

# **AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE METABÓLITOS DE HPA NO PESCADO DA BAÍA DE GUANABARA, RJ.**

**Aluna: Suani Messias Lima**  
**Orientadora: Roberta Lourenço Ziolli**

## **Introdução**

A crescente demanda pelo uso do petróleo para obtenção de energia, faz com que aumente a extração de petróleo e as atividades a ela associadas, contribuindo para o crescente número de derrames de óleo crônicos ou agudos, afetando o meio ambiente. Em geral, essas atividades se concentram nas zonas costeiras, sendo essas as mais impactadas por este tipo de atividade.

O petróleo é uma mistura complexa de hidrocarbonetos. Na sua composição destacam-se os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), compostos potencialmente tóxicos pelo seu potencial carcinogênico.

Os HPAs podem atingir o meio ambiente por fontes naturais, como percolação de óleo do fundo oceânico e incêndios naturais em florestas, ou fontes antropogênicas, tais como a queima incompleta de matéria orgânica, incluindo as emissões veiculares e o uso de combustíveis fósseis, e derrames de petróleo e derivados. Atualmente, as fontes antropogênicas são as que mais contribuem para a contaminação do meio ambiente por HPAs, sendo as regiões costeiras uma das regiões mais afetadas já que a produção de petróleo se concentra principalmente nestas áreas.

O principal exemplo de região costeira potencialmente impactada pela atividade petrolífera no Rio de Janeiro é a Baía de Guanabara, que é ameaçado por várias formas de poluição, onde efluentes domésticos e industriais afetam seu ecossistema. Existem no entorno da Baía duas refinarias de petróleo, 16 terminais de óleo, 6000 indústrias e dois portos comerciais sendo liberadas, diariamente, sete toneladas de óleo na Baía, entre outros (CEDAE, 199-).

Há portanto a necessidade de se estabelecer parâmetros indicadores da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo que possam ser utilizados na implementação de um programa de avaliação ambiental no monitoramento da qualidade desses ecossistemas aquáticos.

Entre as várias formas de monitoramento que podem ser empregados para monitorar ou prever os efeitos destes poluentes no ambiente, o biomonitoramento tem sido utilizado como ferramenta promissora nos programas de avaliação ambiental.

Entre os organismos que vêm sendo propostos para o uso no biomonitoramento, os peixes destacam-se por possuírem um papel fundamental na cadeia alimentar e representarem uma importante fonte de alimentação para a população. A presença dos produtos da metabolização dos HPAs na bÍlis de peixes pode ser um bom indicador de contaminação crônica uma vez que a metabolização destes compostos é eficiente, sendo a bÍlis o principal meio de excreção destes compostos.

Embora o uso de metabólitos como marcadores seja promissor na avaliação ambiental de rotina ou em casos de derrames, estudos de validação da técnica e de seleção dos organismos mais adequados necessitam ser conduzidos antes de sua aplicação.

Assim, este estudo busca avaliar a viabilidade do monitoramento ambiental preliminar da contaminação por óleo na Baía de Guanabara, utilizando a análise de metabólitos de HPAs na bÍlis de peixe como biomarcadores.

Esta técnica permite avaliar a contaminação de petróleo e derivados em ambientes aquáticos, neste caso avaliando o uso da espécie *Mugil liza* (tainha) como biomonitor. Por ser uma prática rápida e de baixo custo permite a análise de grande número de amostras em curto espaço de tempo e sendo a primeira vez em que esta técnica é utilizada para avaliação do pescado da região da Baía de Guanabara, RJ.

Inicialmente foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a utilização da análise de metabólitos de HPAs na bÍlis de peixes como biomarcador de HPAs no ambiente aquático e sobre as metodologias analíticas disponíveis. A metodologia selecionada para a análise dos metabólitos dos HPAs na bÍlis de peixes por fluorescência foi otimizada e seus parâmetros analíticos de desempenho foram determinados. Estudos adicionais como a influência da matriz, bÍlis, na análise química, foram também realizados.

Paralelamente foram feitos levantamentos de campo, incluindo entrevista com os pescadores locais, a fim de conhecer as espécies de peixes possíveis de serem utilizadas como biomonitores no presente estudo, investigando seus hábitos alimentares, abundância, forma de captura, entre outros parâmetros, e estabelecer as regiões escolhidas para a captura dos indivíduos.

A proposta inicial era utilizar peixes das espécies *Micropogonias furnieri* (corvina) e *Mugil liza* (tainha), encontradas em abundância na Baía e consumidas pela população local, principalmente, do entorno da Baía de Guanabara, RJ. Entretanto, em laboratório, alguns exemplares dessas e de outras espécies foram dissecados na tentativa de identificação da vesícula biliar para extração da bÍlis para análise, mas nem sempre com sucesso. Após várias tentativas, a espécie escolhida para utilização neste estudo foi a *Mugil liza* (tainha) por apresentar-se em abundância na região, ser consumida pela população local, ser de fácil captura e fácil identificação da vesícula biliar.

A parte experimental deste estudo contempla os trabalhos em campo e laboratório. Os trabalhos de campo consistiam da captura e seleção dos exemplares, caracterização físico-química do ambiente onde os peixes foram coletados, coleta de água para análises e registros rotineiros de campo (coordenadas, tábuas de marés, etc.). Em laboratório foram feitas as análises morfométricas dos indivíduos, a análise química da bÍlis e as análises de água. A concentração de HPAs na água coletada

nas regiões de onde os peixes foram capturados também foi determinada. Os resultados obtidos foram então tratados estatisticamente, respaldando as discussões e conclusões apresentadas neste trabalho.

## Área de estudo

### Praia de Ipiranga, Magé

A praia de Ipiranga localiza-se no município de Magé, RJ, e sua principal atividade econômica é a pesca. A produção de pescado é comercializada no local, adquirida por intermediários e destinada a feiras, peixarias e para o CEASA (IBAMA, 2002).

O relatório do IBAMA de 2002 sobre a atividade pesqueira na Baía de Guanabara indica que de abril de 2001 a março de 2002 existiam 511 currais (Figura 1) em atividade, sendo 37 deles localizados na praia de Ipiranga (IBAMA, 2002). Como a vida útil de um curral varia de 11 a 12 meses, o número de armadilhas em operação efetiva pode variar ao longo do tempo.

Os currais são artes de pesca fixas, confeccionados com esteiras de bambu e tendo como fundação, troncos de árvores dos manguezais ou de eucalipto. Para a construção de um curral são necessários 150 a 180 troncos, com diâmetro variando de 3 a 8 cm e altura entre 5 e 7 metros (IBAMA, 2002).



Figura 1. Curral próximo a praia de Ipiranga, Magé.

A praia de Ipiranga foi um dos locais afetados pelo derrame de óleo de janeiro de 2000 e por sua proximidade com o duto de transporte de óleo da Petrobrás é de interesse que sejam monitorados os peixes da região quanto a presença de HPAs no meio ambiente (Figura 2).

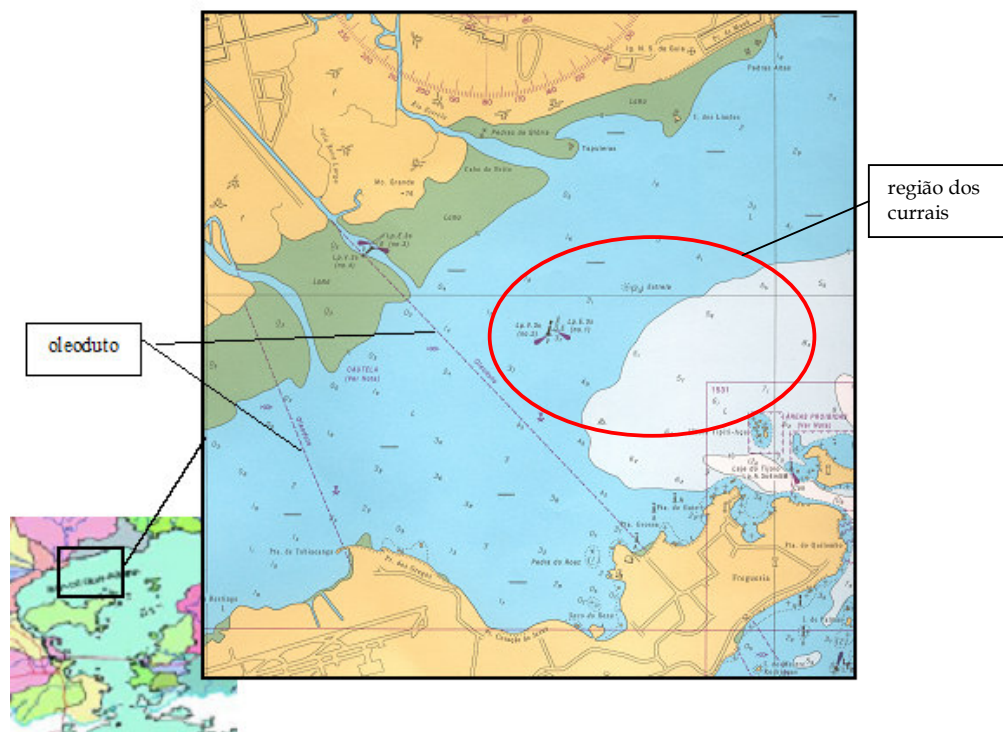


Figura 2. trecho da Carta náutica 1501 indicando a região dos currais próximos a praia de Ipiranga, Magé.

