



Universidade Federal do Pará
Centro de Geociências
Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**CARACTERIZAÇÃO GEOQUÍMICA DE SEDIMENTOS DE
FUNDO DA ORLA DE BELÉM-PA**

TESE APRESENTADA POR

KÁTIA REGINA DE BRITO PEREIRA

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOQUÍMICA E PETROLOGIA.

Data de Aprovação: **14 / 09 / 2001**

Comitê de Tese:

JOSÉ AUGUSTO MARTINS CORRÊA (Orientador)

JOSÉ FRANCISCO DA FONSECA RAMOS

LUÍS DRUDE LACERDA

Belém

Aos meus queridos pais que sempre
me ensinaram a acreditar e batalhar
pelos meus sonhos

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. José Augusto Corrêa pelo seu dedicado trabalho como orientador durante a realização desta dissertação.

Ao químico Natalino Valente pelas inestimáveis contribuições durante a realização das análises químicas.

Aos amigos Odilon, Ivanilce, Zilma, Marlene, Adriana, Flávio e Regina que sempre estiveram por perto incentivando e dando apoio para que este trabalho se concretizasse.

Ao Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará, pelo apoio e oportunidade concedidos na elaboração e execução deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico - CNPq – pelo suporte financeiro para a realização desta tese.

A Nilza e Gladys pelos serviços prestados na secretaria do Curso de Pós Graduação de Geologia e Geoquímica

Ao Luca Maggini que mesmo estando longe sempre me deu incentivo e apoio para que este trabalho se concretizasse

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta dissertação.

SUMÁRIO

	Página
DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS	ii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	v
RESUMO.....	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUÇÃO	5
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	7
2.1. LOCALIZAÇÃO.....	7
2.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA.....	7
2.3. VEGETAÇÃO.....	9
2.4. CLIMA.....	12
2.5. HIDRODINÂMICA E SEDIMENTOLOGIA.....	13
2.6. RIO GUAMÁ.....	14
3. POLUIÇÃO EM AMBIENTE ESTUARINO	16
4. METODOLOGIA	18
4.1. TRABALHO DE CAMPO.....	18
4.2. TRABALHO DE LABORATÓRIO.....	24
4.2.1. Matéria Orgânica	24
4.2.2. Porcentagem de Finos	24
4.2.3. Metais	24
4.2.4. Fósforo Total	25
4.2.5. Carbono Orgânico	26
4.2.6. Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN)	26
4.2.7. Composição Mineralógica	28

5. RESULTADOS e DISCUSSÃO.....	28
5.1. ÁGUA.....	28
5.2. SEDIMENTOS DE FUNDO.....	32
5.2.1. Composição Mineralógica.....	32
5.2.2. Metais Pesados.....	34
5.2.2.1. Ferro e Manganês.....	38
5.2.2.2. Cobre.....	45
5.2.2.3. Zinco.....	50
5.2.2.4. Níquel.....	54
5.2.2.5. Cromo.....	59
5.2.2.6. Chumbo.....	62
5.2.3. Nutrientes.....	67
5.2.3.1. Fósforo.....	67
5.2.3.2. Nitrogênio Total Kjeldahl.....	70
5.2.3.3. Carbono Orgânico.....	72
6. CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78
ANEXOS.....	85

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA		Página
1	Mapa de localização das áreas de estudo	8
2	Mapa de localização dos pontos de amostragens	10
3	Mapa detalhe da Área 1	11
4	Saída do canal do Una por onde é lançado o esgoto <i>in natura</i> a partir da estação de bombeamento	20
5	Dispersão da carga contaminante lançados na baía do Guajará pelo canal do Una	21
6	Presença barcos abandonados e fábrica de madeira no ponto de amostragem Una 12	21
7	Fábrica de cerveja situada às margens da baía do Guajará	22
8	Lixo doméstico e restos de madeira jogados diretamente nas margens da baía do Guajará, próximo ao Forte do Castelo.	22
9	Presença de grande quantidade de madeira dispostas às margens da baía do Guajará	23
10	Presença de uma balsa abandonada e lixo caracterizando a degradação ambiental que vem sofendo a orla estuarina	23
11	Diagrama mostrando a distribuição dos valores de pH nas amostras da Área 1	30
12	Diagrama mostrando a distribuição dos valores de pH nas amostras da Área 2	30
13	Diagrama mostrando a distribuição dos valores de condutividade elétrica nas amostras da Área 1	31
14	Diagrama mostrando a distribuição dos valores de condutividade elétrica nas amostras da Área 2	31

15	Difratograma de raio-x para a amostra UNA 5 normal (N), glicolada (G) e aquecida (Aq)	33
16	Movimento dos elementos traços no ciclo hidrológico	34
17	Diagrama mostrando a distribuição de ferro na fração total e na fração trocável das amostras da Área 1. Fe (t) = fração total e Fe(tr) = fração trocável	41
18	Diagrama mostrando a distribuição de ferro na fração total e na fração trocável das amostras da Área 2	41
19	Diagrama mostrando a distribuição de manganês na fração total e na fração trocável das amostras da Área 1. Mn (t) = fração total e Mn(tr) = fração trocável	42
20	Diagrama mostrando a distribuição de manganês na fração total e na fração trocável das amostras da Área 2	42
21	Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e ferro. Valores em mg/kg	43
22	Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e zinco. Valores em mg/Kg	43
23	Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e cálcio. Valores em mg/Kg	44
24	Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e níquel. Valores em mg/Kg	44
25	Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	45
26	Diagrama mostrando a distribuição de cobre na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 1. Cu (t) = fração total e Cu (tr) = fração trocável	47
27	Diagrama mostrando a distribuição de cobre na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 2	47
28	Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e ferro. Valores em mg/Kg	48
29	Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e potássio. Valores em mg/Kg	48

30	Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e magnésio. Valores em mg/Kg	49
31	Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	49
32	Diagrama mostrando a distribuição de zinco na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 1. Zn (t) = fração total e Zn (tr) = fração trocável	51
33	Diagrama mostrando a distribuição de zinco na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 2	52
34	Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e ferro . Valores em mg/Kg	52
35	Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e magnésio. Valores em mg/Kg	53
36	Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e potássio. Valores em mg/Kg	53
37	Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	54
38	Diagrama mostrando a distribuição de níquel na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 1. Ni (t) = fração total e Ni (tr) = fração trocável	56
39	Diagrama mostrando a distribuição de níquel na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 2	56
40	Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e ferro. Valores em mg/Kg	57
41	Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e potássio. Valores em mg/Kg	57
42	Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e magnésio. Valores em mg/Kg	58
43	Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	58

44	Diagrama mostrando a distribuição de cromo na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 1. Cr(t) = fração total e Cr(tr) = fração trocável	60
45	Diagrama mostrando a distribuição de cromo na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 2	61
46	Diagrama mostrando a correlação entre o cromo e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	61
47	Diagrama mostrando a distribuição de chumbo na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 1. Pb(t) = fração total e Pb(tr) = fração trocável	64
48	Diagrama mostrando a distribuição de chumbo na fração total e na fração trocável nas amostras da Área 2	65
49	Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e ferro. Valores em mg/Kg	65
50	Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e matéria orgânica. Valores em mg/Kg	66
51	Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e potássio. Valores em mg/Kg	66
52	Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e magnésio. Valores em mg/Kg	67
53	Diagrama mostrando a distribuição de fósforo total nas amostras da Área 1	69
54	Diagrama mostrando a distribuição de fósforo total nas amostras da Área 2	70
55	Diagrama mostrando a distribuição de nitrogênio orgânico nas amostras da Área 1	71
56	Distribuição de nitrogênio orgânico nas amostras da Área 2	72
57	Distribuição de carbono orgânico nas amostras da Área 1	74
58	Distribuição de carbono orgânico nas amostras da Área 2	75

RESUMO

Nos estuários, durante os processos de mistura, as espécies dissolvidas não permanecem totalmente em solução. Reações de troca e de complexação ocorrem com as espécies particuladas em suspensão, e, eventualmente com microrganismos. Como consequência, tem-se a remoção e/ou liberação de diferentes espécies químicas das águas do estuário para os sedimentos de fundo, ou para água. Desta maneira, os sedimentos de fundo funcionam como um meio acumulador para as espécies e complexos químicos, tendo por isso, um papel importante na identificação, no controle das fontes e na distribuição de poluentes.

No intuito de avaliar o grau de contaminação dos sedimentos da baía de Guajará, foram feitas análises mineralógicas e químicas, nos sedimentos de fundo, em duas áreas distintas: na **Área 1**, localizada na margem direita da baía do Guajará, aproximadamente 2 km à N e 2 km à S da saída do canal do Una; e na **Área 2**, situada na porção sul do estuário Guajará. Essas amostras mostraram que esses sedimentos são constituídos de 75% de partículas finas (silte + argila) e 25% de areia. A fração fina é composta principalmente por argilominerais tipo caulinita, illita e esmectita, nas duas áreas. Além disso verificou-se que na Área 1 o carbono orgânico, apresenta um valor médio de 1,15%-Peso da amostra. O fósforo (expresso em P) atinge valores máximos de 816 mg/Kg, próximo ao canal do Una, e varia de 305 mg/Kg a 654 mg/Kg nas demais amostras. Essa variação demonstra claramente a influência dos efluentes domésticos no estuário, no que diz respeito aos teores de fósforo encontrados em sedimentos da orla. O nitrogênio total Kjeldahl apresenta valor médio de 0,12%. Quanto aos metais, verificou-se o seguinte: 1) o **chumbo** apresenta valores que variam de 31 a 50 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor foi de chumbo de 28 mg/Kg; 2) o **chromo** apresenta valores que variam de 56 a 76 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de chromo é de 9 mg/Kg; 3) o **níquel** apresenta valores que variam de 25 a 54 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de Ni é de 13 mg/Kg; 4) o **zinco** apresenta valores que variam de 58 a 84 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de zinco é de 34,5 mg/Kg; 5) o **cobre** apresenta valores que variam de 13 a 18

mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de cobre é de 9 mg/Kg; 6) o **manganês** apresenta valores que variam 283 a 466 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de manganês é de 294 mg/Kg; 7) o **ferro** apresenta valores que variam de 26.778 a 38.922 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de ferro é de 15.849 mg/Kg.

Na Área 2 o carbono orgânico apresenta um valor médio de 0,43 %-Peso da amostra. O valor médio da concentração de fósforo, expresso em mg/Kg de P, é de 495 mg/Kg, e o nitrogênio total Kjeldahl tem um valor médio de 0,1%. Em relação aos metais pesados tem-se o seguinte: 1) o **chumbo** apresenta valores que variam de 45 a 72 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor foi de chumbo de 14,83 mg/Kg; 2) o **romo** apresenta valores que variam de 14 a 53 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de cromo é de 5 mg/Kg; 3) o **níquel** apresenta valores que variam de 28 a 46 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de Ni é de 11 mg/Kg; 4) o **zinco** apresenta valores que variam de 22 a 43 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de zinco é de 24 mg/Kg; 5) o **cobre** apresenta valores que variam de 8 a 17 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de cobre é de 5 mg/Kg; 6) o **manganês** apresenta valores que variam 95 a 430 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de manganês é de 144 mg/Kg; 7) o **ferro** apresenta valores que variam de 9.629 a 21.969 mg/Kg na fração total e na fração biodisponível o teor de ferro é de 11.936 mg/Kg.

As amostras da área 1 (baía do Guajará) apresentaram concentrações maiores do que aquelas observadas na área 2 (porção sul do estuário guajarino), exceto o chumbo, que foi maior nas amostras da área 2. Quanto à distribuição espacial dos metais, foi possível observar que as amostras mais próximas a foz do canal do Una apresentam concentrações mais elevadas e que na medida em que nos afastamos essas concentrações se tornam menores.

ABSTRACT

In estuaries, during the mixture processes, the dissolved species don't stay totally in solution. Change reactions and complexation happen with the particulate species and, eventually with organisms. As a consequence, there is a removal and/or liberation of different chemical species to estuarine waters and/or bottom sediments. Thus, bottom sediments may work as sinks for chemical species and complexes, and may play an important role in the identification, in the control of the sources and in the distribution of pollutants.

With the objective of evaluating the degree of contamination of the sediments of the bay of Guajará, mineralogical and chemical analyses, of bottom sediments were done, in two different areas: in the Area 1, located in the right margin of the bay of Guajará, approximately 2 km to N and 2 km to S of the exit of the Una channel and in the Area 2, located at the south portion of the Guajará estuary. The analyses showed that bottom sediments are constituted of 75% of fine particles (silte + clay) and 25% of sand. The fine fraction is composed mainly by clay minerals: kaolinite, illite and smectite, in the two areas. Besides it was verified that in the Area 1 organic carbon, presents a medium value of 1.15%-weight of the sample. The phosphorus (expressed a P) reaches maximum values of 816 mg/Kg, close to the Una channel, and varies from 305 mg/Kg to 654 mg/Kg in the other samples. This variation clearly demonstrates the influence of the domestic effluents in the estuary, in respect to P concentrations found in sediments of the border. The total nitrogen Kjeldahl presents medium value of 0,12%. Metals, distribution were: 1) the **lead** presents values that vary from 31 to 50 mg/Kg in the total fraction and 28 mg/Kg in the bioavailable fraction; 2) the **chromium** presents values that vary of 56 to 76 mg/Kg in the total fraction and 9 mg/Kg in the bioavailable fraction; 3) the **nickel** presents values that vary of 25 to 54 mg/Kg in the total fraction and 13 mg/Kg in the bioavailable fraction; 4) the **zinc** presents values that vary of 58 to 84 mg/Kg in the total fraction and 34,5 mg/Kg in the bioavailable fraction; 5) the **copper** presents values that vary of 13 to 18 mg/Kg in the total fraction and 9 mg/Kg in the bioavailable fraction; 6) the **manganese** presents values that vary 283 to 466 mg/Kg in the total fraction and 294

mg/Kg in the bioavailable fraction; 7) the **iron** presents values that vary of 26.778 to 38.922 mg/Kg in the total fraction and 15.849 mg/Kg in the bioavailable fraction .

In Area 2 the organic carbon presents a medium value of 0,43% -weight of the sample. The medium value of the phosphorus concentration, expressed a mg/Kg of P, is 495 mg/Kg, and the total nitrogen Kjeldahl has a medium value of 0,1%. In relation to the heavy metals the following concentration were found: 1) the **lead** presents values that vary of 45 to 72 mg/Kg in the total fraction and 14,83 mg/Kg in the bioavailable fraction; 2) the **chromium** presents values that vary of 14 to 53 mg/Kg in the total fraction and 5 mg/Kg in the bioavailable fraction; 3) the **nickel** presents values that vary of 28 to 46 mg/Kg in the total fraction and 11 mg/Kg in the bioavailable fraction; 4) the **zinc** presents values that vary of 22 to 43 mg/Kg in the total fraction and 24 mg/Kg in the bioavailable fraction; 5) the **copper** presents values that vary of 8 to 17 mg/Kg in the total fraction and 5 mg/Kg in the bioavailable fraction; 6) the **manganese** presents values that vary 95 to 430 mg/Kg in the total fraction and 144 mg/Kg in the bioavailable fraction; 7) the **iron** presents values that vary of 9.629 to 21.969 mg/Kg in the total fraction and of 11.936 mg/Kg in the bioavailable fraction.

The samples of area 1 (bay of Guajará) presented larger concentrations than those observed in area 2 (south portion of the Guajara estuary), except for lead, that was larger in the samples of area 2. Higher concentrations were found in samples close to the mouth of the Una canal decreasing onwards

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, cerca de dois terços da população mundial vive direta ou indiretamente em contato com as regiões estuarinas e costeiras. No Brasil, mais da metade das capitais estão localizadas nessas áreas.

A cidade de Belém (PA), foi construída sobre uma península sedimentar estuarina de desembocadura amazônica (Pinheiro, 1987). A rede hidrográfica que caracteriza a região como uma península, equivale a cerca de 60% do território de Belém. Ela é formada por furos, baías, rios e igarapés, que drenam inclusive o centro urbano de Belém (Brasil, Departamento Nacional de Produção Mineral, 1982). Esta hidrografia faz parte do estuário Guajará, formado na confluência dos rios Acará e Guamá. Localizado em frente a parte noroeste de Belém e prolongando-se até próximo a ilha de Mosqueiro, o estuário vem sofrendo uma degradação ambiental que tem aumentado gradativamente devido ao acelerado processo de adensamento populacional e industrial do município de Belém.

A cidade é recortada por cerca de 30 Km de drenagens naturais, canalizadas ou não (Brasil, DNPM, 1982). Esses canais, que deságuam no rio Guamá e na baía do Guajará, compõem o sistema de drenagem da zona urbanizada de Belém e representam o principal corpo hídrico receptor da carga de poluentes produzidas pelas atividades econômicas e domésticas da cidade. A forma desorganizada de ocupação urbana e o crescimento demográfico criaram condições propícias de uma poluição caracterizada por uma falta geral de saneamento básico.

Os dados do IDESP(1990) mostram que os dejetos lançados no estuário Guajará são basicamente provenientes de:

- atividades portuárias;
- atividades da indústria da pesca, cerâmica, etc;
- serviços de abastecimento de combustíveis;
- atividades econômicas urbanas.

Os tipos de poluentes produzidos por estas atividades podem ser classificados de maneira geral em três grupos:

- sólidos, tais como lascas e serragens de madeira, restos de alimentos, borracha, carcaças de barcos e navios e embalagens diversas;
- químicos, tais como graxa, óleos, gasolina, metais pesados, resíduos da queima de combustíveis e da incineração de sólidos em geral;
- líquidos, tais como esgotos sanitários.

A preocupação com o ecossistema aquático que circunda Belém aparece em diversos meios, desde os populares até os governamentais, passando pelos acadêmicos, e, em geral, está relacionada à degradação ambiental que é a principal causa do desaparecimento de certas espécies de peixes e da redução drástica na população de organismos, entre eles alguns que são aproveitados economicamente como o caranguejo e moluscos em geral. Além disso, tem-se a constante ameaça de doenças de transmissão hídrica, através de praias e rios contaminados com microorganismos patogênicos.

É fato comprovado, no crescimento indiscriminado das cidades amazônicas, a insuficiência de infra-estrutura básica, a ocupação de áreas sujeitas a inundações, a poluição do meio ambiente, e a conseqüente diminuição da qualidade de vida da população. A cidade de Belém não foge à regra. O desenvolvimento urbano de Belém, concorreu para a ocupação desordenada do uso do solo, ao longo do rio Guamá e da baía do Guajará, principalmente após a década 50 (IDESP, 1990). O principal corpo receptor dos esgotos da rede oficial de Belém, que totaliza um volume diário de 18.294 m³/dia, é a baía do Guajará que o recebe *in natura* a partir da estação de bombeamento de esgotos do Una (Belém, COHAB, 1997). Diante de um quadro tão grotesco em termos de saneamento, desenvolveu-se um trabalho de pesquisa voltado ao entendimento do ciclo geoquímico de nutrientes como fósforo e nitrogênio, além do carbono orgânico, nos sedimentos de fundo, bem como a quantificação e distribuição de metais pesados (Pb, Cr, Zn, Ni e Cu) que são lançados na Baía do Guajará através da descarga do canal do Una.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1. LOCALIZAÇÃO

A área estudo está localizada na orla de Belém é enquadrada aproximadamente dentro dos paralelos $1^{\circ} 22'32''$ e $1^{\circ} 31'$ e dos meridianos $48^{\circ}30'24''$ e $48^{\circ}27' W$. As amostragens foram realizadas em duas áreas: Área1, que abrange a baía do Guajará e Área 2, localizada na parte sul do estuário(Figura 1).

2.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

A baía do Guajará faz parte do estuário do rio Amazonas e é formada na confluência dos rios Acará e Guamá. Está localizada em frente à parte noroeste da cidade de Belém e prolonga-se até próximo da ilha de Mosqueiro, onde se encontra com a Baía de Marajó, no rio Pará. Numerosas ilhas e canais compõem a margem esquerda da Baía do Guajará, sobressaindo-se a ilha das Onças, Jararaca, Mirim, Paquetá-Açu e Jutuba. Ao longo da margem direita segue-se a cidade de Belém e mais ao norte, separadas pelos furos do Maguary e das Marinhas, as ilhas do Outeiro e do Mosqueiro, respectivamente (Pinheiro, 1987).

Com relação aos canais que entrecortam estas ilhas, sobressaem-se por sua importância para a navegação regional, o Canal do Carnapijó, que é um prolongamento do rio Acará em direção ao rio Pará, o Canal de Cotijuba, posicionado nas imediações da ilha de mesmo nome e servindo de ligação entre a Baía de Guajará e o rio Pará e o Canal do Piramanha que atravessa a ilha das Onças desde confronto a Belém até o Canal do Carnapijó, em frente ao Furo do Arrozal.

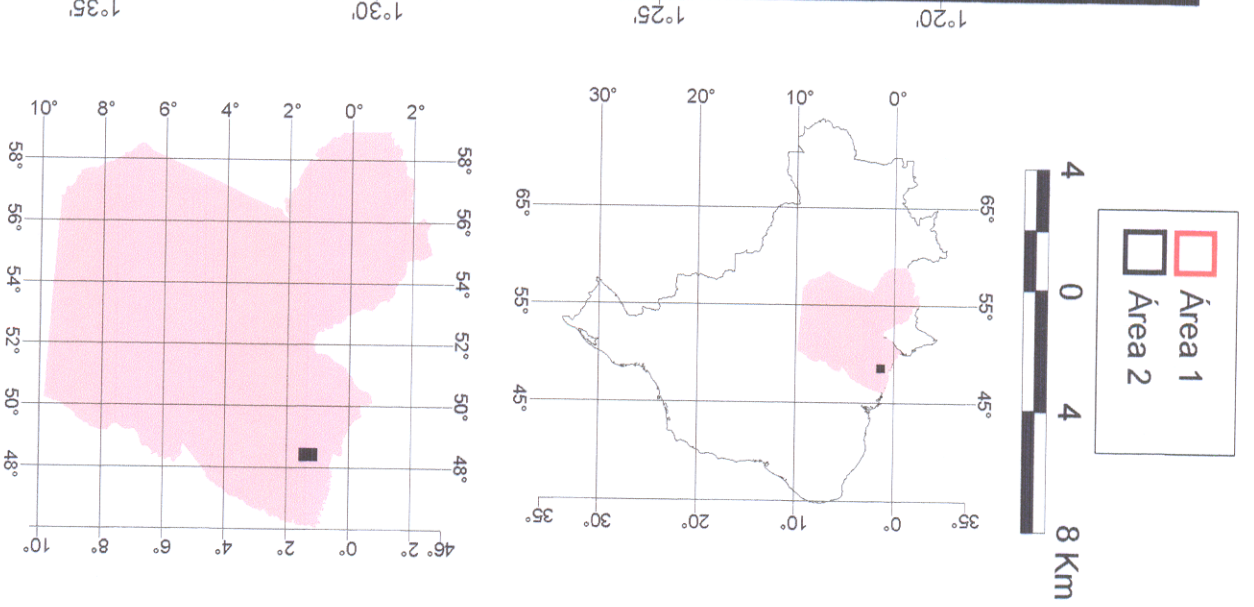
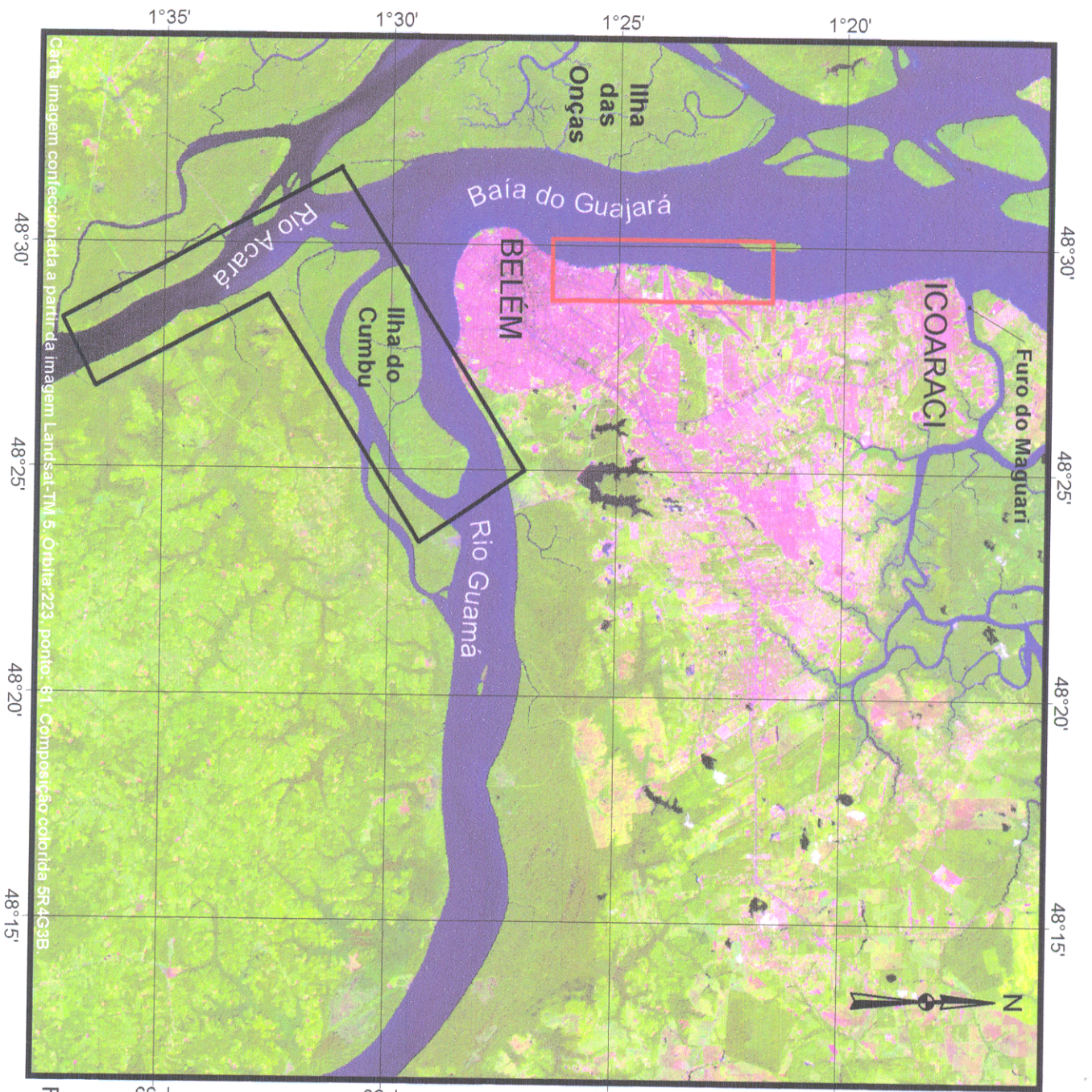


Figura 1: Mapa de localização das Áreas de estudo.

2.3. VEGETAÇÃO

Segundo Lima (1956) vegetação das margens estuarinas desempenha importante papel no contexto geomorfológico e hidrodinâmico do ambiente, onde, em conjunto com os fatores sedimentológicos, segue uma tendência de colmatção dos canais e regiões de várzea. A composição florística das margens depende fundamentalmente da relação entre o relevo e o regime das marés, estabelecendo-se assim um equilíbrio dinâmico. Pode-se distinguir, predominantemente, três tipos de vegetação:

a) **vegetação de várzea** (típica de área inundável, sob controle periódico das marés). Este tipo de vegetação domina cerca de 60% da área estudada e está intimamente relacionada aos processos de colmatção natural provocada pelas inundações nos períodos de enchente, em consequência da elevada concentração do material sólido em suspensão das águas estuarinas. Assim, é que pequenas variações morfológicas propiciam modificações apreciáveis neste tipo de vegetação. Em outras palavras, a composição florística da várzea depende fundamentalmente da relação entre o relevo e o regime de marés. Sendo assim, a vegetação de várzea pode ser vista como um indicativo seguro dos processos geológicos-hidrodinâmicos atuando dentro de uma reduzida e limitada escala de tempo e mesmo, de um estágio geomorfológico distinto pelo qual transita o relevo. Compõem este tipo de vegetação o mururé (*Eichhornia azurea* Kunth), o japuti (*Raphia taechigera* Mart) entre outras.

b) **vegetação de floresta densa** (associada aos terrenos mais elevados ditos de terra firme). A vegetação de floresta densa é caracterizada, principalmente, por uma maior diversidade de espécies com predominância das dicotiledôneas (Lima, 1956). Compondo este tipo vegetacional, destacam-se com mais frequência a andiroba (*Carapa guinensis* Aubl), o cacau (*Theobroma cacao* L.) e outras.

