

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) EM SEDIMENTO, ÁGUA E BIOTA DA REGIÃO
DE INFLUENCIA DOS EFLUENTES DA CARCINICULTURA, NA GAMBOA DO
CUMBE - RIO JAGUARIBE – CEARÁ – BRASIL.

BRENO GUSTAVO BEZERRA COSTA

ORIENTADOR: PROF. DR. LUIZ DRUDE DE LACERDA

FORTALEZA – CE
JANEIRO/2009

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) EM SEDIMENTO, ÁGUA E BIOTA DA REGIÃO
DE INFLUENCIA DOS EFLUENTES DA CARCINICULTURA, NA GAMBOA DO
CUMBE - RIO JAGUARIBE – CEARÁ – BRASIL.

BRENO GUSTAVO BEZERRA COSTA

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais, outorgado pela Universidade Federal do Ceará.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

FORTALEZA – CE

JANEIRO/2009

BRENO GUSTAVO BEZERRA COSTA

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) EM SEDIMENTO, ÁGUA E BIOTA DA REGIÃO
DE INFLUENCIA DOS EFLUENTES DA CARCINICULTURA, NA GAMBOA DO
CUMBE - RIO JAGUARIBE – CEARÁ – BRASIL.

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ciências
Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção
do grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais

Aprovada em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)

Prof. Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (Membro externo)

Prof. Dra. Tereza Cristina Vasconcelos Gesteira (Membro Interno)

Quando um profeta vier lhe contar,
Que o nosso Sol esta prestes a se apagar,
Mesmo que pareça que não há mais lugar,
Vocês ainda tem, a velocidade da luz para alcançar.
(Raul Seixas – A Geração da Luz)

AGRADECIMENTO

Ao Professor Luiz Drude de Lacerda, pela orientação e apoio intelectual, de fundamental importância, no desenvolvimento deste trabalho

À professora Rozane Valente Marins pela ajuda no desenvolvimento e auxílio teórico nas análises desenvolvidas no Laboratório de Biogeoquímica Costeira.

Ao Instituto de Ciências do Mar - Labomar, o qual possibilitou a minha formação, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais

Aos amigos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira – Marcelo Dominguez, Heloísa Paraquetti, Rivelino Cavalcante, Roseline Torres, Louize Fonseca, Edvar Aguiar, Moises Bezerra, Tiago Farias e Talita Cristiane, os quais auxiliaram em diferentes etapas do desenvolvimento desse trabalho.

Aos amigos do LABOMAR, Luiz Cruz, Leonardo Hislei, Eduardo Farias, que tem me auxiliado e ensinado a compreender processos e funcionamento de equipamentos e programas para o tratamento dos dados, além do companheirismo mostrado por estes.

A Gabriele Gruska, pela paciência, auxílio e compreensão mostrada durante o desenvolvimento do trabalho.

Ao CNPq, pelo fomento a pesquisa e bolsa concedida.

Aos meus pais, Benjamin Frutuoso Costa e Silvia Helena Bezerra Pinho, pelo apoio e credibilidade que têm me dado durante toda a minha formação.

RESUMO

A bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, localizada no Estado do Ceará, ocupa uma área de em torno de 80.000 km², a sub-bacia do Baixo Jaguaribe tem área de drenagem de 6.875 km², sendo esta correspondente a 4,64% do território cearense. A região estuarina do Rio Jaguaribe é dominada por florestas de manguezal que ocupam 215,5 ha, particularmente no canal de maré da Gamboa do Cumbe. Estando na região área implantada a maior área de produção de camarão em cativeiro do estado, ocupando 1.316 ha em viveiros cerca de 50% do total de todo o Estado do Ceará. A quantificação de mercúrio (Hg), na água e em sedimento (superficial e testemunhos sedimentares) ao longo de toda a Gamboa do Cumbe mostrou valores variando de 6,3 a 32,1 ng/l ($14,4 \pm 8,4$), 1,1 a 23,5 ng/l ($7,0 \pm 7,8$), 3,2 a 15,0 ng/l ($7,4 \pm 3,9$), para o Hg total, dissolvido e particulado na água respectivamente. No sedimento as concentrações variaram de 1,6 a 10,3 ng/g ($4,7 \pm 2,9$) e 1,9 a 16,2 % ($6,7 \pm 4,9$) respectivamente para a concentração de Hg e percentual de matéria orgânica. A concentração de Hg em peixes coletados na região variaram de 4,3 – 37,0 ng/g ($9,9 \pm 9,0$) em *Sphoeroides testudineos* e 9,7 a 66,1 ng/g ($31,8 \pm 14,4$) *Cathorops spixii*. Com a obtenção destes dados pôde-se definir a área preferencial de deposição e acumulação de Hg e a forma dissolvida mostrou-se a predominante exportada. Aquacultura promove alterações significativas das cargas de Hg nos últimos anos baseado nos valores da concentração de Hg nos perfis sedimentares. O Hg proveniente da aquicultura é 156,4 kg.ano⁻¹, na sua maioria associados ao MPS sendo transportado para a região estuarina adjacente e depositado na área da Gamboa do Cumbe.

ABSTRACT

The Jaguaribe River basin, located in State Ceará, occupies an area of about 80,000 km², whereas the sub-basin of the Lower Jaguaribe River has a drainage area of 6,875 km², equivalent to 4.64% of the state's area. The estuarine region of the Jaguaribe River is dominated by mangrove forests that occupy 215.5 ha, particularly in the tidal channel of the Gamboa do Cumbe. In this area it is located the largest area of shrimp production in captivity in the state, with 1,316 ha of pond area around 50% of the entire aquaculture area of the state of Ceará. The quantification of mercury (Hg) in water and sediments (surface and sedimentary profile) along the Gamboa do Cumbe showed values ranging from 6.3 to 32.1 ng / l (14.4 ± 8.4), 1.1 to 23.5 ng / l (7.0 ± 7.8), 3.2 to 15.0 ng / l (7.4 ± 3.9), or total Hg, dissolved and particulate Hg respectively. In sediments concentrations ranged from 1.6 to 10.3 ng / g (4.7 ± 2.9) and 1.9 to 16.2% (6.7 ± 4.9) for Hg and organic matter respectively. The concentration of Hg in fish collected in the region ranged from 4.3 to 37.0 ng / g (9.9 ± 9.0) in *Testudines sphaeroides* and from 9.7 to 66.1 ng / g ($31.8 \pm 14, 4$) in *Cathorops spixii*. These data made possible to define the area of preferential deposition and accumulation of Hg and that the predominant form of Hg export is dissolved Hg. Aquaculture, seems to have promoted significant changes in Hg loads in recent years based on records of Hg concentration in sedimentary profiles. Hg of burden from aquaculture to the region is about 156.4 kg.ano⁻¹, mostly associated with TSS transported of the adjacent estuarine region and is stored in the sediment of the deposition area of Gamboa do Cumbe.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Comportamento de contaminantes metálicos em ambientes estuarinos	13
1.2	Comportamento do mercúrio em regiões estuarinas	14
2	Objetivo	16
2.1	Geral	16
2.2	Específico.....	16
3	Área de Estudo.....	16
3.1	Amostras Biológicas	19
3.1.1	<i>Spherooides testudineus</i> (Linnaeus, 1758): Baiacu (Araujo, 2004), Baiacu-cofre, Baiacu-de-chifre (ZEE, 2005).	20
3.1.2	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829): Bagre Amarelo (ARAÚJO, 2004), Bagre-de-areia, Bagrinho, Bagre (FISHBASE, 2008).....	21
4	Materiais e Métodos	22
4.1	Amostras de água	24
4.1.1	Digestão das amostras de água.....	24
4.2	Amostras de sedimento	25
4.2.1	Amostras de sedimento superficial	25
4.2.2	Amostras de testemunhos sedimentares.....	25
4.3	Análise da Amostras Biológicas	27
4.3.1	Configuração do NIC RA-3 com RD-3 acoplado.....	27
4.4	Validação do método e configuração.	28
4.4.1	Teste de certificação para amostras de sedimento	28
4.4.2	Teste de certificação para amostras biológicas.....	29
5	Resultados	30
5.1	Água.....	30
5.1.1	Hidroquímica	30
5.1.2	Material Particulado em Suspensão (MPS)	31
5.1.3	Concentração de Hg na água.....	31
5.2	Sedimento	33
5.2.1	Sedimento Superficial	33
5.2.2	Testemunhos Sedimentares	34
5.3	Biota.....	37

6	Discussão	40
6.1	Água	40
6.2	Sedimento superficial	43
6.3	Testemunhos sedimentares	43
6.4	Biota	46
7	Estimativa de carga	49
8	Conclusão	51
9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pontos de amostragem, hora, pH, condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), condutância ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{O}_2$) (mg/l), oxigênio percentual (O_2) (%) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), medidos na água dos pontos de amostragem ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.	30
Tabela 2 – Representação gráfica e descrição da granulometria dos perfis sedimentares obtidos no ponto 03 da Gamboa do Cumbe.	35
Tabela 3 - Local, área, concentração de MPS, concentração média de Hg, dissolvido (ng/l), particulado e total, em amostras de água em diferentes áreas.....	42
Tabela 4 - Local, fração analisada, máximo, mínimo e média, das concentrações de Hg em sedimentos analisados de diferentes locais.....	45
Tabela 5 - Local, nome científico, número de indivíduos, peso, comprimento, concentração de Hg em espécies de peixes carnívoros de diferentes locais.....	48
Tabela 6 - Características de manejo das fazendas de camarão em estuários do Rio Jaguaribe, NE do Brasil.	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Imagem ilustrativa da região do canal de maré da Gamboa do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE (Fonte: Google Earth). →Setas indicativas dos	18
Figura 2: Espécime de <i>Spherooides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) (Fonte: www.fishbase.org).....	20
Figura 3: Espécime de <i>Cathoros spixii</i> (AGASSIZ, 1829) (Fonte: www.fishbase.org)....	21
Figura 4: Localização dos pontos de amostragem de água e de sedimento retiradas ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe no rio Jaguaribe.....	23
Figura 5 - Localização do ponto de amostragem dos testemunhos sedimentares obtidos na margem esquerda (Testemunhos T1 e T2) (sentido foz-continete) e na margem direita TA e TB, no detalhe, caracterização da topografia (estimada) dos locais de amostragens dos dois últimos testemunhos (fonte Google Maps).....	26
Figura 6 – Concentração de material particulado em suspensão (MPS) ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.....	31
Figura 7 - Distribuição da concentração de Hg particulado, dissolvido e total na água, ao longo do canal de maré na Gamboa do Cumbe.....	32
Figura 8 - Distribuição espacial da concentração de Hg (ng/g) associado MPS ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.	33
Figura 9 – Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) ao longo do canal de maré, da Gamboa do Cumbe.....	34
Figura 10 - Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) para os testemunhos A e B coletados na margem direita do canal de maré.	35

Figura 11 – Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) para os testemunhos 1 e 2 coletados na margem direita do canal de maré.	36
Figura 12: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e peso (g) para espécimes de Baiacu (<i>Spherooides testudineus</i>) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.	37
Figura 13: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e comprimento (cm) para espécimes de Baiacu (<i>Spherooides testudineus</i>) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.	38
Figura 14: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e peso (g) para espécimes de Bagre (<i>Cathorops spixii</i>) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.	38
Figura 15: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e comprimento (cm) para espécimes de Bagre (<i>Cathorops spixii</i>) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.....	39
Figura 16 Desenho esquemático da quantidade de mercúrio produzido por kg.ha⁻¹.ano⁻¹. na atividade de carcinicultura. Setas azuis, estrada no sistema e setas vermelhas, saídas.	50

1 INTRODUÇÃO

1.1 Comportamento de contaminantes metálicos em ambientes estuarinos

A poluição ambiental mundial é resultado do aumento na demanda por recursos naturais da civilização moderna, a princípio gerando focos localizados de contaminação, resultando, ao longo do tempo, em diferentes graus de contaminação em todo o planeta. Contaminantes industriais e provenientes da atividade de mineração promovem a liberação de metais, gases do efeito estufa e poluentes orgânicos, especialmente aqueles gerados pela queima de petróleo, podendo afetar o ambiente em escala global (LACERDA e FITZGERALD, 2001). A baixa condição de vida de países pobres e populosos resulta em problemas de saneamento básico e tratamento de água deficiente e deposição imprópria de resíduos sólidos (lixo) que também contribuem cargas significativas de metais para o meio ambiente. Embora a maioria destas fontes apresente um impacto local, os poluentes aí originados podem apresentar um elevado tempo de permanência no ambiente particularmente em ambientes aquáticos (rios, estuários e áreas costeiras) (ALONSO *et al.*, 2000; LACERDA e FITZGERALD, 2001). Contaminantes metálicos presentes em efluentes de atividades antrópicas apresentam pouca solubilidade em água que resulta em baixas concentrações mesmo próximas da emissão pontual do efluente (PARAQUETTI *et al.*, 2004). Os metais em ambientes estuarinos normalmente estão associados ao material particulado em suspensão (MPS), que serve de veículo destes contaminantes para áreas mais distantes das fontes de contaminação. Ambientes que apresentam maior tempo de residência ou que não apresentam competência de transporte possibilitam a deposição do MPS no sedimento, ficando a (bio)disponibilidade dos metais associados controlada por fatores físico-químicos como potencial redox, pH, salinidade, quantidade de matéria orgânica, tamanho de partículas, sulfetos e presença de bactéria sulfatoredutoras (LACERDA *et al.*, 1997; MACHADO, 2004; REBOREDA *et al.*, 2008).

Dentre os diferentes metais de interesse ambiental presentes em efluentes industriais, agrícolas e que apresentam em diversas regiões concentrações naturais relativamente elevadas encontra-se o mercúrio (Hg). Devido a sua alta toxicidade e capacidade de sofrer biomagnificação em quase todas as cadeias tróficas, a exposição ambiental ao Hg via cadeia alimentar aumenta significativamente a exposição, principalmente em consumidores de nível trófico mais elevado, incluindo o homem (AGUSA *et al.*, 2007). A incorporação do Hg pelos seres vivos é influenciada por fatores como idade, sexo,

comprimento, peso, “status” nutricional e genético, e uma vez assimilado à biota, o mercúrio, principalmente em forma de metilmercúrio pode contaminar populações que possuem como principal fonte de proteína estes organismos (ALONSO *et al*, 2000; LACERDA *et al*, 2000; LACERDA e FITZGERALD, 2001; BURGUER, 2005; COVELLI, *et al*, 2008).

1.2 Comportamento do mercúrio em regiões estuarinas

O mercúrio é um elemento presente naturalmente na crosta terrestre, na água, na biota e na atmosfera. (LACERDA *et al*, 2007). Para a compreensão dos processos biogeoquímicos, que controlam o comportamento e a disponibilidade deste metal nos ambientes estuarinos e oceânicos, é necessária a determinação das diferentes espécies químicas do metal no meio.

As principais vias de acesso do mercúrio para a região estuarina são a deposição atmosférica, a lixiviação de solos e a liberação direta de efluentes. A deposição atmosférica envolve principalmente o Hg^{2+} (forma iônica) resultante do processo de oxidação do Hg^0 por meio do oxigênio e ozônio presente neste meio, embora pequena fração possa ser depositada associada à partículas por deposição seca (BISINOT e JARDIM, 2004; MIRETZSK *et al*. 2005). A forma dominante do Hg presente na lixiviação dos solos é a forma particulada, embora esteja sempre presente o Hg^{2+} , sendo estas significativamente influenciadas pela deposição prévia proveniente de fontes antropogênicas, particularmente em áreas de geologia pobre em Hg como o litoral nordeste brasileiro (SCHRODER e MUNTHE, 1998; LACERDA e GONÇALVES, 2001; LACERDA *et al.*, 2007).

Ecosistemas aquáticos são zonas inundadas que apresentam grande sensibilidade a poluentes como o Hg. Estes ambientes não apenas concentram este elemento, mas na maioria dos casos, reações biogeoquímicas podem modificar sua forma química, mobilização e biodisponibilidade, podendo resultar em elevada toxicidade (LACERDA e FITZGERALD, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 2007).

