



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
FACULDADE DE OCEANOGRAFIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA**

EDUARDO SERGIO BOUTH JUNIOR

**Mercúrio como Indicador de Contaminação na Atividade Portuária: O
Caso Vila do Conde (Barcarena – Pa).**

Belém/PA
dezembro/2008

EDUARDO SERGIO BOUTH JUNIOR

**Mercúrio como Indicador de Contaminação na Atividade Portuária: O
Caso Vila do Conde (Barcarena – Pa) .**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado a Faculdade de
Oceanografia do Instituto de
Geociências da UFPA, como requisito
para a obtenção do bacharelado de
Oceanógrafo.
Orientador Dr. Estanislau Luczynski

Belém/PA
dezembro/2008

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação(CIP)
Biblioteca Geól. Rdº Montenegro G. de Montalvão

Bouth Junior, Eduardo Sérgio

B779m Mercúrio como indicador de contaminação na atividade portuária: o caso Vila do Conde (Barcarena – Pa). / Eduardo Sergio Bouth Junior. – 2008

52 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Faculdade de Meteorologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, Segundo Semestre de 2008.

Orientador, Estanislau Luczynski

1. Mercúrio. 2. Poluição portuária 3. Porto de Vila do Conde. I. Universidade Federal do Pará. II. Luczynski, Estanislau, Orient. III. Título.

CDD 20º ed.:553.454098115

EDUARDO SERGIO BOUTH JUNIOR

**Mercúrio como Indicador de Contaminação na Atividade Portuária: O
Caso Vila do Conde (Barcarena – Pa)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a
Faculdade de Oceanografia do Instituto de
Geociências da UFPA, como requisito para a
obtenção do bacharelado de Oceanógrafo

Aprovado e defendido em: / /

Banca examinadora:

Prof. Estanislau Luczynski (Orientador)
Doutor em Interunidades em Energia
Universidade Federal do Pará

Prof. Marcelo Cancela Lisboa Cohen (Membro)
Doutor em Biologia Química
Universidade Federal do Pará

Prof. Silvana do Socorro Veloso Sodré (Membro)
Mestre em Ciências Ambientais
Universidade Federal do Pará

Prof. José Souto Rosa Filho
Doutor em Oceanografia Biológica
Diretor da Faculdade de Oceanografia
Universidade Federal do Pará

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Dr: Estanislau Luczynski por me ajudar na formulação de meu TCC, agradeço aos meus colegas: Jean Figueiredo, Jean Michel, Alessandra Malcher, Keila Araujo, Marcio Raiol, [Charlie Aood](#), [Roselyn Kelly](#), [Jefferson Souza](#) e Neuciane Dias pelo apoio moral não só durante o desenvolvimento de meu TCC, mas durante toda a graduação; agradeço a Louise Karlina por ter me cedido seu PC sempre que precisei. Tenho muito a agradecer a minha família pelo grande incentivo durante esta empreitada. Mas agradeço principalmente a Deus por sempre ter me incentivado e me tornando mais forte nas horas mais adversas e por me permitir conhecer estas pessoas maravilhosas durante a graduação.

Ainda que eu falasse as línguas dos homens e dos anjos, e não tivesse amor, seria como o metal que soa ou como o sino que tine¹. E ainda que eu tivesse o *dom* da profecia, e conhecesse todos os mistérios e toda a ciência, e ainda que tivesse toda fé, de maneira tal que transportasse os montes, e não tivesse amor, nada seria². E ainda que distribuísse toda a minha fortuna para sustento dos pobres, e ainda que entregasse o meu corpo para ser queimado, e não tivesse amor, nada disso me aproveitaria³.

(1 Coríntios 13: 1-3)

RESUMO

Discute a viabilidade de se usar Mercúrio como indicador de poluição em meio aquoso. Toma-se como cenário de estudo o Porto de Vila do Conde (Barcarena). Sabe-se que a composição química destes combustíveis traz elementos nocivos ao meio aquoso, cujos efeitos sobre os organismos são conhecidos a partir de estudos sobre poluição química e marinha. Devido a isso, imagina-se que, independente de haver derrames acidentais de combustível, há poluição do meio aquoso por combustíveis. Segundo a linha deste trabalho, uma das formas de se detectar a presença de poluição é através da análise da presença de metais pesados e, em especial, da presença de mercúrio, na forma de mercúrio total. O mercúrio total é o índice escolhido por poder ser relacionado tanto aos combustíveis quanto à poluição urbana. Para um limite de detecção de 0,0001mg/L, os resultados foram negativos para as 5 amostras.

Palavras-chave: Mercúrio. Poluição Portuária. Porto de Vila do Conde.

ABSTRACT

Discuss Mercury as an environmental indicator to quantify water pollution. The study area is Porto de Vila do Conde. Vila do Conde an area of shipment, landing and storing fuels that is property of ALBRAS , an aluminium brazilian company. The chemical composition of fuels has several components, which are harmful to water environment. Chemical and marine pollution studies state that their effects are noxious to aquatic life. So, it could be possible that there are water pollution, in the study area, whether happens an accidental fuel spill or not. According to this work, it was chosen mercury as an suitable indicator to water pollution. By using an indicator such that, urban pollution and water pollution can be inferred. For a limit of detection of 0,0001mg/L, the results were negative film strip for the 5 samples.

Keywords: Mercury. Harbour Pollution. Vila do Conde.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Baía do Guajará

Figura 2: porto de Vila do Conde

Figura 3: ciclo do mercúrio em um ambiente impactado

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Limites ambientais para a exposição humana ao mercúrio, população geral

Tabela 2: concentração de elementos-traço (em ppm), em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP).

Tabela 3: concentração de mercúrio em material dragado do Porto de Vila do Conde.

Tabela 4: níveis de classificação do material a ser dragado, em unidade de material seco.

LISTA DE ABREVIATURAS

CDP: Companhia Docas do Pará

CEMA: CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS

CONAMA: CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE

DHN: DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO

EPA: ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

IDESP: INSTITUTO DO DESENVOLVIMENTO ECONOMICO SOCIAL DO PARÁ

WHO: WORLD HEALTH ORGANIZATION

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.2	OBJETIVOS	12
1.2.1	geral	12
1.2.2	específicos	12
1.3	JUSTIFICATIVA	13
1.4	METODOLOGIA	14
1.4.1	Análise bibliográfica	14
1.4.2	Amostragem	15
1.4.3	Discussão dos resultados	15
2	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	15
2.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA	15
2.2	TERMINAL DE VILA DO CONDE	16
2.3	CLIMA	17
2.4	GEOLOGIA	18
2.5	GEOMORFOLOGIA	18
2.6	VENTOS E ONDAS	19
2.7	HIDRODINÂMICA E SEDIMENTOLOGIA	19
2.8	MARÉS E CORRENTES DE MARÉ	19
2.9	VEGETAÇÃO	21
2.10	DEFINIÇÃO E GENÊSE DOS ESTUÁRIOS	22
2.11	IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS	23
3	POLUIÇÃO POR MERCÚRIO	24
3.1	POLUIÇÃO EM AMBIENTE ESTUARINO	24
3.2	GENERALIDADES SOBRE O MERCÚRIO	25
3.3	CICLO DO MERCÚRIO	27
3.4	EMISSÕES DE MERCÚRIO PARA O AMBIENTE	30
3.5	NÍVEIS DE MERCÚRIO	32
3.6	MERCÚRIO E A CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA	34
3.7	COMPORTAMENTO DO MERCÚRIO NO SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS (EXEMPLO DE CASO SEMELHANTE À CIDADE DE BELÉM)	37
4	RESULTADOS	39
4.1	DISCUSSÃO	40
5	CONCLUSÕES	47
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

A Baía do Guajará é formada da confluência dos Rios Acará e Guamá. Trata-se de uma região fluvio-estuarina localizada a frente da cidade de Belém (capital do Pará) que recebe, além das águas da drenagem continental, os efluentes das atividades domésticas e industriais da cidade.

A poluição das águas da área de estudo é provocada principalmente pela grande quantidade de matéria orgânica lançada diretamente nele sem o devido tratamento, causando a redução na porcentagem de oxigênio, aumentando a proliferação de bactérias (IDESP, 1990).

Na cidade de Belém encontram-se grandes aglomerações urbanas que se localizam nas várzeas da Baía do Guajará. Mas também pequenos e médios portos que lançam os seus efluentes no Rio Guamá ou na Baía. No caso dos aglomerados urbanos, grande parte não dispõe de sistemas de coleta e tratamento de esgotos, algo que se repete em grande parte da região metropolitana de Belém (RMB), principalmente nas zonas periféricas que possuem como alternativa os igarapés e canais para os seus esgotos. O despejo de efluentes sem tratamento prévio é nesse caso particularmente perigoso (CORRÊA; PEREIRA, 2002). Pois os metais presentes nos efluentes sem tratamento podem entrar na cadeia alimentar aquática e sofrer enriquecimento em organismos determinados.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Geral

Avaliar como as atividades no porto de Vila do Conde (Barcarena) podem contribuir para a poluição da Baía do Guajará por mercúrio.

1.2.2 Específicos

Verificar as principais fontes de emissão de mercúrio para a área de estudo;

Verificar se as concentrações de mercúrio no local representam perigo para a biota estuarina e para as populações ribeirinhas.

Verificar se as concentrações de mercúrio estão dentro do padrão permitido, pelas resoluções.

1.3 JUSTIFICATIVA

As atividades de embarcações e de áreas portuárias são fontes de poluição para os corpos de águas e podem ter como origem: a água de lastro, derramamentos de óleo, tintas anti-incrustações (biocidas), efluentes urbanos e industriais. Por sua vez, as atividades industriais desenvolvidas provocam o lançamento de gases e pequenas partículas na atmosfera, oriundas principalmente das fontes estacionárias de queima de combustíveis (IDESP, 1990). Os efluentes das próprias embarcações, lixões próximos a drenagens e os portos localizados as margens da Baía do Guajará também se mostram como fontes difusas de poluição para este ambiente.

Já do ponto de vista químico, os poluentes mais freqüentes encontrados são: graxas, óleos, gasolina, queima de combustíveis, derivados do petróleo, resíduos sólidos de incineração, derivados de atividades industriais (IDESP idem).

Regiões portuárias, como a área do porto de Vila do Conde, registram como poluentes a queima de óleos combustíveis pelos navios de transporte que pode emitir diversos poluentes, como os metais pesados, por exemplo, e entre eles o mercúrio. Admite-se que locais que concentram rejeito associados à atividade industrial e ao descarte de lixo apresentam maiores teores de Hg, enquanto descargas difusas geralmente estão associadas à queima de combustíveis contendo mercúrio como impureza (AZEVEDO, 2003).

As propriedades físico-químicas do mercúrio, mais as meteorológicas contribuem para distribuir e redistribuir a emissão, além de atuar como meio de disseminação do mercúrio para o solo e drenagens (MARINS et al, 2004), na forma de precipitação seca ou úmida (chuva ácida).

Embora a concentração de mercúrio em combustíveis fósseis seja pequena, a enorme taxa de acumulação dos mesmos constitui uma fonte significativa de emissão

(SOUZA, 1995). Portanto, as fontes antropogênicas se caracterizam por serem de baixa amplitude, quando comparadas com as fontes naturais, mas significativamente mais intensas por seu caráter pontual (RAMIREZ REQUELME, 2000). Evidências, entretanto, sugerem que o tempo de residência na atmosfera é menor, da ordem de dias, resultando em impactos mais regionais e locais que propriamente globais (LACERDA apud SOUZA, 1995, p.32)¹. Dentro da ótica deste trabalho, estas informações científicas sugerem que a área do porto de Vila do Conde e adjacências podem estar contaminadas por mercúrio, sendo a provável fonte a queima de óleos combustíveis dos navios que lá atracam.