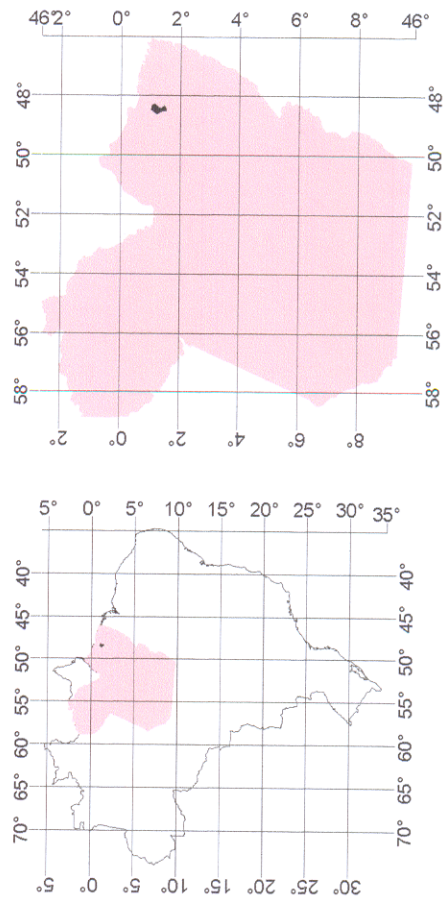
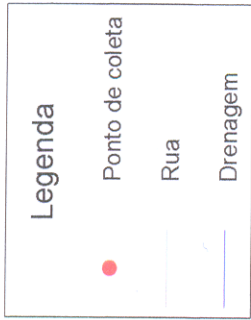
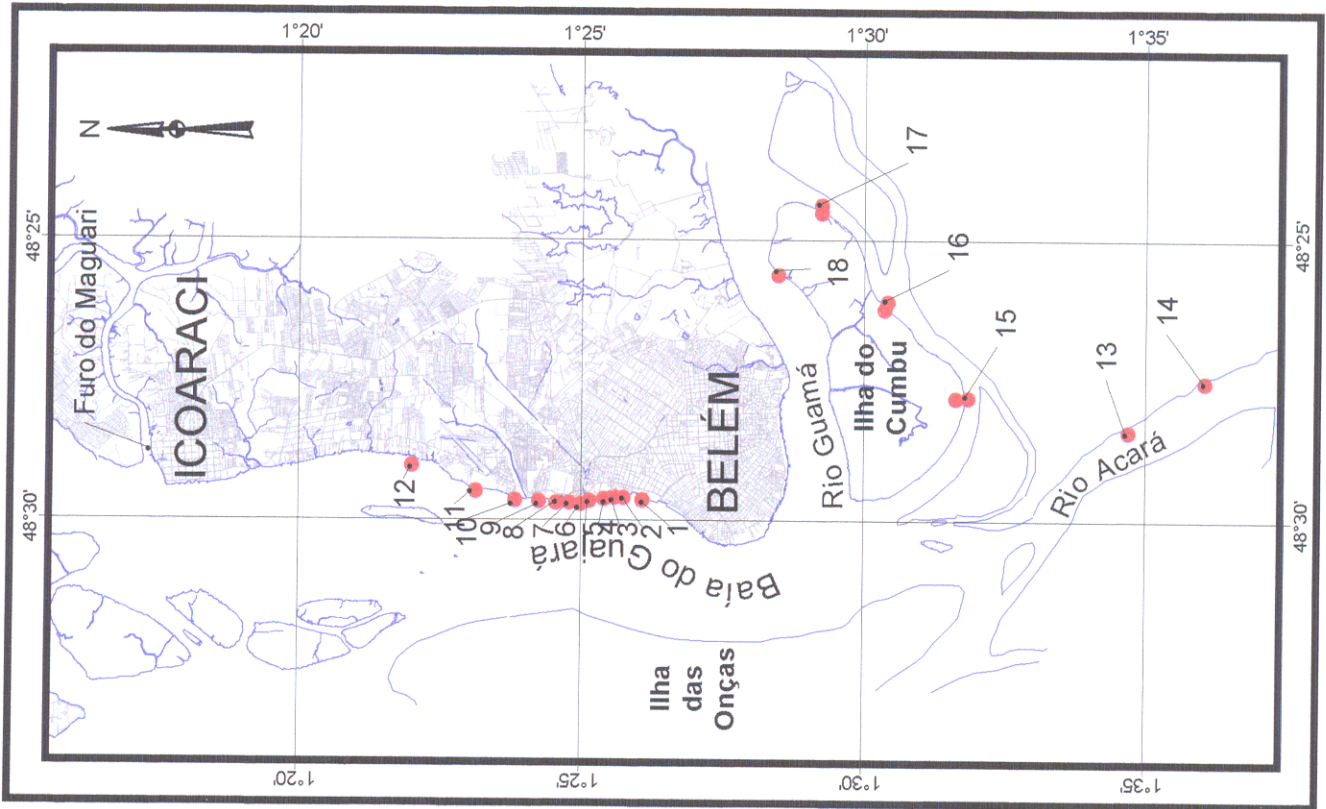


Figura 2: Mapa de localização dos pontos de amostragem (modificado de CODEM, 1998)

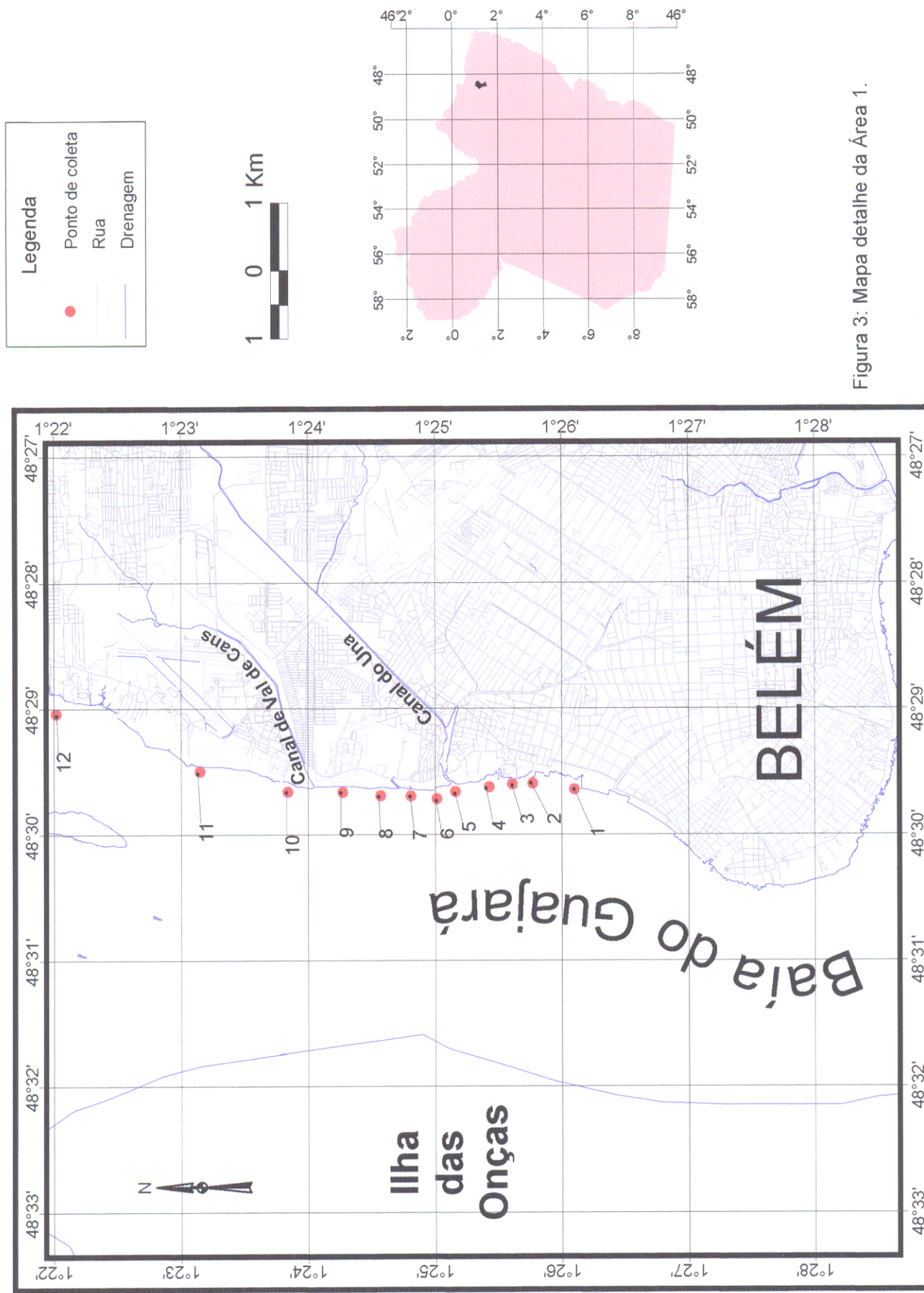


Figura 3: Mapa detalhe da Área 1.

c) **floresta secundária associada a áreas desmatadas** (ocupa uma apreciável distribuição na região). Este tipo de vegetação encontra-se em amplo desenvolvimento, especialmente nas adjacências dos sítios urbanos, onde a vegetação primária foi destruída. A presença abundante de ervas e arbustos heliófilos caracterizam esta floresta secundária que recebe a denominação popular de “Capoeira” e é representada pelo número reduzido de espécies como a imbaúba (*Cecropia* ssp) e o lacre (*Vismia* ssp).

2.4. CLIMA

A microregião onde está inserida a área estudada é caracterizada por uma marcante originalidade climática dentro da Amazônia (Penteado, 1968 *apud* Pinheiro, 1987). Sua posição geográfica, relativamente próxima do Oceano Atlântico, sua baixa altitude, relevo plano e sua vegetação arbórea densa, lhe conferem características bem distintas daquelas comuns à Região Amazônica no seu todo (Pinheiro, 1987).

Na área metropolitana de Belém, em particular, o clima se caracteriza por uma especial isoterminia com amplitudes térmicas menores que 2^o C. Entretanto, estes valores de amplitude são calculados com base nas temperaturas médias dos meses mais quentes e mais frios (Penteado¹ *apud* Pinheiro, 1987). Assim sendo, nas horas de maior insolação (turno vespertino) podem-se registrar temperaturas acima de 30^o C, enquanto que pela madrugada, a temperatura comumente baixa para 23-24^oC.

Quanto às condições atmosféricas, destaca-se o fato da região não apresentar meses secos bem definidos, além de não existir uma repartição muito uniforme das chuvas durante o ano. O que ocorre, na verdade, é uma sensível diminuição mensal das precipitações a partir do mês de junho, geralmente atingindo índices mínimos por volta de outubro e novembro (SUDAM, 1984 *apud* Pinheiro, 1987).

O regime das chuvas exerce uma grande influência sobre os rios da região, que por sua vez interferem particularmente no Estuário Guajará. No que diz respeito às chuvas locais, são comuns precipitações pluviométricas, ditas de convecção,

¹ PENTEADO, A. R. 1968. *Belém do Pará, estudos da geografia urbana*. Fac. De Filosofia, Ciências e Letras da USP. 183p. (Tese de Livre Docência). (Coleção Amazônica, Série José Veríssimo, 1).

trazidas pelos ventos NE sobre a Baía do Guajará e ilhas adjacentes enquanto que pouco mais para o interior do continente o sol brilha sem nenhuma interferência desta (Carvalho, 1917)

Em resumo, o clima da região estuarina do Guajará pode ser classificado como um clima quente úmido, sem inverno, com baixas amplitudes térmicas e sem estação seca muito bem definida.

2.5. HIDRODINÂMICA E SEDIMENTOLOGIA

O estuário Guajará representa um ambiente caracterizado por uma alta energia hidráulica, com fortes correntes tidais que interagem com a elevada energia fluvial dos rios Guamá e Acará. Em consequência disso não apenas a fisiografia como ainda o próprio relevo da calha estuarina está sujeito a modificações periódicas relativamente rápidas (Pinheiro, 1987).

A superfície da água na Baía de Guajará, mesmo em condições de ventos fracos, caracteriza-se como um sistema relativamente agitado, sobretudo pela ação das correntes de marés, com presença freqüente de ondulações irregulares, definindo claramente um regime de fluxo turbulento. Apesar da forte imposição das correntes de marés, as ondas geradas pelos ventos representam um importante agente na dinâmica do Estuário Guajará, as quais propiciam a mistura das águas e a ressuspensão praticamente constante dos sedimentos de fundo nos bancos e margens.

A hidrodinâmica do estuário Guajará o caracteriza como um sistema de padrão de circulação uniforme, que no período entre a preamar e baixa-mar tende a ser homogêneo e com baixas concentrações iônicas na superfície (Pinheiro, 1987). Neste sistema de elevada energia hidráulica, a dinâmica das águas, a sazonalidade e sobretudo a entrada da maré salina provocam alterações nas propriedades físico-químicas dessas águas e na concentração das partículas em suspensão (Cordeiro, 1987; Pinheiro, 1987).

A composição mineralógica do material em suspensão nas águas estuarinas assemelha-se àquela encontrada nos sedimentos pelíticos da calha estuarina,

ocorrendo caolinita, illita, esmectita, interestratificados de illita-esmectita, quartzo, além de traços de clorita.

Os sedimentos depositados no estuário Guajará são agrupados segundo a granulometria em duas fácies texturais: a **fácies lamosa** (argilas e siltes e suas misturas) distribuída nas regiões marginais do estuário e a **fácies arenosa** (areias e areias siltosas), que ocorre nos diversos bancos e preenchendo parcialmente os principais canais e todo o eixo central do rio Guamá (Pinheiro, 1987).

Ainda segundo Pinheiro (1987), os sedimentos da Formação Barreiras, assim como aqueles dos rios Guamá, Tocantins, Amazonas e Baía do Maranhão e até mesmo da cadeia Andina contribuem para a composição mineralógica daqueles depositados no estuário.

2.6. RIO GUAMÁ

O rio Guamá situado ao sul da cidade de Belém, constitui juntamente com o rio Moju as principais fontes de águas fluviais do estuário Guajará (Lima, 1956). A sua principal característica de suas águas é elevada turbidez que confere à mesma o aspecto barrento e coloração amarelo-esverdeada. A penetração da luz é pouca devido ao elevado conteúdo de material em suspensão (Ribeiro, 1992).

Segundo Sioli (1960), o rio Guamá traz das regiões de suas cabeceiras, nas suas águas, somente poucas quantidades de sedimento em suspensão. No seu baixo curso, porém, as marés empurram a água turva e barrenta do estuário Guajará (do rio Pará) para dentro do rio Guamá, e as suspensões contidas nessas águas serão parcialmente depositadas nas zonas laterais do "talweg" elaborado com bastante largura no terreno plano.

Esses sedimentos alóctones provém de regiões geológico-mineralogicamente diferentes, provavelmente dos cursos superiores do rio Amazonas, do sistema fluvial do rio Tocantins. Os processos de erosão verificados nas margens do rio Guamá, contribuem também para o enriquecimento desse material em suspensão.

Sioli (1953) *apud* Lima (1956) apresenta os seguintes resultados encontrados durante as marés de sizígia:

- Maré enchendo e cobrindo a várzea

matéria em suspensão seca a 110°C	0,7003 g/l
matéria em suspensão incinerada a 800°C	0,6560 g/l
perda pela incineração	0,0443 g/l
percentagem da perda pela incineração	6,33%, referente a matéria orgânica

- Maré vazando, saindo da várzea

matéria em suspensão seca a 110°C	0,6154 g/l
matéria em suspensão incinerada a 800°C	0,5749 g/l
perda pela incineração	0,0405 g/l
percentagem da perda pela incineração	6,58%, referente a matéria orgânica

Egler & Schwassmann² *apud* Braz (1985) propõem duas possibilidades para explicar a proveniência do material em suspensão no estuário guajarino: a) originado no baixo Guamá e colocado em suspensão pelo fluxo de entrada das águas de maré em seu curso; b) proveniente das margens deste rio quando estas são inundadas durante as marés altas. Admitem, também, que dificilmente o estuário guajarino pode ser considerado fonte de material em suspensão, a partir de enchentes nas suas margens, devido sua expressiva largura.

A vegetação das margens do rio Guamá pode distinguir-se em três tipos predominantes (Lima, 1956)

a) vegetação de várzea (trechos de floresta temporariamente inundáveis, sob controle periódico das marés);

b) vegetação de terra firme (terrenos situados fora do alcance das inundações);

² EGLER, W. & SCHWASSWANN, H. 1964. Estudos limnológicos no estuário do Amazonas. In: CONG. NAC. GEOL., 18., Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: SBG. v.180, p.287-289.

c) floresta secundária (associadas a áreas desmatadas, ocupando uma apreciável distribuição na região).

Segundo Lima (1956), a vegetação de várzea apresenta maior diversidade do que as de terra firme que estão diretamente relacionadas com o relevo, natureza do solo e com o regime de inundação. As várzeas muito baixas de formação recente, e que ainda se deixam inundar diariamente, representam a fase inicial da evolução.

3. POLUIÇÃO EM AMBIENTE ESTUARINO

Os estuários são ambientes marginais-marinhos caracterizados pelas flutuações hidrodinâmicas e a posição intermediária entre águas fluviais e águas marinhas. Nesse ambiente, as variáveis hidrodinâmicas imprimem gradientes nas propriedades físico-químicas das águas, tais como a salinidade, a composição iônica e dos elementos traços, pH, turbidez, assim como na concentração do material em suspensão, entre outras. No entanto, esses fatores diferem entre os diversos estuários (Clifton³ *apud* Nascimento, 1995).

Durante os processos de mistura nesse ambiente, as espécies dissolvidas não permanecem em solução. Reações de troca e de complexação ocorrem com as espécies particuladas em suspensão, como consequência, os elementos são removidos e liberados para a solução ou para os sedimentos de fundo (Salomons & Förstner, 1984). Desta maneira, os sedimentos de fundo funcionam como um meio acumulador para as espécies e complexos químicos, por isso possuem um papel importante na identificação, no controle das fontes e na distribuição dos poluentes.

Os estuários possuem uma importância histórica e contínua para o desenvolvimento das cidades. Na sua grande maioria, são onde estão localizadas as indústrias e portos de onde são comercializados os mais diversos tipos de produtos. Eles funcionam também como o destino final para efluentes domésticos e industriais,

³ CLIFTON, E. H. 1982. Estuarine deposits: sandstone depositional environments. In: SCHOLLE, P. A. & SPEARING, D. (ed.) *Sandstone depositional environments*. Tulsa, The American Association. p.179-190.

que muitas das vezes são lançados *in natura*, como é o caso da maioria das cidades brasileiras.

Os esgotos domésticos quando lançados sem nenhum tratamento prévio, além de causarem a poluição microbiológica, introduzem nos estuários grande quantidade de matéria orgânica, nutrientes e diversos poluentes. A fertilização desses ambientes por nitrogênio e fósforo, faz com que ocorra o fenômeno da eutrofização, como é o caso do estuário dos rios Anil e Bacanga, localizados na ilha de São Luís (MA), que apresentam sinais desse fenômeno (Melo, 1998).

O grande problema da poluição industrial nos estuários é a contaminação da flora, fauna e da população, por metais pesados. Os metais pesados não podem ser destruídos e são altamente reativos do ponto de vista químico. Quando são lançados na água como resíduos industriais podem ser absorvidos pelos tecidos animais e vegetais. O caso da poluição da baía de Minamata, no Japão, por mercúrio, ficou conhecido como o Mal de Minamata, doença causada pela ingestão de alimentos contaminados por mercúrio.

No dia 21 de abril de 1956, uma criança com disfunções do sistema nervoso, dá entrada no Hospital Shin Nihon Chisso. Logo em seguida, no dia 1^o de maio, quatro outros pacientes com sintomas similares aparecem no centro de Saúde Pública de Kumamoto. Esta última acabou sendo a data oficial da descoberta do Mal de Minamata. Naquele ano, um comitê especialmente designado para investigar a doença (de causas até então desconhecidas) reconheceu o mal em 56 pessoas. A investigação apontou pacientes das vizinhanças da baía de Minamata, cujas dietas eram centradas em peixes e frutos do mar. Foram encontrados cristais de compostos organo-mercuriais nos dejetos da indústria química Chisso. O mercúrio era despejado em um rio que desaguava no mar, o principal fornecedor de alimentos às comunidades da região. A fauna marinha foi intoxicada e, através da comida, o metal altamente tóxico chegou aos organismos humanos. As mortes e doenças conseqüentes da contaminação por mercúrio em Minamata, são exemplos da força tóxica do grupo de elementos químicos conhecidos como metais pesados. Além

disso, os metais contidos nos tecidos dos organismos vivos que habitam os mares acabam também se depositando, cedo ou tarde, nos sedimentos, representando um estoque permanente de contaminação para a flora e a fauna aquática.

4. METODOLOGIA

4.1. TRABALHO DE CAMPO

Os sedimentos de fundo foram coletados em pontos definidos ao longo da orla de Belém, com perfis longitudinais, tomando como ponto de referência à saída do canal do Una. A companhia de amostragem foi realizada no dia 16 dezembro de 1999, caracterizando o final do período seco.

Foram feitas amostragens de sedimentos de fundo nas ilhas que ficam em frente ao campus da UFPA, na parte sul do estuário, a fim de se obter amostras fora da influência direta dos despejos lançados na Baía do Guajará pelos canais de drenagem de Belém, para efeito de comparação.

As amostragens foram feitas com um coletor de aço (draga de Petersen). Os sedimentos de fundo foram obtidos nos 10 primeiros centímetros a partir da superfície. Durante as amostragens foram efetuadas medidas de pH e condutividade elétrica na água. Os equipamentos utilizados foram um pH-meter WTW modelo Profilab 597 e um condutivímetro HANNA, modelo HI 8633.

Em relação à distribuição dos pontos de amostragens foram escolhidas duas áreas distintas (Figura 2):

- **Área 1** - correspondente às amostras próximas a desembocadura do canal do Una e submetida à degradação ambiental mais intensa. Nessa área foi estabelecido um total de 12 pontos de amostragem, do ponto Una 1 até o ponto Una 12 (Figura 3);
- **Área 2** - corresponde às amostras coletadas mais ao sul e portanto mais afastadas da área de influência do canal do Una, preferencialmente na margem esquerda do rio Guamá. Essa área abrange 6 pontos: MJ13 e MJ14, coletados no

rio Acará; o ponto M15, no furo do Maracujá; e os pontos C16, C17 e C18 coletados na ilha do Cumbu.

As amostras de sedimentos foram armazenadas em sacos plásticos e protegidas da iluminação. No laboratório foram homogeneizadas e para impedir a continuidade das atividades biogeoquímicas, mantidas em a temperatura de -25°C até efetivação das análises.

Tabela 1. Descrição e localização dos pontos de amostragens da Área 1.

Ponto de Amostragem	Coordenadas Geográficas	Descrição do Local
Una 1	778854 E 9941224 N	Próximo à área de lazer com presença de lanchonetes e bares na orla
Una 2	778947 E 9841411 N	Em frente à empresa de Navegação SANAVE
Una 3	778879 E 9841836 N	Próximo ao porto da empresa JONASA
Una 4	778892 E 9842470 N	Presença de balças no local
Una 5	778827 E 9842956 N	Desembocadura do Canal do Una, água com cor escura e odor fétido
Una 6	778723 E 9843232 N	Área próxima à estaleiros e presença de navios de pesca abandonados
Una 7	778764 E 9843610 N	Desembocadura do Canal do Jacaré
Una 8	778770 E 9844044 N	Próximo ao depósito de óleo da PetroAmazon
Una 9	778820 E 9844595 N	Próximo ao terminal de desembarque de combustíveis
Una 10	778830 E 9845394 N	Local compreendido entre o porto da ENASA e o porto da Marinha
Una 11	779129 E 9846671 N	Próximo a Base Aérea
Una 12	779978 E 9848755 N	Em frente à fábrica da CERPASA

Tabela 2. Localização e descrição dos pontos de amostragens da Área 2.

Ponto de Amostragem	Coordenadas Geográficas	Descrição do Local
MJ13	781117 E 9825348 N	No rio Acará a montante da linha de transmissão de energia da Eletronorte
MJ14	782761 E 9822832 N	No rio Acará a jusante da linha de transmissão de energia da Eletronorte
M15	782207 E 9831003	Próximo à entrada do Furo do Maracujá, com presença de abundante vegetação nas margens
C16	785170 E 983334 N	Ponto coletado no Furo do Benedito e próximo à ilha do Cumbú
C17	788371 E 9835401 N	Local próximo ao pequeno povoado situado na ilha do Cumbú
C18	786309 E 9836810 N	Margem esquerda do Rio Guamá, em frente ao Campus da UFPA



Figura 4. Saída do canal do Una por onde é lançado o esgoto *in natura* a partir da estação de bombeamento.



Figura 5. Dispersão da carga contaminante lançados na baía do Guajará pelo canal do Una



Figura 6. Presença barcos abandonados e serrarias no ponto de amostragem Una 12



Figura 7. Fábrica de cerveja situada às margens da baía do Guajará.



Figura 8. Lixo doméstico e restos de madeira jogados diretamente nas margens da baía do Guajará, próximo ao Forte do Castelo.



Figura 9. Presença de grande quantidade de madeira dispostas às margens da baía do Guajará



Figura 10. Presença de uma balsa abandonada e lixo, caracterizando a degradação ambiental que vem sofendo a orla estuarina

4.2. TRABALHO DE LABORATÓRIO

As amostras foram primeiramente secas em estufa a 80⁰C, peneiradas (malha de 80 mesh) e desagregadas em gral de ágata para determinação dos parâmetros abaixo:

4.2.1. Matéria Orgânica

A determinação do percentual em matéria orgânica foi feita segundo a metodologia proposta por Loring & Rantala (1992). Pesou-se uma massa de 2-3 gramas da amostra em cadinho de porcelana, previamente calcinado em forno mufla a 550⁰C, levando-se em seguida para a mufla e 550⁰C durante 4 horas. Após esse tempo a amostra foi colocada em dessecador por no mínimo 1 hora e posteriormente pesadas para a determinação da matéria orgânica.

4.2.2. Percentagem de Finos

A determinação do percentual em matéria orgânica foi feita segundo a metodologia proposta por Loring & Rantala (1992). Uma amostra de 15 g foi transferida para um becker de 450 mL, adicionando 25 mL de H₂O₂ 5%, 50 mL de pirofosfato de sódio e 100 mL de água deionizada. A amostra foi deixada em repouso por dois dias, sendo feita a separação via úmida da fração areia (>0,062) . O material retido na peneira foi transferido para um becker de 50 mL (previamente seco em estufa a 110⁰C) e levado à estufa a 110⁰C por um dia. Após evaporação da água a amostra foi colocada em dessecador e em seguida por diferença de peso obteve-se a percentagem de finos da amostra.

4.2.3. Metais

Para determinação de metais foram utilizadas duas aberturas:

a) **abertura parcial** - em que se determinou a concentração dos metais adsorvidos pelos sedimentos segundo Loring & Rantala (1992). Para isso pesou-se 3 g da amostra, sendo este material lixiviado, sob agitação periódica durante 24 horas, com HNO₃ 5N na razão sólido/líquido equivalente a 3:20 (g/mL). O material foi então filtrado em papel quantitativo para balão de 50 mL de capacidade. A concentração

dos metais foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica num aparelho PERKIN-ELMER, modelo 3300.

b) **abertura total** – em que se determinou a concentração total dos metais presentes nos sedimentos. Esta concentração foi determinada através da digestão ácida da amostra com ácido concentrado HF + HClO₄ (10:1) em banho de areia. Após a digestão o material foi filtrado quantitativamente para balão de 50 mL. A concentração dos metais foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica no aparelho PERKIN-ELMER, modelo 3300.