A quantidade de matéria orgânica, óxidos hidróxidos de Fe e Mn, quantidade e qualidade do MPS e tamanho do grão influenciam na disponibilidade do mercúrio para a coluna d’água. Uma vez depositado em sedimentos estuarinos ricos em matéria orgânica o Hg reduz os seus efeitos deletérios, podendo haver disponibilização para a coluna d’água por meio de influencia biológica, como a bioturbação, que pode gerar formas metiladas, mais biodisponíveis (CARDOSO *et al*, 2008).

A principal fonte de exposição humana ao Hg é pela ingestão de peixes carnívoros contaminados. A concentração de Hg em peixes é controlada por fatores como idade, comprimento, posição trófica e movimentos individuais ao longo dos corpos d'água sob diferentes graus de contaminação (MOL *et al.*, 2001; IKINGURA e AKAGI, 2003; RIGET *et al.*, 2000;. BISINOT e JARDIN, 2004).

A crescente captura de organismos marinhos como forma de obtenção de proteína de elevada qualidade e o decorrente aumento da demanda de recursos pesqueiros resultou no surgimento de atividades como a aquacultura, que tem como principal objetivo a estabilização da oferta destes organismos a nível global. Dentre as atividades desenvolvidas neste setor, a carcinicultura apresenta crescimento significativo, tendo como principal zona de instalação as áreas estuarinas, devido as características físico-químicas favoráveis ao desenvolvimento de organismos, a princípio utilizando salinas abandonadas alterando o uso e ocupação destas áreas.

A atividade da carcinicultura apresentou um rápido aumento em países costeiros emergentes da Ásia e América nas décadas de 80 e 90, tendo como estímulo a elevada demanda do produto no mercado internacional e a capacidade de gerar emprego e renda para o desenvolvimento regional, principalmente no tocante a elevada rentabilidade econômica da atividade (ABCC, 2001). No período de 15 anos entre 1991 e 2006 a atividade apresentou um incremento de produção de 11 vezes (23.390 – 271.695t) (ABCC, 2008). A maior produção do país encontra-se no nordeste, particularmente nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte. No estado do Ceará, a principal área produtora esta localizada na bacia estuarina do Rio Jaguaribe.

Avaliando imagens de satélite, utilizando o programa ArcGIS 9.2, do ano de 1999/2000 e de 2008 para a região do Baixo Jaguaribe, pôde-se observar que a atividade de carcinicultura apresentou um aumento significativo na área de produção, na ordem de 100% (700 ha em 1999 e 1400 ha em 2008). A atividade de carcinicultura no ano de 2003 contava 36 fazendas, sendo 32 em operação (350 ha) e 4 desativadas. A densidade de estocagem média era de 42 camarões/m² (máximo de 60 e mínimo de 30 camarões/m²), apresentando ciclo de 90 a 160 dias de cultivo. Os efluentes desta atividade têm como destino final o estuário do rio Jaguaribe ai lançados, sem nenhum tratamento prévio (FIGUEREDO *et al.*, 2005). Alguns autores (LACERDA *et al.*, 2006a; LACERDA 2006; FIGUEREDO *et al.*, 2005; LOPES, 2006) que no momento da despesca há um aumento de 20% na quantidade de metais, compostos fosfatados e nitrogenados associados ao MPS, sendo todo este material lançado na área estuarina adjacente.

Estas substâncias são originadas no excesso de ração não utilizada pelos animais cultivados, resto de animais mortos e ecdise e insumos utilizados para melhoria dos cultivos, particularmente fertilizantes, metais, e em particular o Hg notadamente enriquecido na farinha de peixe que é à base da ração dos camarões cultivados, são compostos desses efluentes, entretanto não tem sido monitorada a sua significância ambiental e particularmente ainda

2 OBJETIVO

2.1 Geral

Estudar a distribuição de Hg em compartimentos ambientais de uma gamboa de manguezal que recebe efluentes da principal área de cultivo de camarão na Bacia do Rio Jaguaribe.

2.2 Específico

Quantificação de Hg em amostras de sedimento;

Quantificação de Hg em amostras de água, avaliando suas diferentes frações (dissolvida, particulada e total);

Quantificação de Hg em peixes do estuários do Rio Jaguaribe;

Observar regiões de deposição do MPS, a fim de determinar a zona de deposição do canal de maré da Gamboa do Cumbe;

Estimar a emissão de Hg pela atividade da carcinicultura.

3 ÁREA DE ESTUDO

O Rio Jaguaribe é um rio que banha a porção leste do estado do Ceará, localizado entre as coordenadas de 4°30' e 7°45' de latitude sul e 37°30' e 41°00' de longitude oeste, apresentando uma pequena parcela estendendo-se para o sul do estado do Pernambuco. A origem do seu nome é tupi-guarani (jaguar-y-pe) significando Rio das onças. A bacia hidrográfica do referido rio ocupa uma área de aproximadamente 52% (75.669 Km²) da área total do estado do Ceará, tendo o maior curso de água do território cearense tendo 610 km de extensão.

O Rio Jaguaribe percorre uma região dominada basicamente pelas formações vegetais de Savana Estépica (Caatinga), tendo uma temperatura média anual variando em torno de 24 e 27°C. A distribuição climática da região é caracterizada por quatro diferentes

tipos climáticos: úmido, subúmido, árido e semi-árido, sendo o último o tipo climático dominante em 60% das áreas compreendidas entre a regiões próximas ao litoral até o extremo sudoeste. O regime pluviométrico é caracterizado pela irregular e concentrada distribuição pluviométrica com valores médios anuais entre 500 e 1200 mm, onde 80% desta ocorre no período compreendido entre os meses de Janeiro e maio. Há uma baixa reserva de água subterrânea, pois quase a totalidade de sua bacia hidrográfica é situada em rochas cristalinas de baixo potencial hídrico (GATTO, 1999).

A sub-bacia do Baixo Jaguaribe tem área de drenagem de 6.875 km², sendo esta correspondente a 4,64% do território cearense. Tem como principal afluente, o Rio Palhano. Esta sub-bacia é composta por nove municípios Icapuí, Aracati, Fortim, Itaiçaba, Jaguaruana, Russas, Quixeré, Limoeiro do Norte e Palhano (ANA, 2008). O município litorâneo de Aracati é o principal da região constituída pelos distritos de Aracati, Barreiras dos Vianas, Cabreiro, Córrego dos Fernandes, Jirau, Mata Fresca e Santa Teresa estõ localizados ao longo do estuário do Rio Jaguaribe e apresentou no ano de 2007, último censo realizado na região pelo IBGE, população de 66.049 (≈ 54 hab/Km²) mostrando tendência crescente da população desde o ano de 1996, quando tinha 56.771 habitantes (IBGE, 2008). A margem esquerda do baixo Jaguaribe, particularmente no canal de maré da Gamboa do Cumbe tem 215,5 há de vegetação de manguezal. Ao longo desta margem também se encontra implantada a maior área de produção de camarão em cativeiro do estado, ocupando uma área de 1.316 ha em viveiros cerca de 50 % do total de todo o Estado do Ceará.

Quase a totalidade desta área de viveiros de carcinicultura ocorre adjacente a Gamboa do Cumbe, área do presente estudo. A figura 1 localiza a região de estudo, Gamboa do Cumbe, afluente do rio Jaguaribe e as áreas de carcinicultura cujos efluentes são liberados neste corpo d'água.

Lacerda (2006a) afirma que a região apresenta 2,3 ciclos anuais, tendo uma aplicação de insumos na ordem de 10,4 tonelada/ha/ano (7.940 kg de ração, 46 kg de fertilizante e 2.370 kg de calcário), gerando para a área adjacente 534,6 kg/ha/ano de MPS e 4.540 kg/ha/ano de camarão. Sendo considerado pelo mesmo autor que a entrada de contaminantes para o ambiente se da por meio da aplicação dos insumos e a exportação deste material para o meio associado ao MPS.

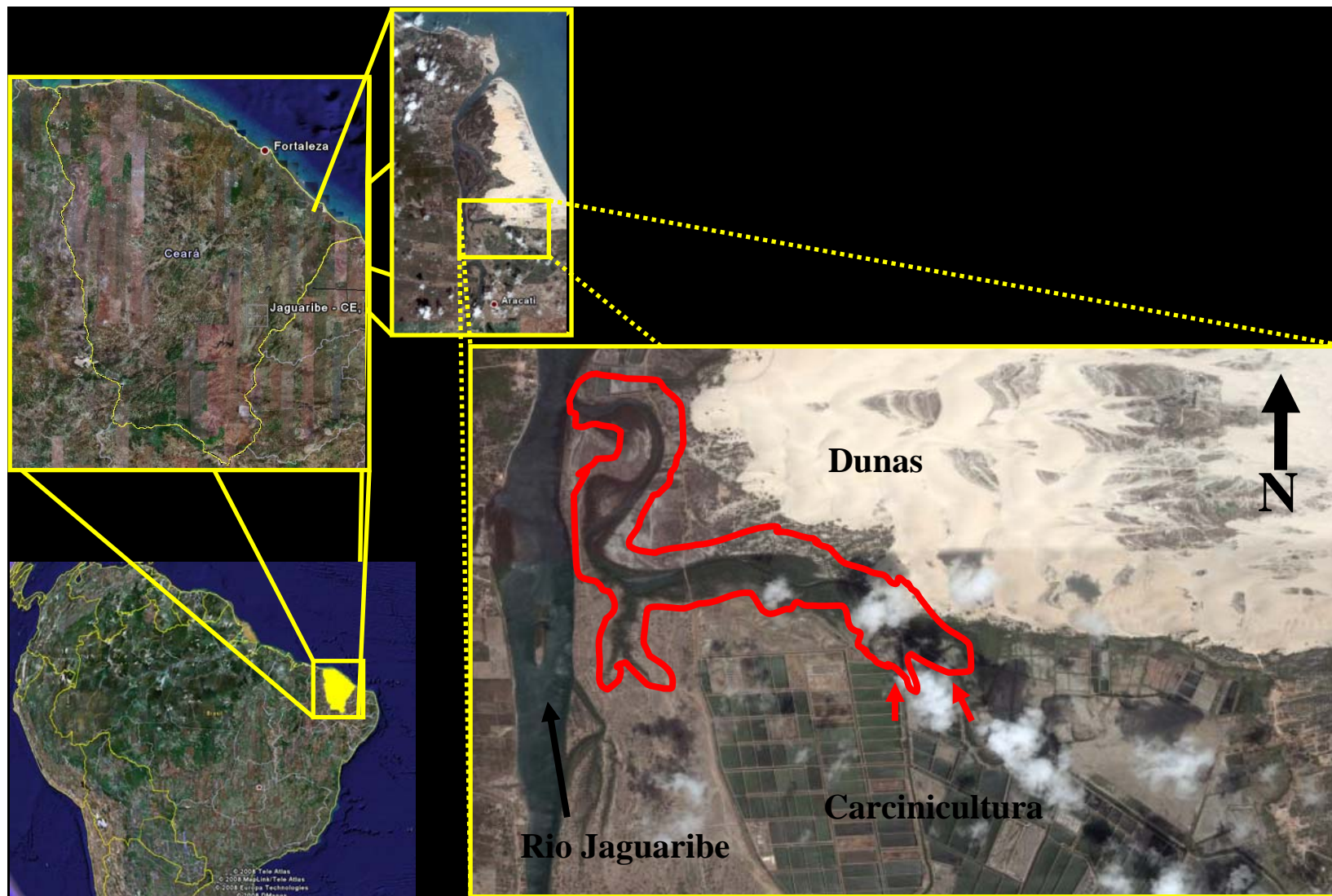


Figura 1: Imagem ilustrativa da região do canal de maré da Gamboa do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE (Fonte: Google Earth). → Setas indicativas dos principais efluentes da carcinicultura.

3.1 Amostras Biológicas

A utilização de espécies de baixo valor comercial e relativa abundância como monitores biológicos de contaminação ambiental é uma prática utilizada em vários lugares do mundo. A exposição destes organismos à ambientes contaminados possibilita a incorporação de metais pesados, podendo ser utilizados como monitores biológicos (SELLANES, 2002; PEREIRA, *et al.*, 2002; BURGUER *et al.*, 2003). Os peixes apresentam acúmulo de compostos alquilmercuriais de cadeia curta (VIEIRA & PASSARELLI, 1996) sendo portanto excelentes monitores dos níveis ambientais do Hg. No presente estudo foi caracterizado a distribuição de Hg em duas espécies de peixes, *Sphoeroides testudineus* (Baiacu), capturada no ponto 03 e *Cathorops spixii* (Bagre), obtida na região do canal central do rio Jaguaribe, logo após a foz do canal de maré da Gamboa do Cumbe, ambos típicos e frequentes na região. Estudos realizados pelo ZEE (2005) mostram que as espécies abaixo estudadas apresentaram distribuição em todos os estuários da costa do nordeste, motivo pelo qual estas foram selecionadas para o referido estudo.

3.1.1 *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758): Baiacu (Araujo, 2004), Baiacu-cofre, Baiacu-de-chifre (ZEE, 2005).



Figura 2: Espécime de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (Fonte: www.fishbase.org)

S. testudineus possui corpo liso e alongado, tornando-se arredondado quando inflado, cabeça comprida e alta, boca pequena, terminal, com quatro placas dentárias e narinas tubulares. Abertura branquial em forma de pequena fenda vertical, situada antes das nadadeiras peitorais. Nadadeira pélvica ausente. Nadadeira dorsal única localizada em porção posterior, correspondente e oposta à nadadeira anal; ambas próximas da nadadeira caudal, que é truncada. Coloração geral amarelada, com manchas marrons irregulares e arredondada, formando desenhos geométricos e ventre esbranquiçado (ARAÚJO, 2004; FISHBASE, 2008).

A espécie habita baías, estuários, lagoas intertidais e águas costeiras protegidas, especialmente bancos de algas. Ocorre até 48 m de profundidade. É rara ou ausente em recifes de coral. Podem formar cardumes e escondem-se na areia quando amedrontadas. Possui espinhos com substâncias tóxicas e para repelir predadores infla-se como um balão (PAULY, 1991). Alimentam-se, principalmente, de moluscos bivalves e gastrópodes, foraminíferos e vários outros crustáceos e invertebrados bentônicos (KEITH *et al*, 2000). Apesar da extensa distribuição geográfica do, Atlântico Ocidental, desde Nova Jersey (E.U.A.) até o estado de Santa Catarina, Brasil (FIGUEREDO e MENESES, 2000), não possui importância na pesca de subsistência e comercial das comunidades estuarinas e costeiras no Estado do Ceará, sendo capturada principalmente com linha e anzol (ZEE, 2005). O tamanho máximo teórico para a espécie é de 30,0 cm (FISHBASE, 2008).

3.1.2 *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829): Bagre Amarelo (ARAÚJO, 2004), Bagre-de-areia, Bagrinho, Bagre (FISHBASE, 2008).



Figura 3: Espécime de *Cathorops spixii* (AGASSIZ, 1829) (Fonte: www.fishbase.org)

C. spixii apresenta corpo alongado e ligeiramente triangular em corte transversal. Boca Inferior. Cabeça robusta e deprimida. Placa dorsal estreita próxima a pré-dorsal côncava, alargando-se na região das nadadeiras peitorais e adquirindo um formato de “M”, anteriormente. Altura máxima do corpo pode ser obtida na origem da nadadeira dorsal. Um par de barbilhões na maxila superior e dois pares no mento, sendo os primeiros mais longos. Dentes do palato em forma de grãos, dispostos em duas placas ovais. Dentes ausentes no vômer. Nadadeiras dorsais e peitorais portando fortes espinhos. Nadadeiras pélvicas equidistantes da primeira nadadeira dorsal e da nadadeira adiposa. Nadadeira caudal furcada. Coloração geral amarelada devido ao muco que recobre o corpo; dorso e lateral cinza-escuro e o ventre branco (ARAÚJO, 2004; FISHBASE, 2008). Adultos desta espécie atingem até 38 cm de comprimento total (ZEE, 2005).