No que diz respeito à porção norte quaternária da LME brasileira (large marine ecosystem) não há informações disponíveis sobre o teor de Hg em sedimentos estuarinos e costeiro, enquanto os níveis de contaminação por mercúrio no ambiente fluvial amazônico são bem relatados, onde o mercúrio em sua forma metilada ataca o sistema nervoso central, em especial o córtex, provocando o Mal de Minamata (MARINS et al, 2004). Este contexto, por si só já justifica a necessidade da presente discussão.

1.4 METODOLOGIA

O presente trabalho se divide em duas etapas, a saber uma de levantamento bibliográfico e outra de discussão dos resultados de amostragens feitas na área:

1.4.1 Análise bibliográfica

A primeira etapa consiste de análise bibliográfica caracterizada por consultas a livros e periódicos, tendo por objetivo levantar dados e informações a respeito do mercúrio e dos efeitos ambientais provocados pelo mesmo.

¹()LACERDA, L.D. DE. Distribuição e comportamento do mercúrio no ambiente amazônico. In: SEMINÁRIO NACIONAL, Brasília. **Riscos e conseqüências do uso do mercúrio**. 1989, Rio de Janeiro, FINEP/CNPq. 1990. p 80-90. Fotocópia.

A segunda etapa é a de discussão dos dados obtidos em um relatório de material dragado no porto de Vila do Conde feito pela CDP/CEMA (em 2006), visto que, encontra-se próxima a região.

1.4.1.2 Amostragem

A amostragem do sedimento foi realizada no dia 08 de julho de 2006, com uma draga de fundo tipo “Van Veen” contruido em aço inoxidável. Sendo realizadas 5 coletas.

1.4.2 Discussão dos resultados

A partir dos dados obtidos em um trabalho realizado no porto de vila do Conde pela CDP/CEMA, considera-se que:

Qualquer valor acima do valor de referência será considerado indicador de poluição por mercúrio.

Qualquer valor abaixo do valor de referência será considerado como indicador de ambiente não-poluído.

Qualquer valor igual ao valor de referência será considerado normal, mas um indicador de um viés de tendência à poluição.

2 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

A Baía do Guajará localiza-se numa região fluvio-estuarina, parte integrante do grande sistema estuarino do Golfão Marajoara, localizado no Rio Pará.

A Baía do Guajará e caracterizada como sendo um rio de águas brancas, devido à presença muito grande de sedimentos em suspensão, que lhe confere um aspecto barrento as suas águas.

A confluência dos rios Acará e Guamá ao sul formam a Baía do Guajará (figura 1), localizada em frente à parte noroeste da cidade de Belém; sendo que, Belém esta localizada em sua margem direita. Em sua margem esquerda se localiza várias ilhas, e ao norte da Baía se localiza as ilhas do Outeiro (Caratateua) e do Mosqueiro.

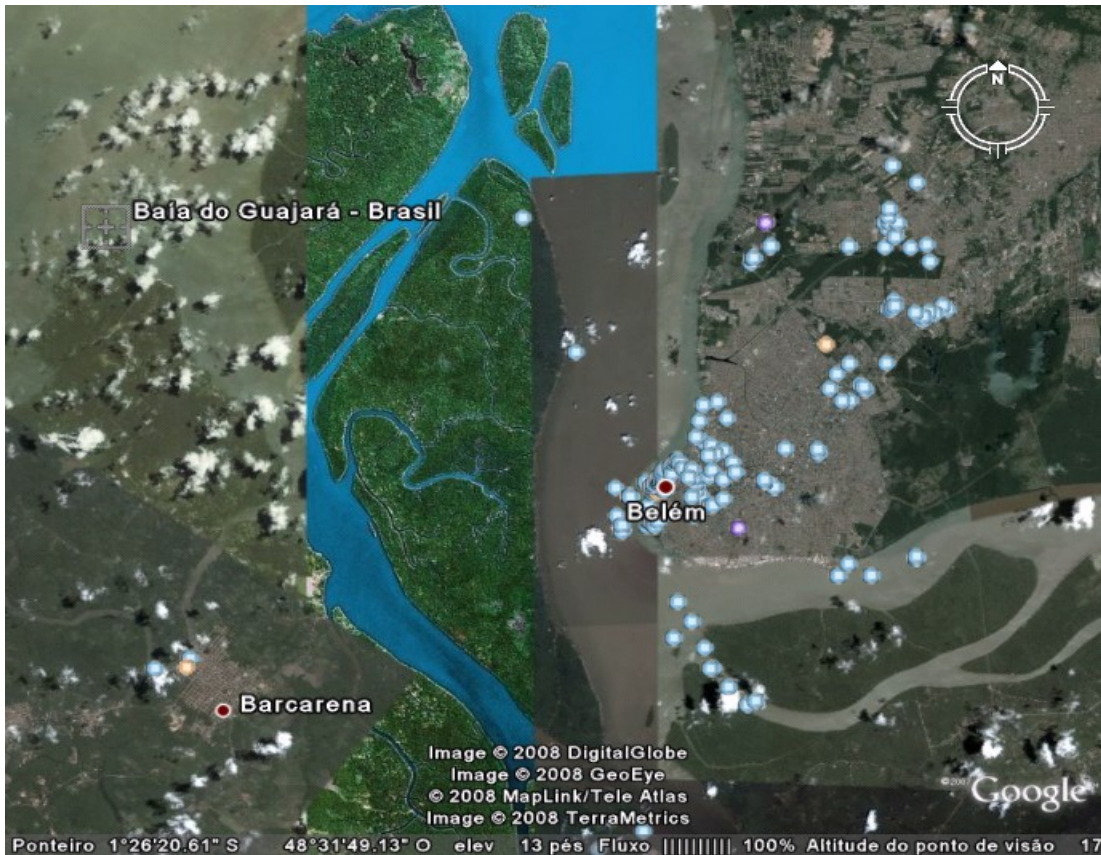


Figura 1: Baía do Guajará.

2.2 TERMINAL DE VILA DO CONDE

O Porto de Vila do Conde esta localizado no município de Barcarena (figura 2), a uma distancia de aproximadamente 120 km do porto de Belém. Tendo por acesso a BR-316 e depois a PA-151 até a Vila do Conde.

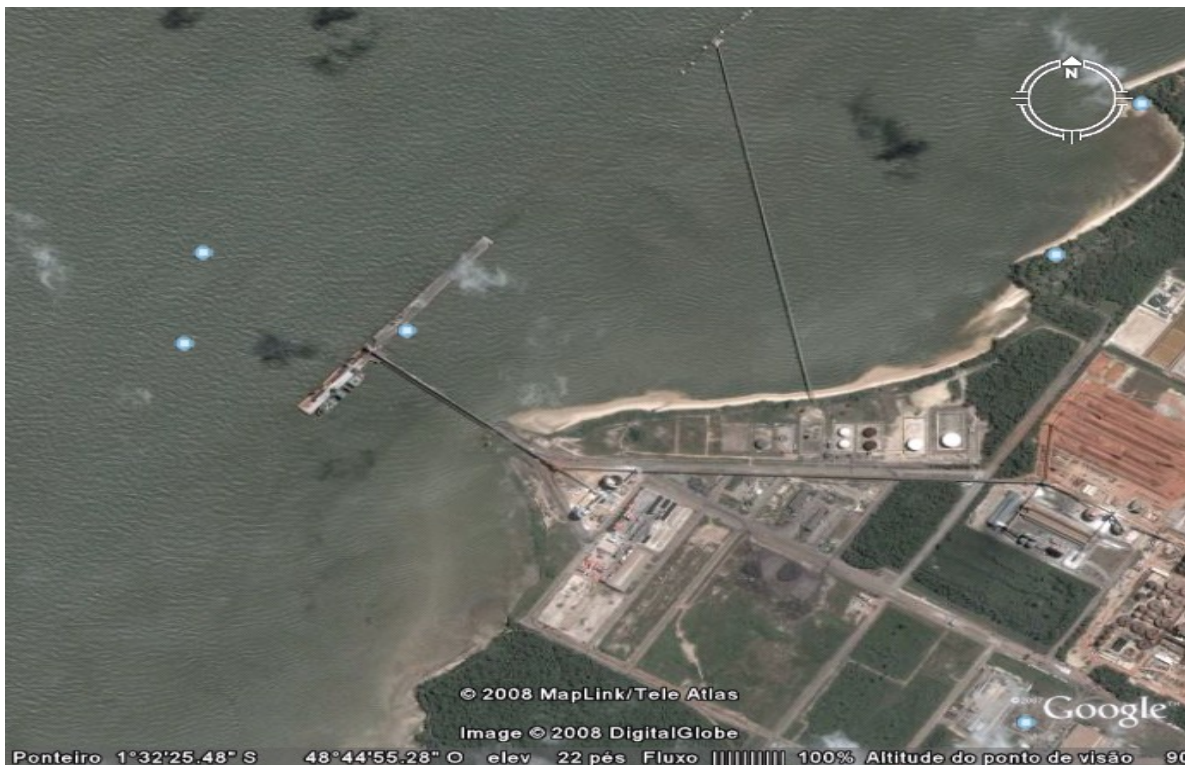


Figura 2: Porto de Vila do Conde, Barcarena-Pará.

2.3 CLIMA

Na região metropolitana de Belém, o clima se caracteriza por uma isotermia, apresentando amplitudes térmicas anuais de 2°C.

As altas temperaturas na região, junto aos valores de umidade superior a 80% proporcionam a formação de chuvas de convecção, que precipitam de maneira não uniforme sobre a região. A precipitação anual pode ultrapassar os 2.500 mm. O mês de março apresenta máxima precipitação (475,0 mm) e o mês de agosto com mínimas precipitações, que variam de 50 a 100 mm (GONÇALVES, 2005).

Em resumo, a região possui clima quente e úmido, sem inverno, com baixa amplitude térmica e sem estação seca bem definida, comparada ao tipo Afi de Köpem (PINHEIRO, 1987). Mas segundo a classificação de Thorntwait o clima da região é do tipo B4rA'a'. Este clima é do tipo úmido com pequena ou nula deficiência hídrica, megatérmico e com evapotranspiração potencial acumulada no “verão” (ETV), superior a 48% (VIANELLO ; ALVES, 1991).

2.4 GEOLOGIA

Nas margens e no fundo da Baía do Guajará os tipos de sedimentos estão relacionados à sua hidrodinâmica. Os sedimentos depositados na Baía do Guajará são agrupados segundo a granulometria em duas fácies texturais. Sendo a fácies lamosa (argilas, siltes e suas misturas) distribuídas nas margens do estuário e a fácies arenosa (areias e areias siltsosas), que ocorre em diversos bancos e preenchendo parcialmente os canais e todo o eixo central do Rio Guamá (PINHEIRO, 1987).

Em locais com correntes médias, ocorre areia fina a médias misturadas com silte e/ou argila, nas margens de algumas ilhas do estuário, ocorre areias com diâmetros médios que podem ultrapassar os 0,25mm (PINHEIRO idem). Em áreas mais protegidas (como nas margens da baía) e que apresentam processos de colmatção, ocorre sedimentos pelíticos misturados à matéria orgânica.

Para as margens da Baía do Guajará, da cidade de Belém e adjacências encontram-se uma coluna estratigráfica relacionada ao Grupo Barreiras e a Formação Pirabas. A cerca de 100-120m da superfície encontra-se sedimentos Oligo-Miocênicos atribuídos à Formação Pirabas, sobre estes, estão sedimentos Terciários do Grupo Barreiras (GONÇALVES, 2005). Sobrepostos a estes os sedimentos Pós-Barreiras (Pleistoceno/Holoceno médio ao inferior); no topo desta coluna estratigráfica estão os sedimentos recentes.

2.5 GEOMORFOLOGIA

Na área de estudo encontram-se duas unidades geomorfológicas distintas, a região de Terra Firme (constituída por terraços pleistocênicos) e a região das Várzeas, que fazem parte dos terrenos holocênicos. Estas unidades de relevo distinguem-se quanto as suas características geomorfológicas e posicionamento em relação ao principal agente dinâmico da região, a maré (PINHEIRO, 1987).