4.2.4. Fósforo Total

O fósforo foi determinado por espectrofotometria de absorção na região do visível, pelo método azul de molibdênio, segundo Riley (1958):

- pesou-se cerca de 0,5 g da amostra (seca e peneirada) e submeteu-se a decomposição ácida em cadinho de teflon com ácido HF + HClO₄ 10:1;
- adicionou-se 10 ml de HCl 1:1 e transferiu-se cuidadosamente a amostra digerida para balão volumétrico de 100 ml com filtragem completando-se o volume com água deionizada;
- transferiu-se uma alíquota de 25 ml para um balão volumétrico de 50 ml e adicionou-se 20 ml da solução redutora (diluiu-se com água deionizada, uma mistura de 125 ml de H₂SO₄ 3N, 38 ml de molibdato de amônio e 60 ml da solução da solução de ácido ascórbico 0,1 M. Esta solução levemente esverdeada foi preparada imediatamente antes do uso), diluiu-se ao volume total com água deionizada e homogeneizou-se;
- deixou-se a solução em repouso por uma noite antes da medida da absorbância da solução e determinou-se o teor de fósforo (expresso em P₂O₅) por meio de uma curva de calibração.

O fósforo foi analisado num espectrofotômetro BECKMAN, modelo DU – 6, com comprimento de onda de 830 nm, em cubeta de 1 cm.

4.2.5. Carbono Orgânico

O princípio do método baseia-se na oxidação do carbono orgânico com dicromato de potássio em meio ácido (H_2SO_4 concentrado + K_2CrO_7 : 800 mL, 10 g). O excesso de dicromato (mistura oxidante) após oxidação é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal. A quantidade de carbono orgânico nos sedimentos foi determinada seguindo o método proposto por Gaudette *et al.* (1974) e modificado por Melo (1998).

- a) pesou-se 50 mg de amostra que foi transferida para um erlenmeyer de 125 mL;
- b) Adicionou-se 1 mL de H_3PO_4 concentrado e aqueceu-se a 100°C por 30 minutos;
- c) Após resfriamento, adicionou-se 10 mL da mistura oxidante e aqueceu-se a 100°C por 40 minutos;
- d) Deixou-se esfriar e adicionou-se 50 mL de água deionizada e duas gotas do indicador ferroína ;
- e) A titulação foi feita com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 N até o aparecimento da cor vermelho tijolo; e
- f) O cálculo para obtenção dos resultados foi feito através da equação:

$$\text{C.O.} = 300 (V_0 - V_1) / w \quad \text{onde:}$$

C.O. - carbono orgânico em percentagem

300 - fator de calibração

V_0 - volume (mL) da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na sua padronização contra 10 mL da mistura oxidante

V_1 - volume (mL) da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra

w - peso da amostra em gramas

4.2.6. Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN)

O nitrogênio orgânico foi determinado conforme procedimento descrito para o espectrômetro HACH, modelo DR 2010.

O método Nitrogênio Total Kjeldahl refere-se a combinação de nitrogênio amônia e nitrogênio orgânico composto de nitrogênio trinegativo. Estes compostos são convertidos em sais de amônio pela ação do ácido sulfúrico e do peróxido de

hidrogênio. Os sais de amônio somados a alguma amônia presente são então analisados pelo método Nessler modificado. O reagente estabilizador Mineral complexa o cálcio e o magnésio. O agente dispersante Álcool Polivinil ajuda na formação da cor amarela proveniente da reação do Reagente Nessler com os íons amônios. A cor se forma proporcionalmente a concentração de amônia presente na amostra.

- pesou-se cerca de 0,5 g da amostra e transferiu-se para o balão de digestão de 100 mL e acrescentou-se 5 mL de H_2SO_4 concentrado;
- procedeu-se a digestão a princípio lentamente e elevou-se o aquecimento até a temperatura atingir $440^{\circ} C$, quando o ácido entrou em ebulição, contou-se 5 minutos;
- após esse tempo adicionou-se lentamente 17 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 30% e desligou-se o digestor;
- esperou-se a amostra chegar a temperatura ambiente, corrigiu-se o pH para 4,0 e aferiu-se o balão para 100 mL com água deionizada e filtrou-se a amostra;
- transferiu-se 10 mL para uma proveta de 25 mL e completou-se volume até a marca dos 20 mL com água deionizada;
- adicionou-se três gotas do reagente Mineral Estabilizador agitando em seguida;
- adicionou-se três gotas do agente dispersante Álcool Polivinil agitando em seguida e completou-se o volume para 25 mL;
- adicionou-se 1 mL do Reagente Nessler e após 2 minutos fez-se a leitura no espectrômetro HACH, com comprimento de onda de 400 nm;

A concentração de nitrogênio foi determinada segundo equação abaixo:

$$N \text{ (ppm)} = (75xA)/(BXC) \text{ onde}$$

- A = mg/L lido no aparelho;
- B = peso em gramas da amostra;
- F = mL da amostra digerida

4.2.7. Composição Mineralógica

A caracterização mineralógica das amostras foi realizada através de lâminas orientadas de argila que foram submetidas a difração de raio-x segundo método proposto por Reynolds & Moore (1992). O aparelho utilizado na análise foi o difratômetro da marca Philips, modelo PW 1050, com monocromador de grafite e tubo anodo de cobre.

Para uma melhor identificação dos argilominerais, as amostras foram ainda saturadas numa atmosfera de etilenoglicol por 24 Horas, e posteriormente foram submetidas a um aquecimento a 550 °C por 3 horas. Após cada tratamento foi realizada uma nova Análise por difração de raios-x.

5. RESULTADOS e DISCUSSÃO

5.1. ÁGUA

O potencial de hidrogênio nas águas naturais se constitui num dos fatores ecológicos que age como controlador das atividades respiratórias dos animais e plantas e regulador dos principais processos metabólicos nos seres vivos (Santos, 1986).

No estuário Guajará sobressaem-se dois fatores controladores das variações do pH nas águas: o regime sazonal e os ciclos de marés (Pinheiro, 1987).

As amostras da baía do Guajará (Área 1) foram coletadas durante maré vazante e no final do período seco. Naquela ocasião o pH variou de 6,00 a 6,82 (Figura 11). Na Área 2 o pH foi ligeiramente mais ácido, tendo variado entre 4,50 e 6,32. Analisando a Figura 12, pode-se observar que os pontos mais sujeitos a influência das águas da baía do Guajará, são aqueles onde o pH mostra os maiores valores. O ponto MJ14 apresentou o menor valor de pH nessa área. Isto pode ser devido ao fato de que este ponto, é o mais afastado na área de influência da baía do Guajará e também devido ao fato dessas águas serem principalmente de origem

continental, cujos valores citados na literatura, são em geral mais ácidos (p.ex. pH das águas subterrâneas da Formação Barreiras têm em média 4,5).

A condutividade elétrica reflete a quantidade de eletrólitos da água, cuja concentração é controlada principalmente pelo tipo de rocha onde está implantada a bacia fluvial ou através da influência da água do mar nos estuários (Santos, 1986).

Nas amostras aqui estudadas a condutividade variou de 105 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 316 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na maré vazante, para a Área 1. O maior valor de condutividade foi registrado na saída do canal do Una (amostra UNA 5), em função da grande quantidade de eletrólitos constituintes dos efluentes que ali são lançados diariamente (Figura 13). A medida que os efluentes vão sendo diluídos, a condutividade vai diminuindo, tanto a montante quanto a jusante do canal, ficando próxima daqueles valores encontrados por Pinheiro (1987), cujo valor médio foi de 124,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Na Área 2 a condutividade elétrica variou muito pouco, entre 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no entanto, analisando a Figura 14 observa-se uma tendência dos valores da condutividade elétrica em aumentar na medida que se os pontos amostrados se aproximam das partes mais exteriores do estuário do Guajará, que são aquelas mais sujeitas a influência das águas da oceânicas.

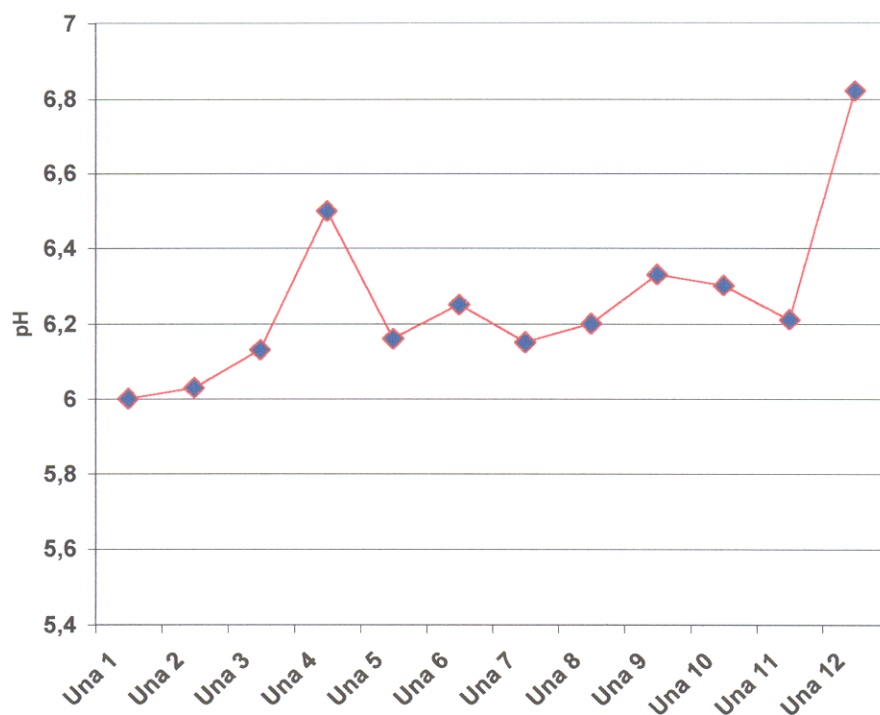


Figura 11 - Diagrama mostrando a distribuição dos valores de pH nas amostras da Área 1.

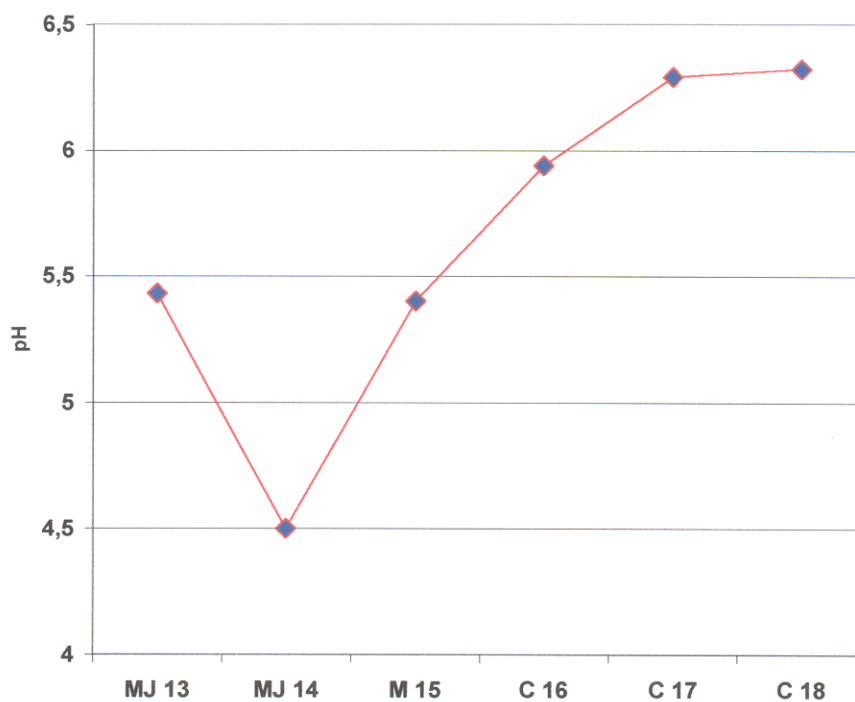


Figura 12. Diagrama mostrando a distribuição dos valores de pH nas amostras da Área 2.

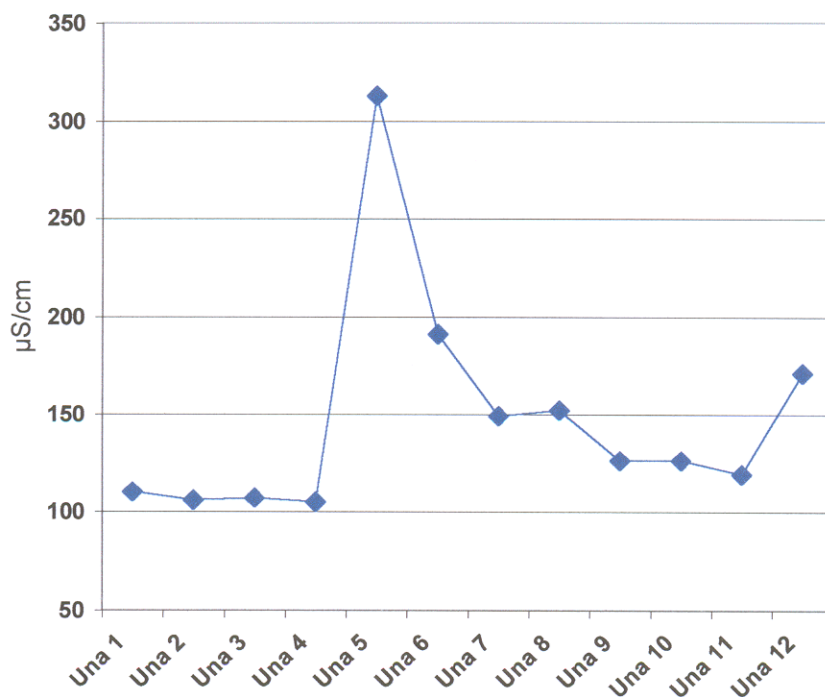


Figura 13. Diagrama mostrando a distribuição dos valores de condutividade elétrica nas amostras da Área 1.

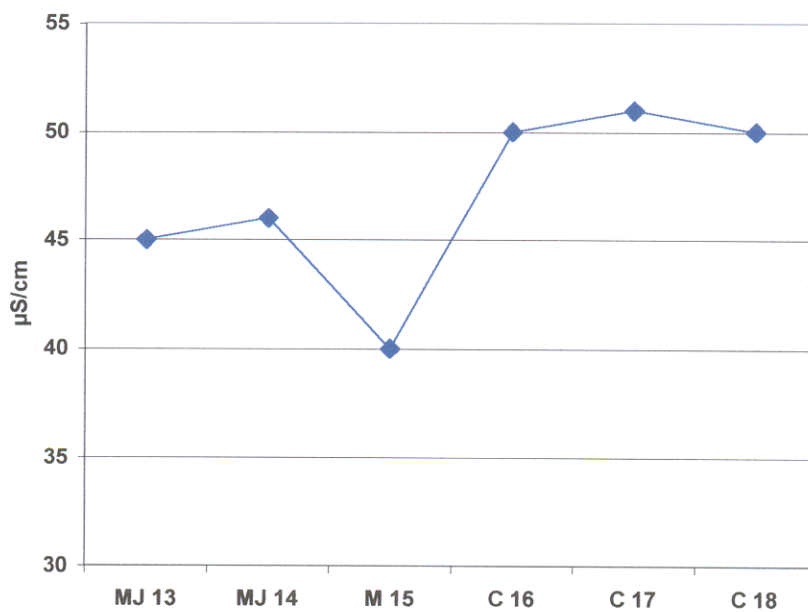


Figura 14. Diagrama mostrando a distribuição dos valores de condutividade elétrica nas amostras da Área 2.

5.2. SEDIMENTOS DE FUNDO

5.2.1. Composição Mineralógica

A região amazônica é rica em depósitos de argila de várzea. O deslocamento contínuo de sedimentos transportados pelos grandes rios (Amazonas, Tocantins, Tapajós, Xingú, entre muitos outros), forma depósitos regulares ao longo das margens dos rios, “furos” e igarapés (Lima et al., 1983).

As argilas são partículas com tamanho inferior a 2 μm , constituídas de quartzo, óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês e principalmente de argilominerais (Velde, 1995).

A formação dos argilominerais envolve principalmente alterações hidrotermais, intemperismo e diagênese. Na decomposição por intemperismo (ação de água da chuva, águas em movimento e gás carbônico) com temperaturas próximas à do ambiente, os silicatos ferromagnesianos, por exemplo, se decompõem inicialmente, seguindo-se os feldspatos e depois as micas. Se a movimentação da água é restrita, os silicatos ferromagnesianos dão origem à montmorillonita ou argilominerais de camadas mistas (Velde, 1995). Se, por outro lado, a drenagem é fácil, então a tendência dos minerais ferromagnesianos é formar os hidróxidos de alumínio e ferro, enquanto que os feldspatos podem dar origem à halloisita (ou mistura de caolinita e halloisita) e hidróxido de alumínio (Millot, 1964 *apud* Lima et al., 1983).

Na área de estudo as amostras coletadas apresentaram semelhanças entre si, mostrando a mesma natureza mineralógica. A interpretação dos difratogramas das amostras ao natural, saturadas em atmosfera de etilenoglicol e secas a 550 °C, sugere a seguinte paragênese mineral: caolinita, illita e esmectita (Figura 15). As lâminas secas à temperatura ambiente (normal) apresentaram reflexões a 7,1 Å e 3,57 Å, o que sugere a presença da caolinita; uma reflexão basal à 14,0 e outra a 3,75 Å que sugere a presença de esmectita, e reflexões a 10 Å, 5,0 Å e 3,3 Å, que sugerem a presença da illita.

Quando submetidas ao tratamento com etilenoglicol (Figura 15) observa-se um deslocamento da reflexão a 14,7 Å para 17 Å, o que está em conformidade com as propriedades expansivas da esmectitas (Brow, 1972; Reynolds & Moore, 1992).

As demais reflexões observadas não apresentaram mudanças, o que, de certa forma dão mais um indicativo da presença da illita e da caolinita.

Os difratogramas das amostras submetidas a um aquecimento a 550 °C (figura x) mostram o desaparecimento das reflexões a 14,7 Å, 7,1 Å e 3,6 Å e o aumento da intensidade das reflexões à 10,1 Å e 5,0 Å, o que confirma a destruição do reticulado cristalino da caolinita, intensificando os picos da illita e deslocando o pico da esmectita de 14,7 Å para 10,1 Å, e conseqüentemente confirmam a paragênese illita, caolinita e esmectita (Brow, 1972; Reynolds & Moore, 1992).

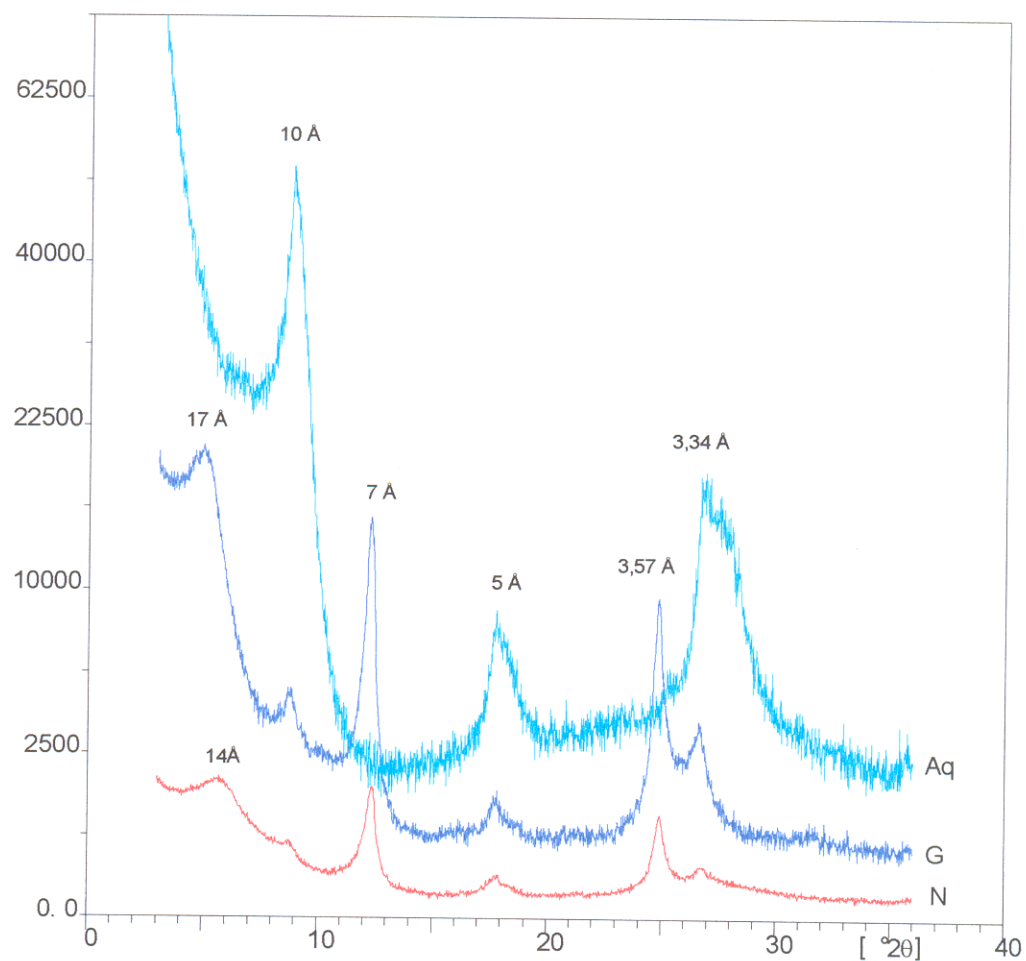


Figura 15. Difratograma de raio-x para a amostra UNA 5 normal (N), glicolada (G) e aquecida (Aq).

5.2.2. Metais Pesados

Os metais traços são transportados ao longo do ciclo hidrológico desde a primeira ocorrência de água em estado líquido. A água é o agente químico fundamental para o intemperismo, bem como o meio para o transporte de elementos traços.

A Figura 16 apresenta esquematicamente o movimento dos elementos traços ao longo do ciclo hidrológico. O círculo exterior representa o transporte de partículas, e o círculo interior o movimento de metais traços solúveis e as interações com as partículas. Finalmente, o centro representa a atmosfera e sua influência com todas as partes do ciclo hidrológico (Salomons & Förstner, 1984). Ao longo do caminho do continente para os oceanos, os metais traços estão sujeitos a um grande número de processos. Durante o transporte, mudanças ambientais afetam a distribuição das fases dissolvidas e particuladas. Partículas de metais traços podem acumular-se em lagos ou em sistemas de rios. Entretanto, isto não significa que aqueles metais não possam ser removidos do sistema. Os sedimentos agem como um reservatório e as mudanças nas condições ambientais podem causar uma remobilização desses metais acumulados (Salomons & Förstner, 1984).

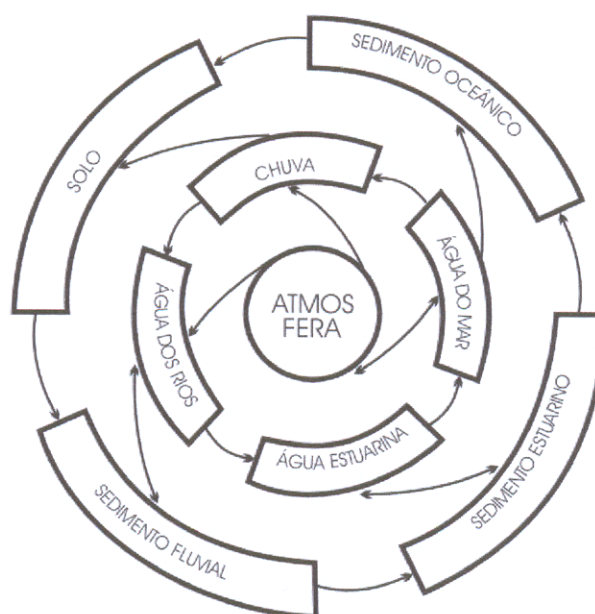


Figura 16. Movimento dos elementos traços no ciclo hidrológico (Salomons & Förstner, 1984).

As fontes para metais traços são (1) intemperismo geológico, (2) processamento industrial de minérios e metais, (3) o uso de metais e de componentes metálicos, (4) lixiviação de metais de lixo e depósitos de resíduos sólidos, (5) excrementos de animais e de seres humanos que contém metais pesados (Förstner & Wittmann, 1983).

Historicamente a taxa de emissão de metais traços para a atmosfera tem sido baixa devido a sua baixa volatilidade. Entretanto, com o advento dos processos de alta temperatura, como a fundição e queima de combustíveis fósseis, a taxa de emissão de alguns metais tem aumentado substancialmente. Esta substituição do controle natural pelo controle antropogênico representa uma perturbação significativa no ciclo dos metais.

O desmatamento, a construção pelo homem de portos profundos e represas, afetam a taxa do transporte de partículas de metais traços. A acidificação de águas continentais e solos e a introdução dos agentes complexantes (ex. NTA) nos sistemas naturais, bem como a eutroficação, afetam o comportamento dos metais traços e causam perturbações no caminho natural dos rios para os oceanos.

O comportamento dos metais nos sistemas aquáticos é altamente complexo devido a um largo número de possíveis interações com outros componentes do sistema e condições de não equilíbrio. A precipitação direta de compostos de metais tem lugar quando há mudanças no pH, no potencial de oxidação, ou nas concentrações das substâncias que podem precipitar. Esta precipitação pode ocorrer ainda, pela interação de águas com sólidos, misturas com outras águas, e perda ou adição de gases. Os principais tipos de precipitação segundo (Salomons & Förstner, 1984) são:

- a) oxidação – óxidos de manganês e ferro ou enxofre nativo precipitam pela oxidação de soluções redutoras;
- b) redução – U, V, Cu, Se e Ag precipitam como metais ou óxidos de baixa valência pela redução de águas oxidadas e usualmente esse tipo de precipitação é causada pelo encontro com matéria orgânica ou mistura com águas redutoras ou gases;

- c) precipitação de sulfeto – Fe, Cu, Ag, Zn, Pb, Hg, Ni, Co, As e Mo são precipitados como sulfetos pela redução de águas oxidadas sulfatadas, usualmente pela ação da bactéria redutora de sulfato;
- d) sulfato-carbonato – Ba, Sr e Ca precipitam pelo aumento de sulfato ou carbonato como um resultado da mistura de águas, da oxidação de sulfeto, ou ainda da passagem para dentro das rochas carbonáticas;
- e) alcalina – Ca, Mg, Sr, Mn. Fe, Cu, Zn, Pb, Cd e outros elementos precipitam pelo aumento do pH, normalmente causado pela interação de águas ácidas com rochas ricas em silicatos ou carbonatos ou mistura com águas alcalinas;
- f) adsorvido – adsorção ou co-precipitação de íons nos óxidos de Fe e Mn, argilas e matéria orgânica. Os cátions dos metais de transição e aqueles com altas valências tendem a ser mais fortemente adsorvidos que os ânions e cátions de baixa valência.

A remobilização de metais pesados tanto de matéria em suspensão como sedimentos é potencialmente perigosa, tanto para o sistema aquático, quanto para o sistema de distribuição de água potável (Förstner & Wittmann, 1983). Ainda segundo esses autores, a remobilização é causada principalmente por quatro tipo de transformações químicas na água: 1) elevação da concentração de sal, 2) mudanças nas condições redox, 3) queda dos níveis de pH e 4) aumento no uso de agentes complexantes tanto naturais quanto sintéticos. Outros processos também devem ser levados em consideração, tais como, as transformações bioquímicas por meio das quais os metais pesados são transferidos dos sedimentos para os animais e as plantas. Nesse processo, o metal entra na cadeia alimentar e pode se enriquecer em determinados organismos. O despejo de efluentes domésticos sem tratamento prévio, é , nesse caso particularmente perigoso. Segundo Förstner & Wittmann (1983) o *input* global de metais pesados e o seu enriquecimento potencial, a longo prazo, na biosfera é bem visível quando se observa o índice de tecnologia, no qual o consumo anual de minérios é relacionado ao conteúdo normal em rochas (valores em 5×10^7)

Mn	= Fe	<Ni	<Cr	<Zn	<Cu	= Ag	<Hg	= Pb	<Au	<Cd
1	1	2	4	10	20	20	30	30	60	140

Esses valores mostram que para elementos particularmente críticos, como o mercúrio, o chumbo e o cádmio, é esperada uma influência substancial do meio ambiente global, ao contrário do ferro e manganês.

