ISSN – 1679-3013 TROPICAL OCEANOGRAPHY ONLINE

ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM PEIXES E MEXILHÃO DA BAIA DE GUANABARA - RIO DE JANEIRO.

Helena do Amaral **Kehrig**[1*],
Monica **Costa**[2],
Olaf **Malm**[1]

[1] Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, IBCCF, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 21.941-902, R.J.
E-mail: kehrig@biof.ufrj.br
[2] Laboratório de Ecologia e Gerenciamento de Ecossistemas Estuarinos e Costeiros, LEGECE, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Cidade Universitária, 50.740-550, Recife, PE.

Recebido em: 05/05/2007
Aceito em: 06/09/2006

RESUMO

Foram determinados Hg, Zn, Cu, Fe, Cr, Ni, Cd, Pb nos tecidos moles do mexilhão (*Perna perna*) e tecido muscular dos peixes (*Micropogonias furnieri* e *Mugil liza*) da Baía da Guanabara. A baia é impactada por lançamento de esgotos sanitários, óleo e metais pesados. O peixe carnívoro, *M. furnieri*, apresentou a maior concentração média de Hg (0,2 ± 0,1 $\mu g.g^{-1}$ p.u.), se comparada com a apresentada pelos demais organismos estudados. O molusco filtrador, *P. perna*, apresentou as maiores concentrações médias de metais essenciais: 1,4 ± 0,4 µg $Cu.g^{-1}$ p.u., 28,0 ± 14,0 µg $Zn.g^{-1}$ p.u., 31,6 ± 22,1 µg $Fe.g^{-1}$ p.u. e não essenciais 1,8 ± 0,6 µg $Ni.g^{-1}$ p.u. e 0,5 ± 0,1 µg $Cr.g^{-1}$ p.u.. As três espécies estudadas apresentaram as concentrações médias de cádmio semelhantes, 0,07 ± 0,03 $\mu g.g^{-1}$ p.u. O peixe iliófago, *M. liza* apresentou a menor concentração média de Pb (0,4 ± 0,2 $\mu g.g^{-1}$ p.u.). As concentrações de metais nos mexilhões variaram em função do local de coleta e qualidade da água. Provavelmente, as baixas concentrações de metais estão relacionadas às condições eutróficas da baia, e elevada carga de material em suspensão e produtividade biológica. Assim, os metais tendem a complexar-se fortemente ou adsorver-se ao material particulado, diminuindo o tempo de residência na coluna d'água e a disponibilidade biológica.

Palavras chaves*:* Baía de Guanabara, metais pesados, mexilhão, peixes, hábito alimentar.

[*] autor para correspondência

A study on the contamination of fishes and mussel by heavy metals in Guanabara Bay - Rio de Janeiro

ABSTRACT

Hg, Zn, Cu, Fe, Cr, Ni, Cd, Pb were determined in the soft tissues of a mussel (*Perna perna*) and in the muscles of fishes (*Micropogonias furnieri* and *Mugil liza*) from Guanabara Bay. The bay is impacted with organic matter, oil and heavy metals. The carnivorous fish, *M. furnieri*, had the highest mean Hg concentration (0.2 ± 0.1 $\mu g.g^{-1}$ w.w.) among the studied organisms. The filter-feeding bivalve, *P. perna*, had the highest mean concentrations of some essential (1.4 ± 0.4 $\mu g\ Cu.g^{-1}$ w.w., 28.0 ± 14.0 $\mu g\ Zn.g^{-1}$ w.w., 31.6 ± 22.1 $\mu g\ Fe.g^{-1}$ w.w.) as well as non-essential metals (1.8 ± 0.6 $\mu g\ Ni.g^{-1}$ w.w. and 0.5 ± 0.1 $\mu g\ Cr.g^{-1}$ w.w.). The three species had similar mean concentrations of cadmium, around 0.07 ± 0.03 $\mu g.g^{-1}$ w.w. The iliophagous fish, *M. liza*, had the lowest mean Pb concentration (0.4 ± 0.2 $\mu g.g^{-1}$ w.w.). The metal concentrations in mussels varied with sampling point and water quality. Probably the low metal concentrations in the biota are related to the eutrophic conditions, large loads of suspended material and high biological productivity. In this case, metals tend to be strongly complexed and bound to the particulate suspended material, reducing their residence time in the water column and biological availability.

Keywords: Guanabara Bay, heavy metals, mussel, fish, feeding habit.

INTRODUÇÃO

O estudo da contaminação de áreas costeiras é de grande importância, uma vez que estas são as principais fontes de proteína animal de origem marinha, para uma parcela significativa da população. A produção pesqueira dos ecossistemas costeiros pode se tornar, em caso de contaminação, a principal via de transferência de diversos poluentes, incluindo-se os metais pesados, para a população humana. (FÖRSTNER; WITTMAN, 1979).

A biota aquática é capaz de concentrar metais pesados várias ordens de grandeza acima das concentrações encontradas na coluna d'água, sendo por isso responsável por grande parte da dinâmica destes poluentes no ambiente marinho (PFEIFFER et al., 1985). Além disso, a biota aquática também responde por grande parte da reciclagem de metais retidos nos compartimentos abióticos do sistema (sedimento e material particulado em suspensão) e, conseqüentemente, constitui a principal via de exportação desses elementos do ambiente marinho para o terrestre via teia trófica, podendo chegar até o homem (FOWLER, 1982).

Alguns parâmetros influenciam na acumulação e concentração dos metais pesados nos tecidos dos organismos marinhos. Pode-se considerar como um dos mais importantes, a concentração de metal a que o organismo

está exposto através da água, sedimento e alimento. Porém, outros fatores também influenciam na acumulação de metais, tais como variações sazonais, temperatura, salinidade, e parâmetros bióticos (HUCHABEE et al., 1979; PASTOR et al., 1994; KEHRIG et al., 1998). Certas espécies de organismos marinhos, como os moluscos, ostras e mexilhões, já demonstraram o seu potencial como biomonitores de poluição da água por metais, (CHAN, 1989; KEHRIG et al., 2006).

A região costeira do estado do Rio de Janeiro apresenta grandes centros urbanos e industriais, os quais geralmente lançam nos sistemas aquáticos dejetos resultantes de suas atividades, tais como, esgotos domésticos, efluentes industriais, agrotóxicos etc., sem o devido tratamento prévio (FEEMA, 1990).