A espécie habita regiões costeiras, estuários, lagunas e foz de rios, alimenta-se principalmente de invertebrados e pequenos peixes (CERVIGÓN *et al.*, 1992). Indivíduos jovens alimentam-se de isópodos e copépodos. Apesar da ampla distribuição geográfica do Oeste do Atlântico, rios e estuários do Caribe até o Brasil (FISHBASE, 2008), esta espécie não apresenta importância na pesca de subsistência e comercial das comunidades estuarinas e

costeiras no Estado do Ceará. É capturada por meio de linha e anzol (ZEE, 2005) e com a utilização de redes de espera.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As amostras foram coletadas na Gamboa do Cumbe, um canal de maré da sub-bacia do estuário do rio Jaguaribe, no Ceará, no mês de agosto de 2007. Foram obtidas amostras de sedimento, água, biota e medida *in situ* os principais parâmetros físico-químicos da água em nove pontos ao longo do referido canal (Figura 4).

O material biológico foi coletado ao longo do canal em três campos diferentes entre agosto de 2007 e março de 2008, não havendo especificação quanto ao local exato, pois os espécimes apresentavam comportamento migratório, podendo eventualmente sair para a calha principal do rio Jaguaribe. Em fevereiro de 2008 foram coletados testemunhos sedimentares na principal zona de deposição da Gamboa do Cumbe (Ponto 03).

As amostragens foram coletadas no sentido foz-efluente das carciniculturas. O primeiro ponto (P1) encontra-se a uma distância de aproximadamente 10 km da foz do rio, tendo o canal de maré curso de aproximadamente 5 km, desde a saída dos efluentes das carciniculturas até a região onde há o encontro com o Rio Jaguaribe (Figura 1 e 4). Os últimos 3 km a montante da foz apresentam configuração de canal estreito com aproximadamente 14 m de largura, desembocando numa região que apresenta largura de aproximadamente 140 m, caracterizado como o primeiro local onde há a formação de planície de lama, ou seja, onde supostamente é o local de deposição do material proveniente da região à montante.

As amostras foram coletadas na maré vazante, sob influência de maré de sizígia (28 de agosto de 2007). Os dados hidroquímicos foram obtidos *in situ*, com a utilização de Sonda Multiparamétrica YSI 85, devidamente calibrada com solução O_2 *probe solution*. Com a Sonda YSI 85 também foram determinados a salinidade, condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$), condutância ($\mu S.cm^{-1}$), O_2 dissolvido (mg/L e %) e temperatura ($^{\circ}C$). As medidas de pH foram obtidas com a utilização multivoltímetro ORION, modelo 250 A, utilizando um eletrodo combinado de Ag/AgCl, sendo calibrado com solução tampão pH 7,0 e pH 10,01, marca ORION.

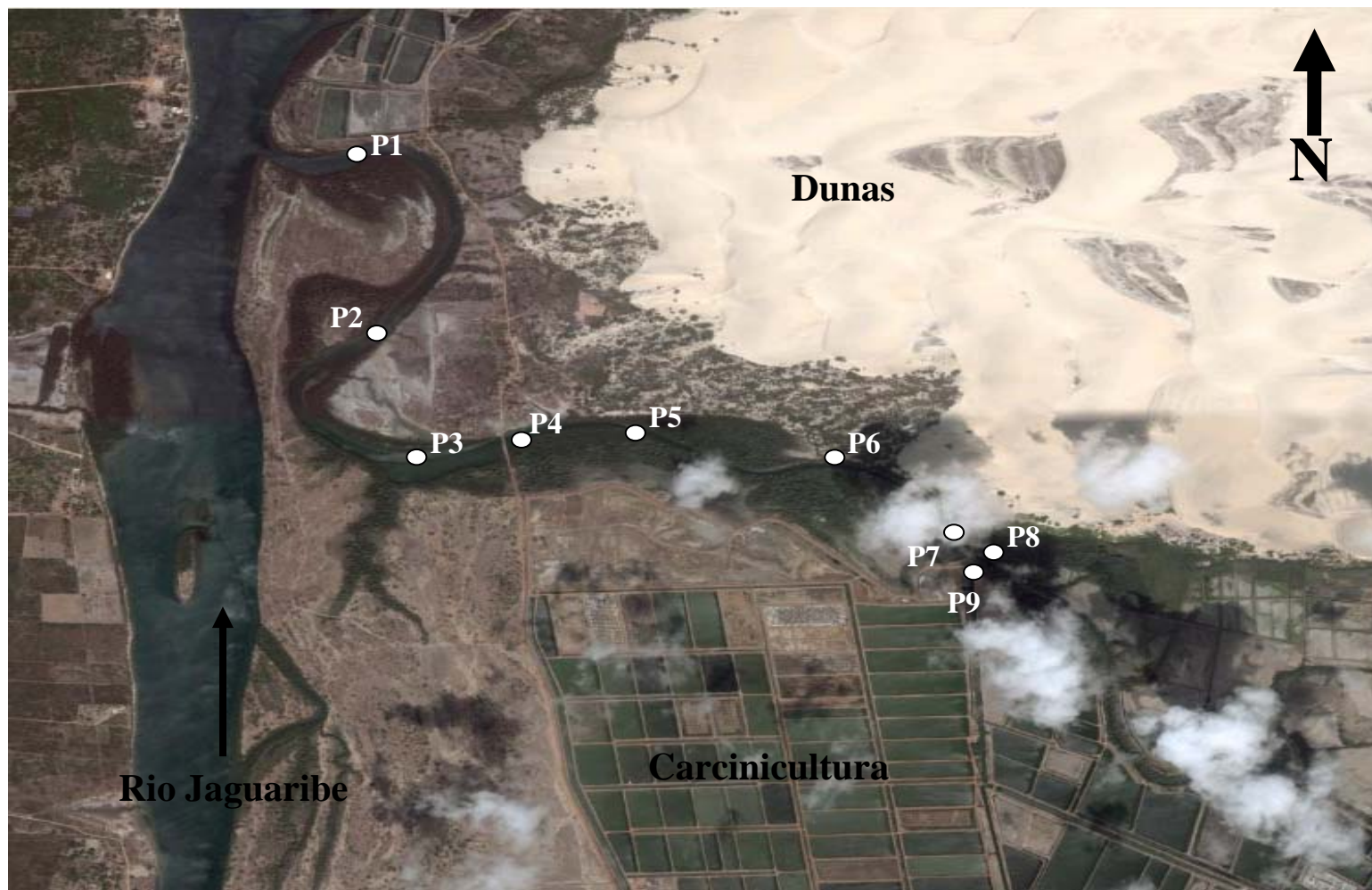


Figura 4: Localização dos pontos de amostragem de água e de sedimento retiradas ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe no rio Jaguaribe.

4.1 Amostras de água

As amostras de água foram obtidas ao longo do canal de maré utilizando-se garrafas do tipo PET, pois, segundo testes realizados por Fadini e Jardim (2000), estas não representam fonte de contaminação. Estas foram coletadas a montante do barco, nos nove pontos descritos na Figura 4, a fim de evitar possível contaminação pelo casco da embarcação. Após a amostragem, as garrafas foram lacradas e acondicionadas em caixa térmicas até a chegada ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira.

No laboratório as amostras foram processadas utilizando um KIT de filtração e filtros GFF. A “primeira” filtração era descartada, sendo utilizada somente para que fosse lavado o copo do KIT de filtração, sendo utilizada a filtração seguinte para a determinação de Hg dissolvido total (Hg_{diss}). O filtro GFF foi empregado para a determinação de Hg particulado total, obtendo-se a concentração de mercúrio total pela soma destas frações.

4.1.1 Digestão das amostras de água

Para a quantificação de Hg dissolvido, as amostras foram digeridas com 1 mL de solução de bromato de potássio (2N) e brometo de potássio (2N) ($KBrO_3:KBr$; 1:1), e 5 mL de ácido clorídrico (HCl 5,7M), deixando-as em repouso por 2 horas. Adicionou-se 0,25 μ L de hidroxilamina 12% (m/v) para a redução do brometo/bromato de potássio residual. Em seguida foram reduzidas com solução de cloreto estânico ($SnCl_2$ 2%) e medidas em um espectrofotômetro PSA Millenium Merlin – 10.025 utilizando a técnica de fluorescência atômica com geração de vapor frio (CV-AFS).

Para quantificação do Hg particulado foram adicionados 30 mL de *água régia* 50% (HCl: HNO_3 : H_2O ; 3:1:4) aos filtros GFF (Milipore[®]), colocados em Erlenmeyers de 125 mL e fechados com dedos frios. Posteriormente, submetidas à banho-maria por 2 horas a uma temperatura de 60°C. Após o resfriamento das amostras a temperatura ambiente o extrato ácido foi levado a um espectrofotômetro PSA Millenium Merlin – 10.025, após redução do extrato, com solução de cloreto estânico ($SnCl_2$ 2%). A quantificação do Hg foi realizada por CV-AFS.

4.2 Amostras de sedimento

4.2.1 Amostras de sedimento superficial

As amostras de sedimento superficial (0 – 5cm) foram obtidas do leito principal do canal nas mesmas estações de coleta de água (Figura 4) com a utilização de um amostrador do tipo Van veen, totalizando nove amostras, (P1 a P9) As amostras de sedimento foram retiradas após a amostragem de água, para que se evitasse a resuspensão do material na coluna d'água. As amostras foram colocadas em sacos plásticos, devidamente identificados e acondicionados em gelo até o momento de sua chegada ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira, onde foram submetidas à secagem em estufa a 60 °C, sendo posteriormente maceradas, peneiradas (<2 mm) para a retirada do material grosseiro e armazenadas em potes plásticos devidamente identificados, com local e data de amostragem.

4.2.2 Amostras de testemunhos sedimentares

Foram obtidos testemunhos de sedimento nas áreas de deposição ao longo do ponto 3. Dois testemunhos na planície de deposição da margem esquerda (T1 e o T2) e dois na margem direita na desembocadura de uma gamboa secundária (o primeiro no canal central de saída de água da gamboa – TB; e, outro mais acima - TA), na planície de deposição (Figura 5). Estes últimos foram obtidos, quando o sedimento encontrava-se exposto ao ar.

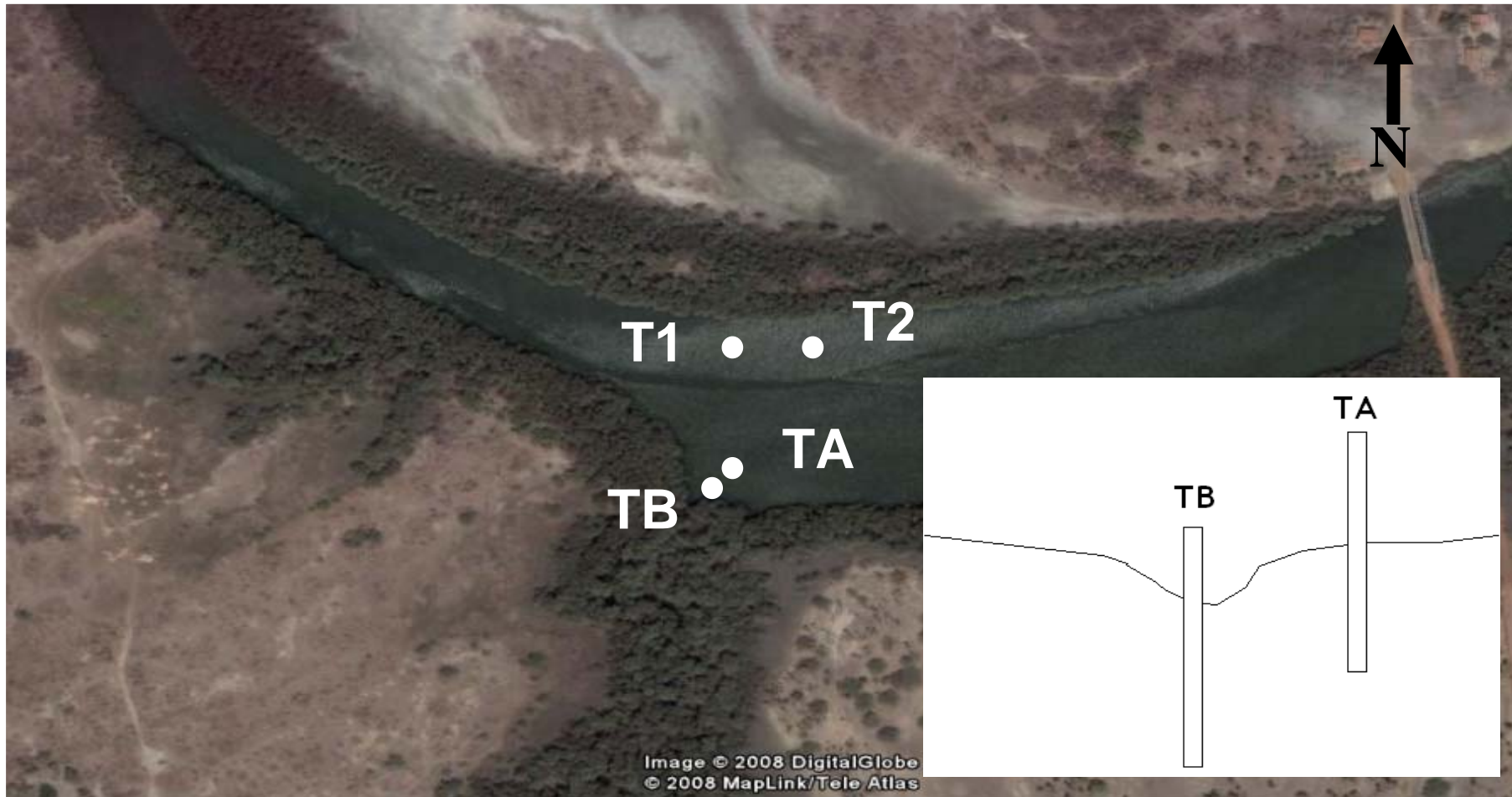


Figura 5 - Localização do ponto de amostragem dos testemunhos sedimentares obtidos na margem esquerda (Testemunhos T1 e T2) (sentido foz-continete) e na margem direita TA e TB, no detalhe, caracterização da topografia (estimada) dos locais de amostragens dos dois últimos testemunhos (fonte Google Maps).

4.2.2.1 Digestão das amostras de sedimento

Para a determinação de Hg total em sedimento, foram utilizados, aproximadamente, 2g de amostra, colocadas em Erlenmeyers e adicionados 20 mL de solução de *água régia* concentrada (HCl : HNO₃; 3:1). As amostras permaneceram por 2 horas em banho-maria a 60°C para posterior retirada das alíquotas a serem diluídas (25%) e as leituras foram realizadas por absorção atômica com geração de vapor frio, utilizando CV - AAS em equipamento Nippon Instrumentation Corporation (NIC RA-3 com RD-3 acoplado).

Nos sedimentos foram ainda determinados o percentual de matéria orgânica (MO) pelo método gravimétrico. O sedimento foi pesado e em seguida calcinado em forno mufla, por 16 horas a 450°C, em cadinhos de porcelana. Após o resfriamento em dessecador, as amostras foram pesadas novamente.

4.3 Análise da Amostras Biológicas

Para as amostras de material biológico, foram coletados 12 espécimes de Baiacu (*Sphoeroides testudineus*) e 36 de Bagre (*Cathops spixii*). Foram digeridas utilizando-se 2 g do músculo da porção dorsal de cada indivíduo em Erlenmeyers. Adicionou-se 20 mL de solução sulfonítrica (H₂SO₄: HNO₃; 1:1) que em seguida permaneceu em repouso por 16 horas. Posteriormente adicionou-se 1mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) continuando em descanso por 1 hora até serem colocados em chapa aquecedora, em banho-maria a 60°C por 2 horas. Após resfriamento à temperatura ambiente, utilizou-se cloreto estanoso e ácido ascórbico (H₂O:HSO₄:SnCl₂:C₆H₈O₆; 80:20:8:3; v/v/m/m) para que ocorresse a redução do mercúrio Hg²⁺ para Hg⁰ e os extratos foram levados ao NIC RA-3 com RD-3 acoplado para a quantificação de Hg.

