

Jennifer Mattedi Gobbi

**ESTUDO SOBRE A PRESENÇA DE METAIS EM DIFERENTES TECIDOS DE
PEIXES SURUBINS (*Pseudoplatystoma coruscans*) CAPTURADOS NO RIO
SÃO FRANCISCO (MG)**

Dissertação apresentada à
Escola de Veterinária da
Universidade Federal de
Minas Gerais, como requisito
parcial para obtenção do grau
de Mestre em Ciência Animal.
Área de concentração:
Clínica e Cirurgia
Veterinárias
Orientador: Prof.(a) Marília
Martins Melo

Belo Horizonte
Escola de Veterinária da UFMG
2007

Dissertação defendida e aprovada em 17 de dezembro de 2007, pela
Comissão Examinadora constituída por:

Profa. Marília Martins Melo
Orientadora

Profa. Cléia Batista Dias Ornellas

Prof. Renaldo Travassos Martins

Aos meus pais que, apesar da distância física, estiveram presentes em meu coração durante todo esse tempo. À minha querida e amada irmã, pelo incentivo e força.

Ao André pela compreensão, paciência e por estar sempre ao meu lado. À luz da minha vida, minha filha Maria Thereza, por ser a força que me impulsionou, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde e persistência;

À professora Marília que acreditou no meu potencial para realização desta pesquisa;

Aos colegas do LAQUA, pela coleta das amostras, em especial ao Daniel que, durante todo esse período, me atendeu pacientemente;

À professora Ângela, pela paciência e ensinamentos estatísticos e sugestões na elaboração deste trabalho;

Ao colegiado de Pós-graduação da Escola de Veterinária da UFMG, que prontamente providenciaram todos os meios para a realização deste trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos;

A todos aqueles que não consegui citar aqui que contribuíram para a realização desta pesquisa.

AGRADECIMENTO ESPECIAL

Ao Dr. Jorge Barquete e toda a equipe do Laboratório HIDROCEPE, especialmente ao técnico do Laboratório de Absorção Atômica Sr. Maquisuel, pela permissão do uso dos equipamentos necessários e pelo total apoio nas análises das amostras, nosso MUITO OBRIGADA!

Jennifer e Marília

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	10
ABSTRACT	11
1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO DA LITERATURA	15
2.1 Contaminação de Pescados por Metais	16
2.1.1 Contaminação por Mercúrio	16
2.1.2 Contaminação por Chumbo	20
2.1.3 Contaminação por Cádmi	22
2.1.4 Contaminação por Arsênio	25
2.1.5 Contaminação por Zinco	27
3. OBJETIVOS	30
3.1 Objetivo Geral	30
3.2 Objetivos específicos	30
4. MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 Captura dos Exemplos	31
4.2 Análise Experimental do Teor de Metais	33
4.3- Análises estatísticas	38
5- RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
5.1 Teor de mercúrio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.	45
5.2 Teor de chumbo nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.	52
5.3 Teor de cádmio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.	59
5.4 Teor de arsênio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.	64
5.5 Teor de zinco nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.	70
6-CONCLUSÕES	76
7- CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
8-REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
APÊNDICE A	85

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Exemplar de surubim capturado para retirada de amostra	31
Figura 2 – Captura de surubins no Rio São Francisco utilizando redes	31
Figura 3 – Pesagem do surubim com o dinamômetro	32
Figura 4 – Medição do surubim com a fita métrica	32
Figura 5 – Armazenagem das amostras coletadas	33
Figura 6 – Espectrofotômetro de absorção atômica modelo AA-1475 Varian	34
Figura 7 – Espectrofotômetro de absorção atômica modelo SpectrAA-55B- Varian	34
Figura 8 – Gerador de Hidretos modelo VGA-76-Varian	35
Figura 9 – Banho de água quente nas amostras de mercúrio	36
Figura 10 – Filtração das amostras de mercúrio para balão volumétrico de 100mL	36
Figura 11 – Leitura do mercúrio nas amostras de surubins utilizando o gerador de hidretos	37
Figura 12 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de novembro de 2005 (grupo I)	41
Figura 13 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de janeiro de 2006 (grupo II)	42
Figura 14 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de junho de 2006 (grupo III)	43
Figura 15 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de outubro de 2006 (grupo IV)	44
Gráfico 1 – Regressão Logarítmica do comprimento (m) em função da massa total (kg) das amostras de surubins	39
Gráfico 2 – Concentração de mercúrio (mg/kg) no fígado em função da massa total das amostras de surubins	45
Gráfico 3 – Concentração de mercúrio (mg/kg) nos rins em função da massa total das amostras dos surubins	47
Gráfico 4 - Concentração de mercúrio (mg/kg) no baço em função da massa total das amostras dos surubins	48

Gráfico 5 - Concentração de mercúrio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total das amostras dos surubins	49
Gráfico 6 – Concentração de chumbo (mg/kg) no fígado em função da massa total das amostras de surubins	52
Gráfico 7 - Concentração de chumbo (mg/kg) nos rins em função da massa total das amostras dos surubins	53
Gráfico 8 - Concentração de chumbo (mg/kg) no baço em função da massa total das amostras dos surubins	54
Gráfico 9 - Concentração de chumbo (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total das amostras dos surubins	55
Gráfico 10 – Concentração de cádmio (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins	59
Gráfico 11 - Concentração de cádmio (mg/kg) nos rins em função da massa total dos surubins	60
Gráfico 12 - Concentração de cádmio (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins	61
Gráfico 13 - Concentração de cádmio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins	62
Gráfico 14 – Concentração de Arsênio (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins	64
Gráfico 15 - Concentração de arsênio (mg/kg) nos rins em função da massa total dos surubins	65
Gráfico 16 - Concentração de arsênio (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins	66
Gráfico 17 - Concentração de arsênio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins	67
Gráfico 18 – Variação da concentração de zinco (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins.	70

