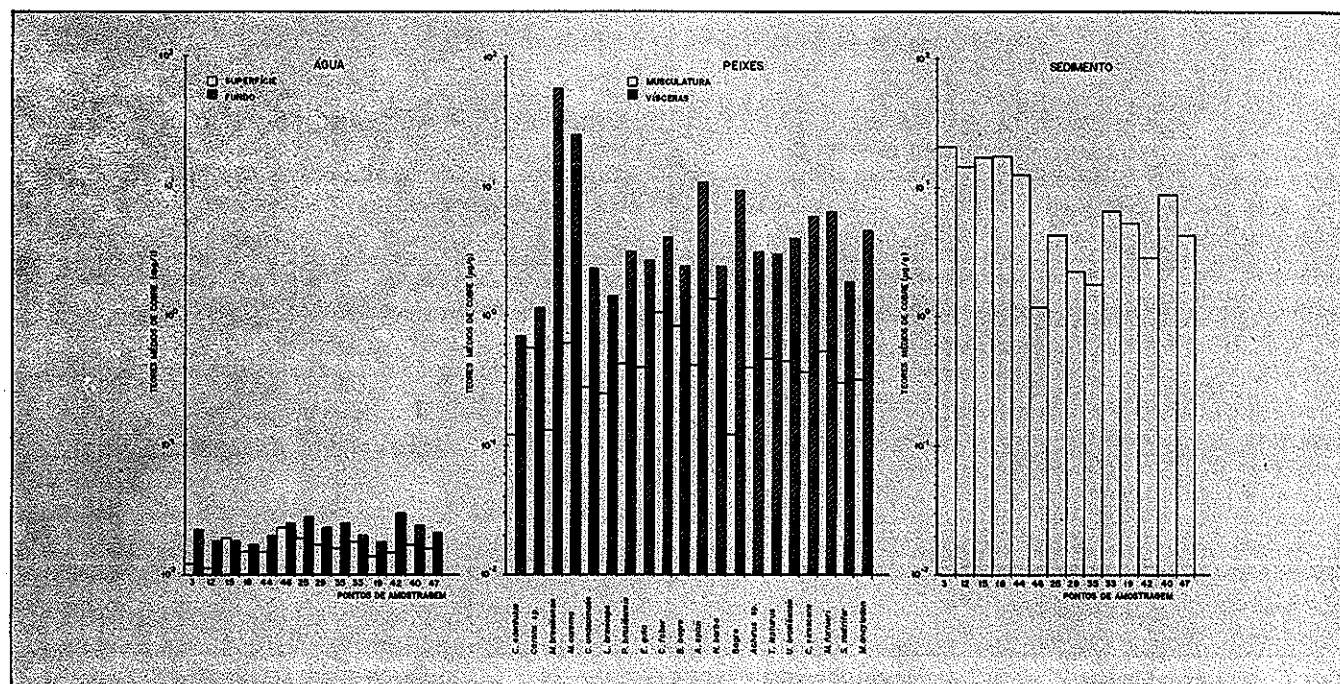


FIGURA 2 — Teores médios de cobre na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

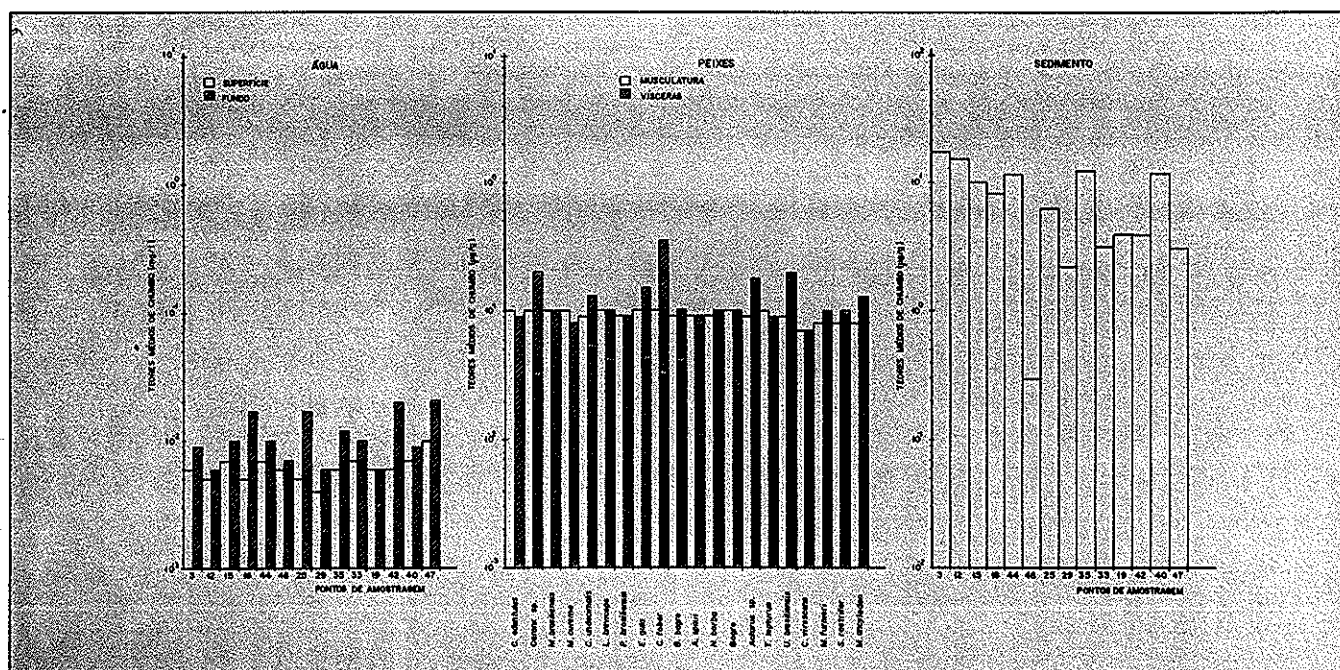


FIGURA 3 — Teores médios de chumbo na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

ficos ou nutricionais. Devido à atividade humana, a ocorrência de chumbo no ambiente tem aumentado em algumas áreas a níveis que ameaçam a saúde dos organismos aquáticos e terrestres, incluindo o próprio homem.

