

# ABORDAGEM DOSE-RESPOSTA PARA AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO (“DRAC”) POR MERCÚRIO EM PEIXES. ESTUDO DE CASO: MERCÚRIO EM CORVINAS (*Micropogonias furnieri*) DA BAÍA DE GUANABARA-RJ

**Cristiane Andrade de Lima**

Bolsista de Inic. Científica, Eng. Química, UERJ

**Zuleica Carmen Castilhos**

Orientadora, Farmaceutica, D. Sc.

## RESUMO

Foi aplicada a metodologia de dose-resposta para avaliação da contaminação (DRAC) por mercúrio em tecido muscular de corvinas (n=23), oriundas da Baía de Guanabara. A metodologia orientou as coletas de peixes em três faixas de tamanho. A razão entre as concentrações de Hg no filé e no fígado demonstraram que a corvina pode ser considerada como um organismo indicador apropriado para avaliação de contaminação mercurial. A estimativa de taxa de captação diária (TCD) de Hg, utilizando-se a DRAC,

resultou em  $0,74 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Comparada ao valor de TCD de  $0,15 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , calculada para dados de literatura de 1990, concluiu-se ter havido um acréscimo significativo na magnitude da contaminação e/ou na biodisponibilidade de mercúrio na Baía da Guanabara durante a última década. A mesma tendência foi demonstrada utilizando-se testes estatísticos tradicionais relacionando teores médios de Hg em filé.

## 1. INTRODUÇÃO

A Baía de Guanabara é um ecossistema tropical, localizado no estado do Rio de Janeiro. Cerca de 7.000 indústrias estão instaladas em sua bacia de drenagem. Inúmeros trabalhos demonstram que a Baía de Guanabara encontra-se impactada por matéria orgânica e substâncias tóxicas, tais como os metais pesados. Wasserman et al. (2000) demonstram que os teores de mercúrio (Hg) nos sedimentos variam desde valores considerados de base, como  $0,05 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$  até valores superiores a  $30 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Muitos parâmetros são importantes na biodisponibilidade do Hg nos sistemas hídricos. Em geral, o Hg presente nos sistemas aquáticos é metilado principalmente por bactérias presentes nos sedimentos, formando o metilmercúrio (MeHg). O MeHg é uma substância neurotóxica e teratogênica, sendo que a ingestão de peixes contaminados constitui-se na principal via de exposição ambiental dos seres humanos ao MeHg. Além das cargas de Hg presentes nos sedimentos, deve-se considerar as condições ambientais do corpo hídrico, tais como a bioprodução; fatores dependentes da fisiologia da biota local, como tamanho, peso, idade, taxa metabólica; e também características da cadeia trófica do ecossistema aquático. O MeHg bioacumula e biomagnifica na biota aquática, sendo eficientemente transferido através da cadeia trófica e atinge os mais elevados teores em peixes carnívoros, em aves que se alimentam destes peixes e no homem. De 75 a 90% do Hg total em peixes apresenta-se na forma de MeHg.

Em um ecossistema aquático, os peixes carnívoros mostram as maiores concentrações de metilmercúrio e por esta razão eles têm sido utilizados como indicadores da biodisponibilidade do metilmercúrio em sistemas hídricos. *Micropogonias furnieri*, de nome popular "corvina" é um peixe característico da região tropical, ocorrendo ao longo de toda a costa brasileira. Esta espécie tem sido utilizada para investigação de contaminação de mercúrio em estuários brasileiros (Kherig, 1992) e é uma das espécies de peixes mais empregada na dieta alimentar das populações costeiras. A alimentação básica da corvina é constituída por alguns invertebrados marinhos e pequenos peixes (Vazzoler, 1975).