Gráfico 19 - Concentração de zinco (mg/kg) nos rins em função da massa total dos surubins	71
Gráfico 20 - Concentração de zinco (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins	72
Gráfico 21 - Concentração de zinco (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins	73
Gráfico A.1 – Teores de metais no fígado dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim	86
Gráfico A.2 - Teores de metais no rim dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim	87
Gráfico A.3 - Teores de metais no baço dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim	88
Gráfico A.4 - Teores de metais no tecido muscular dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim	89

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 – Valores médios e coeficiente de variação do comprimento (m) e massa (kg) de surubins	40
Tabela 2 – Valores médios e coeficiente de variação de mercúrio (mg/kg) no fígado, rins, baço de surubins em diferentes grupos (tempos).	50
Tabela 3 - Comparação dos valores médios de mercúrio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular	51
Tabela 4 – Valores médios e coeficiente de variação de chumbo (mg/kg) no fígado, rim e baço nos diferentes grupos (tempos).	56
Tabela 5 - Comparação de valores da média de chumbo (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.	57
Tabela 6 – Valores médios de cádmio (mg/kg) no fígado, rins e baço em diferentes grupos (tempos).	63
Tabela 7 - Comparação de valores médios de cádmio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.	64
Tabela 8 – Valores médios e coeficiente de variação de arsênio (mg/kg) no fígado, rim e baço em diferentes grupos (tempos).	68
Tabela 9 - Comparação de valores da média de arsênio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.	69
Tabela 10 – Valores médios de zinco (mg/kg) no fígado, rim e baço em diferentes grupos (tempos).	74
Tabela 11 - Comparação de valores médios de zinco (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.	75
Tabela A.1: Quadro de análise de variância no fígado	85
Tabela A.2: Quadro de análise de variância no rim	85

RESUMO

ESTUDO SOBRE A PRESENÇA DE METAIS EM DIFERENTES TECIDOS DE PEIXES SURUBINS (*Pseudoplatystoma coruscans*) CAPTURADOS NO RIO SÃO FRANCISCO (MG)

O surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) é um peixe predador do Rio São Francisco (MG) muito consumido não só pela população local como a de todo o estado de Minas Gerais. Apesar da grande vantagem do consumo de peixes na dieta humana, atualmente, uma das grandes preocupações dos órgãos estaduais e federais é a contaminação por metais nesses pescados. Neste contexto, objetivou-se realizar um estudo sobre o teor de mercúrio, cádmio, chumbo, zinco e arsênio em 59 unidades amostrais de fígado, baço, rins e tecido muscular de surubins capturados em diferentes épocas do ano no Médio São Francisco (MG). As amostras de fígado e rins apresentaram teores de mercúrio, cádmio, zinco e chumbo, acima dos limites permitidos pela legislação brasileira. As amostras de baço, também apresentaram contaminação por cádmio, zinco e chumbo com valores acima dos permitidos pela legislação brasileira. No tecido muscular, não foi detectada presença dos metais analisados, acima dos limites permitidos pela legislação brasileira. Maiores massas corporais dos peixes apresentaram um maior comprimento, sendo esta correlação diretamente proporcional. Houve correlação positiva de 72% entre os metais estudados de forma diretamente proporcional. Entre a concentração de chumbo e cádmio no baço a correlação positiva foi de 82%. Ressalta-se que, apesar desses peixes estarem aptos para o consumo humano, a presença de metais nas amostras destes peixes deve servir como um alerta para a fiscalização periódica da área estudada, não só para consumo humano como para os diferentes sistemas biológicos, dos quais toda a fauna e flora estão presentes.

Palavras chave: *Pseudoplatystoma coruscans*, peixe, metais, Rio São Francisco, Espectrofotometria de Absorção Atômica.

ABSTRACT

METALS DETECTION IN DIFFERENT TISSUES OF FISH (*Pseudoplatystoma coruscans*) CAPTURED IN THE SÃO FRANCISCO RIVER (MG)

Pseudoplatystoma coruscans is fish specie that inhabits an important river (São Francisco) in the southeast of Brazil (Minas Gerais State). This fish specie is popularly known by “Surubim” and it is often consumed due the high nutritional value. In spite of the positive aspects of human consumption of fish, one of the concerns of the Federal Department is the metals contamination in fish. In Brazil, there is few data about the presence the metals in fish, specifically in “Surubim”. This predator fish specie belongs to the higher level of aquatic ecosystem, and accumulates toxic residues, justifying the importance of toxicological tests. The aim of this study was to detect mercury, cadmium, lead, zinc and arsenic levels in 59 liver, spleen, and kidneys samples and in 20 skeletal muscle samples of captured “Surubim” at different seasons. The presence of metals was evaluated by atomic absorption spectrophotometer. The liver and kidneys samples showed mercury, cadmium, zinc and lead, above the value allowed by the Brazilian legislation. The spleen samples, also presented contamination by cadmium, zinc and lead with values above the allowed by the Brazilian legislation. In the skeletal muscle, all values were below the tolerance limit allowed by the Brazilian legislation. All fish that had bigger corporal mass had too bigger length, and it was positive statistically proportional correlation. There was a positive correlation of 72% among metals studied. In spleen, there was a positive correlation of 82% between lead and cadmium. In this study, despite the fish skeletal muscles have metals levels below the permitted by Brazilian laws, the presence of metals must serve as an alert for a periodic inspection of the area studied, not only for human consumption but for all different biological systems.