### Itaipu, Niterói

A praia de Itaipu é uma tradicional vila de pescadores que encontra-se situada na região oceânica da cidade de Niterói, no estado do Rio de Janeiro (Figura 3). Localizada na latitude S 22° 58' e longitude W 43° 05', a praia de Itaipu é ligada a Lagoa de Itaipu por um canal construído em 1970 (IBAMA, 2000; Weber, 2001). Com a construção do canal o arco praiial original de 3300 m foi dividido em duas praias denominadas Camboinhas e Itaipu (Santos *et al.*, 2004).

A profundidade da água varia de um mínimo de 3-4 m logo após a arrebenção até um máximo de 28 m. Itaipu é um ambiente clástico com ondas, tendo uma variação de maré semi-diurna com uma flutuação máxima de 1,4 m e a velocidade das correntes raramente excedem 10 cm/s (Salvador *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2004).

Segundo o Censo Demográfico de 1991, o bairro de Itaipu possui 11.136 habitantes, correspondendo a 2,55% do total de Niterói. Não existe uma rede geral de esgotos e a maioria dos moradores utilizam como alternativa o sistema de fossas sépticas (Prefeitura de Niterói, 2005). Assim, a lagoa de Itaipu recebe esgoto doméstico não tratado que pode atingir a praia já que a renovação de sua água é fortemente controlada pelas marés (Weber, 2001). Não existem relatos de acidentes com petróleo e derivados nesta região.

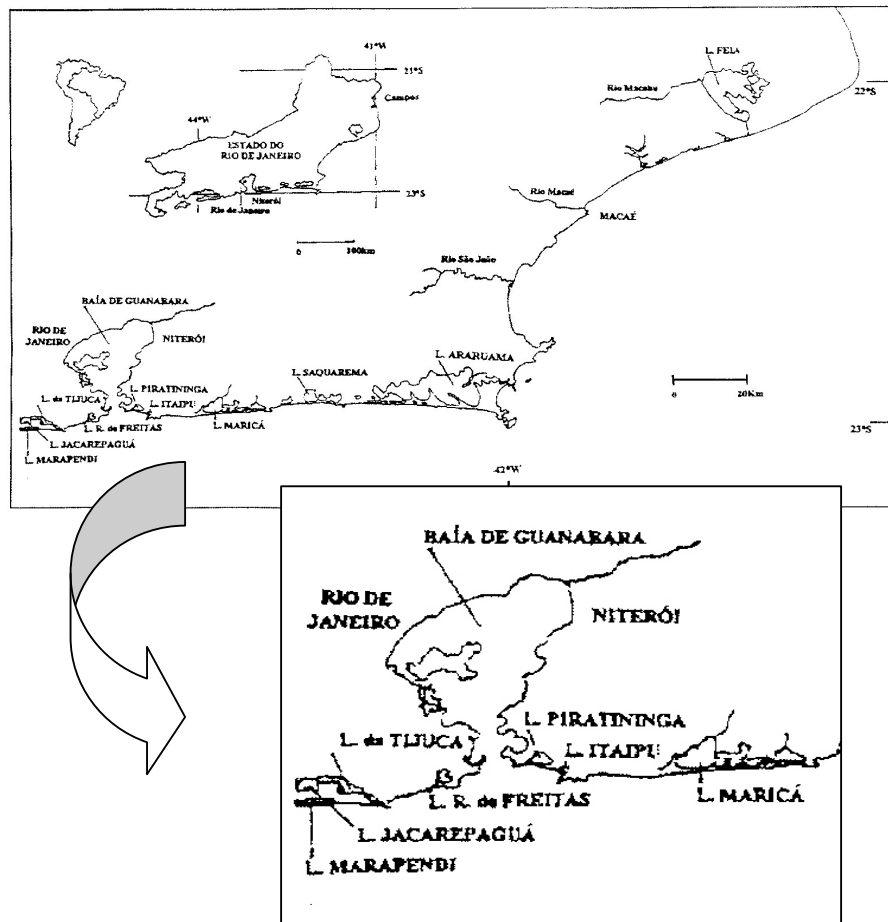


Figura 3. Mapa do Estado do Rio de Janeiro, com destaque para a cidade de Niterói.

O tipo de pesca mais comumente usado na região é a rede de espera ou o arrastão de praia. A presença de tainhas é sazonal, dependendo do seu ciclo reprodutivo. Oliveira (1997) descreve que mugilídeos estudados na laguna de Itaipu entram no sistema lagunar durante o final do período quente e/ou início do frio e ao atingirem os maiores tamanhos saem do sistema, possivelmente para fins reprodutivos, correspondendo ao final do período frio e/ou início do quente. Esta frequência também foi observada neste trabalho, onde a quantidade de peixes coletados no verão (janeiro/2005 e janeiro/2006) foi sensivelmente menor do que no inverno (setembro/2004 e agosto/2005). Dados fornecidos pelas indústrias pesqueiras dos municípios do Rio de Janeiro, Niterói e São Gonçalo revelam que as maiores capturas de tainhas em alto mar correspondem ao período quente (IBAMA, 1996 *apud* Oliveira, 1997).

## Parte experimental

### Coleta dos peixes e medição dos parâmetros físico-químicos

O peixe escolhido para monitoramento foi a tainha, especificamente da espécie *Mugil liza* já que junto com a corvina este é um dos peixes mais pescados na região da Praia de Ipiranga, Magé, RJ (IBAMA, 2002).

Os peixes foram coletados tanto em área de contaminação crônica por óleo (Baía de Guanabara, RJ) quanto em área sem histórico de contaminação, área controle (Itaipu, Niterói). Foram feitas duas amostragens iniciais, para reconhecimento dos pontos de coleta, na estação chuvosa (verão) em fevereiro/2005. Foram feitas mais três coletas, duas representando a estação seca (agosto/2005) e a outra representando a estação chuvosa (dezembro/2005). Também foi feita uma coleta em Itaipu, Niterói em setembro/2005, 4 dias após um derrame de óleo na entrada da Baía de Guanabara que atingiu as praias da Flecha e Icaraí em Niterói.

Na Baía de Guanabara os peixes foram capturados em currais localizados na região próxima a praia de Ipiranga, Magé, tendo suas coordenadas registradas em um GSP Garmin 12 (S22° 44', W43° 11'). Já os peixes da área controle foram capturados na praia de Itaipu, Niterói (S22° 56', W43° 03'), usando-se rede de espera ou arrasto de praia. Segundo a tábua das marés da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha (DHN) para o Porto do Rio de Janeiro, as coletas foram feitas em maré baixa a enchente. Após a captura, os peixes foram conservados em gelo até a chegada no laboratório.

No local de amostragem foram feitas medições de temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido usando-se uma sonda multi-parâmetros In-situ Troll 9000. A transparência foi medida com disco de Secchi. No laboratório foi feita a medição da turbidez usando um turbidímetro Alfa Tecnoquímica AT2K.

### **Amostragem dos peixes**

Para evitar grandes variações de metabolismo e buscando maior repetitividade dos resultados foram selecionados peixes da mesma espécie e tamanhos semelhantes.

Pela semelhança entre as espécies de mugilídeos e para evitar que fossem usadas espécies diferentes foi feita a identificação de gênero e espécie das tainhas capturadas de acordo com o método de Menezes (1983). Para tal, foi verificada a presença de escamas na segunda nadadeira dorsal e na nadadeira anal. Em seguida, foram contadas as séries de escamas laterais que deveriam estar presentes em número de 29 a 34. Um indivíduo de cada local de coleta foi retirado para ser analisado por técnicos do setor de Ictiologia do Museu Nacional (UFRJ) para confirmação da espécie e para ser guardado como testemunho. O tamanho mínimo de captura foi 35 cm, tamanho permitido pelo IBAMA (portaria nº 73/2003), até 51 cm.

