

Contaminação por metais pesados e pesticidas nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE)

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda
Dr. Rozane Valente Marins
MSc Ariel Gustavo Vaisman
Quim. Saulo Robério Rodrigues Maia
José Edvar Aguiar (Aluno de Graduação)
Francisco José da Silva Dias (Aluno de Graduação)

Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição, 3207, Fortaleza, 60165-081, CE

Fortaleza, Janeiro de 2004

Sumário

1. Sumário Executivo	3
2. Impacto de atividades em bacias de drenagem sobre a região costeira do semi-árido do nordeste do Brasil	12
3. Descrição sumária das áreas de estudo	14
4. Emissão de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados	17
5. Fontes antrópicas de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados	22
6. Participação das diferentes atividades humanas na contribuição antrópica de metais pesados para as três bacias estudadas.	32
7. Hidroquímica fluvial ao longo da bacia inferior dos Rios Jaguaribe (CE) e Açu e Curimataú (RN)	35
8. Distribuição de metais pesados em sedimentos dos rios estudados	48
9. Conclusões	53
10. Referências Bibliográficas	54

1. Sumário Executivo

i. Impactos na zona costeira gerados em bacias de drenagem

Diversos processos ambientais e atividades socioeconômicas realizadas na zona costeira são indiretamente afetados pelas atividades nas bacias de drenagem, mesmo quando distantes do litoral, resultando no estabelecimento de um mosaico de condições ambientais caracterizado por conflitos entre os diferentes usos e que requer tratamento diferenciado no que diz respeito à estratégias de exploração de seus recursos, gerenciamento ambiental e preservação e conservação de seus ambientes naturais (Lacerda *et al.*, 2002; Marins *et al.*, 2002; Lacerda & Marins, 2002). Portanto, para a compreensão da resposta ambiental da zona costeira torna-se necessária uma caracterização das propriedades das bacias, das interações entre compartimentos de ciclagem e transporte e da importância das atividades antrópicas sobre estes compartimentos (Figura i).

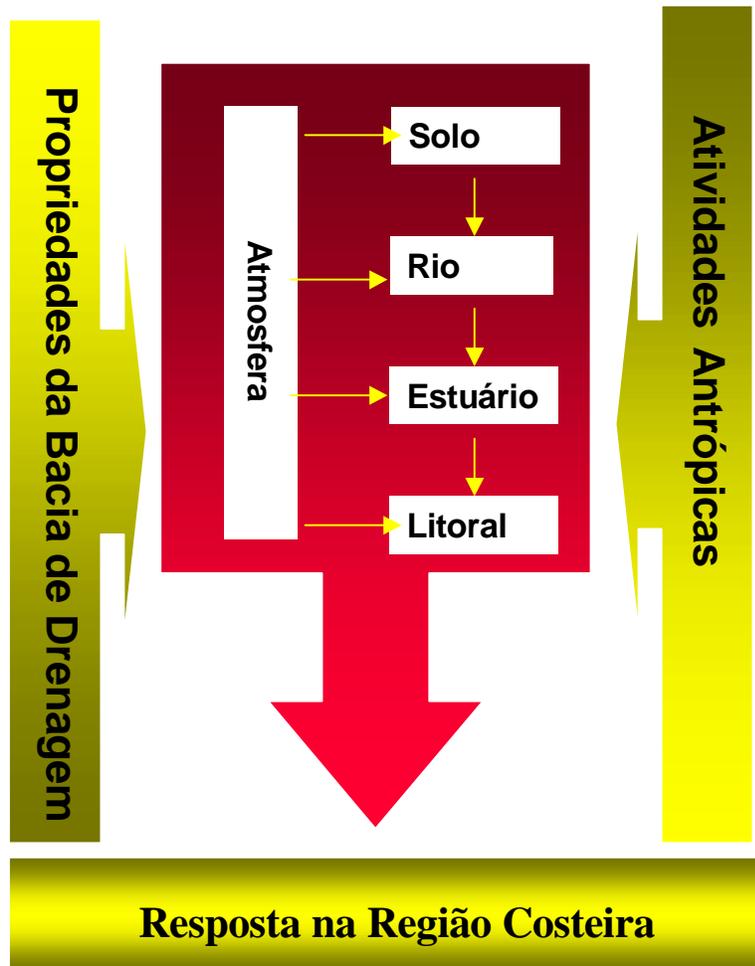


Figura i. Processos das bacias de drenagem e vias de atuação sobre a região costeira.

Um dos principais vetores localizados em bacias de drenagem que afetam a região costeira é o barramento de rios para abastecimento de água. A construção de barragens e açudes resulta via de regra em uma diminuição significativa do fluxo fluvial a jusante, particularmente em períodos de estiagem, levando à concentração de substâncias presentes na água e ao desequilíbrio entre erosão e sedimentação ao longo do curso do rio e principalmente em sua região estuarina (Lacerda & Marins, 2002; Marins *et al.*, 2003). Seguem-se como principais vetores a agricultura, particularmente a agricultura irrigada que se utiliza de grandes quantidades de insumos, a pecuária, incluindo a carcinicultura, a urbanização seguida ou não de desenvolvimento industrial e as alterações nos usos do solo, geralmente levadas a cabo após a substituição da vegetação nativa.

Estas diferentes atividades antrópicas emitem para o meio ambiente substâncias capazes de causar impactos negativos sobre a biodiversidade local, sobre a qualidade dos produtos explorados na região (e.g. organismos aquáticos, tais como o camarão) e eventualmente expõe populações humanas à concentrações elevadas de diferentes poluentes, resultando a médio prazo em depreciação significativa do capital natural de uma dada região. Neste cenário, os estuários e as regiões costeiras em geral, atuam como corpo receptor final destas substâncias. Isto associado às mudanças hidrológicas e de uso dos solos, tornam estas regiões particularmente vulneráveis à atividades antrópicas instaladas em suas bacias de drenagem (Lacerda *et al.*, 2002).

No presente estudo, são estimadas as cargas de origem natural e antrópica, e a concentração e distribuição espacial de metais de interesse ambiental (Cu, Zn, Cd e Pb) em três estuários da região nordeste brasileira, onde é desenvolvida intensa atividade de carcinicultura; as bacias inferiores dos rios Curimataú e Piranhas-Açú (RN) e Rio Jaguaribe (CE). A provável resposta biológica à esses fluxos foi avaliada através da determinação de metais em camarões cultivados na região.

ii. Emissão de metais para as bacias estudadas

Os metais pesados são contaminantes ambientais com presença freqüente e ubíqua em vários efluentes de atividades humanas incluindo, efluentes industriais, urbanos e agropecuários. Além disto, são componentes naturais da deposição atmosférica, estando também presentes em solos, águas e na biota. Portanto, mesmo sob condições de baixo desenvolvimento industrial, como no caso das bacias estudadas, alguns metais podem se constituir em ameaças potenciais à biodiversidade e a qualidade dos recursos biológicos de uma determinada região, incluindo os produtos da pesca e da aqüicultura.

Os metais atingem a zona costeira associados ao material particulado em suspensão e/ou dissolvidos na coluna d'água dos sistemas fluviais e ainda por deposição atmosférica (Salomons & Förstner, 1984). As características hidrogeológicas dos estuários favorecem

sua deposição e acumulação, principalmente em sedimentos, que podem assim apresentar concentrações elevadas, mesmo em áreas onde fontes pontuais significativas destes contaminantes estão ausentes (Lacerda, 1998). Dentre os principais metais de interesse ambiental, o Zn, Cu, Cd e Pb estão presentes em efluentes antrópicos mesmo quando da ausência de fontes pontuais, como indústrias. Depósitos de rejeitos sólidos urbanos (lixões), atividades agro-pecuária, águas servidas e “runoff” urbano e rural, contribuem com cargas significativas de metais para águas superficiais (Nriagu, 1989). Portanto, mesmo em áreas pouco industrializadas, a presença de metais pode se constituir em ameaça potencial aos ecossistemas naturais e seus recursos biológicos.

Dentre as fontes naturais de metais para bacias de drenagem estão a deposição atmosférica e a denudação física e química de solos. A deposição atmosférica é função da área da bacia e da concentração das substâncias de interesse na deposição total (deposição úmida e seca) (Silva Filho *et al.*, 1998), enquanto que o carreamento de metais por denudação de solos, depende em última análise das concentrações dos metais nos solos, de sua propensão à erosão, do tipo de intemperismo dominante na região e da área da bacia.

Tabela i. Importância relativa das fontes naturais e antrópicas de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados.

Bacia	Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
		t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)
Jaguaribe	Natural	8,04 (61)	3,22 (26)	8,15 (85)	1,32 (90)
	Antrópica	5,12 (39)	9,40 (74)	1,49 (15)	0,15 (10)
	Total	13,16	12,62	9,64	1,47
	Total kg ¹ .km ⁻²	9,7	9,3	7,1	1,1
Curimataú	Natural	2,21 (44)	0,84 (32)	2,17 (75)	0,36 (78)
	Antrópica	2,87 (56)	1,80 (68)	0,72 (25)	0,10 (22)
	Total	5,08	2,64	2,89	0,46
	Total kg ¹ .km ⁻²	14,1	7,3	8,1	1,3
Açu	Natural	21,3 (74)	8,4 (73)	21,1 (92)	3,41 (94)
	Antrópica	7,35 (26)	3,15 (27)	1,91 (8)	0,20 (6)
	Total	28,7	11,55	23,0	3,61
	Total kg ¹ .km ⁻²	8,1	3,3	6,5	1,1

As estimativas de carga de metais de fontes naturais e antrópicas são realizadas através do uso de fatores de emissão, que relacionam cargas (desconhecidas) com parâmetros de produção/consumo (conhecidas) das diferentes atividades antrópicas ou processos naturais. A tabela i, apresenta a emissão consolidada de fontes naturais e antrópicas para a bacia dos três rios estudados. Dentre as bacias estudadas a bacia inferior do Rio Piranhas-Açu apresenta-se dominada por fontes naturais de metais com cerca de 74% da emissão total de Zn e Cu e cerca de 94% da emissão total de Cd e Pb. Nas demais bacias, as fontes naturais

dominam as cargas de Pb, Cd e Zn com percentuais de 85%, 90% e 61%, respectivamente, para o Rio Jaguaribe e de Pb e Cd, com 75% e 78%, respectivamente, para o do Rio Curimataú. As fontes antrópicas dominam as cargas de Zn, com 66% para o Rio Curimataú e de Cu com 74% e 68% para os Rios Jaguaribe e Curimataú, respectivamente. Quando levado em consideração a área da bacia, a bacia inferior do rio Jaguaribe é aquela que recebe as maiores cargas por unidade de área 9,7; 9,3; 7,1 e 1,1 kg.km⁻², seguida pela bacia do rio Curimataú e pelo rio Piranhas-Açu.

Tabela ii. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Açu (RN) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,94	0,45	0,19	0,027
<i>Runoff</i> urbano	1,00	0,023	0,009	0,001
Resíduos sólidos	2,63	0,79	1,67	0,17
Agropecuária	2,78	1,89	0,037	0,004
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	7,35	3,15	1,91	0,20

Tabela iii. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Curimataú (RN) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,36	0,173	0,07	0,01
<i>Runoff</i> urbano	0,23	0,006	0,002	<0,001
Resíduos sólidos	1,00	0,30	0,63	0,06
Agropecuária	1,28	1,32	0,016	0,003
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	2,87	1,80	0,72	0,10

Tabela iv. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Jaguaribe (CE) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,70	0,27	0,21	0,02
<i>Runoff</i> urbano	0,68	0,016	0,006	<0,001
Resíduos sólidos	1,97	0,59	1,25	0,12
Agropecuária	1,77	8,53	0,025	0,006
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	5,12	9,40	1,49	0,15

Dentre os metais analisados, fica evidente a presença de dois grupos caracterizados por fontes antrópicas distintas (Tabela ii). O primeiro, formado por Cd e Pb apresenta como principais fontes aquelas relacionadas à áreas urbanas, particularmente a disposição

inadequada de resíduos sólidos urbanos, responsável por cerca de 82% da carga total antrópica de Pb e de 65% da carga de Cd para as três bacias estudadas (Figuras *ii*, *iii*, *iv*). No caso da bacia do Rio Jaguaribe (Figura *iv*), esta fonte responde por até 85% da carga total de Cd. Cabe lembrar entretanto que estas cargas absolutas são pouco significativas

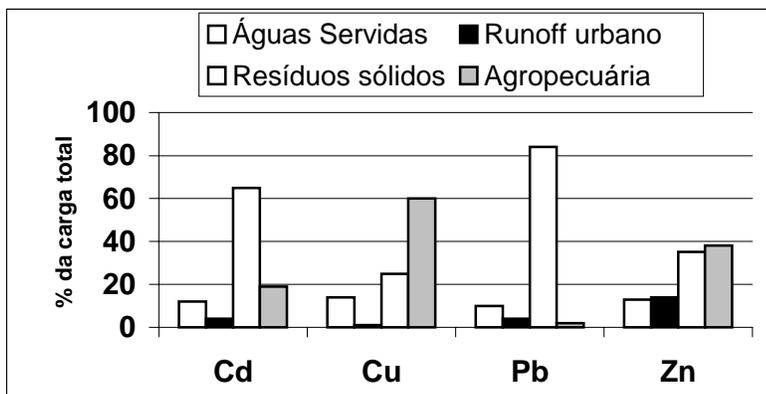


Figura *ii*. Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Açu (RN). Contribuição da carcinocultura < 1%.

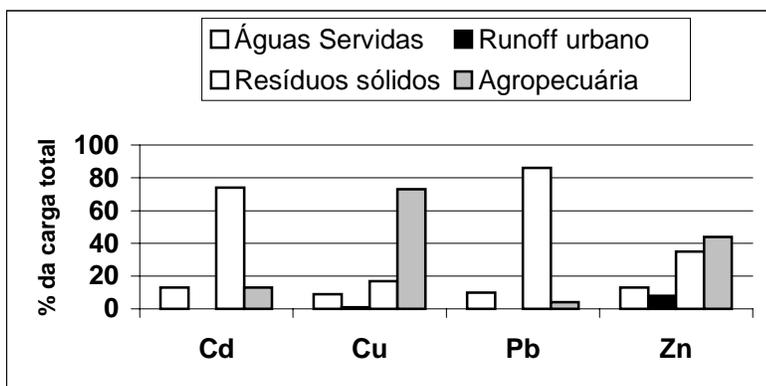


Figura *iii*. Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Curimataú (RN). Contribuição da carcinocultura < 1%.

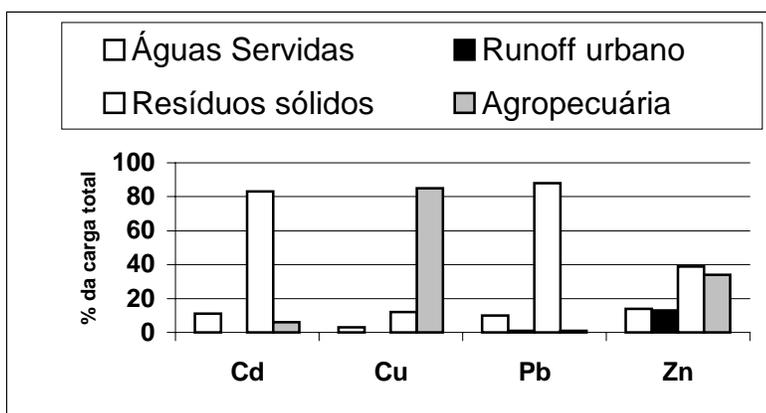


Figura *iv*. Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Jaguaribe (CE). Contribuição da carcinocultura < 1%.

O segundo grupo compreende o Cu e Zn com cargas totais dominadas por efluentes da agropecuária, particularmente na bacia do Rio Jaguaribe (Figura iv), onde esta fonte responde por cerca de 85% da carga total de Cu. A disposição de resíduos sólidos também contribui com cargas significativas destes metais, particularmente o Zn.

iii. Distribuição de metais em sedimentos dos rios estudados

As concentrações de metais em sedimentos, são mais indicadas para avaliação do grau de contaminação de rios, uma vez que este compartimento integra ao longo do tempo as cargas emitidas para uma dada bacia. Portanto, este compartimento pode ser utilizado para se avaliar a influência de fontes distintas de metais em uma da a bacia de drenagem de forma bem mais consistente que as concentrações medidas na água. As menores concentrações médias de Cu e Zn foram medidas no Rio Curimataú, as maiores ocorreram no Rio Piranhas-Açú. As concentrações de Cd e Pb foram semelhantes nos três rios, sendo menores nos sedimentos do Rio Jaguaribe (Tabela v). As concentrações acompanham as cargas por unidade de área recebida por cada bacia.

Tabela v. Comparação entre as concentrações de metais medidas em sedimentos finos dos três rios estudados. Médias e intervalos de concentração.

Bacia	Cu	Zn	Cd	Pb
Rio Curimataú	0,68 <0,05 – 11,5	17,0 <0,05 – 39,0	0,36 <0,05 – 0,66	7,6 <0,05 – 15,3
Rio Jaguaribe	9,1 3,3 – 16,5	27,5 9,4 – 50,1	0,39 <0,05 – 0,63	3,2 0,2 – 7,2
Rio Piranhas-Açú	15,3 <0,05 – 35,5	31,1 <0,05 – 65,5	0,33 <0,05 – 0,9	6,7 <0,05 – 14,4

A distribuição espacial de Cu, Zn, Pb e Cd nos Rios Jaguaribe e Piranhas-Açu mostra a influência de fontes pontuais sobre as concentrações em sedimentos finos. A grande incidência de concentrações não detectáveis, para todos os metais, no rio Curimataú, impede a discussão de sua variação espacial neste rio.

A distribuição espacial apresentada na Figura v mostra a importância das fontes pontuais, área metropolitana de Aracati e de Macau, no controle da distribuição desses metais. Em ambos os rios, as estações a jusante destas áreas apresentam as concentrações mais elevadas de Cu e Zn, confirmando a importância das emissões por águas servidas e disposição de resíduos sólidos urbanos, particularmente no caso do Zn e em menor escala do Cu. No caso do Rio Jaguaribe, cabe ressaltar que as estações que apresentaram as maiores concentrações de metais, ocorrem em uma região do estuário caracterizada por sua grande capacidade de acumulação de materiais transportados, mesmo de origem natural. Portanto, o impacto das fontes antrópicas deve maximizar esta característica.

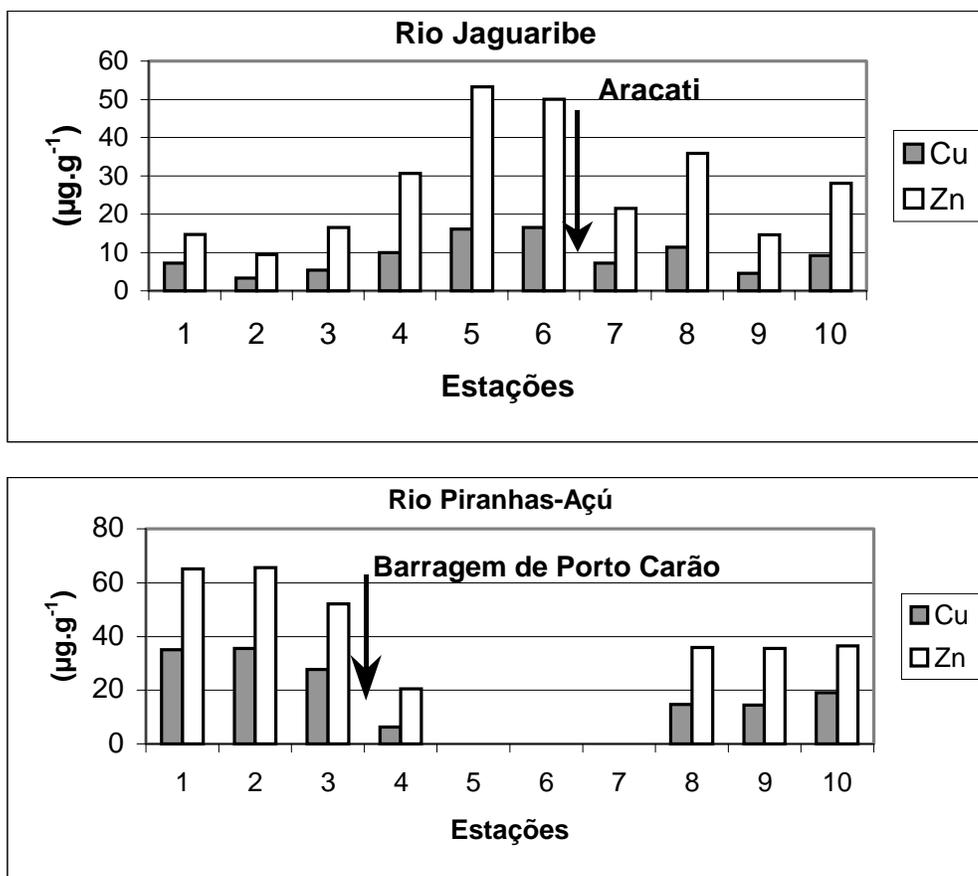


Figura v. Distribuição espacial das concentrações de Cu, Zn, ao longo do rio Jaguaribe entre a foz (Estação 1) e a cima da barragem de Itaiçaba (Estação 10) e rio Piranhas-Açú entre a foz (Estação 1) e acima da barragem de Itajá.

iv. Resposta biológica às emissões estimadas

No rio Jaguaribe, foram analisadas as concentrações de Cu e Zn a fim de verificar a existência de evidências sugerindo algum grau de contaminação, haja vista a dominância das cargas antrópicas destes metais para esta bacia. A Tabela *vi* apresenta as concentrações médias de metais pesados em camarões obtidos nas fazendas da região da bacia do Rio Jaguaribe. As concentrações obtidas nas três fazendas apresentaram-se semelhantes, sugerindo fontes similares para os metais estudados nas três áreas. As concentrações médias de Cu variaram de 26,0 a 33,3 µg.g⁻¹ e de 79,0 a 95,3 µg.g⁻¹ na musculatura e no exoesqueleto, respectivamente. As concentrações médias de Zn variaram de 39,0 a 41,8 µg.g⁻¹ e de 47,0 a 53,3 µg.g⁻¹ na musculatura e no exoesqueleto, respectivamente. Não foram medidas concentrações detectáveis de Cd e Pb nos camarões analisados. As maiores concentrações de alguns metais em carapaças, particularmente o Cu, encontrada nos

camarões do Rio Jaguaribe, sugerem que mecanismos de detoxificação estão atuando nesses organismos levando a crer que as concentrações à que estão expostos já ultrapassam as necessidades fisiológicas dos animais o que poderá resultar em decréscimo da produtividade das fazendas (Hashimi *et al.*, 2002).

