

Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública

Total mercury in muscle of the shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) and swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, from the South-Southeast coast of Brazil and the implications for public health

Adriana C. L. Dias ¹
Jean R. D. Guimarães ¹
Olaf Malm ¹
Paulo A. S. Costa ²

Abstract

Total mercury (THg) was analyzed in muscle tissue from the blue shark Prionace glauca and the swordfish Xiphias gladius, obtained from the South and Southeast coast of Brazil, to verify compliance with current limits for human consumption. Samples were obtained through the REVIZEE Program and a commercial fishery in Itajaí, Santa Catarina State. A total of 95 specimens were analyzed (48 X. gladius and 47 P. glauca), and correlations were checked between THg and fish length and weight. THg ranged from 0.13 to 2.26 µg g⁻¹ (fresh weight), and there was no significant difference between the means for P. glauca, 0.76 ± 0.48 µg g⁻¹ (f.w.) and X. gladius, 0.62 ± 0.31 (Mann-Whitney test, p < 0.05). In 16% of samples, THg was above the limits set by the National Health Surveillance Agency (ANVISA), namely 1 µg g⁻¹, and 62% exceeded the World Health Organization (WHO) limit of 0.5 µg g⁻¹. The ingestion of 100g/day-1 of P. glauca or X. gladius would result in a daily THg intake of more than twice the WHO (1990) suggested limit.

Mercury; Environmental Pollution; Fishes

Introdução

A contaminação de compartimentos ambientais (atmosfera, oceanos, solos e rios) por poluentes persistentes, que apresentam efeitos tóxicos e cumulativos aos organismos, como é o caso do mercúrio (Hg) ¹, vem atingindo proporções globais graças à persistência e mobilidade destes poluentes.

O mercúrio pode ser encontrado no ambiente em diversos compartimentos naturais como solos, rochas e vulcões, também em lagos, rios e oceanos, em uma grande variedade de estados físicos e químicos, influenciando os processos biológicos destes compartimentos ². Sua toxicidade depende da forma físico-química que o elemento pode apresentar. Estima-se que cerca de 10 mil toneladas de mercúrio de origem natural e antrópica são lançadas anualmente para o meio ambiente em todo o mundo ³.

Por apresentar uma elevada toxicidade e tendência à bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, o mercúrio é reconhecido como um poluente potencialmente perigoso no ambiente marinho. A principal forma de mercúrio liberada no ambiente marinho é o inorgânico, que pode se converter em metilmercúrio (CH₃Hg⁺), por meio da metilação bacteriana ⁴.

O metilmercúrio (MeHg) é a forma orgânica do mercúrio considerada de maior toxicidade, e constitui cerca de 40% a 100% do mercúrio total no tecido muscular dos peixes, pois possui grande

¹ Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Correspondência

J. R. D. Guimarães
Laboratório de Traçadores
W. C. Pfeiffer, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Prédio do CCS, Bloco G, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ 21941-900, Brasil.
jeanrdg@biof.ufrj.br

afinidade pelos grupos sulfidrílicos presentes nas proteínas. Sua neurotoxicidade se deve à grande afinidade do MeHg pelas células nervosas, mesmo quando presente em baixas concentrações no organismo. O MeHg é um agente teratogênico e a exposição pré e perinatal ao MeHg prejudica o desenvolvimento do sistema nervoso central, podendo provocar vários distúrbios cerebrais no feto, em concentrações que não afetam a mãe⁵.

Em populações ribeirinhas da Amazônia com alto consumo de peixe, Lebel et al.⁶ e Dolbec et al.⁷, entre outros autores, observaram efeitos neurotóxicos relacionados ao Hg, sutis porém quantificáveis, como redução do campo visual e do desempenho psicomotor. Na mesma região, outros autores também observaram efeitos imunológicos e cardiovasculares tanto em adultos quanto em crianças^{8,9}.

Em regiões costeiras há também expressivo consumo de peixes e alimentos de origem marinha, e, no tocante à exposição ao mercúrio, são grupos humanos críticos aqueles com maior consumo de peixe, tal como comunidades isoladas e/ou ocupacionalmente envolvidas na pesca, dependentes exclusivamente de peixes e outras espécies aquáticas como fonte de proteína animal³. No Brasil, não há dados sobre as taxas de ingestão de Hg em grupos críticos costeiros.