Após a identificação das espécies foram feitas medições morfométricas (comprimento total, comprimento padrão, comprimento da cabeça, altura da cabeça) utilizando-se um ictiômetro e um paquímetro calibrados pela Rede Brasileira de Calibração (RBC) e foi medido também o peso dos peixes utilizando-se uma balança analítica.

Em seguida, os peixes foram abertos para dissecação (Figura 4), sendo feita a identificação do sexo de cada indivíduo (Figura 5). Após a localização da vesícula biliar (Figura 6) foi retirado o líquido biliar com o auxílio de uma seringa (Figura 7). A bÍlis foi estocada em geladeira (10 °C) até que todos os indivíduos fossem abertos e seu líquido biliar retirado, para em seguida proceder as diluições e análises.



Figura 4. Abertura do indivíduo.

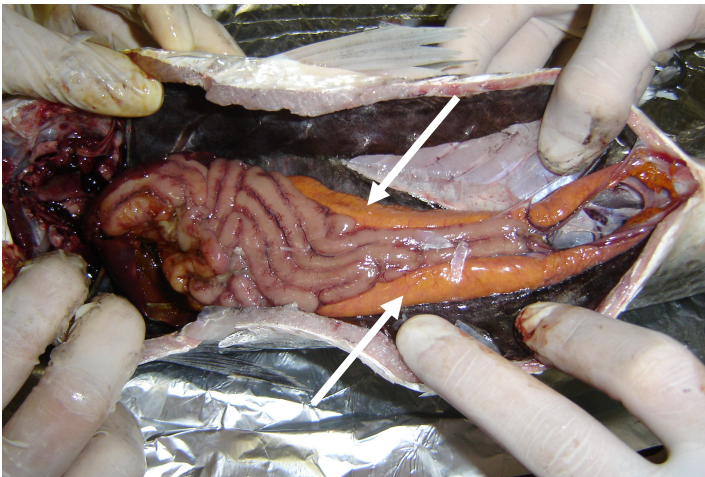


Figura 5. Identificação do sexo do peixe pela análise visual das gônadas, neste caso, fêmea.

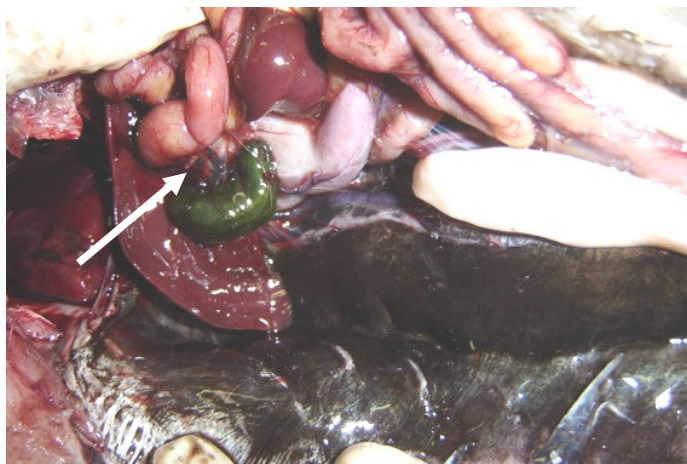


Figura 6. Localização da vesícula biliar.



Figura 7. Retirada do líquido biliar.

## **Análise da bÍlis**

### **Determinação dos comprimentos de onda de excitação e emissão**

Após a escolha do sistema solvente, foram otimizados os comprimentos de onda de excitação e emissão através da análise dos espectros com comprimento de onda de emissão fixo, variando o comprimento de onda de excitação de 200 nm até 400 nm. Assim, é possível verificar qual o comprimento de onda de excitação dá a melhor resposta de intensidade de sinal.

### **Curva analítica**

A curva analítica foi obtida com 8 pontos, incluindo o branco, com soluções padrão diluídas na faixa de 1 a 20  $\mu\text{g L}^{-1}$ , preparadas a partir de uma solução estoque de pireno em etanol/água 48% de concentração de aproximadamente 10  $\text{mg L}^{-1}$ . Foram feitas quatro replicatas de cada ponto. Foram feitas também curvas de adição padrão com amostras de bÍlis diluídas (1:2000).

### **Absorção molecular**

A fim de ter uma referência do *status* alimentar dos peixes coletados, vários autores indicam que deve ser feita a medição da concentração de biliverdina através de medições de absorção molecular (Ariese *et al.*, 1997; Aas *et al.*, 2000; Richardson *et al.*, 2004). De acordo com estes autores, foram preparadas soluções de bÍlis diluídas em etanol 48% (1:100 v/v) e as absorvâncias medidas em 380 nm, em um espectrofotômetro UV-Visível DMS-100 Intralab.

### **Determinação de HPAs total por fluorescência na bÍlis de peixe**

Antes das medições de fluorescência as amostras de bÍlis foram diluídas 1:2000 em etanol 48% a fim de obter uma amostra suficientemente transparente (Ariese *et al.*, 1993). A detecção foi feita no comprimento de onda de excitação de 332 nm e o comprimento de onda de emissão variou de 350 nm a 450 nm. Foi usada uma curva analítica feita com padrões de pireno em etanol 48% na faixa de 1 a 20  $\mu\text{g L}^{-1}$ , sendo os resultados reportados em mg de equivalente de pireno  $\text{L}^{-1}$ .



Além do comprimento de onda de excitação de 332 nm, otimizado para o pireno (4 anéis), foram feitas leituras nos comprimentos de onda de excitação e emissão de 290/335 nm e 380/430 nm. Estes comprimentos de onda são recomendados na literatura para a análise do grupo de HPAs de 2-3 anéis e 5-6 anéis, respectivamente.

Foram feitas também leituras onde os comprimentos de onda de excitação e de emissão variavam simultaneamente, com um intervalo fixo de comprimento de onda ( $\Delta\lambda$ ). A varredura sincronizada pode fornecer espectros de fluorescência bem característicos, dependendo do metabólitos de HPAs presentes.

## Resultados e discussões

### Determinação dos comprimentos de onda de excitação e emissão

Para determinação do melhor comprimento de onda de excitação ( $\lambda_{exc}$ ) e emissão ( $\lambda_{em}$ ) foram obtidos espectros de excitação mantendo o  $\lambda_{em}$  fixo e variando o  $\lambda_{exc}$  de 200 a 400 nm.

Apesar de vários autores reportarem o uso do  $\lambda_{exc}$  e  $\lambda_{em}$  de 341 nm e 383 nm, respectivamente, para os HPAs de quatro anéis, após o refinamento dos espectros podemos observar pelo espectro que o pico de excitação e emissão que têm intensidades correspondentes são os picos nos  $\lambda_{exc}$  e  $\lambda_{em}$  foram de 332 e 383 nm (Figura 8). Esta diferença observada dos valores reportados em literatura para os valores aqui obtidos pode estar relacionada a diferença da matriz usada e do composto de referência, já que o composto normalmente estudado é o 1-hidroxipireno.

Ariese e colaboradores (2005b) reportaram que para otimizar o comprimento de onda foi usado a bÍlis de um peixe contaminado em laboratório com pireno a fim de ter apenas o metabólito de interesse em seu meio natural. Esta maneira de abordar o problema é a mais indicada já que os  $\lambda_{exc}$  e  $\lambda_{em}$  dos compostos de referência não serão exatamente os mesmos das espécies conjugadas.

Um parâmetro que não foi otimizado foi a o tamanho da banda espectral de passagem de excitação e emissão. As bandas de 4 nm foram utilizadas neste trabalho uma vez que já vinham sendo utilizadas com sucesso em trabalhos prévios desenvolvidos no Laboratório de Estudos Ambientais da PUC-Rio (Melo *et al.*, 2005). Além disso, alguns artigos reportam o uso de bandas espectrais de passagem de 2,5 nm ou 5 nm como as ideais para este tipo de medição (Lin *et al.*, 1996; Vuontisjärvi *et al.*, 2004; Ariese *et al.*, 2005b).