Tabela vi. Concentração e percentual de distribuição de Cu e Zn em musculatura e carapaças de camarões coletados em três fazendas da bacia do Rio Jaguaribe, CE. Os metais Cd e Pb foram também analisados mas apresentaram concentrações não detectáveis pelo método utilizado ($< 5 \mu\text{g.g}^{-1}$). Concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira: Cu = $150 \mu\text{g.g}^{-1}$ e Zn = $250 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Amostra	Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco)		Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco)	
	Musculatura	Carapaça	Musculatura	Carapaça
Fazenda 1	31,3 \pm 5,1 (28%)	79,0 \pm 23,1 (72%)	40,3 \pm 1,2 (45%)	48,0 \pm 6,9 (55%)
Fazenda 2	33,3 \pm 3,2 (29%)	83,0 \pm 5,8 (71%)	41,8 \pm 1,5 (44%)	53,3 \pm 4,0 (56%)
Fazenda 3	26,0 \pm 7,0 (22%)	92,3 \pm 18,9 (78%)	39,0 \pm 2,0 (45%)	47,0 \pm 2,6 (55%)

v. Conclusões

As atividades antrópicas dominam as emissões dos metais Cu e Zn para as três bacias estudadas. As emissões de Cd e Pb entretanto, ainda são fortemente controladas por processos naturais, principalmente a denudação de solos. As principais fontes de metais são a agricultura (para o Cu) e em áreas metropolitanas, a disposição inadequada de águas servidas e de resíduos sólidos (para todos os metais inclusive o Cu). As emissões originadas no “runoff” de áreas urbanas e nas atividades de carcinicultura são pouco significativas em relação às demais.

Não foram detectadas concentrações mensuráveis de pesticidas nas águas dos rios estudados. A qualidade das águas avaliada através de variáveis hidroquímicas, classificam-nas como boas à excelentes, segundo a legislação CONAMA (1986). As concentrações de metais medidas em águas e sedimentos, também sugerem que as bacias estudadas ainda não apresentam grau de contaminação elevado. Entretanto, a distribuição espacial de metais em sedimentos, sugere fortemente a influência das cargas originadas em áreas metropolitanas.

A análise preliminar de camarões coletados em fazendas no Rio Jaguaribe, por outro lado, mostram concentrações baixas em relação à saúde dos consumidores. Entretanto, a distribuição relativa, particularmente do Cu, entre musculatura e exoesqueleto, sugere que estes animais já respondem a níveis anômalos de metais, detoxificando estes poluentes através da acumulação no exoesqueleto. Cabe ressaltar, entretanto, que esta observação

baseia-se em dados preliminares, sendo necessário um estudo mais aprofundado da dinâmica do Cu e do Zn nestas fazendas. Da mesma forma esta observação não pode ser estendida às outras bacias, até que análises semelhantes estejam disponíveis.

vi. Referências Bibliográficas

- CONAMA (1986). Conselho nacional do Meio Ambiente, MMA, Resolução CONAMA no. 20, Brasília, DF.
- Hashimi, M.; Mustafá, S.; Tariq, S.A. (2002). Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodom*) from grow out farms in Sabah, North Borneo. *Food Chemistry* 79: 151-156.
- Lacerda L.D. (1998). Biogeochemistry of heavy metals and diffuse pollution in mangrove ecosystems. ISME, Okinawa, 65 pp.
- Lacerda, L.D. & Marins, R.V. (2002). River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/Glomis Electronic Journal* 2(1):1-4. (<http://www.glomis.com/ej/pdf/ej03.pdf>)
- Lacerda, L.D.; Kremer, H.H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall-Crossland, J.I. & Crossland, J.C. (2002) *South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions*. LOICZ Reports & Studies No. 21, 217 p.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Abreu, I.M. & Dias, F.J.S. (2003). Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. *Ciência Hoje* 33(197): 666-70.
- Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338: 47-49
- Rainbow, P.S. (1997). Ecophysiology of trace metal uptake in crustaceans. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 44: 169-175.
- Salomons, W. & Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin, 349 p.
- Silva Filho, E.V.; Wasserman, J.C. & Lacerda, L.D. (1998). History of metal inputs recorded on sediment cores from a remote environment. *Ciência & Cultura* 50(5): 374-376

2. Impacto de atividades em bacias de drenagem sobre a região costeira do semi-árido do nordeste do Brasil

A administração atual dos recursos hídricos dos estados do semi-árido brasileiro tem sido fundamental para o uso sustentado desses recursos na região. A gestão por comitês de bacias tem levado à uma crescente sustentabilidade dos usos desses recursos. Entretanto, ainda não são abordados na esfera destes comitês, os impactos potenciais causados na zona costeira por atividades antrópicas localizadas em bacias de drenagem fora do litoral. Isto demonstra que o zoneamento e gestão de áreas costeiras ainda não são realizados ao nível integrado desejável, o que resulta em conflitos de utilização dos seus recursos hídricos. Diversos processos ambientais e atividades socioeconômicas realizadas na zona costeira são indiretamente afetados pelas atividades e usos das bacias de drenagem, mesmo quando distantes do litoral (Lacerda *et al.*, 2002). O exemplo mais significativo ocorre em bacias de drenagem que recebem efluentes de diferentes atividades urbanas, industriais e agrícolas, e que possuem grande parte de seu fluxo controlado artificialmente, para atendimento da demanda de água para abastecimento e irrigação, como é o caso da região semi-árida do nordeste brasileiro. Como resultado, as bacias inferiores costeiras formam um mosaico de condições ambientais que requer tratamento diferenciado no que diz respeito a seus usos potenciais, estratégias de exploração de recursos naturais, gerenciamento ambiental e preservação e conservação de seus recursos naturais (Marins *et al.*, 2002; Lacerda & Marins, 2002). A tabela 1 resume os principais vetores, pressões e impactos na zona costeira de atividades geradas nas bacias de drenagem.

Um dos principais impactos gerados por atividades localizadas em bacias de drenagem que afetam a região costeira é o controle de fluxo por barragens para abastecimento de água. A construção de barragens e açudes resulta via de regra em uma diminuição significativa do fluxo fluvial a jusante, particularmente em períodos de estiagem, levando à concentração de substâncias presentes na água e ao desequilíbrio entre erosão e sedimentação ao longo do curso do rio e principalmente em sua região estuarina (Lacerda & Marins, 2002; Marins *et al.*, 2003). Seguem-se como principais vetores a agricultura, particularmente a agricultura irrigada que se utiliza de grandes quantidades de insumos, a pecuária, incluindo a carcinicultura, a urbanização seguida ou não de desenvolvimento industrial e as alterações nos usos do solo, geralmente levadas a cabo após a substituição da vegetação nativa.

Além das pressões ambientais que resultam em alterações no ambiente físico (Tabela 1), estas diferentes atividades antrópicas emitem para o meio ambiente diversas substâncias capazes de causar impactos negativos sobre a biodiversidade local, sobre a qualidade dos produtos explorados na região (e.g. organismos aquáticos, tais como o camarão) e eventualmente expondo populações humanas à concentrações elevadas de diferentes poluentes, resultando a médio prazo em depreciação significativa do capital natural de uma

dada região. Neste cenário, os estuários e as regiões costeiras em geral, atuam como corpo receptor final destas substâncias. Isto associado às mudanças hidrológicas e de uso dos solos, tornam estas regiões particularmente vulneráveis à atividades antrópicas instaladas em suas bacias de drenagem (Lacerda *et al.*, 2002).

Tabela 1. Principais vetores localizados nas bacias de drenagem e pressões ambientais e seus respectivos impactos na região costeira.

Vetores	Pressões	Impactos
Represamento de Rios	Retenção de sedimentos Alteração no fluxo de nutrientes Diminuição na capacidade de transporte	Erosão e diminuição do fluxo de sedimentos e de nutrientes Alteração de cadeias alimentares Diminuição da produtividade pesqueira Sedimentação de estuários por areias marinhas
Agricultura	Diminuição da oferta de água., Aumento da erosão de solos e da emissão de poluentes. Alteração no ciclo de nutrientes	Salinização Sedimentação de calhas Contaminação de recursos pesqueiros Depreciação de produtos da maricultura
Pecuária	Aumento da carga de nutrientes e poluentes	Eutrofização Contaminação de recursos pesqueiros Depreciação de produtos da maricultura
Urbanização / indústrias	Aumento da carga de poluentes e DBO Aumento nas taxas de denudação de solos	Eutrofização Contaminação de recursos pesqueiros Depreciação de produtos da maricultura Exposição humana a poluentes
Desmatamento	Facilitação da erosão dos solos Alteração no balanço de sedimentos	Sedimentação de calhas

A sensibilidade das regiões estuarinas e costeiras aos impactos ambientais, vai depender das características ecológicas e biogeoquímicas de cada região em particular, incluindo as próprias atividades humanas aí instaladas, isto é da capacidade suporte de determinada região às diferentes atividades antrópicas possíveis de serem aí instaladas. Assim, rios intermitentes, deverão ser regidos por limites sazonalmente mais restritivos quanto à liberação de efluentes urbanos, industriais e agrícolas, por exemplo. Da mesma forma, bacias afetadas por despejos urbanos, industriais e/ou agrícolas, poderão se tornar inviáveis para o desenvolvimento turístico e/ou de maricultura.

O detrimento da qualidade das águas leva a processos de eutrofização e poluição, que resultam em significativa depreciação do capital natural de uma dada região, limitando seus

futuros usos e dificultando o gerenciamento de seus recursos. Por outro lado à qualidade das águas será também função das especificidades hidrológicas e morfométricas dos estuários, particularmente do tempo de residência das águas e de sua capacidade de diluição. Portanto, para se definir um índice de capacidade suporte ou da vulnerabilidade ambiental de um dado estuário, é necessário estimar-se as cargas totais de nutrientes e poluentes para sua bacia de drenagem e a capacidade de diluição e de depuração, seja por exportação do sistema fluvial ou segregação em compartimentos depósito de longo tempo de residência (Salomons *et al.*, 1995; Salomons & Stigliani, 1995; EPA, 2002; NRC, 2000; 2001).

3. Descrição sumária das áreas de estudo

3.1. A Bacia Inferior do Rio Curimataú

A bacia inferior do Rio Curimataú recebe efluentes de atividades antrópicas localizadas em dois municípios, Canguaretama, com 70% de sua área (163 km²) inserida na bacia de drenagem; e Pedro Velho, com 90% de sua área (196 km²) localizada na bacia de drenagem. Uma pequena área do município de Baía Formosa também é drenada para a bacia inferior do Rio Curimataú próximo à foz do rio. A bacia inferior do Rio Curimataú é dominada por relevos tabulares dos Tabuleiros Costeiros e por sedimentos indiferenciados da Formação Barreiras com extensa área de manguezais de cerca de 63 km². A geologia é dominada pela Formação Barreiras. O clima é quente e úmido no litoral com precipitação média anual variando de 1.500mm, na porção norte, a 800 mm, na porção sul, junto ao Estado da Paraíba. Cerca de 35% da bacia do Rio Curimataú é coberta por vegetação de caatinga e 25% de vegetação de tabuleiros com diferentes graus de alteração humana. Cerca de 25% da área da bacia é dominada por terras agrícolas (Hidroservice, 1998).

A distribuição aproximada dos solos na bacia inferior do Rio Curimataú, passíveis de sofrerem denudação química e física incluem as areias quartzosas distróficas, com cerca de 113 km², os planossolos solódicos com cerca de 150 km², os solos podzólicos com cerca de 60 km² e os solos aluviais eutróficos com cerca de 37 km². O restante da cobertura da bacia inferior é composto por áreas urbanas e estradas, espelho d'água, incluindo aquíicultura, dunas e praias. A erosão de solos também pode contribuir para a emissão de nutrientes e poluentes para as águas superficiais. Fontes industriais são insignificantes nos três municípios que compõem a bacia de drenagem.

A população dos dois municípios residente da bacia inferior do Rio Curimataú é de cerca de 36.600 habitantes, com densidade populacional média de 78 hab.km². A região estuarina abriga cerca de 60 km² de manguezais e 8,2 km² de camaroneiras, que dependem em conjunto com as atividades de pesca artesanal, de uma boa qualidade de água para seu

rendimento ótimo (IDEMA 1999a,b). Portanto, as atividades localizadas na bacia inferior do rio capazes de gerar nutrientes em excesso, e portanto gerar eutrofização, são de extrema importância para o uso sustentado dos recursos das águas estuarinas e costeiras. As principais atividades potencialmente geradoras de nutrientes e contaminantes são: águas servidas, incluindo esgotos não tratados, diretamente relacionados à população municipal; agricultura, particularmente devido ao uso de fertilizantes e praguicidas, pecuária e carcinocultura.

Ao longo da bacia inferior do Rio Curimataú foram selecionadas cinco estações de coleta de águas, material em suspensão e sedimentos de fundo do rio para determinação dos principais parâmetros hidroquímicos, concentração de metais pesados em sedimentos, águas e material em suspensão, analisados no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará; e a concentração de pesticidas organo-clorados e organo-fosforados, analisados no ITEP, UFPE, Recife. Detalhes da morfometria e hidrologia do estuário do Rio Curimataú e de suas principais características hidroquímicas e concentração e distribuição de contaminantes ambientais são apresentados na segunda parte deste relatório.

3.2. Bacia Inferior do Rio Piranhas-Açu

O Rio Piranhas-Açu drena uma parte significativa do Estado do Rio Grande do Norte, mais de 30% do seu território, totalizando uma área total de bacia de 17.498,5 km². O estuário inferior do sistema Piranhas-Açu, a partir da barragem Eng^o Armando C. Gonçalves, em Itajá, abrange os municípios de Açu, Carnaubais, Alto do Rodrigues, Pendências, Porto do Mangue e Macau, totalizando uma área de aproximadamente 3.547 km². A geologia da região é composta principalmente por tabuleiros costeiros, com uma ampla planície flúvio-marinha na sua desembocadura, constituindo a faixa litorânea. O Rio Açu, entretanto, encontra-se barrado artificialmente nas adjacências de Porto do Carão, entre as localidades de Pendências e Macau, onde é impedido de desaguar no mar. Do lado fluvial da barragem, as águas são totalmente doces, enquanto que no lado marinho o ambiente é hipersalino, provavelmente devido às altas taxas de evaporação e à existência de salinas na região costeira adjacente. Isto é, o estuário do rio, definido como a área de mistura de águas, inexistente na bacia inferior do Rio Açu, o que influi de forma importante na sua hidroquímica.

A distribuição aproximada dos solos na bacia inferior do Rio Açu é das mais diversificadas devido a sua grande área. Os solos passíveis de sofrerem denudação química e física incluem as areias quartzosas distróficas, com cerca de 111 km², os planossolos solódicos com cerca de 1.620 km², os cambissolos com cerca de 980 km², os Podzólicos e latossolos vermelho-amarelos com cerca de 446 km² e os solos aluviais eutróficos com cerca de 390

km². O restante da cobertura da bacia inferior é composto por áreas urbanas e estradas, espelho d'água, incluindo aquíicultura, dunas e praias.

A população dos municípios da região estuarina, predominantemente urbana (73%) é de pouco menos de 100.000 habitantes (IBGE, 2000), se encontra concentrada principalmente no município de Açú, na região dominada pela barragem de Itajá, e em Macau, na foz do Rio Piranhas-Açú.

As principais atividades humanas nesta região são a agricultura e a pecuária (incluindo a carcinicultura), sem existir parques industriais importantes. No Alto do Rodrigues existem, porém, poços de exploração petroleira da Petrobrás.

Ao longo da bacia inferior do Rio Piranhas-Açú foram selecionadas 10 estações de coleta de águas, material em suspensão e sedimentos de fundo do rio para determinação dos principais parâmetros hidroquímicos, concentração de metais pesados em sedimentos, águas e material em suspensão, e concentração de pesticidas organo-clorados e organo-fosforados. Detalhes da morfometria e hidrologia do estuário do Rio Piranhas-Açú e de suas principais características hidroquímicas e concentração e distribuição de contaminantes ambientais são apresentados na segunda parte deste relatório.

3.3. Bacia inferior do Rio Jaguaribe

O Rio Jaguaribe é o principal curso d'água do Estado do Ceará, possui uma extensão aproximada de 610 km e sua bacia drena uma área de 72.043 km², ocupa as partes meridional e oriental do Estado do Ceará, desaguando no Oceano Atlântico. A Bacia hidrográfica possui uma grande rede de drenagem, seus principais afluentes são pela margem direita, os rios Cariri, Salgado e Figueiredo e pela margem esquerda os rios Banabuiú e Palhano (Soares Filho, 1996). Segundo Campos *et al.* (2000) uma característica significativa do Rio Jaguaribe é a variação da sua descarga que pode variar de 7.000 m³.s⁻¹ a zero em um intervalo de poucos meses. Isto se deve ao regime pluviométrico da região que é dividido em duas estações típicas; a chuvosa (janeiro a maio) e a seca (junho a dezembro).

A foz do Rio Jaguaribe apresenta uma extensa zona estuarina localizada entre as coordenadas 4° 23'26''S e 37° 43'45''W ; 4° 36'58''S e 37° 43'45''W, cuja penetração das águas do mar se faz sentir até a barragem de Itaiçaba, cerca de 34 km da sua desembocadura (Soares Filho, 1996). A área dessa região estuarina compreende cerca de 1.350 km². Embora seja evidente o impacto das atividades antrópicas sobre o meio físico do Rio Jaguaribe, nada se conhece sobre as alterações químicas de suas águas, nem de seus impactos sobre a região costeira.

Ao longo da bacia inferior do Rio Jaguaribe foram selecionadas 10 estações de coleta de águas, material em suspensão e sedimentos de fundo do rio para determinação dos principais parâmetros hidroquímicos, concentração de metais pesados em sedimentos, águas e material em suspensão, e concentração de pesticidas organo-clorados e organo-fosforados. Detalhes da morfometria e hidrologia do estuário do Rio Jaguaribe e de suas principais características hidroquímicas e concentração e distribuição de contaminantes ambientais são apresentados na segunda parte deste relatório.

4. Emissão de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados

Os metais pesados são contaminantes ambientais com presença freqüente e ubíqua em vários efluentes de atividades humanas incluindo, efluentes industriais, urbanos e agropecuários. Além disto, são componentes naturais da deposição atmosférica, estando também presentes em solos, águas e na biota. Portanto, mesmo sob condições de baixo desenvolvimento industrial, como no caso do litoral do Estado do Rio Grande do Norte e do Estado do Ceará, alguns metais pesados podem se constituir em ameaças potenciais à biodiversidade e a qualidade dos recursos biológicos de uma determinada região, incluindo os produtos da pesca e da aqüicultura.

Os metais pesados atingem os ecossistemas costeiros principalmente associados ao material particulado em suspensão e/ou dissolvidos na coluna d'água dos sistemas fluviais e ainda por deposição atmosférica (Salomons & Förstner, 1984). As características hidrogeoquímicas das regiões estuarinas e costeiras favorecem a deposição e acumulação de metais pesados, principalmente em sedimentos, que podem assim apresentar concentrações elevadas, mesmo em áreas onde fontes pontuais significativas destes contaminantes estão ausentes (Lacerda, 1998).