Em águas profundas, a concentração normal de chumbo é de cerca de 0,00003 mg/l, porém na superfície, devido ao transporte desse metal pela atmosfera, pode chegar a altas concentrações. Sua concentração não deve exceder 0,05 mg/l por constituir um sério perigo no ambiente marinho (EPA, 1972).

A variação dos teores médios de chumbo na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, para a água de superfície, foi de 0,004 a 0,010 mg/l, e, para a água de fundo, de 0,006 a 0,021 mg/l. Do mesmo modo que ocorreu com o cobre, os teores médios de chumbo foram mais elevados nas águas de profundidade em relação às de superfície, tendo sido obtido um valor médio de 0,009 mg/l para toda a região em estudo.

Alguns autores citam como doses fatais a peixes 0,1 a 0,4 mg/l desse metal. Outros, entretanto, demonstram que pelo menos certos peixes suportam em condições experimentais de laboratório até 10 mg/l ou mais.

Na região estudada, os teores médios de chumbo observados demonstram que esse metal não está presente em concentrações que possam provocar efeitos adversos sobre os organismos. Com relação aos teores médios de chumbo observados no sedimento, estes variaram de 0,30 a 17,46 µg/g, sendo a cabeceira do estuário de Santos o local mais contaminado. O teor médio obtido para toda a região foi de 7,99 µg/g.

Para todas as espécies de peixes filtradoras, as concentrações médias de chumbo, na musculatura, foram de 0,10 µg/g e nas vísceras variaram de 0,08 a 0,20 µg/g. Nas espécies omnívoras, o chumbo apresentou valores médios de 0,09 e 0,10 µg/g na musculatura e de 0,09 a 0,35 µg/g nas vísceras. Quanto às carnívoras, notou-se uma variação de 0,07 a 0,10 µg/g para a musculatura e de 0,07 a 0,20 µg/g para as vísceras.

Os fatores de concentração de chumbo na musculatura dos peixes variaram de 8 a 11, sendo este último valor obtido tanto para espécies filtradoras quanto omnívoras e carnívoras (Tabela 4) não apresentando, portanto, diferenças com relação ao hábito alimentar das espécies analisadas. Nas vísceras os fatores de concentração variaram de 8 a 39, o que, segundo o critério de Lee (1980), não são significativos.

## Zinco

O zinco é um metal-traço essencial em pequenas quantidades para mamíferos e peixes (Vladimirov, 1969; Frieden, 1972), mas quantidades maiores são conhecidas como tóxicas aos peixes e outros organismos aquáticos.

Os teores médios de zinco observados na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, para a água de superfície, variaram de 0,019 a 0,059 mg/l, e, para a água de fundo, de 0,024 a 0,076 mg/l. Foi obtido um teor médio de 0,034 mg/l na água, para toda a região em estudo.

Levando-se em consideração que o zinco é encontrado na água marinha em concentrações máximas de cerca de 0,010 mg/l (EPA, 1976), os teores observados de 0,019 a 0,076 mg/l evidenciam uma contaminação da região em estudo por este metal.

No sedimento, os teores médios de zinco variaram de 11,57 a 108 µg/g e foram decrescentes dos estuários de Santos e São Vicente em direção à baía de Santos, tendo sido obtido um valor médio para toda a região de 44,12 µg/g.

Embora poucos dados sejam disponíveis sobre os efeitos do zinco no ambiente marinho, este metal é acumulado por algumas espécies: os animais contêm zinco em quantidades que vão de 6 a 1.500 mg/kg (EPA, 1976). Há uma apreciável quantidade de zinco nos tecidos dos peixes, sendo que, de acordo com Vinogradov (1953), há mais zinco que cobre e muito mais ainda que ferro.

A concentração média de zinco na musculatura das espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente variou de 5,39 a 12,5 µg/g, e, nas vísceras, de 16,6 a 42,3 µg/g. Com relação às espécies omnívoras, foi observada uma variação de 3,76 a 17,15 µg/g na musculatura e de 25,4 a 725 µg/g nas vísceras. Dentre as espécies carnívoras, as concentrações na musculatura variaram de 3,34 a 5,85 µg/g e, nas vísceras, de 25,1 a 54,3 µg/g. Todas as espécies de peixes analisadas apresentaram teores de zinco mais elevados nas vísceras em relação à musculatura. Os teores mais elevados ocorreram em bagres, que são espécies omnívoras, de hábitos demersais, vivendo em contato direto com o fundo.

Os peixes marinhos assimilam rapidamente o zinco no corpo, via trato digestivo. Chipman et al. (1958), estudando a absorção e acumulação de zinco radioativo, observaram que altas concentrações de Zn<sup>65</sup> no sangue provenientes da alimentação do peixe são prontamente seguidas por rápida assimilação pelo rim, fígado e outros órgãos internos, sendo que o rim é o órgão de maior acumulação. Uma lenta e contínua acumulação se faz nos ossos, integumento e tecidos musculares.

Concentrações tóxicas de compostos de zinco causam mudanças adversas na morfologia e fisiologia do peixe. Concentrações agudamente tóxicas induzem a colapso celular das brânquias e, possivelmente, a sua obstrução com muco. Concentrações cronicamente tóxicas, por outro lado, causam enfraquecimento geral e alterações histológicas amplas em muitos órgãos, mas não das brânquias. O crescimento e a maturação são retardados (EPA, 1976).