Os grandes carnívoros de topo de cadeia são peixes de vida longa, e seus elevados níveis de mercúrio são adquiridos devido à bioacumulação durante sua vida e à biomagnificação que este elemento sofre ao longo da cadeia trófica¹⁰. Poluentes orgânicos persistentes como o diclorodifenil-tricloroetano (DDT) e o bifenil policlorado (PCB) seguem vias semelhantes¹¹, e em certas cadeias tróficas marinhas também o cádmio (Cd)¹², fazendo do consumo desses peixes uma via de exposição simultânea ao conjunto desses poluentes. Chicourel et al.¹³, Pinho et al.¹⁴ e Ferreira et al.¹⁵ observaram elevadas concentrações de mercúrio total (THg) em cações de diferentes espécies do litoral brasileiro.

Por apresentarem risco de toxicidade para seus consumidores, pode haver necessidade de orientação no consumo e de monitoramento das diferentes espécies utilizadas como alimento. Para os grupos críticos de exposição, que apresentam elevadas taxas de consumo, devem-se desenvolver estratégias de comunicação de risco¹⁶, de forma a limitar a exposição aos poluentes sem reduzir significativamente o consumo de peixe e seus numerosos benefícios à saúde.

No presente trabalho, foram analisadas as concentrações de THg no tecido muscular das espécies pelágicas *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, coletadas nas regiões sul e sudeste da costa brasileira.

As concentrações foram comparadas com dados biométricos (peso, comprimento e sexo) e com os limites máximos de Hg em pescado para consumo, estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS)³ e pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA)¹⁷.

As espécies analisadas (*P. glauca* e *X. gladius*) apresentam interesse tanto pelo aspecto ecológico quanto pelo comercial, pois são espécies pelágicas de topo de cadeia alimentar marinha que tendem a acumular expressivas concentrações de mercúrio no tecido muscular e são comercializadas principalmente como produto de exportação e também nos grandes centros de abastecimento das regiões Sul e Sudeste do país. *X. gladius* compõe atualmente cerca de 50% dos peixes capturados por barcos espinheleiros no Brasil.

Materiais e métodos

Espécies estudadas

A espécie *P. glauca* é conhecida vulgarmente como tubarão azul, pertence à classe dos Elasmobranchii, ordem dos Carchariformes, e à família Carcharidae. Seu comprimento máximo pode chegar a 400cm, e seu peso máximo a 206kg. Possui habitat marinho pelágico, podendo ser encontrado em profundidades que variam de 0m a 350m, em regiões tropicais e temperadas. Sua dieta é composta de pequenas presas, principalmente de peixes ósseos, lulas e outros invertebrados, mas também consome restos de mamíferos e ocasionalmente aves marinhas¹⁸.

Conhecida vulgarmente como espadarte, a espécie *X. gladius* pertence à classe dos Osteichthyes, ordem dos Perciformes, e à família Xiphiidae. Possui habitat: oceânico cosmopolita, pelágico e costeiro; encontra-se presente em águas tropicais e temperadas que apresentam temperatura de 18 a 22°C. No Brasil está presente em toda a zona costeira. Seu comprimento máximo pode chegar a 445cm e o peso máximo a 650kg. Embora seja uma espécie principalmente de águas quentes, possui uma ampla tolerância térmica e pode ser encontrada em águas de 5 a 27°C, ocorrendo desde a superfície até profundidades maiores que 600m. O espadarte alcança a maturidade sexual por volta do 5º-6º ano de idade (<http://www.fishbase.com>, acessado em 07/Jan/2005).

Amostragem

Os espécimes analisados foram obtidos por meio do Programa REVIZEE (Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva), e coletados na região central da costa do Brasil, diante do litoral dos estados do Espírito Santo e Bahia, entre os meses de agosto e setembro de 2001. Também foram analisadas amostras oriundas de embarcações de pesca comercial em atividade ao largo de Itajaí (Santa Catarina), na área entre o sul de Rio Grande (Rio Grande do Sul) e leste do Chuí (Rio Grande do Sul), durante os meses de junho e julho de 2002 (Figura 1). Ambas as áreas de coleta localizam-se em regiões oceânicas, portanto em ambiente oligotrófico, com alta profundidade e isento de fontes pontuais de contaminação por mercúrio. Foram analisados 95 espécimes, sendo 48 da espécie *X. gladius* e 47 da *P. glauca*, dos quais retirou-se cerca de 100 g de tecido muscular da região peduncular próxima à nadadeira caudal.