Keywords: *Pseudoplatystoma coruscans*, fish, metals, river, atomic absorption spectrophotometry.

1. INTRODUÇÃO

Em 2003 a produção mundial de pescado foi de 132 milhões de toneladas. Desse total, a aqüicultura contribuiu com 48,4 milhões de toneladas (FAO, 2003). O Brasil encontra-se em vigésimo quinto lugar na produção mundial de pescados, com uma produção anual de 820 mil toneladas de peixes (Vila Nova et al., 2005). O Amazonas se destaca em primeiro lugar na produção extrativista de água doce, com 28,0% do total produzido no país, porém a contribuição para a aqüicultura é pequena, tendo produzido 837 toneladas no ano de 2000 (IBAMA, 2001).

Em Minas Gerais, o consumo de peixes ainda é baixo, em torno de cinco quilos per capita/ano, número bem abaixo do recomendado pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, que é de 16 quilos por habitante/ano. A produção de peixes de água doce no estado também é considerada pequena. Segundo dados do ano de 2002, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA), o estado ocupa apenas o sexto lugar no ranking nacional com oito mil toneladas/ano, o que corresponde a cerca de 5% da produção nacional de peixe de água doce. Algumas pesquisas mostram que as principais espécies para o cultivo são a tilápia e o surubim. Sendo que o surubim é a espécie nativa de maior preferência no país (Miranda, 1997).

A participação do surubim na produção de pescado na bacia do São Francisco é substancial (Lima et al., 1989), representando 86,3% do total de peixes capturados em um estudo de acompanhamento da pesca profissional realizado em 1987 (Godinho et al., 1990) e a principal meta de captura dos pescadores deste rio. Também é importante ressaltar que, o surubim do rio São Francisco apresenta uma grande importância devido à alta qualidade de sua carne (Reid, 1983), ao seu elevado valor de comercialização e

à sua marcante participação na pesca comercial (Marques, 1993), inclusive com potencial para exportação, apresentando ainda irrefutável importância quanto a possibilidade de seu emprego na piscicultura empresarial (Reprodução..., 1988; Sato et al., 1988; Andrade, 1990).

Apesar da grande relevância nutricional do consumo de peixes na dieta humana (Oga, 1996), atualmente, uma das grandes preocupações dos órgãos federais é a contaminação por metais nesses pescados. Destaca-se a importância do consumo do surubim do rio São Francisco, tanto pela população ribeirinha, quanto pelo consumidor dos grandes centros. O Rio São Francisco é o principal rio de Minas Gerais e um dos mais importantes do Brasil, com cerca de 2.700 km de extensão, nasce na Serra da Canastra e drena quase metade da área do estado, incluindo as regiões centrais, oeste, noroeste e norte.

A bacia do São Francisco é uma região muito complexa, tanto sob o ponto de vista ambiental (caracterizado por uma imensa variedade climática, como secas e enchentes periódicas; por grande variedade de ecossistemas naturais, como lagoas marginais, e biodiversidade, estando várias espécies de mamíferos, peixes e pássaros ameaçados de extinção), quanto sob o ponto de vista social, econômico e político (caracterizada por graves problemas de pobreza, má nutrição, doenças, e concentração de renda devido à perversa história do desenvolvimento econômico-político e de dominação da elite ruralista ao longo da bacia). Cerca de 15 milhões de habitantes residem na bacia do rio São Francisco, com alta taxa de migração e êxodo rural (Aguiar, 2001).

Além da contaminação microbiológica do pescado (Zican et al., 1994) acredita-se que os metais talvez sejam os agentes tóxicos mais conhecidos pelo homem (Lacerda, 1997). Um dos possíveis motivos para a contaminação

dos pescados é a atividade industrial, que diminui significativamente a permanência desses metais nos minérios, bem como a produção de novos compostos, o que altera, inclusive, a distribuição desses elementos no planeta (Lacerda, 1997).

Dentre os tipos de contaminação nos pescados, a por metais se destaca por ser cumulativo no organismo. As conseqüências da intoxicação humana por metais podem ser graves, podendo ocorrer desde tremores até coma e morte dependendo do metal em questão (Sloman et al., 2003).

Segundo a Federação dos Pescadores Artesanais da região do São Francisco calcula-se que aproximadamente 25 toneladas de peixes morreram entre outubro de 2004 e setembro de 2005. A maior parte foi de surubim, sendo que a mortalidade atingiu também as espécies mandí, dourado, matrichã, pirá, pacú, curimatá, pacamã e corvina.

Uma análise preliminar feita em amostras de sedimentos e água pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) demonstrou concentração elevada de zinco, cádmio e chumbo em alguns dos 23 locais onde foram realizadas as coletas. De acordo com a fundação, três córregos afluentes do rio São Francisco foram considerados os pontos mais críticos com concentração de metais pesados acima dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Apesar de ter sido comprovada a presença de metais na água e sedimento, não existem relatos sobre a pesquisa de metais nos peixes do Rio São Francisco, que estão sendo consumidos (Mozeto et al., 2007).