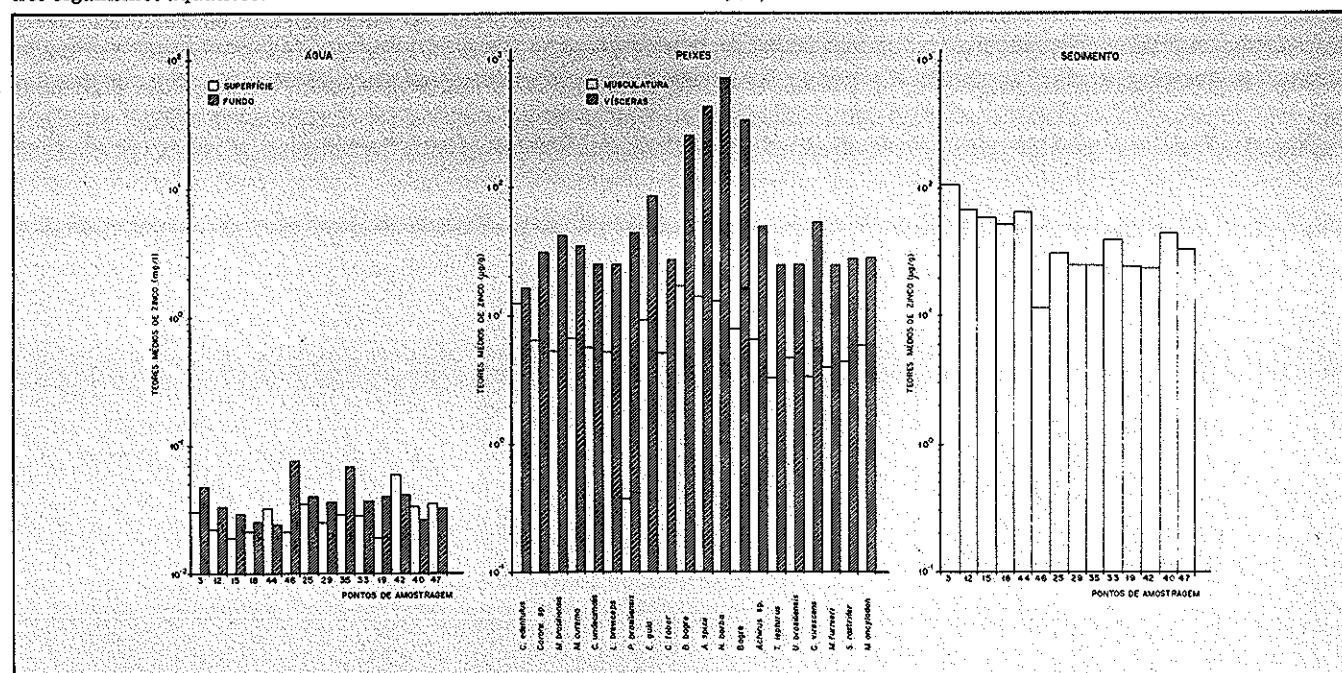


FIGURA 4 — Teores médios de zinco na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Os fatores de concentração de zinco na musculatura dos peixes da região estudada variaram de 98 a 504 (Tabela 4) e, nas vísceras, de 488 a 21.324. As espécies que apresentaram fatores de concentração nas vísceras acima de 1.000 foram: *Netuma barba*, *Arius spixii*, bagres diversos, *Bagre bagre*, *Eucinostomus gula*, *Cynoscion virescens*, *Achirus sp.*, *Paralichthys brasiliensis*, *Mugil brasiliensis* e *M. curema*. Os fatores de concentração foram bem mais elevados nas vísceras do que na musculatura de todas as espécies analisadas. De uma maneira geral, foram as omnívoras que apresentaram os fatores de concentração mais elevados.

O hábito alimentar dos peixes parece influir diretamente sobre os teores de zinco encontrados na musculatura e nas vísceras, pois espécies que, de uma maneira geral, vivem em fundos lodosos e se alimentam de organismos dos mesmos, como os bagres, tainhas, paratis e linguados, apresentaram os fatores de concentração mais elevados.

## Mercúrio

O mercúrio possui uma distribuição ampla no ambiente e é um elemento não essencial e não benéfico do ponto de vista biológico. Historicamente, tem sido reconhecido como possuidor de um alto potencial tóxico (EPA, 1976). É um composto de ocorrência natural, embora a sua concentração tenha sido drasticamente elevada por atividades humanas.

A maioria das águas marinhas contém de 0,00005 a 0,00019 mg/l de Hg (EPA, 1976). A concentração média é estimada em 0,00003 mg/l (Keckes & Miettinen, 1972).

O mercúrio na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, na água de superfície, apresentou concentrações médias de 0,00008 a 0,00043 mg/l e, na de fundo, de 0,00009 a 0,00036 mg/l. O teor médio para toda a região foi de 0,00018 mg/l.

Até o presente momento não existem dados suficientes para se determinar os níveis de mercúrio na água que sejam seguros para os organismos aquáticos sob exposição crônica. Com base em dados disponíveis, a EPA (1972) sugeriu que concentrações iguais ou superiores a 0,00010 mg/l constituem perigo no ambiente marinho. Os teores médios de mercúrio observados nas águas da região estudada denotam um ambiente contaminado por este metal, por serem superiores aos níveis naturais observados.

Diversas formas de mercúrio ocorrem no ambiente, variando da elementar a compostos inorgânicos dissolvidos e orgânicos; mas quando são considerados os efeitos biológicos, a mais importante é a de metil mercúrio. A descoberta de que certos microrganismos possuem a capacidade de converter formas inorgânicas em orgânicas altamente tóxicas de metil ou dimetil mercúrio tornou qualquer forma de mercúrio potencialmente perigosa no ambiente.

A maioria do mercúrio encontrado nos tecidos dos peixes está na forma de metil mercúrio (Bache et al., 1971; Kamps et al., 1972; Huckabee et al., 1974). Westö (1966, in Westö, 1973) mostrou que o mercúrio em peixes existe predominantemente como metil mercúrio, mesmo quando todas as fontes de liberação locais são na forma inorgânica ou na de fenil. Segundo o mesmo autor (Westö, 1973), a proporção do metil mercúrio em relação ao mercúrio no músculo do salmão (*Salmo salar*) de 1 a 7 anos de idade, e na "sea trout" (*Salmo oclat*), de 1 a 2 anos de idade, foi, em média, de 93% com uma variação de 81 a 98%, sendo independente da idade do peixe. No salmão e na "sea trout" de 1 e 2 anos de idade, o metil mercúrio constituiu de 26 a 67% do mercúrio total nas vísceras, sem dependência da idade.