Dentre os principais metais pesados de interesse ambiental, o Zn, Cu, Cd e Pb estão presentes em efluentes antrópicos mesmo quando da ausência de fontes pontuais, como indústrias. Por exemplo, Machado *et al.* (2002) demonstraram o grande potencial de contaminação por estes metais oriundos de depósitos de rejeitos sólidos urbanos (lixões) na região da Baía de Guanabara, RJ. Atividades agrícolas também são importantes fontes de Cd, Cu e Zn presentes como resíduos em fertilizantes e de Cu e Zn presentes em fungicidas como componentes (micronutrientes) em adubos e rações (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Águas servidas, “*runoff*” urbano e rural, também contribuem com cargas significativas de metais pesados para águas superficiais, particularmente de Pb, e Zn (Nriagu & Pacyna, 1988; Nriagu, 1989). Portanto, mesmo em áreas pouco industrializadas, a presença de metais pesados pode se constituir em ameaça potencial aos ecossistemas naturais e seus recursos biológicos.

4.1. Fontes naturais de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados

4.1.1. Deposição atmosférica

Dentre as fontes naturais de metais pesados para bacias de drenagem estão a deposição atmosférica e a denudação física e química de solos. A deposição atmosférica é função da área da bacia e da concentração das substâncias de interesse na deposição total (deposição úmida e seca) (Marins *et al.* 1996; Silva Filho *et al.*, 1998). A tabela 2 apresenta um sumário da deposição atmosférica medida em diversas amostragens ao longo do litoral brasileiro baseadas na faixa de concentração encontradas na deposição pluvial em áreas não ou pouco contaminadas por atividades antrópicas. Para os elementos não quantificados para o Brasil, são listados outros valores típicos de litorais pouco ou não afetados por atividades antrópicas em outras partes do mundo.

Tabela 2. Deposição atmosférica média sobre diferentes regiões do litoral brasileiro e do mundo ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$).

Local	Cu	Zn	Pb	Cd
Sudeste Brasil	-	5 ¹	1,5 ⁴	5 ¹
Este USA	0,28 ³ -3,5 ⁶	9,3 ³	2,7 ⁶ -15 ³	0,4 ⁶ -0,5 ³
Hong Kong	-	0,04 ⁶	-	-
Panamá	0,5 ⁷	0,9 ⁷	-	-
Media mais provável	1,7	5	6	2

1- Silva Filho *et al.* (1998); 2 - Lacerda *et al.* (2002); 3 - Lindberg & Harris (1981); 4 - Barcellos *et al.* (1997); 5 - Lacerda & Salomons (1998); 6 - Tanner & Wong (2000); 7 - Golley *et al.* (1978).

Com base nas faixas de concentração obtidas na tabela 2 e nas áreas das diferentes bacias de drenagem e na pluviosidade regional, é possível estimar-se a carga de metais pesados que entram na bacia através desta via (Tabela 3). Parte variável da carga de origem atmosférica, entretanto, é retida em solos e somente serão mobilizadas para áreas costeiras estuarinas através da denudação física e química de seus solos. Por exemplo, Golley *et al.* (1978) relataram um percentual de retenção da carga atmosférica de Cu e Zn de 65% e 55%, respectivamente, para áreas costeiras do Panamá. Taxas de retenção de cerca de 60% para Zn, Pb e Cd foram estimadas para a bacia da Baía de Sepetiba, no litoral do Rio de Janeiro (Lacerda *et al.*, 2003; Molisani *et al.*, 2003). A fração da deposição atmosférica retida nos solos será incluída nas estimativas das emissões por denudação física e química de solos. Os valores apresentados na tabela 3, portanto, estão corrigidos pelas respectivas taxas de retenção desses metais nos solos da bacia.

As maiores cargas oriundas da deposição atmosférica são de Pb, seguidas pelas cargas de Zn, Cu e Cd. As maiores cargas ocorrem nas maiores bacias, particularmente para a bacia inferior do Rio Piranhas-Açu (3.547 km²) e Jaguaribe (1.350 km²).

Tabela 3. Carga anual estimada de metais pesados por deposição atmosférica para a bacia inferior dos rios Açu (RN), Curimataú (RN) e Jaguaribe (CE) (kg.ano⁻¹).

Bacia	Cu ¹	Zn ²	Pb ²	Cd ²
Açu	2.400	7.980	9.580	3.190
Curimataú	240	810	970	320
Jaguaribe	920	3.040	3.650	1.220

1- Valor corrigido por uma taxa de retenção em solos de 65%; 2- Valor corrigido por uma taxa de retenção em solos de 55%

4.2. Denudação física e química de solos

Os solos das três bacias de drenagem abordadas neste estudo (Bacias inferiores dos Rios Jaguaribe-CE, Curimataú-RN e Açu-RN), incluem-se dentro do domínio dos Tabuleiros Costeiros do Nordeste. Esta formação é caracterizada por uma superfície geomórfica típica, com topos planos concordantes, vales de fundo chato com vertentes íngrimes e um sistema de drenagem dendrítico (Silva & Mendonça, 1989). A litologia dos tabuleiros é formada por conglomerados, camadas e lentes de argila, arenitos inconsolidados e lentes de seixos, constituindo-se basicamente de sedimentos da Formação Barreiras (Pedreira, 1971; Lima *et al.*, 2000). Os solos são basicamente formados por oxisols e, em menor escala, por ultisolos (Silva, 1996), incluindo areias quartzosas distróficas, planosolos solódicos, podzólicos vermelho-amarelos e solos aluviais eutróficos ao longo dos rios (RADAM-BRASIL, 1981; Lima *et al.*, 2000; IDEMA, 1999a,b). A Tabela 4 apresenta as áreas cobertas pelos diferentes tipos de solo nas três bacias estudadas e a massa total denudada assumindo as taxas de denudação de solos rurais, como descrita a seguir.

Tabela 4. Principais tipos de solo, áreas respectivas (10³ km²) e massa de solo erodido (103 t.ano⁻¹) nas Bacias inferiores do Rio Jaguaribe, Curimataú e Açu.

Bacia/Solo	Areias		Planossolo		Cambissolo		Podzólicos/L		Aluviais	
	Quartzosas	Distróficas	solódico/Sol	onetz			atossolos	amarelo	vermelho	eutróficos
	área	massa	área	massa	área	massa	área	massa	área	massa
Jaguaribe ^{1,2}	1,76	230	1,71	222	1,51	196	2,67	347	-	-
Curimataú ³	0,11	14	0,15	20	-	-	0,06	8	0,04	5
Açu ³	0,11	14	1,62	211	0,98	127	0,45	59	0,39	51

1. RADAM-BRASIL (1981); 2. Lima *et al.* (2000); 3. IDEMA 1999a,b; 3.

As concentrações de metais pesados em solos são variáveis e dependem do tipo de solo, origem geológica, textura e porosidade, além da cobertura vegetal. Infelizmente poucos levantamentos existem sobre as concentrações de metais pesados em solos dos Tabuleiros Costeiros do Nordeste. Durante os trabalhos do presente projeto, foram analisadas amostras

de solos de Tabuleiros Costeiros do litoral do CE (Tabela 5) e comparados com dados de Costa *et al.* (2003), que estudaram a distribuição de metais pesados em solos de Tabuleiros Costeiros da bacia inferior do Rio Piranhas-Açu. Além destes dados regionais, estudos isolados, entretanto, existem para algumas regiões possibilitando a obtenção pelo menos das faixas de concentração existentes para os diferentes metais de interesse. A tabela 5 apresenta um sumário das concentrações de metais pesados em solos de diferentes regiões litorâneas do nordeste e sudeste do Brasil. Vários deles sob o domínio da Formação Barreiras.

Tabela 5. Concentração de metais pesados, Zn, Cu, Pb e Cd (mg.kg⁻¹) em diferentes tipos de solos litorâneos brasileiros e médias globais.

Solo	Uso	Zn	Cu	Pb	Cd
Caetés, RJ, Podzólicos ⁸	Capoeira	29-36	14-17	25-26	0,7-0,8
Caucaia, CE, Tabuleiros costeiros ⁴	Vegetação natural	21-36	9-17	0,8-24	0,1-0,8
Caetés, RJ, Podzólicos ⁸	Culturas diversas	21-22	24-26	22-24	0,6-0,7
Campos, RJ, Podzólicos ^{1,3}	Culturas diversas	-	-	0,8-18	<0,1-0,5
Campos, RJ, Podzólicos ^{1,7}	Cana-de-açúcar	102-126	-	49-51	1,6-2,0
Caetés, RJ, Podzólicos ⁸	Pasto	70-109	22-25	28-31	0,7-0,8
Campos, RJ, Cambissolo ^{1,7}	Pasto	102-105	9-17	46-53	1,7-2,0
Macau, RN, Tabuleiros costeiros ⁹	Vegetação natural	16-126	4-59	1-31	<0,1-1,0
Solos agrícolas Norte-Americanos ^{5,6}		53	18,5	11	0,2
Europa ²		60	26	29	0,6

1. Souza (2000); 2. Salomons & Förstner (1988); 3. Dias *et al.* (2001); 4. Análises realizadas durante o presente estudo; 5. Holmgren *et al.* (1993); 6. Grigal *et al.* (1994); 7. Ramalho & Sobrinho (2001); 8. Ramalho *et al.* (2001). 9. Costa *et al.* (2003).

Tanto os resultados obtidos no litoral do Ceará (este estudo) quanto aqueles da bacia inferior do Rio Piranhas-Açu, enquadram-se dentro das faixas reportadas para outras regiões do litoral brasileiro. Nota-se claramente, que os usos dos solos são mais significantes como fonte de variação na concentração de metais que os tipos de solos propriamente ditos. Por exemplo, solos podzólicos vermelho-amarelo sob pasto ou agricultura de cana-de-açúcar apresentam concentrações de Zn de 3 a 4 vezes maiores que os mesmos solos sob vegetação natural. As concentrações de Pb, embora em menor escala, também são maiores sob usos agro-pecuários. Diversos autores têm relatado este fenômeno, resultante do uso de insumos agrícolas, particularmente praguicidas e fertilizantes. Para o cálculo das estimativas de transferência de metais para águas superficiais nas bacias inferiores dos rios estudados serão, portanto, utilizados apenas os valores relativos aos

solos sem usos antrópicos, considerando-se os demais valores como entradas devidas a atividade agropecuária (Ramalho & Sobrinho, 2001; Ramalho *et al.*, 2000). São utilizadas as concentrações (g.t^{-1}) admitidas como típicas para os solos da região: Zn (21-36); Cu (9-17); Pb (24-26) e Cd (0,1-0,8), e considerados os diferentes tipos de solo e suas respectivas áreas para cada bacia estudada (ver tabela 5).

A taxa de denudação química de solos é estimada em $280 \text{ kg. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, enquanto que a taxa de denudação mecânica é estimada em $1.000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, perfazendo um total de $1.280 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ou $1,28 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Goudie, 1987; Schlesinger, 1994). Deve-se levar em consideração que esta taxa média pode variar de 1,16 a $3,09 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, dependendo do tipo de solo e da cobertura vegetal, particularmente em áreas agrícolas e em particular sob agricultura mecanizada (Goudie, 1987). As taxas de denudação são significativamente maiores em áreas urbanizadas atingindo valores de até $213 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Goudie, 1987). Em áreas costeiras tropicais planas sob cultivo agrícola, Greenland & Hall (1977), estimaram taxas variando de 0,6 a $0,8 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, em Burkina Faso, e de $7,3 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, no Senegal. Como pode ser visto a faixa de denudação é muito ampla. Como a maior área das bacias estudadas é composta por área rural com baixa declividade, e como a emissão pela denudação de solos urbanos já está incluída nas estimativas de emissão por *runoff* urbano, serão utilizadas somente as taxas de denudação de solos rurais, sob agricultura pouco ou não mecanizada, em áreas planas, para as estimativas de emissão por esta fonte, isto é entre 1,16 e $2,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, em média de $1,3 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, como sugerido por Abreu *et al.* (2003).

A tabela 6 apresenta as estimativas de emissão de metais pesados por denudação de solos naturais para as bacias inferiores dos rios Curimataú, Açu e Jaguaribe.

Tabela 6. Estimativas de emissão de metais pesados (kg.ano^{-1}) para as bacias inferiores dos rios Curimataú, Açu e Jaguaribe, por denudação de solos (média entre parêntesis).

Bacia	Zn	Cu	Pb	Cd
Jaguaribe	3.600 - 6.300 (5.000)	1.600 - 3.000 (2.300)	4.200 - 4.600 (4.500)	20 - 200 (100)
Curimataú	1.000 - 1.700 (1.400)	400 - 800 (600)	1.100 - 1.200 (1.200)	10 - 80 (40)
Açu	9.700 - 16.600 (13.300)	4.100 - 7.800 (6.000)	11.000 - 12.000 (11.500)	50 - 400 (220)

A tabela 7 compara a importância relativa de cada uma das fontes naturais de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados. A deposição atmosférica domina a carga natural de Cd (89% - 94%) para todas as bacias, principalmente devido às concentrações extremamente baixas de Cd presente nos solos da região. A principais frações das cargas de Cu (71%) e Zn (63%), e em menor escala, de Pb (55%), entretanto, provêm da denudação

química e física de solos. Resultados semelhantes forma encontrados para algumas outras bacias costeiras ao longo do litoral brasileiro, particularmente ao longo do litoral sudeste (Molisani *et al.*, 2003; Silva Filho *et al.*, 1998). Portanto, mudanças nos usos dos solos deverão ser levadas em consideração quando da avaliação do potencial de mobilização de metais pesados para regiões costeiras, mesmo em áreas com pouco desenvolvimento humano. Uma vez que a denudação física e química de solos pode gerar cargas significativas de metais de origem natural.

Tabela 7. Importância relativa das fontes naturais de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados.

Bacia	Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
		t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)
Jaguaribe	Atmosfera	3,04 (38)	0,92 (29)	3,65 (45)	1,22 (92)
	Solos	5,00 (62)	2,30 (71)	4,50 (55)	0,10 (8)
	Total	8,04	3,22	8,15	1,32
Curimataú	Atmosfera	0,81 (37)	0,24 (29)	0,97 (45)	0,32 (89)
	Solos	1,40 (63)	0,60 (71)	1,20 (55)	0,04 (11)
	Total	2,21	0,84	2,17	0,36
Açu	Atmosfera	7,98 (37)	2,4 (29)	9,58 (45)	3,19 (94)
	Solos	13,3 (63)	6,0 (71)	11,5 (55)	0,22 (6)
	Total	21,3	8,4	21,1	3,41

5. Fontes antrópicas de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados

5.1. Estimativa das emissões da atividade pecuária

A pecuária é uma fonte de metais pesados em áreas rurais para águas superficiais. O destino dos metais associados aos rejeitos da criação de animais se constitui em importante fonte para solos e daí para águas subterrâneas e superficiais. Entretanto, a transferência de desses metais não ocorre de forma direta. Parte dos metais é incorporada à biomassa animal e “exportados” do sistema (Bouwman & Booij, 1998). O restante, liberado sob forma de dejetos tende a ser incorporado ao solo, particularmente na criação extensiva, caso da bacia inferior dos Rios Jaguaribe (CE), Açu (RN) e Curimataú (RN).

No cálculo da contribuição da pecuária para a carga total de metais pesados para as bacias de drenagem, um fator determinante são as concentrações de metais no alimento dos animais. Em criações intensivas, onde os diferentes tipos de gado recebem diferentes tipos

de ração, as concentrações de metais nos dejetos têm uma relação direta com as concentrações encontradas nas rações utilizadas, contendo metais na forma de impurezas, como no caso do Cd e do Pb por exemplo, ou como suplementos da dieta dos animais, como é o caso do Cu e do Zn. As concentrações de metais nos dejetos foram as relatadas por Menzi & Kessler (1998), que avaliaram criações intensivas. Nas áreas sob o nosso estudo, fora a criação de aves e suínos, os outros tipo de gado são criados em forma extensiva, tendo uma alimentação de pastos naturais que provavelmente são mais pobres em metais do que aquela dos animais criados em regime intensivo. Portanto, as estimativas das contribuições de metais destas criações podem estar superdimensionadas.

A produção diária de dejetos de cada animal foi considerada de 10 kg, 2,5 kg, 1kg e 0,18 kg para os bovinos + outros (equínos, asininos e muares), suínos, ovinos + caprinos, e aves, respectivamente (Boyd, 1971; Esteves, 1998). Desta forma, obteve-se a quantidade de Cd, Cu, Pb e Zn contida nos dejetos produzidos pela atividade pecuária nos municípios avaliados (Tabela 8).

Uma boa parte destes dejetos é utilizada na agricultura como adubo. Portanto, a fração que finalmente atinge os rios foi calculada da mesma forma que para os insumos agrícolas e é apresentada em uma única tabela sob fontes agro-pecuárias (Tabela 10).

Tabela 8. Contribuição de metais pesados aos solos da atividade pecuária, para as bacias inferiores dos três rios considerados (em kg.ano⁻¹).

Bacia	Cd	Cu	Pb	Zn
Açu	4	1.247	80	6.057
Curimataú	2	566	34	2.717
Jaguaribe	3	713	44	3.729

Nota-se que as contribuições mais significativas são de metais presentes nas rações e/ou pastos como micronutrientes (Cu e Zn), enquanto que as contribuições de Cd e Pb são muito pouco significativas.

5.2. Estimativa das emissões da atividade agrícola

A agricultura é uma das principais fontes de metais pesados no ambiente rural, devido ao uso de diversos insumos contendo metais nas diferentes culturas. Os metais pesados oriundos desta atividade provêm do uso de fertilizantes e agrotóxicos, tanto como princípios ativos quanto como impurezas. Dentre os agrotóxicos, somente os fungicidas cúpricos (por exemplo a calda bordalesa e o oxicleto de Cu) possuem teores detectáveis de metais, tanto de Cu, utilizado como componente ativo, quanto de Cd e Pb, encontrados na forma de impurezas (Andrade *et al.*, 1991; Ambrus *et al.*, 2003). O uso destes fungicidas, no entanto, depende do tipo de cultura e, em alguns cultivares, somente são

utilizados após a aparição de doenças fúngicas, sendo portanto difícil de estimar a quantidade real utilizada. Estes agrotóxicos cúpricos são os fungicidas de preferência no cultivo, por exemplo, do cajueiro (EMBRAPA, 2003) e do tomateiro (Soto-Jiménez *et al*, 2003), no qual é aplicado em forma preventiva numa taxa de 1-2 kg.ha⁻¹. Devido a esta variabilidade no uso de fungicidas cúpricos nos diferentes cultivos, foi estimada uma aplicação média de 0,5 kg.ha⁻¹ destes defensivos agrícolas, para todos aqueles cultivos para os quais não é recomendado o seu uso preventivo (EMBRAPA, 2003).

Os fertilizantes, na forma de superfosfatos e uréia, são as principais fontes de metais, que ocorrem na forma de impurezas. Estas impurezas derivam das rochas fosfáticas (fosforita) utilizadas na produção dos adubos, as quais possuem determinados teores de metais associados à fosfatos e incorporados ao insumo, e nos processos produtivos da uréia. No caso do superfosfato, os teores de metais variam de acordo à origem da matéria prima utilizada na produção destes adubos (Mortvedt, 1996)

Embora também sejam utilizados aditivos contendo micronutrientes (o sulfato de Zn, por exemplo), a dosagem destes aditivos é feita segundo as necessidades das plantas e para cobrir deficiências do solo. Portanto, a adição de estes metais não foi considerada, sendo que num manejo apropriado do cultivo, a totalidade destes micronutrientes deverá ser absorvida pelas plantas, e portanto “exportada” com a produção.

As concentrações de metais nos adubos obtidas por Gimeno-García *et al*. (1996) (Tabela 9), foram utilizadas para calcular os teores de Cd, Cu, Pb e Zn gerados por cada tipo de cultivo, sendo que cada tipo de lavoura consome diferentes quantidades de adubos e fungicidas, e estes por sua vez têm formulação semelhante praticamente em todo o mundo. Os requerimentos químicos de cada cultivar, entretanto, são diferentes e foram obtidos para cada cultivar particular em EMBRAPA (2003) e FNP (2003).

Tabela 9. Concentração de metais pesados (mg.kg⁻¹) em fertilizantes utilizados na agricultura (Gimeno-Garcia *et al.*, 1996).

Fertilizante	Cu	Zn	Pb	Cd
Superfosfato	12,5	50	<0,001	2,22
Urea	0,4	<0,001	<0,001	0,01

A exportação destes metais depositados nos solos para águas superficiais entretanto, vai depender da mobilidade dos metais nos solos. Esta mobilidade dos metais pesados em solos é influenciada, em maior ou menor medida, por uma série de fatores físico-químicos, como a acidez e o potencial redox do solo, *i.e.* as suas condições oxidantes ou redutoras, e as taxas de complexação pela matéria orgânica (Prost, 1995). A análise de todos estes fatores demandaria um estudo extensivo e em longo prazo, cujos resultados teriam pouco interesse para o presente estudo de estimativas de cargas totais para as bacias. Assim, neste estudo

foi considerada somente a taxa de retenção dos solos proposta por Golley *et al.* (1978) e Molisani *et al.* (2003), como fator dominante da exportação de metais de solos para águas superficiais. A tabela 10 estima as cargas potenciais brutas de metais pesados adicionadas aos solos das bacias através da aplicação de insumos agrícolas.