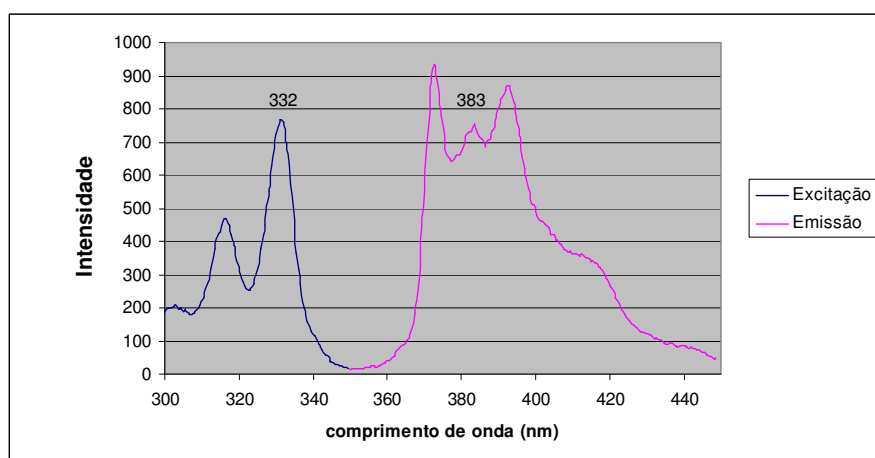


Figura 8. Espectro de excitação ( $\lambda_{em} = 383$  nm) e emissão ( $\lambda_{ex} = 332$  nm) do pireno em etanol 48%.

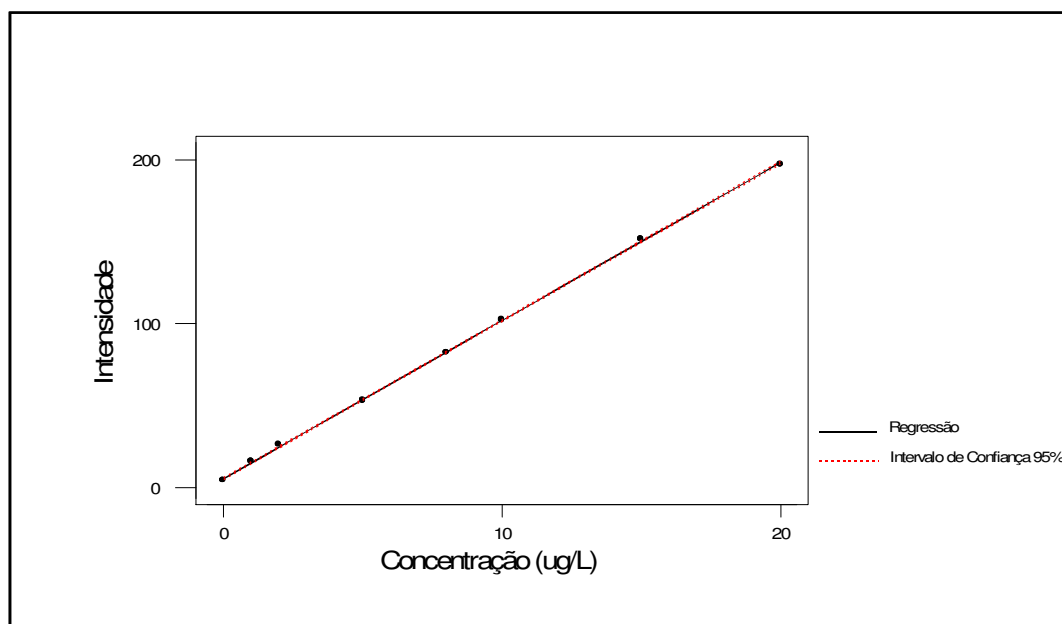


Figura 9. Curva analítica da solução de pireno em etanol 48% (n=4) em condições otimizadas.

## Comparação entre Baía de Guanabara e Itaipu

### Parâmetros físico-químicos

Foram feitas 3 coletas na Baía de Guanabara e 3 coletas em Itaipu conforme o Quadro 1. A primeira coleta na Baía de Guanabara e a primeira coleta de Itaipu foram coletas de reconhecimento do local e os resultados obtidos não foram considerados para as conclusões desta dissertação.

Como em setembro de 2005 houve o derrame de 2.000 L de óleo na Baía de Guanabara que atingiu as praias da Flecha e Icaraí em Niterói, foi feita uma coleta de peixes em Itaipu para avaliar se houve alteração nos valores de metabólitos de HPAs medidos, em relação aos valores de agosto.

Quadro 1. Data e coordenadas da coletas.

Local	Data	Coordenadas	
Baía Guanabara	de 16/02/2005	S 22° 44.696'	W 43° 11.483'
Itaipu	23/02/2005	S 22° 58.359'	W 43° 02.915'
Baía Guanabara	de 10/08/2005	S 22° 44.654'	W 43° 11.496'
Itaipu	17/08/2005	S 22° 56.550'	W 43° 03.030'
Itaipu	06/09/2005	-	-
Baía Guanabara	de 27/12/2005	S 22° 44.774'	W 43° 11.529'

Pelos parâmetros físico-químicos medidos nos locais de amostragem (Tabela 1) vemos que há uma grande diferença entre a transparência e turbidez da Baía de Guanabara e Itaipu, indicando que existe mais material particulado em suspensão na Baía de Guanabara do que em Itaipu. A condutividade de Itaipu é mais alta do que na Baía de Guanabara, como esperado, já que em Itaipu a água é salina e na Baía de Guanabara a água é salobra. Nota-se também o aumento da temperatura da água de ~11% no verão em relação ao inverno.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos.

	Baía de Guanabara (fev/2005)	Itaipu (fev/2005)	Baía de Guanabara (ago/2005)	Itaipu (ago/2005)	Baía de Guanabara (dez/2005)
temperatura (°C)	27,0	26,0	23,8	23,2	26,1
pH	-	8,09	-	-	8,02
condutividade (mS cm <sup>-1</sup> )	-	52,8	-	41,8	33,8
oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	5,8	-	-	9,1	5,7
transparência (m)	0,66	2,70	0,64	3,78	0,66
turbidez (NTU)	11,7	4,2	17,4	0,38	-

### Análise morfométrica dos peixes

Na Figura 10 encontra-se a distribuição de frequência do comprimento padrão dos indivíduos capturados na Baía de Guanabara e em Itaipu. A normalidade dos dados foi analisada pelo teste de Anderson-Darling ( $p = 0,394$ ). Houve maior incidência de indivíduos ( $n=10$ ) na faixa de tamanho de 42 a 44 cm.

Apenas na coleta de setembro de 2005, em Itaipu, foram coletados indivíduos com comprimento total menor que 35 cm (Figura 11), tamanho menor que o permitido pelo IBAMA (Portaria nº 73/2003). É importante ressaltar que esta foi uma coleta não programada, referente a um evento isolado decorrente de um derramamento de óleo que ocorreu acidentalmente em Itaipu. A intenção desta coleta foi aplicar a um caso real o método de determinação de metabólitos de HPAs em bÍlis de peixes.

Excetuando-se a coleta de setembro, houve predominância de machos nas demais coletas, correspondendo a 76% do total de indivíduos capturados (Tabela 2 e Figura 12). Yender e colaboradores (2002) relatam que o risco de exposição de peixes de estuário aumenta em áreas com

menor profundidade e durante a época de desova. Apesar de não ser conclusivo, este fato explicaria a predominância de fêmeas observada somente nesta coleta.