O fígado dos peixes é capaz de sintetizar metil mercúrio a partir do  $Hg^{2+}$ . Parece, também, que o metil mercúrio pode ser diretamente concentrado da água através das brânquias. Dessa forma, os peixes acumulam metil mercúrio através da cadeia alimentar, da síntese pelo próprio fígado, e das brânquias (Westö, 1967, e Miettinen, 1970, in Koli & Cauty, 1978).

A magnitude da bioacumulação do mercúrio depende da própria espécie, seu tempo de exposição, hábitos alimentares, taxa metabólica, tamanho, idade, qualidade da água e do grau de poluição da água pelo próprio mercúrio (EPA, 1972). Embora os mecanismos pelos quais o mercúrio se acumula nos organismos não estejam muito bem explicados, pelo menos três fatores estão envolvidos: a taxa metabólica de cada espécie de peixe, diferenças na seleção conforme o peixe se desenvolve, e a superfície epitelial disponível (EPA, op. cit.). Os peixes, aparentemente, acumulam compostos de mercúrio mais que qualquer outro organismo aquático, diretamente da água do mar e indiretamente através da cadeia alimentar (Keckes & Miettinen, 1972).

Nos peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente foram observados teores médios de mercúrio de 0,08 a 1,01  $\mu g/g$  na musculatura e de 0,03 a 1,07  $\mu g/g$  nas vísceras. Dentre as espécies de peixes filtradoras, as concentrações médias de mercúrio na musculatura variaram de 0,10 a 0,21  $\mu g/g$  e, nas vísceras, de 0,05 a 0,98  $\mu g/g$ . Para as espécies omnívoras, as concentrações médias de mercúrio na musculatura variaram de 0,08 a 0,27  $\mu g/g$  e, nas vísceras, de 0,10 a 1,07  $\mu g/g$ . Com relação às espécies carnívoras, os teores médios de mercúrio variaram de 0,09 a 1,01  $\mu g/g$  na musculatura e de 0,03 a 0,28  $\mu g/g$  nas vísceras.

São poucas as informações existentes sobre as concentrações de mercúrio nos tecidos dos organismos aquáticos que causam a morte dos próprios organismos. Peixes e moluscos encontrados mortos em Minamata (EPA, 1972) continham de 9 a 24  $\mu g/g$  de mercúrio em base úmida; provavelmente algumas dessas concentrações foram letais.

O mercúrio nos peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente (Tabela 4) apresentou uma bioacumulação signifi-

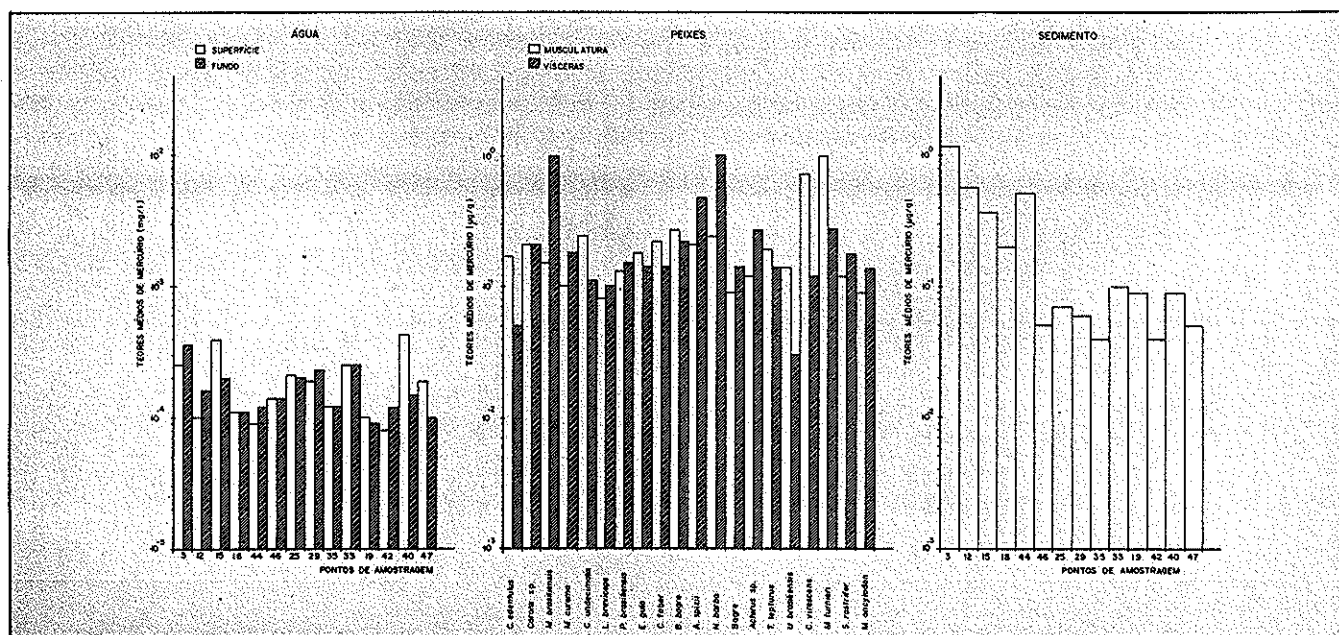


FIGURA 5 — Teores médios de mercúrio na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

cativa para a musculatura nas espécies *Caranx* sp., *Centropomus undecimalis*, *Eucinostomus gula*, *Chaetodipterus faber*, *Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba*, *Trichiurus lepturus*, *Cynoscion virescens* e *Micropogonias furnieri*, e, para as vísceras, nas espécies *Caranx* sp., *Mugil brasiliensis*, *M. curema*, *Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba*, *Achirus* sp., *Micropogonias furnieri* e *Stellifer rastriifer*.

Segundo Hannerz (1968), a taxa de acumulação do mercúrio pelo peixe é rápida, embora a de eliminação seja lenta, levando a fatores de concentração de 3.000 vezes ou mais. Já foram observados fatores de concentração de mercúrio em peixes superiores a 10.000 vezes (McKim, 1974 in EPA, 1976).