Outro importante parâmetro relacionado à biodisponibilidade de contaminantes refere-se ao comportamento sedentário ou migratório dos peixes. Peixes que migram entre áreas com diferentes níveis de mercúrio geralmente mostram diferentes estágios de acumulação, não sendo apropriados como indicadores da contaminação mercurial. A análise da relação das concentrações de Hg no músculo e de Hg no fígado tem sido indicada para se avaliar o comportamento migratório de peixes (Downs et al., 1999). Tal abordagem supõe que maiores concentrações de MeHg no fígado do que no filé indicam absorção recente, não mostrando equilíbrio entre as concentrações no peixe e no ambiente e sugerindo comportamento migratório.

Tem-se buscado normalizadores para os dados empíricos com o objetivo de se comparar espacial e/ou temporamente os níveis de Hg em peixes, e para a calibração de modelos matemáticos que tratam da biodisponibilidade do Hg em meio aquático. Por exemplo, sugere-se utilizar apenas peixes de 1Kg (espécie "pike") (Johnels et al., 1967; Håkanson, 1991), ou peixes de apenas um ano de idade (Post et al, 1996) ou peixes de uma espécie determinada, com específico tamanho (Scruton, et al., 1994) ou peso (Watras et al., 1998). Mesmo quando se utiliza tais normalizadores, em geral, o coeficiente de variação dos teores de Hg se mostram elevados a ponto de dificultar a diferenciação da magnitude da contaminação entre os ecossistemas aquáticos.

Sugerimos utilizar a abordagem de dose-reposta para avaliação da contaminação de mercúrio em peixes (DRAC). O tamanho de uma específica espécie de peixe pode inferir idade, aqui significando tempo de exposição e, a partir da interrelação dose-resposta, é possível derivar taxas de captação diária de Hg. Esta metodologia foi empregada pela primeira vez na avaliação da contaminação mercurial da ictiofauna do rio Tapajós, Amazônia Brasileira (Castilhos, et al., 2001). Posteriormente, a DRAC foi empregada em dados de literatura, onde foram analisadas 6 espécies de peixes oriundos de 8 diferentes ecossistemas, incluindo ecossistemas lênticos, lóticos, estuarinos e marinhos (Castilhos & Lima, 2001).

## 2. OBJETIVO

O objetivo do presente estudo é aplicar a metodologia de dose-resposta para avaliação da contaminação (DRAC) por mercúrio em tecido muscular de corvinas (*Micropogonias furnieri*), oriundas da Baía de Guanabara, visando: (i) testar a metodologia para orientar coletas de peixes; (ii) estabelecer a interrelação dose-resposta para as corvinas (iii) estimar suas taxas de captação diária de Hg, (iv) estimar o tempo de exposição necessário para o acúmulo atingir 500µg.Kg-1, concentração considerada limite para o consumo humano e adotado em diversos países, (v) avaliar comportamento migratório da corvina através da razão Hg filé:figado e, (vi) realizar uma comparação temporal da magnitude da contaminação mercurial em corvinas oriundas da Baía da Guanabara, em duas épocas, separadas por um período de aproximadamente uma década: em 1990 e em 2001.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Coleta de peixes

Foram coletadas 23 corvinas oriundas da Baía de Guanabara, durante os meses de abril e maio de 2001, com auxílio de pescador da colônia de pesca da praia de Copacabana-RJ.

Essas coletas foram orientadas pelo método DRAC (item 3.3), estratificadas ao azar, buscando indivíduos pertencentes a três diferentes intervalos de idade ou tempo de exposição, inferidos pelo tamanho. Foram selecionados os diferentes tamanhos através de curva de crescimento para corvinas (Kherig, 1992). Na tabela 1 são mostrados os intervalos de tamanho, tempo de exposição médio e número de espécimens coletados.