A região da Terra Firme corresponde à unidade geomorfológica do Planalto Rebaixado da Amazônia (GONÇALVES, 2005). As áreas de Várzea correspondem às áreas de ocorrência da Planície Amazônica. Embora não constituam típicas Várzeas,

incluiram-se os manguezais nessa região devido a sua distribuição muito restrita e pela correspondência no que se refere aos elementos do meio físico (PARÁ, 1995).

2.6 VENTOS E ONDAS

Na área de estudo predominam dois conjuntos de ventos que mantêm direções variando entre N-NE e ENE-ESE, respectivamente e velocidades medias mensais em torno de 2 a 4 nós (PINHEIRO, 1987).

Estes sistemas de ventos, ao atingirem a superfície da água na Baía de Guajará, são responsáveis pela formação de ondas com características que vão depender da velocidade, intensidade, tempo de duração e direção dos ventos, em relação à geografia da Baía (GONÇALVES, 2005).

2.7 HIDRODINÂMICA E SEDIMENTOLOGIA

O estuário Guajará representa um ambiente caracterizado por uma alta energia hidráulica, com fortes correntes tidais que interagem com a elevada energia fluvial dos Rios Guamá e Acará (PEREIRA, 2001). Devido a está forte hidrodinâmica a taxa de erosão das margens e as modificações, tanto na fisiografia, quanto no relevo do fundo da baía podem ser relativamente rápidas. Sua superfície, mesmo em condições de ventos fracos, caracteriza um sistema relativamente agitado, sobretudo pela ação das correntes de marés, com a presença freqüente de ondulações irregulares, definindo um regime de fluxo turbulento (PINHEIRO, 1987).

2.8 MARÉS E CORRENTES DE MARÉ

A maré dinâmica é a modificação periódica do nível das águas dos sistemas aquáticos ligados direto ou indiretamente aos oceanos. Estas alterações nos níveis das águas ocorrem devido à atração gravitacional dos corpos celestes (sol e Lua), sobre as

massas de água dos oceanos, acompanhada por correntes horizontais, causando o surgimento das marés.

A Baía do Guajará é um ambiente dominado por marés semi-diurnas, possuindo amplitude de mesomaré. Esta região vem a apresentar amplitudes de 3,5m durante as marés de sizígia no Equinócio de março (DHN, 2007).

A velocidade da onda de maré varia de local para local precisando de 3h 40 min para percorrer o trecho de Salinópolis, até o extremo sul do cais do porto de Belém, chegando a uma velocidade de cerca de 130 a 170 m/s (PINHEIRO, 1987). Durante a enchente as correntes de maré se deslocam preferencialmente pelo canal do Porto e canal do Meio (canais de enchente), durante a vazante a corrente de maré se propaga pelo canal da Ilha das Onças, o seu canal de vazante (PINHEIRO idem). Na Baía do Guajará as velocidades médias máximas de correntes ocorrem nas marés de sizígia, durante a enchente, enquanto durante a vazante, associada às marés de quadratura, registra-se as velocidades máximas média mais baixa (GONÇALVES, 2005). As velocidades máximas absolutas ocorrem nas marés de sizígia durante a vazante (1,74 m/s) e de 2,10 m/s durante as enchentes (PINHEIRO idem).

Quando as águas marinhas salgadas penetram no estuário tem-se a chamada maré de salinidade (SUGUIO, 1980). Na Baía do Guajará, a maré salina tem pouca influência; os níveis de salinidade de suas águas são pequenos próximos de Belém. Como afirma CORDEIRO (1987), em Belém, em raras oportunidades, observou-se uma língua de salinidade detectada através da condutividade. A maré salina na Baía do Guajará ocorre, quando as águas dos rios Guamá e Guajará-Açú, com baixa salinidade ocupam o canal de vazante pela sua margem esquerda. Enquanto no canal de enchente a salinidade varia entre 0,15-0,42%, indicando a entrada das águas salobras (GONÇALVES idem). Sendo que, os valores mais elevados de condutividade/salinidade ocorrem próximos do fundo indicando a penetração da maré salina sob a forma de cunha que adentra o canal de enchente (PINHEIRO, 1987). Ressalta-se que a grande sazonalidade da região influencia na descarga dos rios que compõem a Baía do Guajará atenuando a entrada da cunha salina. Durante o período “chuvoso” (dezembro a abril/maio) as grandes descargas fluviais impedem a penetração das águas salobras. Enquanto, durante a “estiagem” (julho a novembro), a maré salina consegue adentrar o

estuário, podendo a salinidade alcançar valores de 0,5% em frente à cidade de Belém (GONÇALVES idem).

2.9 VEGETAÇÃO

A vegetação das margens fluvio-estuárias condiciona-se a fatores geomorfológicos, que influenciam na sua distribuição. São três os tipos de vegetação na área de estudo: vegetação de Várzea (típicas de áreas inundáveis, controladas periodicamente pela maré), vegetação de Terra Firme (localizada nos terrenos mais elevados) e as florestas secundárias, típicas de áreas anteriormente desmatadas.

A vegetação de Várzea domina cerca de 60% da área, estando relacionada aos processos de colmatação natural provocada pelas inundações durante a enchente e da elevada concentração de sólidos em suspensão (GONÇALVES, 2005). A região das várzeas é dividida em Várzea alta e baixa. Nas várzeas baixas predomina espécies ditas pioneiras, como a aninga (*Montrichardia arborescens*) em áreas de deposição pelítica. Enquanto as várzeas altas podem estar por detrás (disposta em um nível topográfico um pouco mais elevado) da vegetação de várzea baixa ou em locais em que estas não se encontram. Sendo comuns desta vegetação as palmeiras, como o miriti (*Mauritia flexuosa*), o açaí (*Euterpe oleracea*), ucuúba-branca (*Virola surinamensis*), o tapereba (*Spondias lutea*), o jutai-açú (*Hymenococcus coubaril*) e grande variedade de cipós (PENTEADO, 1968).

As florestas de manguezais ocupam pequenas áreas que se distribuem pelas ilhas de Mosqueiro, Outeiro e ilhas de Ananindeua. Nas áreas com menor influência da maré salina ocorre a siriuba (*Avicennia sp*). Os outros gêneros de mangue, como o mangue-jacaré (*Rhizophora sp*) e o mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) preferem as margens banhadas pelas correntes que precedem do mar, estando localizados ao longo dos canais que entram pelo leste e circundam as ilhas (PARÁ, 1995).

Nas regiões de Terra Firme ocorrem a seringueira (*Hevea brasiliensis*), o ingá (*Inga cinnamomea*), a andiroba (*Carapa guianensis*), o açacu (*Hura crepitans*), o cacau

(*Theobroma cacao*) e outras espécies (PINHEIRO, 1987). Em área que foram desmatadas ocorre vegetação rasteira, chamadas de capoeiras.

2.10 DEFINIÇÃO E GÊNESE DOS ESTUÁRIOS

Os estuários são corpos de água rasa e salobra, situados na desembocadura de vales fluviais afogados (SUGUIO, 1980). Os estuários são uns ecossistemas de transição entre a região continental e o oceano, onde ocorre a diluição das águas salinas do oceano pelas águas fluviais de origem da drenagem continental.

Este ambiente pode ser subdividido em: zona de rio ou zona fluvio-marítima, onde a salinidade é quase nula e que está sob a influência da maré dinâmica; zona de mistura é a região que ocorre intensa mistura das águas da drenagem continental com as do oceano é também, intensa floculação das argilas; zona costeira ou zona marítima, região com salinidade semelhante a do mar, delimitada pela pluma estuarina. Estas zonas surgem da interação entre o prisma de maré e a descarga fluvial, podendo sofrer modificações sazonalmente, advectando estas zonas mais a montante ou a jusante desse ambiente.

Os ambientes estuarinos são típicos de regiões que sofrem influência de macromarés, ou seja, amplitude de maré entre 4,0 e 6,0 metros.

A gênese desses ambientes ocorreu durante modificações eustáticas e isostáticas do nível dos oceanos, bem como por processos de origem tectônica. São ambientes de época geológica muito recente (<cinco mil anos), formado por alterações seculares do nível do mar (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Como cita SILVA et al (2004), a última transgressão marinha do Holoceno provocou a inundação dos vales fluviais, vales glaciais, Fjords, baías protegidas por barreiras, ou baías derivadas por eventos de subsidência tectônica, dando origem à maioria dos estuários atuais.

2.11 IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS

Os estuários possuem uma grande importância para a história da humanidade, civilizações desenvolveram-se próximos de estuários e de zonas estuarinas. Atualmente, grandes metrópoles estão localizadas próximas desses ecossistemas, que evidência a sua importância. Como cita MIRANDA; CASTRO; KJERFVE (idem), o crescimento das atividades econômicas sempre esteve intimamente relacionado ao estuário devido: são adequados para instalar portos; são férteis e podem produzir grande quantidade de matéria orgânica; importante via de acesso para o interior do continente; suas águas são renovadas pela maré.

Os estuários são regiões muito produtivas para a pesca e práticas de aquicultura, são regiões que comportam bosques de manguezais em suas planícies de inundação. Esses ambientes servem de refúgio para várias espécies da ictiofauna (na fase juvenil e larval), são habitat natural de aves, mamíferos e peixes. As regiões estuarinas possuem águas com características eutróficas, o que confere uma alta produtividade primária. Além de serem importante fonte de nutrientes para a zona costeira.

Um estuário é uma armadilha de nutrientes que funciona em parte fisicamente (especialmente nos tipos estratificado) e em parte biologicamente (ODUM, 2004). Biologicamente organismos como os do bento escavam os sedimentos e disponibilizam a matéria orgânica reduzida que estava retida neste, os nutrientes são recuperados do fundo do substrato por atividade bacteriana e pelas raízes das plantas que penetram fundo no solo. Tanto bactérias como o contato com o oxigênio dissolvido na água acaba por oxidar a matéria orgânica reduzida, que se encontrava na forma particulada, (tornando disponíveis os nutrientes na forma dissolvida), assim, tornando esse um ambiente autoenriquecido.

Fisicamente, isto ocorre devido a sua circulação possuir fluxo estratificado, os estuários tendem a reter sedimentos e nutrientes transportados pela descarga fluvial (derivados do intemperismo das rochas continentais) e transportar para dentro deles sedimentos detriticos de origem marinha.

3 POLUIÇÃO POR MERCÚRIO

3.1 POLUIÇÃO EM AMBIENTE ESTUARINO

Apesar da importância desses ecossistemas, eles sofrem agressões por vias antrópicas, os quais são: pesticidas e herbicidas (de atividades agrícolas); nutrientes, matéria orgânica e patógenos (origem de esgotos domésticos); calor de usinas de eletricidade; metais pesados, óleos e substâncias químicas tóxicas (derivados de atividades industriais, portos, navegação e regiões de marinas); sedimentos de atividades agrícolas, pavimentação, de dragagem de portos e de construção.

Estuário é o receptáculo de substâncias naturais e produtos de atividades do homem, os quais podem ocasionar a degradação da qualidade da água (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Isso implica que parte dos efluentes das atividades humanas é lançada nesses ambientes, na maioria sem o devido tratamento, prejudicando a biota estuarina. Pois, os estuários possuem uma tendência natural para a eutrofização tornando-os particularmente vulneráveis à poluição, uma vez os poluentes são “apanhados” tal como acontece com os nutrientes úteis (ODUM, 2004).

O grande problema da poluição industrial nos estuários é a contaminação da flora, fauna e da população por metais (PEREIRA, 2001). Esse tipo de poluição pode ser intensificada, pois os sedimentos dos estuários funcionam como bloqueadores de elementos traços, por serem desorvidos em sedimentos pelíticos. Os metais pesados ligam-se principalmente por sorção específica, implicando na formação predominante de espécies químicas solúveis (por reação de cátions de metais com íons Cl^- e outros ânions inorgânicos simples), ao invés de ocorrer à substituição pelos cátions alcalino e alcalinos terrosos, como Na^+ e Mg^{2+} , respectivamente.