Os metais pesados não são distribuídos de forma homogênea nas frações granulométricas de diferentes tamanhos, e há em geral uma grande diferença na concentração total do metal nos sedimentos de uma mesma localidade. A fração onde há maior concentração de metais pesados é a fração $< 63 \mu\text{m}$ (Salomons & Förstner, 1984).

Segundo Förstner & Wittmann (1983) a lixiviação dos sedimentos com reagentes que não ataquem significativamente a matriz cristalina, tem sido empregada na identificação de fontes de poluição e também na estimativa das concentrações de metal na fração móvel potencialmente disponível para o ciclo biogeoquímico. Ainda segundo os autores, a fração móvel dos elementos está normalmente adsorvida ao material particulado, precipitada ou co-precipitada junto ao sedimento e organicamente complexada. Os metais pesados de origem antropogênica são fixados nos sedimentos por componentes responsáveis por estas ligações, tais como argilas, oxi-hidróxi de Fe, Mn e Al, carbonatos e matérias orgânicas.

Neste trabalho considerou-se apenas a fração móvel, uma vez que a fração cristalina (fração residual) fortemente presa ao retículo cristalino de minerais, pode ser considerada quimicamente inerte (Calmano & Förstner, 1983). Essa fração residual normalmente não é solubilizável por processo físico-químicos comuns, em escala de tempo não geológico. Sendo assim a concentração residual de cada metal é conservativa, pois sua quantidade por unidade de peso de sedimento em uma fonte específica não está sujeita a variações químicas no tempo durante o transporte ou deposição.

5.2.2.1. Ferro e Manganês

O ferro é um elemento metálico de cor cinza-azulada e é um elemento largamente distribuído em rochas e solos. Nos sedimentos, ocorre na forma ferrosa em polissulfetos (pirita e marcassita), carbonatos (siderítica e na magnesita) e oxihidróxidos (HEM, 1970). Ele é amplamente usado em veículos, estruturas metálicas, parafusos, aço, entre outros.

O manganês é abundante na crosta terrestre e em geral está associado ao minério de ferro. O maior uso deste metal é na fabricação de aço, com a finalidade de aumentar sua dureza.

As características químicas do ferro e do manganês são bastante semelhantes, e, em soluções com baixo potencial de oxirredução e baixo pH, os dois são estáveis na forma de íons bivalentes (Krauskopf, 1972).

O manganês apresenta estados de oxidação, 3^+ e 4^+ , enquanto que o ferro apresenta somente o estado de oxidação 3^+ . Ambos formam carbonatos, sulfetos e silicatos que são facilmente oxidados nas condições superficiais, formando óxidos e hidróxidos insolúveis. A oxidação dos compostos de manganês exige maiores potenciais do que os de ferro; o MnS é mais solúvel que o FeS (Krauskopf, 1972).

Os íons de ferro e manganês entram no sistema aquático a partir da água superficial e subterrânea. Nas águas subterrâneas eles ocorrem no estado de oxidação reduzido na forma de $Mn(II)$ e $Fe(II)$, porém em águas superficiais, na presença de oxigênio dissolvido e pH neutro ou levemente alcalino, o $Fe(II)$ e $Mn(II)$ são oxidados para as formas insolúveis $Fe_2O_3 \cdot (H_2O)_x$ e MnO_x (Förstner & Wittmann, 1983).

Segundo Fernandes *et al.*⁴ *apud* Ribeiro (1992), o Mn^{+4} e Fe^{3+} ao serem reduzidos para Fe^{2+} e Mn^{2+} , em sedimentos de características redutoras, migram através da água intersticial para o meio aquático. Caso as condições ali encontradas sejam também redutoras, eles permanecem, caso contrário tornam a oxidar,

⁴ FERNANDES, H. M.; AZEVEDO, H. L. P. de; BARCELLOS NETO, C. de C. 1987. Investigação da poluição do Arroio Pavuna, Rio de Janeiro, por metais pesados, através do uso do sedimento como parâmetro geoquímico. In: CONGR. BRAS. GEOQ., 1., Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: SBGQ. v.2, p.171-183.

precipitando na camada superior do sedimento, ou permanecem em solução associados a partículas, principalmente nas frações correspondentes aos oxidróxidos de Fe e Mn (Förstner & Wittmann, 1983).

No ciclo do Fe e Mn as bactérias participam de duas maneiras: 1) oxidando estes elementos e 2) metabolizando a matéria orgânica complexada ao ferro e ao manganês, precipitando-os. Essas bactérias são muito freqüentes em ambientes ricos em compostos húmicos.

Nas amostras aqui estudadas as maiores concentrações de ferro total foram observadas na Área 1 (Figura 17), ou seja, na área com maior influência antropogênica. Neste local, a concentração média de Ferro total foi de 32.499 mg/Kg. O ponto Una 5 foi aquele que apresentou o maior teor de Fe (38.92 mg/Kg) e o ponto Una 4 aquele que apresentou o menor teor (26.78mg/Kg). A fração remobilizável (15.85 mg/Kg) nesta área corresponde a 48,8% da concentração total de ferro. Observa-se ainda que o ferro apresenta uma distribuição regular em relação aos pontos a montante e a jusante da saída do Canal do Una (ponto Una 5), tanto para concentração total quanto para fração remobilizável.

Em relação à Área 2, que é a área menos afetada pelo lançamento de esgoto, os teores de ferro foram menores, ficando o valor médio em 17.028 mg/Kg. O ponto MJ13 (Figura 18) foi aquele onde se encontrou o menor teor de ferro (9.629 mg/Kg) e no ponto M15 foi aquele em que se obteve o maior teor (21.969 mg/Kg). No entanto, a fração remobilizável (média de 11.94 mg/Kg), nessa área, corresponde a 70,1% da concentração total de ferro nos sedimentos. Pode-se notar ainda que há uma tendência da concentração de ferro aumentar, na medida em que nos aproximamos dos pontos mais próximos da influência antropogênica (M15, C16, C17 e C18).

Na Área 1 a concentração média de manganês total foi de 372 mg/Kg. O maior concentração de manganês foi observado no ponto Una 9 (466 mg/Kg) e o menor valor foi observado no ponto Una 5 (283mg/Kg) (Figura 19). Isso indica que o manganês se deposita tanto a montante quanto à jusante da saída do Canal do Una. A fração remobilizável (294 mg/Kg) corresponde a 79 % da concentração total nas amostras de sedimento.

Observando-se a distribuição de Mn na Área 2, pôde-se notar que a concentração total aumentou na medida que foi se aproximando da área mais afetada pelo esgoto. O ponto C17 apresentou maior concentração de Mn (430 mg/Kg) e o ponto MJ13 a menor concentração (95 mg/Kg). O valor médio de Mn nessa área foi de 214 mg/Kg. Na Figura 20 é possível observar que há uma tendência do teor de manganês em aumentar, na medida que se aproxima dos pontos mais sujeitos à influência antropogênica, como já foi observado para o ferro. A fração remobilizável (144 mg/Kg) corresponde a 67,4% da concentração total. Comparando-se as percentagens da fração remobilizável para o ferro e manganês, podemos dizer o manganês foi o metal mais móvel

O manganês apresentou correlações positivas com Fe ($r = 0,80$), com o Zn ($r = 0,78$); Ca ($r = 0,82$); Ni ($r = 0,810$) e Matéria Orgânica ($r = 0,90$) (Figuras 21, 22, 23, 24 e 25).

Lee (1975) considera que os óxidos de ferro e manganês são os mais importantes agentes ligantes de metais pesados em solos e em ambientes aquáticos. Isto pode ser comprovado observando-se as correlações, obtidas neste trabalho, entre o ferro e o manganês com os outros metais.

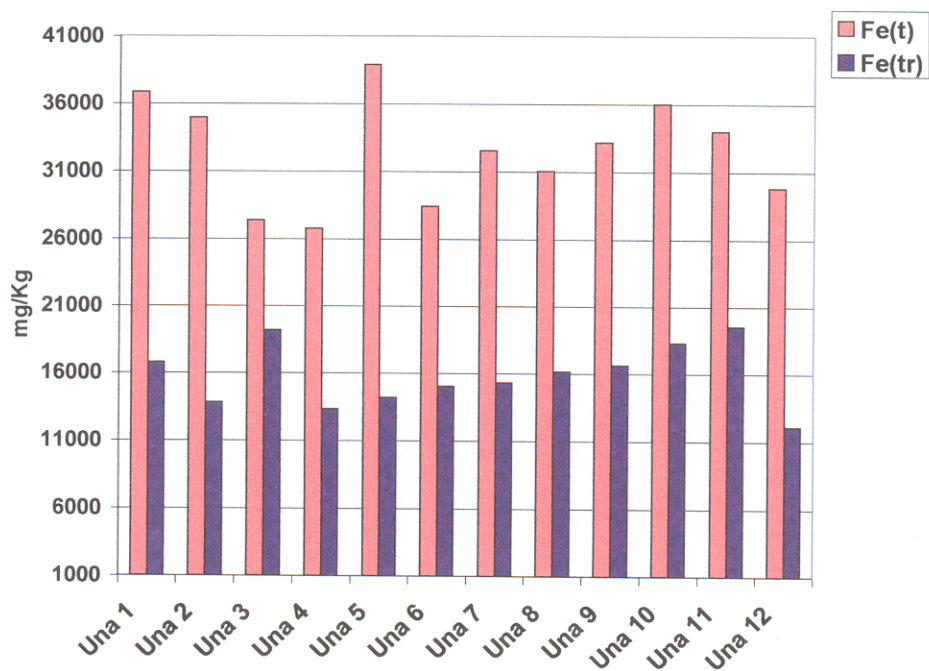


Figura 17. Diagrama mostrando a distribuição de ferro na fração total e na fração remobilizável das amostras da Área 1. Fe (t) = fração total e Fe(tr) = fração remobilizável.

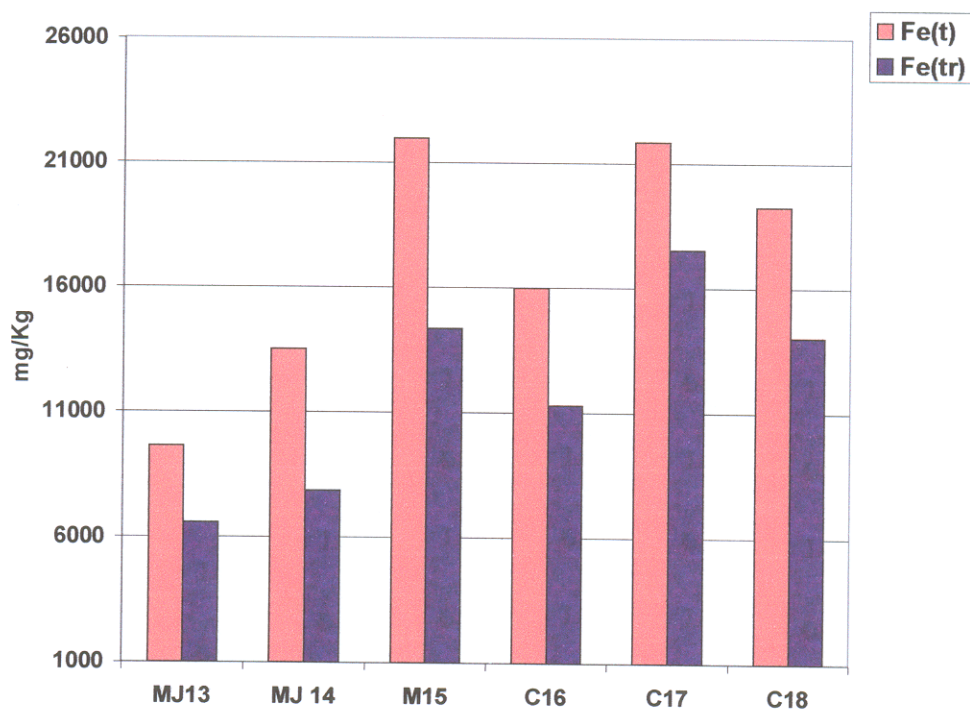


Figura 18. Diagrama mostrando a distribuição de ferro na fração total e na fração remobilizável das amostras da Área 2.

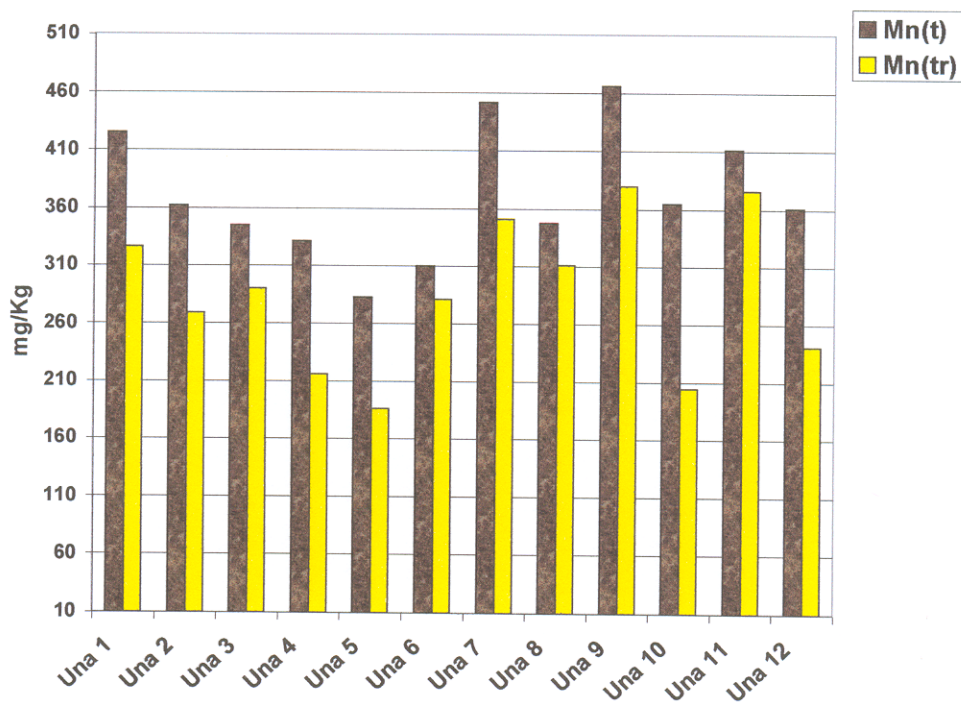


Figura 19. Diagrama mostrando a distribuição de manganês na fração total e na fração remobilizável das amostras da Área 1. Mn (t) = fração total e Mn(tr) = fração remobilizável.

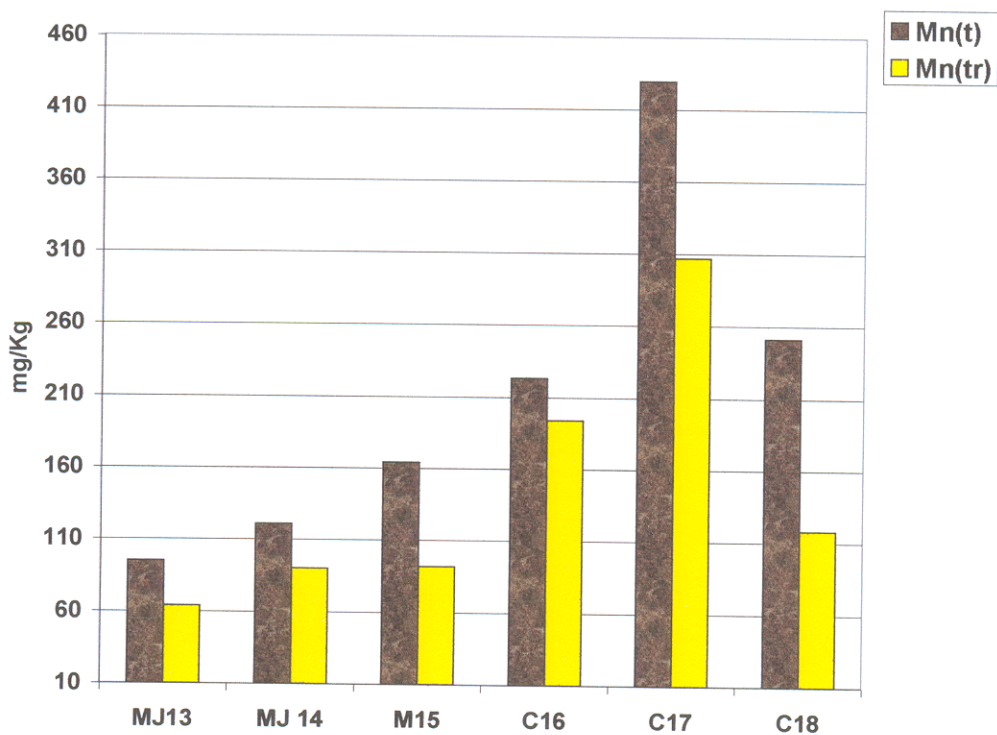


Figura 20. Diagrama mostrando a distribuição de manganês na fração total e na fração remobilizável das amostras da Área 2.

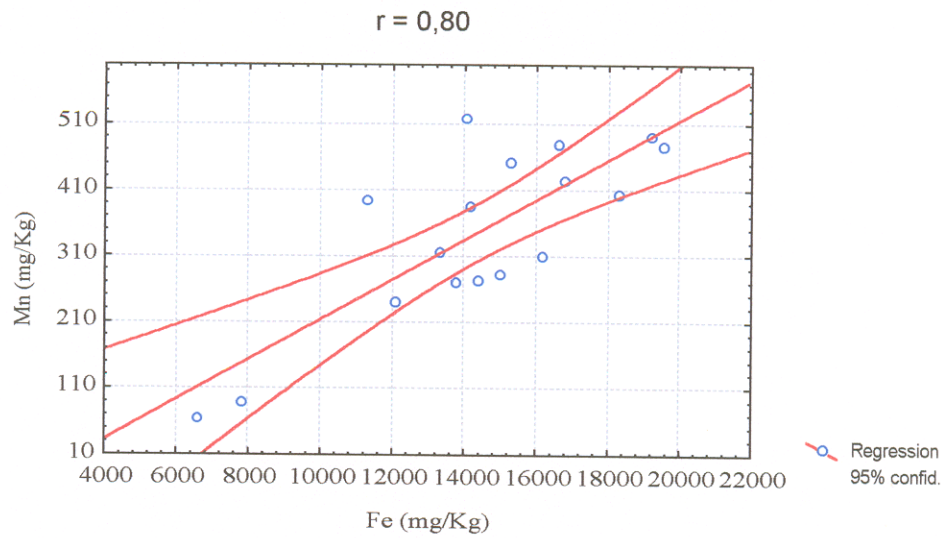


Figura 21. Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e ferro. Valores em mg/kg.

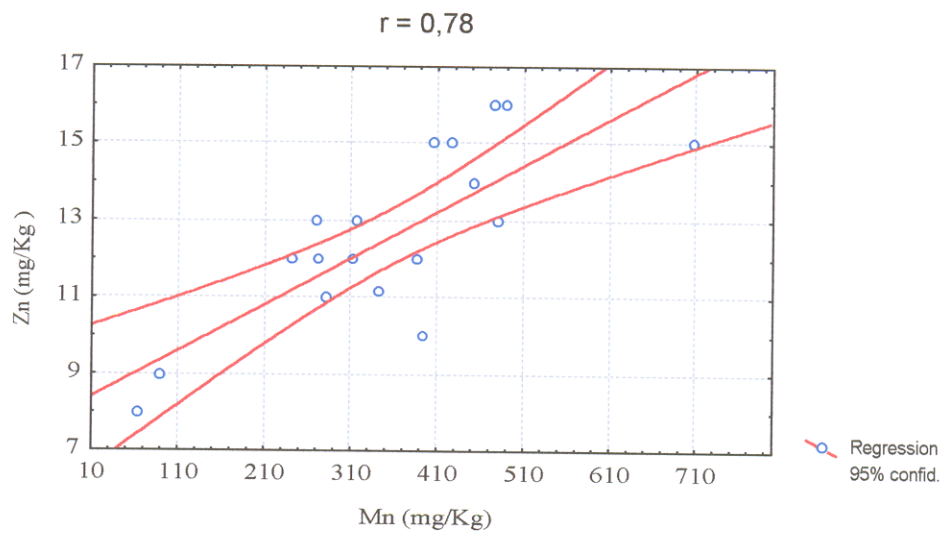


Figura 22. Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e zinco. Valores em mg/Kg.

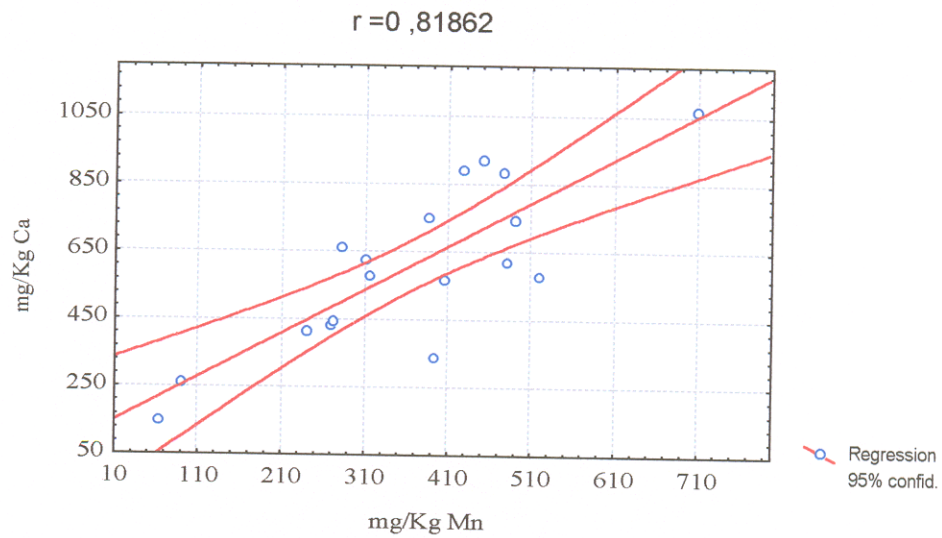


Figura 23. Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e cálcio. Valores em mg/Kg.

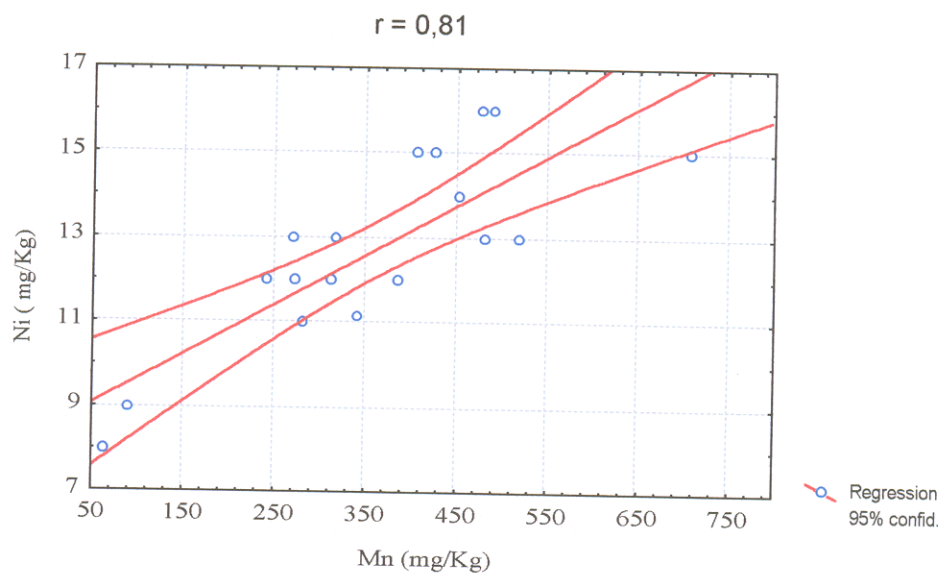


Figura 24. Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e níquel. Valores em mg/Kg.

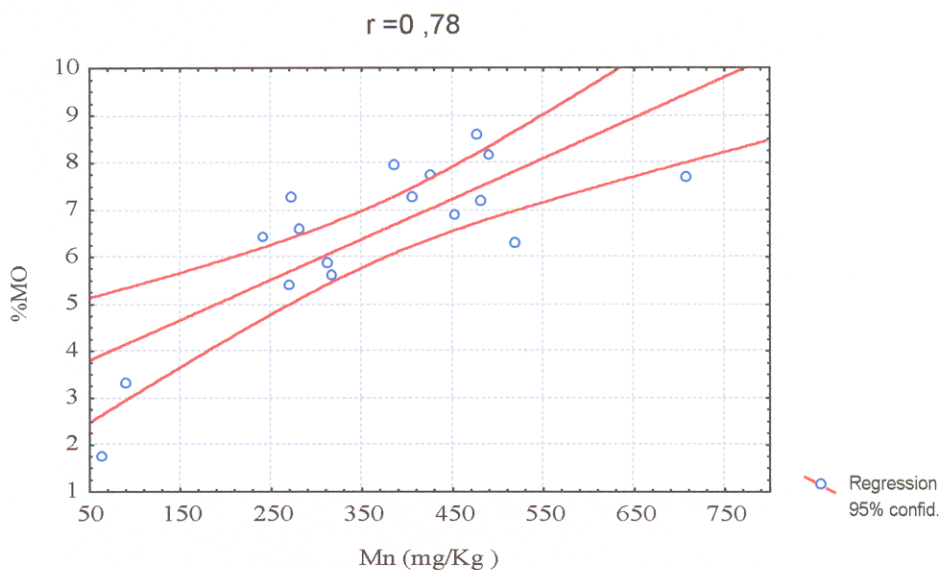


Figura 25. Diagrama mostrando a correlação entre o manganês e matéria orgânica. Valores em mg/Kg.

5.2.2.2. Cobre

O cobre é largamente distribuído na natureza no seu estado elementar. Ocorre também associado a sulfetos, arsenatos, cloretos e carbonatos. Os complexos de cobre nos estados de oxidação +1, +2, e +3 são conhecidos, entretanto o Cu^{+2} é o mais comum (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Em ambientes aquáticos, o cobre pode existir na forma particulada, coloidal e solúvel. A fase dissolvida pode conter tanto cobre livre quanto cobre complexado com ligantes orgânicos e inorgânicos. As espécies de cobre em águas naturais é determinada através de suas características físico-químicas, hidroquímicas e pelo estado biológico da água.

Cerca de 40% a 60% de cobre total, em estuários e águas costeiras, está associado com o material coloidal na forma inorgânica e orgânica (Batley & Gardner, 1978). Segundo Nriagu & Cooker (1980) o cobre é sorvido rapidamente nos sedimentos, resultando em altos níveis residuais. A média da sorção varia com o tipo de argila/sedimento, pH, competição de cátions na presença de ligantes e óxidos de ferro e manganês. A desorção do cobre dos sedimentos para a massa de água

depende do pH, da salinidade e da presença natural ou sintética de agentes quelantes (Ribeiro, 1992).

O cobre é altamente tóxico para a maioria das plantas aquáticas, no caso dos peixes ele é mais tóxico nos de água doce do que qualquer outro metal pesado exceto o mercúrio (Moore & Ramamoorthy, 1984). Para o homem, o cobre é um potente veneno para as hemáceas, danificando suas membranas celulares e inibindo uma grande variedade de enzimas. O envenenamento por ingestão de sais de cobre, por exemplo o $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, provoca náuseas, vômito, taquicardia e sede muito forte (Louria, 1984).

Para as amostras aqui estudadas o cobre apresentou uma distribuição regular na Área 1 (Figura 26). O valor médio da concentração total de cobre foi 16 mg/Kg, a maior concentração foi observada no ponto Una 10 (19 mg/Kg) e a menor no ponto Una 8 (13 mg/Kg). A fração remobilizável (9 mg/Kg) corresponde a 57,4% da concentração total de cobre nas amostras dessa área, ou seja, a maior parte do cobre encontra-se na fração biodisponível.