4.3.1 Configuração do NIC RA-3 com RD-3 acoplado

A configuração do NIC RA-3 mostrou-se determinante para a consistência dos dados. É discutida a seguir a configuração ótima empregada: tempo de funcionamento das bombas peristálticas de 2 segundos, leitura determinada pelo pico e o valor da leitura dado em função da massa de mercúrio, sendo todas estas utilizando 5 ml de extrato diluído 4 vezes (25%). Para determinação da concentração de Hg nas amostras, utilizou-se a seguinte equação:

$$[Hg](ng / g) = \frac{MassaHg(ng) \times F.D. \times Vol(ml)}{Alíquota(ml) \times Massa(g)}, \text{ onde:}$$

Massa Hg: é referente à massa de mercúrio, em ng, relativo ao valor de absorvâncias da curva de calibração;

F.D.: Fator de diluição, obtido a partir da quantidade total do extrato final (ml), dividido pela alíquota (ml) utilizada do extrato original;

Vol: Volume total do extrato utilizado para fazer a abertura da amostra;

Alíquota: Referente ao valor utilizado para a leitura.

Massa: Massa total de amostra utilizada para realização da digestão.

Na preparação da curva padrão utilizou-se solução padrão Merck de 1000 ± 1 ppm, a qual foi diluída para determinação dos pontos da curva de massa de Hg (ng) e suas respectivas absorvâncias (Abs).

4.4 Validação do método e configuração.

4.4.1 Teste de certificação para amostras de sedimento

Para verificação do melhor meio para leitura das amostras, foram realizados os seguintes testes com padrões certificados:

- 1- As amostras foram abertas com água régia 50% (HCl:HNO₃: H₂O ; 3:1:4), usando dois diferentes tipos de padrão para amostras de sedimento, NIST 1646a e LOT. Foram observadas as diferentes diluições a serem utilizadas, pois havia uma notável supressão do sinal, em ordem de 10 vezes menor. Deste modo, verificou-se que a melhor diluição com que se deveria trabalhar era de quatro vezes, onde apresentou sinal mais favorável, ou seja, obtendo-se um valor mais próximo do valor certificado, porém esta apresentava uma recuperação de apenas 50%;
- 2- A supressão do sinal foi observada a partir da leitura de uma curva obtida com solução sulfonítrica e outra somente com água, como diluidor da concentração de mercúrio. Verificou-se que, ao ler os pontos da curva preparada com ácido, ocorreu supressão do sinal de absorvância em uma ordem de grandeza menor.
- 3- Na segunda tentativa, com água régia 100% (HCl:HNO₃; 3:1), foi obtido recuperação próxima de 100% (98% - 110%), quando foram utilizadas, como agente redutor, solução de ácido sulfúrico (20%) com cloreto estanoso e ácido ascórbico (SnCl₂:C₆H₈O₆; 8:3; m/m). Tendo sido este, portanto, o procedimento empregado.

4.4.2 Teste de certificação para amostras biológicas

Para a determinação de Hg total nas amostras biológicas foram realizados testes utilizando padrões certificados de referência. (NIST 2976 musseu tissue).

- 1- As amostras foram abertas como descrito no tópico 4.3 (Análise de Amostras biológicas), sendo utilizado o mesmo processo para a abertura de padrões de referência NIST 2976. Da mesma forma que o teste feito para sedimentos, foram realizadas sucessivas diluições a fim de determinar a que apresentava melhor recuperação.
- 2- A diluição das amostras biológicas, mostraram aceitáveis quando realizada a mesma diluição que a observada para sedimentos, mostrando desta forma a forte supressão do sinal quando utilizado meio muito ácido, independentemente da matriz.
- 3- A recuperação dos padrões biológicos obtidos foram em torno de 96% (94 – 99) ao se diluir as amostras quatro vezes e utilizando como agente redutor, solução de ácido sulfúrico (20%) com cloreto estânico e ácido ascórbico ($\text{SnCl}_2 \cdot \text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$; 8:3; m/m). Tendo sido este, portanto, o procedimento empregado para a determinação de Hg em amostras biológicas.

5 RESULTADOS

5.1 Água

5.1.1 Hidroquímica

A hidroquímica na amostragem que foi realizada entre 10:00h e 14:05h de 28 de agosto de 2007 mostram as seguintes variações: pH entre 6,0 e 7,7 ($6,6 \pm 0,8$), salinidade de 20,5 a 24,7 ($23,5 \pm 1,2$), condutividade elétrica de 33,4 a 42,8 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($39,3 \pm 2,7$), condutância entre 33,6 e 39,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($37,2 \pm 1,6$), oxigênio dissolvido entre 5,1 e 9,3 mg/l ($6,9 \pm 1,7$), 79,9 e 139 % (100 ± 24) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) de 23,6 a 30,2 $^{\circ}\text{C}$ ($27,7 \pm 1,9$) (Tabela 1).

Tabela 1 - Pontos de amostragem, hora, pH, condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), condutância ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (O_2) (mg/l), oxigênio percentual (O_2) (%) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), medidos na água dos pontos de amostragem ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.

Ponto	Hora	pH	Salinidade	Condutividade	Condutância	O_2 (mg/l)	O_2 (%)	$^{\circ}\text{C}$
01	10:00	7,7	20,5	33,4	33,6	5,8	80,1	27,4
02	10:15	7,7	24,2	40,0	38,3	5,1	79,9	27,6
03	10:30	7,7	23,9	39,3	37,8	5,2	80,6	27,3
04	11:15	6,2	23,9	39,5	37,7	6,3	90,1	27,4
05	11:45	6,0	22,8	37,9	36,3	6,0	88,0	23,6
06	12:10	6,1	23,2	38,6	36,8	6,4	92,1	27,6
07	13:55	6,0	24,1	41,6	38,1	9,3	139,0	29,6
08	14:05	6,2	23,9	40,2	37,7	8,3	121,4	28,4
09	13:50	6,1	24,7	42,8	39,0	9,2	133,0	30,2

O pH apresentou os menores valores na região próxima à saída dos efluentes das carciniculturas até o ponto 4. Esta região é caracterizada fisicamente por um estreito canal, aumentando em largura gradativamente até a região de encontro com o canal central do rio Jaguaribe (Figura 4).

A salinidade, condutividade elétrica e condutância apresentaram variabilidade semelhante em todo o canal, com desvios em torno de 5% dos valores médios para os três parâmetros e apresentando um aumento progressivo de montante à jusante com os menores e maiores valores ocorrendo nos pontos 01 e 09 respectivamente.

Os maiores teores de O_2 (mg/l e %) foram observados próximos ao lançamento de efluentes da referida atividade local caracterizado por um fluxo de água mais turbulento. A água nesse ponto apresentou elevada quantidade de MPS, seguido de um decréscimo a medida que se aproximava da calha principal do rio.

A temperatura apresentou variabilidade quase nula com um valor médio de 27,7 e 6,7% de desvio em torno da média.

5.1.2 Material Particulado em Suspensão (MPS)

O material particulado em suspensão (MPS) apresentou variação entre 28 a 147 mg/l (75 ± 38) (Figura 6).

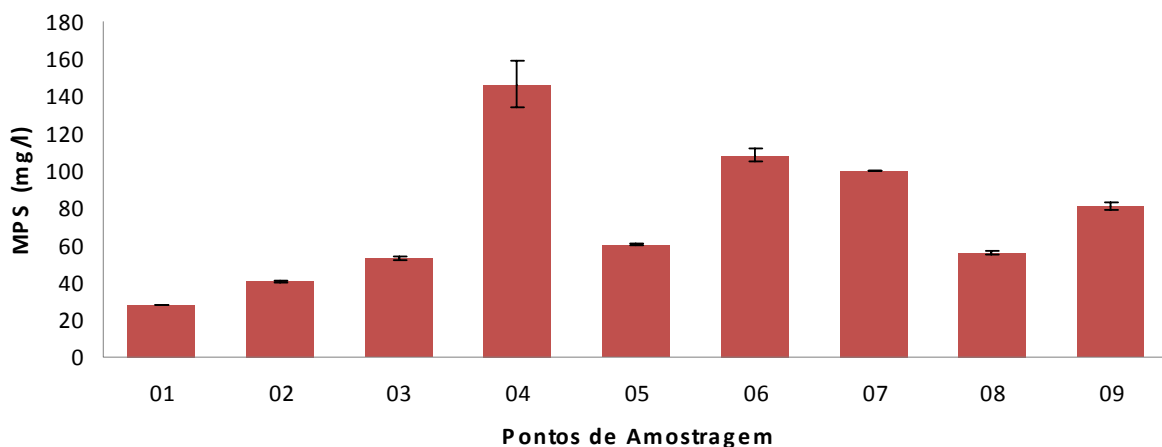


Figura 6 – Concentração de material particulado em suspensão (MPS) ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.

Os teores de MPS apresentaram um comportamento senoidal, variando ao longo do canal de maré, apresentando um pico no ponto 4 (147 mg/l), onde o canal sai de sua calha estreita para a zona de deposição (ponto 3), e o menor valor no ponto 1 (28 mg/l), junto a foz ao rio Jaguaribe.

5.1.3 Concentração de Hg na água

A concentração de Hg total na água variou de 6,3 a 32,1 ng/l ($14,4 \pm 8,4$) enquanto que a concentração de Hg dissolvido variou de 1,1 a 23,5 ng/l ($7,0 \pm 7,8$), 48% do total, e a concentração de Hg particulado de 3,2 a 15,0 ng/l ($7,4 \pm 3,9$). (Figura 7).

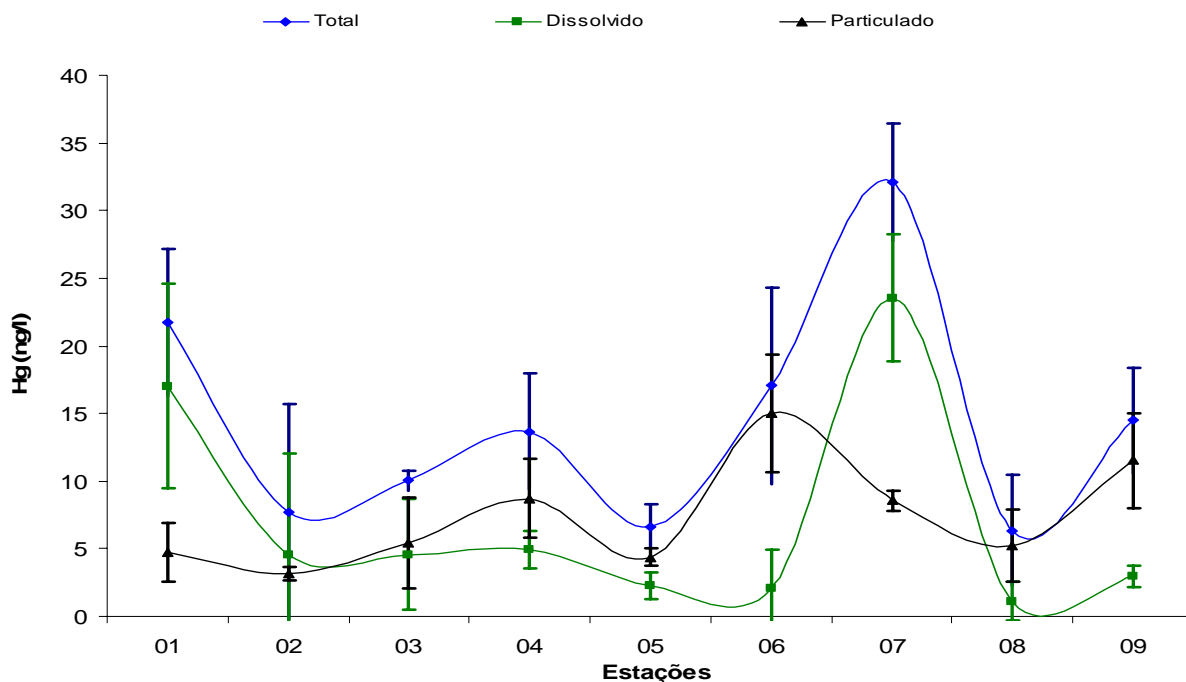


Figura 7 - Distribuição da concentração de Hg particulado, dissolvido e total na água, ao longo do canal de maré na Gamboa do Cumbe.

As concentrações dissolvida e total de Hg na água mostraram um máximo na região de junção das duas saídas dos efluentes (ponto 7), indicando acumulação do metal na água nesta região. Após o ponto 7 ocorre uma redução nas concentrações de Hg até o ponto 3. Há coincidência entre o comportamento das frações dissolvida e particulada de Hg na maioria dos pontos. A partir do ponto 3 ocorre um aumento significativo da fração dissolvida sugerindo uma exportação da fração dissolvida para o rio Jaguaribe.

A concentração do Hg (ng/g) no MPS apresentou variação entre 72 e 167 ng/g (106 ± 35), com as maiores concentrações nos Pontos 01, 06 e 07 que fica na porção mais próxima do canal principal do leito do rio Jaguaribe (Figura 8) e próxima ao lançamento de efluentes da carcinicultura respectivamente. Porém a elevada variabilidade observada dificulta a caracterização de um comportamento típico.

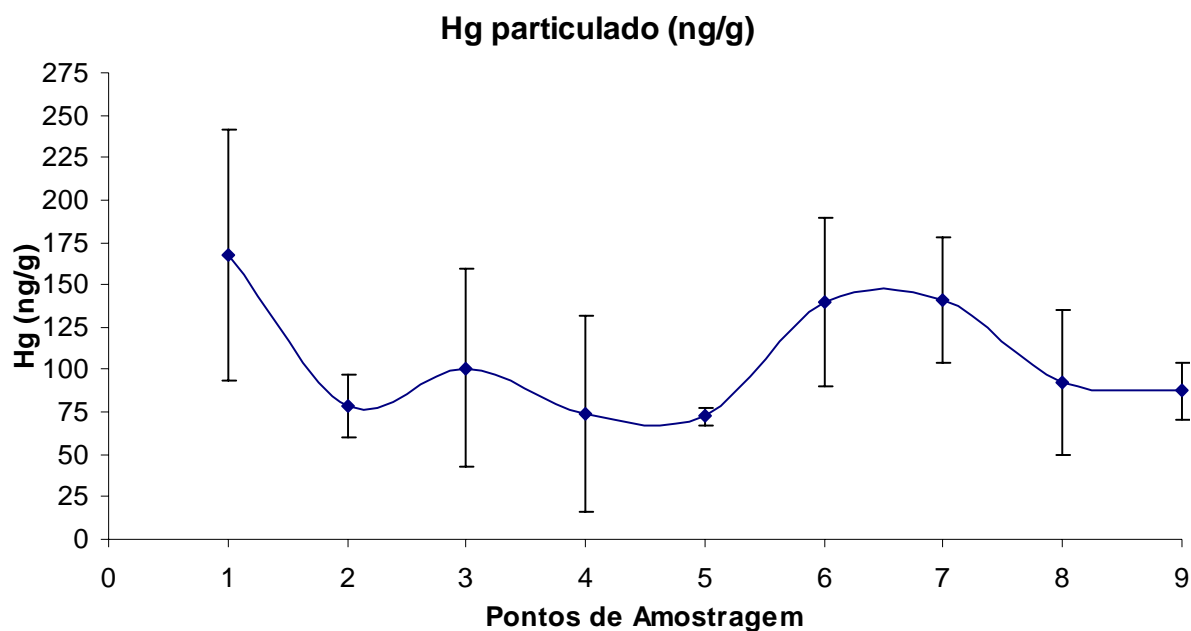


Figura 8 - Distribuição espacial da concentração de Hg (ng/g) associado MPS ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe.

5.2 Sedimento

5.2.1 Sedimento Superficial

As concentrações de Hg e o percentual de matéria orgânica ao longo do canal de maré variaram de 1,6 a 10,3 ng/g ($4,7 \pm 2,9$) e 1,9 a 16,2 % ($6,7 \pm 4,9$), respectivamente (Figura 9). A distribuição destas duas variáveis apresentou correlação positiva ($r = 0,9407$; $p < 0,05$), altamente significativa. Concentrações de Al obtidas por Torres (2008) nos mesmos pontos de amostragem, também apresentaram distribuição semelhante ao Hg e ao percentual de matéria orgânica.