**Tabela 1 - Intervalos de tamanho, tempo de exposição médio e número de corvinas coletadas**

| Tamanho (mm) | Tempo de exposição médio (anos) | Número de corvinas coletadas |
|--------------|---------------------------------|------------------------------|
| < 300        | 0.5                             | 8                            |
| 301 - 400    | 1.5                             | 9                            |
| >401         | 3.75                            | 6                            |

Após a coleta, os peixes foram pesados e medidos. A seguir, retirou-se a pele e, em seguida, foram retirados o tecido muscular e o fígado de cada espécimen. O tecido muscular foi picado, homogeneizado e guardado em frascos de vidro, com tampa, sob refrigeração abaixo de 4°C. O tecido hepático foi guardado diretamente em frasco de vidro e refrigerado sob igual temperatura.

#### 3.2 Análise das amostras

Foram pesados aproximadamente 0,5 g de amostra (músculo ou fígado) em balão volumétrico de 50 mL, ao qual foram adicionados 2 mL de  $\text{NH}_3\text{-HClO}_4$  (1:1), 5 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , e 1 mL de  $\text{H}_2\text{O}$  (livre de mercúrio). Essa mistura foi aquecida em placa quente à 230-250°C por 20 minutos. Depois de resfriada, a solução de amostra digerida foi avolumada para 50 mL com água. Uma alíquota (5 mL) desta amostra foi introduzida no Automatic Mercury Analyzer

Hg 3500, que consiste em um sistema de geração de vapor frio de mercúrio e espectrofotômetro de absorção atômica (KK.Sanso SS).

### 3.3 Metodologia de dose-resposta para avaliação da contaminação (DRAC)

A metodologia para a aplicação da interrelação dose-resposta está detalhadamente explicada em Castilhos et al., 2001, e será brevemente descrita a seguir.

Essa metodologia compreende 2 etapas. A primeira etapa relaciona as concentrações teciduais do poluente ao tempo de exposição, inferido pelo tamanho e/ou idade do peixe. A segunda etapa coloca os dados na perspectiva da interrelação dose-resposta e resulta em estimativas de taxa de captação diária do poluente específica para a espécie de peixe, local e época de coleta do estudo. Através destas taxas de captação diária é possível estimar-se o tempo de exposição necessário para acúmulo tecidual de Hg acima de 500 µg.Kg<sup>-1</sup>.

Em geral, as concentrações de Hg em peixes mostram grande variabilidade individual. A interrelação dose-resposta possibilita absorver tais variabilidades. As respostas são de dois tipos: quantal e quantitativa. O tipo quantal é utilizado para estimar-se a concentração de um material que afeta 50% dos organismos sob teste, resultando em uma dose efetiva média (DE 50% ou DE50). Nesta análise, um organismo mostra ou não o efeito pesquisado. Deve-se escolher o efeito a ser observado. Assim, uma percentagem dos organismos estudados mostrará o efeito a ser observado, sob específicas condições de estudo. No presente trabalho, o efeito escolhido para ser observado é a acumulação de Hg no tecido muscular e no fígado do peixe, com o valor médio de concentração tecidual da amostragem considerada, sendo chamada de dose de acúmulo 50 ou DA50. Temos utilizado o método probit para o cálculo da DA50. Os tempos de exposição potenciais foram transformados em seus logaritmos e a frequência das respostas foram transformadas em unidades probit. Através da DA50 é possível estimar-se o tempo de exposição necessário para que metade dos espécimens atinjam os níveis teciduais de Hg considerado como efeito a ser observado. Aceitando-se que a exposição e resposta podem ser interrelacionadas conforme a equação:  $t_{\text{exposição}} * C = \text{resposta}$  (adaptado de Dämgen & Grünhage, 1998); na qual uma específica resposta (constante) pode ser atingida após um tempo de exposição sob concentração "C" no ambiente aquático. Tais concentrações resultarão em potencial taxa

diária de captação, expressa em  $\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ . A partir deste resultado, foi possível determinar o tempo de exposição para se atingir a resposta de  $500\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}$ .