Metodologia analítica

Alíquotas de aproximadamente 0,4g de peso úmido (p.u.) de tecido muscular retiradas com auxílio de um bisturi com lâmina de aço inoxidável foram pesadas em balança analítica (modelo AB204, Mettler-Toledo) de precisão igual a 0,1mg e transferidas para tubos de ensaio para posterior digestão ácida. As amostras em triplicata juntamente com os brancos de reagentes e o material certificado eram submetidos à digestão ácida, utilizando-se 1mL de H₂O₂ e 3mL de H₂SO₄: HNO₃ concentrados 1:1 e mantidas em banheira a 60°C por uma hora. Ao atingir a temperatura ambiente, adicionava-se às amostras 5mL de KMnO₄ 5%, deixando em repouso por uma noite. Após redução usando-se 1mL de HONH₃Cl 12% em NaCl 12% e 13mL de H₂O deionizada, a concentração de THg era determinada por espectrofotometria de absorção atômica (EAA) com geração de vapor frio de Hg e sistema de injeção de fluxo (modelo FIMS-400, Perkin-Elmer) com amostrador automático (modelo AS-90, Perkin Elmer) e controlado por um microcomputador PC-486 433-DX e programa de computador Winlab (PerkinElmer, Waltham, Estados Unidos) ¹⁹. A curva de calibração cobriu uma faixa de 0 (branco de reagentes) a 40ngmL⁻¹.

O controle de qualidade analítica foi realizado utilizando-se materiais certificados de referência DORM-2 e DOLT-2 produzidos pelo National Research Council of Canada (Tabela 1). Os valores de referência foram comparados com os valores obtidos neste trabalho, e os coeficientes de variação entre alíquotas foram inferiores a 10%.

Resultados

Os dados de concentração de THg e peso ou comprimento de cada espécie foram submetidos ao teste não paramétrico de Mann-Whitney (teste U), e não verificou-se diferença significativa ($p > 0,05$) para estes parâmetros nos espécimes analisados.

A correlação entre os parâmetros concentração de THg e peso ou comprimento foi negativa e não significativa, provavelmente devido à pequena faixa de tamanho dos indivíduos analisados. Vlie et al. ²⁰ e Mendez et al. ²¹ verificaram uma forte correlação entre a concentração de THg e o comprimento de *X. gladius*. As correlações entre THg e peso e comprimento em peixes tendem a ser significativas e positivas, mas dependendo da espécie podem também ser negativas ou inexistentes ²². Quando conhecidas, essas correlações podem ser úteis no contexto de saúde pública, permitindo que os consumidores selecionem espécimes de tamanhos com menores teores de THg.