A meia-vida do mercúrio em peixes é estimada em dois anos, ou seja, muito maior que para vertebrados superiores, como no caso do homem, onde é estimada em cerca de 80 dias (EPA, 1976). A concentração média de mercúrio no sedimento da região em estudo apresentou uma amplitude de variação de 0,04 a 1,16  $\mu\text{g/g}$  sendo o teor médio obtido para toda a região de 0,24  $\mu\text{g/g}$ .

Segundo Koli e Cauty (1978), os peixes que se alimentam de pequenos organismos marinhos, de algas e do sedimento do fundo, acumulam mercúrio rapidamente. Tem sido demonstrado que a acumulação do mercúrio nos peixes em contato com o sedimento contaminado é muito maior que aquele acumulado a partir da água sobrejacente (Kudo & Mortimer, 1979). Esse fato talvez venha explicar a maior concentração de mercúrio nas espécies de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, que têm sua vida relacionada com o fundo, como os bagres *Bagre bagre*, *Arius spixii* e *Netuma barba*, que são espécies que ocorrem em água pouco profunda, em fundo lodoso ou arenoso e que se alimentam de moluscos, crustáceos e outros organismos bentônicos; como *Achirus* sp., *Mugil brasiliensis* e *M. curema*, que se alimentam do fundo lodoso e de organismos do mesmo, como algas etc.

Aparentemente o mercúrio no solo está num estado insolúvel, mas pode entrar na cadeia alimentar através da ação dos microrganismos do ambiente aquático (Cox et al., 1979).

O metil mercúrio possui uma afinidade muito alta por lipídeos e é rapidamente absorvido por tecidos vivos. Assim, a tomada rápida pelo tecido orgânico tenderá a manter uma concentração muito baixa na água. Dessa forma, parece provável que, na maioria dos sistemas naturais, a liberação do metil mercúrio a partir do substrato em que é formado, possa ser atribuída a processos puros de difusão (Jernelöv et al., 1975).

#### Cromo total

A concentração de cromo na água do mar é, em média, de 0,00004 mg/l (EPA, 1972) a 0,00005 mg/l (Portmann, 1972;

Perkins, 1974), sendo geralmente bem inferior a 0,001 mg/l (EPA, 1976).

A EPA (1972) considera que concentrações de cromo iguais ou superiores a 0,1 mg/l constituem uma ameaça ao ambiente marinho e que teores inferiores a 0,05 mg/l apresentam riscos mínimos de efeitos deletérios.

Pode-se dizer que os valores médios de cromo total encontrados nas águas da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente estão dentro dos limites considerados normais para águas marinhas. A água apresentou concentrações de cromo total de 0,007 mg/l em superfície e de 0,007 e 0,088 mg/l em profundidade, sendo o teor médio de 0,010 mg/l.

Com relação ao sedimento, o cromo total variou de 1,69 a 35,72  $\mu\text{g/g}$ , notando-se em geral, teores mais elevados nos estuários que na baía de Santos. O teor médio para toda a região foi de 16,76  $\mu\text{g/g}$ .

As formas inferiores aquáticas são muito sensíveis ao cromo, sendo este acumulado em todos os níveis tróficos (EPA, 1972). Os peixes parecem ser relativamente tolerantes ao cromo (EPA, 1976). Na musculatura das espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente as concentrações médias de cromo total variaram de 0,04 a 0,59  $\mu\text{g/g}$  e, nas vísceras, de 0,04 a 0,58  $\mu\text{g/g}$ . Com relação às espécies omnívoras, os teores médios na musculatura apresentaram uma amplitude de variação de 0,04 a 0,63  $\mu\text{g/g}$ ; quanto às vísceras, variaram de 0,04 a 0,61  $\mu\text{g/g}$ . Nas espécies carnívoras, o cromo apresentou valores de 0,03 a 0,42  $\mu\text{g/g}$  na musculatura e de 0,03 a 0,37  $\mu\text{g/g}$  nas vísceras. Não foi observada nenhuma correlação entre o teor médio de cromo total e o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas.

Os fatores de concentração de cromo total (Tabela 4) na musculatura dos peixes variaram de 3 a 63 e, nas vísceras, de 3 a 61, não sendo significativas, segundo o conceito de Lee (1980).

#### Cádmio

O cádmio é um metal de efeito cumulativo extremamente perigoso, pois quase não é excretado após a sua ingestão, podendo conduzir a efeitos mutagênicos ou teratogênicos (EPA, 1976). Biologicamente é um elemento não essencial, não benéfico e reconhecidamente de alto potencial tóxico.

A sua concentração na água do mar é um torno de 0,0001 mg/l (Bowen, 1966) e acima de 0,01 mg/l constitui um sério perigo ao ambiente marinho (EPA, 1976). Segundo Goldberg (1965) ele está presente em 83% sob a forma de  $\text{Cd Cl}^+$ , 16% sob a forma de  $\text{Cd}^{2+}$  e 1% sob a forma de  $\text{CdSO}_4$ .