### 3.4 Tratamento estatístico dos dados

Foram utilizados os programas SPSS e Statistics para análise estatística exploratória e para se verificar diferenças entre amostras independentes. Foram utilizados o teste T de Student, após verificação de variância entre os grupos; e o teste não paramétrico de Mann-Whitney U - Wilcoxon. As correlações foram investigadas através do teste de correlação de Spearman e do teste de Pearson. O menor nível de significância aceito no presente trabalho foi de  $p < 0,05$ , ou seja 5% de probabilidade de que a hipótese nula foi rejeitada e era verdadeira.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O limite de detecção foi calculado para a curva padrão construída durante as análises, segundo Miller & Miller, 1993. Efetuando os cálculos apropriados, o limite de detecção resultou em  $10 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$  para amostras líquidas e  $1 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  para amostras sólidas. A acuracidade das análises foi testada utilizando-se determinações paralelas em amostras certificadas de músculo de peixes (DORM 1). O coeficiente de variação entre triplicatas não superou 10%, o que significa adequada precisão para o método. O erro relativo foi estabelecido em 4,8% ( $n=15$ ), indicando adequada acuracidade.

Para avaliar o comportamento migratório das corvinas foi investigada a razão das concentrações de MeHg no músculo e de MeHg no fígado. Foi determinado em filé de corvinas que 98% do mercúrio total estava na forma de metilmercúrio (Kherig et al., 2001). A proporção de MeHg para Hg total em filé de várias espécies de peixes não mostra dependência da idade (Westoo, 1973). Pode-se assumir, em um primeiro momento, que aproximadamente 100% do Hg total encontrado no filé das corvinas seja MeHg, independente da idade do espécimen. Por outro lado, espera-se que a proporção de mercúrio inorgânico seja maior no fígado, devido a sua maior retenção pela metalotioneína presente neste órgão (Konovolov, 1994). Como não foi analisado MeHg, utilizou-se a expressão:  $\text{Hg Total no filé} / (0,4 \cdot \text{Hg total no fígado})$  para o cálculo da razão (Downs et al., 1999). O teor médio de Hg nos

filés ( $180 \pm 66 \text{ ?g.Kg}^{-1}$ ) foi relacionado ao teor médio de Hg nos respectivos fígados ( $182 \pm 106 \text{ ?g.Kg}^{-1}$ ,  $n=16$ ) e resultaram em uma razão média de 3,9 com faixa entre 1,1 e 14,0. Assume-se que razões maiores do que a unidade indicam equilíbrio no processo de acumulação. Assim, podemos sugerir que as corvinas amostradas estão em equilíbrio com o meio, podendo ser consideradas indicadoras das condições ambientais da Baía de Guanabara.

Na Tabela 2 são comparados comprimento, peso e teores de Hg em corvinas coletadas em 1990 e em 2001, utilizando-se o teste t-Student (paramétrico) e o teste de Mann-Whitney (não-paramétrico). Houve total concordância nos resultados utilizando-se ambos os testes. Os dados de teores de Hg muscular, peso e comprimento de corvinas, referentes à coleta em 1990 estavam disponíveis na literatura (Kherig, 1992). As corvinas coletadas em 2001 apresentaram maior peso do que as coletadas em 1990, tanto para a amostragem completa quanto para os três intervalos de tamanho estudados. Não foi encontrada diferença no tamanho dos espécimens para a amostragem total. Para os teores de Hg, considerando a amostragem total, os resultados demonstram acréscimo significativo de 1,5 vezes em 2001. Embora os teores de mercúrio em filé de corvinas maiores do que 401mm não difiram entre 1990 e 2001, os espécimens de tamanho entre 300 e 400mm aumentaram em 1,4 vezes e os menores do que 300mm mostraram acréscimo de 3,6 vezes nos teores de Hg. Kherig et al. (2001), analisando os teores de Hg em corvinas coletadas em 1998 ( $n=20$ ) e em 1990 ( $n=61$ ) não encontrou diferenças significativas. Nossos resultados, entretanto, sugerem maior biodisponibilidade de mercúrio comparado há uma década atrás, principalmente para os espécimens jovens, com idade em torno de 1,5 ano.