Uma das regiões costeiras mais atingidas por esse tipo de contaminação no Estado do Rio de Janeiro, é a Baía de Guanabara (Fig. 1). A Baía de Guanabara (381 km^2, 22° S e 43° W) é um estuário que recebe impactos na forma de esgoto doméstico e efluente industriais não tratados provenientes de uma área densamente populosa com aproximadamente 10.000 indústrias, além de uma intensa atividade portuária e um pólo petroquímico (FEEMA, 1990). Sua bacia de drenagem pode ser considerada como uma região bastante impactada por matéria orgânica, originada no lançamento de esgotos sanitários, óleo e um grande número de outros compostos, incluindo-se os metais pesados, onde as principais conseqüências são as elevadas concentrações de compostos tóxicos nos sedimentos e alterações nas comunidades pelágicas e bentônicas (VALENTIN et al., 1999). A maior contaminação por metais pesados ocorre na região noroeste da baía, principalmente por cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg), que são os metais mais lançados no ecossistema dessa baía. Estudos realizados em especiação geoquímica de metais traços nos sedimentos da Baía de Guanabara revelaram que os metais encontram-se especialmente associados à matéria orgânica e aos sulfetos que, em condições anóxicas, geralmente encontradas na baía, são bastante estáveis, significando assim, baixa disponibilidade biológica desses metais (SOUZA et al., 1986; CARVALHO; LACERDA, 1992; LEAL; WAGENER, 1993). Medidas anteriores dos parâmetros físico-químicos da água desta baía indicaram que esta apresenta condições eutróficas com alta produtividade primária (REBELLO et al., 1986; CARREIRA et al., 2002).

Neste trabalho, foram avaliadas as concentrações de oito metais pesados, zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), cromo (Cr), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em três espécies de organismos marinhos (*Micropogonias furnieri*, *Mugil liza* e *Perna perna*) que apresentam diferentes hábitos alimentares e ocupam diferentes posições na teia trófica da Baía de Guanabara. Os organismos avaliados representam algumas das espécies mais abundantes que ocorrem na baía e também, são freqüentemente consumidos pela população local.

Ao longo das últimas décadas, estas três espécies de organismos marinhos vêm sendo empregadas em vários estudos ambientais com metais pesados, neste estuário (CARVALHO; LACERDA, 1986, 1992; COSTA et al., 2000; FRANCIONI et al., 2004; KEHRIG et al., 1998, 2001, 2002, 2006).

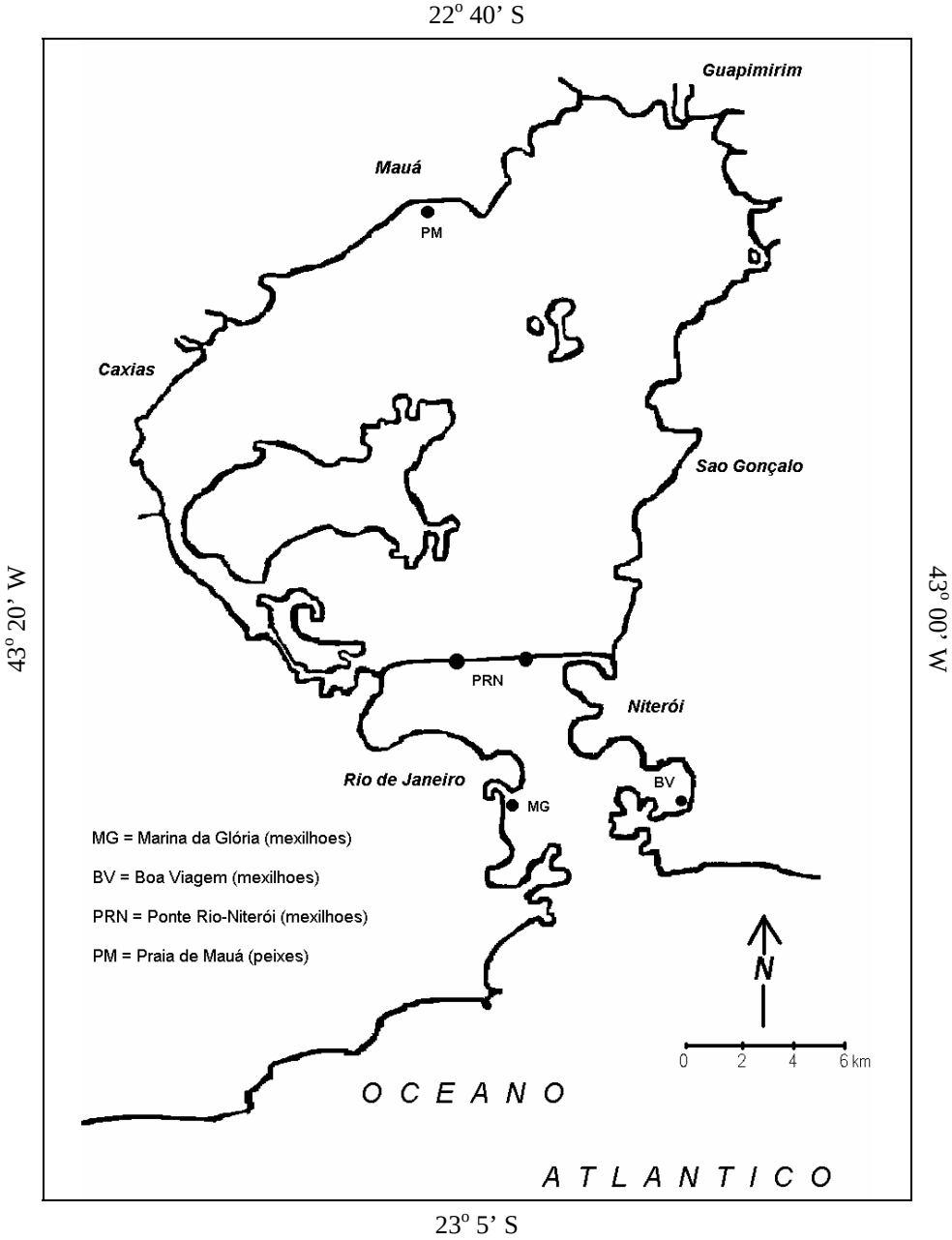

Figura 1 – Área de Estudo

Estudou-se um total de 85 indivíduos de três espécies de organismos marinhos característicos da região tropical. Os organismos foram coletados em diferentes locais da Baía de Guanabara com o auxílio da colônia de pesca da Praia de Mauá. Procurou-se selecionar os organismos de acordo com uma determinada faixa de comprimento total para os peixes e de comprimento da concha para o mexilhão. Desta maneira, todos os indivíduos de cada uma das espécies apresentavam-se dentro de uma mesma faixa etária e também, de amadurecimento sexual.

Foram analisados 22 indivíduos da espécie *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1824), vulgarmente conhecida como corvina, que é um peixe carnívoro bentônico, cuja alimentação básica é constituída por alguns invertebrados marinhos, como poliquetas, macro e microcrustáceos (copépodes), moluscos, e também de pequenos peixes (VAZOLLER, 1975).