Diante do exposto, é evidente, tanto o consumo do surubim do rio São Francisco como a grande preocupação da bioacumulação de metais pesados neste pescado. Neste contexto, torna-se imperativo o desenvolvimento de um trabalho para analisar a concentração de metais em surubins do rio São Francisco em diferentes épocas do ano.

2. REVISÃO DA LITERATURA

Mesmo antes do momento da captura, os pescados já podem estar contaminados com diferentes fontes (metais, produtos químicos, etc), ressaltando que o manejo pode ser uma grande fonte de contaminação microbiológica (Zican, 1994) até sua destinação final, e após passar por inúmeras fases de processamento e transporte (Cardonha et al., 1994).

Acredita-se que os metais sejam os agentes tóxicos mais conhecidos pelo homem. Há aproximadamente 2000 anos antes de Cristo, grandes quantidades de chumbo eram obtidas de minérios, como subproduto da fusão da prata e isso provavelmente tenha sido o início da utilização desse metal pelo homem. Os metais pesados diferem de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados nem distribuídos pelo homem e pelos animais. A atividade industrial diminui significativamente a permanência desses metais nos minérios, bem como a produção de novos compostos, além de alterar a distribuição desses elementos no planeta (Lacerda, 1997).

De acordo com Vieira (2001), a presença de metais muitas vezes está associada à localização geográfica, seja na água ou no solo, e pode ser controlada, limitando-se o uso de produtos agrícolas e proibindo a produção de alimentos em solos contaminados com metais pesados. Todas as formas de vida são afetadas pela presença de metais dependendo da dose e da forma química. Muitos metais são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde as bactérias até mesmo o ser humano, mas eles são requeridos em baixas concentrações e mesmo em elevadas concentrações podem danificar sistemas biológicos. A bioacumulação de metais pesados em peixes é evidente, mesmo quando estes contaminantes se encontram na água em concentrações quase não detectáveis (Machado, 2002).

Segundo Micaroni et al. (2000), dos 2,9 milhões de toneladas de resíduos industriais perigosos gerados anualmente no Brasil, somente 600 mil toneladas recebem tratamento adequado, conforme estimativa da Associação Brasileira de Empresas de Tratamento, Recuperação e Disposição de Resíduos Especiais (ABETRE). Os 78% restantes são depositados indevidamente em lixões, sem qualquer tipo de tratamento. A maior parte dos metais encontrados no organismo humano, seja essencial ou não-essencial, apresenta alta reatividade química e atividade biológica, particularmente na forma de íons, radicais ou complexos orgânicos. Como tal pode ser potencialmente tóxico, dependendo da quantidade ingerida e das outras condições associadas à exposição como tempo e frequência da exposição e suscetibilidade do organismo exposto.

Considera-se metal tóxico todo aquele que pertence a um grupo de elementos que não possui características benéficas e nem essenciais para o organismo vivo, produzindo efeitos danosos para as funções metabólicas normais, mesmo quando presentes em quantidades traços. Todavia, metais essenciais, por sua vez, podem tornar-se nocivos ao organismo quando ingeridos através de alimentos em quantidades muito acima das nutricionalmente desejáveis, ou quando ocorra uma exposição por outras vias que não a oral. No organismo humano, a maioria dos metais essenciais ou não-essenciais, é proveniente da dieta, não obstante nem todo metal ingerido é retido pelo organismo, podendo ser eliminado pelas fezes, urina, suor e outros (Lacerda, 1997).

Alguns metais pesados como ferro, cobre, zinco e cobalto, são considerados elementos essenciais aos processos biológicos, mas podem ser tóxicos quando em concentrações mais elevadas (Kennish, 1991; Heath, 1995).

2.1 Contaminação de Pescados por Metais

2.1.1 Contaminação por Mercúrio

O mercúrio é um metal pesado (elemento químico cujos átomos têm pequena energia de ionização, tendendo a se converter em íons positivos ou cátions, são bons condutores térmicos e elétricos, bastante dúcteis, maleáveis e tenazes) da família 2B (Rozenberg, 2002), que ocorre naturalmente no meio ambiente associado a outros elementos. O mais comum é o enxofre, com quem forma o minério cinabre (HgS), composto de cor vermelha ou preta, cujas maiores reservas encontram-se na Espanha (Almaden) e na Itália (Micaroni et al., 2000).

A desgaseificação da crosta terrestre, erupções vulcânicas e evaporações da água são as principais fontes naturais do mercúrio. O mercúrio tem sido utilizado na agricultura, principalmente como fungicida, na amalgamação do ouro e em setores industriais, como na produção de cloro, soda, lâmpadas fluorescentes, termômetros, etc. A utilização crescente do mercúrio tem tido como consequência o aumento do mesmo no meio ambiente, independente da forma química do mercúrio emitida, se estabelece o denominado “Ciclo Global” do mercúrio. Através desse ciclo, o mercúrio pode ser transportado e distribuído de fontes terrestres para os sistemas hídricos e vice-versa. Nos oceanos, rios e lagos têm-se o chamado “Ciclo local do Mercúrio”, onde ocorre a metilação do metal. O mercúrio entra na cadeia trófica sofrendo biomagnetização de um nível trófico para outro superior. Nesse contexto, o homem, pelo consumo de alimentos, principalmente de pescados, torna-se vulnerável ao mercúrio (Zican, 1994).