Dentre as hipóteses a serem consideradas, podemos citar a maior disponibilidade de metilmercúrio na coluna d'água, o qual seria absorvido através da respiração pelos peixes mais jovens, que se alimentam menos do que os mais velhos, porém mostram taxas metabólicas mais elevadas. A partir dos resultados obtidos, concluímos que as corvinas mais jovens estão expostas a amostragem deverá ser ampliada com espécimens de tamanho inferior a 401mm e sobretudo, com espécimens menores do que 300mm.

Não foi observada correlação entre tamanho, peso e teor icidual de Hg em corvinas coletadas em 2001 ( $n=23$ ). Há correlação entre peso e concentração de Hg ( $p<0,001$ ) e tamanho e concentração de Hg ( $p<0,001$ ) considerando-se a amostragem realizada em 1990. Em geral, em ambientes contaminados

a correlação entre peso e/ou tamanho e teor tecidual de Hg é menos evidente (Phillips, 1980), o que reforça a hipótese de acréscimo na biodisponibilidade de Hg na Baía de Guanabara.

**Tabela 2 - Concentração de Hg total, tamanho e peso (média ± desvio padrão) de corvinas da Baía de Guanabara coletadas em 1990 e em 2001 e resultados de análises estatísticas paramétrica e não-paramétrica.**

|            | Parâmetros | 1990        | 2001         | p*       | p**     |
|------------|------------|-------------|--------------|----------|---------|
| TOTAL      | [Hg]       | 109,1 ± 58  | 164,1 ± 69   | < 0,0005 | < 0,001 |
|            | Tamanho    | 457,0 ± 89  | 424,0 ± 71   | n.s.     | n.s.    |
|            | Peso       | 489,6 ± 313 | 711,5 ± 402  | < 0,01   | < 0,05  |
|            | n          | 61          | 23           | -        | -       |
| < 300 mm   | [Hg]       | 43,4 ± 20   | 156,9 ± 83   | < 0,0001 | < 0,001 |
|            | Peso       | 181,9 ± 61  | 347,3 ± 150  | < 0,001  | < 0,01  |
|            | n          | 16          | 8            | -        | -       |
| 300-400 mm | [Hg]       | 117,0 ± 45  | 169,2 ± 82   | < 0,01   | < 0,05  |
|            | Peso       | 445,3 ± 138 | 678,1 ± 260  | < 0,001  | < 0,005 |
|            | n          | 32          | 9            | -        | -       |
| > 400 mm   | [Hg]       | 168,2 ± 44  | 165,9 ± 30   | n.s.     | n.s.    |
|            | Peso       | 977,7 ± 217 | 1247,4 ± 109 | < 0,01   | < 0,01  |
|            | n          | 13          | 6            | -        | -       |

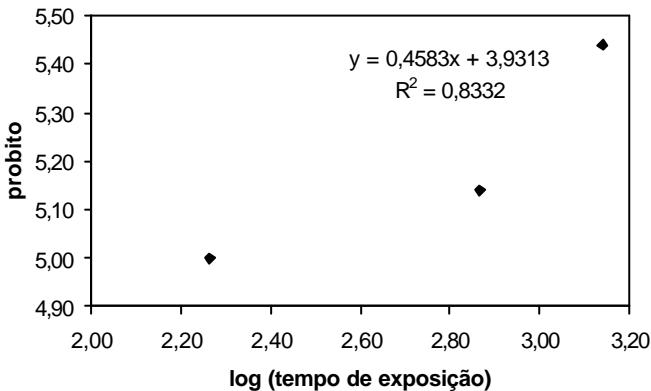
n - nº de espécimens; p\* - Teste t-Student; p\*\* - Teste de Mann-Whitney; n.s.- não significativo

Os teores de Hg no filé referentes a 1990, após submetidos à DRAC, resultaram em taxa de captação diária de Hg de 0,15  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ , com dose de acúmulo (DA50) de 100  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Esta taxa estimou que, em 9,2 anos de idade ou tempo de exposição, metade das corvinas amostradas atingiriam 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Castilhos, 1999).