A outra espécie de peixe estudada (N=22) foi a *Mugil liza* (Valenciennes, 1836), vulgarmente conhecida como tainha, que é uma espécie iliófaga (BLABBER, 1997), que se alimenta próximo ao sedimento de detritos orgânicos e filamentos de alga, predominantemente de algas diatomáceas de hábitos bentônicos (BLABBER, 1997).

O terceiro organismo estudado (N= 41) foi o mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758), molusco bivalve. Estes organismos são filtradores que, para a obtenção do alimento, dependem do batimento dos cílios branquiais, os quais criam correntes de água do mar no interior do animal, e de um sistema de seleção das partículas que serão encaminhadas ao tubo digestivo (LIMA, 1997). Esses moluscos filtradores selecionam o alimento através do tamanho da partícula do material em suspensão, que varia desde bactérias de 1 μm até poliquetas e planárias (invertebrados bentônicos) de 4 mm de comprimento (FERNANDES; MARTINS, 1978), mostrando elevada capacidade para acumular os metais pesados.

Os mexilhões foram coletados em quatro pontos dentro da Baía de Guanabara; nos costões da Marina da Glória (Rio de Janeiro) e da Praia da Boa Viagem (Niterói), além de organismos nos pilares do vão central da Ponte Rio Niterói, laterais ao canal central da baía (um pilar do lado do Rio de Janeiro e outro do lado de Niterói). Estes locais de coleta na Baía de Guanabara estão sujeitos a diferentes impactos ambientais, além de apresentarem diferença na qualidade da água.

As amostras foram preparadas de acordo com as recomendações da FAO (FAO/SIDA, 1983). Após cada coleta, mediu-se a concha e retiraram-se e pesaram-se os tecidos moles de cada indivíduo de mexilhão. Para cada indivíduo de peixe, mediu-se o comprimento total e tomou-se o seu peso. Posteriormente foi retirado, o músculo branco dorso lateral esquerdo de cada indivíduo de peixe. Especial atenção foi dada à limpeza e uniformidade das amostras.

Após o tecido úmido das amostras ser calcinado em mufla a 400ºC, seguido de digestão a quente com uma solução de ácidos fortes, HCl: HNO_3 (3:1), a concentração total de todos os metais pesados (Zn, Cu, Fe, Cd, Pb, Ni, Cr) com exceção do mercúrio (Hg) foi determinada através da absorção

atômica (AAS) com chama, utilizando-se um espectrômetro Variam AA 1475 (PFEIFFER et al., 1985).

Após o tecido úmido dos organismos ter sido digerido em uma solução ácida (HNO_3: H_2SO_4 – 1:1) a quente em sistema aberto, a concentração de mercúrio total foi determinada através da absorção atômica, com geração de vapor frio (CV-AAS), sistema FIMS, Perkin-Elmer, empregando-se como agente redutor o borohidreto de sódio (KEHRIG et al., 2006).

Todas as análises químicas foram processadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca na Universidade Federal do Rio de Janeiro.

A precisão e a exatidão das análises de todos os metais foram checadas através do emprego de amostras certificadas de referência, fornecidas pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA 407, tecido muscular de atum) e pelo Instituto Nacional para Ciência e Tecnologia (NIST 2976, tecidos moles de mexilhão). Os resultados demonstraram boa precisão e exatidão dos métodos analíticos empregados. Os elementos quantificados nos materiais certificados de referência (Zn, Cu, Fe, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg) se apresentaram na faixa entre 89 e 107 % da média dos valores certificados e os coeficientes de variação foram inferiores a 15 %.

Foi utilizado o pacote estatístico STATISTICA para "Windows" versão 5.1 (StatSoft, Inc.1984-1996) para a análise dos dados.

Com o objetivo de se testar se existia diferença entre as concentrações de metais determinadas para as três espécies de organismos estudadas foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis - ANOVA para k amostras independentes. A seguir, testou-se a significância das diferenças das concentrações de metais pesados entre as diferentes espécies, aplicando-se o teste U, de Mann –Whitey.

A análise de discriminantes multivariada foi aplicada para comparar as concentrações dos metais e determinar se existiam variações representativas entre as três espécies de organismos estudadas, nos fornecendo o percentual correto de classificação, a distância de Mahalanobis (D^2), o valor de F referente às médias dos vetores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maioria dos indivíduos de *Micropogonias furnieri* (corvina) empregados neste trabalho pode ser considerada de adultos, uma vez que eles apresentaram uma média de comprimento total de 462 mm, variando entre 350 mm e 577 mm. A maturidade sexual da corvina é atingida por volta de 450 mm ou 4 anos de idade (VAZZOLER et al., 1973). O mesmo ocorreu com os indivíduos de *Mugil liza* (tainha) utilizados. O comprimento total médio da tainha foi de 411 mm e variou na faixa entre 370 mm e 500 mm. Esta espécie de peixe atinge a sua maturação sexual por volta de 400 mm. Segundo Furley (1993) o amadurecimento sexual do *Perna perna* (mexilhão) parece iniciar-se entre 26 e 29 mm de comprimento da concha. Os exemplares empregados neste trabalho possuem comprimento da concha médio de 61 mm, variando

entre 45 mm e 80 mm; portanto todos os indivíduos já apresentavam maturação sexual.

A corvina pode ser considerada como representante dos peixes predadores, não vorazes; logo está posicionada no nível trófico superior da cadeia alimentar aquática da Baía de Guanabara. Neste trabalho, a tainha seria a espécie representativa do nível trófico intermediário e o mexilhão o representante do nível trófico mais inferior da cadeia alimentar aquática desta baía entre as três espécies estudadas.

Na tabela 1 encontram-se as médias e o desvio padrão para cada um dos metais estudados encontrados no tecido muscular dos peixes (corvina e tainha) e nos tecidos moles do mexilhão.

De modo geral, as concentrações de todos os metais, exceto o cromo (Cr), podem ser consideradas baixas e apresentam-se abaixo do limite máximo estabelecido pela Legislação Brasileira para a ingestão humana de peixe predador e frutos do mar. Os resultados encontrados neste trabalho são semelhantes aos reportados anteriormente para a biota aquática marinha da Baía de Guanabara (CARVALHO; LACERDA, 1986; 1992; COSTA et al., 2000; KEHRIG et al., 2002; 2006; FRANCIONI et al., 2004; BAÊTA et al., 2006). Segundo Rebello et al. (1986), o cromo, o chumbo, o cobre e o mercúrio são os metais mais lançados no ecossistema da Baia de Guanabara. Na tabela 2 apresentam-se os intervalos das concentrações dos metais (Hg, Zn, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Fe) encontrados recentemente nos tecidos moles do mexilhão *Perna perna* coletados em diferentes regiões da costa brasileira.

O teste de Kruskal-Wallis-ANOVA mostrou existir diferença significativa ($p < 0,05$) em praticamente todas as concentrações de metais entre as três espécies estudadas (corvina, tainha, mexilhão). As variáveis mais representativas dentro do teste foram Zn, Fe, Cu, Hg ($p < 10^{-4}$). Para as variáveis Pb, Cr e Ni a significância foi de $p < 0,03$. As concentrações de Cd podem ser consideradas similares ou então, não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre as três espécies estudadas.