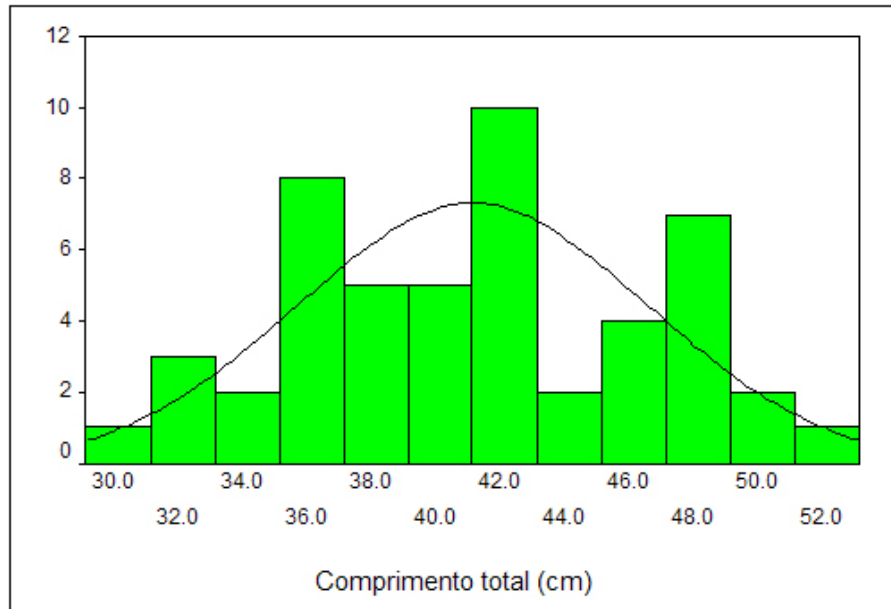


Figura 10. Distribuição de frequência do comprimento total dos indivíduos coletados

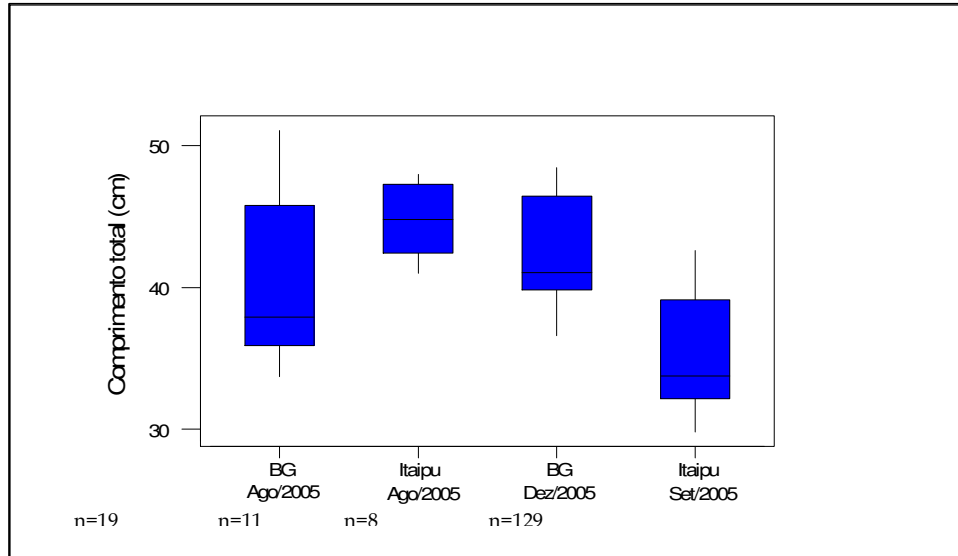


Figura 11. Gráfico de Boxplot do comprimento total, classificado por coleta (BG: Baía de Guanabara).

Tabela 2. Número de machos e fêmeas capturados.

Local	Mês	Macho	Fêmea	Total
Baía de Guanabara	Agosto/2005	17	2	19
Itaipu	Agosto/2005	6	5	11
Itaipu	Setembro/2005	3	5	8
Baía de Guanabara	Dezembro/2005	12	0	12
Total		38	12	50

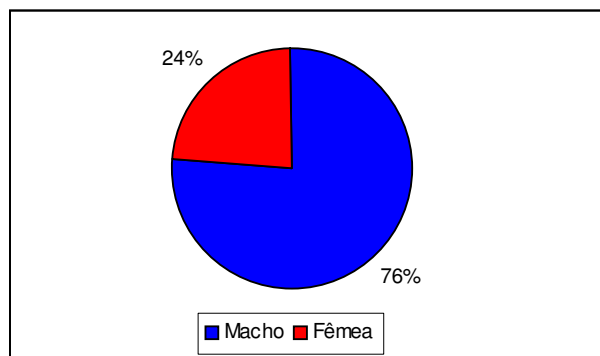


Figura 12. Proporção sexual dos indivíduos capturados em todas as coletas da Baía de Guanabara e Itaipu.

Apesar de estarem presentes em maior número, os machos, em média, são menores e pesam menos que as fêmeas (Tabela 3 e

Tabela 4, Figura 13 e Figura 14).

Tabela 3. Estimativa da média do peso (kg) dos peixes coletados\*.

Local	Mês	Macho	Fêmea	Total
Baía de Guanabara	Agosto/2005	0,520 ± 1,128	1,128 ± 0,045	0,584 ± 0,284
Itaipu	Agosto/2005	0,707 ± 0,102	0,813 ± 0,106	0,755 ± 0,113
Itaipu	Setembro/2005	0,308 ± 0,030	0,464 ± 0,124	0,406 ± 0,125
Baía de Guanabara	Dezembro/2005	0,673 ± 0,216		0,673 ± 0,216
Total		0,581 ± 0,223	0,720 ± 0,272	0,614 ± 0,240

\* média ± desvio-padrão

Tabela 4. Estimativa da média do comprimento total (cm) dos peixes coletados\*.

Local	Mês	Macho	Fêmea	Total
Baía	de Agosto/2005	39,329	± 50,800	± 40,537
Guanabara		5,018	0,283	5,955
Itaipu	Agosto/2005	43,983	± 45,560	± 44,700
		2,301	2,809	2,546
Itaipu	Setembro/2005	32,183	± 36,880	± 35,119
		2,426	4,452	4,350
Baía	de Dezembro/2005	42,208	±	42,208
Guanabara		3,895		3,895
Total		40,409	± 42,817	± 40,987
		5,057	6,412	5,442

\* média ± desvio-padrão

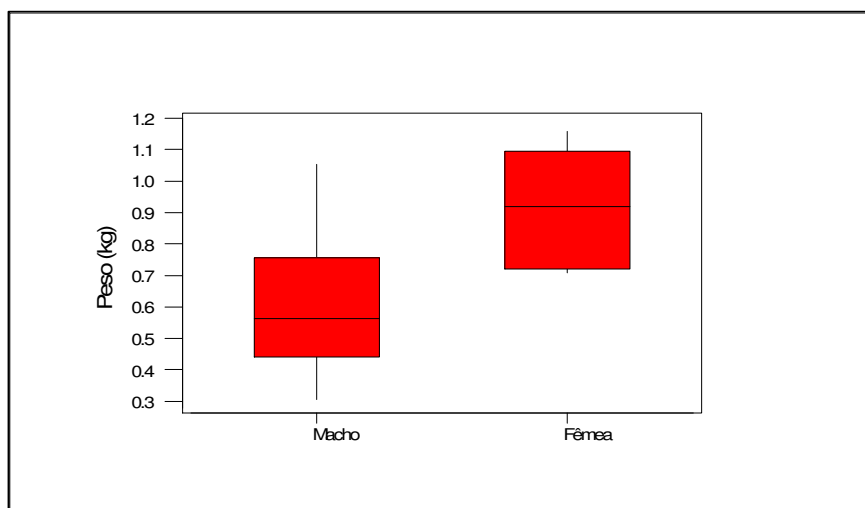


Figura 13. Gráfico de Boxplot do peso, classificado por sexo.

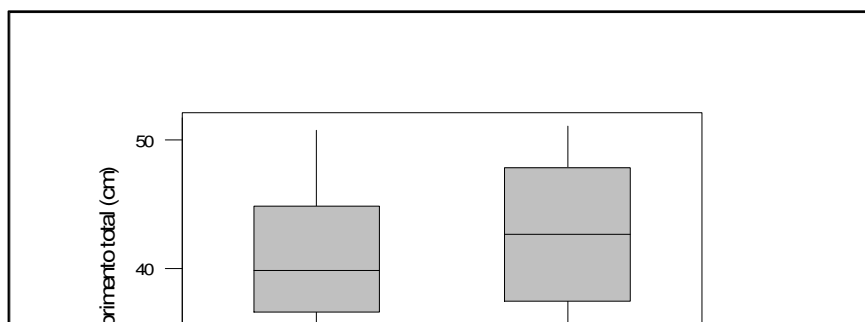


Figura 14. Gráfico de Boxplot do comprimento total, classificado por sexo.

### Análise da bÍlis

Na Figura 15 observa-se a diferença entre os espectros da bÍlis dos peixes coletados na Baía de Guanabara e em Itaipu. Os espectros da Baía de Guanabara apresentam dois picos em 383 nm e 405 nm, respectivamente. Ariese e colaboradores, em seu artigo de 1993, reportam que o espectro da bÍlis do linguado (*Platichthys flesus*) também apresenta dois picos nos mesmos comprimentos de onda, que eles relacionaram com o espectro do metabólito 1-pireno-glicuronÍdeo padrão, principal metabólito da fase II da biotransformao do pireno. Os cálculos das concentraes de HPAs totais foi calculado a partir da altura dos picos em 383 nm, comprimento de onda otimizado para o pireno, e as concentraes são reportadas em equivalentes de pireno.