Uma das formas de conter ou minimizar a contaminação e poluição destes ambientes e a utilização de tecnologias que visem tratar os efluentes industriais e domésticos são as tecnologias mais limpas. Um destes conceitos de tecnologias mais limpas é a produção mais limpa (P+L), que está relacionada com a melhora do desempenho econômico das empresas ao mesmo tempo em que visa reduzir impactos negativos ao meio ambiente. Produção Mais Limpa (PML ou P+L) é a aplicação

continuada de uma estratégia ambiental preventiva e integrada aos processos, produtos e serviços, a fim de aumentar a ecoeficiência e reduzir os riscos para o homem e para meio ambiente; aplica-se a processos produtivos, a produtos e a serviços (MELLO; NASCIMENTO, 2002).

Estas tecnologias, normalmente bastante caras, são conhecidas como técnicas de fim de tubo (end of pipe), ou seja, lidam com os resíduos no final dos processos produtivos (DIAS; PIRES, 2005). Tecnologias Fim de Tubo (End-of-Pipe Technologies): são as tecnologias utilizadas para o tratamento, minimização e inertização de resíduos, efluentes e emissões (MELLO; NASCIMENTO, 2002).

Estas tecnologias são bastante utilizadas nas empresas. Caracterizam-se como Tecnologias Fim de Tubo os filtros de emissões atmosféricas, as estações de tratamento de efluentes líquido ou estações de tratamento de esgotos (ETE), as tecnologias de tratamento de resíduos sólidos, como estações de compostagem de lixo doméstico. Diferentemente da Produção Mais Limpa, que atua na prevenção da poluição, as Tecnologias Fim de Tubo atuam visando remediar os efeitos da produção, ou seja, depois que a poluição foi gerada no processo produtivo (MELLO; NASCIMENTO idem).

3.2 GENERALIDADES SOBRE O MERCÚRIO

A expressão metal pesado, comumente utiliza-se para designar metais classificados como poluentes, aplica-se a elementos que tem peso específico maior que 5g/cm^3 ou que possuem um número atômico maior que 20 (RAMIREZ REQUELME, 2000).

O mercúrio é um metal pesado, sendo um metal muito volátil que pode existir em três estados de oxidação: mercúrio elementar (Hg^0), íon mercurioso (Hg_2^{2+}) e íon mercúrico (Hg^{2+}) (SOUZA, 1995).

Em sua composição média o mercúrio total se encontra na forma de: Hg^0 , Hg^{2+} e CH_3Hg^+ . Sendo que, estas formas de compostos mercuriais e que estão envolvidos na contaminação ambiental (SOUZA idem).

O mercúrio se apresenta tanto nas formas inorgânicas quanto orgânicas, sendo o metilmercúrio sua forma mais tóxica (RAMIREZ REQUELME idem).

O mercúrio pode formar moléculas do tipo R-Hg-X e R-Hg-R', onde R e R' são radicais orgânicos e X um ânion ou uma variedade deles. Podendo formar espécies químicas de mercúrio (Hg^{2+} , HgX_2 , HgX_3 , HgX_4) ligados a ânions de Cl^- , Br^- ou OH^- .

Os compostos de mercúrio recebem varias classificações. De acordo com a sua ocorrência natural estes podem ser: mercúrio particulado, formas reativas, como o HgO e não reativo como HgS. Formas mercuriais gasosa/aquosa, sendo divididas em volátil (como o Hg^0) e solúvel em água; sendo divididas em formas reativas e não reativas (por exemplo: Hg^{2+} e CH_3Hg^+ respectivamente).

Compostos mercuriais inorgânicos de mercúrio são classificados em seguintes grupos: sulfetos (HgS); óxidos (HgO); compostos com halogêneos, como: Hg_2Cl_2 (clorito mercúrico), HgCl_2 (cloreto de mercúrio), HgF_2 (floreto de mercúrio), HgBr_2 (brometo de mercúrio); tiocianetos e cianetos, como o $\text{Hg}(\text{SCN})_2$ (sulfocianeto de mercúrio); sulfatos (Hg_2SO_4 , HgSO_4) e nitratos (como o $\text{Hg}_2(\text{NO}_3)_2$, nitrato mercúrico).

O íon Hg^{2+} pode se ligar a ácidos orgânicos e HgO (monóxido de mercúrio) em partículas aerossóis, sendo que, estas espécies são conhecidas como espécies reativas particuladas solúveis em água. Se o ânion X for nitrato ou sulfato o composto organomercurial tende a se comportar como um sal, exibindo apreciável solubilidade em água (AZEVEDO, 2003), na forma de $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Hg}_2(\text{SO}_4)_4$ e HgSO_4 (nitrato mercurioso, sulfato mercúrico e sulfato de mercúrio, respectivamente).

O mercúrio também forma espécies químicas que são extremamente voláteis, são: mercúrio elementar e o dimetilmercúrio, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Forma também espécies não reativas como: $\text{Hg}(\text{CN})_2$ (cianeto mercurioso) HgS (sulfeto de Hg) e Hg^{2+} ligado ao enxofre em partículas de material húmico, além de CH_3Hg^+ , CH_3HgCl (cloreto de metil mercúrio) CH_3HgOH^- (hidróxido de metil mercúrio) e outros compostos organomercuriais (AZEVEDO idem).

3.3 CICLO DO MERCÚRIO

O interesse no entendimento do ciclo do mercúrio tem aumentado nas últimas décadas e surgiu após o incidente de Minamata (BISINOTI; JARDIM, 2004). Sendo que foi um dos mais graves acidentes de contaminação humana por mercúrio, por ingestão de peixes. Tendo ocorrido na década de 60 no Japão na cidade costeira de Minamata.

O mercúrio é ciclado dentro do sistema atmosférico, geoquímico e hidroquímico, onde as suas espécies químicas (principalmente as de importância ambiental) apresentarão concentrações variadas dentro desses ciclos. Espécies químicas como o Hg^0 ocorre principalmente no ciclo atmosférico, por ser muito volátil, com pequenas concentrações do dimetilmercúrio (figura 3).

O mercúrio atmosférico, o Hg^0 , ocorre principalmente sob a forma de vapor metálico, devido à baixa pressão de vapor deste elemento. Este ciclo é muito importante para a dispersão desse poluente. O mercúrio alcança a atmosfera, onde o vapor de água e ácido de nuvens e neblina em contato com o ar, contendo Hg^0 e O_3 , produz o Hg^{2+} (SOUZA, 1995).

Na atmosfera existem substâncias que oxidam o mercúrio metálico e seus compostos orgânicos que estão na fase gasosa, estes são: O_3 , OH e Cl_2 , sendo que, os produtos da oxidação do mercúrio são imediatamente absorvidos por partículas de aerossol (AZEVEDO, 2003). Além da oxidação do Hg^0 pelo O_3 a espécie dimetilmercúrio sofre fotoredução: $(\text{CH}_3)_2\text{Hg} \xrightarrow{(h\nu)} \text{Hg}^0$. Mas este mercúrio metálico pode ser oxidado pelo ozônio para íon mercúrico (Hg^{2+}) ou por outros oxidantes.

Na atmosfera o mercúrio se encontra nas formas de mercúrio inorgânico (Hg^0 , Hg^{2+} e Hg_2^{2+}) e as formas de metil e dimetilmercúrio. O mercúrio oxidado pode complexar com íons, como o cloreto e formar o HgCl_2 (cloreto de mercúrio) que depositara na água ou solo, podendo formar CH_3Hg ou se volatilizar e retornar para a atmosfera na forma de mercúrio metálico, metil ou dimetilmercúrio (BISINOTI; JARDIM, 2004).

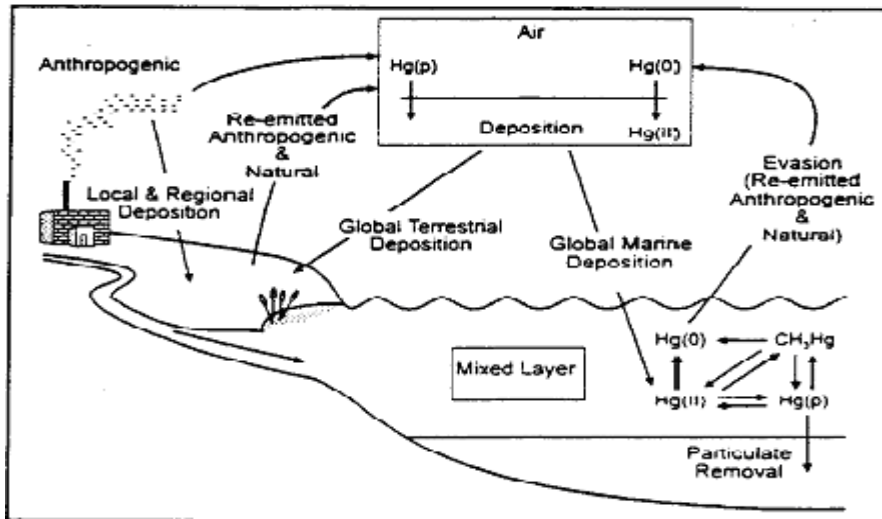


Figura 3: ciclo do mercúrio em um ambiente impactado. Fonte: EPA (1997).

Na atmosfera, o mercúrio pode se incorporar às partículas aerossol (solução coloidal em que a fase dispersora é gasosa e a fase dispersa são sólidas ou líquida), essas partículas de aerossol podem conter os seguintes compostos: HgO, HgS, HgCl (cloreto de mercúrio), HgSO₄ e Hg(NO₃)₂ (AZEVEDO, 2003). Mas o mercúrio metálico que sofreu oxidação pode retornar junto com a precipitação pluviométrica, na forma de íon mercúrico (Hg²⁺), bem solúvel, e seu principal produto.

Após a precipitação dos compostos de mercúrio, em sua forma inorgânica, este íon pode sofrer adsorção no solo ou nos sedimentos de fundo e de suspensão. Este mercúrio pode ser metilado formando o CH₃Hg, que permanece na hidrosfera, enquanto o (CH₃)₂Hg que é muito volátil deixa as águas passando para a atmosfera. Os sedimentos de rios, lagos e oceanos poluídos com mercúrio são perigosos porque o mercúrio confinado pode permanecer ativo como substrato para metilação por cerca de 100 anos (BISINOTI; JARDIM, 2004).

Os solos possuem uma elevada capacidade de reter e armazenar mercúrio, devido ao forte acoplamento deste com o carbono presente (BISINOTI; JARDIM idem). Principalmente os solos argilosos, devido à capacidade que os argilominerais possuem em adsorver íons metálicos. A permanência do mercúrio nos solos é mais longa do que nos outros compartimentos, justificando assim sua maior concentração (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001).

O conhecimento existente sobre fluxo e amplitude do impacto antropogênico do Hg no ambiente baseia-se em estimativas do seu tempo de residência na atmosfera (cerca de 1 ano), solos e corpos de água (10 a 100 anos), entretanto, baseiam-se no comportamento de suas espécies inorgânicas, desconsiderando seus complexos orgânicos (SOUZA, 1995).

O transporte atmosférico, que aparentemente é muito importante para o mercúrio em oposição ao hídrico, devido a sua baixa solubilidade, aparece fracamente associado ao material dissolvido ou particulado (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN idem). Este mercúrio deve preferencialmente sedimentar, sendo incorporado ao sedimento de corrente (SOUZA idem). O mercúrio que sedimentou, adsorvido a sedimentos de suspensão, pode ficar armazenado nos sedimentos de fundo ou ser remobilizado. O material particulado orgânico e inorgânico adsorve complexos solúveis de Hg (como os ligados a Cl^- , Br^- , OH^- , NO_3^- , ou SO_4^-) que serão removidos pela sedimentação em águas aeróbias (AZEVEDO, 2003).

O mercúrio dissolvido distribui-se nas formas de Hg^0 , que é volátil, mas relativamente não reativo e em espécies de mercúrio divalente (complexadas) e orgânicas, principalmente metilmercúrio e dimetilmercúrio (AZEVEDO idem).