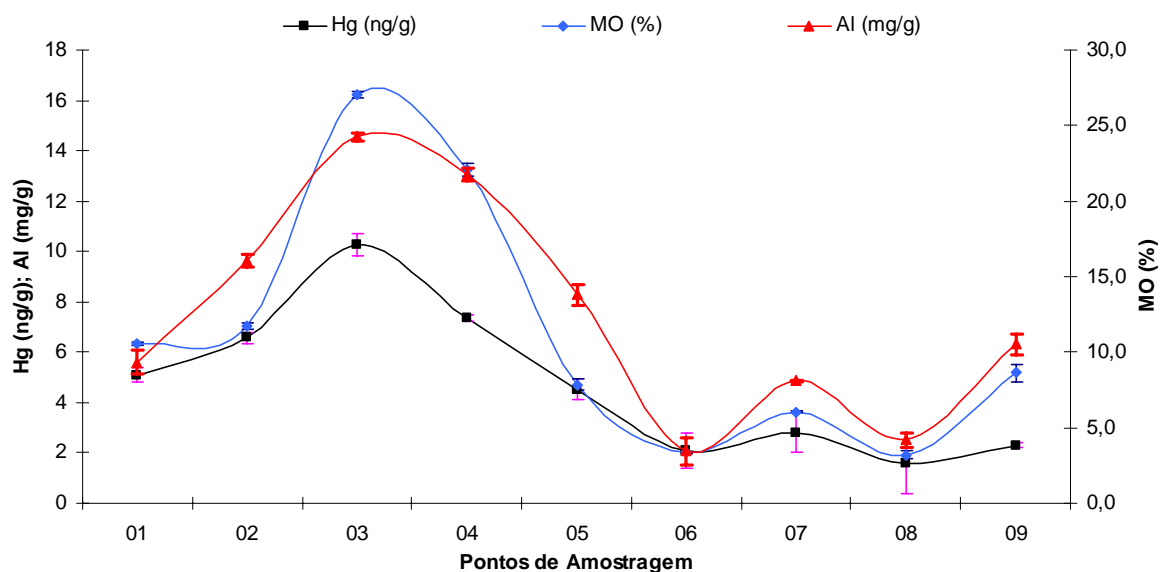


Figura 9 – Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) ao longo do canal de maré, da Gamboa do Cumbe.

As maiores concentrações de Hg, MO e Al foram observados no ponto 3, local onde ocorre o primeiro “espraçamento” do canal, e onde também foi realizada a amostragem de testemunhos. Este padrão corrobora com a distribuição do MPS e confirma o caráter deposicional da região no entorno do ponto 03.

As menores concentrações de Hg ocorreram em sedimentos próximos a saída dos efluentes da carcinicultura e coincidiram exatamente com os maiores valores de Hg na água (Figura 7). A partir do ponto 06, entretanto, ocorre um comportamento contrário ao mostrado pelas concentrações na água ao longo do canal, sugerindo desta forma uma transferência do contaminante da fração dissolvida e particulada para o sedimento.






5.2.2 Testemunhos Sedimentares

Os testemunhos (TA e TB) coletados no lado direito do canal exibiram variações na concentração de Hg de 0,7 a 11,7 ng/g ($6,1 \pm 4,1$) e 3,1 a 27,9 ng/g ($14,1 \pm 9,5$), já as concentrações de Al variaram de 0,3 a 30,2 mg/g ($14,3 \pm 11,4$) e 0,9 a 26,2 mg/g ($15,8 \pm 8,8$) (COSTA *et al*, 2008) e o teor de MO variou de 0,6 a 15,6 % ($8,2 \pm 6,3$) e 1,1 a 16,5 % ($10,7 \pm 6,1$). A existência de correlação entre a concentração de Hg e o teor de MO foi de 0,9247 e -0,5834 ($p < 0,05$), respectivamente, para os testemunhos A e B (Test A e Test B) (Figura 10).

A descrição “grosseira” da granulometria dos testemunhos sedimentares estão

representada ao lado dos perfis sedimentares mostrados na Figura 10, tendo a descrição dos perfis descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Representação gráfica e descrição da granulometria dos perfis sedimentares obtidos no ponto 03 da Gamboa do Cumbe.

Representação gráfica	Descrição
	Sedimento fino, enegrecido, fração silte argila, característica anóxica, bastante lamoso, fluido (semelhante a petróleo)
	Sedimento fino, mais arenoso, coloração mais clara e presença de vegetação.
	Apresentava uma fração silte na parte superior e tendo uma consistência mais arenosa.
	Sedimento mais arenoso, apresentando grãos finos, mas sendo mais heterogêneo.
	Sedimento bastante arenoso, e homogêneo.

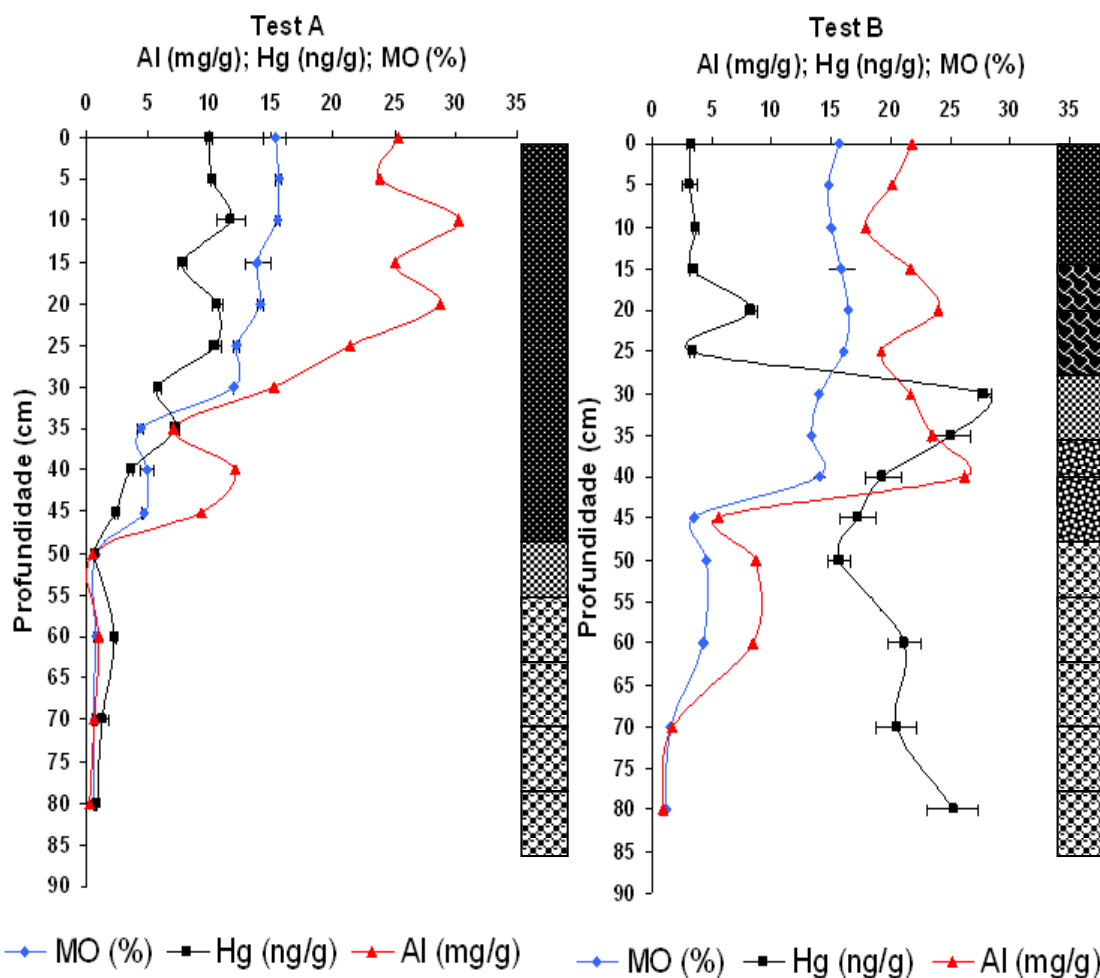


Figura 10 - Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) para os testemunhos A e B coletados na margem direita do canal de maré.

O testemunho A foi obtido em uma região em que os sedimentos se encontravam expostos ao ar no momento da amostragem e apresenta um perfil deposicional típico. Já a amostragem do testemunho B, em região que se apresentava sempre submersa (Figura 5), podendo este ser o motivo pelo qual se observou o comportamento diferente entre as áreas, mostrou uma inversão do padrão deposicional para ao Hg sugerindo uma perda deste metal da superfície do sedimento para a água (Figura 10).

Os testemunhos do lado esquerdo apresentaram variações das concentrações de Hg entre 7,0 e 10,6 ng/g ($8,9 \pm 1,1$) e 9,8 a 22,6 ng/g ($12,8 \pm 3,4$), as concentrações de Al variaram de 9,4 a 39,4 mg/g ($25,2 \pm 6,6$) e 8,4 a 25,5 mg/g ($20,5 \pm 4,1$) e o teor MO variou de 4,6 a 12,4 % ($9,6 \pm 2,3$) e 4,7 a 10,1 % ($8,1 \pm 1,6$). As correlações entre a concentração de Hg e o teor de MO foi de 0,2077 e 0,4279 ($p < 0,05$), respectivamente, para os testemunhos 01 e 02 (Figura 11).

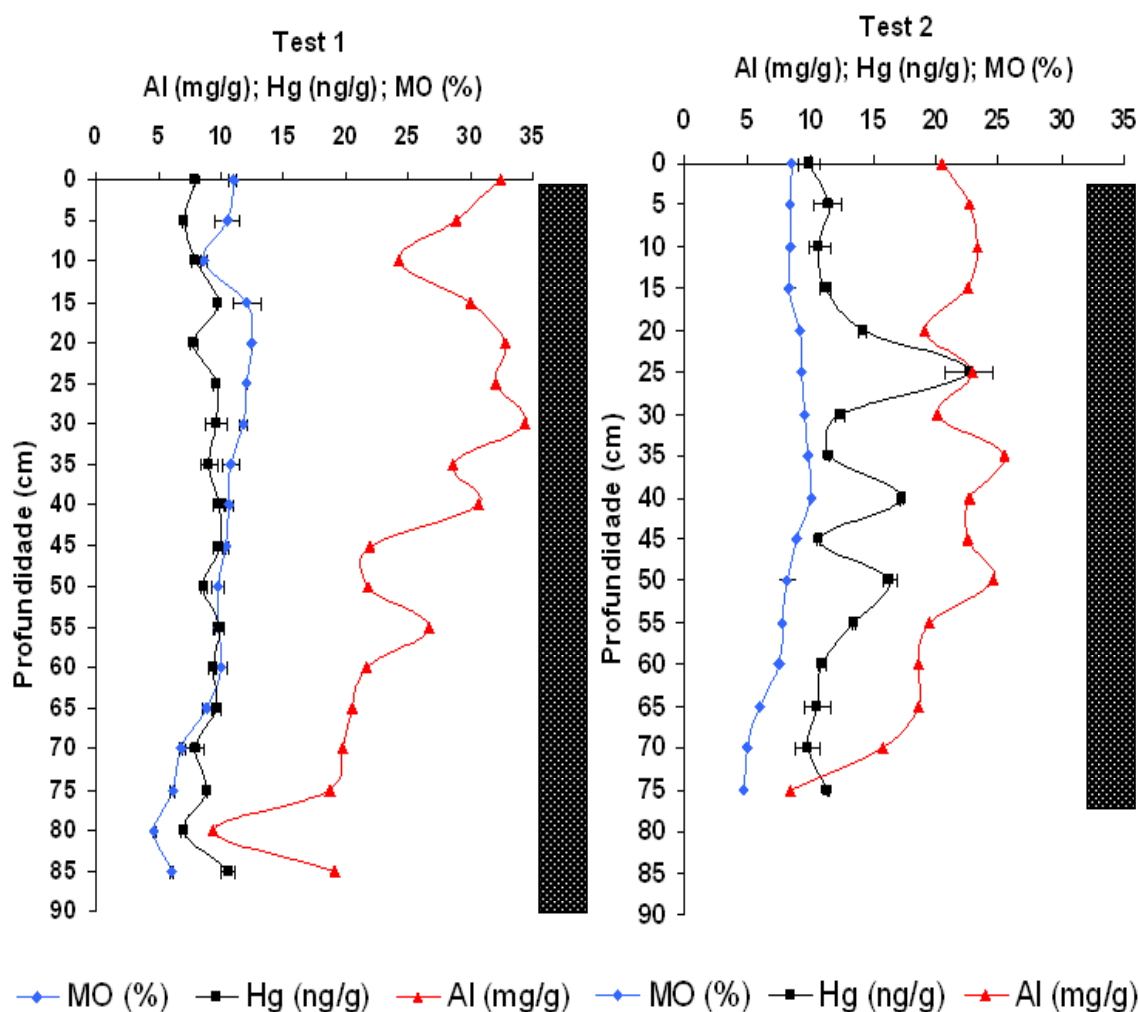


Figura 11 – Distribuição da concentração de Hg (ng/g), Al (mg/g) e percentual de matéria orgânica (MO) para os testemunhos 1 e 2 coletados na margem direita do canal de maré.

Os testemunhos da margem esquerda mostram um padrão característico de deposição com concentração de todas as variáveis diminuindo com a profundidade.

5.3 Biota

O tamanho dos espécimes variou entre 5,8 a 11,6 cm ($7,4 \pm 1,9$) e o peso de 3,8 a 35,9g ($10,2 \pm 9,8$). As amostras de músculo retiradas dos doze espécimes de Baiacu (*Spherooides testudineus*) quando analisadas mostraram uma variação de concentração de Hg entre 4,3 – 37,0 ng/g ($9,9 \pm 9,0$). As maiores concentrações de Hg ocorreram nos indivíduos maiores sugerindo uma bioacumulação com o tamanho e o peso dos indivíduos.

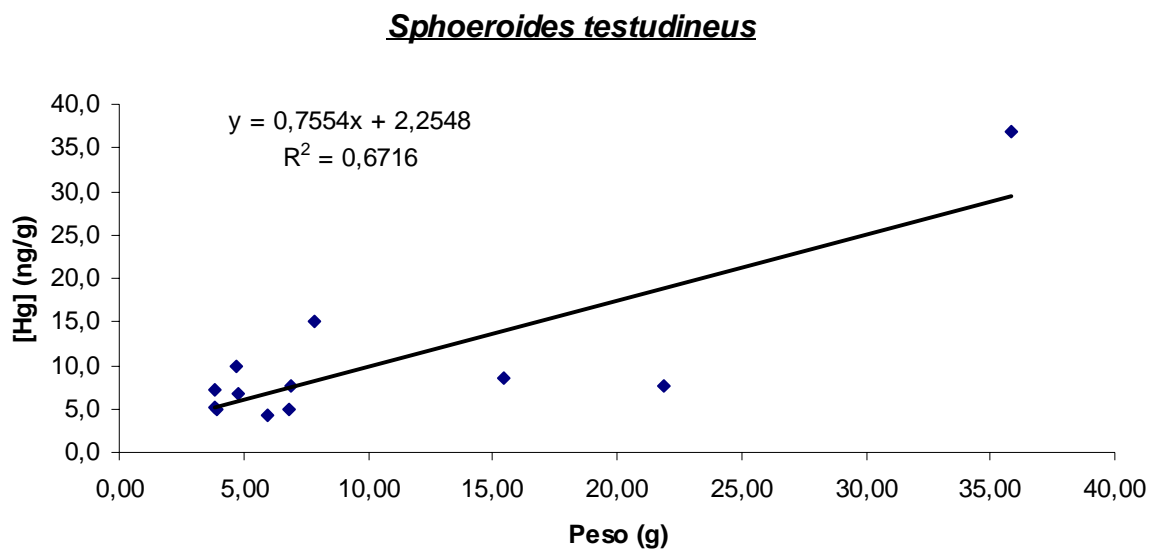


Figura 12: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e peso (g) para espécimes de Baiacu (*Spherooides testudineus*) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.