Tabela 10. Contribuição de metais pesados aos solos da atividade agrícola, para as bacias inferiores dos três rios considerados (em kg.ano⁻¹).

Bacia	Área de colheita (ha) ¹	Cd	Cu	Pb	Zn
Açu	7.228	6	4.151	2	119
Curimataú	11.430	6	3.194	1	135
Jaguaribe	27.037	11	23.661	11	192

¹ IBGE (2000).

Da mesma forma que para a contribuição da pecuária, nota-se que as contribuições mais significativas são de metais presentes nos insumos como micronutrientes (Cu e Zn), enquanto que a contribuição de Cd e Pb, presentes como impurezas, são muito pouco significativas.

Para calcular a fração da contribuição de metais pesados aos solos da atividade agropecuária, que finalmente chegam nos rios, foi considerada, como foi dito acima, uma taxa de retenção dos solos de 55% para o Cd, Pb e Zn, e de 65% para o Cu (Golley *et al.*, 1978; Molisani *et al.*, 2003). As concentrações adicionadas de metais pesados aos solos das bacias foram estimadas a partir da área agrícola de cada bacia, da carga total de metais adicionada aos solos via insumos agrícolas (Tabela 10) e das taxas de retenção. A tabela 11 apresenta as quantidades estimadas de metais pesados oriundos das atividades agrícola e pecuária que finalmente atingem os rios sob estudo.

Tabela 11. Estimativa das emissões de metais pesados da atividade agropecuária, que chegam nos estuários inferiores dos rios sob estudo (em kg.ano⁻¹)*

Bacia	Cd	Cu	Pb	Zn
Açu	4	1.889	37	2.779
Curimataú	3	1.316	16	1.283
Jaguaribe	6	8.531	25	1.765

*Foi considerada uma taxa de retenção nos solos de 55% para o Cd, Pb e Zn, e de 65% para o Cu (Golley *et al.*, 1978; Molisani *et al.*, 2003).

5.3. Estimativa das emissões do escoamento superficial (runoff) urbano

Há tempo que as cidades são consideradas como fontes de metais pesados para o meio ambiente, devido a uma variedade de fatores. A lavagem dos telhados, paredes e ruas de

uma cidade pela água de chuva arrastam uma quantidade não desprezível destes poluentes, que eventualmente chegam aos rios receptores das águas dessas bacias hidrográficas. Esses metais são oriundos dos materiais de construção, dos automóveis (devido a diversos fatores, tais como a perda de borracha dos pneus, vazamentos de óleo, e outros) e da deposição atmosférica sobre estas superfícies. Sorme & Lagerkvist (2002), por exemplo, estudando as emissões de metais pesados recebidas numa estação de tratamento de esgoto (ETE) na Suécia (que serve a 630.000 pessoas), estimaram a contribuição relativa de metais pesados do escoamento superficial à carga total de metais pesados absorvida pela ETE, de 1%, 18%, 13% e 36% para o Cd, Cu, Pb e Zn, respectivamente, mostrando assim a importância desta fonte no total das emissões urbanas destes poluentes.

Para o cálculo da carga total de metais pesados gerada por esta fonte, foram utilizados os procedimentos propostos por Davis *et al.* (2001), adaptando os parâmetros relevantes à realidade urbana do nordeste brasileiro. Para isso, foram assumidas umas áreas médias de 50 m² por domicílio, uma distância de 24.000 km rodados anualmente por carro, e uma precipitação pluvial média de 900 mm anuais. Os dados demográficos relevantes foram os relatados por IBGE (2000), enquanto que as informações referentes à frota de automóveis foi fornecida por DETRAN-RN (2001) e DETRAN-CE (2001).

Seja por escoamento direto aos rios, ou por lixiviação às águas subterrâneas que finalmente os atingem, foi considerado que a totalidade destas emissões é finalmente despejada nos rios relevantes. A tabela 12 apresenta as estimativas de cargas de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados oriundos do *runoff* urbano.

Tabela 12. Estimativa das emissões de metais pesados por escoamento superficial urbano (em kg.ano⁻¹).

Bacia	Cd	Cu	Pb	Zn
Açu	1	23	9	1.034
Curimataú	0	6	2	227
Jaguaribe	0	16	6	683

A principal contribuição desta fonte são as cargas significativas de Zn, devido ao seu uso indiscriminado em diferentes estruturas urbanas e na construção civil em geral. Os demais metais apresentam cargas pouco (Cu) ou muito pouco (Cd e Pb) significativas.

5.4. Estimativa das emissões dos rejeitos sólidos (lixo)

A disposição inadequada de rejeitos sólidos urbanos (lixo) é uma fonte extremamente importante de metais pesados, devido, entre outras causas, às enormes quantidades geradas pelas populações humanas. O chorume gerado pelos rejeitos sólidos, que acaba escoando

diretamente para os cursos de água adjacentes ou lixiviando às águas subterrâneas devido à falta de um manejo apropriado e à escolha inadequada da localização dos lixões, contem elevadas concentrações de metais de relevância ambiental, tais como Pb, Cd, Cu e Zn (Machado *et al.*, 2002).

Para realizar uma estimativa das emissões de metais pesados oriundas dos rejeitos sólidos, foram utilizados os fatores de emissão apresentados por Nriagu & Pacyna (1988), que propuseram faixas dos níveis de emissão. Os resultados são, portanto, apresentados na forma de valores mínimos e máximos passíveis de serem produzidos por esta fonte.

As emissões totais desta fonte são diretamente proporcionais à produção de lixo das populações sob estudo. No cálculo da quantidade de rejeitos sólidos gerados, foram consideradas as populações das áreas estudadas (IBGE, 2000), e uma produção de lixo de 0,45 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (ABES, 1983). Estes resultados são apresentados na tabela 13 abaixo.

Tabela 13. Estimativa das emissões de metais pesados oriundas dos resíduos sólidos urbanos (em kg.ano⁻¹) para a bacia inferior dos rios estudados.

	Cd		Cu		Pb		Zn	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Bacia								
Açu	35	298	263	1.315	701	2.630	1.403	3.858
Curimataú	13	113	100	499	266	998	532	1.465
Jaguaribe	26	223	197	983	524	1.967	1.049	2.885

Da mesma forma que para as demais fontes, as cargas dominantes são de Cu, Zn e Pb, em média de 789, 300 e 590 kg.ano⁻¹, para Cu nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente; de 2.631, 999 e 1.967 kg.ano⁻¹, para Zn nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente; e de 1.670, 630 e 1.250 kg.ano⁻¹, para Pb nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente. Para o Cd as cargas médias são menos significativas, embora bem maior que as demais fontes avaliadas. Os resultados obtidos são semelhantes àqueles encontrados por Machado *et al.* (2002) para rejeitos sólidos urbanos dispostos em lixões no litoral do estado do Rio de Janeiro e refletem a ausência de coleta seletiva de lixo típica de áreas urbanas brasileiras.

5.5. Estimativa das emissões das águas servidas

A liberação de metais pesados para o meio ambiente através da disposição inadequada de águas servidas é uma das principais fontes desses poluentes para estuários e águas costeiras, particularmente em regiões de elevada densidade populacional. A exportação de metais pesados por esta via é diretamente proporcional a densidade populacional, estando relacionada a exportação de fontes não pontuais, isto é quando da inexistência de plantas de

tratamento de esgotamento sanitário, caso da Bacia Inferior dos Rios Jaguaribe, Açu e Curimataú. Portanto, a abordagem quantitativa que leva em consideração a variável densidade populacional tende a produzir resultados bastante consistentes.

Num estudo feito numa das quatro estações de tratamento de esgoto (ETE) de Estocolmo, Suécia (Estação de Henriksdal, servindo uma população de 630.000 pessoas, com um fluxo de esgoto de 256.000 m³/dia), foram calculadas emissões de Cd, Cu, Pb e Zn de 22, 14.300, 28 e 13.600 kg.ano⁻¹, respectivamente, oriundas só das casas de família da região coberta pela ETE (Sorme & Lagerkvist, 2002).

No caso das regiões estudadas no presente trabalho, foi assumido que a totalidade das emissões de águas servidas das áreas sob estudo é despejada nos rios *in natura*, isto é sem nenhum tratamento prévio. As cargas de metais pesados destes efluentes são determinadas tanto pelas suas concentrações quanto pelo volume de efluente produzido. Os dados relativos às concentrações foram aqueles fornecidos por I.C. Consultants (2001) e por Sorme & Lagerkvist (2002). Estas concentrações refletem os parâmetros de consumo da Europa, portanto, foram retiradas do cálculo atividades tais como a utilização de lava-louças, que praticamente inexistem nas regiões avaliadas. De todas formas, a principal fonte de metais pesados nas águas servidas são as fezes, pelo que a incidência de outros fatores nas concentrações de metais nestes efluentes não deve ser significativa. No que se refere ao volume produzido, foi assumido que cada pessoa produz 85 L.dia⁻¹. Este volume foi calculado a partir dos dados regionais (Ceará e Piauí) relatados por Doll & Hauschild (2002), após um estudo extensivo sobre o consumo hídrico nestes dois estados do nordeste brasileiro. A tabela 14 apresenta os resultados estimados.

Tabela 14. Estimativa das emissões de metais pesados por águas servidas (kg.ano⁻¹) para a bacia inferior dos rios estudados.

	Cd		Cu		Pb		Zn	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Bacia								
Açu	3	50	232	662	50	331	222	1.656
Curimataú	1	19	88	251	19	126	84	629
Jaguaribe	2	37	173	495	37	248	166	1.238

Similar a emissão de metais pela disposição inadequada de resíduos sólidos, as águas servidas contribuem com cargas significativas de metais para a bacia inferior dos rios estudados. As cargas dominantes são também de Cu e Zn, em média de 447, 170 e 266 kg.ano⁻¹, para Cu nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente e de 939, 357 e 702 kg.ano⁻¹, para Zn nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente. Para os demais metais as cargas médias são menos significativas, embora bem maior que as demais fontes avaliadas, atingindo uma carga média de 27, 10 e 20 kg.ano⁻¹, para Cd nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente e de 190,

73 e 207 kg.ano⁻¹, para Pb nas bacias do Rio Açu, Curimataú e Jaguaribe, respectivamente. Os resultados refletem a ausência de tratamento das águas servidas típico de áreas urbanas brasileiras.

5.6. Estimativa da contribuição de metais da carcinicultura nas três bacias inferiores.

A carcinicultura vem se desenvolvendo rapidamente na região nordeste do Brasil, com as bacias dos rios Açu, Curimataú e Jaguaribe sendo exemplos importantes do crescimento desta atividade. As características do processo produtivo, com o consumo intensivo de diferentes insumos, geram emissões de metais pesados para o meio ambiente.

A aplicação de fertilizantes, na forma de uréia e superfosfatos e a administração de ração, são as fontes dominantes de metais pesados, tal como foi descrito acima para as atividades agrícola e pecuária. Segundo Nunes (2001), a aplicação de uréia e superfosfato triplo são de 40 e 10 kg.ha⁻¹.ciclo de cultivo⁻¹, respectivamente, significando 100 e 25 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente, considerando uma média de 2,5 ciclos produtivos por ano. Considerando a área de espelho d'água de cada uma das bacias e as concentrações de metais pesados dos fertilizantes e rações utilizados, foram calculadas as estimativas das emissões destes poluentes oriundas desta atividade.

Para os fertilizantes, uma vez que são os mesmos utilizados na agricultura, foram utilizados os mesmos fatores de emissão obtidos para fontes agrícolas (Tabela 9). No caso de rações entretanto, estas são completamente diferentes daquelas utilizadas na pecuária. Portanto, não foi possível utilizar os fatores de emissão deduzidos para aquela fonte. Neste caso, optou-se pela análise de 10 diferentes tipos de rações de diferentes marcas comumente utilizadas na carcinicultura das três bacias em estudo. O resultado desta análise é apresentado na tabela 15.

Utilizando-se os parâmetros de consumo e as concentrações determinadas, são incorporados às piscinas camaroneiras sob forma de fertilizantes 0,4 gCu .ha⁻¹.ano⁻¹, 0,05 gCd.ha⁻¹.ano⁻¹ e 1,3 gZn.ha⁻¹.ano⁻¹. As concentrações não detectáveis de Pb sugerem contribuições bem menores deste elemento pelo uso de fertilizantes.

Os resultados obtidos com a análise das amostras de rações (Tabela 15), mostram concentrações de metais muito variáveis, em até uma ordem de grandeza para o Cu. As concentrações de Cd e Pb foram abaixo do limite de detecção do método empregado, não se constituindo portanto metais importantes neste insumo. Estas concentrações e aquelas reportadas para fertilizantes forma utilizadas para a estimativa da carga total por esses insumos à carcinicultura.

Tabela 15. Concentração de metais pesados ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) em 10 tipos de rações utilizadas na carcinocultura das bacias estudadas. As análises foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do LABOMAR, utilizando-se técnicas padronizadas e referendadas internacionalmente e detecção por espectrofotometria de absorção atômica convencional de chama.

Insumo	Cd	Cu	Pb	Zn
Ração A	<0,01	$31,4 \pm 6,4$	<0,01	n.a.
Ração B	<0,01	$6,5 \pm 0,1$	<0,01	n.a.
Ração C	<0,01	$32,8 \pm 1,0$	<0,01	n.a.
Ração D	<0,01	$55,8 \pm 1,6$	<0,01	n.a.
Ração E	<0,01	$27,7 \pm 7,5$	<0,01	n.a.
Ração E	<0,01	$41,4 \pm 0,1$	<0,01	n.a.
Ração G	<0,01	$31,1 \pm 5,6$	<0,01	n.a.
Ração H	<0,01	$48,1 \pm 9,9$	<0,01	n.a.
Ração I	<0,01	$42,7 \pm 0,3$	<0,01	n.a.
Ração J	<0,01	$35,1 \pm 13,1$	<0,01	n.a.

Tabela 16. Concentração e percentual de distribuição de Cu e Zn em musculatura e carapaças de camarões coletados em três fazendas da bacia do Rio Jaguaribe, CE. Os metais Cd e Pb foram também analisados mas apresentaram concentrações não detectáveis pelo método utilizado ($< 5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira: Cu = $150 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e Zn = $250 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Amostra	Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco)		Zn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco)	
	Musculatura	Carapaça	Musculatura	Carapaça
Fazenda 1	$31,3 \pm 5,1$ (28%)	$79,0 \pm 23,1$ (72%)	$40,3 \pm 1,2$ (45%)	$48,0 \pm 6,9$ (55%)
Fazenda 2	$33,3 \pm 3,2$ (29%)	$83,0 \pm 5,8$ (71%)	$41,8 \pm 1,5$ (44%)	$53,3 \pm 4,0$ (56%)
Fazenda 3	$26,0 \pm 7,0$ (22%)	$92,3 \pm 18,9$ (78%)	$39,0 \pm 2,0$ (45%)	$47,0 \pm 2,6$ (55%)

A tabela 16 apresenta as concentrações médias de metais pesados em camarões obtidos nas fazendas da região da bacia do Rio Jaguaribe. As análises foram realizadas na musculatura e na carapaça dos animais, embora somente os resultados da musculatura tenham sido utilizados nos cálculos da emissão. As concentrações obtidas nas três fazendas apresentaram-se semelhantes, sugerindo fontes similares para os metais estudados nas três áreas. As concentrações médias de Cu variaram de 26,0 a $33,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e de 79,0 a $95,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na musculatura e no exoesqueleto, respectivamente. As concentrações médias de Zn variaram de 39,0 a $41,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e de 47,0 a $53,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na musculatura e no exoesqueleto, respectivamente. Não foram medidas concentrações detectáveis de Cd e Pb nos camarões analisados. As concentrações totais de metais determinadas nos organismos estão bem abaixo (~5 vezes) das concentrações máximas permitidas para consumo humano. As

concentrações de Zn encontradas nos camarões criados em fazendas do Rio Jaguaribe também são muito menores que aquelas relatadas para áreas muito contaminadas. Por exemplo, resultados obtidos em tecido muscular de *Penaeus schimitti* na Baía de Sepetiba, altamente contaminada por Zn, são em média de $190 \mu\text{g.g}^{-1}$ e atingem valores máximos de até $1.440 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Lacerda *et al.*, 2004).

As concentrações de Cu, por outro lado, encontram-se um pouco mais elevadas que a faixa de concentração relatada para áreas não contaminadas por este metal. *P. schimitti* analisado no litoral do rio de janeiro mostrou níveis de Cu variando de 5,2 a $32,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Lacerda *et al.*, 2004). No litoral do México, Paez-Osuna e Ruiz-Fernández (1995) e Paez-Osuna e Tron-Mayen (1996) reataram concentrações de Cu em tecido muscular de *P. vannamei* variando de 22,7 a $27,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ e de 18,5 a $19,2 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente.

Em populações selvagens e cultivadas de *P. vannamei*, Paez-Osuna e Tron-Mayen (1996) encontraram diferenças significativas nas concentrações de Cu entre a musculatura ($18,5 - 19,2 \mu\text{g.g}^{-1}$) e exoesqueleto ($66,1 - 71,4 \mu\text{g.g}^{-1}$) e concentrações similares de Zn na musculatura ($54,0 - 56,0 \mu\text{g.g}^{-1}$) e no exoesqueleto ($30,0 - 35,0 \mu\text{g.g}^{-1}$). As maiores concentrações de alguns metais em carapaças, particularmente o Cu, encontrada nos camarões do Rio Jaguaribe, sugere que mecanismos de detoxificação estão atuando nesses organismos levando a crer que as concentrações à que estão expostos já ultrapassam as necessidades fisiológicas dos animais o que poderá resultar em decréscimo da produtividade das fazendas (Rainbow, 1997; Hashimi *et al.*, 2002).

Em relação às cargas totais de metais provenientes da carcinocultura, as concentrações medidas nos camarões sugerem que a maior parte dos metais incorporada às piscinas é incorporada á biomassa. Mesmo admitindo taxas de conversão para esses metais de cerca de 60%, similar a das rações em geral, ainda assim as cargas disponíveis para exportação para águas adjacentes resultariam em valores de emissão de apenas algumas gramas por ha por ano.

A partir dos resultados das concentrações de metais em rações e insumos, foram calculadas as cargas residuais de metais após a dedução da massa de metais exportada na biomassa da produção. Neste caso, a ausência de dados na literatura levou a análise de camarões obtida em fazendas da região, analisados da mesma forma que as amostras de rações. A tabela 17 apresenta um sumário destas emissões de metais pesados para as bacias dos rios estudados oriundas da carcinocultura. A maior parte dos metais adicionados ao processo produtivo via fertilizantes e rações, é eventualmente exportada do sistema pela biomassa da produção. As cargas para todos os metais são de 2 a 4 ordens de grandeza inferiores que as demais fontes antrópicas.

Tabela 17. Emissões estimadas de metais pesados oriundos da carcinicultura, para os três rios sob estudo (em kg.ano⁻¹).

Bacia	Área de viveiros (Ha)	Cd	Cu	Pb	Zn
Açu	1.100	0,11	0,44	<0,01	1,43
Curimataú	820	0,08	0,32	<0,01	1,07
Jaguaribe	920	0,09	0,36	<0,01	1,20

6. Participação das diferentes atividades humanas na contribuição antrópica de metais pesados para as três bacias estudadas.

6.1. Fontes naturais vs fontes antrópicas

A tabela 18 apresenta a emissão consolidada de fontes naturais e antrópicas para a bacia dos três rios estudados. Dentre as bacias estudadas a bacia inferior do Rio Piranhas-Açu apresenta-se dominada por fontes naturais de metais pesados com cerca de 74% da emissão total de Zn e Cu e cerca de 94% da emissão total de Cd e Pb, dominadas por fontes naturais. Nas demais bacias, as fontes naturais dominam as cargas de Pb, Cd e Zn com percentuais da carga total de 85%, 90% e 61%, respectivamente, para a bacia inferior do Rio Jaguaribe e de Pb e Cd, com 75% e 78%, respectivamente, para a bacia inferior do Rio Curimataú. As fontes antrópicas entretanto, dominam as cargas de Zn, com percentuais de 66% para a bacia inferior do Rio Curimataú e de Cu com 74% e 68% para a bacia inferior dos rios Jaguaribe e Curimataú, respectivamente. Este resultado, suporta os dados experimentais obtidos em camarões coletados em fazendas do Rio Jaguaribe, e sugerem o aprofundamento dos estudos sobre o impacto do Cu sobre a carcinicultura local.

Tabela 18. Importância relativa das fontes naturais e antrópicas de metais pesados para a bacia inferior dos rios estudados.