Na Área 2, o teor médio da concentração total de cobre foi de 13 mg/Kg. O ponto C17 foi aquele que apresentou a maior concentração (17 mg/Kg), e o ponto MJ13 a menor (8 mg/Kg) (Figura 27). Diante disso, pode-se afirmar que um dos pontos mais afastado da influência antropogênica é aquele que apresenta as menores concentrações de cobre (Figura 2, mapa de localização dos pontos). Nessa área a fração remobilizável (5 mg/Kg) representa 41,33% da concentração total de Cu.

Os elementos que apresentaram correlações positivas com o cobre na fração remobilizável foram o Fe ($r = 0,90$); K ($r = 0,92$); Mg ($r = 0,89$), além da matéria orgânica ($r = 0,88$) (Figuras 28, 29, 30, e 31). Isto mostra esse metal encontra-se associado aos oxi-hidróxidos de ferro, com a matéria orgânica, e, também adsorvido aos argilominerais. Este comportamento é similar para a maioria dos metais pesados, (Gibbs (1977), Förstner & Wittmann (1983), Salomons & Förstner (1984), entre outros).

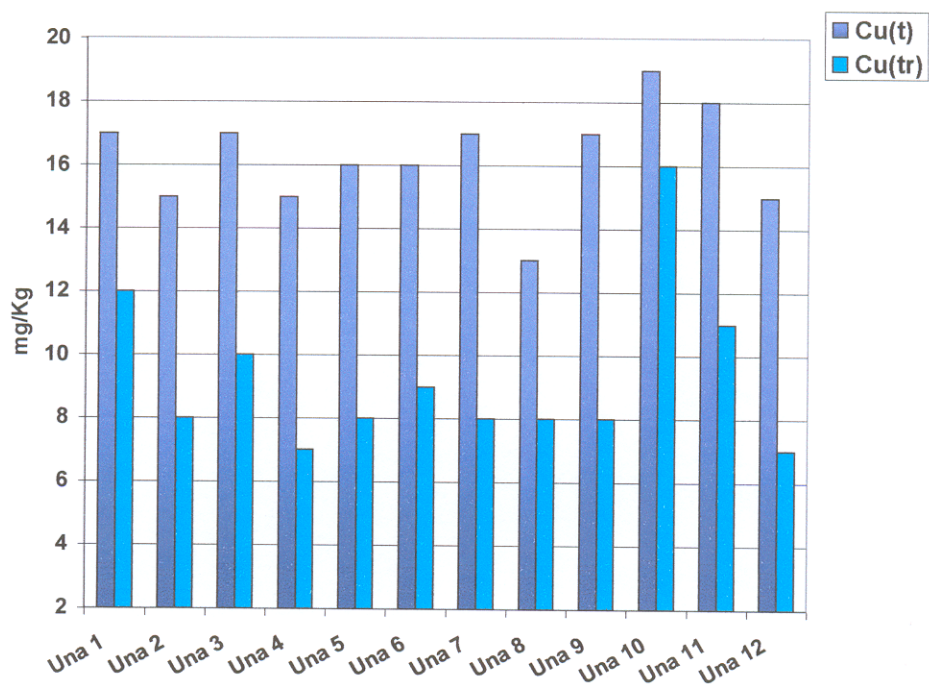


Figura 26. Diagrama mostrando a distribuição de cobre na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 1. Cu (t) = fração total e Cu (tr) = fração remobilizável

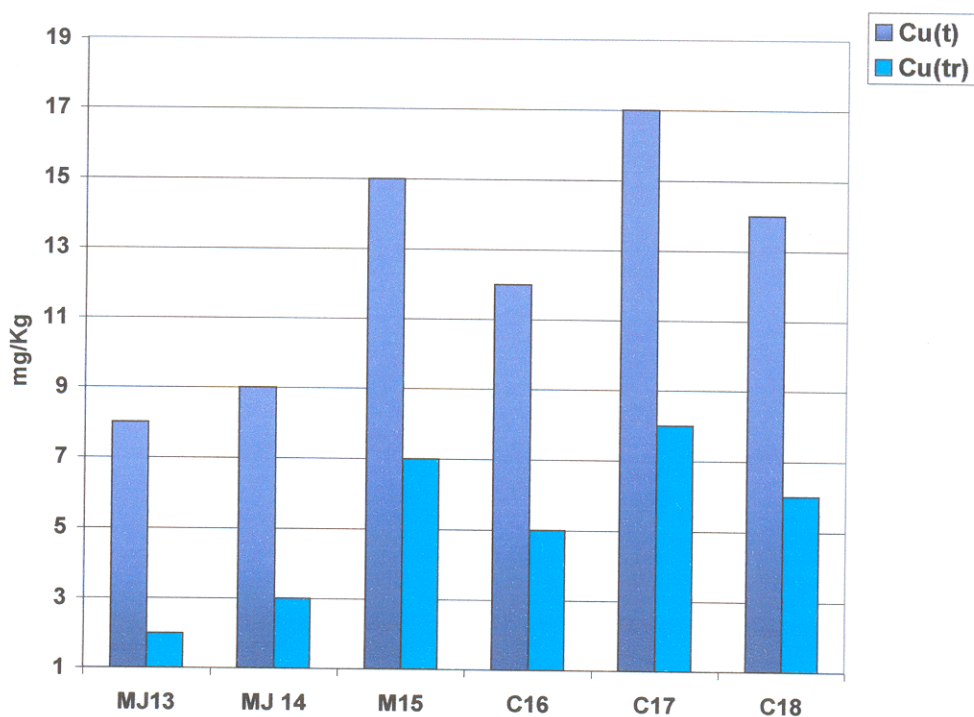


Figura 27. Diagrama mostrando a distribuição de cobre na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 2.

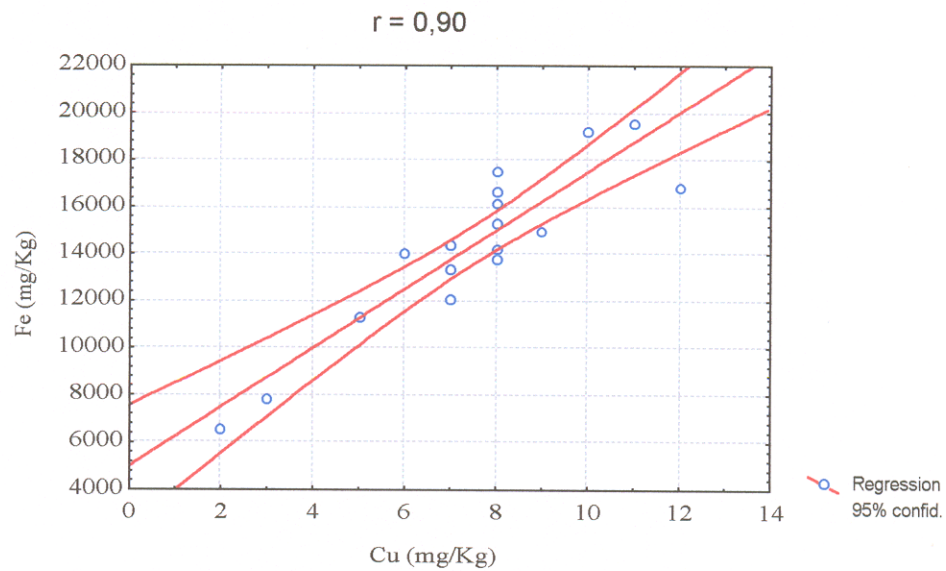


Figura 28. Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e ferro. Valores em mg/Kg.

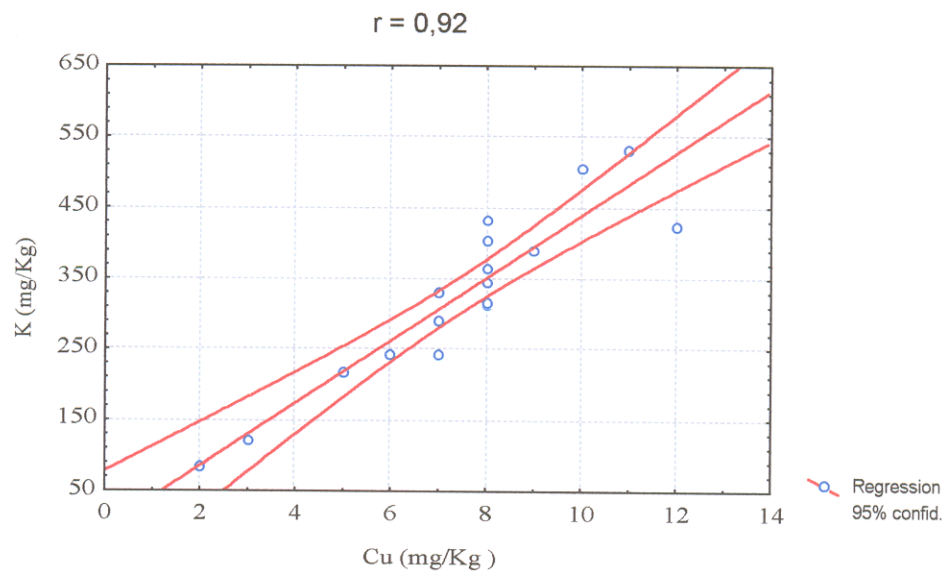


Figura 29. Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e potássio. Valores em mg/Kg.

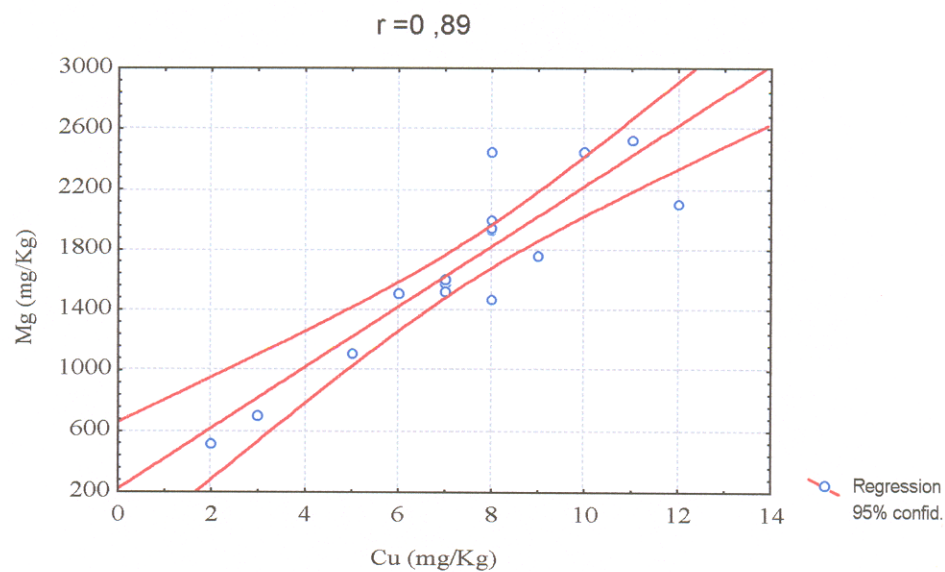


Figura 30. Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e magnésio. Valores em mg/Kg.

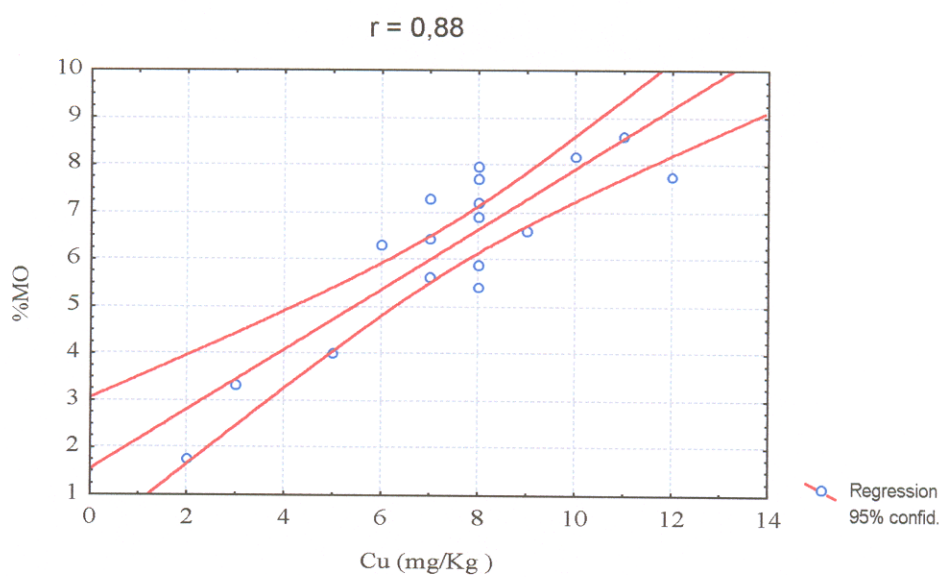


Figura 31. Diagrama mostrando a correlação entre o cobre e matéria orgânica. Valores em mg/Kg.

5.2.2.3. Zinco

O zinco é relativamente raro na natureza, no entanto tem uma longa história de uso, devido as suas propriedades químicas e metalúrgicas. Seu maior uso está na galvanização do ferro e de produtos de aço, seguido das ligas à base de zinco empregado na indústria automobilística. O estado oxidativo do zinco é exclusivamente +2 (Adriano, 1986).

O zinco assemelha-se aos metais de transição na sua capacidade de formar complexos, particularmente com a amônia, amina, íons haleto e cianetos (Moore & Ramamoorthy, 1984). Ainda segundo esses autores ele pode formar complexos tanto com bases fortes (doadoras de oxigênio) como com bases fracas (doadores de enxôfre), devido a sua condição intermediária entre aceptores fracos e fortes na sua interação química com ligantes.

Os óxidos de ferro e manganês possuem a habilidade para retirar o zinco da solução. A matéria orgânica tem um efeito indireto na solubilidade do zinco, uma vez que há compostos de zinco temporariamente imobilizados por bicarbonatos, hidróxidos e ligantes orgânicos originados da decomposição de resíduos orgânicos. A interação de zinco em fertilizantes é crítica para a solubilidade desse elemento traço, uma vez que ele forma complexos com N e P [ex. ZnNO_3^+ , $\text{Zn}(\text{NO})_2^0$, $\text{ZnH}_2\text{PO}_4^+$, ZnHPO_4^0 , etc.].

As maiores concentrações de zinco foram observadas na Área 1 (Figura 32). A maior concentração foi encontrada no ponto Una 3 (84 mg/Kg) e a menor no ponto Una 5 (58 mg/Kg). Visto que o ponto Una 5 representa a saída do canal do Una, e, por onde é lançado o esgoto in natura, na baía do Guajará; podemos dizer que o zinco não se acumula neste ponto, depositando-se ao longo das margens da baía. Nessa área o valor médio da concentração total de zinco foi de 74 mg/Kg. A fração remobilizável (34,5 mg/Kg) corresponde a 46,8% deste valor, mostrando que a maior parte do zinco encontra-se na fração residual nesse ambiente (figura 32).

Na área 2 a concentração média total de zinco foi de 33 mg/Kg. O maior teor de Zn foi observado nos pontos M15 e C17 (43 mg/Kg), e o menor no ponto M14 (22 mg/Kg) Em relação a fração remobilizável (24 mg/Kg), esta corresponde a 23,8% do zinco total encontrado nessa área.

Analisando-se a Figura 33, pode-se afirmar que o zinco segue a mesma tendência que os metais até aqui estudados, ou seja, na Área 2, a medida que se aproxima dos pontos sujeitos a maior influência antropogênica, a sua concentração nos sedimentos aumenta.

O zinco apresentou na fração remobilizável uma alta correlação com o Fe ($r = 0,94$) (Figura 34), que provavelmente é devido ao fato de que o zinco é um metal que tem facilidade para formar colóides. Além disso, o ferro é um poderoso co-precipitante de metais pesados.

O zinco pode estar ainda associado aos argilominerais devido a correlações significativas com o Mg ($r = 0,89$), K ($r = 0,88$), como mostram as Figuras 35 e 36. A matéria orgânica também apresentou uma boa correlação com o zinco ($r = 0,86$) (Figura 37).

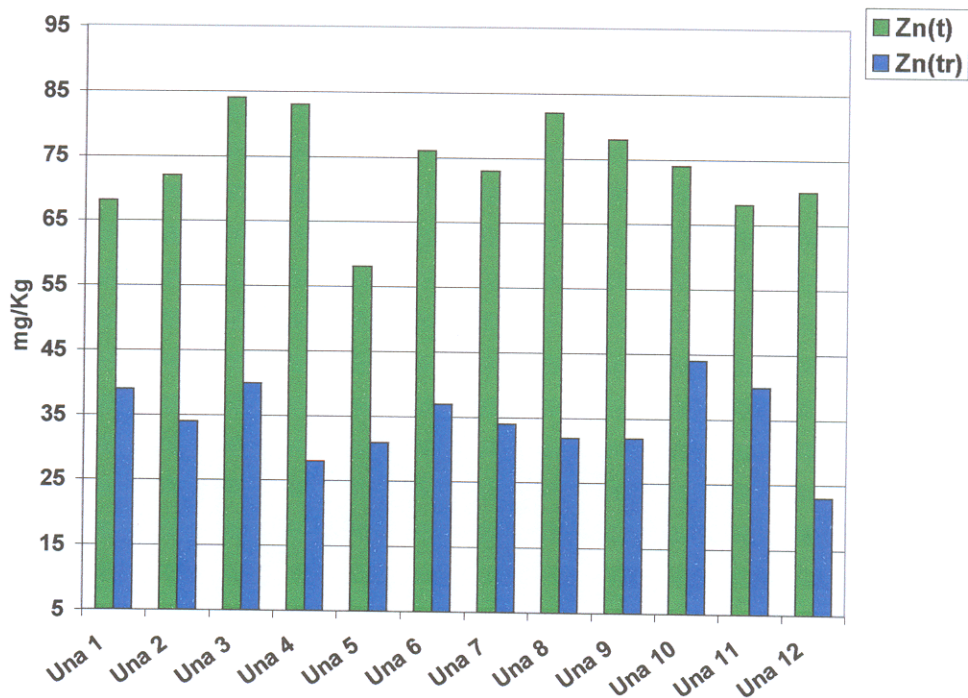


Figura 32. Diagrama mostrando a distribuição de zinco na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 1. Zn (t) = fração total e Zn (tr) = fração remobilizável.

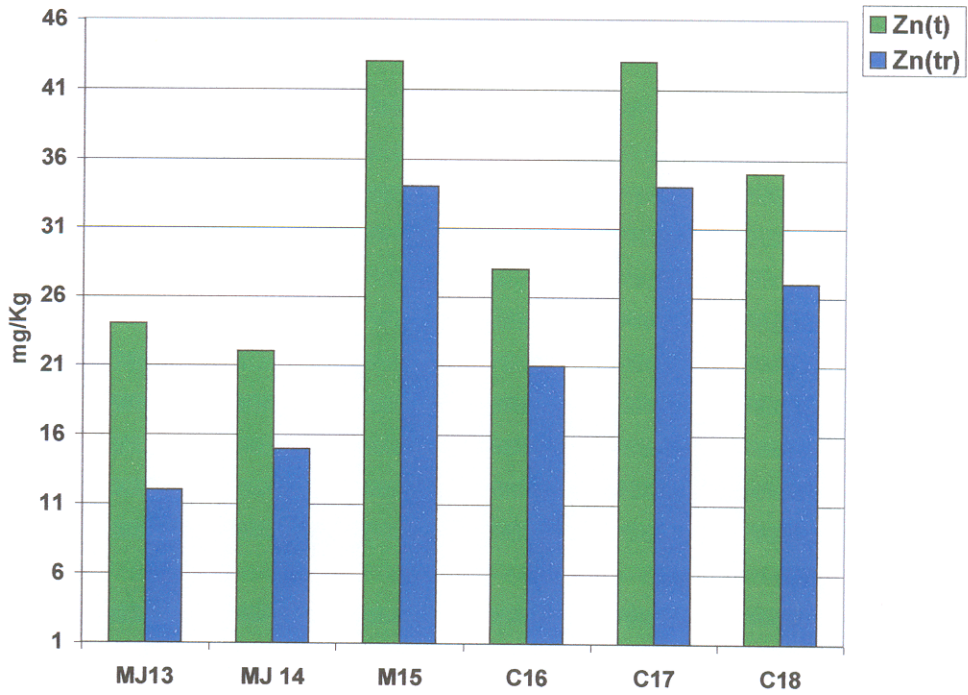


Figura 33. Diagrama mostrando a distribuição de zinco na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 2.

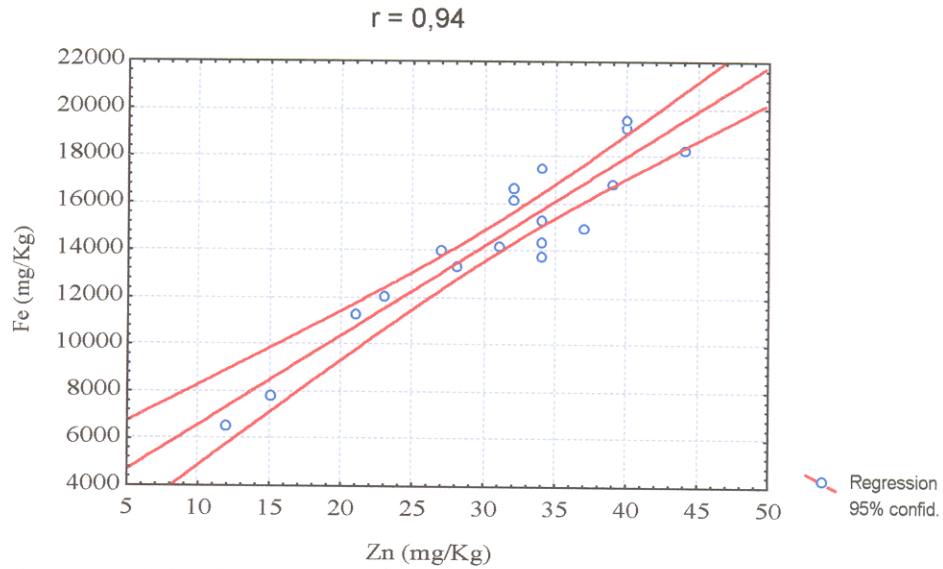


Figura 34. Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e ferro . Valores em mg/Kg.

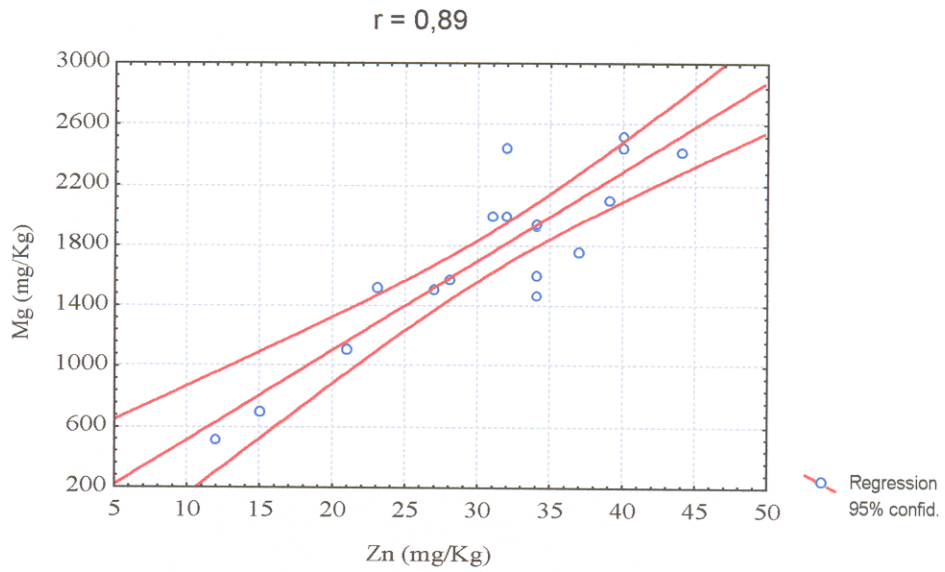


Figura 35. Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e magnésio. Valores em mg/Kg.

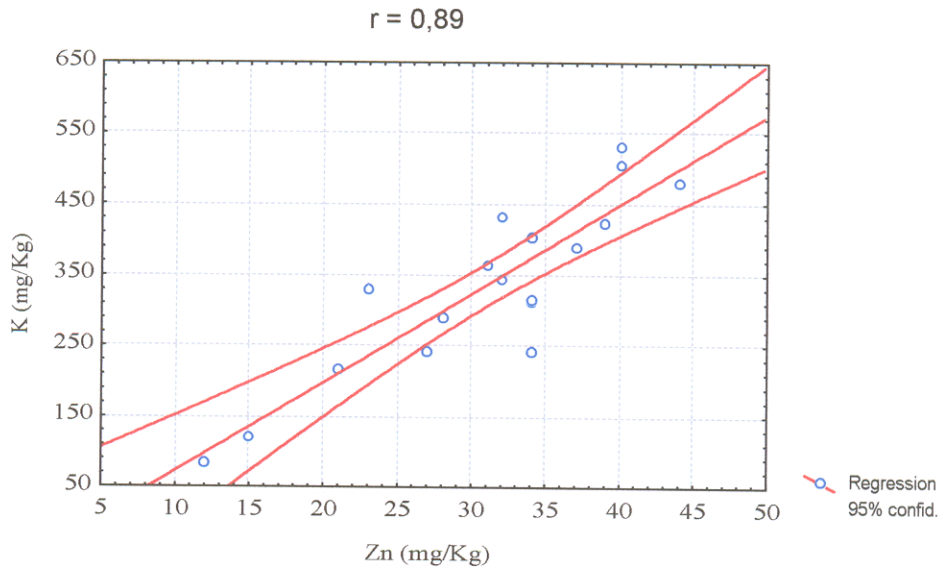


Figura 36. Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e potássio. Valores em mg/Kg.

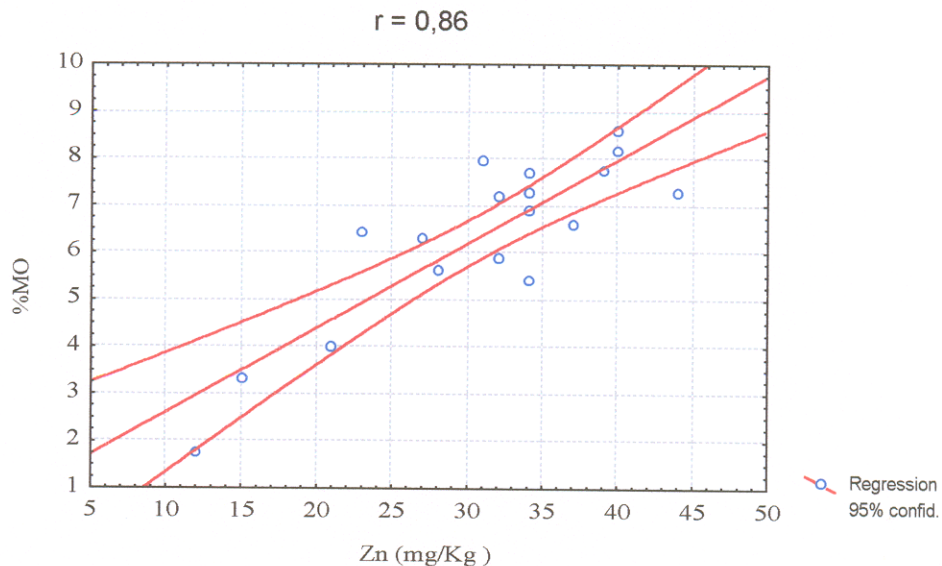


Figura 37. Diagrama mostrando a correlação entre o zinco e matéria orgânica. Valores em mg/Kg.

5.2.2.4. Níquel

O níquel normalmente ocorre no estado de oxidação 0 e +2, na forma elementar é branco-prateado, dificilmente se funde na natureza e é insolúvel na água. Porém os sais de níquel incluindo cloretos, sulfatos e nitratos são altamente solúveis na água.