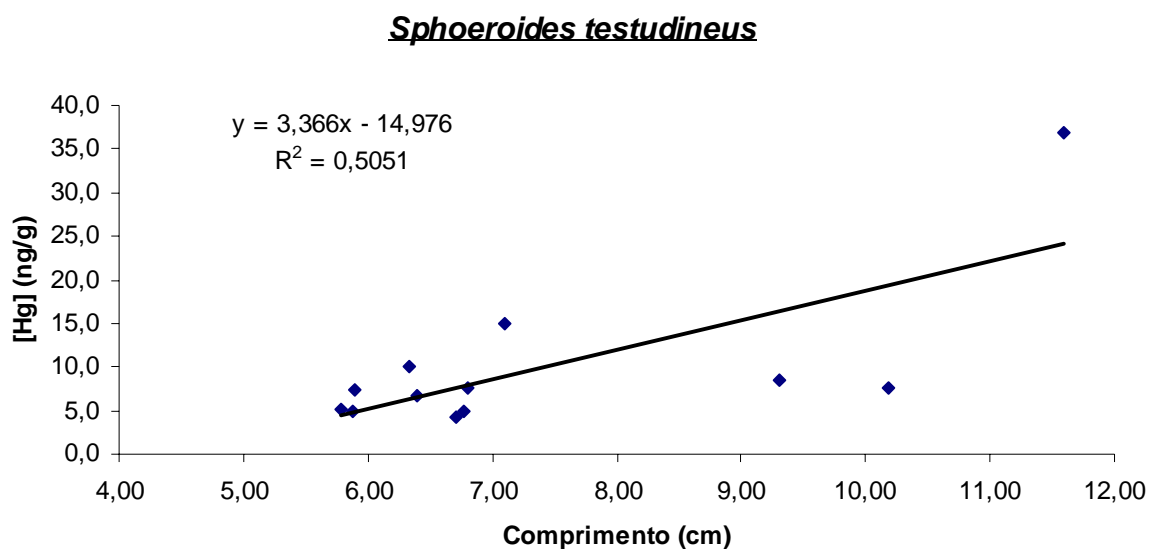


Figura 13: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e comprimento (cm) para espécimes de Baiacu (*Sphoeroides testudineus*) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.

Os espécimes de *Sphoeroides testudineus* foram capturados na região próxima ao ponto três, região que apresentava pouca dinâmica, possivelmente uma região de berçário, pois encontravam-se somente indivíduos de pequeno porte, onde os maiores indivíduos tinham comprimento total de 11,6 cm e 35,9 g em peso.

Os 36 espécimes de Bagre (*Cathorops spixii*) apresentaram variação de tamanho de 14,2 a 24,0 cm ($19 \pm 2,8$) e peso de 29,5 a 137,7 g ($71,1 \pm 31,7$) e concentração de mercúrio variando de 9,7 a 66,1 ng/g ($31,8 \pm 14,4$) (Figura 14 e 15).

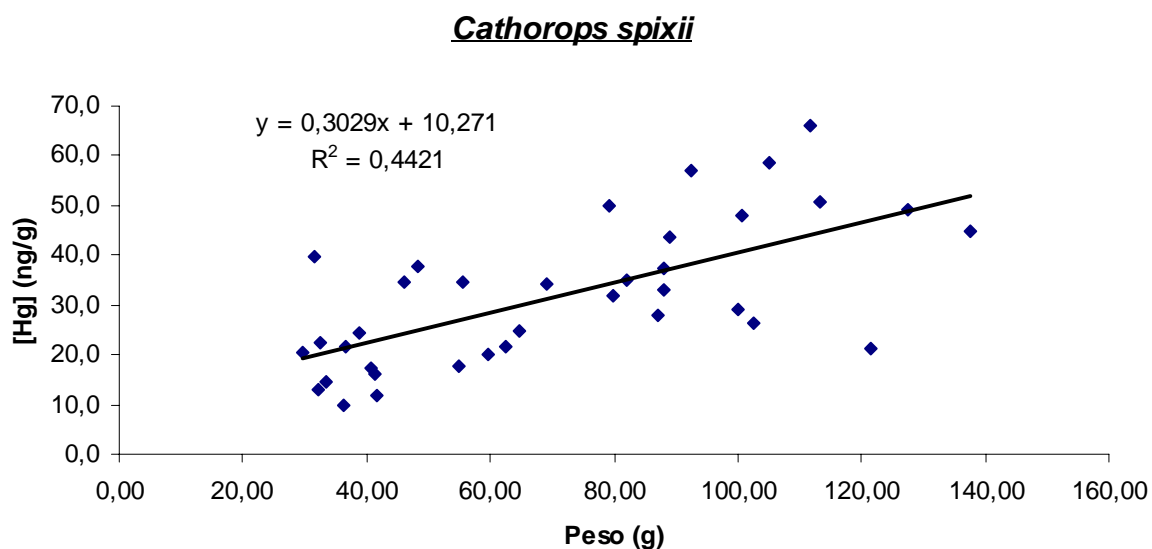


Figura 14: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e peso (g) para espécimes de Bagre (*Cathorops spixii*) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.

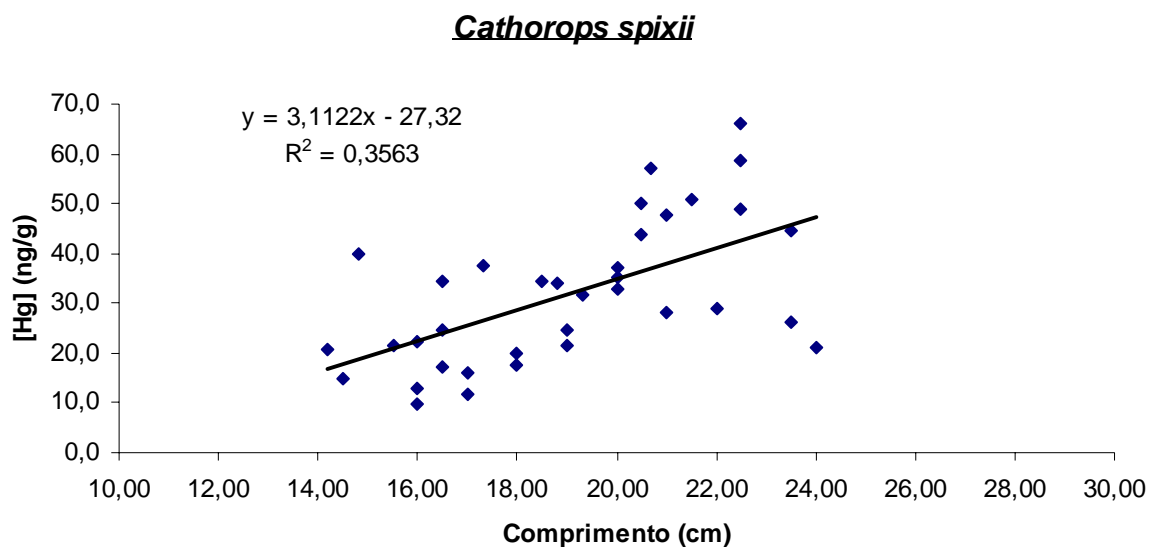


Figura 15: Correlação e regressão entre a concentração de Hg (ng/g) e comprimento (cm) para espécimes de Bagre (*Cathorops spixii*) capturados no canal de maré do estuário do rio Jaguaribe – CE.

As maiores concentrações de Hg ocorreram nos indivíduos maiores sugerindo uma bioacumulação com o tamanho e o peso dos indivíduos.

A maioria dos espécimes de *Cathorops spixii* foram capturados com redes de espera na região próxima à saída do canal de maré, porém os mesmos são representativos da contaminação encontrada ao longo do canal já que os espécimes coletados entre os pontos 4 e 7 apresentavam concentrações semelhantes. Isso provavelmente é devido ao seu comportamento migratório ao longo do estuário.

6 DISCUSSÃO

6.1 Água

A variabilidade observada nos valores de temperatura, salinidade, condutividade elétrica e condutância ao longo da Gamboa do Cumbe encontraram-se dentro da faixa de valores reportados por diversos estudos anteriores realizados na região (ESCHRIQUE, 2007; DIAS, 2007)

No presente estudo, os menores valores de pH foram registrados próximos do ponto 04 ao ponto 09 (6,0 – 6,2) e valores de 7,7 do ponto 03 até a saída do canal de maré do gamboa do Cumbe. Os valores observados por Sousa *et al* (2006), Eschrique (2007) e Dias (2007) no rio Jaguaribe foram maiores que os observados no presente estudo mostrando uma acidificação das águas da região de saída do efluente de carcinicultura. Porém, como afirmado por Esteves (1998) existe uma infinidade de fatores que influenciam na variabilidade do pH, não sendo possível portanto dar maiores afirmações a respeito do referido parâmetro.

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998), estando o comportamento deste parâmetro relacionado à processos como respiração, oxidação de matéria orgânica e de compostos químicos, e processos metabólicos celulares indispensáveis a vida vegetal e animal (FLORES MONTES, 1996). Os maiores valores de oxigênio foram observados próximos a saída de efluentes da carcinicultura, havendo uma redução dos teores à medida que se aproximavam da saída do canal de maré da gamboa do Cumbe. Os elevados valores de O₂ na saída da carcinicultura podem ser resultantes da elevada produtividade primária, que é caracterizada como umas das principais fontes de oxigênio juntamente com a atmosfera (ESTEVES, 1998), Contaminações elevadas de compostos fosfatados e nitrogenados provenientes da atividade (LACERDA, 2006) corroboram com esta hipótese, pois são compostos fundamentais para a manutenção de elevadas taxas de produtividade primária.

O MPS mostrou-se variável ao longo de todo o canal de maré da Gamboa do Cumbe, apresentando um aumento no ponto 07, ponto de saída dos dois efluentes da carcinicultura, e uma redução até o ponto 05 e posterior aumento no ponto 04, possivelmente por conta dos pilares da ponte presente neste ponto, promovendo uma movimentação diferenciada das massas d'água e promovendo a ressuspensão do material, havendo redução dos teores à medida que se aproxima da saída do canal. A distribuição da concentração de MPS sugere fortemente a ocorrência de uma área de deposição no ponto 03.

A concentração de Hg particulado apresentou valor médio de $7,4 \pm 3,9$ ao longo do canal de maré da gamboa do Cumbe, sendo os maiores valores observados no ponto 06, (15,0 ng/L) havendo então uma redução nas concentrações até a saída da gamboa (4,7 ng/L). O Rio Guandu, na baía de Sepetiba, caracterizado como um rio que apresenta elevado impacto proveniente da atividade antrópica (parque industrial e planta de tratamento de água) apresentou valores médios da concentração de Hg particulado de $121 \pm 26,6$ ng/L (PARAQUETTI, 2005), 16 vezes maiores que os reportados no presente estudo. Já para o estuário do Rio Ceará, região que apresenta impacto antrópico moderado na costa do nordeste, Marins *et al.* (2002) obtiveram valores variando de 0,8 a 2,9 ng/L e 0,1 a 0,9 ng/L de Hg particulado respectivamente para a porção superior e inferior.

Marins *et al.*, (2002) estudando estuários do rio Pacoti, região de baixo impacto ambiental da costa do Nordeste relataram concentração de Hg 0,0 a 0,3 ng/L e 0,1 a 1,1 ng/L respectivamente para a porção superior e interior.

Ao avaliar a existência de relação entre a concentração de Hg total particulado e o MPS, não se obteve correlação positiva significativa, porém ocorreu uma tendência de aumento crescente no comportamento destas variáveis ao longo do canal de maré da Gamboa do Cumbe. Estudos realizados por Lacerda e Gonçalves (2001) nas lagoas de Jacone e Jacarepaguá, RJ, mostram concentrações médias de Hg particulado na água (média de 6,2 ng/l) semelhante aos encontrados no presente estudo ($7,4 \pm 3,9$ ng/l). Entretanto existem variabilidades da ordem de quatro vezes em diferentes estações do ano, como observado em estudos realizados no Rio Botafogo (PE), por exemplo (ZMT, 1996).

A variabilidade entre os percentuais das frações de Hg dissolvido e particulado ao longo do canal de maré da gamboa do Cumbe, reflete as diferentes condições físico-químicas que o referido canal apresenta, estando o Hg que entra no canal de maré da Gamboa na região dos efluentes principalmente na forma particulada (79,4% do total) saindo no Rio Jaguaribe preferencialmente na fração dissolvida (78,4%). Este comportamento é similar ao do MPS ao longo do canal, sugerindo que a retenção do MPS, particularmente no ponto 03, é responsável pela retenção do Hg particulado.

Tabela 3 - Local, área, concentração de MPS, concentração média de Hg, dissolvido (ng/l), particulado e total, em amostras de água em diferentes áreas.

Local	Área	MPS (mg/L)	[Hg] (ng/l)			Particulado (ng/g)	Referência
			Dissolvido	Particulado	Total		
Rio Guandu	Baía de Sepetiba	189,2	67 ± 6,3	121 ± 26,6	188 ± 10,6		Paraquetti, 2004
Lagoa Jacome	Rio de Janeiro	11,0 – 12,0	6,7	6,2	13,0		Lacerda e Gonçalves, 2001
Lagoa Jacarepaguá	Rio de Janeiro	8,7 – 13,0	3,7	6,2	9,8		Lacerda e Gonçalves, 2001
Rio Ceará Estuários Superior	Ceará	27,7 – 9,2	0,21 - 0,4	0,8 - 2,9	3,4 – 3,5	27 – 106	Marins et al, 2002
Rio Ceará Estuário Inferior	Ceará	3,0 – 81,0	1,20 – 1,7	0,1 – 0,9	1,1 - 2,6	1 – 12	Marins et al, 2002
Rio Pacoti Estuário Superior	Ceará	1,7 – 20,4	0,0 – 0,3	0,1 – 8,0	0,1 – 8,3	4,0 – 332	Marins et al, 2002
Rio Pacoti Estuário Inferior	Ceará	2,8 – 39,0	0,1 – 1,1	0,1 – 5,4	1,12 – 6,5	29 – 166	Marins et al, 2002
Floresta Experimental de Itacurussá	Baía de Sepetiba				3,8		Lacerda et al, 2001
Gamboa do Cumbe	Ceará	28 – 147	7,0 ± 7,8	7,4 ± 3,9	14,4 ± 8,4		Este estudo

6.2 Sedimento superficial

Vaisman et al (2005) ao avaliar a concentração de Hg em sedimentos superficiais de estuários da costa do Ceará, observou que os rios Ceará e Cocó são regiões que apresentam maior contaminação por Hg (23,0 e 48,0 ng/g respectivamente), sendo estas concentrações associadas ao uso e ocupação destes rios. Os rios Pacoti e Jaguaribe apresentaram concentrações de 5 e 10 ng/g de Hg respectivamente, sendo estes classificados como região de baixo impacto antrópico. Marins *et al.* (2004) ao estudarem a concentração de Hg em sedimentos superficiais do estuário do rio Ceará encontraram concentrações de 45 ng/g na fração <63 μm e concentrações máximas de 19 ng/g para a região do rio Jaguaribe, classificando as duas áreas como regiões que apresentavam o mesmo nível de impacto antrópico ao realizar a normalização dos dados por meio de índice de geoacumulação regional.

As amostras de sedimento superficial ao longo da Gamboa do Cumbe apresentaram concentrações de Hg variando entre 1,6 a 10,3 ng/g ($4,7 \pm 2,9$), estando estes valores similares aos mostrados por Vaisman *et al* (2005), porém menores que os observados por Marins et al (2004), possivelmente devido ao presente estudo avaliar somente a fração total dos sedimentos, pois as frações mais finas apresentam características mais favoráveis a retenção de metais (ZMT, 1996; Neto *et al.*, 2006)

As concentrações de Hg no MPS variaram de 72 a 167 ng/g (106 ± 35), podendo este material ser carregado para o sedimento de fundo (ALONSO *et al*, 2000). Processos de sulfato-redução por atividade bacteriana, adsorção e co-precipitação com óxidos de ferro e de manganês, argila e matéria orgânico, dentre outros, são responsáveis pela fixação do Hg em sedimentos de regiões estuarinas (SALOMONS e FÖRSTNER, 1984). Estes processos também podem estar influenciando a deposição do Hg, associado ao MPS nos sedimentos da Gamboa do Cumbe. Os sedimentos apresentam valores médios da concentração de Hg em torno de 10% do encontrado no MPS.

6.3 Testemunhos sedimentares

Os ambientes estuarinos e costeiros desempenham um importante papel nos processos de deposição, funcionando como semidouro de partículas, associadas à contaminantes, como metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, possibilitando

desta forma o conhecimento a respeito das diferentes condições ambientais que ocorreram no ambiente (DU *et al.*, 2008).