Na amostragem de 2001, o efeito a ser observado (ou Dose de Acúmulo 50 - DA50) foi estabelecido em 160  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , valor médio da concentração de Hg na amostragem total. Da avaliação das respostas foram derivados os probitos, os quais foram relacionados ao logaritmo do tempo de exposição. Estes dados se mostraram altamente correlacionados ( $r=0,83$ ), o que permite que a equação da reta resultante seja utilizada para a obtenção do tempo de exposição relacionado à DA50. A representação gráfica da interrelação dose-resposta está mostrada no Gráfico 1. Assim, para que metade das corvinas oriundas da Baía de Guanabara apresentem teores de Hg acima de 160  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , o tempo de exposição necessário é de cerca de 0,6 ano. A



exposição e resposta podem ser interrelacionadas utilizando-se a equação:  $\text{exposição} * C = \text{resposta}$ ; onde,  $\text{resposta} = 160 \text{ g.Kg}^{-1}$ ; tempo de exposição = 0,6 ano e  $C = \text{taxa diária de captação de Hg por corvinas da Baía de Guanabara}$ . Os resultados estimaram uma taxa diária de captação de Hg de  $0,74 \text{ g.Kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . A partir deste resultado, foi possível determinar-se que, em aproximadamente 2 anos de exposição, metade das corvinas da população da Baía de Guanabara atingiriam a resposta de  $500 \text{ g.Kg}^{-1}$ . Estes resultados mostram um acréscimo de aproximadamente 5 vezes na biodisponibilidade do Hg na última década. Esta estimativa de acréscimo mostrou-se superestimada quando comparada à dos testes estatísticos e aos teores de Hg presentes em peixes maiores do que 401mm. Por esta razão, sugerimos que a amostragem de corvinas seja ampliada com espécimens de tamanho inferior a 400mm, e sobretudo, com espécimens menores do que 300mm.



**Gráfico 1.** Representação gráfica da interrelação dose-resposta em corvinas coletadas em 2001 na Baía de Guanabara.

## 5. CONCLUSÕES

As corvinas oriundas da Baía de Guanabara mostraram-se em equilíbrio com o meio aquático em que vivem, podendo-se concluir que as mesmas são apropriadas como indicadores de contaminação mercurial. Os resultados da comparação temporal (1990-2001) sugerem ter havido acréscimo significativo na magnitude da contaminação e/ou na biodisponibilidade de mercúrio na Baía da Guanabara durante a última década. A metodologia DRAC foi capaz

de orientar as coletas de peixes para avaliação de magnitude de contaminação mercurial aquática. Permitiu, também, que fossem identificadas as faixas de tamanho onde ocorreram os maiores incrementos de Hg tecidual. Entretanto, suas estimativas de acréscimo na biodisponibilidade do Hg mostraram-se superestimadas quando comparadas às dos testes estatísticos e aos teores de Hg presentes em peixes maiores do que 401mm. Sugerimos, portanto, que ambas as abordagens sejam utilizadas paralelamente.

## AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem ao CNPq pelas bolsas concedidas e à Patrícia Araújo pelo auxílio durante a execução deste trabalho.