Os teores médios de cádmio na baía de Santos e estuários de

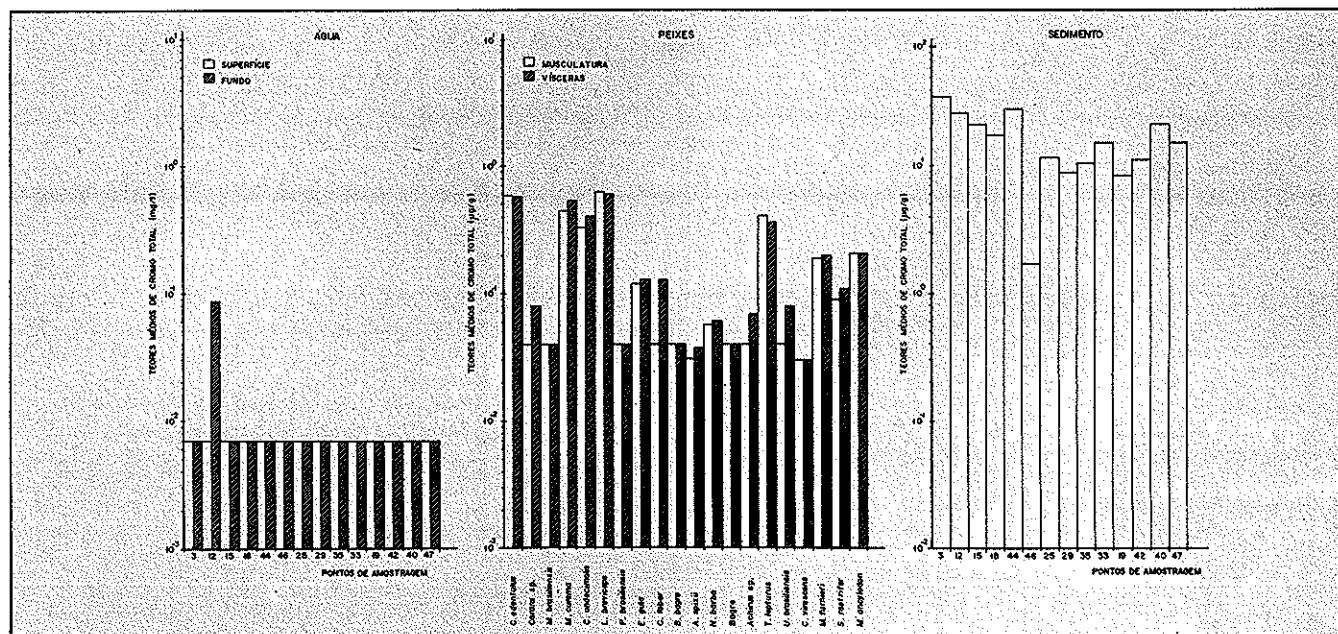


FIGURA 6 — Teores médios de cromo total na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.



Santos e São Vicente, para a água de superfície, variaram de 0,0006 a 0,011 mg/l. Com relação à água de profundidade, esses teores apresentaram uma amplitude de variação de 0,0004 a 0,0016 mg/l. O teor médio de cádmio na água obtido para toda a região em estudo foi de 0,0008 mg/l. Esses teores já revelam um certo grau de contaminação da região por este metal. No sedimento, o cádmio apresentou teores de 0,15 a 0,21 µg/g, sendo o teor médio para toda a região de 0,19 µg/g.

Os processos físicos de fixação pelo sedimento marinho ou pelas partículas em suspensão, e os biológicos implicados na fauna e na flora, tendem a modificar o teor de cádmio na água. Pode-se levantar a hipótese de que as partículas em suspensão absorvem o metal e o precipitam sobre o sedimento, e que o cádmio se deposita sobre a camada superficial, onde reina uma forte atividade bacteriana. O sedimento age como um reservatório. De fato, após uma eventual modificação de sua forma físico-química pelas reações químicas ou bioquímicas, o cádmio pode retornar ao meio. Assim, a biomassa benthica (micro e macroorganismos) absorve o metal sedimentar e o acumula e, pela cadeia trófica, ele pode ser absorvido e assimilado pelos organismos superiores (Flatau & Aubert, 1979).

A sensibilidade ao cádmio aumenta com a complexidade da estrutura do organismo. Assim, as bactérias marinhas são mais resistentes e espécies mais diferenciadas como *Mytilus edulis* ou *Scorpaena porcus* são já mais sensíveis a concentrações de 2 mg/l. Nestes últimos, a concentração se processa mais rapidamente (Flatau & Aubert, 1979).

As espécies que vivem em um meio contaminado artificialmente por 1 µg/l contêm dez vezes mais cádmio do que as que vivem em um meio natural, contendo em média 0,3 µg/l. Assim, o meio marinho desempenha um papel importante (Flatau & Aubert, op. cit.).

Em todas as espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente as concentrações médias de cádmio na musculatura foram de 0,06 µg/g e, nas vísceras, de 0,05 a 0,12 µg/g. Nas espécies omnívoras notou-se uma variação para a musculatura de 0,06 a 0,07 µg/g e, para as vísceras de 0,06 a 0,22 µg/g. Com relação às espécies carnívoras, as concentrações médias variaram de 0,05 a 0,06 µg/g na musculatura e de 0,04 a 0,13 µg/g nas vísceras.

Os fatores de concentração de cádmio (Tabela 4) obtidos para a musculatura dos peixes variaram de 63 a 88 e para as vísceras de 63 a 275, sendo os maiores valores observados para as espécies *Chaetodipterus faber*, *Urophycis brasiliensis*, *Caranx* sp. e *Achirus* sp.

Esses fatores de concentração de cádmio nos peixes estudados não são significativos, segundo o conceito de Lee (1980), porém mesmo níveis subagudos de cádmio na água produzem disfunções de vários processos fisiológicos e bioquímicos em peixes

(Larsson et al., 1976), sendo que mesmo pequenos distúrbios fisiológicos podem reduzir a chance de o animal ser bem-sucedido no seu meio.

Segundo Nilsson (1970), o cádmio tem uma alta afinidade por grupos sulfidrilas, hidroxilas e ligações contendo nitrogênio. Assim, unindo-se a tais grupos em sistemas enzimáticos, pode afetar processos bioquímicos e fisiológicos básicos e produzir distúrbios de funções centrais do organismo, mesmo em concentrações muito baixas.

De acordo com os resultados de Nakamura (1974), que trabalhou com o peixe *Tribolodon*, o cádmio interfere no crescimento ósseo, provocando deformidades e atraso.

Larsson et al. (1976), estudando o linguado *Pleuronectes flesus* exposto ao cádmio, observaram que o quadro clínico complexo se assemelha em muitos aspectos à toxicose de cádmio em mamíferos (por exemplo: anemia sanguínea, distúrbios iônicos bivalentes, metabolismo de carboidratos alterado).