Os testemunhos sedimentares 01, 02 e A, obtidos no ponto 03 apresentaram concentrações de Hg variando de 7,0 a 10,6 ng/g ($8,9 \pm 1,1$), 9,8 a 22,6 ng/g ($12,8 \pm 3,4$) e 0,7 a 11,7 ng/g ($6,1 \pm 4,1$) o Al variou de 9,4 a 39,4 mg/g ($25,2 \pm 6,6$), 8,4 a 25,5 mg/g ($20,5 \pm 4,1$) e 0,3 a 30,2 mg/g ($14,3 \pm 11,4$) e o teor de MO variou de 4,6 a 12,4 % ($9,6 \pm 2,3$), 4,7 a 10,1% ($8,1 \pm 1,6$) e 0,6 a 15,6 % ($8,2 \pm 6,3$) respectivamente. Os testemunhos apresentaram comportamento semelhante ao mostrado por vários autores ao avaliar a concentração de metais em testemunhos sedimentares (LACERDA *et al.*, 2001; DU *et al.*, 2008), sendo observado comportamento semelhante para os teores de MO todas as variáveis mostraram concentrações mais elevadas nas camadas mais superficiais do testemunho, sugerindo um aumento da deposição do material nesta região (ponto 03). A expansão da carcinicultura foi a principal alteração no uso do solo da região da influencia da Gamboa do Cumbe e, muito provavelmente, é a responsável pelo aumento verificado.

Os testemunhos B apresentaram concentrações de Hg de 3,1 a 27,9 ng/g ($14,1 \pm 9,5$) para Al as concentrações foram de 0,9 a 26,2 mg/g ($15,8 \pm 8,8$) e a MO variou de e 1,1 a 16,5 % ($10,7 \pm 6,1$). A concentração de Hg foi nove vezes maior que as concentrações encontradas no topo do testemunho sedimentar, ocorrendo pequenas variações. A baixa concentração de Hg nas camadas superficiais deste testemunho e levando em consideração a sua localização, reflete uma perda do Hg depositado na camada superficial do sedimento para a água. Paraquetti (2005), mostra a forte correlação entre a concentração de Hg e Carbono Orgânico Dissolvido (COD), de águas sobre sedimentos de planície de maré. Lacerda *et al.* (2001) e Marins *et al.* (1998) mostram a exportação de sedimentos levados pela maré em planícies entre maré em Sepetiba, RJ. Estes dados sugerem que esteja havendo um decréscimo na concentração do Hg na região do topo do sedimento em função do contínuo fluxo de água na região em que foi amostrado, carreando desta forma o Hg, provavelmente complexado com compostos orgânicos, como sugerido por Lacerda *et al.* (2001) e Marins *et al.* (1998).

Tabela 4 - Local, fração analisada, máximo, mínimo e média, das concentrações de Hg em sedimentos analisados de diferentes locais.

Local	Estado	Fração Analisada	[Hg] (ng/g)			Referência
			Mínimo	Máximo	Média	
Rio Ceará	Ceará	Total	16	33	23 ± 5	Vaisman et al, 2005
Rio Cocó	Ceará	Total	46	51	48 ± 3	Vaisman et al, 2005
Rio Pacotí	Ceará	Total	4	6	5 ± 1	Vaisman et al, 2005
Rio Jaguaribe	Ceará	Total	6	13	10 ± 2	Vaisman et al, 2005
Rio Ceará	Ceará	<63 µm	--	--	45,0	Marins et al, 2004
Rio Jaguaribe	Ceará	<63 µm	--	19 ng/g	--	Marins et al, 2004
Gamboa do Cumbe	Ceará	Total	1,6	10,3	4,7 ± 2,9	Este estudo

6.4 Biota

Estudos realizados em todo o mundo têm mostrado que o consumo de organismos aquáticos contaminados por metais podem apresentar risco potencial as comunidades O consumo de pescado é uma forma de consumo de proteína de alta qualidade e omega-3 (DOMINGO, 2007), que reduz os níveis de colesterol, a incidência de doenças cardiovasculares e mal de Alzheimer, porem a ingestão de organismos contaminados pode resultar em problemas de saúde humana (HARRIS E HAPER, 1997; GUALLAR *et al.*, 2002; MARCOVECCHIO, 2004; VAISMAN *et al.*, 2005; BURGUER e GOCHEFIELD 2006; AGUSA *et al.*, 2007; BURGER *et al.*, 2007; BURGUER e GOCHEFIELD 2007; DOMINGO *et al.*, 2007).

A concentração de média de Hg em músculo foi de $9,9 \pm 9,0$ e $31,8 \pm 14,4$ ng/g, no intervalo de comprimento 5,8 a 11,6 cm ($7,4 \pm 1,9$) e 14,2 a 24,0 cm ($19 \pm 2,8$) respectivamente para *Spherooides testudineos* (Baiacu) e *Cathorops spixii* (Bagre). Espécimes de Camurim (*Centropomus parallelus*), capturados na região do Jaguaribe, mostraram valor médios de Hg em torno de 12,4 ng/g, com intervalo de comprimento de comprimento entre 19,2 e 26,3 cm (BRAGA, 2006). Mesmo tratando-se de espécies diferentes, pode-se observar que as concentrações de Hg no Baiacu são próximas as encontradas por Braga (2005) para Camurim, sendo para o Bagre as concentrações de Hg 2,5 vezes maiores.

Braga (2006) ao estudar espécimes na região do rio Jaguaribe, observou concentrações médias em torno de 3,5 ng/g, tendo intervalo de comprimento entre 11,8 (Ariacó) e 30,5 (Tainha). No presente estudo as concentrações de Hg observadas para Baiacu, que apresentam menor amplitude de comprimento, foram 2,8 vezes maiores que a média para os espécimes avaliados na região do rio Jaguaribe. É provável que o hábito alimentar das espécies seja o responsável pela diferença, uma vez que Braga (2006) detalhou com espécies eminentemente herbívoras o contrario do descrito.

Agusa *et al.* (2007), ao avaliar espécimes de peixes na que habitam a mesma área na Costa Sudeste da Ásia mostrou a existência de diferença significativa da concentração de Hg no músculo dos espécimes avaliados mostrando, desta forma, a existência de diferença na taxa de incremento do metal em diferentes espécies, mesmo que estas apresentem comprimentos semelhantes, como dito por Burguer *et al.* (2005).

Embora a acumulação de Hg nos organismo se dê preferencialmente através do Metil-Hg, a ingestão de Hg inorgânico pode resultar em assimilação por meio de metilação sofrida dentro do organismo (RMC, 2003).

Os espécimes estudados mostraram acúmulo de mercúrio nos tecidos a medida que ocorre o incremento em peso e em comprimento (Figuras 12, 13, 14, e 15). Comportamento semelhante foi observado por diversos autores (ALONSO *et al.*, 2000; LACERDA *et al.*, 2000; COSTA, 2007, BRAGA, 2006; LOCHET, *et al.*, 2008) com outras espécies marinhas.

O presente estudo mostrou que a melhor forma de representar o incremento de Hg nestes organismos foi por meio de regressão linear por apresentarem o coeficiente de Pearson mais significativo ao nível de significância igual a 5%. O incremento de mercúrio em algumas espécies de peixe pode apresentar o acúmulo do Hg de forma logarítmica, como mostrado por Costa (2007). Este comportamento se dá devido ao comportamento anteriormente citado, pois o crescimento dos peixes apresenta um comportamento exponencial (FONTELES-FILHO, 1944), e a eliminação do mercúrio apresenta relação inversa com o incremento em peso ou comprimento. A eliminação do Hg pelo organismo é realizado em taxas cada vez menores (TRUDEL e RESMUSSEN, 1997; HOLFFMAN *et al.*, 2003), possibilitando desta forma um comportamento logarítmico na incorporação do metal pelos indivíduos. Como a maioria dos organismos analisados neste estudo em juvenis, as taxas de acumulação elevadas associada ao crescimento mais rápido pode resultar na regressão linear observada

Tabela 5 - Local, nome científico, número de indivíduos, peso, comprimento, concentração de Hg em espécies de peixes carnívoros de diferentes locais.

Local	Nome Científico	Número de Indivíduos	Peso (g)			Comprimento (cm)			[Hg] (ng/g)	Referência
			Min.	Max.	Média	Min.	Max.	Média		
Rio Jaguaribe	<i>C. parallelus</i>	3	--	--	--	19,2	26,3	23,1	12,4	BRAGA, 2006
Rio Jaguaribe	<i>L. synagris</i>	3	--	--	--	11,8	13,3	12,6	2,0	BRAGA, 2006
Rio Jaguaribe	<i>M. curema</i>	4	--	--	--	28,1	30,5	29,4	3,0	BRAGA, 2006
Costa Sudeste da Ásia	<i>Valamugil seheli</i>	3	99	116	--	20,8	21,6	--	80	AGUSA <i>et al</i> , (2007))
Costa Sudeste da Ásia	<i>Lutjanus russellii</i>	3	99	116	--	20,8	26,0	--	320	AGUSA <i>et al</i> , (2007)
Gamboa do Cumbe	<i>S. testudineos</i>	12	3,8	35,9	10,2 ± 9,8	5,8	11,6	7,4 ± 1,9	9,9 ± 9,0	Este estudo
Gamboa do Cumbe	<i>C. spixii</i>	36	29,5	137,7	71,1 ± 31,7	14,2	24,0	19 ± 2,8	31,8 ± 14,4	Este estudo

7 ESTIMATIVA DE CARGA

A estimativa de carga tem sido uma ferramenta utilizada por pesquisadores em várias partes do mundo (NRIAGU e PACYNA, 1998; HUTON e SYMON, 1986; MOLISANI *et al.*, 2004; LACERDA *et al.*, 2006a; LACERDA *et al.*, 2006b), a fim de determinar a emissão de contaminantes para o ambiente. Lacerda *et al.* (2006) ao estimar a emissão de cobre (Cu) pelo cultivo intensivo de camarão na região do Baixo Jaguaribe, mostrou como padrão de funcionamento da atividade na região. Soares (2008) ao estudar amostras de ração de camarão observou valores médios de Hg em torno de 42 mg/kg, sendo observado por Mirlean *et al.* (2008) para amostras de calcário e fertilizantes, concentrações médias de Hg 0,2 e 0,1 mg/kg, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Características de manejo das fazendas de camarão em estuários do Rio Jaguaribe, NE do Brasil.

Parâmetro	Medida	Concentração média de Hg
Área Produtiva	1.200 ha ¹	--
Quantidade de ciclos por ano	2,3	--
Período aproximado de crescimento	135 dias	--
Produtividade de camarão	4.540,0 kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹	15,8 mg/kg ²
Consumo de ração	7.940,0 kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹	42,0 mg/kg ²
Aplicação de calcário	2.370,0 kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹	0,1 mg/kg ³
Aplicação de fertilizante	46,0 kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹	0,2 mg/kg ³
Quantidade de MPS	534,6 kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹	106 mg/kg ¹

*Tabela modificada de Lacerda *et al.*, 2006b; ¹ presente estudo; ² Soares, 2008; ³ Mirlean *et al.*, 2008.

Considerando que a quantidade de Hg que entra pela água é igual a quantidade que sai, podemos estimar a quantidade deste contaminante para a área adjacente:

1. Quantidade de ração por ciclo (7940,0 kg.ha⁻¹.ciclo⁻¹) x [Hg] na ração (42,0 mg/k) x quantidade de ciclos por ano (2,3) x área produtiva (1200 ha) x 10⁻⁶ = 920,4 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.
2. Aplicação de fertilizante por ciclo (46,0 kg.ha⁻¹.ciclo⁻¹) x [Hg] na ração (0,2 mg/k) x quantidade de ciclos por ano (2,3) x área produtiva (1200 ha) x 10⁻⁶ = 0,03 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

3. Aplicação de calcário por ciclo ($2.370,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$) x [Hg] na ração ($0,1 \text{ mg/k}$) x quantidade de ciclos por ano (2,3) x área produtiva (1200 ha) x $10^{-6} = 0,65 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.
4. Quantidade de MPS por ciclo ($536,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$) x [Hg] na ração ($106,0 \text{ mg/kg}$) x quantidade de ciclos por ano (2,3) x área produtiva (1200 ha) x $10^{-6} = 156,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.
5. Quantidade de camarão produzido por ciclo ($4.540,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ciclo}^{-1}$) x [Hg] na ração ($15,8 \text{ mg/k}$) x quantidade de ciclos por ano (2,3) x área produtiva (1200 ha) x $10^{-6} = 198,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Pelos dados acima temos como entrada de Hg no sistema os tópicos 1, 2 e 3, que totalizam $921,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Os itens 4 e 5 mostram o que exportado do sistema, totalizando $354,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, desta forma temos que o sistema é responsável pela exportação de 38% da quantidade de Hg presente nos insumos, sendo $198,0 \text{ kg}$ retirados por meio da produção de camarão e $156,4 \text{ kg}$ associado ao MPS, ficando então aproximadamente 200 ng/g retido nos sedimentos.

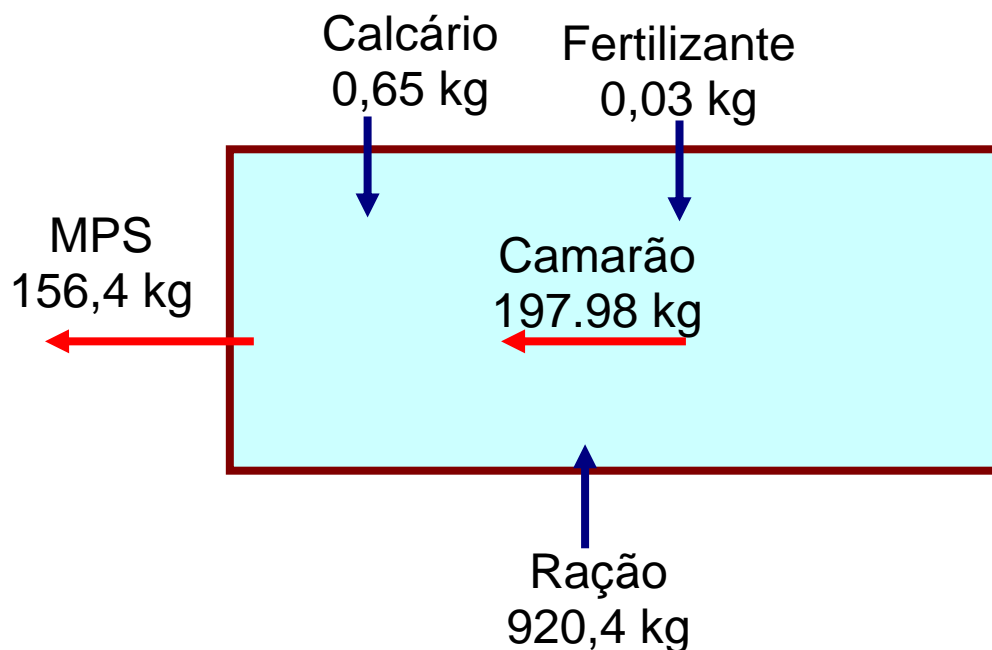


Figura 16 Desenho esquemático da quantidade de mercúrio produzido por $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. na atividade de carcinicultura. Setas azuis, entrada no sistema e setas vermelhas, saídas.

8 CONCLUSÃO

As variáveis hidroquímicas não foram suficientes para explicar o comportamento do mercúrio ao longo do canal de maré, pois estas não apresentaram correlação com a variação espacial do metal. Por outro lado a hidrodinâmica da Gamboa do Cumbe, resultou em áreas preferenciais de deposição e acumulação, parece ser a principal responsável pelas condições das concentrações observadas.

A concentração de Hg na água mostra que há uma variabilidade quanto a fração de Hg predominante ao longo do canal, sendo o Hg dissolvido a forma predominante (78,3%) na saída do canal de maré da Gamboa do Cumbe enquanto que a montante, próximo ao lançamento dos efluentes a fração dissolvida e a preferencial. A mudança das frações se inicia a partir do ponto 06 concluindo-se desta forma que a fração predominante de exportação deste metal para o rio Jaguaribe é dissolvida.

O ponto 03, por suas características físicas e pelo comportamento do MPS pode ser caracterizado como uma zona de deposição do canal de maré da Gamboa do Cumbe.