## BIBLIOGRAFIA

- CASTILHOS, Z. C., LIMA, C. A.. (2001). "A field dose-response approach (DRAC- dose-resposta para avaliação da contaminação) as a tool for environmental Hg contamination assessment in fish". Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology - SUBMETIDO
- CASTILHOS, Z. C., BIDONE, E.D. HARTZ, S.M. (2001) "Bioaccumulation of hg by tucunaré (*Cichla* spp.) from tapajós river region, brazilian amazon. A field dose-response approach". Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v.66, n.5, p.631-637.
- CASTILHOS, Z.C. (1999) "Estimativa da taxa de captação diária de Hg por *Micropogonias furnieri* a partir da interrelação dose-resposta em quatro estuários brasileiros". "Workshop" Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos, UFF/FAPERJ: 08 a 10 de novembro de 1999, p.22.
- DAMGEN, U.; GRÜNHAGE, L. (1998) "Response of a grassland ecosystem to air pollutants. V. A toxicological model for He assessment of dose-response relationship for air pollutants and ecosystems". Environ Pollut 101, p.375-380.
- DOWNS, S.G., MACLEOD, C.L., JARVIS, K., BIRKETT,J.W., LESTER, J.N. (1999). "Comparison of mercury bioaccumulation in Eel (*Anguilla anguilla*) and roach (*Rutilus rutilus*) from river systems in east anglia, UK I. Concentrations in fish tissue". Environmental Technology, V. 20, p. 1189-1200.
- HAKANSON, L. (1991). "Mercury in fish:geographical and temporal perspectives". Water Air Soil, 55, p. 159-177.

- JOHNELS, A.G.T., WESTEMARK, T., BERG, W., PERSSON, P.I., SJONSTRAND (1967). "Pike (*Esox lucius* L) and some other aquatic organisms in Sweden as indicator of mercury contamination in the environment". *Oikos* 18, p. 232- 233.
- KERIG, H.A. (1992) . "Estudo comparativo dos níveis de concentração de mercúrio total em corvinas (*Micropogonias furnieri*) de quatro estuário brasileiros". Dissertação de mestrado - PUC-Rio de Janeiro.
- KERIG, H.A., MOREIRA, I., MALM, O., PFEIFFER, W.C. (2001). "Especiação e acumulação de mercúrio pela biota da Baía de Guanabara-RJ". *Efeitos de poluentes em organismos marinhos*, p. 165-182.
- KONOVOLOV, Y.D. (1994). *Hydrobiol. J.* 30, 47.
- MILLER, J. C., MILLER, J. N. (1993). "Estatística para química analítica", 2ª ed. Wilmington, Delare, E.U.A. Wefley Iberoamerican, p. 100-106.
- PHILLIPS, D.J.H. (1980) "The effects of age (size, weight) on trace metals in aquatic biota. In: Mellanby K (ed) *Quantitative aquatic biological indicators*". Applied Science Publishers, Essex, England.
- POST, J.R., VANDENBOS, R., McQUEEN, J. (1996). "Uptake rates of food-chain and waterborne mercury by fish: field measurements, a mechanistic model and an assesment of uncertainties". *Can J Fish Aquat Sci* 53, p. 395-407.
- SCRUTON, D.A., PRITICREW, E.L., LEDREW, L.J., ANDERSON, M.R., WILLIAMS, U.P., BENNET, B.A., HILL, E.L. (1994). "Methylmercury levels in fish tissue from three reservoir systems in Insular Newfoundland, Canadá". In: Watras CJ, Huckaabee JW *Mercury Pollution: Integration and Syntesis*. Lewis publishers, USA, p.727.
- VAZZOLER, G. (1975). "Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciandae da plataforma continental brasileira entre as latitudes 29° 21'S e 33° 41'". *Bull. Inst. Oceanogr.*, São Paulo 24, p.85-169.
- WASSERMAN, J.C., FREITAS-PINTO, A.A.P., AMOUROUX, D. (2000). "Mercury concentrations in sediment profiles of a degraded tropical coastal environment". *Environmental Tecnology*, vol.21, p.297-305.
- WATRAS, C.J., BACK, R.C., HALVORSEN, S., HUDSON, R.J.M., MORRISON, K.A., WENT, S.P. (1998). "Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs". *Sci Tot Environ* 19, P.183-208.
- Westöo, G. (1973). "metilmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages". *Science*, v.181, p.567-568.