Ele pode entrar no ambiente aquoso através de descargas industriais, e segundo Hem (1970) é fortemente adsorvido pelos óxidos e hidróxidos de ferro e manganês. O níquel forma complexo estável com vários ligantes orgânicos. Sob condições anaeróbicas, sulfetos podem controlar a sua solubilidade .

Nos solos, o níquel ocorre nas formas químicas individuais incluindo: 1) locais de troca, 2) locais de adsorção específica, 3) fixado dentro das estruturas das argilas e 4) fixado na matéria orgânica do solo. Não é bem definido o padrão de distribuição do níquel no perfil de solos naturais; entretanto em alguns casos uma maior concentração tem sido observada na camada rica em matéria orgânica ou com um conteúdo de argila relativamente alto.

Como no caso de outros metais, níquel em excesso pode ter um efeito tóxico sobre plantas e animais.

Em relação às duas áreas estudadas, o níquel apresenta uma distribuição bastante irregular (Figura 38). Na Área 1, a concentração média de níquel foi de 38,8 mg/Kg. A maior concentração total de níquel foi observada no ponto Una 12 (54 mg/Kg). O ponto Una 5, que representa a desembocadura do Canal do Una, não se observou a acumulação de níquel nos sedimentos. Esse ponto, foi o que apresentou a menor concentração (25 mg/Kg). Na verdade o níquel se acumula tanto à jusante quanto à montante da saída do canal, nos locais onde há presença de estaleiros e madeiras. A fração remobilizável (13 mg/Kg) de níquel nesta área corresponde a 34,8% da concentração total (39 mg/Kg).

Na Área 2 o teor médio de níquel foi de 35 mg/Kg. O ponto C17 apresentou a maior concentração de níquel (46 mg/Kg) (Figura 39). Este ponto está localizado bem próximo a parte habitável da ilha do Cumbú, onde foram observadas, casas, terrenos improvisados para a construção de pequenas embarcações etc... O ponto M15 apresentou o menor teor de níquel (28 mg/Kg). A fração remobilizável (11 mg/Kg), nessa área corresponde a 32% da concentração total de níquel. Observando-se a percentagem da fração remobilizável de níquel nas duas áreas, podemos afirmar que ele está mais ligado a fração residual nessas áreas, e portanto está menos biodisponível.

O níquel apresentou boas correlações com o Fe ($r = 0,92$), K ($r = 0,84$), Mg ($r = 0,87$) e Matéria Orgânica ($r = 0,86$) (Figuras 40, 41, 42, e 43), o que indica que ele apresenta o mesmo comportamento do zinco no ambiente estuarino. As correlações significativas com os mesmos metais e matéria orgânica confirmam essa hipótese.

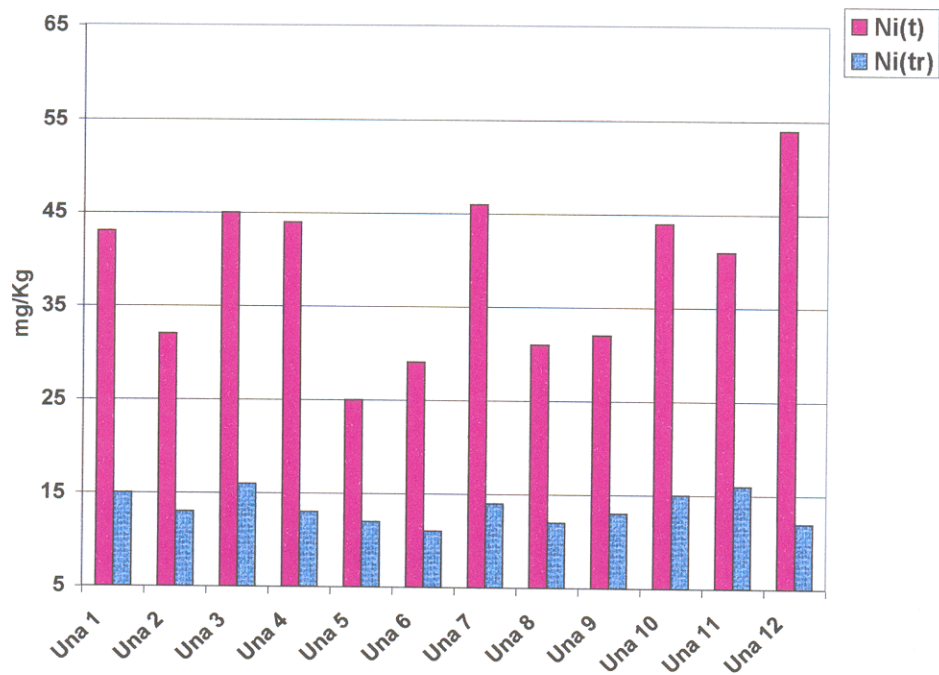


Figura 38. Diagrama mostrando a distribuição de níquel na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 1. Ni (t) = fração total e Ni (tr) = fração remobilizável.

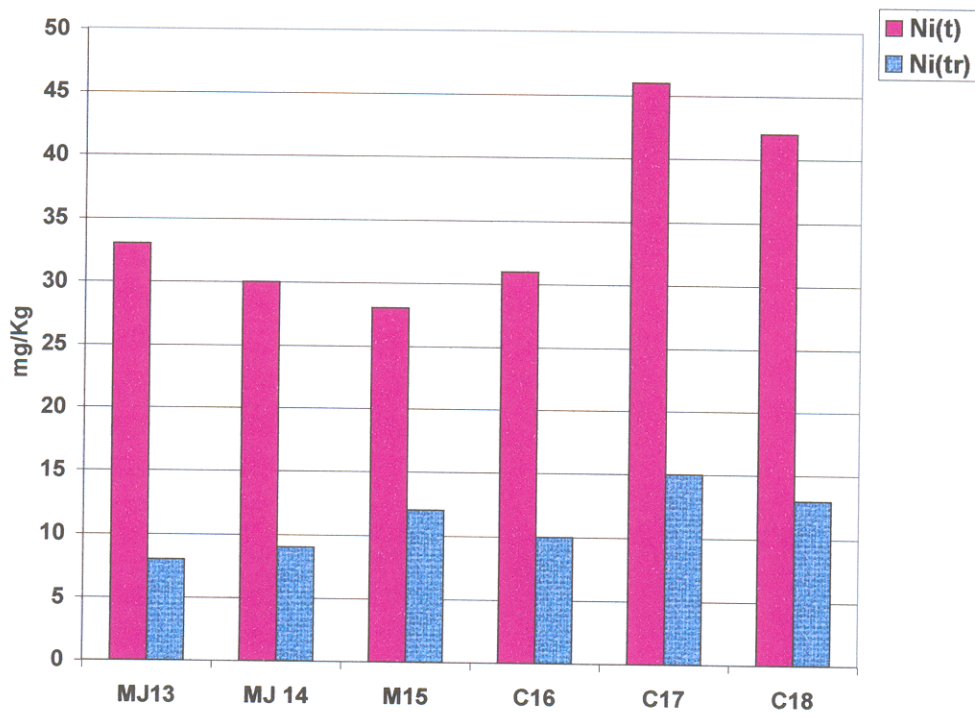


Figura 39. Diagrama mostrando a distribuição de níquel na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 2.

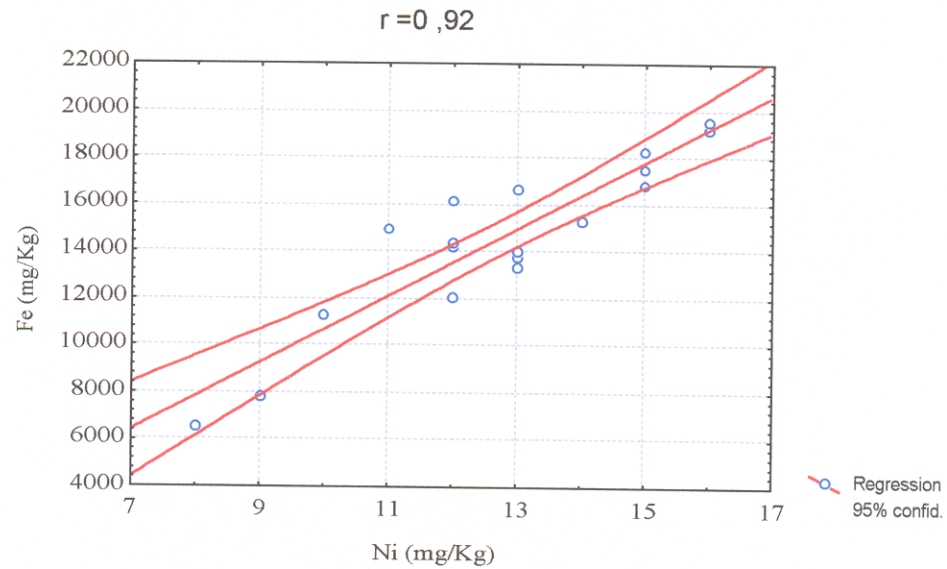


Figura 40. Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e ferro. Valores em mg/Kg.

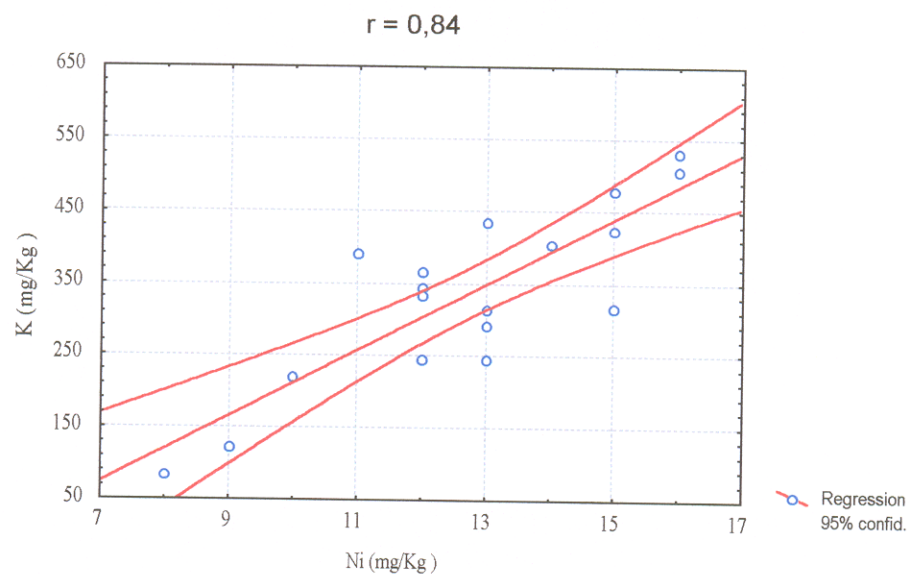


Figura 41. Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e potássio. Valores em mg/Kg.

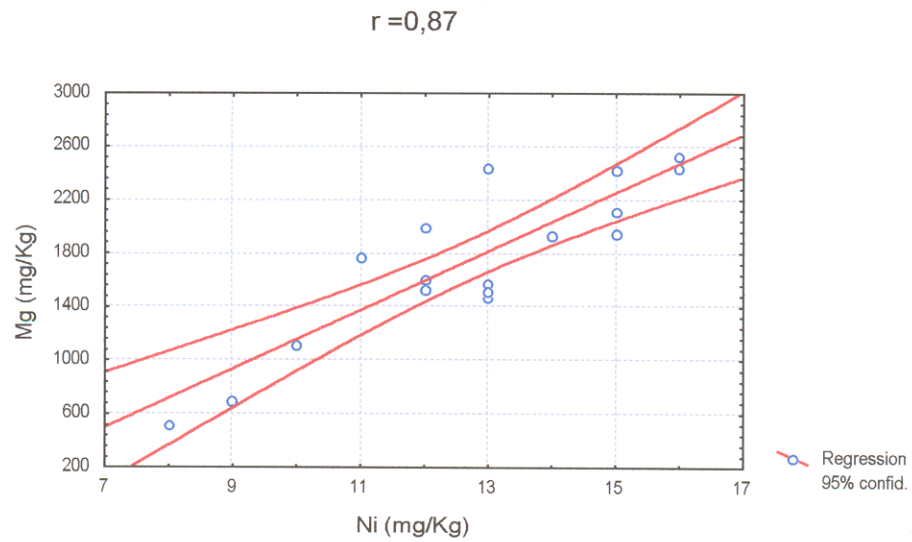


Figura 42. Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e magnésio. Valores em mg/Kg.

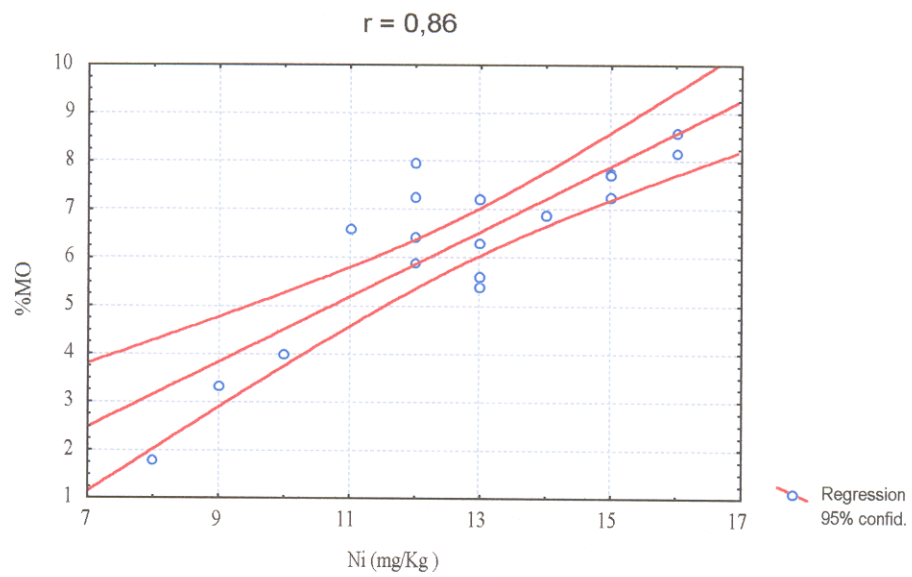


Figura 43. Diagrama mostrando a correlação entre o níquel e matéria Orgânica. Valores em mg/Kg.

5.2.2.5. Cromo

O principal uso do cromo tem sido em indústrias metalúrgicas, onde é usado em ferroligas. É usado também como agente curtidor na indústria de couro e na galvanoplastia, entre outros (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O cromo é normalmente encontrado nos estados de oxidação 0, III, e VI. A forma trivalente é a mais estável e tem uma grande tendência para coordenação com o oxigênio e ligantes contendo nitrogênio. A forma hexavalente é a mais tóxica de todos os estados de oxidação do cromo (Adriano, 1986).

Segundo Hem (1970) os íons Cr^{3+} e Cr^{6+} , são estáveis em soluções com pH entre 8,0 e 9,5 e baixíssimo Eh. Em intervalo de pH menor que 8,0 e maior que 7,0 o cromo se oxida formando o íon $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$ e em pHs menores que 7,0 ele permanece na forma de sulfato, cloreto e hidróxido complexado como: hidroxissulfato hidratado de cromo [$\text{Cr}(\text{OH})\text{SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$]; cloreto de cromo hidratado [$\text{CrCl}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$]; cloreto de cromo anidro (CrCl_3). Em soluções ácidas o cromo é reduzido para Cr^{3+} , que automaticamente adquire as formas complexadas.

Segundo Moore & Ramamoorthy (1984) o Cr (IV) é facilmente reduzido pelo Fe (II), sulfetos dissolvidos, e certos compostos orgânicos. O Cr (III) é oxidado rapidamente por uma grande quantidade de MnO_2 e lentamente pelo oxigênio em condições aproximadamente iguais às das águas naturais.

Neste trabalho as maiores concentrações de cromo foram encontradas na amostras da Área 1. A concentração média de cromo total nessa área foi 65,5 mg/Kg. O ponto Una 11 foi o que apresentou a maior concentração de cromo (76 mg/Kg), enquanto que o ponto Una 4 foi aquele que apresentou a menor concentração (56 mg/Kg) (Figura 44). A fração remobilizável (9 mg/Kg - fração biodisponível) corresponde a 13,2% da concentração total nesta área.

Na Área 2, o valor médio da concentração total de cromo foi de 21,5 mg/Kg. O maior teor de cromo foi encontrado no ponto C17 (53 mg/Kg) e o menor no ponto MJ 13 (14 mg/Kg) (Figura 45). Esse último, é um dos pontos mais afastado da influência antropogênica. A fração remobilizável (5 mg/Kg) corresponde a apenas 1,9% da concentração total de cromo.

A baixa biodisponibilidade do cromo é devido ao fato de que ele complexa com moléculas orgânicas, o que o torna praticamente imóvel. Na área de estudo isso pode ser confirmado através do coeficiente de correlação observado entre o cromo e a matéria orgânica ($r= 0,87$) (Figura 46).

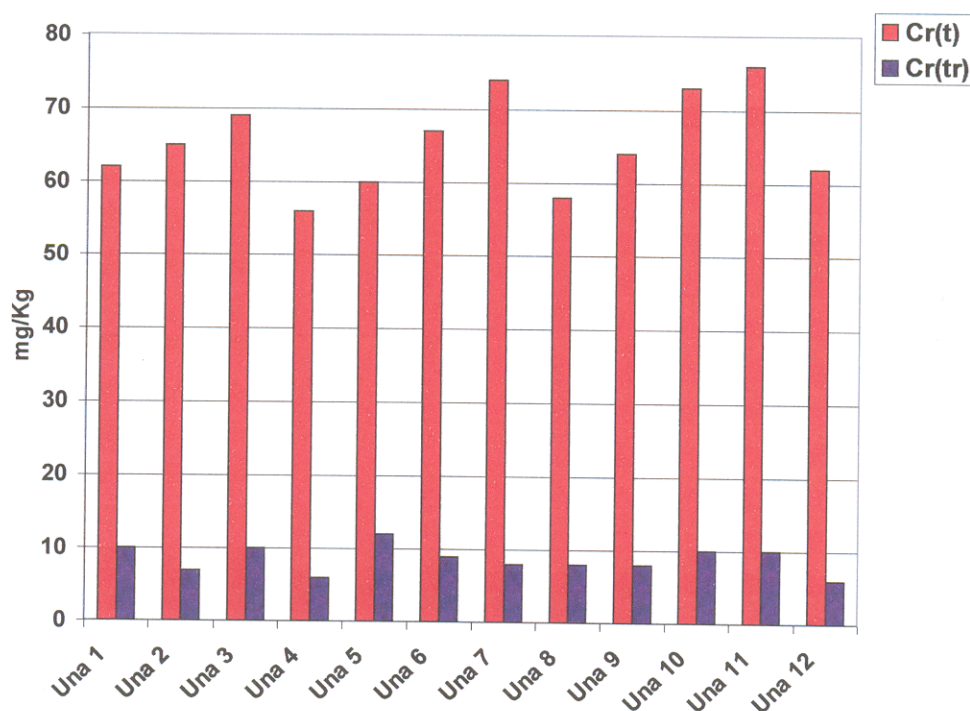


Figura 44. Diagrama mostrando a distribuição de cromo na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 1. Cr(t) = fração total e Cr(tr) = fração remobilizável

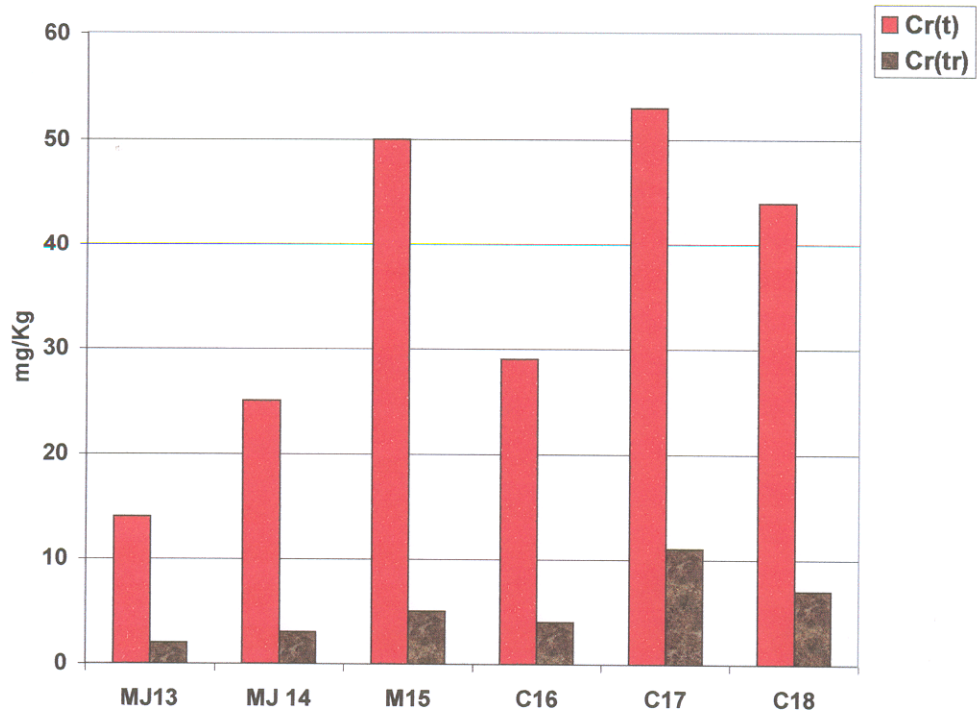


Figura 45. Diagrama mostrando a distribuição de cromo na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 2.

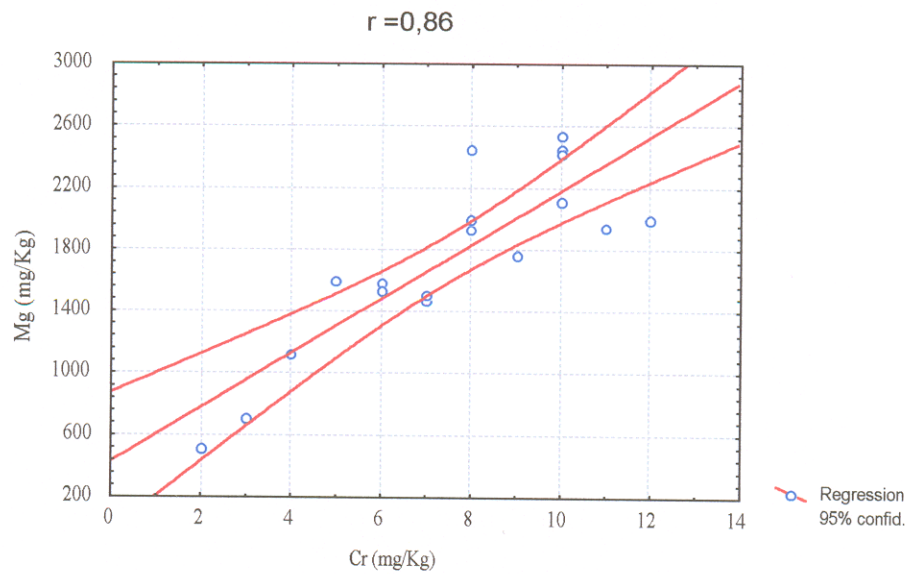


Figura 46. Diagrama mostrando a correlação entre o cromo e matéria orgânica. Valores em mg/Kg.

5.2.2.6. Chumbo

O chumbo é um metal tóxico que é encontrado em todas as águas superficiais. A concentração máxima permitida pela US-EPA, em água potável é de 50 $\mu\text{g Pb/L}$. A entrada atmosférica é uma fonte primária de Pb para os sedimentos aquáticos (Edington & Robbins, 1976). Além da contribuição a partir erosões naturais e atividades vulcânicas a combustão interna de motores de ignição, especialmente no passado, tem liberado e liberou cinco tipos de compostos de chumbo. São eles: 1) chumbotetrametil $(\text{CH}_3)_4\text{Pb}$; 2) chumbotrimetil $(\text{CH}_3)_3\text{Pb}^+$; 3) chumbodimetildietil $(\text{CH}_3 - \text{CH}_2)_2(\text{CH}_3)_2\text{Pb}$; 4) chumbometiltrietil $(\text{CH}_3 - \text{CH}_2)_3\text{CH}_3\text{Pb}$; e 5) chumbotetraetil $(\text{CH}_3 - \text{CH}_2)_4\text{Pb}$ (DeJonghe & Adams, 1982). Entretanto, as reações que ocorrem na atmosfera, convertem esses compostos para **PbCO_3PbO** , **$(\text{PbO})_2\text{PbCO}_3\text{PbSO}_4$** , e **$\text{PbBrCl}$** (Corrin & Natusch, 1977). Deste modo, somente pequenas concentrações atingem diretamente o sistema aquático. As entradas atmosféricas atingem o solo e as águas superficiais pela deposição a seco ou pela chuva, através da precipitação ou escoamento superficial.

A divisão do chumbo entre as fases aquosas e sólidas no meio ambiente é afetada pela contribuição de diversas fontes, bem como, através de atividades biológicas e uma variedade de outros fatores, entre eles: a composição da partícula, textura, características orgânicas e inorgânicas do sedimento, temperatura, pH, potencial redox e competição iônica. A maior parte do chumbo é retida pelas soluções de grande força iônica e o chumbo complexa com a maioria dos ligantes comuns contendo enxofre, fósforo, oxigênio e nitrogênio. O chumbo solúvel na coluna de água pode causar uma toxidez significativa para os organismos. Ele pode permanecer em suspensão ou ser fixado nos sedimentos. Isto ocorre por uma variedade de processos físicos, incluindo: precipitação das fases do mineral, adsorção e complexação com a matéria orgânica e/ou componentes inorgânicos minerais (Agemian & Chau, 1977). As densas, e algumas vezes gelatinosas, comunidades de algas e o micro-consumo associado, agem como um filtro, removendo o chumbo solúvel do ambiente aquoso (Gale *et al.* 1973). O seu enriquecimento é aumentado pela precipitação como camadas metálicas e incorporação nas estruturas cristalinas e na matéria orgânica. A alta polarização do

Pb^{2+} , permite que ele forme fortes complexos com ânions polarizáveis. A porção do chumbo que não é solúvel em água, torna-se parte do sedimento. Ele tende a formar compostos de baixa solubilidade com a maioria dos ânions nas águas naturais e tem somente um pequeno efeito tóxico sobre o ambiente aquático. O chumbo concentra-se principalmente nos sedimentos contendo uma larga quantidade de argilas e matéria orgânica (Frank & D'Itri, 1989).

As Figuras 47 e 48 mostram a distribuição do chumbo em relação às amostras estudadas, tanto na fração remobilizável, quanto na concentração total. No que se refere à Área 1 a concentração média de chumbo total foi de 38,3 mg/Kg (Figura 47). O ponto Una 5 (desembocadura do canal do Una), foi aquele que apresentou a maior concentração total de chumbo (50 mg/Kg), enquanto que a menor concentração foi encontrada no ponto Una 8 (31 mg/Kg). A fração remobilizável (23 mg/Kg) nessa área corresponde a 58,7% da concentração total, ou seja, boa parte encontra-se na fração biodisponível nesta área. Analisando a Figura 47, observa-se que há uma tendência do chumbo em acumular-se na direção a jusante do Canal do Una

A Área 2 apresenta um valor médio da concentração total de chumbo de 54,5 mg/Kg, ficando surpreendentemente acima do teor médio para as amostras da área 1 (39 mg/Kg). O ponto C17 na porção Sul da ilha do Cumbú foi aquele que apresentou a maior concentração (72 mg/Kg) e o MJ13 a menor concentração (45 mg/Kg) (Figura 48). A fração remobilizável (14,83 mg/Kg) representa 27,2% da concentração para a Área 2.

O chumbo na fração remobilizável, de um modo geral, apresentou boas correlações com o Fe ($r = 0,87$) e Matéria Orgânica ($r = 0,88$) (Figuras 49 e 50), o que indica que ele pode estar associado aos oxi-hidróxidos de ferro ou ainda complexado na matéria orgânica.