A concentração de Hg no sedimento superficial embora semelhante às reportadas por Vaisman *et al* (2005), são superiores nas camadas superficiais dos testemunhos sugerindo desta forma que houve alteração significativa das cargas de Hg nos últimos anos e que o aporte do Hg proveniente da carcinicultura é acumulado dentro da gamboa. Enquanto que outra fração é exportada para a região adjacente do rio Jaguaribe na forma dissolvida.

Ficou evidente a incorporação do mercúrio nos espécimes avaliados, pois a concentração de Hg é diretamente proporcional ao incremento em peso e comprimento.

Atividade da carcinicultura contribui com $156,4 \text{ kg.ano}^{-1}$ de Hg associado ao MPS para a região estuarina adjacente, ficando 200 ng/g retido nos sedimentos dos tanques de carcinicultura.

9 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCC - Plataforma Tecnológica do Camarão Marinho Cultivado: seguimento do mercado/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Departamento de Pesca e Aqüicultura – Brasília: MAPA/SARC/DPA, CNPq. ABCC, 276p, 2001

ABCC – Associação Brasileira de Criadores de Camarão, site consultado: <http://www.abccam.com.br/>, acessado em outubro de 2008.

AGUSA, T.; KUNITO, T.; SUDARYANTO, A.; MONIRITH, I.; KAN-ATIREKLAP, S.; IWATA, H; ISMAIL, A.; SANGUANSIN, J.; MUCHTAR, M; TANA, T. S.; TANABE, S. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. *Environmental Pollution*, no. 145, p. 766 – 777, 2007.

ALONSO, A.; PINEDA, P.; OLIVERO, J.; GONZÁLES, H.; E CAMPOS, N. Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environmental Pollution*, nº 109, p. 157 – 163, 2000.

ARAÚJO, M. E. de. Peixes estuarinos marinhos do Nordeste brasileiro: guia ilustrado / Maria Elisabeth de Araujo et al. – Fortaleza: Edições UFC., 260p, .2004

BISINOT , M. C.; JARDIM, W. F. Behavior of methylmercury in the environment. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p593-600, 2004

BRAGA, T. M. B. Aspectos Preliminares da Contaminação de Mercúrio em Peixes Comercializados na Praia do Mucuripe, Fortaleza e no Estuário do RioJaguaribe. CE. Monografia apresentada no Departamento de Engenharia de Pesca do Centro de Ciências Agrária da Universidade Federal do Ceará. 46p, 2006.

BURGUER, J.; DIAZ-BARRIGA, F.; MARAFANTE, E.; POUNDS, J. & ROBSON, M. Methodologies to examine the importance of factors in bioavailability of metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. n. 56, p. 20 – 31, 2003.

BURGUER, J. Fishing, fish consumption, and knowledge about advisories in college students and others in central New Jersey. v. 98, p. 268 – 275, 2005.

BURGUER, J. E GOCHEFIELD, M. Mercury in Fish available in supermarkets in Illinois: Are there regional differences. Science of the Total Environment. no. 367, p. 1010-1016, 2006

BURGUER, J. E GOCHEFIELD, M. Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. Environmental Research, no. 105, p. 276 – 284, 2007

BURGER, J.; GOCHEFIELD, M.; JEITNER, C.; BURK, S.; STAMM, T.; SNIGAROFF, R.; SNIGARORR, D.; PATRICK, R.; WESTON, J. Mercury levels and potential risk from subsistence foods from the Aleutians. Science of the Total Environment, no. 384, p. 93 – 105, 2007

CARDOSO, P. G.; LILLEBO, A. I.; LOPES, C. B.; PEREIRA, E.; DUARTE, A. C.; PARDAL, M. A. Influence of bioturbation by *Hediste diversicolor* on mercury fluxes from estuarine sediments: A Mesocosms laboratory experiment. Marine Pollution Bulletin, no.56, p. 35 – 334, 2008.

COSTA B. G. B. – Concentração de Mercúrio Total em Cavala (*S. cavalla* Cuvier, 1829) e Serra (*S. brasiliensis* – Collete, Russo & Zavala-Camin, 1978) Comercializadas nas Bancas de Pescado do Mucuripe, Fortaleza – CE. Monografia apresentada no Departamento de Engenharia de Pesca do Centro de Ciências Agrária da Universidade Federal do Ceará. 45p, 2007.

COSTA, B. G. B.; TORRES, R. F.; LACERDA, L. D. Distribuição de Metais (Cu, Pb, Al e Hg) em Perfis Sedimentares do Canal de Maré Afluente do Estuário do rio Jaguaribe – CE. IV simpósio Brasileiro de Oceanografia. CD-ROM. 2008.

COVELLI, S., FAGANELLI, J., VITTOR, DE C., PREDONZANI, S., ACQUAVITA, A. E HORVAT, M. Benthic fluxes of mercury species in a lagoon environment (Grado Lagoon, Northern Adriatic Sea, Italy). Applied Geochemistry v. 23 p. 529–546, 2008.

DIAS, F. J. DA S. Hidrodinâmica das descargas fluviais para o estuário do Rio Jaguaribe (CE). Dissertação apresentada no Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará. p.122, 2007.

DOMINGO, J. L. Omega-3 fatty acids and the benefits of fish consumption: Is all that glitters gold?. *Environmental International*, vol. 33, p. 993 – 998, 2007.

DOMINGO, J. L.; BÓCIO, A.; FALCÓ, G.; LLOBET, J. M. Benefits and risks of fish consumption: Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*, no.230, p. 219 – 226, 2007.

DU, J. Z.; MU, H. D.; SONG, H. Q.; YANG, S. P.; GU, Y. J; ZHANG, J. 100 years of sediment history of heavy metals in daya bay, China. *Water, Air, Soil Pollution*.no. 190, p. 343 – 351, 2008.

ESCHRIQUE, S. A. Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE). Dissertação apresentada no Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, 2006. 100p, 2007

ESTEVES, F. de A. Fundamentos da Limnologia. Editora Interciência/FINEP - 2º ed. Rio de Janeiro: 602 p. 1998. Esteves, F. 1998

FADINI, P. S.; JARDIM, W. F. Storage of natural water samples for total and reactive Mercury analysis in PET bottles. *The Analyst*, no. 125, p. 549 – 551, 2000.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, v. 5, 116p, 2000.

FIGUEREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. DE F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M, DE F.; PAULINO, W. D. E MORAIS, L. DE F. S. Impactos Ambientais do Lançamento de efluentes da carcinocultura em águas interiores – Artigo Técnico – Engenharia Sanitária Ambiental – v. 10, n. 2, p. 167-174. 2005.

FISHBASE. Site consultado: <http://www.fishbase.org/search.php>. Acessado em setembro de 2008.

FLORES MONTES, M. J. Variação Nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 174 p. 1996.

FONTELES-FILHO, A. A. Recursos Pesqueiros: Biologia e Dinâmica Populacional, Imprensa Oficial do Ceará, 296p, 1944.

GATTO, L. C. S. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe – Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial. Ministério de Planejamento e Orçamento – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 77p, 1999.

GUALLAR, E. M. D.; SANZ-GALLARDO, M. I.; VEER, P. V.; BODE, P.; ARO, A.; GÓMEZ-ARACENA, J.; KARK, J. D.; RIEMERSMA, R. A.; MARTIN-MORENO, J.; KOK, F. J. Mercury, Fish Oils, and the Risk of Myocardial Infarction. *The New England Journal of Medicine*, vol. 347, no. 22, p. 1747 – 1754, 2002.

HARRIS, S. G.; HARPER, B. L. A Native American Exposure Scenario. *Risk Analysis*, vol 17, no. 6, p. 169 – 195, 1997.

HOLFFMAN, D. J.; BURTON JR, G. A.; CAIRNS JR, J. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers. Boca Raton. Ed. 2, 462p, 2003.

HUTTON, M.; SYMON, C. The quantities of cadmium, lead, Mercury and arsenic entering the UK environment from human activities. *Science of the Total Environment*, n. 57, p. 129-150, 1986.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – site consultado: <http://www.ibge.gov.br/home/> data: novembro de 2008.

IKINGURA, J. R.; AKAGI, H. Total Mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoir in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*. v. 304, p.355-368, 2003.

KEITH, P.; LE BAIL, O. Y.; PLANQUETTE, P. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Paris: Publications scientifiques du M.N.H.N, n.2, v.1 286p, 2000

LACERDA, L. D.; FREIXO, J. L.; COELHO, S. M. The effect of *Sartina alterniflora* Loisel on trace metal accumulation in enter-tidal sediments. *Mangrove and Salt Marshes* n. 1, p. 201-209, 1997.

LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; MARINS, R. V.; REZENDE, C. E.; ZALMON, I. R.; GOMES, M. P. E FARIAS, V. – Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*, nº 60, vol. 4, p.571 – 576, 2000.

LACERDA, L. D. E FITZGERALD, W. F.; Biogeochemistry of mercury in wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, v. 9, p. 291 – 293, 2001.

LACERDA, L. D. E GONÇALVES, G. O. Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. *Marine Chemistry*, v. 76, p.47 – 58, 2001b.

LACERDA, L. D.; SILVA, L. F. F.; MARINS, R. V.; MOUNIER, S.; PARAQUETTI, H. H. M. & BENAÏM, J. Dissolved Mercury concentrations and reactivity in mangrove Waters from the Itacurussa Experimental Forest, Sepetiba Bay, SE Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, v. 9, p. 323 - 331, 2001c

LACERDA, L. D. Inputs of Nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. *Brazilian Journal Aquatic Science Technology*, n. 10 v. 2, p. 13-27, 2006.

LACERDA, L. D., SANTOS, J. A. E MADRID, R. M. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, v.52, p. 1784-1832, 2006a.

LACERDA, L. D. VAISMAN, A. G.; PARENTE, L. P.; CUNHA, E.; SILVA, C. A. R. Relative importance of nitrogen and phosphorus emission from shrimp farming and other antropogenic source for six estuaries along the NE Brazilian coastal. *Aquaculture*, n. 253, p. 433 – 446, 2006b.

LACERDA, L. D.; SANTOS, A. F. E MARINS, R. V. Emissão de Mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. *Química Nova*, v.30, n.2, p 366 - 369, 2007.

LOCHET, A.; MAURY-BRACHET, R.; POIRER, C.; TOMÁS, J.; LAHAYE, M.; APRAHAMIAN, M.; ROCHARD, E. Mercury contamination and life history traits of Allis shad *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758) and Twaites shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) in the Gironde estuary (South West France). *Hydrobiologia*, n. 602, p. 99-109, 2008.

LOPES, D. V. - Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão. Dissertação apresentada no Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, 2006.

MACHADO, W. T. V. Fatores de influência sobre a capacidade de retenção de metais pesados por sedimentos de manguezal. Tese apresentada no Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense. p.141, 2004.

MARCOVECCHIO, J. E. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuar, Argentina. *Science of the Total Environment*, no. 323, p. 219 – 226, 2004.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; PAIVA, E. C. DE; VILLAS BOAS, R. C. Geochemistry of Mercury in sediments of a sub-tropical coastal lagoon, Sepetiba Bay, Southeastern Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 61, p. 57 – 64, 1998.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; MOUNIER, S.; PARAQUETTI, H. H. M.; MARQUES, W. S. Caracterização Hidroquímica, Distribuição e Especificação de Mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacotí, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 16, p. 37 – 48, 2002.

MARINS, R. V.; FILHO, F. J. P.; MAIA, S. R. R. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, no. 5. vol. 27, p.763 – 770, 2004

MIRETZSK, M. C.; BISINOT, M. C.; JARDIN, W. F. Factors affecting Hg adsorption in soils from the Rio Negro Basin (Amazon) *Química Nova*, v.28, n.3, p 438 – 443, 2005.

MIRLEAN, N.; BAISCH, P.; MACHADO, I.; SHUMILIN, E. Mercury contamination of soil as the result of long-term phosphate fertilizer production. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. n. 81, p.305-308, 2008.

MOL, J. H.; RAMLAL, J. S.; LIETAR, C.; VERLOO, M. Mercury Contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname, South America. *Environmental Research Section A* 86, 183-197, 2001.

MOLISANI, M. M.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Environmental changes in Sepetiba Bay, Brazil. *Regional Environmental Change*, n. 4, p. 17 – 27, 2004.

NETO, J. A. B. GINGELE, F. X.; LEIPE, T E BREHME, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Geology*, no. 49, p. 1051 – 1063, 2006.

NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M., Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. n. 333, p. 134-139, 1998.

OLIVEIRA, M. L. J., VIDAL-TORRADO, P., OTERO, X. L. & FERREIRA, J. R. Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo. *Química Nova*, Vol. 30, No. 3, P. 519-524, 2007.

PARAQUETTI, H. H. M.; AIRES, G. A.; ALMEIDA, M. D.; MOLISANI, M. M.; LACERDA, L. D. Mercury distribution, speciation and flux in the Sepetiba Bay tributaries, SE Brazil. *Water Research*. v. 38, p.1439-1448, 2004.

PARAQUETTI, H. H. M. Estudo da especiação de Mercúrio e da Matéria Orgânica Dissolvida na Coluna D'água do Complexo Costeiro do Litoral do Estado do Rio de Janeiro: Baía de Sepetiba. Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense – UFF. 151 p, 2005.

PEREIRA, O. M., HENRIQUES, M. B., ZENEBO, O. SAKUMA, A., KIRA, C. S. Determinação de teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em moluscos (*Crassostrea brasiliana*, *Perna perna* e *Mytella falcata*). Revista Instituto Adolfo Lutz, n.6, v.1, p.19-25, 2002.

PAULY, D. Growth of the checkered puffer *Sphoeroides testudineus*: postscript to papers by Targett and Pully & Ingles. Fishbyte, v. 9, no. 1, p. 19 – 22, 1991.

REBOREDA, R.; CAÇADOR, I.; PEDRO, S.; ALMEIDA, P. R. Mobility of metal in salt marsh sediment colonised by *Spartina marítima* (Tagus estuary, Portugal). Hydrobiologia. n. 606, p. 129-137, 2008.

RIGET, F.; ASMUD, G.; AASTRUP, P. Mercury in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population from Greenland. The Science of the Total Environment. v.245, p.161-172, 2000.

RMC, Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications, 2003.

SALOMONS, W. e FÖRSTNER, U. Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo. 349p, 1984.

SELLANES, A. G.; MÁRSICO, E. T.; SANTOS, N. N.; CLEMENTE, S. C. DE S.; OLIVEIRA, G. A. DE; MONTEIRO, A. B. S. Mercúrio em mexes marinhos. Acta Scientiae Veterinariae, v. 30, n. 2, p. 107 – 112, 2002.

SOARES, T. C. M. Acumulação de Hg em camarões *Litopenaeus vannamei* cultivado sob diferentes dietas alimentares. Monografia apresentada no Departamento de Química Analítica e Físico-Química do Centro de Ciências da Universidade Federal do Ceará, 51p, 2008.

SOUSA, O. V.; MACRAE, A.; MENEZES, F. G. R.; GOMES, N. C. M.; VIEIRA, R. H. S. F.; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S. The impact of shrimp farming effluent on bacterial communities in mangrove waters, Ceará, Brazil Marine Pollution Bulletin, no. 52, p. 1725 - 1734, 2006.

TORRES, R. F. Lacerda I. d. aguiar, j. e. Biodisponibilidade de Cu e Pb em sedimentos de um canal de maré afluyente do estuário do rio Jaguaribe – CE. III Congresso Brasileiro de Oceanografia, CD-ROM, 2008.

TRUDEL, M.; RASMUSSEN, J. B. Modeling the elimination of mercury by fish, Environment Scienc Tecnology. v.31, p 1716-1722, 1997.

VAISMAN, A. G.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Characterization of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a biomonitor for mercury in tropical Estuarine Systems, Notheast Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, no. 74, p. 582 – 588, 2005.

VIEIRA, J. L. F.; PASSARELLI, M. M. Determinação de mercúrio total em amostras de água, sedimento e sólidos em suspensão de corpos aquáticos por espectrofotometria de absorção atômica com gerados de vapor frio. Revista de Saúde Pública, no. 30, v. 03 p. 256 – 260, 1996.

ZMT – Zentrum für Marine Tropenökologie. Center for Tropical Marine Ecology, Bremen, 105 p, 1996.

ZEE - Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona costeira do estado do Ceará. Identificação da Ictiofalna dos Estuários. Versão Digital, 2005.