De todos os metais analisados neste trabalho, muita atenção deve ser dada ao zinco, ao mercúrio e ao cobre, que foram aqueles que apresentaram fatores de concentração significativos nos peixes. Portanto, é de grande importância que se proceda a um programa de monitoramento desses metais na Baixada Santista, através de amostragens periódicas utilizando-se como indicadores os peixes de hábitos demersais que vivem em fundos lodosos e se alimentam de organismos dos mesmos, como os bagres (*Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba* etc.), as tainhas (*Mugil brasiliensis*), os paratis (*M. curema*) e os linguados (*Achirus* sp.).

## CONCLUSÕES

Os teores médios de cobre detectados na água mostram uma contaminação incipiente da região por este metal.

Independente dos hábitos alimentares das espécies de peixes analisadas, os teores de cobre foram sempre mais elevados nas vísceras do que na musculatura.

Fatores de concentração significativos de cobre foram verificados apenas nas vísceras das espécies *Mugil brasiliensis* e *M. curema*.

O chumbo não está presente na água em concentrações que possam provocar efeitos adversos sobre os organismos, não apresentando fatores de concentração significativos nos peixes.

Os teores médios de zinco na água evidenciam uma contaminação da região por este metal.

Todas as espécies de peixes analisadas apresentaram teores médios de zinco mais elevados nas vísceras em relação à musculatura. Os teores mais elevados ocorreram em bagres, que são espé-

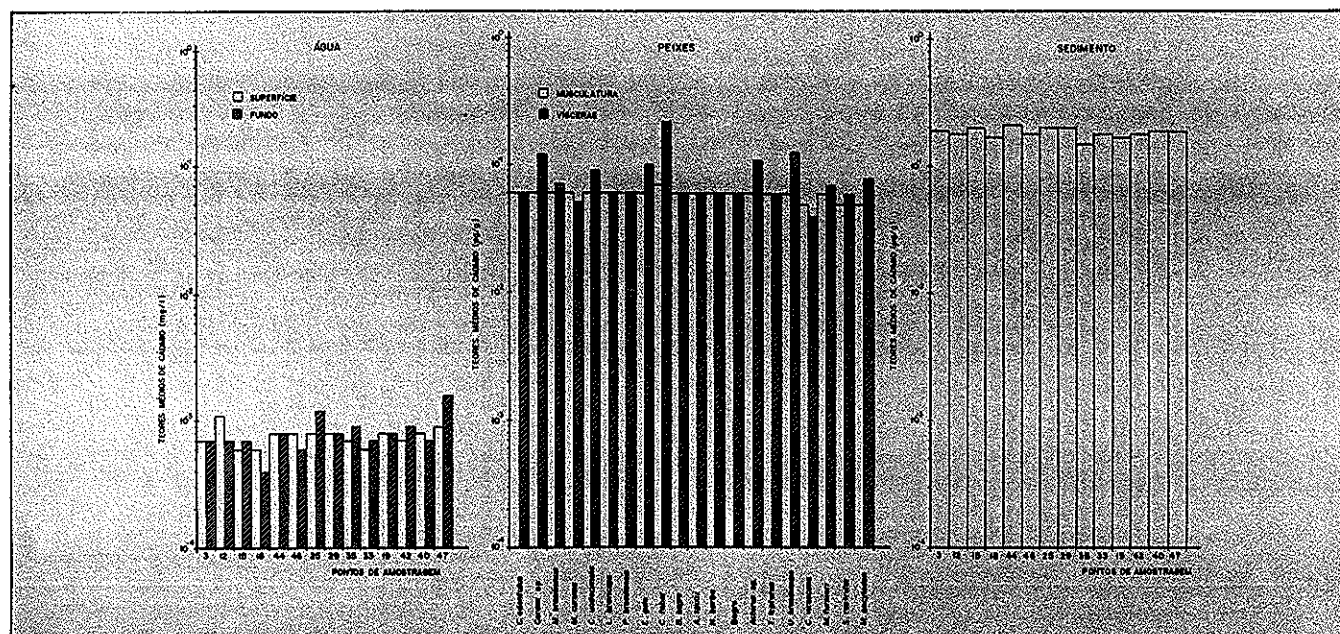


FIGURA 7 — Teores médios de cádmio na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

cies omnívoras, de hábitos demersais, vivendo em contato direto com o fundo.

Fatores de concentração significativos de zinco foram observados apenas nas vísceras das espécies de peixes que, de uma maneira geral, vivem em fundos lodosos e se alimentam dos organismos do mesmo, como os bagres, tainhas, paratis, linguados etc.

Os teores médios de mercúrio na água evidenciam uma contaminação da região por esse metal.

De todos os metais analisados, o mercúrio foi o único que apresentou fatores de concentração significativos na musculatura das espécies de peixes. Das 20 espécies analisadas, dez apresentaram fatores de concentração de mercúrio significativos para a musculatura e nove para as vísceras.

Não se observou nenhuma relação nítida dos teores de mercúrio com os hábitos alimentares das espécies analisadas, tendo sido, porém, observadas concentrações elevadas nas espécies de peixes que têm sua vida relacionada com o fundo.

Os valores médios de cromo total verificados na água estão dentro dos limites considerados normais para águas marinhas.

Os fatores de concentração de cromo total nos peixes não são significativos.

Os teores médios de cádmio observados na água já revelam um certo grau de contaminação da região por este metal, não sendo, porém, significativos os fatores de concentração nos peixes.