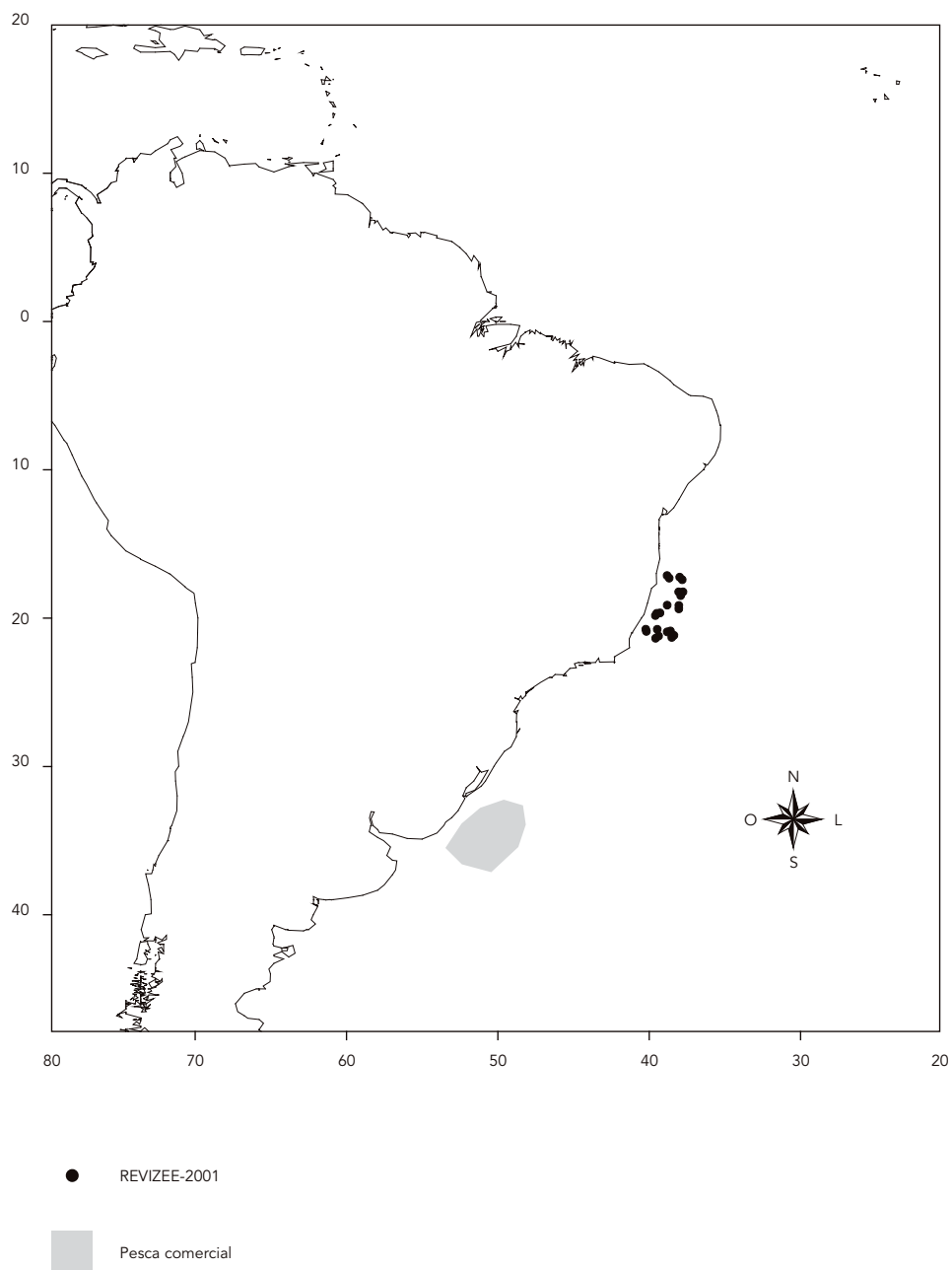
P. glauca apresentou concentração média de 0,76µgg⁻¹ e *X. gladius* 0,62µgg⁻¹ (Figura 2). Acredita-se que o principal fator que distingue essas duas espécies é o ciclo de vida, que para os elasmobrânquios é mais longo já que estes apresentam uma taxa metabólica mais lenta, assim o metal tende a permanecer por mais tempo acumulado no tecido muscular, antes de ser metabolizado. Walker ²³ verificou maiores concentrações em espécimes de elasmobrânquios do que em teleosteos capturados na costa sudeste da Austrália.

Os resultados obtidos mostraram que cerca de 15 espécimes (16%) tiveram concentrações de THg acima do limite de 1µgg⁻¹ aceito no Brasil para peixes predadores ¹⁷. Considerando o limite de 0,5µgg⁻¹ estabelecido pela OMS ³, 59 espécimes (62%) encontram-se impróprios para o consumo humano. Setenta por cento dos espécimes de *P. glauca* e 54% de *X. gladius* tiveram concentração acima de 0,5µgg⁻¹. Levando-se em consideração o limite de 1µgg⁻¹, cerca de 10,4% de *X. gladius* e 21% de *P. glauca*, tiveram suas concentrações acima deste limite (Figura 3), confirmando a tendência das espécies de topo de cadeia acumularem concentrações de mercúrio até níveis incompatíveis com o consumo humano intensivo, fato vastamente registrado na literatura ^{24,25,26,27,28,29,30}.

No entanto, limites de concentração de Hg em peixes como os sugeridos pela ANVISA e OMS só fazem sentido se associados a uma taxa de consumo de peixe. O limite de 0,5µgg⁻¹ sugerido pela OMS, por exemplo, aplica-se para um consumo de até 400g de peixe por semana para um adulto de 60kg. Como a ingestão de peixe varia

Figura 1

Mapa mostrando a distribuição das estações de coleta.



muito com a região do país, o nível sócio-econômico e os hábitos individuais, os referidos limites perdem sua utilidade, sendo baixos demais para quem consome pouco peixe e altos demais para proteger os consumidores freqüentes.