Para que o mercúrio seja liberado dos sedimentos fluviais para as águas e necessário que se transforme de sua forma química metálica para outras formas iônicas simples ou complexas, como ânions de cloro ou enxofre, com radicais orgânicos sob ação de bactérias (RAMIREZ REQUELME, 2000).

O CH_3Hg não se liga tão fortemente com a matéria orgânica do sedimento como os íons Hg^{2+} , então o CH_3Hg^+ pode ser desorvido das partículas do sedimento numa proporção elevada; esta taxa de remobilização influencia a bioacumulação nos organismos aquáticos (AZEVEDO idem). Pois o CH_3Hg remobilizado dos sedimentos de fundo torna-se disponível na coluna de água, podendo entrar na cadeia trófica aquática.

O mercúrio metálico na matéria orgânica pode sofrer reação de oxidação ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}^{2+}$) em ambiente aeróbio ou sofrer redução e formar o mercúrio metálico ($\text{Hg}^{2+} \rightarrow \text{Hg}^0$) em ambiente anaeróbio, principalmente quando estão presentes os ácidos húmicos.

Enquanto nos sedimentos anaeróbios ocorre a conversão em sulfeto mercúrico (HgS), que é muito insolúvel; este HgS em águas aeróbias pode ser oxidado a forma de

sulfato, que é mais solúvel; podendo retornar a coluna de água e ser adsorvido em material fino em suspensão (AZEVEDO idem).

3.4 EMISSÕES DE MERCÚRIO PARA O AMBIENTE

O mercúrio é encontrado naturalmente no meio ambiente em pequenas quantidades. Como elemento traço, o mercúrio é contido em quase todo tipo de rochas vulcânicas (RAMIREZ REQUELME, 2000). Comparativamente a outros, o mercúrio é um elemento raro, situado em 16º lugar no conjunto dos elementos conforme sua abundância na Terra (AZEVEDO idem).

Existem mais de 20 minerais diferentes que contêm mercúrio, mas somente o sulfeto de mercúrio HgS (ou cinábrio) e algumas vezes o mercúrio metálico são importantes para a produção (RAMIREZ REQUELME, 2000). O mercúrio pode ser encontrado em pequenas quantidades em calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto, riolita, quartzo e feldspato alcalino; não tendo quantidades importantes economicamente em comparação com o cinábrio.

Como fontes emissoras naturais de mercúrio citam-se as atividades vulcânicas, emissão de gases da crosta terrestre, transpiração da cobertura vegetal e evaporação dos oceanos, intemperismo e dissolução dos minerais de rochas devido à ação prolongada da água (RAMIREZ REQUELME idem).

As emissões de mercúrio de origem antropica para o ambiente são estimadas em 50.000t/ano, dentre estas fontes, destacam-se as atividades de mineração, geração de energia, atividades industriais, defensivos agrícolas e o lixo urbano (RAMIREZ REQUELME idem). Pela atividade antropogênica, como utilização de combustível fóssil e emissão decorrente de atividades industriais, somam-se aproximadamente 20 mil toneladas por ano (AZEVEDO, 2003). Sendo que a atividade de garimpo é uma das mais importantes fontes de emissão antropogênica de mercúrio para o Brasil, principalmente a partir da década de 70.

Contaminação por mercúrio no Brasil tem por origem duas fontes que são espacial e historicamente separadas no país; a primeira é a indústria de cloro-álcali e

farmacêutica, esta se iniciou depois da segunda guerra mundial quando estas se concentraram nas porções sul e sudeste do país (LACERDA a, 1997). Como segunda fonte tem as atividades de mineração de ouro e prata, utilizando a amalgamação; tendo por início fins da década de 70 e localizada principalmente na região Amazônica.

A origem e características das principais fontes antropogênicas de mercúrio no Brasil, mudaram drasticamente nas últimas três décadas. As fontes industriais eram responsáveis pela totalidade das emissões antropogênicas de mercúrio no país até 1970 (LACERDA, 1996).

A partir da década de 1970 houve aspectos que mudaram bastante esta situação: primeiro, o controle eficiente das emissões industriais através de tecnologias mais limpas e processos de tratamento de efluentes e desenvolvimento dos estudos de impacto ambiental; segundo a explosão garimpeira do ouro na Amazônia; terceiro a aceleração do crescimento dos grandes centros urbanos e surgimento das metrópoles.

Atualmente, a principal carga de mercúrio para o meio ambiente é oriunda dos garimpos de ouro; fontes industriais de mercúrio representam menos que 30% da emissão total, enquanto a emissão de fontes difusas, particularmente disposição de resíduos sólidos, vem crescendo em importância em diversas áreas urbanas, tornando-se a principal fonte de mercúrio nestas regiões (LACERDA, 1996). Esse mercúrio está sendo liberado no sistema aquático durante prospecção de ouro e Também para a atmosfera, neste caso exposto as pessoas ao mercúrio metálico em vapor (KEHRIG; MALM; AKAGI, 1997). Esse Mercúrio liberado pela mineração de ouro está poluindo diversos ecossistemas fluviais da bacia Amazônica brasileira (KEHRIG; MALM; AKAGI idem).

O mercúrio é utilizado na forma líquida durante a separação de finas partículas de ouro do sedimento, através da formação de uma liga metálica (ouro-mercúrio) e posterior separação gravimétrica. Esta liga formada, o amalgama, é separada e queimada, geralmente a céu aberto, liberando grandes quantidades de mercúrio, na forma de vapor, para a atmosfera. Durante o processo, quantidades variáveis de mercúrio são perdidas na forma metálica para rios e solos, e rejeitos contaminados são deixados a céu aberto na maioria dos sítios de garimpo (LACERDA, 1996). Como um

resultado disso, a população humana ribeirinha tem sido contaminada com mercúrio através da ingestão de peixes (BARBOSA; GARCIA; SOUZA, 1997).

Como o processo de amalgamação na produção de ouro tem sido usado na Amazônia por aproximadamente 15 anos, acima de 3000 toneladas de mercúrio tem sido liberada dentro do ambiente nesta região (LACERDA a, 1997). Mesmo levando em consideração incertezas nas estimativas, a liberação total de mercúrio para o meio ambiente no Brasil deve ter sido de (c.a. 180 t anuais), pelo menos entre 1985 e 1991, quando esta atividade atingiu seu máximo (LACERDA b, 1997).

LEBEL et al (1997) através de diversos outros estudos aponta duas fontes de mercúrio que estão implicando nessa contaminação: atividade de mineração de ouro; e corte e derrubada, praticas agrícolas que resultam em lixiviação dos solos, com estoque natural de mercúrio, para o sistema aquático.

3.5 NIVEIS DE MERCÚRIO

Os níveis de concentração de mercúrio são aqueles medidos em diversos ambientes, como no ar, oceanos. E estes podem sofrer modificações, seja pela ocorrência natural de áreas fontes (minas de cinábrio) ou de atividades industriais e de garimpo.

O mercúrio no ar nos Estados Unidos tem variado de 10 a 20 ng/m³, com altas concentrações em regiões mais industrializadas, enquanto na Suécia concentração de mercúrio elementar atmosférico e mais baixa, variando de 2 a 6 ng/m³; níveis de 10-15µg/m³ têm sido detectados em ambiente próximo a minas, refinarias e culturas agrícolas tratadas com fungicidas mercuriais (WHO, 2003).

Já para as águas subterrâneas em áreas remotas de Wisconsin (Estados Unidos), teve concentrações de 2-4ng/L.Hg, enquanto a concentração de mercúrio em águas marinhas não poluídas foi estimada para ser menos de 2 ng/L (WHO idem).

Concentrações de mercúrio de 1 ppm mostram que poderá ocorrer um provável impacto a saúde, já peixes de água doce podem ter os níveis de mercúrio que excedem o limite de 1 ppm (EPA, 1997).

Os limites de tolerância para o mercúrio em peixe no Brasil, Estados Unidos, Canadá e Itália são menores que 0,5mg/kg, sendo que, o limite em que se proíbe o consumo de peixes é de 1,5 ppm (AZEVEDO, 2003).

Em mexilhões coletados ao longo do Atlântico Norte, do golfo oriental, e das Costas do Pacífico (mostraram em peso seco de 0.15, 0.14, e 0.11 ppm, respectivamente), no Atlântico médio, para o Atlântico Sul, e costas ocidentais do golfo (peso seco de 0.06, 0.09, e 0.08 ppm, respectivamente)(EPA idem).

A ostra de mangue *Crassostrea rhizophorea*, muito importante no litoral da Bahia, tem seu desenvolvimento embrionário inibido quando exposta á concentração média de 2,65 µgHg/L água (Nascimento apud AZEVEDO, 2003, p. 202)². Sendo um indicador de poluição por mercúrio. O indicador (também chamado índice) biológico de exposição (IBE) é um parâmetro específico medido em tecidos ou fluidos do organismo humano que informa a quantidade de exposição a um grande agente químico em termos de absorção ou de efeito (AZEVEDO, 2003). O IBE tem sido determinado por diferentes técnicas analíticas em diferentes constituintes do organismo humano como sangue, cabelo e urina.

O nível máximo de Hg recomendado para plantas é de 0,5 ppm, estando relacionado ao efeito adverso ao homem, mas não a efeitos eventuais as plantas (AZEVEDO, 2003).

Tabela 1: Limites ambientais para a exposição humana ao mercúrio, população geral (modificado de AZEVEDO, 2003):

Compartimento	Limite
Ar urbano	<15µg/m ³ (24 horas de exposição)
Água Potável	1,0µg/L(valor Guia)

²() NASCIMENTO, I.A. Inhibition of embryonic of the mangrove oyster (*Crassostera rhizophorae*) by heavy metal. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE UTILIZAÇÃO DE ECOSISTEMAS COSTEIROS: PLANEJAMENTO, POLUIÇÃO E PRODUTIVIDADE. **Resumos**, Rio Grande, 22-27, Nov. p 84, 1982.

Fluvial	0,2µg/L
Marítima	0,3µg/L
Alimentos em geral	< 60µg/kg
Peixes	0,5 ppm
Peixes carnívoros	1 ppm
Peixes não carnívoros	0,5 ppm
Pescados fluviais	<200 µg/kg
Ingestão semanal tolerada provisória (ISTP):	
Adultos	0,3 mg Hg total
(pessoa peso médio 60 kg)	0,2 mg metilmercúrio
Crianças	5,0µg/kg peso(até 3,3 como CH₃Hg⁺)

3.6 MERCÚRIO E A CADEIA TRÓFICA AQUÁTICA

Os peixes absorveriam o mercúrio em seus organismos através de sua cadeia alimentar aquática. Os peixes absorvem o Hg com facilidade e o acumulam em seus tecidos, principalmente na forma de metilmercúrio, mesmos expostos ao Hg inorgânico (AZEVEDO, 2003). Inicialmente constituída de microorganismos do fitoplâncton, daí passaria aos organismos do zooplâncton que se alimentando dos primeiros, em escala progressiva, em cada anel sucessivo, até chegar aos peixes (RAMIREZ REQUELME, 2000).

Os organomercuriais são rapidamente absorvidos por organismos aquáticos, particularmente os insetos, acumulam mercúrio em altas concentrações (AZEVEDO, 2003).

Nos consumidores primários, como as diatomáceas marinhas, o metilmercúrio se acumula por sorção passiva na superfície do organismo. Nos organismos aquáticos, o mercúrio pode ser absorvido diretamente pelo organismo ou pode vir através da cadeia alimentar (SOUZA, 1995). Também o mercúrio adsorvido na matéria orgânica particulada ou dissolvida, orgânica ou inorgânica, pode ser ingerido por peixes planctônicos e outros animais filtradores e distribuir-se na cadeia trófica aquática.

As algas e plantas aquáticas apresentam concentrações poucas vezes maiores de que as da água, peixes que consomem exclusivamente estas algas e plantas têm

concentrações algumas vezes maiores que às das algas e plantas e assim por diante (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001).