Bacia	Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
		t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)	t.ano ⁻¹ (%)
Jaguaribe	Natural	8,04 (61)	3,22 (26)	8,15 (85)	1,32 (90)
	Antrópica	5,12 (39)	9,40 (74)	1,49 (15)	0,15 (10)
	Total	13,16	12,62	9,64	1,47
Curimataú	Natural	2,21 (44)	0,84 (32)	2,17 (75)	0,36 (78)
	Antrópica	2,87 (56)	1,80 (68)	0,72 (25)	0,10 (22)
	Total	5,08	2,64	2,89	0,46
Açu	Natural	21,3 (74)	8,4 (73)	21,1 (92)	3,41 (94)
	Antrópica	7,35 (26)	3,15 (27)	1,91 (8)	0,20 (6)
	Total	28,7	11,55	23,0	3,61

6.2. Participação relativa das diferentes fontes antrópicas

Dentre os metais pesados analisados, fica evidente a presença de dois grupos caracterizados por suas fontes principais distintas. O primeiro grupo, formado por Cd e Pb apresentam como principais fontes aquelas relacionadas à áreas urbanas, particularmente a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, responsável por cerca de 82% da carga total antrópica de Pb e de 65% da carga de Cd para as três bacias estudadas (Figuras 1,2 e 3). No caso da bacia do Rio Jaguaribe (Figura 3), esta fonte responde por até 85% da carga total de Cd par esta bacia. Cabe lembrar entretanto que estas cargas absolutas são pouco significativas

Tabela 19. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Açu (RN) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,94	0,45	0,19	0,027
<i>Runoff</i> urbano	1,00	0,023	0,009	0,001
Resíduos sólidos	2,63	0,79	1,67	0,17
Agropecuária	2,78	1,89	0,037	0,004
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	7,35	3,15	1,91	0,20

Tabela 20. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Curimataú (RN) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,36	0,173	0,07	0,01
<i>Runoff</i> urbano	0,23	0,006	0,002	<0,001
Resíduos sólidos	1,00	0,30	0,63	0,06
Agropecuária	1,28	1,32	0,016	0,003
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	2,87	1,80	0,72	0,10

Tabela 21. Sumário das emissões antrópicas de metais pesados, discriminadas por fonte, na bacia inferior do Rio Jaguaribe (CE) (t.ano⁻¹).

Fonte	Zn	Cu	Pb	Cd
Águas servidas	0,70	0,27	0,21	0,02
<i>Runoff</i> urbano	0,68	0,016	0,006	<0,001
Resíduos sólidos	1,97	0,59	1,25	0,12
Agropecuária	1,77	8,53	0,025	0,006
Carcinicultura	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
TOTAL	5,12	9,40	1,49	0,15

O segundo grupo compreende o Cu e Zn com cargas totais dominadas por efluentes da agropecuária, particularmente na bacia do Rio Jaguaribe (Figura 3), onde esta fonte responde por cerca de 85% da carga total de Cu. A disposição de resíduos sólidos também contribui com cargas significativas destes metais, particularmente para o Zn.

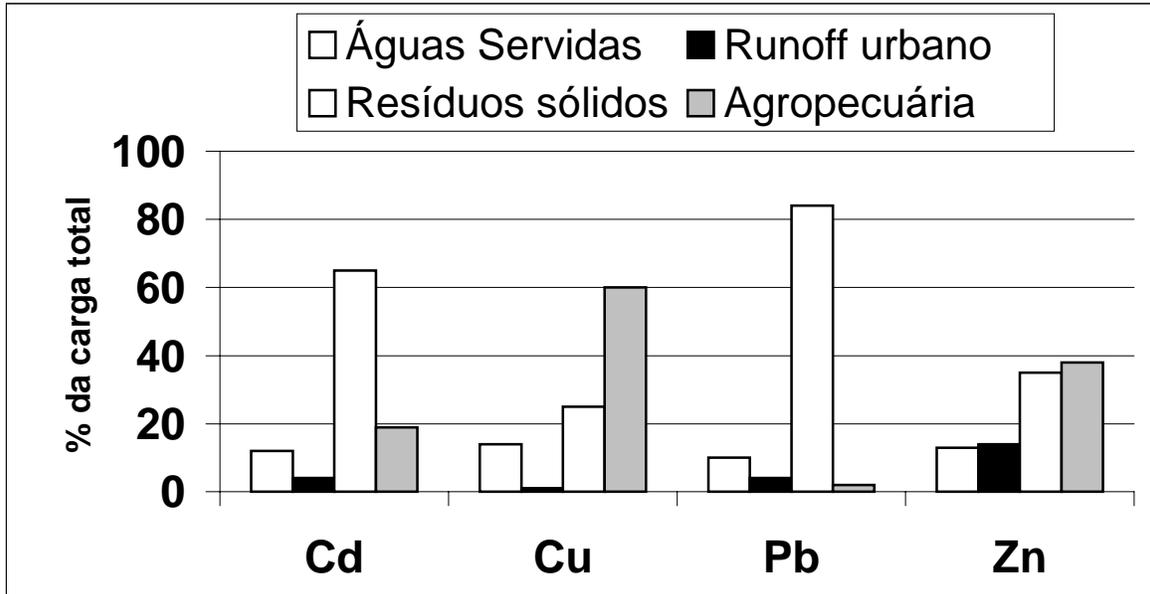


Figura 1: Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Açu (RN). Contribuição da carcinocultura < 1%.

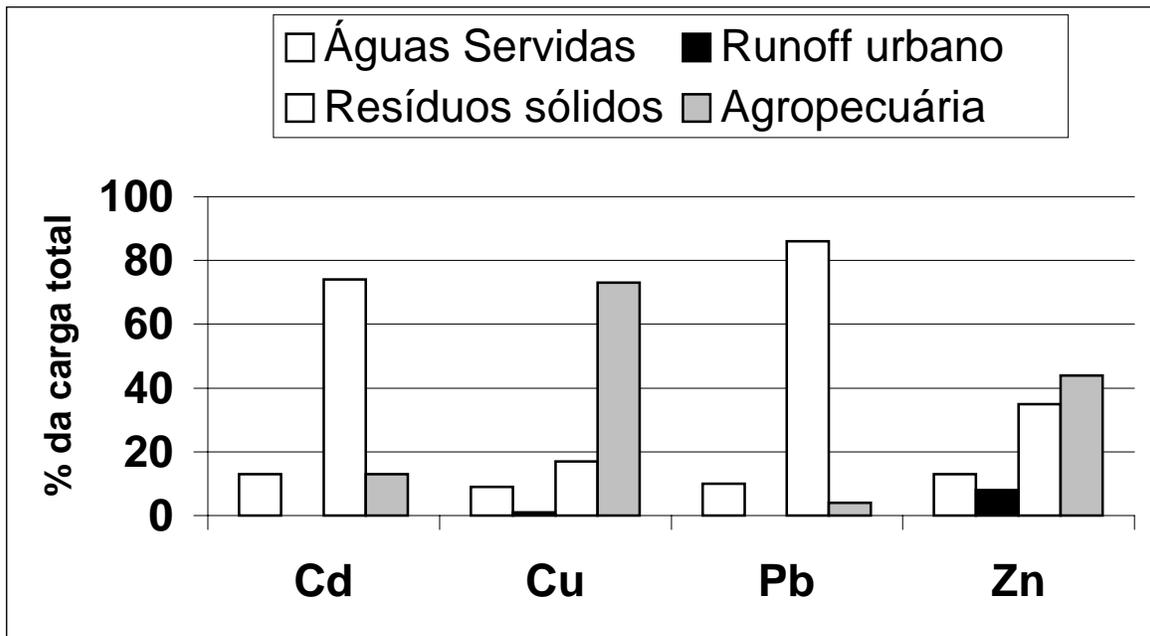


Figura 2: Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Curimataú (RN). Contribuição da carcinocultura < 1%.

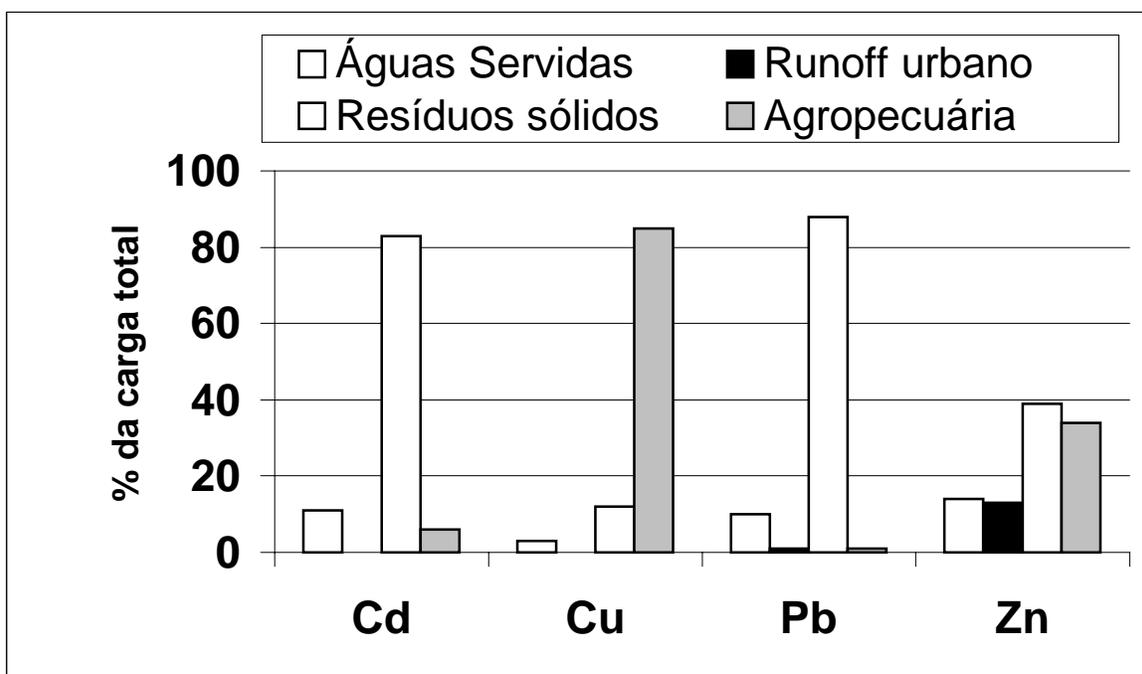


Figura 3: Comparação das contribuições relativas das diferentes fontes antrópicas de metais pesados, no Rio Jaguaribe (CE). Contribuição da carcinocultura < 1%.

7. Hidroquímica fluvial ao longo da bacia inferior dos Rios Jaguaribe (CE) e Açu e Curimataú (RN)

A hidroquímica estuarina é fundamental para a compreensão da capacidade de diluição e exportação de nutrientes e poluentes para áreas costeiras, além de permitir inferir sobre o comportamento potencial dessas substâncias presentes em suas águas (Kjerfve, 1990). Processos como nitrificação e denitrificação, capazes de alterar significativamente a disponibilidade de nitrogênio, e solubilização e adsorção seguida de deposição no caso do fósforo, e principalmente de metais pesados, são determinantes para se estimar o potencial de eutrofização de uma dada carga antropogênica de nutrientes e seu grau de contaminação por metais pesados. Estes aspectos são mais significativos em estuários tropicais dominados por manguezais (Lacerda, 1998; 2002) e diversos estudos têm sido realizados nestas áreas (Ovalle *et al.*, 1990; Kjerfve *et al.*, 1999).

Os três rios estudados apresentam-se semelhantes quanto a sua paisagem, dominada por manguezais, dunas arenosas próximo à foz e tabuleiros ao longo de seu curso inferior. Entretanto, as dimensões dos rios os tornam mais ou menos propensos a recepção de cargas de contaminantes, portanto, cada rio será discutido separadamente.

7.1. Rio Curimataú

A hidroquímica do Rio Curimataú foi caracterizada de maneira expedita em 5 estações ao longo de seu estuário (Figura 4 e Tabela 22) em superfície e fundo e durante um ciclo de maré, dada as pequenas dimensões do fluxo quando comparado aos do Rio Jaguaribe e Rio Piranhas-Açu. Foram determinados os principais parâmetros que permitem caracterizar parte da dinâmica estuarina, principalmente no que diz respeito ao seu estado de qualidade de águas atual e sua capacidade de depuração de efluentes. As figuras 5 e 6 apresentam a variação destes parâmetros ao longo do ciclo de maré para águas de superfície e de fundo em 2 das estações monitoradas, que caracterizam respectivamente condições marinhas, foz do rio e condições internas típicas do estuário superior a título de ilustração. Os anexos 1, 2, 3 e 4 apresentam os dados pontuais medidos em campo para todas as estações.

O resultados apresentados na tabela 22 e nas figuras 5, e 6 demonstram não ocorrer estratificação de águas em nenhum dos pontos monitorados ao longo do estuário do Rio Curimataú, o que caracteriza um estuário bem misturado e melhora as condições de renovação de águas e, conseqüentemente, da depuração da carga de nutrientes e contaminantes. Resultados semelhantes foram detalhados em estudo realizado por Silva *et al.* (2002) ao longo deste rio levando a conclusões similares à este estudo.

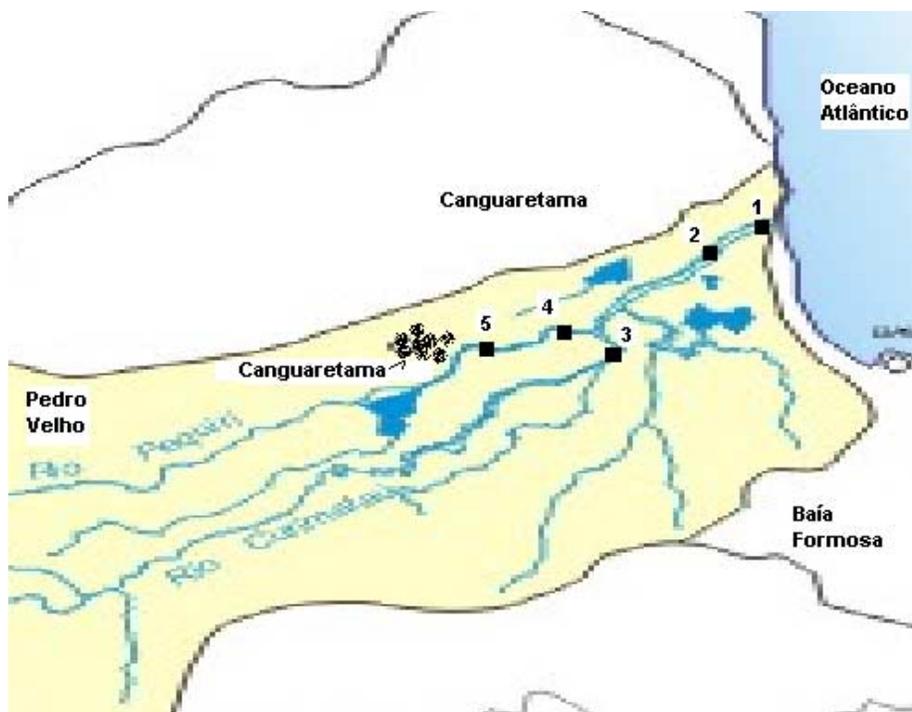


Figura 4. Localização dos pontos de amostragem no Rio Curimataú (RN).

Tabela 22. Hidroquímica do Rio Curimataú entre a foz e a cidade de Canguaretama. Verão de 2003. Parâmetros medidos *in situ* com sondas multi-parâmetros YSI, erro associado à medida < 10% para todos os parâmetros. Médias de determinações em triplicata.

Estação	Profundidade	T ⁰ C	Oxigênio Dissolvido (mg.l ⁻¹)	Salinidade	pH	TSS (mg.l ⁻¹)
#1 Foz do Rio	Superfície	27,2	6,08	36,3	8,19	23,1
	Fundo	27,2	6,10	36,3	8,15	31,7
#2 400m da Foz	Superfície	27,3	5,65	36,2	8,10	21,7
	Fundo	27,3	5,64	36,3	8,15	22,0
#3 Guaratuba	Superfície	27,1	3,26	30,7	7,48	16,0
	Fundo	27,1	3,38	31,8	7,62	55,0
#4 Camanor	Superfície	27,1	3,76	31,2	7,53	21,0
	Fundo	27,1	3,59	31,4	7,60	20,0
#5 Canguaretama	Superfície	27,0	3,33	30,0	7,41	16,0
	Fundo	27,0	2,89	30,2	7,47	29,0

Os valores de pH, salinidade e oxigênio dissolvido medidos na estação na foz do rio (Figura 5), caracterizam condições marinhas típicas com elevada oxigenação da águas e pH e salinidade típico de águas marinhas. A influência da maré nessa estação é pouco significativa, causando uma pequena diminuição da salinidade e da concentração de oxigênio dissolvido. A salinidade manteve-se entre 34 e 36 durante a maré alta, diminuindo para 31 no pico da maré baixa. O pH manteve-se praticamente constante com valores em torno de 8, com ligeira queda (7) no pico da maré baixa. Da mesma forma o oxigênio dissolvido manteve-se elevado com concentrações maiores que 6 mg.l⁻¹, e valores mínimos de 5 mg.l⁻¹ no pico da maré baixa.

Os valores de pH, salinidade e oxigênio dissolvido medidos na estação 2, ainda no Rio Cunháu, a cerca de 300 m da foz do rio, ainda se apresentam bastante influenciadas pelas condições marinhas típicas com elevada oxigenação da águas e pH e salinidade típico de águas marinhas. A influência da maré nessa estação (figura não apresentada, ver anexo 2) é mais significativa que na foz do rio, causando uma diminuição da salinidade e da concentração de oxigênio dissolvido. A salinidade manteve-se entre 32 e 36 durante a maré alta, diminuindo para 31 no pico da maré baixa. O pH já apresenta nítida influência da maré com valores de até 7,8 na maré alta, diminuindo progressivamente para valores de 7 no pico da maré baixa. Da mesma forma o oxigênio dissolvido também apresenta grande influência da maré com concentrações entre 5 e 6 mg.l⁻¹, e valores mínimos de cerca de 4 mg.l⁻¹ no pico da maré baixa.

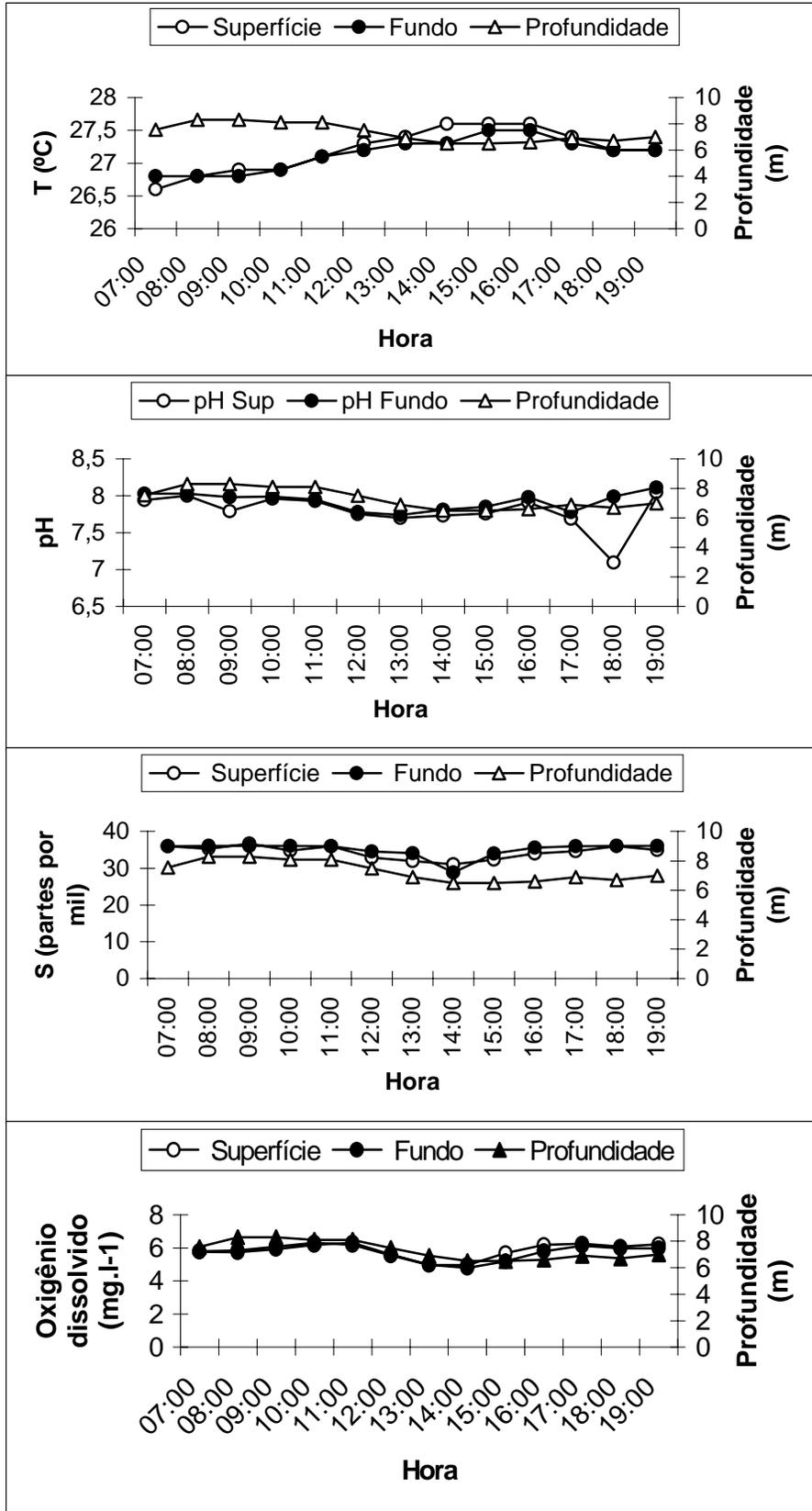


Figura 5. Hidroquímica do Rio Curimataú. Estação 1, Barra do Rio Cunháu. Variação horária em águas de superfície e de fundo ao longo de um ciclo de maré.