Na figura 2 estão representadas as medias das concentrações dos metais essenciais no tecido das espécies. Na figura 3 estão representadas as medias das concentrações dos metais não essenciais no tecido das espécies.

A fim de se testar a significância das diferenças nas concentrações entre as espécies, utilizou-se o teste U de Mann Whitney ($p <0,05$). Testou-se para cada metal (variável) a diferença entre: corvina x tainha; corvina x mexilhão; tainha x mexilhão.

Na tabela 3 encontram-se os resultados das significâncias obtidas através do teste U para a diferença de concentração de cada metal entre as espécies estudadas: corvina x tainha; corvina x mexilhão; tainha x mexilhão.

Segundo o teste U, (tabela 3), o ferro (Fe) foi o único metal que apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) quando comparado entre todas as espécies estudadas (corvina, tainha, mexilhão). O ferro é um elemento essencial para as espécies estudadas, sendo responsável pela manutenção de processos vitais, como carrear o oxigênio no sangue dos organismos (BOWEN, 1979).

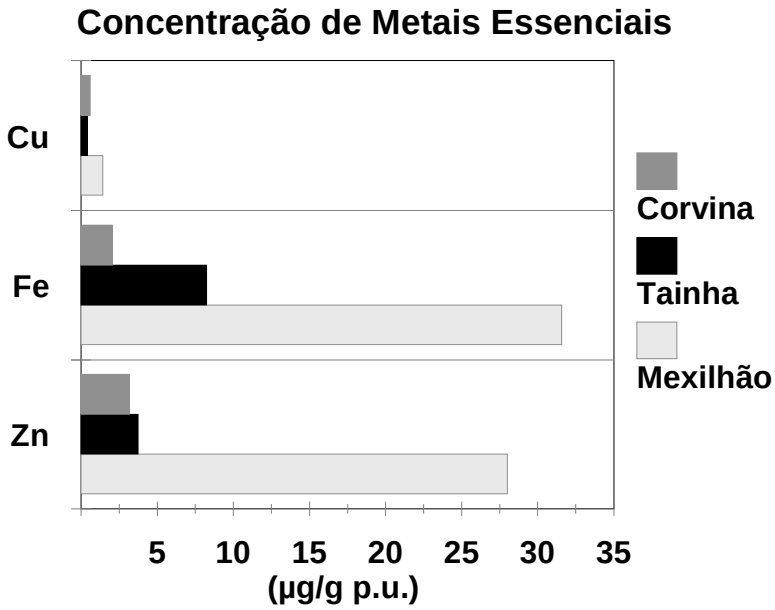

Figura 2 – Média da concentração dos metais essenciais (Cu, Fe, Zn) no tecido muscular dos peixes (corvina e tainha) e nos tecidos moles do mexilhão.

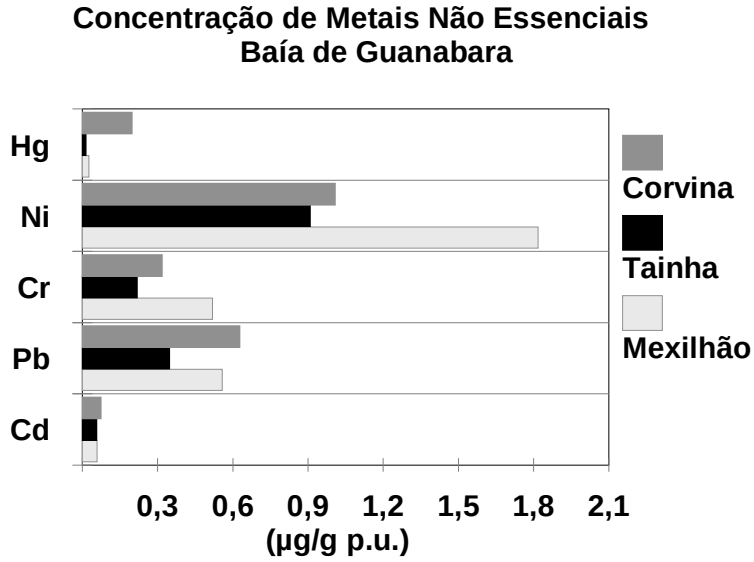

Figura 3 – Média da concentração dos metais não essenciais (Hg, Ni. Cr, Pb, Cd) no tecido muscular dos peixes (corvina e tainha) e nos tecidos moles do mexilhão.

Segundo o teste U, o cádmio (Cd) foi o único metal que não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) quando comparado entre todas as espécies estudadas (corvina, tainha, mexilhão). Isto nos mostra uma evidência bem clara que as três espécies organismos, que estão em diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar da Baia de Guanabara e possuem hábitos alimentares distintos, não bioacumulam o cádmio através de transferência trófica. Segundo a literatura, os bivalves acumulam grande quantidade de cádmio, preferencialmente via absorção da água (COSSA, 1989; CLARK, 1996). As concentrações medidas de cádmio encontram-se na faixa reportada na literatura (PFEIFFER et al., 1985; CARVALHO; LACERDA, 1986; 1992; BARAJ et al., 2003; FRANCIONI et al., 2004), porém são bem inferiores as obtidas no estuário de Ubatuba (S.P.) (AVELAR et al., 2000). Neste trabalho as concentrações de Cd foram bem inferiores às encontradas na biota marinha da região do Golfo e Golfo de Oman, áreas consideradas contaminadas por Cd (MORA et al., 2004).

Quando se fez a comparação entre os peixes, corvina e tainha, da concentração dos metais, Zn, Cu, Cd, Cr e Ni, presentes no tecido muscular, verificou-se através do teste U que não há diferença significativa ($p > 0,05$) entre as espécies de peixe. Este fato indica que o hábito alimentar não está influindo diretamente na bioacumulação destes metais, uma vez que a corvina é carnívora bentônica e a tainha iliófaga.

Pode-se verificar (Fig. 2 e 3) que dentre as três espécies estudadas, o mexilhão que é um molusco filtrador e está no início da cadeia alimentar da Baia de Guanabara, de modo geral apresentou as maiores concentrações de metais pesados essenciais (Zn, Fe, Cu) e não essenciais (Cr, Ni) nos seus tecidos moles. Este fato só não foi observado com relação aos metais Hg e Pb.

Os organismos filtradores, dentre toda a biota marinha, geralmente apresentam os maiores fatores de bioacumulação de metais pesados, uma vez que ingerem grandes quantidades de plâncton e material particulado enriquecido por metais pesados que estejam em suspensão nas águas da baía (LUOMA, 1983; GAGNON; FISHER, 1997), porém a eficiência desta assimilação depende da composição química, inorgânica e orgânica, do material particulado (LUOMA; FISHER, 1997). A distribuição da matéria orgânica dissolvida e particulada na coluna d'água de um estuário influi na disponibilidade biológica do metal (WINDOW; KENDALL, 1979).