Observou-se ainda que o chumbo apresenta uma boa correlação com o potássio ($r = 0,79$) e com o magnésio ($r = 0,89$) (Figuras 51, 52). Segundo Soong⁵ *apud* Förstner & Wittmann (1983), o chumbo apresenta uma afinidade especial com as estruturas dos argilominerais, por causa do seu raio iônico (1,20 Å), que é muito

⁵ SOONG, K. L. 1974. *Versuche zur adsorptiven Bindung von Schwermetall-Ionen an Künstlichen Tongemischen*. Univ. Heidelberg. (Unpubl. Diss).

similar com o do K^+ (1,33 Å). Isto explica os valores de correlação entre o chumbo o potássio e o magnésio, que são os metais que fazem parte da estrutura dos argilominerais do grupo da esmectita, comum nos sedimentos analisados.

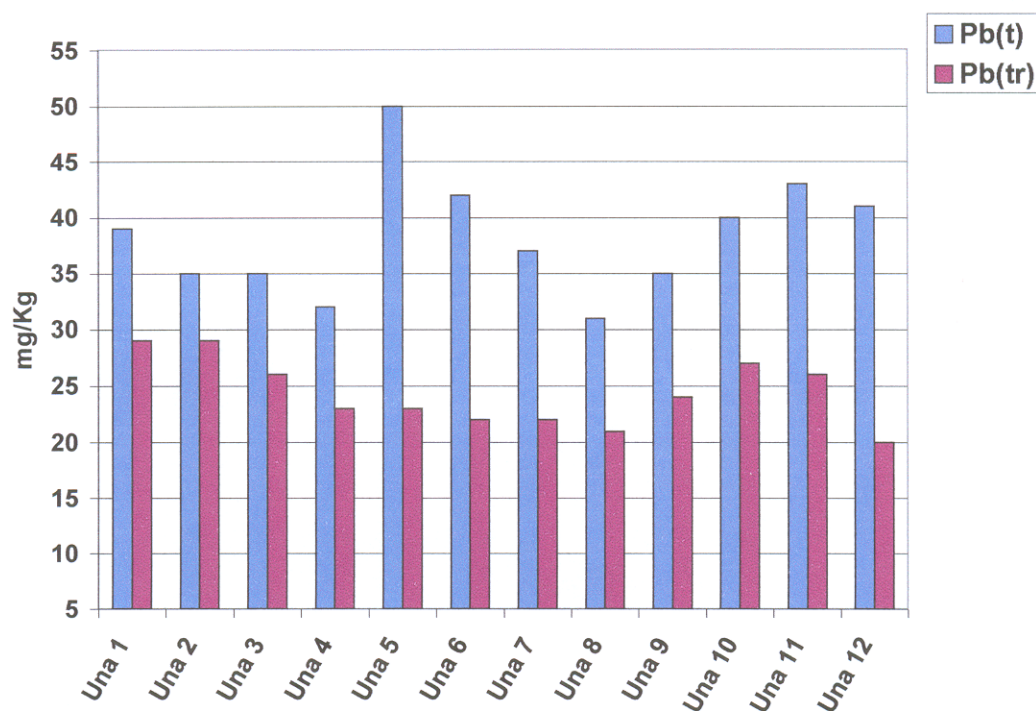


Figura 47. Diagrama mostrando a distribuição de chumbo na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 1. Pb(t) = fração total e Pb(tr) = fração remobilizável

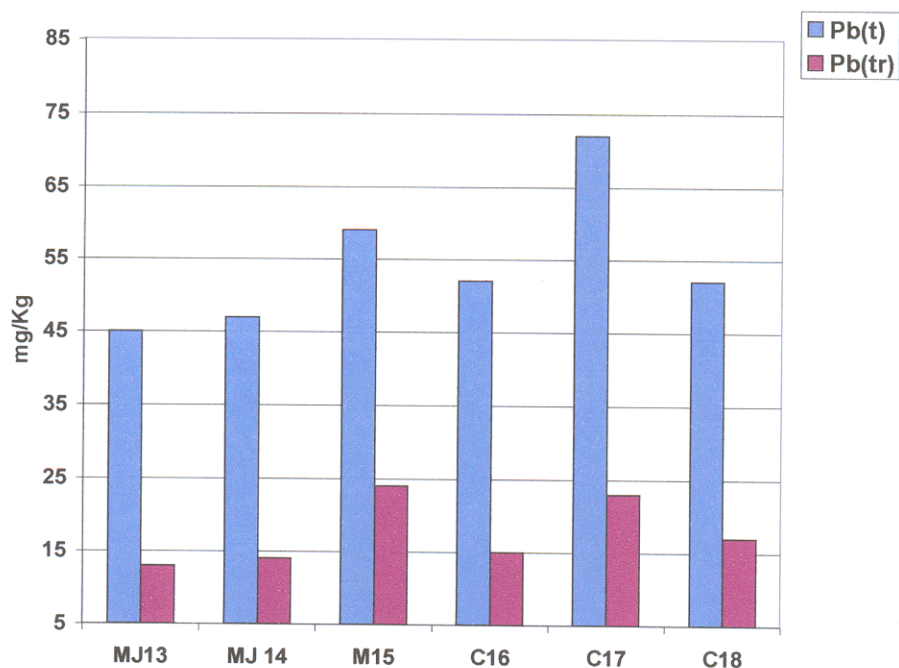


Figura 48. Diagrama mostrando a distribuição de chumbo na fração total e na fração remobilizável nas amostras da Área 2.

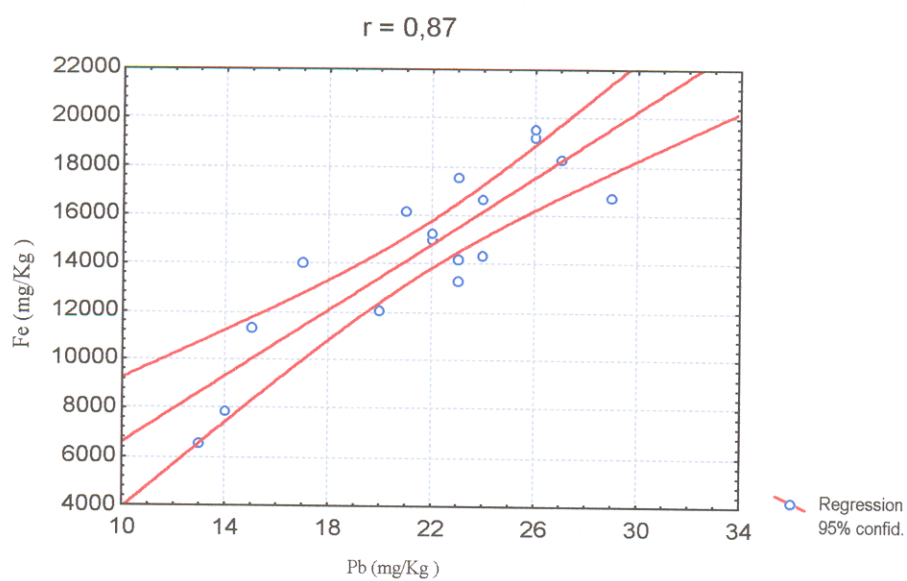


Figura 49. Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e ferro. Valores em mg/Kg.

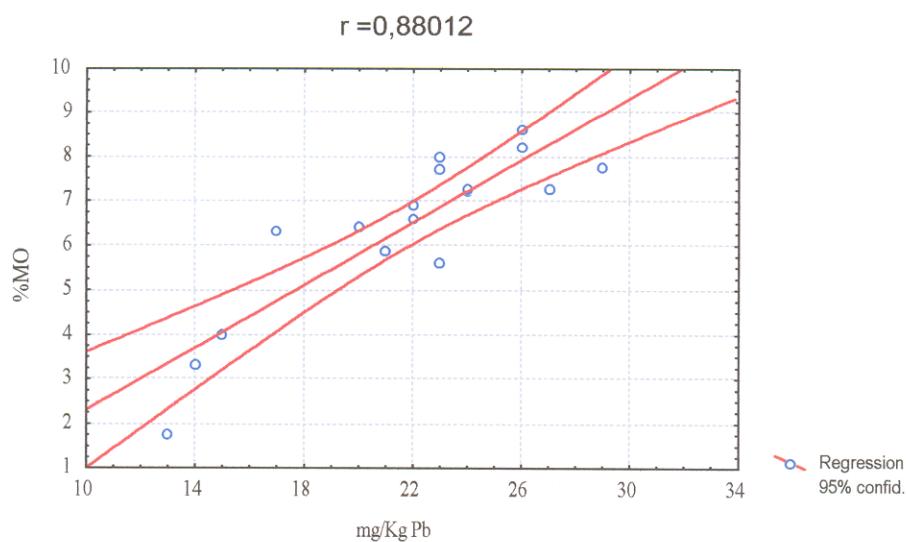


Figura 50. Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e matéria orgânica. Valores em mg/Kg.

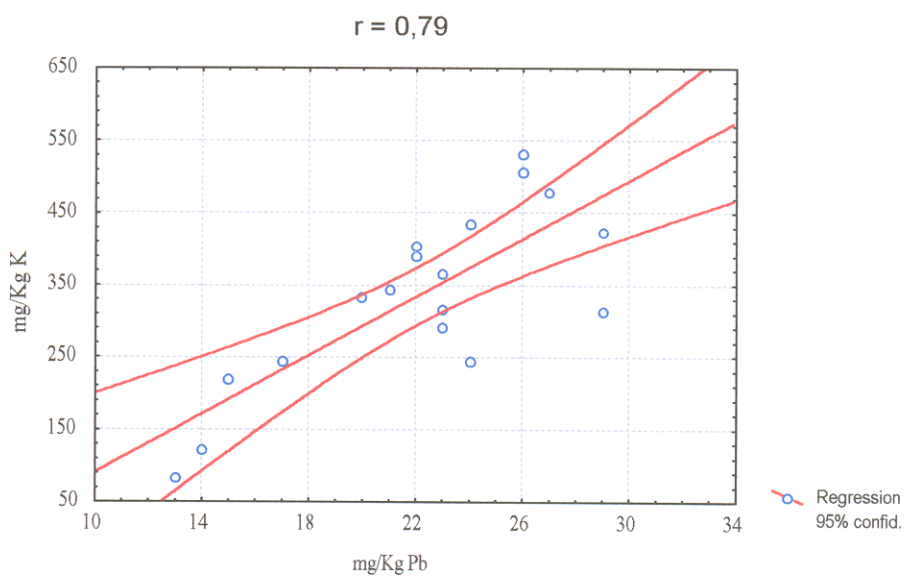


Figura 51. Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e potássio. Valores em mg/Kg.

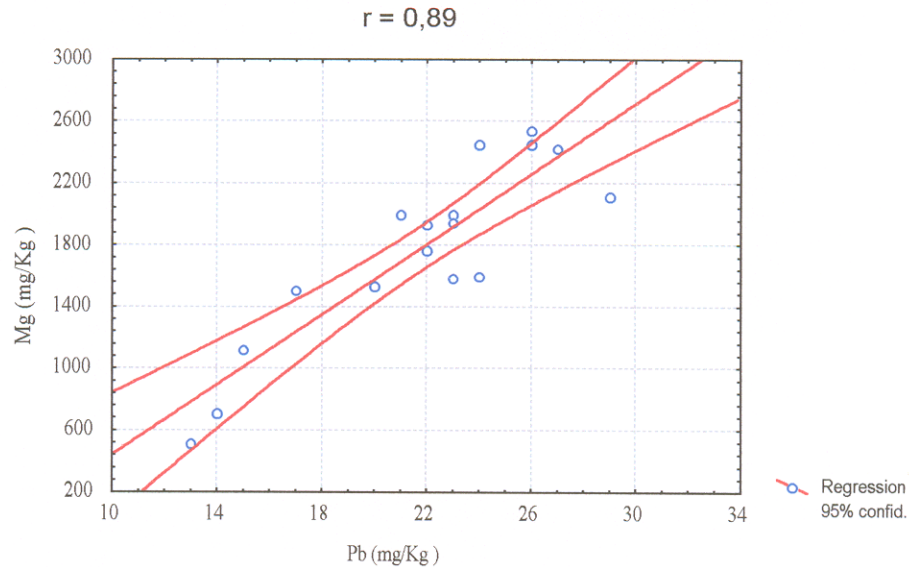


Figura 52. Diagrama mostrando a correlação entre o chumbo e magnésio. Valores em mg/Kg.

5.2.3. Nutrientes

5.2.3.1. Fósforo

O fósforo está presente nos ecossistemas aquáticos sob diversas formas e espécies químicas, agrupadas em cinco classes de interesse biológico: fósforo particulado, fósforo orgânico dissolvido, fósforo total dissolvido e fósforo total. O fósforo inorgânico compreende a maior parte das espécies, embora a importância relativa entre as espécies químicas possa variar sazonalmente (Davis, 1977).

A origem do fósforo que entra no sistema pode ser natural ou artificial. O fósforo natural é proveniente da intemperismo de rochas e lavagem de solos de bacias de drenagens, e o material particulado resultante da decomposição de organismos alóctones. A origem artificial, aporta como esgoto doméstico (Esteves, 1988). Baseado nos estudos sobre o estuário Amazonas e Ochlockone, Fröelich⁶ *apud* Vaithiyanathan et. al. (1993) sugeriu que cerca de 25% do fósforo total erodido

dos continentes é ativado e entra nos oceanos numa forma biologicamente biodisponível.

O comportamento do fósforo em ambientes estuarinos apresenta a peculiaridade de possuir uma grande interação entre a forma dissolvida e a sólida (Liss, 1976). Os sedimentos podem contribuir com fluxos significativos de fosfatos, provavelmente oriundos da decomposição de matéria orgânica depositada. Estes fluxos podem ainda ser incrementados por atividade biogênica e re-suspensão de sedimentos (Esteves, 1988). Os fosfatos podem ser adsorvidos nas argilas, e tal processo pode se dar através de ligação química entre carga negativa do fosfato com a carga positiva das bordas da partícula de argila. Essa adsorção é favorecida pela diminuição do pH, ou seja, em pH ácido ou ligeiramente ácido ocorrerá uma maior adsorção de fosfato (Stumm & Morgan, 1981). Este nutriente pode ser ainda liberado para o meio na forma inorgânica, através da decomposição da matéria orgânica por bactérias (Hem, 1970). Deste modo, os sedimentos estuarinos tem uma influência significativa sobre a concentração de P na coluna d'água sobrejacente, em virtude de sua capacidade de capturar ou liberar P sob mudanças nas condições ambientais Vaithyanathan *et. al.* (1993).

Neste trabalho a concentração de fósforo total, expresso em mg/Kg de P, na Área 1 ficou em torno de 495 mg/Kg. Observou-se ainda, conforme Figura 53 que a saída do canal do Una (ponto UNA 5) foi o ponto que apresentou a maior concentração de P no sedimento de fundo (816 mg/Kg). Isso se deve, provavelmente a influência do esgoto *in natura* que dali são lançados diariamente na baía do Guajará. O ponto Una 9 foi o que apresentou menor concentração de fósforo (305 mg/kg). Analisando ainda a Figura 53, nota-se que os pontos que estão próximos à saída do canal de Val de Cans (pontos Una 10 e Una 11), apresentam concentrações de fósforo mais elevadas, caracterizando assim, a influência dos efluentes lançados por este canal nos sedimentos de fundo da baía.

Na Área 2, a concentração média de fósforo foi de 495 mg/Kg. Analisando-se a Figura 54, observa-se que o ponto C18 foi aquele que apresentou a maior concentração (637 mg/Kg de P) e ponto MJ13, foi o que apresentou menor concentração (307 mg/Kg de P). Isto mostra que à medida que se os pontos se

aproximam da área com maior influência antropogênica, os valores de fósforo aumentam.

Os valores de fósforo encontrados nas duas áreas estão próximos daqueles apresentados por Vaithiyathan *et. al.* (1993) nos sedimentos de fundo do estuário Hooghly (Ganges) na Índia. Esse estuário constitui a parte oeste do sistema Delta Ganges – Brahmaputra, que é intensamente industrializado e cujos teores de P total varia de 250 a 500 mg/kg

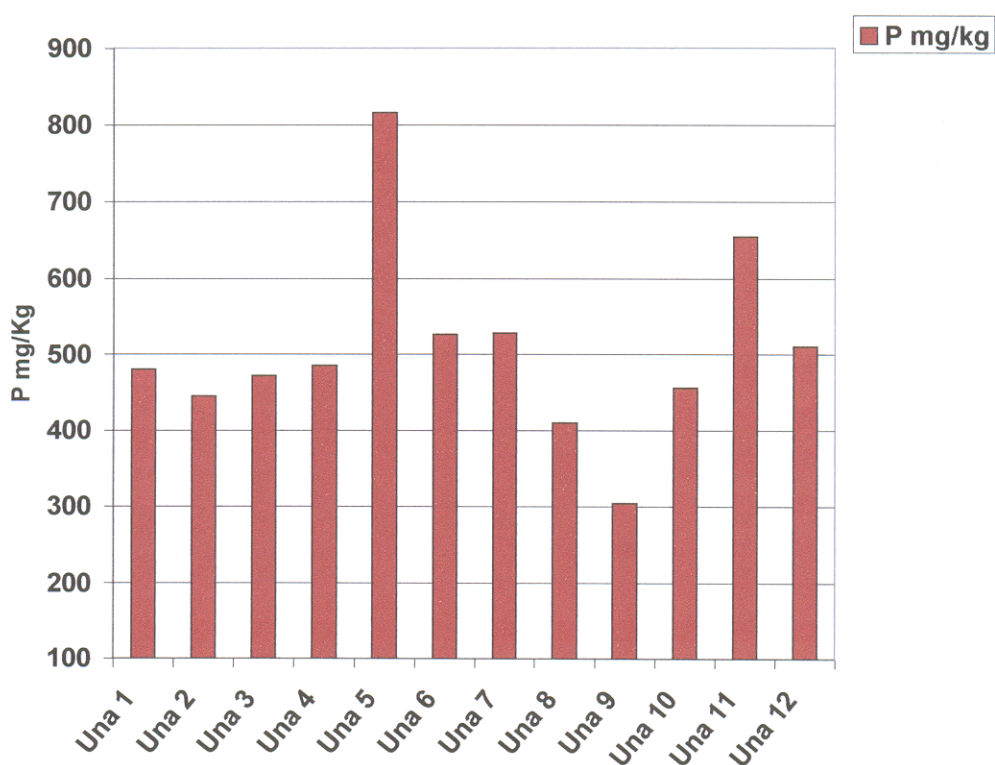


Figura 53. Diagrama mostrando a distribuição de fósforo total nas amostras da Área 1.

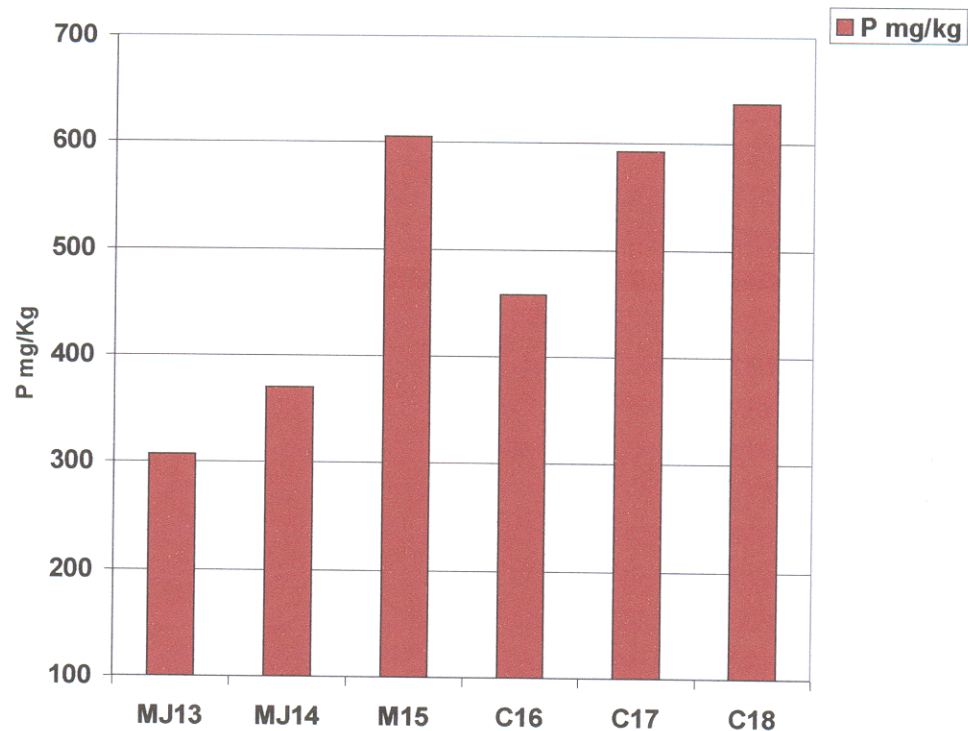


Figura 54. Diagrama mostrando a distribuição de fósforo total nas amostras da Área 2.

5.2.3.2. Nitrogênio Total Kjeldahl

O nitrogênio presente em ecossistemas aquáticos costeiros está principalmente na forma de nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton zooplâncton e detritos) e dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), além do nitrogênio inorgânico dissolvido (principalmente nitrato e amônia), sendo este último oriundo de ambientes terrestres ou da dissolução de nitrogênio atmosférico na água (Esteves, 1988).

Os processos básicos do ciclo biogeoquímico do nitrogênio são: (1) nitrificação, (2) desnitrificação e (3) nitrato-amonificação. Os sedimentos são o principal sítio da realização da amonificação, onde a amônia é resultante da decomposição, tanto aeróbica quanto anaeróbica, da parte nitrogenada da matéria

orgânica por organismos heterotróficos. A denitrificação ocorre principalmente em condições anaeróbias (Esteves, 1988).

Os valores obtidos para o nitrogênio total para as amostras da Área 1 ficaram em torno de 0,12 %. A maior concentração de nitrogênio foi observada no ponto Una 5 (0,15%), que é o ponto de onde é lançado o esgoto *in natura* na baía. A menor concentração foi encontrada no ponto Una 3 (0,10 %) (Figura 55). Pode-se observar que há uma tendência da concentração de nitrogênio diminuir na medida que vai se afastando do ponto de lançamento do esgoto na baía (ponto Una 5)

Nas amostras da Área 2 o concentração média de nitrogênio total foi de 0.1%. O ponto M15 e C18 apresentaram a maior concentração de nitrogênio (0,12%), e o ponto MJ13 foi aquele que apresentou a menor concentração (0,08%). Analisando a Figura 56 observa-se que há uma tendência da concentração de nitrogênio aumentar a medida que se aproxima dos pontos mais sujeitos a influência antropogênica.

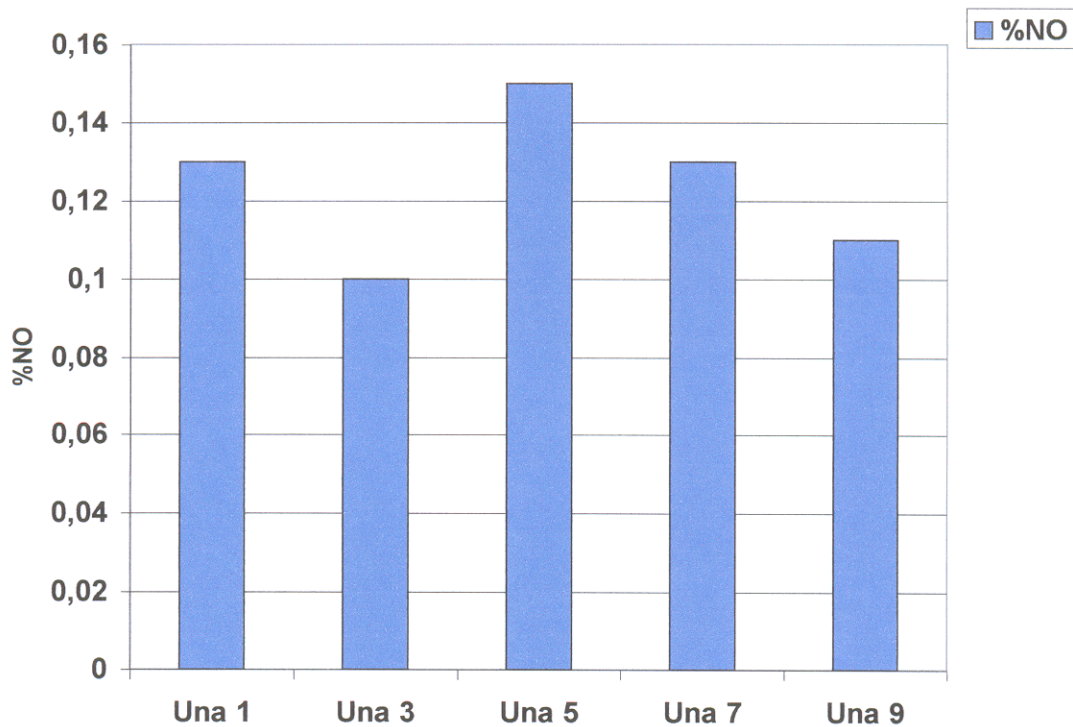


Figura 55. Diagrama mostrando a distribuição de nitrogênio total nas amostras da Área 1.

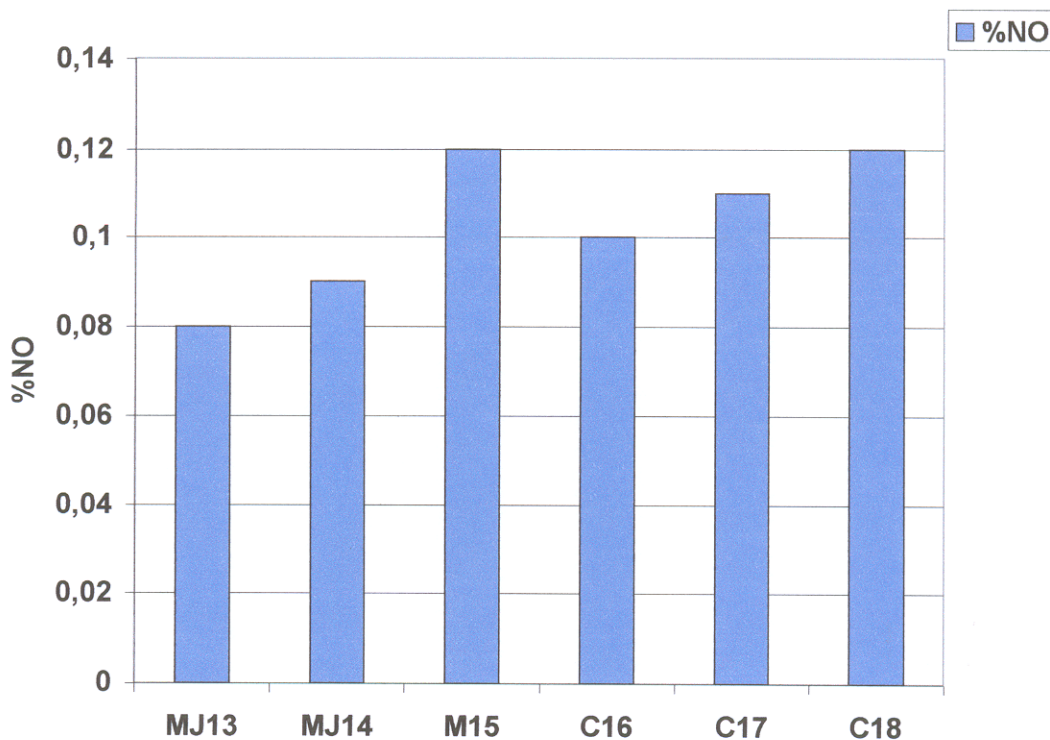


Figura 56. Distribuição de nitrogênio total nas amostras da Área 2.

5.2.3.3. Carbono Orgânico

O carbono encontra-se nos ambientes aquáticos costeiros na forma de carbono orgânico vivo (integrante da biomassa), detritico, carbonatos geralmente bioclásticos, e na forma de carbono dissolvido. Esta última forma assume grande importância especialmente em ambientes marinhos.