Nas estações 4 e 5, localizadas na área de influência das piscinas camaroneiras e da zona urbana de Canguaretama (Figura 6) e com suas margens dominadas por manguezais, a influência das águas marinhas restringe-se ao pico da maré alta, com valores de salinidade em torno de 35, diminuindo para valores menores que 28 no pico da maré baixa. Da mesma forma, os valores de pH são menores que aqueles esperados para águas marinhas, mesmo no pico da maré alta (7,6-7,8), atingindo valores de até 7,1 no pico da maré baixa. Já é possível notar a influência das condições estuarinas e da emissão de cargas antropogênicas e da presença dos manguezais sobre as concentrações de oxigênio dissolvido. Com valores em torno de 5 e 6 mg.l⁻¹, na maré alta e valores mínimos variando de 2 a 4 mg.l⁻¹ no pico da maré baixa.

De um modo geral, as concentrações dos parâmetros hidroquímicos medidos sugerem um estuário dominado por condições marinhas e capacidade moderada de depuração. Os valores de oxigênio dissolvido determinados durante a maré baixa (condição extrema), nas estações do estuário superior, inseridas dentro da área dominada por manguezais, apresentam-se entretanto bastante baixos. De um modo geral considera-se valores abaixo de 4 mg.l⁻¹, como suficientes para gerarem impactos sobre populações de organismos estuarinos. A hidroquímica de águas dominadas por manguezais entretanto, apresenta geralmente concentrações baixas de oxigênio. Por exemplo, Ovalle *et al.* (1990) relataram valores entre 3 e 4 mg.l⁻¹ em gamboas de manguezais no litoral sudeste brasileiro. Mesmo assim, os valores como aqueles encontrados nas condições extremas do Rio Curimataú (< 3 mg.l⁻¹) sugerem regimes extremos de sub-anoxia capazes de afetar populações naturais de organismos estuarinos.

As concentrações de material particulado em suspensão (TSS) sugerem um transporte de sedimentos bem distribuído na coluna d'água corroborando a não estratificação sugerida pelos resultados de salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido. Apenas as águas de fundo a jusante da confluência com o Rio Guaratuba apresentaram valores elevados de TSS (55.0 mg.l⁻¹), provavelmente devido às descargas de material fino originado nas gamboas associadas aos manguezais.

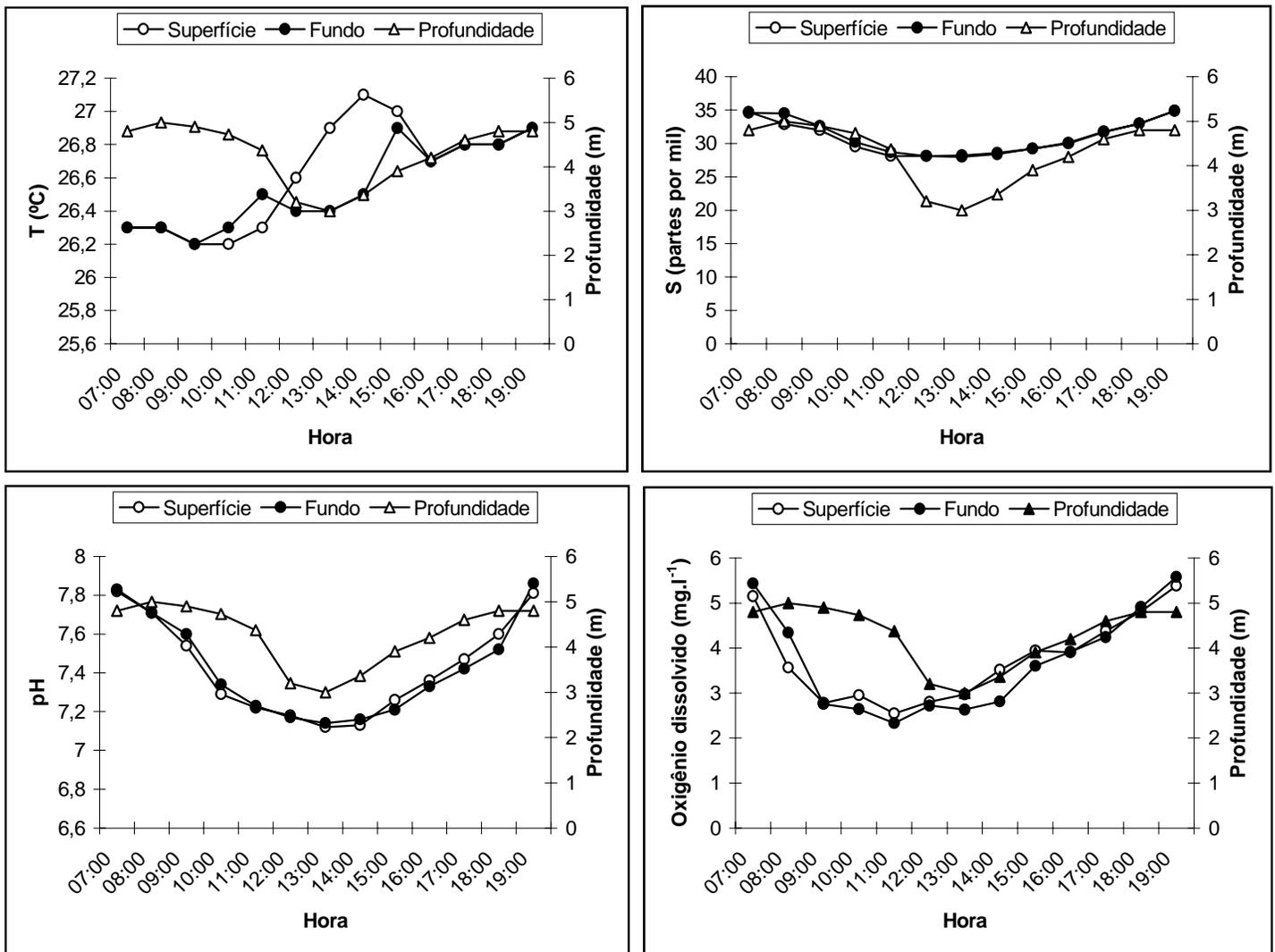


Figura 6. Hidroquímica do Rio Curimataú. Estação 5. Variação diária em águas de superfície e de fundo, ao longo de um ciclo de maré.

7.2. Rio Jaguaribe

O Rio Jaguaribe é o mais estudado entre os três rios abordados neste estudo, o que permite fazer uma revisão sintética de suas principais características. O Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar (Labomar) vem avaliando as variações hidroquímicas do canal estuarino desse rio, entre a ponte do Peixe Gordo, na rodovia BR-116, e sua foz (Marins et al., 2003). Esse trecho do baixo Jaguaribe drena uma área de 4.970 km², tem cerca de 137 km de extensão e percorre um desnível de 40 m, com declividade média de 0,029%.

A permanência, por longos períodos de seca, de águas salinas na parte interna do estuário do rio Jaguaribe vem sendo notada pela população local e está permitindo novas atividades nessa área, como a criação de ostras (ostreicultura) e de camarões (carcinicultura). O estuário também é usado para o lazer, e a construção de casas de veraneio vem alterando a paisagem.

Estudos realizados no estuário do Jaguaribe em 2001, ano bastante seco, mostraram que a salinização do baixo Jaguaribe se estendia até a região da cidade de Itaiçaba, a cerca de 34 km da linha de costa, só sendo barrada ali pela presença do dique que direciona as águas do rio para o canal do Trabalhador. A salinidade das águas do estuário durante aquele ano mostrou-se bastante constante e em geral maior que a da água do mar, variando de 36,5 U.S. a 39,1 U.S. entre a Vila de Cabreiro e a foz do Jaguaribe. Em Itaiçaba, a salinidade foi de 29,4 U.S. abaixo do dique e, acima deste, os níveis já são semelhantes aos de águas doces. Os altos níveis de salinidade medidos podem afetar negativamente vários grupos de espécies do estuário, em particular crustáceos e peixes típicos da região, adaptados a menores salinidades.

A temperatura das águas superficiais também se mostrou muito constante ao longo de todo o canal estuarino, com média de 29,3°C, máxima de 30,2°C (na região de Cabreiro) e mínima de 28,4°C (no pontal de Maceió, junto à foz do rio), favorecendo a evaporação.

No caso dos valores de pH e oxigênio dissolvido, observou-se que o pH se manteve muito constante (8,01 a 8,29) no canal do estuário e elevou-se para 8,98 acima do dique. Esses valores de pH refletem a influência da água marinha e o balanço hídrico negativo (precipitação menor que evaporação) da região. Valores de pH dessa ordem demonstram a importância das intrusões da água do mar no baixo Jaguaribe e são comparáveis aos de lagoas hipersalinas, de açudes salinizados e das salinas do Pantanal Matogrossense.

O pH da água interfere no metabolismo das comunidades aquáticas, pois altera a permeabilidade da membrana celular, e tem sido um fator limitante para a colonização por peixes das salinas do Pantanal. Isso mostra a necessidade de uma avaliação das mudanças que a nova hidrodinâmica estuarina vem causando às comunidades aquáticas e marginais do baixo Jaguaribe.

A descarga fluvial (o volume de água) e a graduação da salinidade na coluna d'água (estratificação salina) gerada pela diluição da água do mar têm sido apontadas como fundamentais para a dinâmica do estuário e, em consequência, para os processos de transporte e mistura em seu interior. Em nova amostragem feita no período de seca, no ano de 2002, observou-se que o estuário é do tipo bem misturado e não há gradientes significativos no perfil de estratificação salina e/ou térmica. Por exemplo, na região próxima à ilha do Pinto, a cerca de 7 km da foz, as medidas de salinidade variaram de 39,6

a 39,8 U.S., valores superiores aos medidos em campanha anterior, na mesma estação seca. Enquanto isso, a temperatura manteve-se na faixa de 29,4 a 29,9°C, valores similares aos obtidos anteriormente.

A medição das profundidades em um perfil transversal do rio, à altura da ilha do Pinto, demonstra que o canal estuarino é raso e tem profundidades maiores próximo à margem onde se situa a vila de Fortim, onde amostras puderam ser coletadas a cerca de 5,5 m de profundidade, enquanto no meio do canal e na margem oposta a profundidade não ultrapassou a 2 e 4 m, respectivamente.

A maior salinidade encontrada no estuário, em relação à água do mar, parece decorrer da baixa circulação das águas no canal estuarino, o que maximiza a evaporação e a salinização. As águas fluviais não chegam em quantidades suficientes, durante a estação seca, para diluir as águas marinhas e promover uma estratificação salina e térmica. Entretanto, ocorrem diferenças, que provavelmente dependem da circulação e da profundidade e podem ser observadas através dos teores de oxigênio dissolvido em diferentes perfis, ao longo do canal estuarino e em canais secundários (gamboas) próximos à foz do rio Jaguaribe. A gamboa 'Canal do Amor' que apresenta maior profundidade do que o canal principal do rio, favorece a estratificação química, independentemente da estratificação térmica, embora nesse local a estratificação térmica se apresente mais definida, com a temperatura variando de 29,30 a 27,90°C.

Os teores de oxigênio dissolvido diminuem a partir da superfície para as maiores profundidades nos três perfis amostrados. No canal principal, os teores de oxigênio dissolvido caem de 6,1 mg.l⁻¹ na superfície para 3,5 mg.l⁻¹ a 4,5 m de profundidade, enquanto no canal do Amor passam de 4,77 mg.l⁻¹ na superfície para 3,91 mg.l⁻¹ a 6 m. Níveis de oxigênio dissolvido iguais ou menores que 4 mg.l⁻¹ em águas naturais, favorecem processos anaeróbicos, que produzem grande quantidade de substâncias redutoras, as quais consomem mais oxigênio para sua oxidação. No ambiente tropical, no entanto, devido às elevadas taxas de decomposição da matéria orgânica, não se pode relacionar o perfil vertical de oxigênio ao estado trófico das águas.

Nessa parte do estuário estão concentradas as maiores áreas de manguezais, que provavelmente são as principais responsáveis pelo aporte da matéria orgânica pedogênica para o estuário do baixo Jaguaribe. O aporte decorrente de atividades humanas, como a aqüicultura e o lançamento de esgotos no rio não foi caracterizado através da matéria orgânica para a mesma região (Abreu, 2004).

Em março de 2002, novas medições foram feitas para observar as mudanças na hidroquímica do estuário durante a estação de chuvas. Os resultados demonstraram a capacidade de recuperação do sistema estuarino. A salinidade variou de 0,9 U.S., perto de

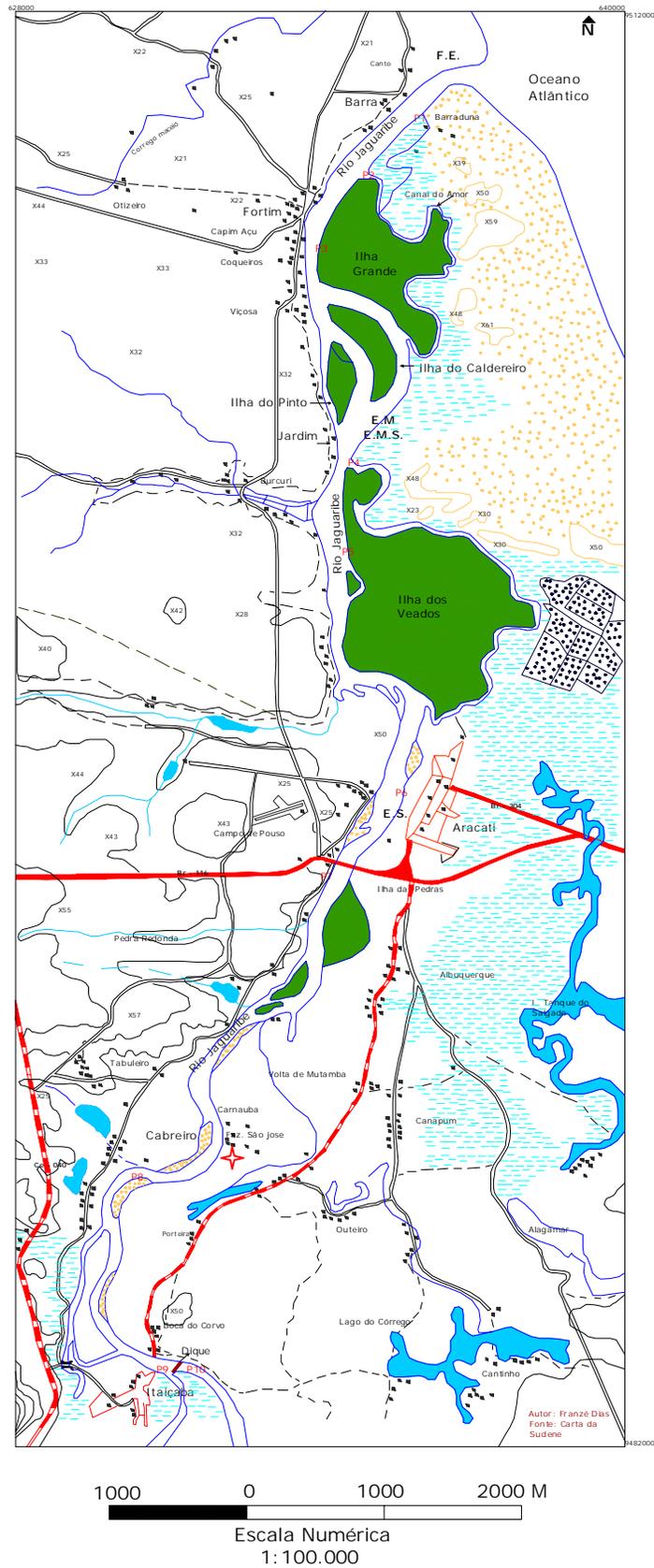


Figura 7. Mapa de localização dos pontos de coleta no Rio Jaguaribe

Aracati (a cerca de 17 km da linha de costa) a 6,5 U.S. na Praia do Jardim Alto. A temperatura na superfície foi um pouco mais elevada que a medida na estação seca, quando a água do mar penetrava de modo mais intenso no rio. Já o pH das águas caiu para valores na faixa de 7,75 a 8,02, dentro do esperado para águas naturais, criando condições propícias ao desenvolvimento de organismos na água e nas margens do rio.

Ao longo da bacia inferior do Rio Jaguaribe foram estabelecidas 10 estações de amostragem como mostradas na figura 7. Tendo sido medidos os mesmos parâmetros e utilizados os mesmos métodos que no rio Curimataú.

Tabela 23. Hidroquímica do Rio Jaguaribe entre a foz e a cidade de Itaiçaba. Verão de 2003. Parâmetros medidos *in situ* com sondas multi-parâmetros YSI, erro associado à medida < 10% para todos os parâmetros. Médias de determinações em triplicata.

Estação	pH	Salinidade	Temperatura (T°C)	Oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹)	TSS (mg.l ⁻¹)
#1 - Barra do rio	8,3	37,7	27,3	7,50	35,3
#2 - Foz Canal I. Grande	8,1	38,0	27,6	7,12	56,2
#3 - Acima de Fortim	8,1	38,3	28,7	7,26	46,9
#4 - Raimundinho	8,1	38,1	29,0	7,17	30,7
#5 - Ilha dos Veados	8,2	38,0	29,3	9,23	6,5
#6 - Abaixo de Aracati	8,1	35,4	30,2	8,88	39,2
#7 - Ponte de Aracati	8,1	33,1	30,7	8,22	37,4
#8 - Cabreiro	7,9	27,4	28,8	5,98	33,2
#9 - Itaiçaba após dique	7,9	21,9	28,2	5,83	43,5
#10 - Itaiçaba antes dique	8,1	0,4	28,6	7,79	30,1

A hidroquímica do estuário do rio Jaguaribe, medida durante este estudo, foi similar aos resultados obtidos anteriormente e descritos acima. Os resultados caracterizam um ambiente dominado por condições tipicamente marinhas ao longo de quase todo o seu estuário, com salinidades maiores que 33 U.S. a partir da ponte da BR- 101 até sua foz. A salinidade a partir da ponte até a barragem de Itaiçaba caracteriza condições de mistura com águas da drenagem da sub-bacia. Mesmo assim, estes valores são relativamente elevados. Os resultados obtidos para pH e oxigênio dissolvido demonstram boa qualidade geral da água com elevados níveis de oxigenação (>5,8 mg.l⁻¹) e pH (7,9 – 8,3) típico de águas naturais do nordeste do Brasil.

As concentrações de material particulado em suspensão (TSS) apresentaram-se relativamente constantes ao longo de toda a região estuarina, não evidenciando entradas pontuais de sedimentos, mesmo nos pontos abaixo de centros urbanos (#6 – abaixo de Aracati) ou a jusante de canais e gamboas que recebem efluentes de fazendas produtoras de camarão (#4 – Raimundinho e #8 – Cabreiro).

Os resultados obtidos concordam com estudos anteriores realizados na bacia inferior do Rio Jaguaribe (Marins *et al.*, 2003). Estes estudos demonstraram não ocorrer hipoxia ao longo do estuário, o qual se mantém durante a maior parte do ano com condições salinas. Mesmo na estação localizada acima da barragem de Itaiçaba, as condições das águas apresentam-se boas, com níveis elevados de oxigenação.

7.3. Rio Açu

Ao longo da bacia inferior do Rio Açu foram estabelecidas 10 estações de amostragem como mostradas na figura 8. Tendo sido medidos os mesmos parâmetros e utilizados os mesmos métodos que nos rios Curimataú e Jaguaribe.