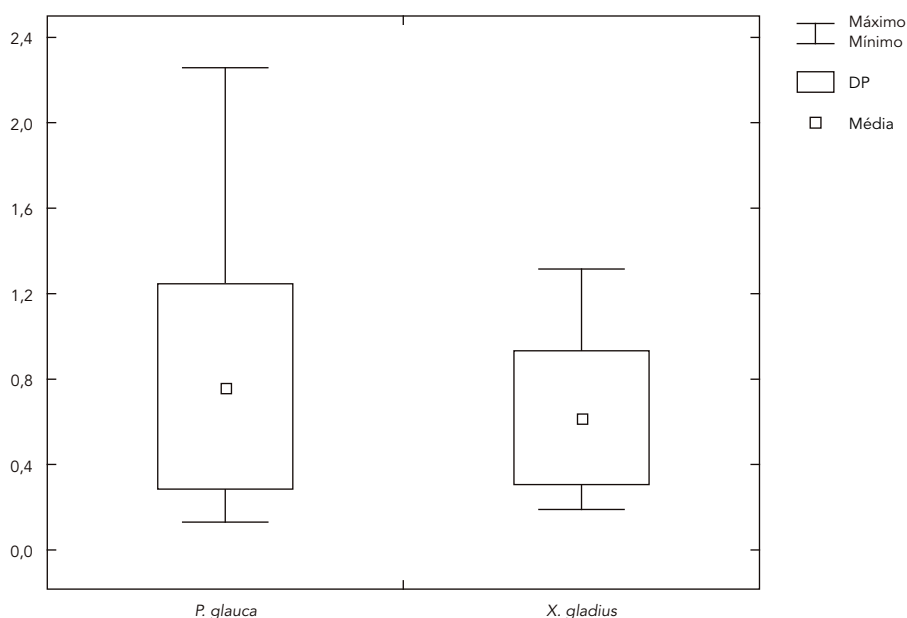
Se em lugar do limite de concentração de Hg em peixe considerar-se o limite de ingestão diária de Hg sugerido pela OMS³, de $30\mu\text{g de Hg}\cdot\text{dia}^{-1}$ para um adulto de 70kg, conclui-se que o consumo diário de apenas 39,5g de *P. glauca* ou de

Tabela 1

Concentração de THg, média e desvio padrão, em amostras de referência ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco).

Amostra de referência	Valores de referência	Valores obtidos neste trabalho	n
DORM-2	$4,64 \pm 0,26$	$4,60 \pm 0,24$	4
DOLT-2	$2,14 \pm 0,28$	$2,29 \pm 0,15$	5

Figura 2

Valores médios, desvio-padrão (DP), mínimo e máximo da concentração de THg para as amostras de *Prionace glauca* e *Xiphias gladius* (teste U, $p > 0,05$).

48g de *X. gladius* seria suficiente para atingir este limite de ingestão. Se a taxa de ingestão de peixe for de cerca de $200\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$, o limite de concentração de Hg passa a $150\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Todas as amostras analisadas no presente trabalho excederam esse valor.

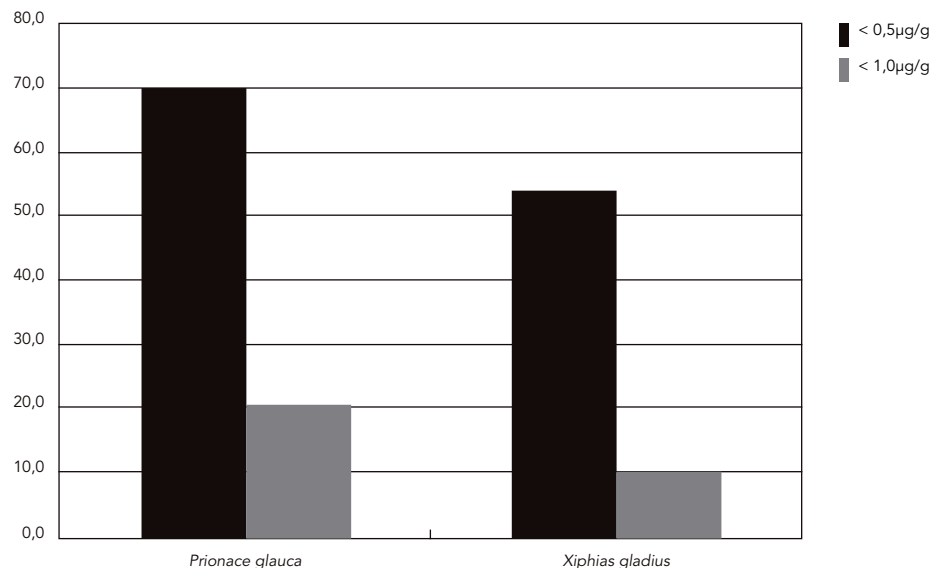
Ocorre que taxas elevadas de ingestão de peixe são corriqueiras em comunidades litorâneas ou ribeirinhas. Os estudos de Boischio & Henshel³¹, Bidone et al.³², Hacon et al.³³ e Fréry et al.³⁴ sugerem que o consumo médio de peixe em ribeirinhos da Amazônia é de cerca de 170g por dia, resultando em incorporação diária de Hg de $2,1\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Segundo Fréry et al.³⁴, em períodos de