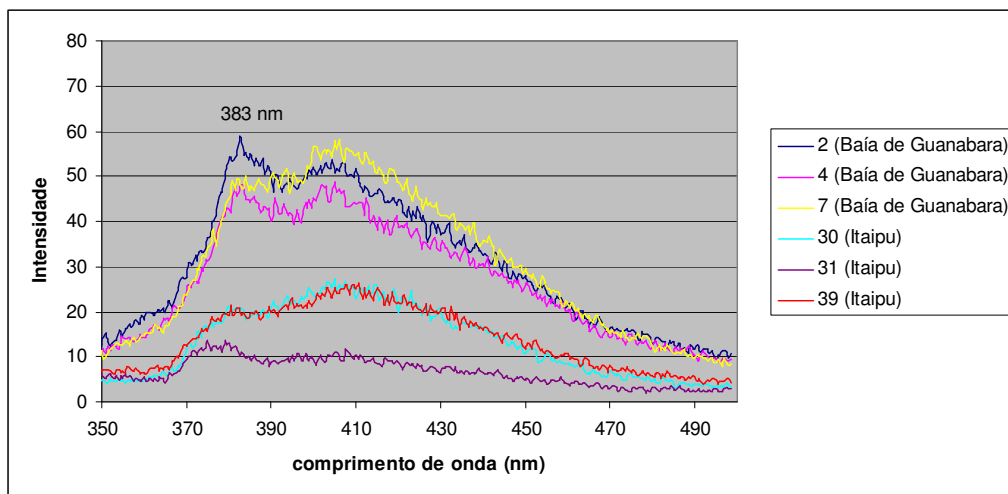


Figura 15. Espectros de emissão fluorescente das bÍlis diluídas da Baía de Guanabara e Itaipu.

O Quadro 2 apresenta as mdias das concentraes de HPAs na bÍlis dos peixes (*Mugil liza*) capturados em cada coleta, em relao ao sexo dos indivÍduos. Através da análise de variância verifica-se que não existe diferença significativa entre as mdias (Quadro 2) e portanto, os dados serão tratados como um todo, sem a separao por sexo.

Quadro 2. Média da concentrao de HPAs em mg L<sup>-1</sup> de equivalentes de pireno na bÍlis dos peixes (*Mugil liza*) capturados, separados por sexo\*.

Local	Ms	Macho	Fêmea
-------	-----	-------	-------



Baía Guanabara	de Agosto/2005	7,4 ± 3,4 (n=17)	3,8 ± 0,7 (n=2)
Itaipu	Agosto/2005	1,8 ± 1,1 (n=6)	1,0 ± 0,4 (n=5)
Baía Guanabara	de Dezembro/2005	10,4 ± 6,4 (n=12)	
Itaipu	Setembro/2005	1,7 ± 0,7 (n=3)	6,4 ± 3,3 (n=5)

\* média ± desvio-padrão

No Quadro 3 são apresentadas as estimativas das médias das concentrações de HPAs na bÍlis dos peixes capturados em cada coleta e a Figura 16 apresenta a distribuição das medições em relação à mediana, mostradas na forma de boxplot. Medidas feitas na bÍlis diluídas de três peixes coletados em Itaipu estavam abaixo do limite de detecção de 0,3785 µg L<sup>-1</sup> e não foram utilizadas nos cálculos.

Quadro 3. Estimativa das médias das concentrações de HPAs (µg de equivalentes de pireno mL<sup>-1</sup> de bile) por coleta\*.

Local	Mês	HPAs (µg mL <sup>-1</sup> )	
		equivalentes de pireno	de
Baía de Guanabara	Agosto/2005	7,0 ± 3,4	
Itaipu	Agosto/2005	1,8 ± 0,7	
Baía de Guanabara	Dezembro/2005	10,4 ± 6,4	
Itaipu	Setembro/2005	4,6 ± 3,5	

\* média ± desvio-padrão

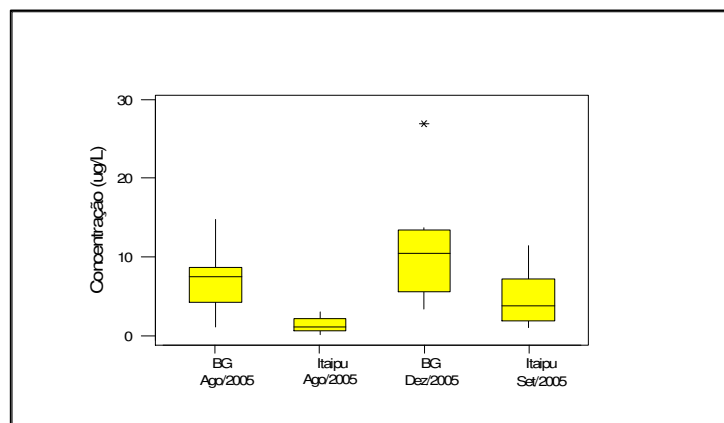


Figura 16. Gráfico de Boxplot da concentração de HPAs na bÍlis dos peixes, por coleta.

Assim, pelos resultados preliminares obtidos, pode-se dizer que o método utilizado foi capaz de diferenciar um local contaminado de um local não contaminado, tanto em casos de contaminação crônica (Baía de Guanabara) quanto em casos de contaminações acidentais (Itaipu, setembro/2005).

A comparação dos valores de concentração obtidos neste trabalho com os valores obtidos por outros autores fica prejudicada uma vez que os resultados são apresentados de formas distintas, além de, em muitas vezes, utilizarem metodologias e técnicas analíticas diferentes. O Quadro4 apresenta o resultado de alguns trabalhos onde as concentrações são indicadas em equivalentes de 1-hidroxipireno. Verifica-se que os valores obtidos para os locais contaminados dos trabalhos de Lin e colaboradores (1994) e van der Oost e colaboradores (1994), encontram-se na mesma ordem de grandeza que os valores obtidos neste trabalho para os peixes coletados na Baía de Guanabara e em Itaipu após o derrame de setembro/2005.

Com o objetivo de tentar minimizar possíveis variações nas concentrações de HPAs pela concentração dos compostos presentes na bÍlis, de acordo com o tempo de jejum de cada peixe (*status alimentar*), alguns autores tentaram normalizar as concentrações de HPAs pela concentração de biliverdina ou proteína das amostras. No entanto, foi observado que não houve diminuição na covariância dos resultados e aumentando a incerteza dos resultados (Ariese *et al.*, 1997; Aas *et al.*, 2000; Richardson *et al.*, 2004). Ainda assim, recomenda-se que sejam feitas estas medições para fins comparativos. Neste trabalho foram feitas medições de absorvância em soluções de bÍlis diluídas em etanol 48% (1:100).

Quadro4. Concentrações de HPAs em bÍlis de peixe em locais contaminados.

Peixe	Local	Concentração	Unidade	Referencia
<b>FF</b>				
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Black river, rio que desemboca no Lago Erie (Grandes Lagos, EUA)	27,9 – 126,1	( $\mu\text{g mg proteÍna}^{-1}$ ) equivalentes de naftaleno	Lin <i>et al.</i> , 1996
<b>FS</b>				
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Black river, EUA.	2,63 – 19,5	( $\mu\text{g mLbÍlis}^{-1}$ ) equivalentes de 1-hidroxipireno	Lin <i>et al.</i> , 1994
<i>Anguilla anguilla</i>	Lago Nieuwe Meer, Holanda	$9,4 \pm 7,2$	( $\mu\text{g mL bÍlis}^{-1}$ ) equivalentes de 1-hidroxipireno	van der Oost <i>et al.</i> , 1994
<b>CLAE – F</b>				
<i>Paralichthys californicus</i>	Marina del Rey, CalifÓrnia, EUA	1,8 – 4,6	( $\mu\text{g mL bÍlis}^{-1}$ ) equivalentes de	Brown & Steinert, 2003

<i>Pleuronectes vetulus</i>	canal de Duwamish, Puget Sound, EUA	de 0,3-0,6	benzo(a)pireno ( $\mu\text{g mL bilis}^{-1}$ ) equivalentes Myers <i>et al.</i> , 1998 de benzo(a)pireno
---------------------------------	--	------------	---

---

## 1. Bibliografias consultadas

AAS, E.; BEYER, J.; GOKSØYR, . PAH in fish bile detected by fixed wavelength Fluorescence. **Marine Environmental Research**, v. 46, n.1-5, p. 225-228, 1998.