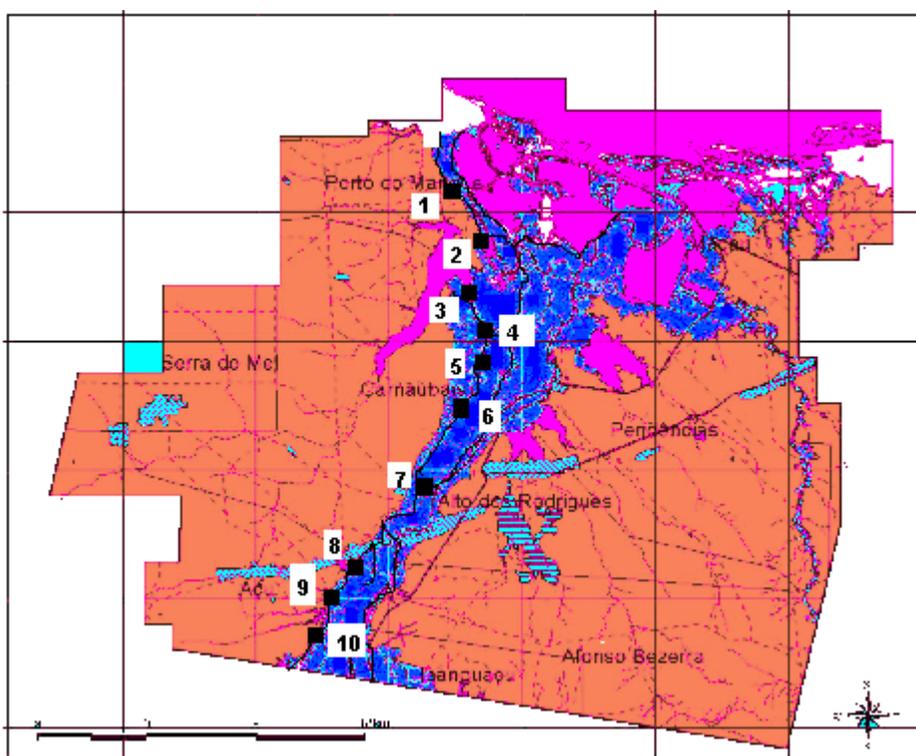


Figura 8. mapa de localização dos pontos de coleta no Rio Piranhas-Açu.

A hidroquímica do rio Açu apresenta dois compartimentos distintos separados artificialmente por uma barragem localizada no Porto do Carão. Um compartimento dominado por águas salinas e hipersalinas (pontos 1, 2 e 3) com salinidades variando de 38,8 na foz a 63,5 próximos a barragem, caracterizando um ambiente hipersalino. Na parte dominada pelo aporte fluvial as salinidades foram típicas de águas doces de ambientes semi-áridos. Os níveis de oxigênio dissolvido foram muito variáveis nos dois compartimentos com valores tipos de hipoxia ($\sim 4.0 \text{ mg.l}^{-1}$) registrados na porção salina próxima a barragem. Os valores de pH apresentaram-se típicos dos sistemas hídricos do nordeste brasileiro.

A distribuição do material particulado em suspensão apresentou-se bastante diferentes dos demais rios. Abaixo da barragem de Porto Carão os valores apresentaram-se extremamente elevados, acompanhado os altos valores de salinidade. Acima desta barragem os valores forma em geral bem mais baixos que nos demais rios estudados. Levantamentos realizados por Melo Junior *et al.* (2003) resultaram em conclusões semelhantes, caracterizando suas águas como boas à excelentes, embora com períodos sazonais de baixos níveis de oxigenação.

De um modo geral a hidroquímica das águas dos três rios estudados apresentou-se dentro dos limites esperados para águas naturais não contaminadas do litoral nordeste do Brasil, com exceção dos três pontos próximos à foz do Rio Açu, que apresentaram hipersalinidade característica e pelo menos um setor, logo abaixo do dique do Carão, com evidências de hipoxia.

Tabela 24. Hidroquímica do Rio Açu entre a foz e a barragem de Itajá. Verão de 2003. Parâmetros medidos *in situ* com sondas multi-parâmetros YSI, erro associado à medida < 10% para todos os parâmetros. Médias de determinações em triplicata.

Estação	pH	Salinidade	Temperatura (T°C)	Oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹)	TSS (mg.l ⁻¹)
#1 - Porto do Mangue	8,2	38,8	30,2	6,3	85,4
#2 - Macau	8,2	43,0	28,6	6,2	87,0
#3 - Porto Carão - Mar	8,3	63,5	27,4	4,1	84,2
#4 - Porto Carão - Rio	7,5	0,4	26,9	6,4	24,2
#5 - Pendências	7,1	0,2	29,6	5,3	17,8
#6 - Alto do Rodrigues	7,5	0,2	31,3	7,0	5,5
#7 - Carnaubais	8,0	0,2	30,6	9,5	5,1
#8 - Açu	7,6	0,2	28,2	8,4	2,5
#9 - Após o dique Itajá	7,8	0,2	27,5	8,0	3,5
#10 - Acima do dique Itajá	7,9	0,2	27,6	5,6	2,8

As concentrações totais (dissolvido + particulado) de metais pesados foram medidas nas águas dos três rios estudados. Os metais Cd e Pb apresentaram concentrações não detectáveis pela metodologia empregada neste estudo, para os três rios estudados. Enquanto que o Cu e o Zn apresentaram concentrações detectáveis, confirmando as estimativas de cargas para estes metais realizadas nas três bacias. Entretanto, cabe ressaltar que os resultados se referem a uma campanha pontual, não podendo portanto, serem utilizados para uma caracterização final dos estuários.

As tabelas 25, 26 e 27 apresentam as concentrações encontradas nos Rios Curimataú, Jaguaribe e Piranhas-Açu, respectivamente.

As concentrações encontram-se na faixa reportada para águas não contaminadas (Salomons e Forstner, 1984) e encontram-se abaixo daquelas preconizadas pela resolução do conselho nacional de meio ambiente (CONAMA, 1986), para águas salobras de classe I, não caracterizando portanto contaminação aguda. Entretanto, na maioria das águas naturais, as concentrações de Cu são geralmente menores que as concentrações de Zn, o que não ocorreu em nenhum dos três rios estudados. Estes resultados, portanto, confirmam a maior emissão de Cu, proveniente principalmente de atividades agro-pecuárias como sugerido pelas cargas estimadas.

Tabela 25. Concentração de metais pesados em águas (dissolvido+particulado) nas estações de amostragem do Rio Curimataú entre a foz e a cidade de Canguaretama. Verão de 2003.

Estação	Profundidade	Cu ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Zn (μl^{-1})
#1 Foz do Rio	Superfície	72	12
	Fundo	62	10
#2 400m da Foz	Superfície	67	7
	Fundo	72	5
#3 Guaratuba	Superfície	65	3
	Fundo	45	nd
#4 Camanor	Superfície	59	6
	Fundo	69	3
#5 Canguaretama	Superfície	69	2
	Fundo	65	4

No Rio Curimataú, as concentrações não diferiram significativamente entre as estações amostradas. As concentrações de Cu variaram de 45 a 72 $\mu\text{g.l}^{-1}$ enquanto as de Zn variaram de valores abaixo do limite de detecção do método (0,05 $\mu\text{g.l}^{-1}$) a 12 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Tabela 26. Concentração de metais pesados em águas (dissolvido+particulado) nas estações de amostragem do Rio Jaguaribe entre a foz e a barragem de Itaiçaba. Verão de 2003.

Estação	Cu ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Zn (mg.l^{-1})
#1 - Barra do rio	48	4
#2 - Foz Canal I. Grande	41	3
#3 - Acima de Fortim	39	2
#4 - Raimundinho	33	8
#5 - Ilha dos Veados	37	11
#6 - Abaixo de Aracati	24	9
#7 - Ponte de Aracati	13	8
#8 - Cabreiro	nd	5
#9 - Itaiçaba após dique	nd	nd
#10 - Itaiçaba antes dique	nd	nd

No Rio Jaguaribe as concentrações de Cu variaram de 13 $\mu\text{g.l}^{-1}$ a 48 $\mu\text{g.l}^{-1}$, sendo maiores na região do baixo estuário a partir da cidade de Aracati em direção a foz. As concentrações de Zn apresentaram o mesmo padrão de distribuição, variando de valores abaixo do limite de detecção do método (0,05 $\mu\text{g.l}^{-1}$) a 11 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

No Rio Piranhas-Açu as concentrações de Cu variaram de valores abaixo do limite de detecção do método (0,05 $\mu\text{g.l}^{-1}$) a 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$, sendo maiores na região do baixo estuário a jusante da barragem de Porto Carão em direção a foz. As concentrações de Zn apresentaram o mesmo padrão de distribuição, variando de valores abaixo do limite de detecção do método (0,05 $\mu\text{g.l}^{-1}$), nas estações acima da barragem de Porto Carão a valores máximos de 13 $\mu\text{g.l}^{-1}$ a jusante da barragem. Levantamentos realizados por Melo Junior *et al.* (2003) também mostraram concentrações de metais pesados neste rio dentro dos limites regidos pela Resolução CONAMA (CONAMA, 1986).

Tabela 27. Concentração de metais pesados em águas (dissolvido+particulado) nas estações de amostragem do Rio Piranhas-Açu entre a foz e a barragem de Itajá. Verão de 2003.

Estação	Cu (mg.l^{-1})	Zn (mg.l^{-1})
#1 - Porto do Mangue	30	6
#2 - Macau	50	11
#3 - Porto Carão - Mar	11	13
#4 - Porto Carão – Rio	Nd	nd
#5 - Pendências	Nd	nd
#6 – Alto do Rodrigues	Nd	nd
#7 - Carnaubais	Nd	nd
#8 - Açú	Nd	nd
#9 - Após o dique Itajá	Nd	nd
#10 - Acima do dique Itajá	Nd	nd

8. Distribuição de metais pesados em sedimentos dos rios estudados

As concentrações de metais pesados em sedimentos, são mais indicadas para avaliação do grau de contaminação de rios, uma vez que este compartimento integra ao longo do tempo as cargas emitidas para uma dada bacia. Portanto, este parâmetro pode ser utilizado para se avaliar a influência de fontes distintas de metais em uma da a bacia de drenagem de forma bem mais consistente que as concentrações medidas na água.

Para discussão dos resultados serão utilizadas apenas as concentrações medidas em sedimentos da fração fina (< 0,063 μ). Desta forma evita-se a influência da granulometria dos sedimentos sobre as concentrações de metais pesados, permitindo uma comparação segura entre as três bacias estudadas. Além disso, devido à presença de grãos de quartzo,

pobres em metais pesados, as concentrações na fração grosseira podem frequentemente estar abaixo dos níveis de detecção, como mostrado em várias estações. A tabela 28 mostra uma comparação geral entre os três rios analisados, enquanto que as concentrações de metais nas diferentes estações amostradas são apresentadas nas tabelas 29, 30 e 31.

As menores concentrações médias de Cu e Zn foram medidas no Rio Curimataú, as maiores ocorreram no Rio Piranhas-Açú. As concentrações de Cd e Pb foram semelhantes nos três rios, sendo menores nos sedimentos do Rio Jaguaribe. No rio Curimataú, todos os metais apresentaram estações com níveis não detectáveis, enquanto que no Rio Jaguaribe, todos os metais apresentaram concentrações acima dos limites de detecção do método empregado.

Tabela 28. Comparação entre as concentrações de metais pesados medidas em sedimentos finos dos três rios estudados. Médias e intervalos de concentração.

Bacia	Cu	Zn	Cd	Pb
Rio Curimataú	0,68 <0,05 – 11,5	17,0 <0,05 – 39,0	0,36 <0,05 – 0,66	7,6 <0,05 – 15,3
Rio Jaguaribe	9,1 3,3 – 16,5	27,5 9,4 – 50,1	0,39 <0,05 – 0,63	3,2 0,2 – 7,2
Rio Piranhas-Açú	15,3 <0,05 – 35,5	31,1 <0,05 – 65,5	0,33 <0,05 – 0,9	6,7 <0,05 – 14,4

As concentrações médias de metais pesados nos sedimentos finos do Rio Curimataú (Tabela 29) variam de valores abaixo do limite de detecção do método ($0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$), para todos os metais, na foz do rio na estação Guaratuba, a valores máximos de $11,5 \mu\text{g.g}^{-1}$, $39,0 \mu\text{g.g}^{-1}$, $0,66 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $15,3 \mu\text{g.g}^{-1}$, para Cu, Zn, Cd e Pb, respectivamente.

Tabela 29. Distribuição de metais pesados em sedimentos do Rio Curimataú entre a foz e a cidade de Canguaretama. Verão de 2003.

Estação	Fração	Cu	Zn	Cd	Pb
#1 Foz do Rio Cunháú	Total	nd	nd	nd	nd
	Fina	nd	nd	nd	nd
#2 Rio Cunháú 400m	Total	$1,6 \pm 0,01$	$4,5 \pm 0,08$	$0,08 \pm 0,01$	$2,8 \pm 0,02$
	Fina	$8,0 \pm 0,03$	$26,4 \pm 0,2$	$0,61 \pm 0,03$	$11,6 \pm 0,6$
#3 Guaratuba	Total	nd	nd	nd	nd
	Fina	nd	nd	nd	nd
#4 Camanor	Total	$4,5 \pm 0,01$	$15,5 \pm 0,04$	$0,33 \pm 0,02$	$5,8 \pm 0,02$
	Fina	$11,5 \pm 0,04$	$39,0 \pm 0,3$	$0,66 \pm 0,04$	$15,3 \pm 0,2$
#5 Canguaretama	Total	$1,8 \pm 0,01$	$4,4 \pm 0,02$	$0,16 \pm 0,01$	$2,5 \pm 0,01$
	Fina	$3,4 \pm 0,02$	$19,7 \pm 0,5$	$0,55 \pm 0,02$	$11,0 \pm 0,3$

As maiores concentrações ocorreram sempre na estação abaixo da tomada d'água da Camanor. Mesmo esses valores, entretanto, encontram-se no limite inferior da faixa reportada para sedimentos estuarinos não contaminados por metais pesados (Salomons e Forstner, 1984). Não evidenciando, portanto, nenhum indício de contaminação deste estuário por metais pesados. Estes valores encontram-se dentro da faixa reportada por Garlipp *et al.* (2003) obtidos neste mesmo estuário. Estes autores também concluíram não haver evidências de contaminação significativa neste estuário.

No Rio Jaguaribe (Tabela 30), as concentrações médias de Cu nos sedimentos finos variam de $3,3 \mu\text{g.g}^{-1}$, na estação na foz do Canal da Ilha Grande a valores máximos de $16,5 \mu\text{g.g}^{-1}$, na estação abaixo de Aracati. As concentrações de Zn variaram de $9,4 \mu\text{g.g}^{-1}$, na foz do Canal da Ilha Grande, a $53,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ em frente a Ilha dos Veados. As concentrações de Cd variaram de valores não detectáveis abaixo do dique de Itaiçaba a um valor máximo de $0,63 \mu\text{g.g}^{-1}$ na estação na foz do Canal da Ilha Grande. Finalmente, as concentrações de Pb variaram de $0,2 \mu\text{g.g}^{-1}$, na estação acima de Fortim a $7,2 \mu\text{g.g}^{-1}$, abaixo do dique de Itaiçaba. Esses valores encontram-se dentro da faixa reportada para sedimentos estuarinos não contaminados por metais pesados (Salomons e Forstner, 1984).

Tabela 30. Distribuição de metais pesados em sedimentos Rio Jaguaribe entre a foz e a cidade de Itaiçaba. Verão de 2003.

Estação	Fração	Cu	Zn	Cd	Pb
#1 - Barra do rio	Total	$2,6 \pm 1,2$	$9,2 \pm 0,3$	$0,32 \pm 0,01$	$4,9 \pm 1,2$
	Fina	$7,2 \pm 0,08$	$14,7 \pm 1,6$	$0,56 \pm 0,01$	$0,7 \pm 0,1$
#2 - Canal I. Grande, Foz	Total	$1,8 \pm 0,02$	$7,9 \pm 0,1$	$0,38 \pm 0,04$	$5,7 \pm 1,2$
	Fina	$3,3 \pm 0,01$	$9,4 \pm 0,1$	$0,63 \pm 0,02$	$1,1 \pm 0,1$
#3 - Acima de Fortim	Total	$3,6 \pm 0,4$	$14,4 \pm 0,4$	$0,46 \pm 0,08$	$7,6 \pm 0,8$
	Fina	$5,4 \pm 0,02$	$16,5 \pm 0,6$	$0,60 \pm 0,03$	$0,2 \pm 0,01$
#4 - Raimundinho	Total	$7,7 \pm 0,04$	$23,6 \pm 0,6$	$0,38 \pm 0,01$	$9,0 \pm 1,2$
	Fina	$9,9 \pm 0,08$	$30,7 \pm 0,6$	$0,54 \pm 0,01$	$1,4 \pm 0,4$
#5 - Ilha dos Veados	Total	$9,9 \pm 0,6$	$28,4 \pm 0,4$	$0,28 \pm 0,02$	$10,0 \pm 0,4$
	Fina	$16,1 \pm 0,8$	$53,2 \pm 0,6$	$0,49 \pm 0,01$	$3,8 \pm 0,2$
#6 - Abaixo de Aracati	Total	$5,4 \pm 0,05$	$16,3 \pm 0,3$	$0,18 \pm 0,01$	$5,6 \pm 0,8$
	Fina	$16,5 \pm 1,6$	$50,1 \pm 1,6$	$0,36 \pm 0,01$	$8,0 \pm 0,4$
#7 - Ponte de Aracati	Total	$3,8 \pm 0,04$	$13,1 \pm 0,3$	$0,16 \pm 0,01$	$6,2 \pm 0,8$
	Fina	$7,2 \pm 0,07$	$21,5 \pm 0,6$	$0,21 \pm 0,01$	$7,5 \pm 0,3$
#8 - Cabreiro	Total	$5,9 \pm 0,1$	$16,9 \pm 0,4$	$0,19 \pm 0,02$	$5,7 \pm 0,4$
	Fina	$11,3 \pm 0,02$	$35,9 \pm 1,6$	$0,28 \pm 0,02$	$1,4 \pm 0,1$
#9 - Itaiçaba dique abaixo	Total	$2,5 \pm 0,04$	$9,2 \pm 0,3$	$0,10 \pm 0,01$	$3,6 \pm 0,4$
	Fina	$4,5 \pm 0,08$	$14,6 \pm 0,4$	nd	$7,2 \pm 0,3$
#10 - Itaiçaba dique acima	Total	$3,5 \pm 0,07$	$9,8 \pm 0,3$	$0,10 \pm 0,01$	$4,1 \pm 0,2$
	Fina	$9,2 \pm 0,01$	$28,0 \pm 0,4$	$0,21 \pm 0,02$	$0,8 \pm 0,1$

No Rio Piranhas-Açú (Tabela 31), as concentrações médias de Cu nos sedimentos finos variaram de valores não detectáveis nas estações Pendências, Alto do Rodrigues e Carnaubais a valores máximos de $35,5 \mu\text{g.g}^{-1}$, na estação Macau. As concentrações de Zn variaram da mesma forma que as de Cu atingindo valores máximos de $65,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ em Macau e não detectáveis nas estações Pendências, Alto do Rodrigues e Carnaubais. As concentrações de Cd variaram de valores não detectáveis da estação dulcícola de Porto Carão a Carnaubais a um valor máximo de $0,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ na estação Macau. Finalmente, as concentrações de Pb variaram de valores não detectáveis em pendências, alto do Rodrigues e Carnaubais a $14,4 \mu\text{g.g}^{-1}$, na estação Porto do Mangue. Esses valores também se encontram dentro da faixa reportada para sedimentos estuarinos não contaminados por metais pesados (Salomons e Forstner, 1984).

Tabela 31. Distribuição de metais pesados em sedimentos do Rio Açú entre a foz e a barragem de Itajá. Verão de 2003.