A mineração de mercúrio pode atingir até 10.000 toneladas/ano, contaminando a atmosfera através das perdas naturais e descargas de rejeitos.

Esta é incrementada através da liberação para o ambiente de toneladas oriundas de atividades industriais. Outras fontes como queima de combustíveis fósseis, produção de cimento e garimpo de ouro devem ser também consideradas. Estima-se que a quantidade total de mercúrio liberadas para o meio ambiente através de fontes antropogênicas e naturais ultrapasse 3.000 toneladas/ano. A redução da utilização industrial de mercúrio (produção de papel, indústria de soda cáustica, etc.), a proibição da aplicação de praguicidas mercuriais na lavoura (fungicidas), bem como atividades outras na qual o metal não é diretamente empregado, levaram a uma diminuição drástica da contaminação ambiental, refletindo diretamente nas fontes e alimentos (Germano e Germano, 2001).

O movimento do mercúrio no ambiente é realizado através de sua forma metálica volátil presente na atmosfera. Esta pode ser oxidada à forma bivalente inorgânica, principalmente na presença de matéria orgânica, em ambientes aquáticos que, por sua vez, pode ser reduzida a sua forma metálica. Esse tipo de interconversão pode ser importante para se definir o ciclo do mercúrio no ambiente. Tanto as formas inorgânicas como as orgânicas sofrem transformações ambientais. Compostos inorgânicos bivalentes podem sofrer metilação por meio de bactérias anaeróbicas ou metilação não-enzimática produzindo metilmercúrio. Este processo é o primeiro passo na bioacumulação do metal. Metilmercúrio entra na cadeia alimentar de peixes e outros organismos aquáticos, podendo, eventualmente, atingir humanos, ou se difundir pela atmosfera, voltando para a crosta terrestre ou outros mananciais (Zican, 1994).

Dentre os efluentes químicos, o mercúrio assume grande relevância em saúde pública, considerando que é um metal pesado de efeito cumulativo para o homem, geralmente, é eliminado nas

águas pelos efluentes industriais (Germano e Germano, 2001).

O peixe tem sido apontado como a principal via de intoxicação do ser humano por mercúrio. A forma química mais tóxica do mercúrio tem sido identificada como a do metilmercúrio (Kitahara et al., 2000). O mercúrio é transformado em metilmercúrio por ação de bactérias; o peixe absorve o metilmercúrio da água e, também, pela ingestão de organismos aquáticos (Silva, 1951). Mesmo em regiões com níveis normais de mercúrio na água, podem ser observados níveis altos de mercúrio em peixes, pois ao ser incorporado na cadeia trófica, o mercúrio é biomagnetizado e bioacumulado, devido a sua longa meia-vida nos organismos (640 a 1200 dias) (Peterson et al., 1973).

No homem, a absorção intestinal do metilmercúrio é maior que 95% e sua meia-vida biológica para eliminação está em torno de 70 dias. Quando é absorvido, acumula-se nos rins, no fígado e no sistema nervoso central (SNC), atuando como inibidor enzimático inativando proteínas pelo bloqueio de radicais sulfidrilas (SH) (Blomberg et al., 1999).

As manifestações clínicas da intoxicação por mercúrio podem ser agudas ou crônicas. A aguda, devido à ingestão de alimentos contaminados por metilmercúrio, produz um quadro que varia de leve a letal, com vômitos freqüentes, tremores, ataxia, parestesia, paralisia, afonia, cegueira, coma e morte. A intoxicação crônica afeta principalmente o SNC, causando parestesia, ataxia, dificuldade de articular palavras, sensação generalizada de fraqueza, fadiga e incapacidade de concentração, perda de visão e audição, coma e morte (Blomberg et al., 1999).

Os efeitos clínicos não são imediatos, podendo ocorrer intoxicação. No caso de exposição ambiental, o período latente pode chegar a 10 anos e será

inversamente proporcional ao nível de exposição. O metilmercúrio tem efeito feto-tóxico, com alterações irreversíveis para o feto, mesmo sem o aparecimento de sintomas na mãe. Os sintomas observados em neonatais e crianças, devido à exposição pré-natal são, paralisia cerebral, distúrbios mentais, retardamento do desenvolvimento de várias funções psicomotoras, convulsões, cegueira e má-formação dos ouvidos. O risco de intoxicação pela ingestão de peixe contaminado depende de alguns fatores, sendo que o teor de mercúrio, a quantidade ingerida e a frequência de ingestão são determinantes para a acumulação de metilmercúrio no organismo humano (Yallouz et al., 2001).

Viana et al. (2005) pesquisaram os teores de cobre, mercúrio e zinco em sete espécies de peixes no litoral do Uruguai (Montevideo e Piriápolis). A coleta foi realizada entre abril 1998 e junho 1999, obtidas de um total de 163 amostras de tecido muscular e fígado que são consumidos pela população local. As concentrações de mercúrio e cobre no fígado foram menores nos peixes pescados no litoral do Uruguai quando comparados com as concentrações dos peixes pescados em águas argentinas e brasileiras. Como no tecido muscular, os teores de cobre, mercúrio e zinco foram baixos, Viana e colaboradores concluíram que os peixes estudados poderiam ser consumidos. Nenhuma correlação significativa foi observada entre concentrações de cobre no fígado e comprimento dos peixes (idade). Em aproximadamente 50% das amostras de tecido muscular e fígado, os níveis de mercúrio estavam abaixo do limite de detecção. Nenhuma diferença significativa foi observada entre tecidos, exceto em duas espécies onde as concentrações de mercúrio no músculo foram mais elevadas do que no fígado. Uma análise de regressão entre os níveis de mercúrio e o comprimento mostrou resultados significativos para ambos os tecidos. Embora seja contrário aos interesses do consumidor é preferível evitar o consumo de

grandes espécies devido a bioacumulação do mercúrio. Mas no Uruguai, o fígado de algumas espécies de peixe é consumido, daí a grande preocupação dos pesquisadores com relação a bioacumulação.