A maior parte do carbono (orgânico e particulado) na água doce compõe as substâncias húmicas (60 a 80%). São originados, de certo modo, de plantas degradadas, de resíduos animais e são resistentes à degradação microbológica (Förstner & Wittmann, 1983). As substâncias húmicas são polímeros extremamente heterogêneos, que são caracterizados pela sua grande variedade na massa molecular que vai de 700 a mais de 2.000.000. Com base na sua massa molecular, as substâncias húmicas podem ser subdivididas nas seguintes classes (Jonasson & Boyle, 1979); **huminas**, que compreendem o grupo de maior massa molecular, são

altamente polimerizadas e largamente insolúveis em soluções aquosas, sendo solúveis somente sob certas condições; **ácidos húmicos**, que são muito complexos e com tamanho molecular médio (massa molecular entre 12.000 à 1.550), sendo solúveis somente sob certas condições; **ácidos fúlvicos**, compreendem as substâncias menos condensadas, possuem importante papel na ligação de metais por causa do seu grande número de grupos funcionais e ocorrem no estado dissolvido; **ácidos orgânicos amarelos**, são os de menor massa molecular e são freqüentemente encontrados em águas de pântanos além de representarem o último estágio de degradação da matéria orgânica.

O ciclo do carbono orgânico na coluna de água pode ser fortemente influenciado pela concentração de CaCO_3 . Isto se deve ao fato de que muitos compostos orgânicos são adsorvidos nos cristais de CaCO_3 e arrastados para os sedimentos, onde são degradados por bactérias bentônicas.

O valor médio da concentração de carbono orgânico nas amostras da Área 1, é 1,15%. Analisando a Figura 57, observa-se que o carbono orgânico apresenta uma distribuição irregular em relação aos pontos de amostragens. A maior concentração foi encontrada no ponto Una 11 (1,83%), que um o ponto próximo da saída do canal de Val de Cans. A menor concentração foi observada no ponto Una 10 (0,87%). Esta distribuição mostra que os maiores valores de carbono são observados nas proximidades dos canais, e, a partir desses, diminuem gradativamente. Os altos valores observados no ponto 3 são devido a lançamentos irregulares de lixo, principalmente restos de madeira, que se decompõem e contribuem para esse valor significativo de carbono orgânico, neste ponto.

Nas amostras da Área 2 o valor médio da concentração de carbono foi de 0,43%, ficando portanto, abaixo do valor médio para a Área 1. A maior concentração foi encontrada no ponto M15 (0,92%), cuja amostra apresentou grande quantidade de vegetação misturada ao sedimento. A menor concentração foi encontrada no ponto C16 (0,27%). Analisando a Figura 58, pode-se observar que as maiores concentrações de carbono orgânico foram encontradas nos pontos mais afastados da influência antropogênica. Esta alta concentração observada nas amostras da Área 2 provavelmente pode estar relacionada com a vegetação que se acumula

juntamente com os sedimentos nas margens do rio, onde foi realizada a amostragem.

Comparando-se os resultados aqui apresentados, para os sedimentos do fundo da baía do Guajará, com os apresentados por Japenga et al. (1987) para a baía de Guanabara (8,5% de carbono orgânico), que é considerada efetivamente poluída, pode-se afirmar que a baía do Guajará ainda não se encontra num estado de degradação avançado. Ou seja, no sistema Guajará o *input* de elementos ainda é menor ou igual ao *output* desses elementos.

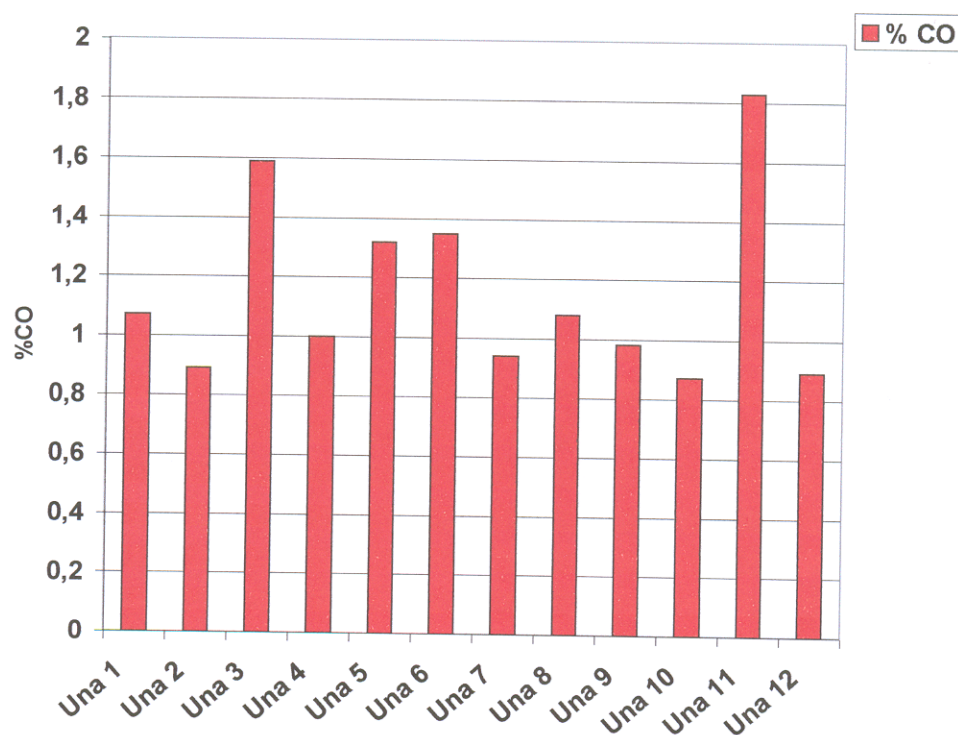


Figura 57. Distribuição de carbono orgânico nas amostras da Área 1.

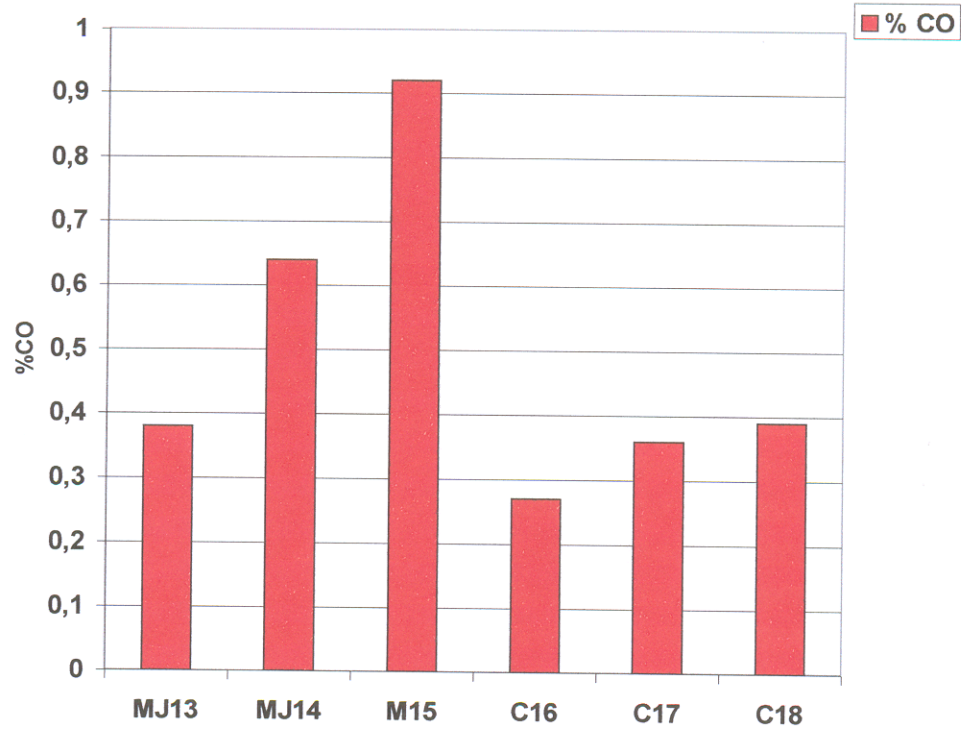


Figura 58. Distribuição de carbono orgânico nas amostras da Área 2.

6. CONCLUSÕES

Com relação aos dados e informações apresentadas e discutidas neste trabalho, nos foi possível observar que, no que se refere ao teor dos metais pesados aqui estudados, na Área 1, que representa as amostras da baía do Guajará, o zinco foi o metal que apresentou a maior concentração, seguido pelo cromo, níquel, cobre.

As concentrações desses metais, nos sedimentos de fundo, ainda se encontram abaixo dos valores de background sugeridos por Salomons & Förstner (1984) para sedimentos não contaminados, uma vez que a média encontrada (em mg/Kg, matéria seca) para os metais zinco, cromo, níquel, e cobre foi de 73,8 mg/Kg; 65,5 mg/Kg; 38,8 mg/Kg; 16,3 mg/Kg, respectivamente. Enquanto que os valores de background para esses metais são 95 mg/Kg, 90 mg/Kg, 68 mg/Kg, e 45 mg/Kg para o zinco, cromo níquel e cobre respectivamente. No entanto chama-se atenção para os teores de chumbo encontrados nos sedimentos de fundo da baía, cuja média foi de 38,3 mg/Kg. Esse valor está acima do valor de background sugerido por Salomons & Förstner (1984), que é de 20 mg/Kg e indica um fator de enriquecimento de 1,9 vezes.

Na Área 2, que representa as amostras situadas na porção sul do estuário guajarino, o chumbo foi o metal que apresentou a maior concentração, seguido pelo níquel, zinco, cromo e cobre. Nesta área, as concentrações desses metais, com exceção do chumbo, também encontram-se abaixo dos valores de background sugeridos por Salomons & Förstner (1984), uma vez que a média encontrada para os metais níquel, zinco, cromo e cobre foi 35 mg/Kg; 32,5 mg/Kg; 21,5 mg/Kg e 12,5 mg/Kg respectivamente.

Em relação ao metal chumbo, este além de apresentar a maior concentração (54,5 mg/Kg), ainda encontra-se com um teor 2,7 vezes acima daquele sugerido por Salomons e Förstner (1984).

As amostras da área 1 (baía do Guajará) apresentaram concentrações maiores do que aquelas observadas na área 2 (porção sul do estuário guajarino), exceto o chumbo, que foi maior nas amostras da área 2.

Quanto à distribuição espacial dos metais, foi possível observar que as amostras mais próximas a foz dos canais (Una e Val de Cans) apresentam concentrações mais elevadas e que na medida em que nos afastamos essas concentrações se tornam menores. A maré desempenha um papel importante no transporte desses materiais particulados, uma vez que, dependendo do horário da abertura das comportas dos canais o material particulado pode ser transportado rio acima ou rio abaixo.

No que se refere aos nutrientes foi possível observar que o fósforo, nitrogênio e carbono orgânico, apresentaram concentrações semelhantes nas duas áreas estudadas. No entanto, percebeu-se claramente a influência do esgoto *in natura* lançado pelo canal do Uma. A concentração do fósforo nos sedimentos de fundo na foz do canal (ponto Una 5), foi a mais expressiva, atingindo 816 mg/Kg de P, enquanto que nas demais amostras a concentração do fósforo variou de 305 a 654 mg/Kg de P.

A baía de Guajará representa um sistema que recebe um input de materiais poluentes, oriundos do lançamento de esgoto doméstico *in natura*, e não apresenta, ainda, índices alarmantes de contaminação. Isso se deve principalmente à falta de fontes de poluentes (indústrias metalúrgicas principalmente) na cidade de Belém. Entretanto não devemos esquecer que lançamento indiscriminado de efluentes não tratados, é a principal causa da contaminação dos recursos hídricos e a única maneira de preservar esses recursos é tratando esses efluentes, a fim de que tenham índices mínimos de poluentes, ao serem lançados tanto na água quanto no solo e no ar, no caso do lançamento de gases.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIANO, D.C. 1986. *Trace elements in the Terrestrial Environment*. Berlim, Springer. New York, Heidelberg. 533 p.
- AGEMIAN, H. & CHAU, A. S. Y. 1977. A study of different analytical extraction methods for non-detritical heavy metals in aquatic sediments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, **17**: 595-602.
- BATLEY, G. E. & GARDNER, D. 1978. A Study of Copper, Lead, and, Cadmium Speciation in some Estuarine and Coastal Marine Waters. *Estuarine and Coastal Marine Science*, **7**: 59-70.
- BERNER, E. K. & BERNER, R. A. 1996. *Global Environment: water, air and geochemical cycles*. Prentice Hall.
- BRASIL, Departamento Nacional de Produção Mineral. 1982. *Carta Topográfica de Belém*. Brasília. Escala 1:50.000.
- BRAZ, V. M. N. 1985. *Estudo da Qualidade de Água e Abastecimento da Zona Urbana de Belém (PA), Aplicação a Problemática Existente no Bairro do Jurunas*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 167p. (Tese de Mestrado).
- BROWN, G. 1972. *The x-ray identification and crystal structures clay minerals minerals mineralogical*. London, Society Clay Mineralogical. 544p.
- CALMANO, W. & FORSTNER, U. 1983. Chemical Extration of Heavy Metals in Polluted River Sediments in Central Europe. *Sci Total Environ*, **28**: 77-779
- CARVALHO, C. M. D. 1917. *Météreologia du Brésil*. Londnos, Jonh Bale. 525 p.

- CETESB. 1978. *Normalização Técnica NT – 07 Análise Físico-Química de Águas*. São Paulo, Companhia de Tecnologia Ambiental de São Paulo.
- CODEM. 1978. *Belém*: Levantamento Ortofotogramétrico do Município de Belém.
- COHAB. 1997. *Belém*: Levantamento do Quadro Ambiental da Região Metropolitana de Belém - Produto 3.
- CORDEIRO, C. A. 1987. *Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém-Mosqueiro*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 109p. (Tese de Mestrado).
- CORRIN, M. L. & NATUSCH, D. F. S. 1977. Physical and chemical characteristic of environmental lead. In: W. R. BOGGESS & B. G. WIXSON (eds.) *Lead in the environment*. , Washington, D. C. National Science Foundation. p.7-31
- DAVIS, R. A. 1977. *Principles of oceanography*. London, Addison-Wesley Public.
- DeJONGHE, W. R. A. & ADAMS, F. C. 1982. Measurements of organic lead in air – a review . *Talanta*, **29**: 1057-1067.
- DIEGUES, F. M. F. 1972. Introdução a oceanografia do estuário amazônico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 26., Belém. *Anais...*Belém: SBG. v.2, p.301-317.
- EDIGTON, D. H. & ROBBINS, J. A 1976. Records of lead deposition in Lake Michigan sediments since 1800. *Environ. Sci. Technol*, **10**: 266-273.
- ESTEVES, F. A. 1988. *Fundamentos de liminologia*. Rio de Janeiro, Interciência. 575p.

- FORSTNER, U. & WITTMANN, G. T. W. 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. Berlin, Spring-Verlag. 486p.
- FRANK, M. & D'ITRI. 1989. The Biomethylation and Cycling of Selected Metals and Metalloids in Aquatic Sediments. In: BAUDO, R.; GIESY, J. P.; MUNTAUN, H. (ed.) *Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants*. EUA, Lewis Publishers Inc. p.401-405.
- GALE, N. L., B. G.; WIXSON, M. G.; HARDIE; JENNETT, J. C. 1973. Aquatic organisms and heavy metals in Missouri's New Lead Belt. *Am. Water Res. Bull*, **9**: 673-688.
- GAUDETTE, H. E.; FLIGHT, W. R.; TONER, L.; FOLGER, D. W. 1974. A inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Jour Sedim. Petrol*, **44**: 249-253.
- GIBBS, R. J. 1967. The geochemistry of the Amazon river system: Part I. The factors that control the salinity and the composition and concentration of the suspend solids. *Geol. Society of America Bulletin*, **78**: 1203-1232.
- GIBBS, R. J. 1970. Circulation in the Amazon River Estuary and Adjacent Atlantic Ocean. *Journal of Marine Research*, **28**: 113-123.
- GIBBS, R. J. 1977. Transport Phases of Transition Metals in the Amazon and Yukon. *Geol. Soc. Am. Bull*, **88**: 829-843.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMMLING, K. 1983. *Methods of sea water analysis* . 2 ed. França, Verlag-Chimie. 419p.
- GROSS, M. G. 1972. *Oceanography-a view of the earth*. 4 ed. N. Jersey, Prentice Hall Inc.

- HEM, J. D. 1970. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristic of Natural Waters*. 2 ed. Washington D. C., U. S. Government Printing Office. 1473p.
- IDESP. 1990. *Belém: um estudo ambiental do estuário guajarinó*. 154p. (Relatório de Pesquisa,17).
- JAPENGA, J.; SALOMONS, W.; LACERDA, L. D. 1987. Organic micropollutants in the Rio de Janeiro Coastal Region. In: INTER. ENVIR. CHEM. CONGR. IN BRAZIL, 2., Salvador. *Abstract* .p.66.
- JONASSON, J. & BOYLE, R. W. 1979. The biochemistry of mercury. *National Research Council Canada (NRCC)*, **16739**:28-49.
- KASTEN, S. & SHULZ, H. D. 1994. Verteilungsmuster von Schwermetallen in den Oberflächensedimenten eines Hafenbeckens der Hafengruppe Bremenstad In: MATSCHULLAT, J. & MULLER, G. (ed.) *Geowissenschaften und Umwelt*. Springer-Verlag. p.185-192.
- KRAUSKOPF, K. B. 1972. *Introdução a geoquímica*. São Paulo, Polígono. 2v. Trad. Michel Lando, Pombo Bogus.
- LEE, G. F. 1975. Role of Hydroxous Metal Oxides in the Transport of Heavy Metals in the Environment. In: . KRENDKEL, P. A. (ed) *Heavy metals in the aquatic environment*. Oxford, Pergamon Press. p.137-147.
- LIMA, R. R. 1956. *A agricultura na várzea do estuário do Amazonas*. Belém. 164 p. (Bol. Tec. Do Inst. Agron. Do Norte, 33)

- LIMA, W. N. de; RODRIGUE, M. D. R. ; OLIVEIRA, J. L. R. de. 1983. Estudo sobre o conteúdo mineralógico de argilas por difratometria de raios X e análise térmica diferencial - Amostras de Mosqueiro (PA). In: ENCONTRO DE PROFISSIONAIS DE QUÍMICA DA AMAZÔNIA, 4, Belém. *Anais...* Belém: Falângola. p.155-176.
- LISS, P. S. 1976. Conservative and non-conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing. In: BURTON, J. B.& LISS, P. S. (ed.) *Estuarine chemistry*. London, Academic Press. p.93-130.
- LORING, D. M. & RANTALA, R. T. T. 1992. Manual for the geochemical analyses of marina sediments and suspended particulate matter. *Eart – Science Riviews*, **32**:235-283.
- LOURIA, D. B. 1984. Envenenamento por metais traços. In : WINGAARDEN, J. B. (ed) *Tratado de medicina interna* . Interamericana. p. 2251-2260.
- MELO, O. T. de. 1998. *Comportamento biogeoquímico de nutrientes no estuário do rio Bacanga, ilha de São Luís-MA*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 115p. (Tese de Mestrado).
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. *Heavy metals in natural waters*. New York, Springer-Verlag. 265p.
- MÜLLER, G. 1979. Schwermetalle in den Sediment des Rheins. *Veränderung Seit. Umschau*, **79**: 778-783.
- NASCIMENTO, F. S. do. 1995. *Dinâmica da distribuição dos poluentes metálicos e orgânicos nos sedimentos de fundo dos canais de drenagem de Belém-PA*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências, 127p. (Tese de Mestrado).

- NIAGRU, J. & COKER, R. D. 1980. Trace metals in humic and fulvic acids from Lake Ontario sediments. *Environmental Science and Technology*, **4**: 443-443.
- NITTROUER, C. A. & DeMASTER, D.V. 1986. Sedimentary processes on the Amazon continental shelf: Past, present and future research. *Continental Shelf Research*, **6** (1/2): 5-30.
- PARKER, A. & RAE, J. E. (ed). 1998. *Environment Interactions of clays (clays and the environment)*. Alemanha, Spring-Verlag, 271 p.
- PICKERING, W. F. 1980 a. Cadmium retention by clays and other soil or sediment components. In: NRIAGU, J. O. (ed) *Cadmium in the environment*, part I. Ecological cycling. New York, John Wiley. p.365-397.
- PICKERING, W. F. 1980b. Zinc interaction with soil and sediment components. In: NRIAGU JO (ed) *Zinc in the environment*, part I Ecological cycling. New York, John Wiley, p.71-112
- PINHEIRO, R. V. L. 1987. *Estudo hidrodinâmico sedimentológico do estuário Guajará-Belém (PA)*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 163p. (Tese de Mestrado).
- REYNOLDS, R. C. Jr. & MOORE, D. M. 1992. *X- ray diffraction and the analysis of clays minerals* . . Oxford , Oxford University Press. p.332.
- RIBEIRO, H. M. C. 1992. *Avaliação atual da qualidade das águas dos lagos Bolonha e Água Preta, situados na área fisiográfica do Utinga (Belém-PA)*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 205p. (Tese de Mestrado).
- RILEY, J. P. 1958. The rapid analysis of silicate rocks and minerals. *Anal. Chim. Acta*, **19**: 325-334.

- SALOMONS, W. & FORSTNER, U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Berlin, Springer-Verlag. 349p.
- SANTOS, A. 1986. As Águas da Região de Carajás. In: ALMEIDA Jr., J. M. G. *Carajás, desafio político, ecologia e desenvolvimento*. São Paulo, Ed. Brasiliense/CNPq. p.156-183.
- SIOLI, H. 1951. *Alguns resultados e problemas da limnologia amazônica*. Belém. p.45-65. (Bol. Téc. Inst. Agr. Norte, 24).
- SIOLI, H. 1960. *Pesquisas limnológicas na região da estrada de ferro de Bragança estado do Pará, Brasil*. Belém. p.37-91. (Bol. Tec. Inst. Agr. Norte, 37).
- SIOLI, H. 1968. *Principal biotipes of primary production in the waters of Amazonia*. Recent Adv. Trop. Ecol. the Inst. Soc. for Prop. Ecology. p.591-600.
- SOARES, L. de C. 1977. *Geografia do Brasil, região norte*. Rio de Janeiro. Fundação Inst. Bras. de Geog. e Estat.- IBGE. 466p.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1972. A Practical Handbook of Sea Water Analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can*, **167**: 311.
- STUMM, W. & MORGAN, J. J. 1981. *Aquatic chemistry*. 2 ed. New York, Wiley-Interscience. 583p.
- VAITHIYANATHAN, P.; JHA, P.K.; SUBRAMANIAN, V. 1993. Phosphorus Distribution in the Sediments of the Hooghly (Ganges) Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **37**: 615-624.
- VELDE, B. (ed.).1995. *Origin and mineralogy of clays*. Berlin, Springer Verlag. 327p.

ANEXOS

Tabela 3. Medidas de pH e condutividade elétrica para as amostras de água

Amostras	pH	condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Una 1	6,00	110
Una 2	6,03	106
Una 3	6,13	107
Una 4	6,50	105
Una 5	6,16	313
Una 6	6,25	191
Una 7	6,15	149
Una 8	6,20	152
Una 9	6,33	126
Una 10	6,30	126
Una 11	6,21	119
Una 12	6,82	171
MJ 13	5,43	45
MJ 14	4,50	46
M15	5,40	40
C 16	5,94	50
C17	6,29	51
C 18	6,32	50

Tabela 4. Concentração total em mg/Kg de metais pesados nas amostras estudadas

Amostras	Pb	Cr	Zn	Ni	Cu	Fe	Mn	%Finos
Una 1	39	62	68	43	17	36888	425	73,33
Una 2	35	65	72	32	15	34992	362	64,11
Una 3	35	69	84	45	17	27378	345	72,97
Una 4	32	56	83	44	15	26778	331	60,63
Una 5	50	60	58	25	16	38922	283	91,52
Una 6	42	67	76	29	16	28432	310	71,81
Una 7	37	74	73	46	17	32523	452	73,97
Una 8	31	58	82	31	13	31057	348	68,3
Una 9	35	64	78	32	17	33173	466	81,57
Una 10	40	73	74	44	19	36015	365	88,17
Una 11	43	76	68	41	18	34029	411	85,59
Una 12	41	62	70	54	15	29804	361	67,35
MJ 13	45	14	24	33	8	9629	95	42,17
MJ 14	47	25	22	30	9	13525	121	73,72
M15	59	50	43	28	15	21969	164	92,65
C 16	52	29	28	31	12	15982	223	75,41
C17	72	53	43	46	17	21830	430	90,14
C 18	52	44	35	42	14	19236	251	84,58

Os teores dos metais foram corrigidos dividindo-se a concentração de cada metal percentagem de finos dividida por 100, tanto para concentração total, quanto para a fase remobilizável.

Tabela 5. Concentração da fase remobilizável em mg/Kg de metais pesados nas amostras estudadas

Amostras	Pb	Cr	Zn	Ni	Cu	Fe	Mn
Una 1	29	10	39	15	12	16781	326
Una 2	29	7	34	13	8	13762	269
Una 3	26	10	40	16	10	19198	290
Una 4	23	6	28	13	7	13303	216
Una 5	23	12	31	12	8	14174	186
Una 6	22	9	37	11	9	14996	281
Una 7	22	8	34	14	8	15283	351
Una 8	21	8	32	12	8	16173	311
Una 9	24	8	32	13	8	16636	380
Una 10	27	10	44	15	16	18276	204
Una 11	26	10	40	16	11	19533	376
Una 12	20	6	23	12	7	12078	241
MJ 13	13	2	12	8	2	6565	64
MJ 14	14	3	15	9	3	7840	90
M 15	24	5	34	12	7	14354	92
C 16	15	4	21	10	5	11282	194
C17	23	11	34	15	8	17541	307
C 18	17	1	27	13	6	14037	118

Tabela 6. Concentração total dos cátions principais nas amostras estudadas em mg/Kg

Amostras	Na	K	Ca	Mg
Una 1	3974	13970	2599	5479
Una 2	3836	13477	1967	5485
Una 3	3157	11301	1921	3762
Una 4	4225	11048	1822	3502
Una 5	5262	13570	2201	5305
Una 6	3330	12061	769	3668
Una 7	3613	14063	1830	4817
Una 8	3368	13015	1942	4250
Una 9	3484	13058	1587	5297
Una 10	4100	14475	1813	5542
Una 11	4095	14702	758	5519
Una 12	3129	12247	1841	4618
MJ 13	2135	7422	699	1203
MJ 14	2916	9203	1038	1518
M 15	4852	13439	591	3081
C 16	3008	7837	558	1918
C17	4062	9969	1118	3102
C 18	3972	10047	833	2514

Tabela 7. Concentração na fase remobilizável dos cátions principais nas amostras estudadas em mg/Kg.

Amostras	Na	K	Ca	Mg
Una 1	83	424	894	2108
Una 2	62	313	435	1471
Una 3	133	505	745	2441
Una 4	69	291	581	1576
Una 5	97	365	751	1993
Una 6	137	390	461	1758
Una 7	109	404	925	1926
Una 8	82	344	628	1994
Una 9	126	433	620	2439
Una 10	122	479	570	2416
Una 11	531	531	190	2530
Una 12	122	331	413	1523
MJ 13	70	83	148	1015
MJ 14	23	122	261	1098
M 15	39	243	447	1594
C 16	28	218	341	1114
C17	33	315	570	1942
C 18	33	243	578	1506

Tabela 8. Concentração de matéria orgânica (MO), carbono orgânico (CO), nitrogênio total (NO) e fósforo total (P) nas amostras estudadas.

Amostras	% MO	% NO	P(mg/Kg)	%CO
Una 1	7,8	0,13	480	1,07
Una 2	5,4		445	0,89
Una 3	8,1	0,10	472	1,59
Una 4	5,6		485	1,0
Una 5	7,9	0,15	816	1,32
Una 6	6,6		526	1,35
Una 7	6,9	0,13	528	0,94
Una 8	5,9		410	1,08
Una 9	7,2	0,11	305	0,98
Una 10	7,3		456	0,87
Una 11	8,6		654	1,83
Una 12	6,4		510	0,89
MJ 13	1,78	0,08	307	0,38
MJ 14	3,34	0,09	370	0,64
M 15	7,27	0,12	605	0,92
C 16	4,00	0,10	458	0,27
C17	7,72	0,11	592	0,36
C 18	6,31	0,12	637	0,39