AAS, E.; BEYER, J.; GOKSØYR. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polyaromatic hydrocarbon exposure in fish: na evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. **Biomarkers**, v. 5, n. 1, p. 9-23, 2000.

AMBIENTEBRASIL. Apresenta textos sobre meio ambiente. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br>>. Acesso em: 05 jan. 2006.

ARIESE, F. *et al.* Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. **Aquatic toxicology**, v. 26, p. 273-286, 1993.

ARIESE, F. *et al.* **Comparison of Analytical Approaches for PAH metabolites in fish bile samples for marine and estuarine monitoring.** Vrije Universiteit, Institute for Environmental Studies, pp. 29, 1997.

ARIESE, F.; BEYER, J.; WELLS, D. Two fish bile reference materials certified for PAH metabolites. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 7, p. 869-876, 2005a.

ARIESE, F. *et al.* **Review of analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic compounds (PACs) in fish bile.** ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, n. 39, pp. 41, 2005b.

AZEVEDO, L.A.C. **Determinação de hidrocarbonetos em amostras de água e mexilhões da Baía de Guanabara.** Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 103, 1998.

BAINS, O.S.; KENNEDY, C.J. Energetic costs of pyrene metabolism in isolated hepatocytes of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. **Aquatic Toxicology**, v. 67, p. 217-226, 2004.

BARRA, R. *et al.* Bioavailability of PAHs in the Biobio river (Chile): MFO activity and biliary fluorescence in juvenile *Oncorhynchus mykiss*. **Chemosphere**, v. 45, p. 439-444, 2001.

BASTOS, V.L.F. da C. **Enzimas do Metabolismo de Xenobióticos em *Piaractus mesopotamicus* (PACU).** Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ, Rio de Janeiro, pp 164, 2001.

BEYER, J. *et al.* Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed by caging to polluted sediments in Sør fjorden, Norway. **Aquatic Toxicology**, v. 36, p. 75-98, 1996.

BEYER, J. *et al.* Time- and Dose-dependent biomarker responses in Flounder (*Platichthys flesus* L.) exposed to Benzo[a]pyrene, 2,3,3',4,4',5-hexachlorobiphenyl (PCB-156) and cadmium. **Biomarkers**, v. 2, n. 1, p. 35-44, 1997.

BIZERRIL, C.R.S.F.; COSTA, P.A.S. **Peixes Marinhos do Estado do Rio de Janeiro.** Fundação de Estudos do Mar - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 233, 2001.

BJØRSETH, A. **Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons.** 1. ed., EUA, pp. 727, 1983.

BRASIL. Lei n.º 9.966, de 28 de abril de 2000. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 29 abr. 2000. Disponível em <<http://ibama2.ibama.gov.br/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=/var/www/html/cnia/renima/cnia/lema/xis/lema.xis&opc=home>>. Acesso em: 18 dez. 2005.

BROWN, J.S.; STEINERT, S.A. DNA damage and biliary PAH metabolites in flatfish from Southern California and harbors and the Channel Islands. **Ecological Indicators**, v. 3, p. 263-274, 2003.

CAMUS, L.; AAS E.; BØRSETH, J.F. Ethoxyresorufin-*O*-deethylase activity and fixed wavelength fluorescence detection of PAHs metabolites in bile in turbot (*Scophthalmus maximus* L.) Exposed to a Dispersed Topped Crude Oil in a Continuous Flow System. **Marine Environmental Research**, v. 46, n. 1-5, p. 29-32, 1998.

CETESB. Apresenta textos sobre meio ambiente. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 18 dez. 2005.

COLLERAN, E.; HEIRWEGH, K.P.M. Comparative aspects of bile pigment formation and excretion. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 64B, p. 133-139, 1979.

COMMITTEE ON BIOLOGICAL MARKERS OF THE NATIONAL RESEARCH COUNCIL Biological Markers in Environmental Health Research. **Environmental Health Perspectives**, v. 74, p. 3-9, 1987.

CEDAE. **Programa de despoluição da Baía de Guanabara**. Rio de Janeiro: Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 199-?. 1 disco a laser para computador.

COSTA, A.F. **Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHS): 1-hidroxipireno urinário**. Tese de mestrado apresentada ao Centro de Estudos de Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, pp 80, 2001.

COSTA, A.P.R. *et al.* Indicadores quantitativos da biologia reprodutiva de fêmeas de piau-vermelho no Rio Paraíba do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 8, p. 789-795, 2005.

DA COSTA, A.O. **Poluição por óleo na Baía de Guanabara: o caso do complexo industrial REDUC-DTSE**. Tese de mestrado apresentada a Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp 156, 2003.

DE CÁSSIA, C. Mancha de óleo já afeta reserva. **Jornal O Globo**, Rio de Janeiro, 28 abr. 2005. Caderno principal, p. 12.

DE FREITAS, S.M. **Metodologia estatística para validação de métodos analíticos aplicável à metrologia em química**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Metrologia da Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, pp. 106, 2003.

EGGENS, M.L.; OPPERHUIZEN, A.; BOON, J.P. Temporal variation of CYP1A indices, PCB and 1-OH pyrene concentration in flounder, *Platichthys flesus*, from the Dutch Wadden Sea. **Chemosphere**, v. 33, n. 8, p. 1579-1596, 1996.

EPA. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories – Volume 2: Risk Assessment and Fish Consumption Limits**. 3. ed. Washington, DC: EPA, p. 5-88 – 5-93, 2000.

FERREIRA, H.O. **Aporte de hidrocarbonetos de petróleo para a Baía de Guanabara**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geociência da Universidade Federal Fluminense, Niterói, pp. 88, 1995.

FIGUEIRA, R. Características de um biomonitor. **Portal biomonitor**. Disponível em: <<http://www.jb.ul.pt/biomonitor>>. Acesso em: 06 jan. 2006.

FISHBASE. Apresenta textos sobre peixes. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: 11 nov. 2005.

FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro. Apresenta textos sobre a qualidade das águas da bacia da Baía de Guanabara. Disponível em: <[http://www.feema.rj.gov.br/bacia\\_baia\\_guanabara.htm](http://www.feema.rj.gov.br/bacia_baia_guanabara.htm)>. Acesso em: 08 jan. 2006.

GOMES, M. Vazamento de óleo na Baía de Guanabara. **Jornal O Globo**, Rio de Janeiro, 12 ago. 2005. Disponível em: <<http://www.oglobo.globo.com/online/rio/169422569.asp>> Acesso em: 13 ago. 2005.

GUYTON, A.C; HALL, J.E. **Tratado de Fisiologia Médica**, 10. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan., 2002.

HAITZER, M. *et al.* Effects of dissolved organic matter (DOM) on the bioconcentration of organic chemicals in aquatic organisms – A review. **Chemosphere**, v. 37, n. 7, p. 1335-1362, 1998.

HAMACHER, C. **Determinação de hidrocarbonetos em amostras de água e sedimento da Baía de Guanabara**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. Geociência da Universidade Federal Fluminense, Niterói, pp. 103, 1996.

HAUGLAND, C.; UGLAND, K.I.; Børseth, J.F.; Aas, E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in capelin (*Mallotus villosus*) in the Barents Sea by use of fixed wavelength fluorescence measurements of bile samples. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 95-104, 2005.

HOFFMAN, D.J. (Ed.). **Handbook of Ecotoxicology**. 2ª ed. Boca Raton: CRC Press, pp. 1290, 2003.

HOSNEDL, T. *et al.* 1-Hydroxypyrene as a Biomarker for Fish Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 71, p. 465-472, 2003.

IBAMA. **Aspectos Ambientais e atividade de Pesca em Lagoa Costeiras Fluminenses**, 1. ed., Brasília, 2000.

IBAMA. **Levantamento de dados da atividade pesqueira na Baía de Guanabara como subsídio para a avaliação de impactos ambientais e a gestão da pesca**, Rio de Janeiro, 2002.

INSTITUTO BAÍA DE GUANABARA. Apresenta textos sobre a Baía de Guanabara. Disponível em: <<http://www.baiadeguanabara.org.br>>. Acesso em: 05 jan. 2006.

INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION. **Manual for monitoring oil and dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches**. UNESCO, Paris, p. 35, 1984.

INTERNATIONAL MARITIME ORGANISATION (IMO). Apresenta textos sobre a segurança da navegação internacional. Disponível em: <<http://www.imo.org>>. Acesso em: 07 jan. 2006.