A contaminação do pescado pelo mercúrio é, portanto de grande interesse para a saúde pública. Em função disso, são adotados limites máximos, acima do qual o pescado torna-se impróprio ao consumo, por oferecer os riscos tóxicos inerentes. Para o pescado tem sido apontado limites variando entre 0,4 e 1,0mgHg/kg. O Canadá não permite níveis maiores que 0,5mg/kg, enquanto o limite estabelecido no Japão é de 0,4mg/kg, na Itália é de 0,7mg/kg, Suécia Alemanha, Dinamarca, Nova Zelândia, Estados Unidos e Finlândia é de 1,0mg/kg, na Austrália, Israel, Noruega, Suíça e Tailândia, de 0,5mg/kg (Johnston et al., 1991). Na União Européia e no Brasil, o máximo permitido para a maioria das espécies é de 0,5mg/kg para espécies não predadoras e 1,0mg/kg para espécies predadoras, o mesmo critério sugerido pelo Codex Alimentarius (Brasil, 1998).

Morgano et al. (2005) avaliaram os níveis de mercúrio em amostras de peixes não predadores de água doce, procedentes de pesque-pagues e pisciculturas de 39 regiões do estado de São Paulo. Os resultados das análises mostraram que nenhuma das amostras procedentes das diferentes regiões apresentou níveis de mercúrio total acima do permitido pela legislação brasileira, que é de 0,5mg/kg para pescado não-predador.

2.1.2 Contaminação por Chumbo

O chumbo é um metal cinza-azulado de peso atômico 207.19, ponto de fusão 327.502°C e ponto de ebulição 1740°C. O chumbo é suficientemente mole para ser cortado com uma faca, porém impurezas como o antimônio, arsênio, cobre ou zinco, tornam-no muito duro. O chumbo é resistente à oxidação atmosférica e ao ataque dos ácidos,

clorídrico ou sulfúrico, diluídos, mas é rapidamente dissolvido pelo ácido nítrico. O ácido acético tem ação solvente sobre o chumbo metálico não sendo indicado o seu uso para fins culinários em recipientes que contenham chumbo, pois os alimentos podem ser contaminados com os compostos do metal. O chumbo ocorre como contaminante ambiental e as concentrações no meio ambiente cresceram de acordo com o aumento do seu uso industrial (Mavropoulos, 1999).

Nos últimos anos a demanda de chumbo tem sofrido uma mudança quanto ao tipo de sua utilização. Seu emprego como antidetonante na gasolina e em tintas tem diminuído bastante, porém seu emprego em processos industriais tem aumentado significativamente. Usa-se chumbo na fabricação de canos condutores de água, na fabricação de revestimento de cabos elétricos, de chapas para pias, cisternas e telhados, na indústria de acumuladores, e outros. A quantidade anual de chumbo que se dispersa como contaminante atmosférico é elevada. A contaminação do solo pelo chumbo pode advir de forma natural ou geológica, uma vez depositados ali, este contaminante pode permanecer indefinidamente, como também através de atividades exercidas pelo homem (mineração, indústria e transporte). Sendo assim, o teor de chumbo nos solos varia de região a região: em regiões próximas às vias de tráfego intenso e de indústrias, os teores de chumbo são bem mais elevados que aqueles encontrados em áreas isoladas (Larini, 1993).

Em muitos países, o chumbo é o único metal que apresenta um controle legal, em função da presença no ar. O método utilizado por órgãos oficiais para o controle da poluição do ar, em zonas urbanas e industriais, é a filtração por bombeamento de um volume determinado de ar, para posterior análise dos resíduos retidos nos filtros. Outro método de análise é o estudo das Precipitações Sólidas Atmosféricas

(PSA), através de uma abordagem geoquímica. No Brasil, não são conhecidos parâmetros que limitem a concentração do chumbo, no ar, assim como não existem normas específicas para o seu controle na atmosfera (Vanz et al., 2003).

Os níveis de chumbo nos produtos alimentícios além de serem muito variáveis, podem ser parcialmente removidos (lavando-se ou descascando-se o alimento). Organizações internacionais (Apostoli et al., 1980) propõem que a tolerância de ingestão semanal seja de 3mg de Pb para adultos (400 a 450µg/dia). Os alimentos (incluindo água potável e bebidas alcoólicas) são as maiores fontes de exposição da população ao chumbo. Crianças podem ter exposição adicional, vinda de solo e poeiras. O chumbo, mesmo em baixas concentrações, é estranho ao organismo humano, podendo interferir em diversas partes do metabolismo e causar intoxicações. A intoxicação crônica do chumbo denomina-se saturnismo ou plumbismo (Mavropoulos, 1999).