As concentrações de Hg em peixes marinhos e de água doce aumentam com a idade, o que pode ser avaliado por seu comprimento (AZEVEDO idem). O enriquecimento do mercúrio nos organismos também é influenciado pela longevidade do animal, espécies de peixes com maior idade possuem taxas de acúmulo de mercúrio maior em seus organismos.

Outro aspecto que aumenta ainda mais o potencial de contaminação dos peixes é que à medida que subimos na cadeia trófica, não apenas a concentração de mercúrio aumenta, mas também vai ocorrendo transformação em metilmercúrio (WASSERMAN; HACON; WASSERMAN, 2001). Em algumas espécies, os machos apresentam teores maiores do que as fêmeas da mesma idade (AZEVEDO, 2003).

O maior enriquecimento de mercúrio nas cadeias tróficas da-se pela passagem dos níveis tróficos inferiores para os superiores. Os níveis tróficos inferiores são constituídos por organismos produtores (como micro algas e macro algas), enquanto os superiores são constituídos por vertebrados, como animais herbívoros, carnívoros e onívoros.

A metilação bacteriana do Hg inorgânico (além de se dar no ambiente) pode ocorrer por meio das bactérias encontradas nas guelras, superfície ou intestinos dos peixes, sua eliminação de organismos aquáticos e de peixes é lenta, podendo levar meses ou anos (AZEVEDO, idem). Este processo de metilação do mercúrio pode ocorrer fora dos organismos, na presença de altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos e ambientes moderadamente ácidos (pH menor que 6).

A metilação do mercúrio inorgânico no ambiente ocorre por via biológica, causado por bactérias e fungos na superfície do sedimento, nos 2 cm superiores, onde se encontra a maior parte da população de microorganismos. A taxa de metilação é maior sob condições oxidantes que sob condições anaeróbias, provavelmente como um reflexo da maior eficiência do metabolismo aeróbio em relação ao anaeróbio (SOUZA, 1995).

Constituí esta população as bactérias aeróbias ou bactérias anaeróbias que metilavam a partir do Hg^{2+} e da disponibilidade da metilcobalamina (uma coenzima

produzida por bactérias aeróbias e anaeróbias) que cede os íons CH_3^- (metila) e C_2H_6^- (etila) para os íons Hg^{2+} produzindo CH_3Hg e $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Também os íons mercuriais podem se ligar aos íons sulfidrilas (SH^- e S^-), de enzimas formando metaloteínas, que se distribuirão pelo organismo e depois pela cadeia trófica.

A metilação química do mercúrio ocorre por reações com a metilcobalamina não enzimática dos íons Hg^{2+} demonstrada em laboratório não é comprovada em condições ambientais; reações de trasmetilação, doação de grupos metila para o Hg^{2+} pelo material húmico e mistura de acetaldeído (AZEVEDO idem).

No homem o mercúrio chega normalmente pela cadeia alga-peixe-homem, sendo que praticamente todo o mercúrio dos peixes é o metilmercúrio (SOUZA idem). Dessa forma, grandes quantidades de mercúrio são armazenadas em todos os membros da cadeia alimentar, até que alcancem o organismo humano, no topo da cadeia, através da ingestão dos peixes contaminados (FENZL; MATHIS, 2003).

Os compostos de mercúrio que tem provocado maior número de intoxicações em diferentes populações são o metil e o etilmercúrio (AZEVEDO, 2003). Por causa do consumo de peixes e mariscos contaminados por metilmercúrio (como o caso da Baía de Minamata) ou de pão feito com sementes tratadas com fungicidas à base de mercúrio.

As águas da Baía de Minamata foram poluídas pelas descargas de águas contaminadas por mercúrio de uma fábrica de cloreto de vinil (RAMIREZ REQUELME, 2000). A poluição das águas da Baía de Minamata, juntamente com a colaboração de bactérias metanogênicas, resultou em pesada contaminação dos moluscos e peixes locais, sendo o destinatário final o morador da região que os ingeria (HARADA apud AZEVEDO, 2003, 111)³. Os indivíduos desta região expostos ao metilmercúrio apresentaram neoropatia (sensação de formigamento nas extremidades distais, como lábios e língua), seguido por ataxia, disartia, surdez, cegueira e espasticidade; sendo que, surgiam também quadros de tremores e movimentos involuntários, deficiência mental, infecções recorrentes, coma e morte. Autópsias de pessoas e animais mortos pela intoxicação mostraram córtex, cerebelo e glândulas cerebais basais muito

³()HARADA, M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. Crit. Rev. Toxicol: V 25, p 1-24, 1995.

destruídos. Nas crianças evidenciou-se síndrome neurológica de descorticação, e as que foram expostas ao metilmercúrio na fase fetal nasceram com síndrome de paralisia cerebral (AZEVEDO, 2003).

Semelhantes estudos foram conduzidos na região estuarina de cidade de Santos (litoral do estado de São Paulo) por LUIS SILVA; MATOS; KRISTOSCH (2002), HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO (2005) e também LUIZ SILVA et al (2006).

3.7-COMPORTAMENTO DO MERCÚRIO NO SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS (EXEMPLO DE CASO SEMELHANTE À CIDADE DE BELÉM).

Os sedimentos, a água, o ar e a biota da área estuarina entre as cidades de Cubatão e Santos têm sido considerados contaminados especialmente por metais pesados, em alguns trabalhos (LUIS SILVA; MATOS; KRISTOSCH, 2002). Especialmente em função da descarga de efluentes industriais, o ambiente estuarino entre as cidades de Santos e Cubatão (estado de São Paulo) tem sido considerado um dos cenários costeiros mais seriamente contaminados do mundo (LUIZ SILVA et al, 2006).

O Hg apresentou a maior dispersão nos sedimentos do estuário, influenciada provavelmente por origens difusas, apresentando concentrações mais significativas no rio Cubatão (LUIZ SILVA idem). O estudo acima no estuário de Santos indica a importância das fontes difusas de poluição; importante fator a ser considerado, pois na margem direita da Baía do Guajará localizam-se algumas atividades industriais.

Onde se detectou maior teor de mercúrio, localiza-se nas imediações de uma indústria produtora de cloro-soda, que preteritamente lançava efluentes de mercúrio nas margens do Rio Cubatão (HYPÓLITO; FERRER; NASCIMENTO, 2005). Destacando a importância dos efluentes industriais para a contaminação do ambiente por mercúrio, visto que, a cidade de Belém possui economia movimentada, principalmente, pelo terceiro setor possuindo pequenas atividades fontes de poluição metálica como os curtumes no Distrito de Icoaraci.

As fontes difusas de emissão do mercúrio, como vazamentos na Baía de Santos, lançamento de efluentes no Rio Cubatão etc. são dificilmente individualizáveis, tornando imprópria à tomada de conclusões sobre a origem do mercúrio (HYPÓLITO; FERRER; NASCIMENTO idem).

O presente estudo mostra que os sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão alcançaram níveis de concentração multi-elementar que podem afetar o equilíbrio do ecossistema local (LUIZ SILVA idem). As maiores concentrações ocorreram nos rios Cubatão uma média anual de: $1,73 \pm 0,94$ ppm) (tabela 2) (LUIZ SILVA; MATOS: KRISTOSCH idem). Enquanto pela falta de atividades industriais deste tipo o rio Capivari foi que apresentou as menores concentrações deste elemento traço. O Rio Cubatão é, portanto, a principal entrada de Hg no estuário, rio este que recebe os efluentes de quase todo o setor industrial da cidade de Cubatão (LUIZ SILVA; MATOS: KRISTOSCH, 2002).

Tabela 2: concentração de mercúrio (em ppm) ⁴, em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP), modificado de LUIZ SILVA; MATOS: KRISTOSCH (2002).

Ano	Média	Desvio padrão	Mínima	Máxima
1997/1998 (Rio Cubatão)	1,73	0,94	0,54	6,77
1998 (Rio Capivari)	0,31	0,11	0,18	0,40

A região estuarina de Santos-Cubatão situa-se em uma área de significativa interferência antrópica por estar delimitada pelo complexo industrial de Cubatão, e sua área urbana e pelo Rio Cubatão. Seus efluentes são lançados no Rio Mogi onde são realizadas obras de aberturas de canais, além de estar próxima ao aterro sanitário da cidade (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO, 2005).

⁴)1ppm equivale a 1mg/kg

Características do meio físico, como por exemplo, a vegetação raquítica e existência de espécies invasoras, indicam degradação local (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO idem).

Particularmente importante é o risco de biomagnificação dos contaminantes ao longo da cadeia trófica, que pode atingir espécies de aves migratórias e ameaçadas de extinção (LUIS SILVA et al, 2006).

Qualquer composto mercurial seja ele orgânico ou inorgânico, pode ser gerado do mercúrio elementar. Neste estado é insolúvel na temperatura ambiente, no entanto, na presença de outras espécies químicas, sua capacidade de solubilização pode ser alterada consideravelmente (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO idem).

4 RESULTADOS

Tabela 3: concentração de mercúrio em material dragado do Porto de Vila do Conde. Modificado de CDP/CEMA (2006).

Amostras	Resultado	LD	VMP	Unidade
Amostra 1	nd	0,0001	0,0001	mg/l
Amostra 2	nd	0,0001	0,0001	mg/l
Amostra 3	nd	0,0001	0,0001	mg/l
Amostra 4	nd	0,0001	0,0001	mg/l
Amostra 5	nd	0,0001	0,0001	mg/l

nd=não detectado; LD=limite de detecção do método; VMP=valor máximo permitido.

Tabela 4: níveis de classificação do material a ser dragado, em unidade de material seco ⁵. Modificado de CONAMA (2004).

Mercúrio em mg/l	água doce		água salina-salobra	
	Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2
	0,00017	0,000486	0,00015	0,00017

4.1 DISCUSSÃO

⁵()Nível 1: limiar abaixo do qual prevê-se probabilidade de efeitos adversos à biota; nível 2: limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota (CONAMA, 2004).

De acordo com CONAMA (357/05) estabelece para as águas de classe 1 e 2 (águas doces) teores de 0,0002mg/L; para águas salobras classe 1 teor de: 0,0002mg/L e águas classe 2 e 3 teores máximos de: 0,00018mg/L. Os teores de mercúrio na área de estudo ficaram abaixo dos valores estimados e para CONAMA nº 344/2004 (para material dragado), de acordo com os resultados do relatório da CDP/CEMA sobre o material dragado do Porto de Vila do Conde.

As principais fontes de poluição antropica por mercúrio e a indústria de cloro-soda, aparelhos elétricos, pintura e de fungicidas, sendo que, Belém possui pouca ou nenhuma atividade industrial como estas.

De maneira geral nas regiões costeiras, o impacto das fontes difusas de poluentes se dá através da confluência de efluentes domésticos e industriais em bacias de drenagem da região. Isto dificulta a caracterização de fontes e poluentes singulares e resulta na necessidade de se estabelecer indicadores consistentes e capazes de monitorarem alterações temporais na magnitude dessas fontes e sua variabilidade espacial ao longo de extensos trechos do litoral (MARINS et al, 2004).

LACERDA; MARINS (apud MARINS et al, 2004, p 764)⁶ indicam as principais emissões antropogênicas de mercúrio como aquelas concentradas localmente devido a descargas de efluentes ou resíduo que ocorriam em antigas plantas de produção de cloro-soda, descargas difusas associadas à produção de energia, como na combustão de carvão e derivados de petróleo.

No entanto a concentração desse elemento traço em águas do Porto de Vila do Conde ficou abaixo do limite detectável, visto que, essas concentrações devem se repetir na mesma razão, em outros portos de grande porte (na área de estudo) devido à falta das principais atividades industriais que possuem em seus efluentes o mercúrio.

Os elevados níveis dos elementos-traço no sistema estuarino podem gerar riscos de contaminação da biota. Investigações detalhadas, levando em conta as variações sazonais, devem ser conduzidas para se avaliar o potencial impacto dessa contaminação na fauna e flora da região (LUIZ SILVA et al, 2006). Outro fato a ser considerar, devido a grande sazonalidade da região e a grande carga de material em suspensão nos rios da região.