abundância o consumo diário de peixe pode alcançar 600g. Em crianças de até 5 anos na região do rio Madeira, Boischio & Henshel³¹ estimaram uma ingestão diária de Hg de $6,4\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, e no Tapajós, Passos et al.³⁵ observaram uma ingestão diária em adultos variando de 0 a $11,8\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, com média de $0,92\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Justifica-se o estabelecimento de estratégias de comunicação de risco, dirigidas aos grupos críticos, para maximizar os numerosos benefícios do consumo de peixe e minimizar os riscos decorrentes da exposição ao Hg e outros poluentes que também sofrem biomagnificação. Isso pode ser alcançado a custo quase zero se esses

Figura 3

Porcentagem dos espécimes analisados com concentração de THg acima de 0,5 e 1 µgHg.g⁻¹ de peso úmido.



grupos estiverem informados, podendo assim, quando possível, selecionar para seu consumo espécimes de menor tamanho e de espécies com menores níveis de Hg, particularmente para mulheres em idade reprodutiva e crianças. Na região do baixo Tapajós, demonstrou-se que uma intervenção, baseada apenas na informação sobre os níveis de Hg nas espécies locais, e com o uso de um *slogan* positivo (“coma mais peixe que não come outros peixes”), reduziu em cerca de 40% a carga corporal de THg em humanos, sem afetar as taxas de consumo de peixe, apenas aumentando a proporção de espécies não-carnívoras na dieta^{36,37,38,39}. Passos et al.⁴⁰ observaram que para a mesma ingestão de Hg, pessoas que consumiam mais frutas, especialmente ingá, laranja e banana, tinham menor carga corporal de Hg. Seria portanto, oportuno levantar as espécies de frutas mais consumidas em diferentes áreas costeiras do país e seu eventual efeito regulador sobre a exposição ao Hg. Estimular o consumo de frutas poderia ser um recurso adicional, de custo zero e sem contra-indicações, para reduzir a exposição ao Hg sem afetar o consumo de peixe.

Cabe ressaltar que, a exemplo de outras questões de saúde humana relacionadas à saúde do ecossistema, a identificação dos grupos populacionais mais expostos ao Hg e a gerência dos

riscos decorrentes requerem uma abordagem multidisciplinar, efetiva participação comunitária e envolvimento dos responsáveis por serviços educacionais e de saúde, entre outros atores sociais.

Conclusão

Para a espécie *X. gladius*, cerca de 10% das amostras apresentaram concentrações de THg acima do limite de consumo estabelecido pela legislação brasileira (0,5 µgHg.g⁻¹), e para a espécie *P. glauca* foram 21% das amostras. No entanto, o consumo diário de apenas 39,5g de *P. glauca* ou de 48g de *X. gladius* seriam suficientes para atingir os limites de ingestão de Hg sugeridos pelas agências sanitárias.

A exemplo da bacia Amazônica, mais estudada no tocante à exposição mercurial, as áreas costeiras apresentam muitas comunidades com grupos críticos, de elevado consumo de peixes predadores. É importante mapear esses grupos, avaliar suas taxas de exposição e desempenho neurofisiológico e desenvolver estratégias de comunicação de riscos, assim como processos participativos, para a busca de soluções adaptadas à diversidade dos ecossistemas e das populações.

Resumo

Foram analisadas as concentrações de mercúrio total (THg) em tecido muscular do tubarão azul *Prionace glauca* e do teleósteo *Xiphias gladius*, vulgarmente conhecido como espadarte, provenientes das regiões sul e sudeste da costa brasileira, para verificar se estas se encontram dentro dos padrões legais para consumo humano. As amostras foram obtidas utilizando-se o programa REVIZEE, de agosto a setembro de 2001, e por intermédio de uma empresa de pesca em Itajaí, Santa Catarina. Foi analisado um total de 95 espécimes, testando-se as correlações entre THg, comprimento (cm) e peso (kg). As concentrações de mercúrio total em todas as amostras variaram de 0,13 a 2,26 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso úmido). A média de mercúrio total em *P. glauca* foi de $0,76 \pm 0,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (p.u.), e em *X. gladius* foi de $0,62 \pm 0,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (p.u.) com diferença não significativa (teste Mann-Whitney, $p < 0,05$). Em cerca de 16% das amostras, o THg excedeu o limite de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) e em 62% excedeu o limite de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Organização Mundial da Saúde – OMS). O consumo regular ($100 \text{ g}\cdot\text{dia}^{-1}$) de *P. glauca* e de *X. gladius* resultaria em uma ingestão diária de THg que excederia em mais de duas vezes o limite diário de ingestão recomendado pela OMS.