Os metais Zn, Cu e Fe são metais essenciais para todos os organismos estudados, porém para os moluscos, o Cu exerce um papel importante no carreamento de oxigênio e nas trocas de gases no sangue desses organismos (BOWEN, 1979).

As maiores concentrações de mercúrio (Hg) foram encontradas no tecido muscular das corvinas, se comparadas com as apresentadas pelas demais espécies, que possuem outros hábitos alimentares, e se posicionam em níveis tróficos inferiores. Este fato é consistente com trabalhos anteriores também, realizados na Baía de Guanabara (KEHRIG et al., 2001; 2002; BAÊTA et al., 2006). A concentração de mercúrio na forma de metilmercúrio nos níveis tróficos superiores reflete a assimilação dos níveis tróficos mais inferiores, mas também de outros fatores, como a dieta alimentar e o crescimento do

organismo (WATRAS et al., 1998). Os resultados de Hg encontrados no tecido muscular da corvina podem ser considerados relativamente baixos e também, semelhantes aos observados para esta mesma espécie de peixe em outras áreas costeiras do Brasil (KEHRIG et al., 1998; NIENCHESKI et al., 2001). Os peixes predadores, como exemplo a corvina, são considerados como os monitores biológicos ideais de mercúrio para os ecossistemas aquáticos (MALM et al., 1995).

Segundo o teste U, a concentração de Hg no tecido muscular da tainha (*Mugil liza*), peixe iliófago, e nos tecidos moles do mexilhão (*Perna perna*) não apresenta diferença significativa ($p > 0,05$) (tab. 3, Fig. 3).

Nos trabalhos anteriores realizados na Baía de Guanabara, KEHRIG et al. (2001; 2002) concluíram que a concentração média de Hg no tecido muscular da tainha (*Mugil liza*) era inferior a encontrada nos tecidos moles do mexilhão (*Perna perna*).

Ao longo dos últimos vinte anos em que se realizou o monitoramento das concentrações de Hg nos tecidos moles do *Perna perna* na Baía de Guanabara, vem se observando que estas apresentam uma ligeira tendência ao decréscimo (COSTA et al., 2000; KEHRIG et al., 2001; 2002; 2006). No atual trabalho, o intervalo de concentração de Hg nos tecidos moles do mexilhão foi muito semelhante (tab. 2) ao encontrado na região Sul do Brasil por BARAJ et al. (2003).

Um levantamento recente numa área costeira, próximo ao Canal de Santa Cruz (Recife - PE), que recebe lançamento de Hg proveniente de uma fábrica de cloro e soda, revelou que o tecido muscular da tainha (*Mugil curema*), ali coletada, apresentou concentração média de 0,027 ± 0,026 μg $THg.g^{-1}$ p.u. (SANT'ANNA Jr et al., 2001). Apesar de o hábito alimentar das duas Mugilidae ser ligeiramente diferente, a *Mugil curema* ingere predominantemente algas dinofíceas e a *Mugil liza* diatomáceas (BLABER, 1997), a concentração média de Hg no tecido muscular, em ambos os estudos, Canal de Santa Cruz e o atual na Baía de Guanabara, apresenta um valor semelhante (0,027 ± 0,026 $\mu g.g^{-1}$ e 0,018 ± 0,004 $\mu g.g^{-1}$ respectivamente).

Segundo o teste U a concentração de Pb não apresenta diferença significativa ($p > 0,05$) quando comparada entre a corvina e o mexilhão (tab. 3, Fig. 3). Neste trabalho, as concentrações de Pb foram superiores as encontradas no peixe *Mullus barbatus*, em Kastela Bay (VUKADIN, 1980), que é uma área considerada relativamente não poluída, e aos encontrados no Ligurian Sea (CAPELLI et al., 1983). Porém, nossos dados para Pb foram inferiores aos valores encontrados para a Baía de Sepetiba, região que sofre grandes lançamentos de chumbo através do parque industrial adjacente ao seu ecossistema (PFEIFFER et al., 1985). No atual estudo, os resultados de Pb nos tecidos moles do mexilhão foram inferiores (tab. 2) aos reportados na região costeira de São Paulo, no estuário de Ubatuba (AVELAR et al., 2000). De maneira geral este metal é pouco acumulado na biota aquática, mesmo quando sua concentração nos compartimentos abióticos é elevada (PHILIPS et al., 1982); como é o caso da Baía de Guanabara, em que as concentrações de Pb são elevadas no sedimento (REBELLO et al., 1986; CARVALHO; LACERDA, 1992; KEHRIG et al., 2003).

Neste trabalho, o cromo presente no tecido muscular das duas espécies de peixe e nos tecidos moles do mexilhão apresentou-se acima do limite recomendado para consumo humano pela Legislação Brasileira, 0,1 μg $Cr.g^{-1}$ de peso úmido. Este metal é considerado como um dos principais contaminantes industriais da Baía de Guanabara. Esta é uma situação que pode ser comparada à encontrada em áreas bastante contaminadas por metais pesados, como a região nordeste do mar Mediterrâneo (BALKAS et al., 1982) e a Baía de Sepetiba, localizada também no Estado do Rio de Janeiro e sujeita a grande poluição por metais pesados, provenientes do pólo industrial de Santa Cruz (PFEIFFER et al., 1985). Porém, os valores de Cr obtidos neste trabalho, nos tecidos moles do mexilhão, foram inferiores (tab. 2) aos reportados em estudos recentes na costa brasileira (AVELAR et al., 2000; BARAJ et al., 2003). O Cr é um elemento considerado cancerígeno (PHILLIPS et al., 1982) e tanto as espécies de peixe, tainhas e corvina, quanto o mexilhão são muito consumidos pela população. Entretanto, os resultados de Cr encontrados neste trabalho foram inferiores aos encontrados na Baía de Sepetiba por PFEIFFER et al. (1985).

A seguir, aplicou-se a análise de discriminantes a fim de se comparar as concentrações dos metais entre as três espécies. As variáveis de maior contribuição para a função discriminante foram o Fe e o Hg ($p \leq 10^{-5}$). As distâncias de Mahalanobis (D^2) sempre foram altas (tab. 4) entre todos os grupos (corvina x tainha; corvina x mexilhão; tainha x mexilhão) indicando haver grandes diferenças significativas entre eles e o percentual correto de classificação foi de 97%.

Foram utilizadas as duas primeiras variáveis canônicas determinadas na análise de discriminantes para representar graficamente a separação entre os três grupos (Fig. 4). Observa-se nessa figura a separação clara entre as três espécies da biota.