⁶()LACERDA, L.D.; MARINS, R.V. J. *Geochem. Explor.* V 58, p. 223, 1997.

A Baía do Guajará se caracteriza por um fluxo turbulento de suas águas, principalmente, durante o início da tarde, gerando ondas, com diversos períodos, o que provoca uma acentuada oxigenação de suas águas podendo tornar a taxa de fixação Hg^0 menor, pois a fixação de Hg^0 é relativamente alta em ambiente anaeróbio e baixa em condições aeróbias. No entanto sob condições aeróbias a ação de bactérias específicas faz com que passe para a forma iônica e tenha substancial incremento na sua capacidade de mobilização (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO, 2005).

É conhecido a capacidade de imobilização de metais por sedimentos costeiros quando da eutrofização do ambiente. Neste caso, suportes oxidados (oxi-hidróxidos de Fe e Mn) responsáveis pela imobilização de metais, podem ser substituídos por suportes reduzidos (matéria orgânica e sulfetos). Neste caso, enquanto permanecerem as condições geradoras da condição atual do sistema (no caso a eutrofização) não deverá ocorrer alteração significativa na capacidade de imobilização, a qual, entretanto, poderá ser completamente diferente da original sob condições oxidantes (LACERDA apud LACERDA; MALM, 2008, p. 184)⁷.

O mercúrio que pode estar ocorrendo nas margens da Baía, principalmente nas áreas de várzeas, pois nestas áreas as correntes são fracas e existe muita matéria orgânica reduzida e sedimentos pelíticos.

Segundo a forma a qual o mercúrio vai se apresentar ou as transformações que poderá sofrer na busca da estabilidade dependerá essencialmente de algumas condições físico-químicas. Estas condições são: do pH, do potencial de oxi-redução, a concentração de ânions, tipo de sais presentes, natureza desses sais, solubilidade, tipos de solo/sedimento aos quais se acha associado e da matéria orgânica disponível para formar complexos estáveis (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO, 2005).

Muitos estudos têm avaliado os mecanismos envolvidos na variabilidade geoquímica temporal de sedimentos costeiros, sendo relatado que as condições físico-químicas das águas superficiais podem regular a precipitação ou solubilização dos metais (LUIZ SILVA et al, 2006). Um importante fenômeno responsável pela redistribuição de metais nos estuário e a floculação de colóides de metais dispersos

⁷()LACERDA, L.D. Total-Hg and organic-Hg in *Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758) from inshore and off-shore waters of NE Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 67, p.493-98, 2007.

(argilominerais, óxidos e matéria húmica), provocada pelos sais dissolvidos da água do mar (CARVALHO, 2002). Os flocos com elevada taxa de sedimentação, depositam no fundo, levando metais, enquanto outros são carregados para fora do oceano. Como a floculação começa com a salinidade relativamente baixa, flocos de sedimentos tendem a acumular rio acima, no fim do estuário, assim os sedimentos de fundo funcionam como depósitos de metais pesados (CARVALHO idem). Por outro lado, LAU; CHU (apud LUIS SILVA et al, 2006, p 262)⁸ em um estuário subtropical, admitiu que incrementos na salinidade e temperatura promoveram maior solubilidade de metais, diminuindo sua concentração nos sedimentos. Indicativo que as entradas da maré salina na Baía do Guajará podem solubilizar e disponibilizar os metais (e provavelmente o mercúrio), que estava indisponível nos sedimentos de fundo ou nas áreas de várzeas. Esta taxa de disponibilização na coluna de água pode aumentar principalmente no período de verão amazônico, quando o prisma de maré adentra mais no estuário.

Existe maior consenso sobre a influência de outros fatores na fixação ou mobilização de metais em sedimentos costeiros, como as condições redox e de acidez, que determinarão a estabilidade dos compostos envolvidos na retenção dos contaminantes (LUIS SILVA et al idem). Estes fatores podem sofrer significativa modificação por variações sazonais na temperatura e pluviosidade (LUIZ SILVA et al idem). Que são fatores a se considerar, em se tratando da região amazônica, que apresenta acentuadas modificações em sua pluviosidade. LUIZ SILVA et al (idem), declara que elementos como o Hg não mostrou respostas sazonais consistentes, esta situação pode ser atribuída à influência de fontes difusas de contaminação e ao transporte de sedimentos, sendo que, este transporte causa a movimentação de plumas de contaminantes de diferentes drenagens influenciando as concentrações no sedimento.

Um dos processos mais importantes é a complexação do mercúrio com a matéria orgânica dissolvida que aumenta a solubilidade e estabilidade do mercúrio em águas, favorecendo sua incorporação pelas cadeias alimentares e sua exportação para águas costeiras adjacentes (Paraquetti et al apud LACERDA; MALM, 2008, p. 182)⁹.

⁸()LAU, S. S. S.; CHU, L. M.; **Water Res.** 34, 379, 1999.

⁹()PARAQUETI, H. H. M. et al. Mercury distribution, speciation and flux in the Sepetiba Bay tributaries, SE Brazil. **Water Research**, v.38, p.1439-48, 2004.

Outra fonte de metais que pode ser representativa é o deflúvio superficial urbano (“runoff” urbano) que, em geral, contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo (JESUS et al, 2004). Visto que a região da Baía do Guajará recebe um efluente urbano significativo devido a diversas drenagens que possui e a falta de sistemas de saneamento ambiental (em áreas com falta de coleta de esgoto sanitário e feita ligação do esgoto secundário no sistema de coleta de águas pluviais). Com essa situação grande parte dos efluentes domésticos, do centro da cidade e periferia, são lançados nos igarapés e canais. Segundo PEREIRA; CORRÊA (2002), a Baía do Guajará recebe um input de poluentes, oriundos do lançamento de esgoto doméstico in natura, e não apresenta, ainda, índices alarmantes de contaminação; devido principalmente à falta de fontes poluentes (indústrias metalúrgicas principalmente). Determinando que a poluição na Baía do Guajará é, principalmente, por matéria orgânica.

Metais pesados associados ao desgaste de lonas e freios dos carros, ou ao desgaste dos pneus, e a compostos de ferro ou outros componentes do solo, podem acumular-se nas ruas, valas, bueiros, etc, sendo então arrastados para os cursos d’água (JESUS et al, 2004). Fato este muito comum na grande Belém devido à coleta ineficiente dos resíduos sólidos domésticos e a falta de conscientização da população que lança toda espécie de resíduo sólido próximos às margens de igarapés e canais. Este resíduo poderá ser lixiviado para as drenagens próximas. JESUS et al (idem), indica uma das problemáticas da cidade de Vitória que é disposição de resíduos sólidos urbanos em locais inadequados; pilhas presentes nestes locais são importantes fontes de Hg, Zn, Pb e Cr. Importante problema dos resíduos sólidos urbanos, pois as pilhas possuem metais pesados em sua composição e muitas quantidades delas são lançadas todos os anos em lixões.

A presença de matéria orgânica e pirita imprimem um ambiente redutor aos sistemas estudados, com possibilidade do mercúrio encontrar-se estável sob a forma aquosa (Hg^0_{aq}) e/ou como sulfeto (HgS) (HYPOLITO; FERRER; NASCIMENTO, 2005). Portanto o mercúrio presente nas águas da Baía do Guajará pode estar indisponível devido a grande quantidade de matéria orgânica (dissolvida ou particulada) que chega ao sistema estuarino pelas drenagens ou oriundo das regiões de várzeas, tornado-o

indisponível nos sedimentos de fundo ou nas áreas de várzea baixa. Mais a complexação com a matéria orgânica dissolvida resulta em elevada biodisponibilidade de mercúrio, mesmo em áreas sem fontes pontuais significativas desse metal, como ao longo de litorais tropicais dominados por ecossistemas de manguezal, caracteristicamente ricos em matéria orgânica dissolvida (Lacerda et al apud LACERDA; MALM, 2008, p 184)¹⁰. Como resultado, a biodisponibilidade do mercúrio aumenta paradoxalmente em regiões mais afastadas da fonte (LACERDA; MALM, 2008). Os complexos de mercúrio como COD facilitam seu transporte e acúmulo no ecossistema (BISINOTI; JARDIM, 2004).

O papel dos sedimentos em um cenário impactado tem sido reconhecido, particularmente devido à sua capacidade de concentrar os metais-traço presentes na água (LUIZ SILVA et al, 2006). Principalmente os sedimentos pelíticos que são grandes acumuladores de metais pesados. Estes estão em grandes quantidades na área de estudo em suspensão ou acumulados nas regiões de várzea baixa.

O mercúrio que precipita na forma de aerossol ou que é lixiviado pela chuva na forma de Hg^{2+} pode ficar adsorvido no material fino ou substâncias húmicas podendo entrar na cadeia trófica por absorção passiva pelos organismos produtores que serão consumidos por peixes. No entanto, a função do ácido húmico (um dos componentes da matéria orgânica) na metilação de mercúrio ainda não está clara. Por um lado, o carbono orgânico pode aumentar a metilação através do estímulo da atividade dos microorganismos heterotróficos, ou através da metilação abiótica direta de Hg por substâncias húmicas e fulvicas; por outra, as substâncias húmicas podem reduzir a disponibilidade de Hg^{2+} em ambientes tropicais (BISINOTI; JARDIM, idem).

Vindo o mercúrio a metilar no organismo dos peixes e a sofrer enriquecimento nos organismos do topo da cadeia trófica, devido a sua propriedade de bioacumular, este causará mais danos aos organismos do topo da cadeia trófica. Uma vez contaminados, os sedimentos podem representar uma fonte potencial de metais-traço para o ambiente, mesmo após a redução ou a eliminação das emissões antrópicas (LUIZ SILVA, et al 2006). Além disso, os altos níveis de Hg nos sedimentos não

¹⁰(LACERDA, L. D. et al. Dissolved mercury concentrations and reactivity in mangrove waters from the Itacurussá Experimental Forest, Sepetiba Bay, SE Brazil. **Wetlands Ecology & Management**, v.9, p.323-31, 2001.

constituem uma disponibilidade iminente para a biota, a variação de algumas características físicas e químicas (pH, salinidade, potencial redox, etc) das águas circulantes certamente pode promovê-la (LUIS SILVA; MATOS: KRISTOSCH, 2002). Entretanto não devemos esquecer que lançamento indiscriminado de efluentes não tratados é a principal causa da contaminação dos recursos hídricos e a única maneira de preservar esses recursos é tratando esses efluentes, a fim de que tenham índices mínimos de poluentes (CORRÊA; PEREIRA, 2002).

Como as condições físico-químicas do ambiente estuarino naturalmente são propensas à precipitação dos metais (e.g. pH alcalino), em oposição à sua mobilidade (e.g. pH ácido), as concentrações de Hg nos sedimentos tendem a ser mais significativas nas proximidades da fonte poluidora (LUIS SILVA; MATOS: KRISTOSCH, idem).

BISINOTI; JARDIM (2004) cita como efeito do íon Cl⁻ sobre a disponibilidade do Hg²⁺ em sistemas naturais empregando o bioindicador mer-lux (sistema de detecção bacteriana baseado na bioluminescência), os resultados sugerem que a disponibilidade de Hg²⁺ para metilação deve ser reduzida em ambientes marinhos e estuários, quando comparados aos sistemas de água doce.

As condições fluvio-estuarinas (condições de pH ácido de suas águas) na área de estudo terão grande influência na mobilização do metal, podendo mascarar as taxas de emissão e deposição de mercúrio na área de estudo. Em meio alcalino, o dimetilmercúrio escapa para a água e a atmosfera, mas em meio ácido e convertido em monometilmercúrio e permanece na água, sendo incorporado em peixes (SOUZA, 1995).