Mercúrio; Poluição Ambiental; Peixes

Colaboradores

J. R. D. Guimarães participou de todas as etapas do trabalho, exceto coleta e análise de amostras, e co-redigiu o manuscrito. O. Malm foi responsável pela infra-estrutura para análises de Hg e seu controle de qualidade e co-redigiu o manuscrito. P. A. S. Costa responsabilizou-se pela obtenção de amostras, identificação de espécies de peixe e tubarão, cálculo de dados biométricos e co-redigiu o manuscrito. A. C. L. Dias redigiu o artigo.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, bolsa de Mestrado de A. C. L. Dias), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; bolsa APQ de J. R. D. Guimarães) e o financiamento da International Atomic Energy Agency (Viena, Áustria) e do International Development Research Centre (Ottawa, Canadá). Somos gratos também a Ana Amélia Peixoto Boischio pelas valiosas sugestões no manuscrito.

Referências

- Mackay D, Wania F, Schroeder WH. Prospects for modeling the behavior and fate of mercury, globally and in aquatic systems. *Water Air Soil Pollut* 1995; 80:941-50.
- Windom HL, Kendall DR. Accumulation and biotransformation of mercury in coastal and marine biota. In: Nriagu J, editor. *The geochemistry of mercury in the environment*. Amsterdam: Elsevier/North Holland; 1979. p. 303-23.
- World Health Organization. Methylmercury. Geneva: World Health Organization; 1990. (Environmental Health Criteria, 101).
- Guimarães JRD, Meili M, Hylander LD, Castro-e-Silva E, Roulet M, Mauro JBN, et al. Net mercury methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Sci Total Environ* 2000; 261:99-107.
- Choi BH. The effects of methylmercury on the developing brain. *Prog Neurobiol* 1989; 32:447-70.
- Lebel J, Mergler D, Branches F, Lucotte M, Amorim M, Larribe F, et al. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environ Res* 1998; 79:20-32.
- Dolbec J, Mergler D, Passos CJS, De Moraes SS, Lebel J. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajós river, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health* 2000; 73:195-203.
- Amorim MIM, Mergler D, Bahia MO, Dubeau H, Miranda D, Lebel J, et al. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. *An Acad Bras Ciênc* 2000; 72:497-507.
- Fillion M, Mergler D, Passos CJS, Larribe F, Lemire M, Guimarães JRD. A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. *Environ Health* 2006; 5:29.
- Lalli CM, Parsons TR. *Biological oceanography, an introduction*. 2nd Ed. Milton Keynes: The Open University; 1997.
- Torres JPM, Pfeiffer WC, Markowitz S, Pause R, Malm O, Japenga J. Dichlorodiphenyltrichloroethane in soil, river sediment, and fish in the Amazon in Brazil. *Environ Res* 2002; 88:134-9.