Existe ainda a possibilidade de o chumbo contaminar alimentos através de sua migração de recipientes que contém esses alimentos. O metal pode migrar de latas com soldas de chumbo, travessas de cerâmica, objetos de cristal e decalques ou desenhos presentes nos invólucros de alimentos. Alimentos ácidos tendem a remover mais chumbo, embora certos alimentos, como milho e feijão, estejam associados com liberação maior do metal, que não é explicada apenas pela acidez. O oxigênio parece acelerar a liberação de chumbo dos recipientes alimentares (Corvalán et al., 1999).

Os organismos aquáticos captam e acumulam o chumbo presente na água e no sedimento. Nos peixes, o chumbo acumula-se principalmente nas brânquias, fígado, rins e ossos. Os alimentos de origem animal, como leite e seus derivados, apresentam níveis variáveis de chumbo. Na carne bovina e

suína com osso (local de maior deposição do chumbo), o metal é liberado em maior quantidade quando esta é cozida, podendo alcançar valores de até 350µg/kg (Salgado, 1996). Segundo Sharma e Reutergardh (2000), a ingestão de 500mg de chumbo, ou mais, por dia pode ocasionar sua excreção no leite bovino em valores médios de 0,06 mg/L.

Níveis de cádmio, cobre, chumbo e níquel foram determinados em ostras, da espécie *Pinactada radiata* coletadas de três locais ao longo da costa do Kuwait, Golfo da Arábia, durante quatro meses (março a junho) nos anos de 1990 e 1992. As concentrações médias de chumbo nas amostras coletadas durante o ano de 1992 (13,61 e 5,86 µg/g) foram aproximadamente 54 e 27 vezes maiores do que aquelas verificadas em ostras da mesma espécie *Crassostrea angulata* do estuário Huelva, Espanha e da espécie *Rangia cuneata* da baía de São Luis, nos EUA. Este aumento de concentração pode estar relacionado com a Guerra do Golfo, ocorrida em 1991, quando grandes quantidades de óleo cru, produto de combustão incompleta e outros materiais foram lançados no meio ambiente marinho (Bou-Olayan et al., 1995).

Os principais sintomas da intoxicação são:

- Síndrome gastrointestinal: manifestada por anorexia, dispepsia, dores espasmódicas difusas, constipação persistente, sabor metálico persistente. As cólicas são comumente encontradas em trabalhadores expostos, sendo uma manifestação aguda de uma moléstia de evolução lenta, podendo aparecer mesmo na exposição à baixas concentrações de chumbo.
- Síndrome renal: resultam em lesão tubular caracterizada pela tríade de Falconi e nefropatia crônica, caracterizada por alterações arterioescleróticas e degeneração hialina dos vasos, com alteração na excreção renal.

- Síndrome neuromuscular: queda do pulso, manifestação de fraqueza muscular e fadiga que pode progredir até paralisia.

- Síndrome central: os efeitos variam de acordo com a duração e intensidade da exposição, sendo mais pronunciada em crianças. O sintoma principal é a encefalopatia hipertensiva no caso das crianças, e mais rara em adultos. Essa encefalopatia é manifestada por irritação, vertigem, cefaléia, insônia, inquietação, delírio, convulsões e coma. É fatal em cerca de 25% dos casos, sendo que dos sobreviventes, 40% apresentam seqüelas neurológicas como retardamento mental e paralisia cerebral (Papanikolaou et al., 2005).

A Portaria nº 685 de 27/08/1998 da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária estabelece limites máximos de tolerância (LMT) para o chumbo em alimentos, nas condições em que são consumidos. Esses valores variam de 0,05 a 2mg/kg de chumbo nos alimentos. A ingestão diária tolerável provisória (PTDI) para o chumbo é de 3,6µg/kg de peso corpóreo, enquanto que a ingestão semanal tolerável provisória (PTWI) é de 25µg/kg de peso corpóreo, ambas estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (Salgado, 1996).

2.1.3 Contaminação por Cádmio

O cádmio existe na crosta terrestre em baixas concentrações, associado geralmente ao zinco, na forma de depósito de sulfeto. É um metal de cor prata clara, dúctil, mole e maleável. Apresenta peso molecular 112,41 e número atômico 48. Tem ponto de fusão e ebulição, respectivamente, iguais a 321°C e 767,2°C, e sua densidade é de 8,64g/m. Emite vapores, mesmo quando em temperaturas inferiores ao seu ponto de ebulição e em seu estado sólido, sendo insolúvel na água e nos solventes orgânicos usuais e oxidando-se em presença de ar e de umidade (Fawell et al., 1992)