IPCS - INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles. **Environmental Health Criteria 155**. Organização Mundial de Saúde, pp. 52, 1993.

JEWETT, S.C. *et al.* Exposure to hydrocarbons 10 years after the *Exxon Valdez* oil spill: evidence from cytochrome P4501A expression and biliary FACs in nearshore demersal fishes. **Marine Environmental Research**, v. 54, p. 21-48, 2002.

KE, L. *et al.* Fate of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contamination in a mangrove swamp in Hong Kong following an oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, p. 339-347, 2002.

KIERSZENBAUM, A.L. **Histologia e Biologia Celular: Uma Introdução à Patologia**, 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, p. 487-503, 2004.

KJERFVE, B. *et al.* Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 17, n. 13, p. 1609-1643, 1997.

KLAASSEN, C.D.; WATKINS, J.B. Mechanisms of bile formation, hepatic uptake, and biliary excretion. **Pharmacological reviews**, v. 36, n. 1, p. 1-67, 1984.

KORNMÜLLER, A.; WIESMANN, U. Ozonation of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil/water-emulsions: mass transfer and reaction kinetics. **Water research**, v. 37, p. 1023-1032, 2003.

KRAHN, M.M. *et al.* Determination of metabolites of xenobiotics in the bile of fish from polluted waterways. **Xenobiotica**, v. 14, p. 633-646. 1984.

KRAHN, M.M. *et al.* Determination of Individual Metabolites of Aromatic Compounds in Hydrolyzed Bile of English Sole (*Parophrys vetulus*) from Polluted Sites in Puget Sound, Washington. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 16, p. 511-522, 1987.

LIMA, A.L.C. **Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) – Estudo de caso: Baía de Guanabara**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 106, 1996.

LIMA, E.F. **Acumulação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e metais traço em invertebrados marinhos e avaliação do uso de biomarcadores celulares e bioquímicos no biomonitoramento**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp 187, 2001.

LIN, E.L.C.; CORMIER, S.M., RACINE, R.N. Synchronous fluorometric measurement of metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons in the bile of brown bullhead. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 13, n. 5, p. 707-715, 1994.

LIN, E.L.C.; CORMIER, S.M.; TORSELLA, J.A. Fish biliary polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites estimated by fixed-wavelength fluorescence: comparison with HPLC-fluorescence detection. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 35, p. 16-23, 1996.

LIVINGSTONE, D.R. The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part A**, v. 120, p. 43-49, 1998.

- LOWE-Mc-CONNEL, R.H. **Estudos Ecológicos em Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, pp. 534, 1999.
- LUTHE, G. *et al.* Metabolism of 1-fluoropyrene and pyrene in marine flatfish and terrestrial isopods. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 12, p. 221-229, 2002.
- MARQUEIRO, P. & BRANDÃO, T. Esgoto a peso de ouro. **Jornal O Globo**, Rio de Janeiro, 4 fev. 2005. Caderno principal, p. 13.
- MEADOR, J.P. *et al.* Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 143, p. 79-165, 1995.
- MELO, N.A. *et al.* Fluorescência da bÍlis de peixe *Mugil liza* (tainha) capturadas em regiões contaminadas e não contaminadas por óleo, no estado do RJ. In: 28ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, Livro de Resumos, Poços de Caldas, 2005.
- MENEZES, N. Guia Prático para conhecimento e identificação de tainhas e paratis (Pisces, Mugilidae) do litoral brasileiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 1, p. 1-12, 1983.
- MENICONI *et al.* Fisheries safety monitoring in the Guanabara Bay, Brazil following a marine fuel oil spill. **International Oil Spill Conference**. Tampa, Florida, p. 951-957, 2001.
- MENICONI, M.F.G. *et al.* Brazilian oil spill chemical characterization – case studies. **Environmental Forensics**, v. 3, p. 303 – 321, 2002.
- MONTELLANO, P.R.O. The mechanism of heme oxygenase. **Current Opinion in Chemical Biology**, v.4, p. 221-227, 2000.
- MYERS, M.S. *et al.* Toxicopathic hepatic lesions in subadult English sole (*Pleuronectes vetulus*) from Puget Sound, Washington, USA: relationships with other biomarkers of contaminant exposure. **Marine Environmental Research**, v. 45, n. 1, p. 47-67, 1998.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Oil in the sea III: inputs, fates, and effects**. 1. ed., EUA, pp. 265, 2003.
- NEWMAN, M.C.; UNGER, M.A. **Fundamentals of Ecotoxicology**, 2. ed., Lewis Publishers, EUA, p. 33-34; p. 75-93; p. 113-129, 2003.
- OKUMUS, I. & BAŞÇINAR, . Population structure, growth and reproduction of introduced Pacific mullet, *Mugil so-iuy* in the Black Sea. **Fisheries Research**, v. 33, p. 131-137, 1997.
- OLIVEIRA, S.S. **Estrutura de comunidades ícticas do sistema lagunar de Piratininga-Itaipu, Niterói, RJ**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, pp 288, 1997.
- PEREIRA NETTO, A.D. *et al.* Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAS): uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 765-773, 2000.
- PETROBRÁS. Monitoramento ambiental da atividade de produção de petróleo da Bacia de Campos. 200? I CD-ROM.



PREFEITURA DE NITERÓI. Apresenta textos relacionados a cidade de Niterói. Disponível em: <<http://www.urbanismo.niteroi.rj.gov.br/bairros/itaipu.html>>. Acesso em: 12 dez. 2005.

RIBANI, M. *et al.* Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771-780, 2004.

RICHARDSON, D.M. *et al.* Effects of feeding on biliary PAH metabolite and biliverdin concentrations in plaice (*Pleuronectes platessa*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 17, p. 79-85, 2004.

RILEY, J.P.; SHIRROW, G. **Chemical oceanography**. 2. ed., vol. 1, Academic Press, 1975.

RIZEL, P. **Estudos qualitativos para determinação de metabólitos de pireno empregando CG/EM**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp 187, 2001.

SALVADOR, M.V.S.; DA SILVA, M.A.M. Morphology and sedimentology of the Itaipu Embayment – Niterói/RJ. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 74, n. 1, p 127-134, 2002.

SANTOS, C.L.; SILVA M.A.M.; SALVADOR, M.V.S. Dinâmica Sazonal e os Efeitos das Ressacas nas Praias de Niterói/RJ. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 34, n. 3, p. 355-360, 2004.

SHARMA, A.; SCHULMAN, S.G. **Introduction to fluorescence spectroscopy**. Nova Iorque: Johna Wiley and Sons, Inc., pp. 173, 1999.

SILVA, T.F. **Monitoramento de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos na Baía de Guanabara: sedimento, água e peixes**. Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Química Orgânica do Instituto de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp 102, 2004.

SKOOG, D.A.; HOLLER, F.J.; NIEMAN, T.A. **Princípios de análise instrumental**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, p. 322-339, 2002.

STOLYHWO, A.; SIKORSKI, Z.E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked fish – a critical review. **Food Chemistry**, v. 91, p. 303-311, 2005.

VAN DER OOST, R. *et al.* Bioaccumulation, biotransformation and DNA binding of PAHs in feral eel (*Anguilla anguilla*) exposed to polluted sediments: a field survey. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 13, n. 6, p. 859-870, 1994

VAN DER OOST, R., BEYER, J., VERMEULEN, N.P.E., Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.

VARANASI, U. (Ed.). **Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment**, 1. ed. Boca Raton: CRC Press, Inc., pp. 341, 1989.

VAZZOLER, A.E.A.M. **Manual de métodos para estudos biológicos de população de peixes, Reprodução e crescimento**. Brasília, CNPq, p. 105, 1982.

VERWEIJ, F. *et al.* Assessment of bioavailable PAH, PCB and OCP concentrations in water, using semipermeable membrane devices (SPMDs), sediments and caged carp. **Chemosphere**, v. 54, p. 1675-1689, 2004.

VUONTISJÄRVI, H. *et al.* A comparison of HPLC with fluorescence detection and fixed wavelength fluorescence methods for the determination of PAH metabolites in fish bile. **Polycyclic Aromatic Compounds**, v. 24, p. 333-342, 2004.

WEBER, W. **Ambiente das Águas no Estado do Rio de Janeiro**, Projeto PLANÁGUA-SEMADS/GTZ, Rio de Janeiro, 2001.

YENDER, R.; MICHEL, J.; LORD, C. **Managing seafood safety after oil spill**. Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration, EUA, pp. 72, 2002.