12. Ikemoto T, Kunito T, Tanaka H, Baba N, Miyazaki N, Tanabe S. Detoxification mechanism of heavy metals in marine mammals and seabirds: Interaction of selenium with mercury, silver, copper, zinc, and cadmium in liver. *Arch Environ Contam Toxicol* 2004; 47:402-13.
13. Chicourel EL, Tenuta A, Sakuma AM, Zenebon O, Amorim AR. Mercúrio em pescado comercializado em São Paulo, SP, Brasil. *Ciênc Tecnol Aliment* 1995; 15:144-9.
14. Pinho AP, Guimarães JRD, Martins AS, Costa PAS, Olavo G, Valentin J. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex and length. *Environ Res* 2002; 89:250-8.
15. Ferreira AG, Faria VV, Carvalho CEV, Lessa RPT, Silva FMS. Total mercury in the night shark, *Carcharhinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. *Braz Arch Biol Technol* 2004; 47:629-34.
16. Boischio AAP, Henshel D. Fish consumption, fish lore, and mercury pollution – risk communication for the Madeira River people. *Environ Res* 2000; 84:108-26.
17. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº. 685/98. Diário Oficial da União 1998; 27 ago.
18. Compagno LJV. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2: Carcharhiniformes. Rome: Food and Agricultural Organization; 1984. (FAO Fisheries Synopses, 125).
19. Bastos WR, Malm O, Pfeiffer WC, Cleary D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon-Brazil. *Ciênc Cult* 1998; 50:255-60.
20. Vlie GP, Murray T, Body DR. Nutritional data on six oceanic pelagic fish species from New Zealand waters. *J Food Compos Anal* 1993; 6:45-54.
21. Mendez E, Giudice H, Pereira A, Inocente G, Medina D. Total mercury content: fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southwest Atlantic Ocean. *J Food Compos Anal* 2001; 14:453-60.
22. Da Silva DS, Lucotte M, Roulet M, Poirier H, Mergler D, Santos EO, et al. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. *Water Air Soil Pollut* 2005; 165:77-94.
23. Walker T. Mercury concentrations in edible tissues of elasmobranchs, teleosts, crustaceans and molluscs from south-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 1988; 39:39-49.
24. Caputi N, Edmonds JS, Heald DC. Mercury content of sharks from south-western Australian waters. *Mar Pollut Bull* 1979; 10:337-40.
25. Casadei E, Rodrigues PI. Mercury contamination levels in the sharks of Mozambican channel. Rome: Food and Agricultural Organization; 1986. (FAO Fisheries Report, 329).
26. Lyle JM. Mercury concentrations in four carcharhinid and three hammerhead sharks from the coastal waters of the Northern Territory. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 1984; 37:309-21.
27. Lyle JM. Mercury and selenium concentrations in sharks from Northern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 1986; 37:309-21.
28. Marcovecchio JE, Moreno VJ, Perez A. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Mar Environ Res* 1991; 31:263-74.
29. Perez A, Moreno VJ, Aizpun JE, Malaspina AM. Distribución del mercurio total en pescados y mariscos del Mar Argentino. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 1986; 6:103-15.
30. Thomson JD. Mercury concentrations of the axial muscle tissue of some marine fishes of the continental shelf adjacent to Tasmania. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 1985; 36:509-17.
31. Boischio AAP, Henshel D. Risk assessment of mercury exposure through fish consumption by the riverine people in the Madeira Basin, Amazon, 1991. *Neurotoxicology* 1996; 17:169-76.
32. Bidone ED, Castilhos ZC, Santos TJS, Souza TMC, Lacerda LD. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapá State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water Air Soil Pollut* 1997; 97:9-15.
33. Hacon S, Rochedo ER, Campos R, Rosales G, Lacerda LD. Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon Basin – Brazil. *Water Air Soil Pollut* 1997; 97:91-105.
34. Fréry N, Maury-Brachet R, Maillot E, Deheeger M, Mérona B, Boudou A. Gold mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake. *Environ Health Perspect* 2001; 109:449-56.
35. Passos CJS, Silva DS, Lemire M, Fillion M, Guimarães JRD, Mergler D. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2008; 18:76-87.
36. Mertens F, Saint-Charles J, Mergler D, Passos CJ, Lucotte M. A network approach for analysing and promoting equity in participatory ecohealth research. *EcoHealth* 2005; 2:113-26.
37. Lucotte M, Davidson R, Mergler D, St-Charles J, Guimarães JRD. Human exposure to mercury as a consequence of landscape management and socio-economic behaviors. Part I: The Brazilian Amazon Case Study. *RMZ-Materials and Geoenvironment* 2004; 51:668-72.
38. Bahia MO, Corvelo TC, Mergler D, Burbano RR, Lima PDL, Cardoso CS, et al. Environmental biomonitoring using cytogenetic endpoints in a population exposed to mercury in the Brazilian Amazon. *Environ Mol Mutagen* 2004; 44:346-9.
39. Mergler D. Review of neurobehavioral deficits and river fish consumption from the Tapajós's (Brazil) and St. Lawrence (Canada). *Environ Toxicol Pharmacol* 2002; 12:93-9.
40. Passos CJ, Mergler D, Gaspar E, Morais S, Lucotte M, Larribe F, et al. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. *Environ Res* 2003; 93:123-30.

Recebido em 03/Jul/2006

Versão final reapresentada em 15/Fev/2007

Aprovado em 29/Mar/2008