Estação	Fração	Cu	Zn	Cd	Pb
#1 – Porto do Mangue	Total	$12,7 \pm 0,6$	$21,2 \pm 1,1$	$0,4 \pm 0,05$	$5,8 \pm 0,3$
	Fina	$35,1 \pm 0,9$	65,1	$0,8 \pm 0,07$	$14,4 \pm 0,7$
#2 - Macau	Total	$27,7 \pm 0,8$	$25,6 \pm 1,2$	$0,7 \pm 0,06$	$9,9 \pm 0,5$
	Fina	$35,5 \pm 1,8$	65,5	$0,9 \pm 0,05$	$13,9 \pm 0,7$
#3 – Porto do Carão - Mar	Total	$16,1 \pm 0,6$	$22,3 \pm 1,1$	$0,5 \pm 0,02$	$5,8 \pm 0,3$
	Fina	$27,7 \pm 0,8$	$52,2 \pm 1,9$	$0,7 \pm 0,05$	$11,4 \pm 0,5$
#4 – Porto do Carão – Rio	Total	$4,1 \pm 0,2$	$12,8 \pm 0,7$	nd	$2,4 \pm 0,1$
	Fina	$6,3 \pm 0,3$	$20,5 \pm 1,1$	nd	$4,7 \pm 0,3$
#5 - Pendências	Total	$2,4 \pm 0,1$	$8,1 \pm 0,1$	nd	$1,4 \pm 0,1$
	Fina	nd	nd	nd	nd
#6 - Alto do Rodrigues	Total	$2,7 \pm 0,2$	$8,6 \pm 0,2$	nd	1,7
	Fina	nd	nd	nd	nd
#7 - Carnaubais	Total	$0,7 \pm 0,1$	$3,3 \pm 0,3$	nd	$1,0 \pm 0,1$
	Fina	nd	nd	nd	nd
#8 – Açú	Total	$4,2 \pm 0,2$	$11,4 \pm 1,0$	$0,1 \pm 0,01$	$2,1 \pm 0,1$
	Fina	$14,7 \pm 0,6$	$35,8 \pm 1,8$	$0,3 \pm 0,05$	$6,9 \pm 0,3$
#9 - Abaixo do Itajá	Total	$8,0 \pm 0,4$	$17,6 \pm 1,1$	$0,2 \pm 0,02$	$3,0 \pm 0,1$
	Fina	$14,4 \pm 0,6$	$35,6 \pm 1,4$	$0,2 \pm 0,05$	$6,1 \pm 0,3$
#10 - Acima do Itajá	Total	$10,3 \pm 0,8$	$16,6 \pm 1,0$	$0,2 \pm 0,04$	$4,9 \pm 0,3$
	Fina	$19,1 \pm 0,8$	$36,4 \pm 1,4$	$0,4 \pm 0,05$	$9,5 \pm 0,4$

Ao contrário dos resultados obtidos em águas, todos os metais analisados apresentaram concentrações detectáveis na maioria das estações nos três rios estudados. Embora o Cd e o Pb, tenham apresentado níveis não detectáveis em diversas estações no Rio Curimataú,

particularmente naquelas próximas a sua foz, e nas estações a montante da barragem de Porto Carão no Rio Piranhas-Açú.

A distribuição espacial de Cu, Zn, Pb e Cd nos Rios Jaguaribe e Piranhas-Açu mostra a influência de fontes pontuais sobre as concentrações em sedimentos finos. A grande incidência de concentrações não detectáveis, para todos os metais, no rio Curimataú, impede a discussão de sua variação espacial neste rio.

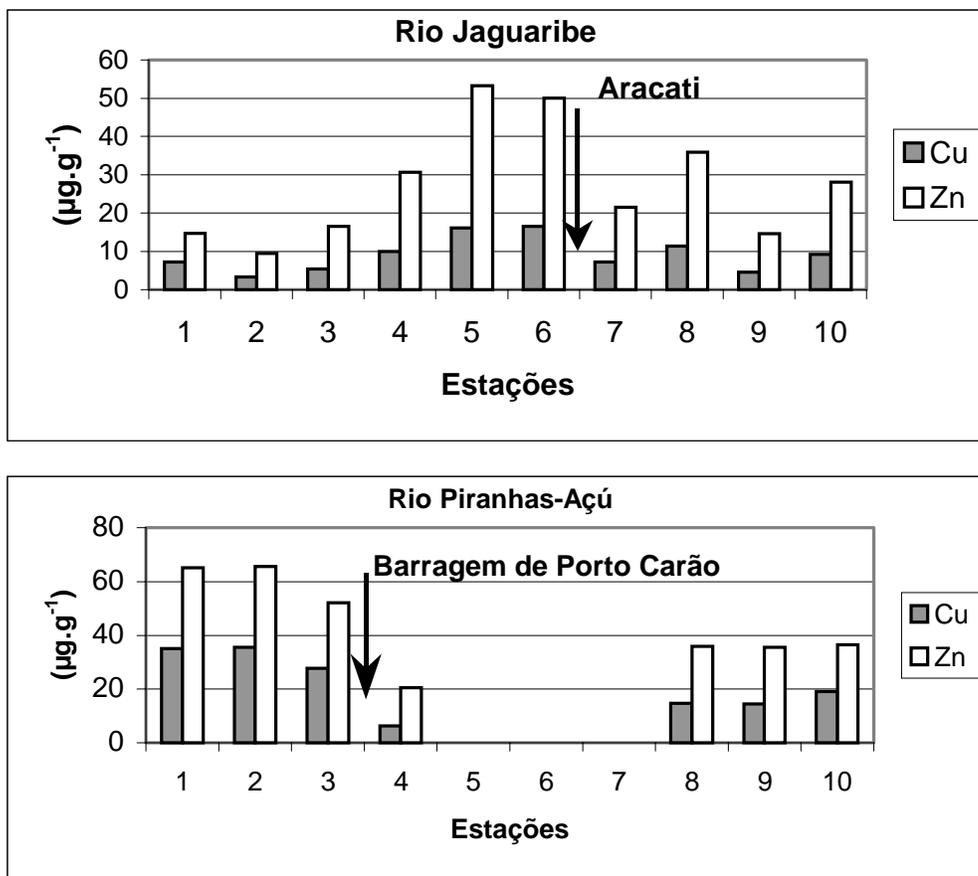


Figura 9. Distribuição espacial das concentrações de Cu, Zn, ao longo do rio Jaguaribe entre a foz (Estação 1) e a cima da barragem de Itaiçaba (Estação 10) e rio Piranhas-Açu entre a foz (Estação 1) e acima da barragem de Itajá.

A distribuição espacial apresentada na figura 9 confirma a importância das fontes pontuais, área metropolitana de Aracati e de Macau, no controle da distribuição desses metais. Em ambos os rios, as estações a jusante destas áreas apresentam as concentrações mais elevadas de Cu e Zn, confirmando a importância das emissões por águas servidas e disposição de resíduos sólidos urbanos, particularmente no caso do Zn e em menor escala do Cu.

9. Conclusões

As atividades antrópicas dominam as emissões dos metais Cu e Zn para as três bacias estudadas. As emissões de Cd e Pb entretanto, ainda são fortemente controladas por processos naturais, principalmente a denudação de solos. As principais fontes de metais são a agricultura (para o Cu) e aquelas localizadas em áreas metropolitanas, particularmente a disposição inadequada de águas servidas e de resíduos sólidos, para todos os metais inclusive o Cu. As emissões originadas no “runoff” de áreas urbanas” e nas atividades de carnicultura são pouco significativas em relação às demais.

As amostras de águas dos diferentes rios enviadas para análise no ITEP (Recife), não apresentaram teores detectáveis de pesticidas organo-clorados e organo-fosforados (Relatórios originais das análises se encontram em anexo). A qualidade das águas avaliada através de sua hidroquímica, classificam-nas como boas à excelentes, segundo a legislação CONAMA (1986). As concentrações de metais medidas em águas e sedimentos, também sugerem que as bacias estudadas ainda não apresentam grau de contaminação elevado. Entretanto, a distribuição espacial de metais em sedimentos, sugere fortemente a influência das cargas originadas em áreas metropolitanas.

A análise preliminar de camarões coletados em fazendas no Rio Jaguaribe, por outro lado, mostram concentrações baixas em relação a saúde dos consumidores. Entretanto, a distribuição relativa, particularmente do Cu, entre musculatura e exoesquelto, sugere que estes animais já respondem a níveis anômalos de metais, detoxificando estes poluentes através da acumulação no exoesquelto. Cabe ressaltar, entretanto, que esta observação baseia-se em dados preliminares, sendo necessário um estudo mais aprofundado da dinâmica do Cu e do Zn nestas fazendas. Da mesma forma esta observação não pode ser estendida às outras bacias, até que análises semelhantes estejam disponíveis.

10. Referências Bibliográficas

- ABES (1983). Catálogo brasileiro de engenharia sanitária. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Rio de Janeiro.
- Abreu, I.M.; Lacerda, L.D. & Marins, R.V. 2003. Estimativa de emissões de Carbono, Fósforo e Nitrogênio para o Estuário do Rio Jaguaribe (CE). In: *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza, 4p.
- Ambrus A, Hamilton DJ, Kuiper HA, Racke KD (2003). Significance of impurities in the safety evaluation of crop protection products (IUPAC technical report). *Pure and Applied Chemistry* 75(7): 937-973.
- Andrade, F. P. P. (1991). *Diagnóstico do Uso de Fertilizantes para o Incremento da Produtividade Agrícola no Ceará*. Governo do Estado do Ceará. Secretarias de Industria e Comércio (SIC) , Agricultura e Reforma Agrária (SEARA) e Planejamento e Coordenação (SEPLAN), Fortaleza: 83 p.
- Barcellos, C.; Lacerda, L.D. & Ceradini, S. 1997. Sediment origin and budget in Sepetiba Bay – an approach based on multi-element analysis. *Environmental Geology* 32: 203-209.
- Bouwman, A.F. & Booij, H. 1998. Global use and trade of feedstuff and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 262-267.
- Boyd, C.E. 1971. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. *Washington American Fisheries Society Special Publication* 8: 153-166.
- Campos, N.; Studart, T.; Franco, S.; Luna, R. (2000). Hydrological Transformations in the Jaguaribe River Basin during 20th Century. *Proceedings of the 20th Annual American Geophysical Union*. Fort Collins, Hydrology Days Publications, 1: 221-227.
- CONAMA (1986) Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no. 20 de 1986. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Amazônia Legal. Brasília, DF.
- Costa, F.H.S.; Petta, R.A. & Lima, R.F.S. (2003). Geoquímica de solos na área de implantação do pólo gás-sal, Município de Macau (RN) – aplicação matriz de correlação. *Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica*, Belém, p: 290-292.
- Davis AP, Shokouhian M, Shubei M (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44: 997-1009.
- DETRAN-CE (2003). Estatísticas. Disponível em www.detran.ce.gov.br (acessado em 12/2003)
- DETRAN-RN (2003). Relatório estatístico de trânsito 2001. disponível em www.detran.rn.gov.br (acessado em 12/2003)
- Dias, C.M.F.; Souza, C.M.M. & Moneratti, P.H. (2001). Distribuição de metais pesados em solos de lavouras de tomate, pimentão, abacaxi e cana-de-açúcar. *Anais VIII Congresso Brasileiro de Geoquímica*, Curitiba, p: 110.

- Doll P, Hauschild M (2002). Model-based scenarios of water use in two semi-arid Brazilian states. *Reg. Environ. Change* 2:150-162.
- EMBRAPA (2003). Sistemas de produção – Versão eletrônica. Disponível em <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/> (acessado em 11/2003)
- EPA 2002. *National Recommended Water Quality Criteria*. Environmental Protection Agency. Office of Water. EPA-822-R-02-047
- Esteves FA (1998). Fundamentos de limnologia, 2da. edição. Interciência, Rio de Janeiro, 548 pp.
- FNP Consultoria e agroinformativos (2003). Agrianual 2003 – Anuário da agricultura brasileira. São Paulo, 544 pp.
- Garlipp, A.B.; Silva, C. A. R.; Soares, A.M.B.; Amaro, V.E. e Vital, H. (2003). Metais pesados em sedimentos do estuário do Rio curimataú (RN): Dados preliminares. Anais IX Congresso Brasileiro de Geoquímica, Belém, p: 449-450.
- Gesteira, T.C.V.; Nunes, A.J.P.; Miranda, P.T.C. 2001. Expansão da carcinicultura marinha no Estado do Ceará. *Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, Florianópolis.
- Gimeno-García, E., Andreu, V. & Boluda, R. (1996). Heavy metal incidence on the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution* 92(1): 19-25.
- Golley F.B., Mc Guinness J.T., Clements R.G., Child G.I., Duever M.J. (1978). Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. EDUSP, São Paulo, 256 pp.
- Goudie, A. 1987. *The Human Impact: on the Natural Environment*, MIT Press, Cambridge, Massachusetts: p.138.
- Greenland, D.J. & Hall, R. 1977. *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics*. Willey, Chischester.
- Grigal, D.F.; Nater, E.A. & Homann, P.S. 1994. Spatial distribution patterns of mercury in an east-central Minnesota landscape. In: Watras, C.J. & Huckabee, J.W. (ed.), *Mercury Pollution: Integration and Synthesis*. Lewis Publishers, Boca Raton, 725 p.
- Hashimi, M.; Mustafá, S.; Tariq, S.A. (2002). Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodom*) from grow out farms in Sabah, North Borneo. *Food Chemistry* 79: 151-156.
- Holmgren, G.G.S.; Meyer, M.W.; Chaney, R.L. & Daniels, R.B. 1993. Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. *Journal of Environmental Quality* 22: 335-348.
- IBGE (2000). Censo demográfico 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php> (acessado em 11/2003)
- I.C. Consultants, Ltd. (2001). Pollutants in urban waste water and sewage sludge. *The Office for Official Publications of the European Communities*, Luxembourg, 333 pp.
- IDEMA (1999a). Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. *Informativo Municipal. Canguaretama*, vol. 5, p:1-14

- IDEMA (1999b). Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. *Informativo Municipal. Pedro Velho*, vol. 5, p:1-14
- IPLANCE (2001). *Atlas do Ceará*. Instituto de Planejamento do Estado do Ceará, Fortaleza.
- Kjerfve, B. (1990). *Manual for Investigation of Hydrological Processes in Mangrove Ecosystems*. UNESCO/UNDP, new Delhi, India, 79 p.
- Kjerfve, B.; Lacerda, L.D.; Rezende, C.E. & Ovalle, A.R.C. (1999). Hydrological and hydrogeochemical variations in mangrove ecosystems. *In: Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A.L. (ed.). Mangrove Ecosystems in Tropical America*. IUCN/NOAA/Instituto de Ecologia, Xalapa, Mexico, p: 71-82.
- Lacerda L.D. (1998). Biogeochemistry of heavy metals and diffuse pollution in mangrove ecosystems. ISME, Okinawa, 65 pp.
- Lacerda L.D. & Salomons W. (1998). *Mercury contamination from gold and silver mining: A chemical time bomb*. Springer Verlag, Berlin, 146 pp.
- Lacerda, L.D. (2002). *Mangrove Ecosystems: Function and Management*. Springer Verlag, Berlin, 332 p.
- Lacerda, L.D. & Marins, R.V. (2002). River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/Glomis Electronic Journal* 2(1):1-4. (<http://www.glomis.com/ej/pdf/ej03.pdf>)
- Lacerda, L.D.; Kremer, H.H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall-Crossland, J.I. & Crossland, J.C. (2002) *South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions*. LOICZ Reports & Studies No. 21, 217p.
- Lacerda L.D., Marins R.V., Barcellos C., Molisani M. (2003). Sepetiba Bay: A case study on the environmental geochemistry of heavy metals in a subtropical coastal lagoon. *In Lacerda L.D., Santelli R.E., Duursma E.K., Abrão J.J. (eds.). Facets of environmental geochemistry in tropical and subtropical environments, Chapter 21, pp. 293-318.*
- Lima, L.C.; Morais, J.O. & Souza, M.J.N. 2000. *Compartimentação Territorial e Gestão Regional do Ceará*. Editora FUNECE, Fortaleza, 268 p.
- Lindberg, S. & Harris, R.C. 1981. The role of atmospheric deposition in an eastern US deciduous forest. *Water, Air & Soil Pollution* 16: 13-31.
- Machado W., Moscatelli M., Rezende L.G., Lacerda L.D. (2002). Mercury, zinc and copper accumulation in mangrove sediments affected by landfill wastewater. *Environmental pollution* 120(2): 455-461.
- Marins R.V., Silva Filho E.V., Lacerda L.D. (1996). Atmospheric deposition of mercury over Sepetiba Bay, SE Brazil. *Journal of the Braz. Chemical Society* 7: 177-180.
- Marins, R.V.; Freire, G.S.S.; Maia, L.P.; Lima, J.P.R.; Lacerda, L.D. (2002). Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil. *In: Lacerda, L.D.; Kremer, H.H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall-Crossland, J.I. & Crossland, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River*

- Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions*. LOICZ Reports & Studies No. 21, p: 92-98.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Abreu, I.M. & Dias, F.J.S. (2003). Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. *Ciência Hoje* 33(197): 666-70.
- McBride MB, Spiers G (2001). Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS. *Comm. In Soil Sci and Plant Analysis* 32 (1-2): 139-156.
- Melo Junior, G.; Costa, C.E.F.S. e Cabral Neto, I. (2003). Hidroquímica e qualidade das águas de um trecho do baixo curso do Rio Açu, rio Grande do Norte; Implicações ambientais. Anais IX Congresso Brasileiro de Geoquímica, Belém, p: 129-130.
- Menzi H. & Kessler J (1998). Heavy metal content of manures in Switzerland. In *Proceedings of the Eight International Conference of the FAO Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*.
- Molisani M.M., Marins R.V. & Lacerda L.D. (2003) Environmental changes in Sepetiba Bay, Brazil. *Regional Environ. Change* (no prelo).
- Mortvedt J.J. (1996). Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fertilizer research* 43: 55-61.
- Nicholson FA, Chambers BJ, Williams JR, Unwin RJ (1999). Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Tech.* 70: 23-31.
- NRC (1993). (National Research Council). *Soil and Water Quality; An Agenda for Agriculture*. National Academy Press, Washington.
- Nriagu JO, Pacyna JM (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333(6169): 134-139.
- Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338: 47-49
- Nunes A.J.P. (2001). Camarões marinhos – Fundamentos da engorda em cativeiro. *Panorama da Aqüicultura* 11(68): 41-49.
- Ovalle, A.R.C.; Rezende, C.E.; Lacerda, L.D. & Silva, C.A.R. (1990). Factors affecting the hydrochemistry of a mangrove tidal creek, Sepetiba Bay, Brazil. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 31: 639-650.
- Páez-Osuna, F. & Ruiz-Fernández, A.C. (1996). Trace metals in Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution* 87: 243-247.
- Páez-Osuna, F. & Tron-Mayen, L. (1996). Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *P. vannamei* from northwestern coast of Mexico. *Environmental International* 22: 443-450.
- Páez-Osuna, F.; Gracia, A.; Flores-Verdugo, F.; Lyle-Fritch, L.P.; Alonso-Rodríguez, R.; Roque, A. & Ruiz-Fernández, A.C. (2003). Shrimp aquaculture and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46: 806-815.

- Pedreira, A.J. (1971). Geologia da faixa costeira de Canavieiras e Belmonte, Ilhéus, BA. CEPLAC/CEPEC, Boletim Técnico no. 13, 15 p.
- RADAMBRASIL, Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral (1981). *Projeto RADAMBRASIL: Programa de Integração Nacional – Levantamento de Recursos Naturais, Folhas SB 24/25 Jaguaribe/Natal*, v 23, Rio de Janeiro, 744 p.
- Rainbow, P.S. (1997). Ecophysiology of trace metal uptake in crustaceans. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 44: 169-175.
- Ramalho, J.F.G.P.; Sobrinho, N.M.B.A. & Velloso, A.C.X. (2000). Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35(7): 1289-1303.
- Ramalho, J.F.G.P. & Sobrinho, N.M.B.A. (2001). Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. *Floresta & Ambiente* 8(1): 120-129.
- Salomons, W. & Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin, 349 p.
- Salomons, W. & Stigliani, W.M. (1995). *Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments*. Springer Verlag, Berlin, 356 p.
- Salomons, W.; Forstner, U. & Mader, P. (1995). *Heavy Metals: Problems and Solutions*. Springer Verlag, Berlin, 412 p.
- Schlesinger, W.H. (1994). *Biogeochemistry: An Analysis of Global Changes*. Academic press, San Diego, 343 p.
- Schlesinger, W.H. (1997). *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Academic Press., San Diego, 588 p.,.
- Silva, L.F. & Mendonça, J.R. (1971). Parâmetros fisiográficos interpretativos de solos de tabuleiros do sul da Bahia em fotografias aéreas e imagens de radar. *Agrotropica* 1(1): 71-74.
- Silva, L.F. (1996). *Solos Tropicais: Aspectos Pedológicos, Ecológicos e de Manejo*. Terra Brasilis Editora, São Paulo, 137 pp.
- Silva filho, E.V.; Wasserman, J.C. & Lacerda, L.D. (1998). History of metal inputs recorded on sediment cores from a remote environment. *Ciência & Cultura* 50(5): 374-376
- Soares Filho, A.A. 1996. *Ictiofauna da Região Média a Boca do Estuário do Rio Jaguaribe (Ceará – Brasil): Composição, Distribuição e Aspectos Bioecológicos*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 110 p
- Sorme L, Lagerkvist R (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment* 298: 131-145
- Soto-Jimenez M, Paez-Osuna F, Ruiz-Fernandez AC (2003). Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). *Env. Poll.* 125: 423-432.

- Souza, W.P. (2000). *Determinação de Mercúrio e Carbono Orgânico em Solos e Sedimentos da Região Norte do Estado do Rio de Janeiro*. Tese de Mestrado, UENF, Campos, 75 p.
- Tanner, P.A. & Wong, A.Y.S. (2000). Soluble trace metals and major ionic species in the bulk deposition and atmosphere in Hong Kong. *Water, Air & Soil Pollution* 122: 261-279.
- Tappin, A.D. (2002). An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: Current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 55: 885-901.