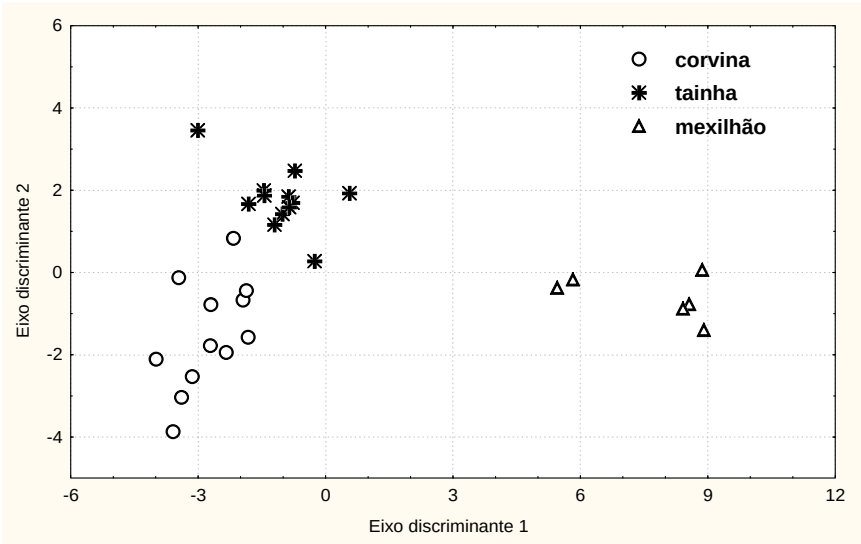

Figura 4 – Representação gráfica das variáveis canônicas para a corvina, tainha e mexilhão.

Pode-se observar (Tab. 4 e Fig. 4) que o grupo formado pelos mexilhões é o que apresentou as maiores distâncias de Mahalanobis (D^2), indicando haver grandes diferenças significativas ($p < 10^{-5}$) entre ele e os outros dois grupos formados pela corvina e tainha.

De maneira geral, as concentrações de vários metais estudados (Hg, Ni, Pb, Cu, Cr) nos tecidos moles do mexilhão apresentaram-se maiores nos organismos que foram coletados nos costões da Marina da Glória, se comparadas com as obtidas nas demais regiões da baía, apesar do tamanho das conchas dos organismos serem semelhantes, refletindo assim, o grau de contaminação ambiental por esses metais. Neste trabalho, a região da Baía de Guanabara que apresenta a pior qualidade ambiental é a Marina da Glória, onde sua água é considerada de má qualidade, uma vez que recebe uma elevada carga de esgotos, ser uma região portuária, além de apresentar uma baixa circulação.

Na figura 5 estão representadas as concentrações dos metais pesados nos tecidos moles dos mexilhões, *Perna perna*, coletados nos pilares da Ponte Rio - Niterói, laterais ao canal central da Baía de Guanabara.

Quando se comparam as concentrações (Fig. 5) nos tecidos dos mexilhões que foram coletados nos dois pilares da Ponte Rio Niterói, que são laterais ao canal central da Baía de Guanabara, um pilar do lado do Rio de Janeiro e outro do lado de Niterói, verifica-se que há uma nítida diferença na distribuição dos metais pesados. As concentrações de mercúrio e de cromo foram maiores nos organismos coletados no pilar do lado do Rio de Janeiro, quando comparadas às encontradas nos tecidos dos mexilhões que estavam no pilar do lado de Niterói. Este fato está refletindo os despejos dos efluentes industriais de Hg e Cr (indústrias de cloro e soda, química, eletroposição) que ocorrem principalmente na porção noroeste da baía, isto é no lado do Rio de Janeiro. Entretanto, os organismos que foram coletados no pilar do lado de Niterói apresentaram as maiores concentrações de chumbo, zinco, ferro, e cádmio, quando comparadas às encontradas nos tecidos dos mexilhões que estavam no pilar do lado do Rio de Janeiro. Estes organismos estão refletindo principalmente os lançamentos da indústria naval que ocorrem neste lado da baía.

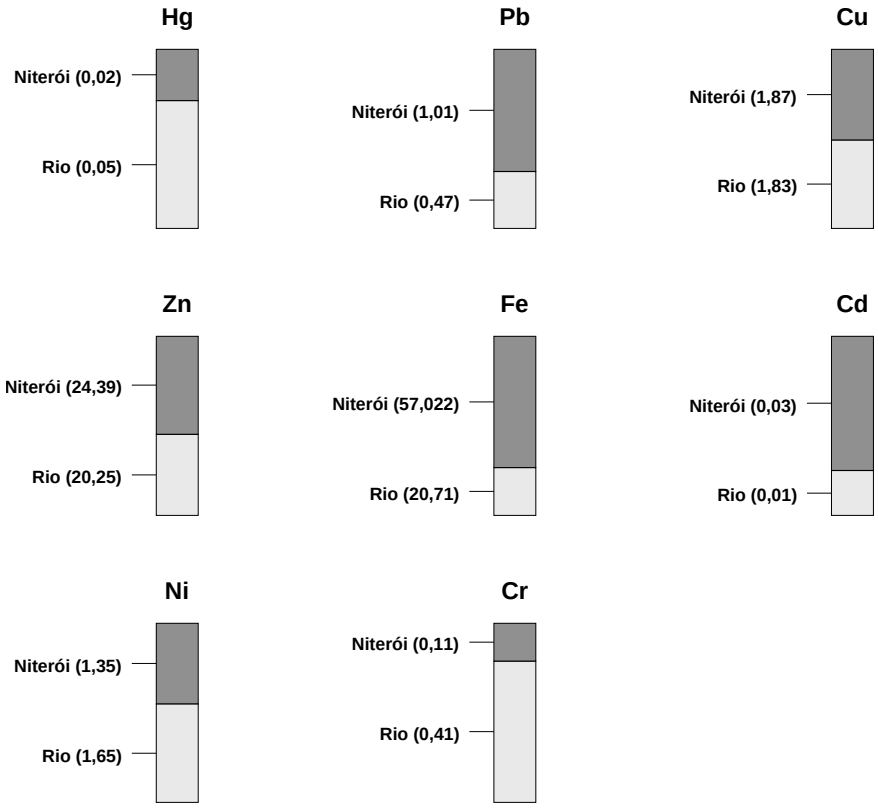

Figura 5 – Concentração dos metais pesados ($\mu g.g^{-1}$) em peso úmido nos tecidos moles dos mexilhões, *Perna perna*, coletados nos pilares da Ponte Rio-Niterói, laterais ao canal central da Baía de Guanabara.