Outro fator é que área de estudo recebe pouca influência do prisma de maré (típico de regiões fluvio-estuarinas) o que causaria o aumento do pH de suas águas e a precipitação do metal próximo a fonte. Importante destacar a frequência dos ventos na região, estes aumentam sua incidência durante o período de estiagem, podendo transportar o mercúrio na forma de vapor ou de aerossol para áreas distantes do porto de Vila do Conde, não chegando às partículas a precipitarem próximo da área fonte.

O mercúrio pode estar ativo para a metilação por 100 anos, representando risco para a biota da região e para as populações ribeirinhas que ocupam as ilhas da Baía do

Guajará. Pois o mercúrio possui uma maior taxa de metilação em ambiente aquoso e aeróbio do que em ambiente aquoso e anaeróbio. Tendo, como os que mais preocupam os que se ligam aos grupos metila, etila e propila.

5 CONCLUSÕES

Apesar das fontes pontuais de emissão de poluentes atmosféricos (como o porto de Vila do Conde) a contribuição por mercúrio destas emissões (na forma de aerossol) se mostrou pouco significantes para a poluição e concentração nos sedimentos; demonstrado pelos resultados do material dragado do porto de Vila do Conde. Um destes fatores pode ser a forte influência dos ventos na região que transportaria o mercúrio na forma de vapor para longe da área, tornando esta fonte pontual de pouca representatividade para a poluição metálica na região.

Muito importante se destacar, para a poluição antrópica por mercúrio são as fontes clássicas de emissão de efluentes contendo o mercúrio como rejeito que são: as indústrias de cloro-soda, aparelhos elétricos, pintura e fungicidas. Sendo que a cidade de Belém possui economia predominante dominada pelo terceiro setor. Outro fator está relacionado a características do ambiente, visto que, trata-se de uma região fluvio-estuarina, onde o pH ácido das águas deste tipo de ambiente aumenta em muito a taxa de mobilização deste metal e de outros elementos traços. Onde em pH levemente ácido (menor que 6) existe uma mobilização de mercúrio na forma de metil mercúrio

A grande sazonalidade da região é muito importante na ausência de concentrações (ou de concentrações abaixo do limite de detecção) significativas deste elemento, sendo relacionada ao transporte de plumas de contaminação e remobilização da camada sedimentar recente. Visto que, a caudaliosidade dos rios da região diminui em muito a influência da maré salina o que provocaria o aumento do pH e precipitação deste elemento traço. Mas também temos a grande quantidade de material em suspensão, típico de rios de águas brancas, que aumentam em muito as taxas de mobilização por adsorção do metal em sedimentos pelíticos, aliado a forte hidrodinâmica na região, que diminuem em muito a taxa de sedimentação dos metais adsorvidos em sedimentos pelíticos, distribuindo estes metais em zonas mais a montante.

Existem muitos fatores que influenciam o comportamento do mercúrio em ambientes eutrofizados, visto que, é muito difícil indicar quais fatores implicam em sua mobilização, imobilização e biodisponibilidade. Fatores como a fração de sedimentos

finos podem ser indícios de imobilização do metal em sedimentos de fundo, mas que sofrem influência da resuspensão por correntes de maré. A presença de ácidos húmicos, fúlvicos devem reduzir a disponibilidade deste, em contraste o COD (carbono orgânico dissolvido) facilitam seu transporte; visto que ambientes eutrofizados apresentam altas concentrações destas três substâncias e uma capacidade de imobilização do metal nos sedimentos, enquanto durarem as condições de eutrofização. Pois condições oxidantes terão um efeito inverso.

Ainda não existe um acordo sobre a influência sazonal sobre o Hg, e possivelmente este não pode ser indicado como um indicador de poluição singular (no caso de portos) ou local. Devido as suas diversas peculiaridades e por este estar associado, principalmente a fontes difusas de contaminação. Sendo, então dificilmente individualizada a fonte de contaminação. O mais recomendado para detectar metais pesados e bioindicadores, como organismos sésseis, ao invés de sedimentos de fundo.

Devido à dinâmica da Baía do Guajará e aos diversos fatores que influenciam a concentração de mercúrio nos ambientes aquáticos, já era de se esperar que os resultados de análises feito pela CEMA, dessem negativo na área do Porto de Vila do Conde. Isso não quer dizer que não exista a contaminação. A amostragem poderia ser mais bem sucedida mais a montante da região, ou seja, mais afastada do continente, mas as fontes seriam mais dificilmente individualizáveis, devido à confluência das várias drenagens e de fontes difusas.

As fontes antropicas de emissão de poluentes são de suma importância. Mas a poluição nos canais, rios e na Baía do Guajará é predominantemente por matéria orgânica. Fato este comprovado pelo lançamento de esgoto séptico nos canais Igarapés, rios e na própria região de estudo; visto que, grande parte da população da grande Belém não possui ligação domiciliar com rede de coleta de esgoto e tratamento deste. É também, o despejo de lixo doméstico e comercial (como as feiras) em canais e na própria Baía do Guajará, caracterizando que a mesma sofre com a poluição por material orgânico.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, F. A. de. **Toxicologia do mercúrio**. São Paulo: Rima Editora e Inter Tox, 2003. 292p.

BARBOSA, C.A.; GARCIA, A.M.; SOUZA, J.R. de. Mercury contamination in hair of riverine populations of Apiacás Reserve in the Brazilian Amazon. **Water, air and soil pollution**. Netherlands, v. 97, n.1-2, p. 1-8, junho. 1997.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metil mercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**. São Paulo, v. 27, n.4, p 593-600, jul/ago. 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 4 de abril de 2007.

CARVALHO, Z. L. de. **Caracterização geoquímica de sedimentos de fundo nas proximidades do distrito de Icoaraci-PA**. 2002. 75p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia)-Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Instituto de geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

COMPANHIA DOCAS DO PARÁ. **Relatório de avaliação de material a ser dragado do Porto de Vila do Conde**. Belém, 2006. 32p(fotocópia).

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências**. Brasília, 2004. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em 2 de setembro de 2007.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília, 2005. Disponível em< <http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em 25 de setembro de 2008.

CORDEIRO, C. A. **Estudo da salinização no estuário do rio Pará, no trecho Belém-Mosqueiro.** 1987. 109p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia)- Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Instituto de geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 1987.

DIAS, C.A.P; PIRES, S.R.I. Produção mais limpa: integrando meio ambiente e produtividade. **RACRE - Rev. Adm.** São Paulo: v. 05, nº09, p.51-57, jan./dez. 2005. Disponível em: <<http://www.unipinhal.edu.br>>. Acesso em 04 de dezembro de 2008.

DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO. **Tábuas das marés.** Disponível em:< <https://www.mar.mil.br/dhn/>>. Acesso em 20 de outubro de 2007.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Mercury study report to congress: Fate and Transport of Mercury in the Environment.** E.U.A. EPA: 1997, v.3, 376p. Disponível em:< <http://www.epa.gov/>>. Acesso em 9 de dezembro de 2007.

FENZL, N.; MATHIS, A. Poluição dos recursos hídricos naturais da Amazônia: fontes, riscos e conseqüências. In: ARAGÓN, L. E; GLÜSENER GODT, M. (Orgs). **Problemática do uso local e global da água da Amazônia**. Belém: NAEA/UNESCO, 2003.

GONÇALVES, Fabrício Dias. **Utilização de dados de sensores remotos para o mapeamento dos índices de sensibilidades ambiental a derramamento de óleo na Baía de Guajará, Belém-PA**. 2005. 89p. Dissertação (Mestrado em Geologia)- Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Instituto de geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2005.

HYPOLITO, R; FERRER, L. M; NASCIMENTO, S. C. Comportamento de espécies de mercúrio no sistema sedimento-água do mangue no município de Cubatão, São Paulo. **Águas Subterrâneas**. [SL]: v. 19, nº 1, p. 15-24, 2005. Disponível em:<<http://calvados.c3sl.ufpr.br>>. Acesso em 01 de outubro de 2007.

INSTITUTO DO DESENVOLVIMENTO ECONOMICO SOCIAL DO PARÁ. **Belém**: estudo ambiental do estuário guajarino. Belém, 1990. 152p (Relatório de pesquisa, 17).

JESUS, H. C. de et al. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**. São Paulo: v 27, nº2, p 378-386. 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 08 de junho de 2007.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; AKAGI, H. Methylmercury in hair samples from different riverine groups, Amazon, Brazil. **Water, air and soil pollution**. Netherlands: v 97, nº 1-2, junho, p 17-29, 1997.

LACERDA, L.D. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**. São Paulo: v 20, nº 2, p 196-199, março/abril, 1997b. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 04 de dezembro de 2008.

LACERDA, L.D. Evolution of mercury contamination in Brazil. **Water, air and soil pollution**. Netherlands, v. 97, n.3-4, p247-255, julho, 1997a.

LACERDA, L.D; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**. São Paulo: v 22, nº 63, p 173-190, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf>. Acesso em 04 de dezembro de 2008.

LEBEL, J. et al. Fish diet and Mercury in a riparian amazonian population. **Water, air and soil pollution**. Netherlands, v. 97, n.1-2, p 31-44, junho, 1997.

LUIS SILVA, W; MATOS, R. H. R; KRISTOSCH, G.C. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**. São Paulo: v 25, nº2, p 753-756, set/out. 2002. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 07 de junho de 2007.

LUIZ SILVA et al. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**. São Paulo, v. 29, n.2, p 256-263, março/abril, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 5 de abril de 2007.

MARINS, Rozane V. et al. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**. São Paulo: v 27, nº5, p 763-770, set/out, 2004. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf>>. Acesso em 4 de abril de 2007.

MELLO, M.C.A; NASCIMENTO, L.F. Produção mais limpa: um impulso para a inovação e a obtenção de vantagens competitivas. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 22., 2002, Curitiba – PR, **Anais**, Curitiba-PR: ABEPRO, 2002. Disponível em:<<http://www.abepro.org.br>>. Acesso em: 03 de dezembro de 2008.

MIRANDA, L. B; CASTRO, B. M de; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 7 ed. Lisboa: Fundação Galouste Gulbenkian, 2004.

PARÁ. **Plano diretor de mineração em áreas urbanas**: Região metropolitana de Belém: governo do estado do Pará/IBGE, 1995. 157p.

PENTEADO, A. R. **Belém do Pará, estudo da geografia urbana**. São Paulo: Universidade de São Paulo (Fac de filosofia, ciências e letras), 1968. (Coleção Amazônia, série José Veríssimo).

PEREIRA, K. R de B. **Caracterização geoquímica de sedimentos de fundo da orla de Belém-PA**. 2001. 91p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia)-Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 2001.

PINHEIRO, R. V. L. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará-Belém (PA)**. 1987. 164p. Dissertação (Mestrado em Geologia)-Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 1987.

RAMÍREZ REQUELME, M. H. **Contaminação ambiental por mercúrio no distrito mineral de Nambija, Amazônia do Equador**. 2000. 110p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia)-Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 2000.

SILVA, C. G. et al. Ambientes de sedimentação costeira e processos morfodinâmicos atuantes na linha de costa. In: BATISTA NETO, J. A. et al. (Orgs). **Introdução a geologia marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

SOUZA, J. R. da T. **Avaliação da distribuição das Concentrações de mercúrio total em sedimentos, rejeitos, solos e solos com TPA, na bacia do Rio Rato-Itaituba/PA**. 1995. 121p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia)-Programa de pós-graduação em geologia e geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 1995.

SUGUIO, K. **Rochas sedimentares**: propriedades, gênese, importância econômica. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. **Meteorologia básica e aplicações**. Minas Gerais: Imprensa universitária/Universidade Federal de Viçosa, 1991.

WASSERMAN, J.C.; HACON, S.S ; WASSERMAN, M.A. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo e Vida**. [SL]: v 2, nº1/2, p 46-53. 2001. Disponível em: <http://www.uff.br/cienciaambiental>>. Acesso em 10 de março de 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Elemental mercury and inorganic mercury compounds**: human health aspects. Concise International Chemical Assessment

Document. Geneva: v 50, 2003. Disponível em: <<http://www.who.int/publication/eu/>>.

Acesso em 06 de dezembro de 2008.