## REFERÊNCIAS

- 1 — APHA, American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 14<sup>th</sup> ed., N.Y., APHA, AWWA, WPCF, 1975, 626 p.
- 2 — BACHE, C.; GUTENMANN, W. & LISK, D. Residues of total mercury and methylmercury salts in lake trout as a function of age. *Science*, 172: 951, 1971.
- 3 — BOWEN, H.J.M. *Trace elements in-biochemistry*. Academic Press, New York, 1966.
- 4 — BROOKS, R.R. & RUMSKY, M.G. Biochemistry of trace element uptake by some New Zealand bivalves. *Limnol. Oceanogr.*, 10: 521-527, 1965.
- 5 — CERVIGÓN, M.F. *Los peces marinos de Venezuela*. Est. Invest. Mar. Margarita Fund. La Salle Cienc. Nat. Caracas, 2 vols, 951 p., 1966.
- 6 — CETESB, S. Paulo. *Metais pesados no estuário e baía de Santos*. S. Paulo, CETESB, 1980, 75 p. (Relatório CETESB).
- 7 — CHIPMAN, W.A.; RICE, T.R. & PRICE, T.J. Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plankton, fish and shellfish. U.S. Fish. Wildl. Serv. Fish. Bull., 58 (135): 279-292, 1958.
- 8 — COX, J.A.; CARNAHAN, J.; DINUNZIO, J.; MCCOY, J. & MEISTER, J. Source of mercury in fish new impoundments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23(6): 779-783, 1979.
- 9 — EPA, Environmental Protection Agency. *Methods for chemical analysis of water and wastes*. Environmental Protection Agency. Water Quality Office, Cincinnati, Ohio, 1971.
- 10 — ———. *Water quality criteria*. Ecological res. ser. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1972, 594 p.
- 11 — ———. *Quality criteria for water*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pre-publication copy, 1976, 501 p.
- 12 — FAO, Food and Agriculture Organization. Cadmium, lead, mercury, and methyl-mercury-compounds; a review of methods of trace analysis and sampling with special reference to food. *Manual of the Food and Agricultural Organization of the United Nations*, Rome, Italy, 1976, 97 p.
- 13 — FLATAU, G. & AUBERT, M. Etude de la toxicité directe et induite du cadmium en milieu marin. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, LIII-LIV: 51-59, 1979.
- 14 — FRIEDEN, E. The chemical elements of life. *Scientific American*, 227: 52-60, 1972.
- 15 — GECKLER, J.R.; HORNING, W.B.; NEIHEISEL, T.M.; PICKERING, Q.H. & ROBINSON, EL. L. *Validity of laboratory tests for predicting copper toxicity in streams*. USEPA, Duluth, Minnesota. EPA 600/3: 76-116, 1976.
- 16 — GOLDBERG, E.D. Minor elements in sea-water. In: RILEY, J.R. & SKIRROW, G. (eds). *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, 1965.
- 17 — HANNERZ, L. *Experimental investigations on accumulation of mercury in water organisms*. Fish. Bd. Sweden, Inst. Freshwater Res., Drottningholm, Report 48, 1968.
- 18 — HUCKABEE, J.W.; FELDMAN, C. & TALMI, Y. Mercury concentrations in fish from the Great Smoky Mountains National Park. *Anal. Chem. Acta*, 70: 41, 1974.
- 19 — JERNELOV, A.; LANDNER, L. & LARSSON, T. *Swedish perspectives on mercury pollution*. J. Water Poll. Control Fed., 47 (4): 810-822, 1975.
- 20 — KAMPS, L. R.; CARR, R. & MILLER, H. total mercury-monomethylmercury content of several species of fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 3(5): 273, 1972.
- 21 — KECKES, S. & MIETTINEN, J.K. Mercury as a marine pollutant. In: RUIVO, M. (ed.). *Marine Pollution and sea life*. FAO Fishing News (Books) Ltd. London, England: 276-289, 1972.
- 22 — KOLI, A.K. & CAUTY, W.T. Determination of methylmercury in fish of South Carolina. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 20: 537-543, 1978.
- 23 — KUDO, A. & MORTIMER, D.C. Pathways for mercury uptake by fish from bed sediments. *Env. Poll.*, 19 (3): 239-245, 1979.
- 24 — LARSSON, A.; BENGTSSON, B-E & SUANBERG, O. Some haematological and biochemical effects of cadmium on fish. In: LOCKWOOD, P.M. (ed), *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Society for experimental biology. Seminar series 2. Cambridge University Press, London: 7-34, 1976.
- 25 — LEE, C.M. Bioaccumulation tests. In: *Aquatic toxicity Seminar*, 15-19/09/80, S. Paulo, Brasil: 26-37, 1980.
- 26 — NAKAMURA, M. Experimental studies on the accumulation of cadmium in the fish (*Tribolodon*). In: EPA, Environmental Protection Agency, *Third annotated bibliography on biological effects of metals in aquatic environments*. (n.º 1293 - 2246), EPA - 600/3 - 78 - 005, 1978: A 228, 1974.
- 27 — NILSSON, R. Aspects on the toxicity of cadmium and its compounds: a review. *Ecological Research Committee, Bull* (7). Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, 1970, 49 p.
- 28 — PARSONS, T.R.; TAKAHASHI, M. & HARGRAVE, B. *Biological oceanographic processes*. Pergamon Press, 1977, 332 p.
- 29 — PERKINS, E.J. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press. London, New York, 1974, 678 p.
- 30 — PORTMANN, J.E. The levels of certain metals in fish from coastal water around England and Wales. In: EPA, Environmental Protection Agency, *Third annotated bibliography on biological effects of metals in aquatic environments*. Environmental Protection Agency, EPA-600/3 - 78 - 005, 1978: 258, 1972.
- 31 — RICE, R.W. & HARRISON, F.L. Copper sensitivity of Pacific herring, *Clupea harengus pallasii*, during its early life history. *Fishery Bull.*, 76(2): 347-356, 1978.
- 32 — SAWARD, D.; STIRLING, A. & TOPPING, G. Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. *Marine Biology*, 29: 351-361, 1975.
- 33 — SEVERY, H. The occurrence of copper and zinc in certain marine animals. *J. Biol. Chem.*, 55: 79-92, 1923.
- 34 — VINOGRADOV, A.D. The elementary chemical composition of marine organisms. *Mem. Sears Found. Mar. Res.* (2). New Haven, Conn., 1953, 647 p.
- 35 — VLADIMIROV, V.I. Dependence of the embryonic development and viability of the carp on the trace element zinc. *Voprosy Ikhtologii*, 9: 687-696, 1969.
- 36 — WALDICHUK, M. Some biological concerns in heavy metal pollution. In: VERNBERG, F. J. & VERNBERG, W. B. (eds.), *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, 1974, 492 p.
- 37 — WESTÖÖ, G. Methylmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. *Science*, 181: 567-568, 1973.