CONCLUSÕES

Provavelmente, as baixas concentrações de metais estão relacionadas com as condições eutróficas da baia, a elevada carga de material em suspensão e também, a alta produtividade biológica. Nesta situação, geralmente os metais tendem a se complexar fortemente ou adsorver-se ao material particulado em suspensão, diluindo os seus lançamentos no meio e também, diminuindo o tempo de residência na coluna d'água. Como conseqüência, a sua disponibilidade biológica é reduzida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AVELAR, W.E.P.; MANTELATTO, E.L.M.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D.M.L.; SHUHAMA, T.; LOPES, J.L.C. The marine mussel *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) as an indicator of contamination by heavy metals in the

Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 118, p. 65-72, 2000.

BAÊTA, A.P.; KEHRIG, H.A.; MALM, O.; MOREIRA, I. **Total and methylmercury in fish from a tropical estuary**. In: KUNGOLOS, A.; BREBBIA, C.A.; SAMARAS, C.P.; POPOV, V. (Ed.). Environmnetal Toxicology. Southampton: WIT Press, 2006, p. 183 - 192.

BALKAS, T.I.; SULEYMAN, T.; SOLIHOGHU, I. Trace metal levels in fish and crustacean from North Eastern Mediterranean coastal waters. **Marine Environmental Research**, v. 6, p. 281-289, 1982.

BARAJ, B.; NIENCHESKI, L.F.; CORRADI, C. Trace metal content trend of mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) from the Atlantic coast of Southern Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 145, p. 205-214, 2003.

BLABER S.J.M. (Ed.). **Fish and Fisheries in Tropical Estuaries**. 1st ed London: Chapman & Hall, 1997. 367 p.

BOWEN, JJM. **Environmental chemistry of the elements**, London: Academic Press, 1979, 333 p.

CAPELLI, R.; CONTARDI, V.; COSMA, B.; MINGANTI, V.; ZANICCHI, G. A four-year study on the distribution of some heavy metals in five marine organisms of the Ligurian Sea. **Marine Chemistry**, v. 12, p. 281-293, 1983.

CARREIRA, R.S.; WAGENER, A.L.R.; READMAN, J.W.; FILEMAN, T.W.; MACKO, S.A.; VEIGA, A. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. **Marine Chemistry**, v. 79, p. 202-227, 2002.

CARVALHO, C.E.V.; LACERDA, L.D. Metais pesados em mexilhões (*Perna perna*) no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, n. 1, p. 239-247, 1986.

CARVALHO, C.E.V.; LACERDA, L.D. Heavy metals in the Guanabara Bay biota: Why such low concentration? **Ciência e Cultura**, v. 44, n. 23, p. 184-186, 1992.

CHAN, H.M. Temporal and spatial fluctuations in trace metal concentrations in transplanted mussel in Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 2, p. 82-86, 1989.

CLARK, R.B. Marine Pollution. 3rd ed. New York: Oxford University Press, 1996. 172 p.

COSSA, D. A review of the use of *Mytilus* spp. as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. **Oceanologica Acta**, v. 12, n. 4, p. 417-432, 1989.

COSTA, M.; PAIVA, E.; MOREIRA, I. Total mercury in *Perna perna* mussels from Guanabara Bay – ten years later. **Science of the Total Environment**, v. 261, p. 69-73, 2000.

FAO/SIDA **Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático**. Parte 9. Análisis de presencia de metales y organoclorados en los peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, v. 212, 1983. 35 p.

FEEMA "Baía de Guanabara: Diagnóstico 90". Rio de Janeiro: Fund. Est. Eng. Meio Ambiente, Dept. Controle da Poluição, 1990.

FERNANDES, M.; MARTINS, M.. Estudo sobre parasitismo por trematodo Bucephalidae em populações naturais e em balsas de cultivo de mexilhões *Perna perna* na região de Arraial do Cabo – RJ. In: I SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA. 1978, **Resumo**, Arraial do Cabo: 1978, p.18-19.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. (Ed.). **Metal pollution in aquatic environment**. Berlin: Springer-Verlag, 1979. 486 p.

FOWLER, S.W. (Ed.). **Biological transfer and transport process.** Boca Raton - Florida: CRC Press, 1982. vol. 2, 246 p.

FRANCIONI, E.; WAGENER, A.R.; CALIXTO, R.C.; BASTOS, G. Evaluation of *Perna perna* (Linné, 1758) as a tool to monitoring trace metals contamination in estuarine and coastal waters of Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 15, n. 1, p. 1-8, 2004.

FURLEY, T.H. **Utilização do mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758) como bioindicador dos metais pesados cádmio, chumbo, zinco, cobre e manganês do litoral do Rio Grande do Sul (Brasil)**. Rio Grande (RS), 1983. 131f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia. FURG.

GAGNON, C.; FISHER, N.S. Bioavailability of sediment-bound methyl and inorganic mercury to a marine bivalve. **Environmental Science and Technology**, v. 31, p. 993-998, 1997.

HUCHABEE, J.W.; ELWOOD, J.W.; HILDEBRAND, S.C. **Accumulation of mercury in freshwater biota**. In: NRIAGU, J.O. (Ed.). The biogeochemistry of mercury in the environment. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing, 1979. p. 277-302.

KEHRIG, H.A.; MALM, O.; MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 213, p. 263-271, 1998.

KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro - Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 8, n. 4, p. 275 – 279, 2001.

KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 1018-1023, 2002.

KEHRIG, H.A.; PINTO, F.N.; MOREIRA, I.; MALM, O. Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. **Organic Geochemistry**, v. 34, p. 661-669, 2003.

KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. Total and methyl mercury in different species of mollusks from two estuaries in Rio de Janeiro State. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, vol. 17, no. 7, p 1409-1418, 2006.

LEAL, M.L.F.; WAGENER, A.L.R. Remobilization of anthropogenic copper in sediments of a tropical estuary. **Chemical Speciation and Bioavailability**, Connecticut, v. 5, n. 1, p. 31-42, 1993.

LIMA, E.F.A., 1997. **Avaliação dos Registros de Cd, Cu, Cr e Zn em mexilhões Perna perna (Linné, 1758) do litoral do estado do Rio de Janeiro (Brasil)**. Rio de Janeiro, 1997. 154f. Dissertação (Mestrado em Química) - Departamento de Química. PUC-RJ.

LUOMA, N.S. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms: A review. **Science of the Total Environment**, v. 28, p. 1-22, 1983.

LUOMA, S.N.; FISHER, N.S. **Uncertainties in assessing contaminant exposure from sediments.** In: INGERSOLL C.G.; DILLON, T.; BIDDINGER, G.R. (Ed.). Ecological risk assessments of contaminated sediments. Pensacola: SETAC Special Publication Series, 1997. p. 211-237.

MALM, O.; BRANCHES, F.J.P.; AKAGI, H.; CASTRO, M.B.; PFEIFFER, W.C.; HARADA, M.; BASTOS, W.R.; KATO, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 175, n. 2, p. 141-150, 1995.

MORA, S.; FOWLER, S.W.; WYSE, E.; AZEMARD, S. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 410-424, 2004.

NIENCHESKI, L.F.; WINDOM, L.; BARAJ, B.; WELLS, D.; SMITH, R. Mercury in fish from Patos and Mirim Lagoons, Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 12, p. 1403-1406, 2001.

PASTOR, A.; HERNANDÉZ, F.; PERIS, M.A.; BELTRAN, J.; SANCHO, J.V.; CASTILLO, M.T. Levels of heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 28, n. 1, p. 50-53, 1994.

PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; FIZMAN, M.; LIMA, N.R. Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, RJ. **Ciência e Cultura**, v. 37, n. 2, p. 297-302, 1985.

PHILLIPS, D.H.; THOMPSON, G.B.; GABUJI, K.M.; HO, C.T. Trace metals of toxicological significance to man in Hong-Kong seafood. **Environmental Pollution**, v. 3, p. 27-45, 1982.

REBELLO, A.L.; HAEKEL, W; MOREIRA, I.; SANTELLI, R.; SCHROEDER, F. The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. **Marine Chemistry**, v. 18, p. 215-225, 1986.

SANT'ANNA JR, N.; COSTA, M.; AKAGI, H. Total and methylmercury levels of a coastal human population and of fish from the Brazilian Northeast. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 8, n. 4, p. 280-284, 2001.

SOUZA, C.M.M., PESTANA, M.H.D.; LACERDA, L.D. Geochemical Partitioning of heavy metals in sediments of three estuaries along coast of Rio de Janeiro (Brasil). **Science of the Total Environment**, v. 58, p. 63-72, 1986.

VALENTIN, J.L.; TENEBAUM, D.R.; BONECKER, A.C.T.; BONECKER, S.L.C.; NOGUEIRA; C.R.; VILLAC, M.C. O sistema planctônico da Baía da Guanabara: síntese do conhecimento. **Oecologia Brasiliensis** , Rio de Janeiro, v. VII, p. 35-39, 1999.

VAZZOLER, A.E.; ZANETI, E.M.; KAMAKAMI, E. Estudo preliminar sobre o ciclo de vida dos Scianidae. **Programa Rio Grande do Sul II**, Brasil, p. 240-291, 1973.

VAZZOLER, G. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira, entre as latitudes 29º 21'S (Tôrres) e 33º 41'S (Chuí). **Boletim do Instituto de Oceanografia**, S. Paulo, v. 24, p. 85-169, 1975.

VUKADIN, I. Heavy metal concentrations in water, sediments and fish in Kastela Bay (split area). **Acta Adriatica**, v. 21, n. 2, p. 151-156, 1980.

WATRAS, C.J.; BACK, R.C.; HALVORSEN, S.; HUDSON, R.J.M.; MORRISON, K.A.; WENTE, S.P. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. **Science of the Total Environment**, v. 219, p. 183-208, 1998.

WINDOW, H.L.; KENDALL, D.R. **Accumulation and biotransformation of mercury**. In: Nriagu, J.O. (Ed.). The biogeochemistry of mercury in the environment. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing, 1979. p. 303-323.

Tabela 1 – Concentração média dos metais pesados (μg.g^{-1} peso úmido) nos tecidos moles do mexilhão (*Perna perna*) e no tecido muscular dos peixes (*Micropogonias furnieri* e *Mugil liza*) coletados na Baía de Guanabara

Espécie	**Hg**	**Zn**	**Cu**	**Fe**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Cr**
Micropogonias furnieri (corvina) N = 22	0,3 ± 0,2	3,2 ± 0,5	0,6 ± 0,3	2,1 ± 0,6	1,0 ± 0,1	0,08±0,05	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,3
Mugil liza (tainha) N = 22	0,02±0,004	3,8 ± 1,3	0,4 ±0,2	8,3 ± 2,2	0,9 ± 0,3	0,06±0,02	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,06
Perna perna (mexilhão) N = 41	0,03 ± 0,01	28,0±14,0	1,4 ± 0,4	31,6 ±11,1	1,8 ± 0,6	0,06±0,02	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1

Tabela 2 – Intervalo das concentrações dos metais pesados (μg.g^{-1} peso seco) nos tecidos moles do *Perna perna* coletados em diversos pontos da costa brasileira.

Local de Amostragem	**Hg**	**Zn**	**Cd**	**Pb**	**Cu**	**Cr**	**Fe**	**Ni**
Baía de Ubatuba-SP (AVELAR et al., 2000)	-	43 – 129	1,0 - 4,6	3,9 - 60	1,6 - 8,9	0,2 - 48,5	-	-
Rio Grande do Sul (BARAJ et al., 2003)	0,05-0,2	41 – 109	0,09 – 1.0	0,4 - 1,2	3,8 - 20,6	0,5 - 2,9	255 - 971	-
Baía de Guanabara-RJ (CARVALHO; LACERDA, 1986)	-	119 – 497	-	4,2 – 5,1	6,9 – 11,4	-	85,9 – 105,0	5,1 – 8,3
(FRANCIONI et al., 2004)	-	89,1 – 307,1	0,1 – 0,4	-	0,4 – 12,5	0,2 – 1,0	-	-
Trabalho atual	**0,05-0,2**	**89,6 – 236,2**	**0,2 - 0,5**	**2,2 - 3,7**	**6,0 - 9,5**	**1,7 - 3,3**	**85,1 - 285,1**	**6,8 – 8,2**

As concentrações dos metais pesados em peso úmido foram convertidas em peso seco assumindo que o teor de água nos tecidos moles corresponde a 80 %

Tabela 3 – Significância obtida através do teste U para a diferença de concentração de cada metal entre as espécies estudadas: corvina (c) x tainha (t); corvina (c) x mexilhão (m); tainha (t) x mexilhão (m).

Espécie x espécie	Zn	Hg	Cu	Fe	Cd	Pb	Cr	Ni
c x t	p > 0,05	**p < 0,05**	p > 0,05	**p < 0,05**	p > 0,05	**p < 0,05**	p > 0,05	p > 0,05
c x m	**p < 0,05**	**p < 0,05**	**p < 0,05**	**p < 0,05**	p > 0,05	p > 0,05	**p < 0,05**	**p < 0,05**
t x m	**p < 0,05**	p > 0,05	**p < 0,05**	**p < 0,05**	p > 0,05	**p < 0,05**	**p < 0,05**	**p < 0,05**

p < 0,05 = significativo

Tabela 4 – Valor de F e a distância de Mahalanobis (D^2) entre as diferentes espécies da biota aquática da Baía de Guanabara analizadas, dados a partir da análise de discriminante.

Espécie x espécie	Valor de F	Distância de Mahalanobis (D^2)
Corvina x tainha	7,7	15,1
Corvina x mexilhão	38,8	121,9
Tainha x mexilhão	29,0	91,1

percentual correto de classificação = 97 %