O cádmio pode causar intoxicações agudas em trabalhadores, por

exposição direta em seus locais de trabalho e em populações de áreas industriais poluidoras. Dosa-se o cádmio por espectrometria de chama ou de forno, com limites de detecção de 5µg/L e 0,1µg/L, respectivamente. O cádmio absorvido pelo homem (e por outros animais) concentra-se em vários órgãos, na urina e no sangue, com acúmulo no fígado e rins. Quantidades significantes e progressivas deste metal vêm sendo introduzidas no meio ambiente a partir de fontes naturais, estando largamente distribuído na água e no ar contaminados e apresentando um tempo de retenção nos órgãos expresso em décadas. É usado em numerosos materiais como revestimento à prova de corrosão em ligas metálicas, pigmentos (sobretudo o vermelho e o amarelo), estabilizadores, manufaturas de polivinil, fertilizantes fosfatados, baterias de veículos, revestimentos eletrolíticos de metais, acabamentos de peças, fabricação de pedra-pome e de pastas de limpeza, em pisos, plásticos, vidros e decapagens. Sendo o cádmio e o zinco encontrados juntos em depósitos naturais, apresentam estrutura e função similares no corpo humano. O cádmio pode deslocar ou substituir o zinco em algumas das suas funções enzimáticas e órgãos interferindo, assim nos metabolismos associados ao zinco. A razão zinco/cádmio revela-se, por isto, muito importante em relação à deficiência de zinco e toxicidade de cádmio. As proteínas de zinco substituídas por cádmio podem ser ativas relativamente aos índices das proteínas nativas de zinco, embora tal ocorra usualmente para pH elevado. Esta observação pode ser facilmente explicada em termos de pKa da água coordenada, o qual deve ser maior que o análogo do complexo de zinco pois o íon cádmio é maior e polariza menos a ligação Cd-H₂O. A exposição ao cádmio pode ser ocupacional ou não. Trabalhadores de indústrias estão sujeitos a inalar o cádmio ou retê-lo em contato com a pele. Exposições não ocupacionais podem ocorrer por meio da ingestão de alimentos e de água. Também o hábito

de fumar é uma importante fonte de contaminação para o homem (Lenzi et al., 1990).

A vida média biológica do cádmio é superior a 10 anos, com valores acima de 80% de carga corpórea concentrados nos rins, fígado e ossos. Por esse motivo, efeitos adversos à saúde podem aparecer mesmo após a redução ou a cessação à exposição ao cádmio. Uma exposição crônica ao cádmio de 50µg/kg (ou 10 vezes o novo limite permissível pela *Occupational Safety Health Administration* – OSHA) por 10 anos pode causar disfunção renal com lesão tubular proximal em até 4% dos casos (Waalkes, 2003).

Segundo Roman et al. (2002) o cádmio é um elemento químico que pode estar presente na água ingerida, nos alimentos e em diversos artigos de uso doméstico, agrícola ou industrial. Seu potencial embriotóxico, carcinogênico, nefrotóxico, hepatotóxico e osteodeformante vêm sendo progressivamente confirmados por diversos estudos multicêntricos. A detecção precoce de níveis elevados de cádmio no sangue e a necessidade de conscientização do problema consistem nos recursos fundamentais para a prevenção da intoxicação crônica por cádmio. Nos peixes o cádmio acumula-se especialmente nas brânquias, fígado e rins, sendo que a presença do mesmo leva a síntese de metalotioneína, proteínas de baixo peso molecular que seqüestram o metal, inativando-o (Fawell et al., 1992).

O cádmio é captado e retido por plantas aquáticas e terrestres e concentra no fígado e rins dos animais que se alimentam dessas plantas (ASTR, 1997). Além de ser bioacumulado por fitoplâncton e conseqüentemente por organismos marinhos. Concentrações particularmente elevadas de cádmio, 2-30g/kg peso úmido são encontradas em moluscos e crustáceos (Fawell et al., 1992).

De Conto Cinier et al. (1998) em estudo com carpas (*Cyprinus carpio*), submetidas à concentração de cádmio da ordem de 100 vezes aquelas encontradas no meio ambiente, mostraram que a metalotioneína constitui importante fator na acumulação do cádmio. Os autores mostraram também que existe competição entre o cádmio, zinco e cobre pela mesma metalotioneína. Nas situações nas quais a quantidade do metal acumulado excede a capacidade do animal de sintetizar a metalotioneína, ocorre a ligação das proteínas de alto peso molecular, notadamente em músculos onde expressa sua toxicidade, caracterizada por desenvolvimento de anomalias estruturais, com aparecimento de anemia, anorexia e distúrbios respiratórios. Há ainda que se considerar a interação entre diversos poluentes, o que realmente ocorre *in situ* no ecossistema onde animais e plantas estão expostos a complexas misturas de poluentes, implicando em interações que podem expressar-se por um efeito aditivo, sinérgico ou antagônico. Esses estudos são de difícil condução numa condição laboratorial onde os testes são normalmente conduzidos com os toxicantes em separado, o que pode explicar o fato desses dados raramente ocorrerem em literatura.

Casini e Depleng (1997) estudaram a interação da captação do cádmio pela exposição concomitante do biomonitor *Platorchestia platensis* (crustáceo da ordem Amphipoda) ao zinco, ferro e cobre. Os resultados mostraram haver interação na captação do cádmio e cobre, e cádmio e ferro. A exposição simultânea do cádmio, ferro e cobre mostrou haver um decréscimo significativo da captação do cádmio pelo biomonitor estudado.

Grande parte do cádmio inalado ou ingerido é excretada pelas fezes. A excreção fecal, via de regra, reflete principalmente a poeira de cádmio deglutida do ar industrial ou ingerida acidentalmente das mãos

contaminadas, nas situações de exposição ocupacional. Porém, quase todo o cádmio excretado pelas fezes é devido à não absorção pelo trato gastrointestinal. O cádmio absorvido é excretado vagarosamente e igualmente pela urina e fezes (ASTR, 1997).

Liang et al. (1999), verificaram que o acúmulo de metais em vísceras de peixes de água doce (carpa comum, carpa prateada, *Carpa grass*, "big head" e tilápia) é inversamente proporcional ao comprimento do peixe. Parece que energia metabólica é um fator determinante do acúmulo de metais em peixe e está relacionada ao comprimento do animal, o qual influencia a velocidade metabólica, esta, por sua vez, correlacionada à velocidade de seqüestração e eliminação. Peixes menores apresentariam uma velocidade de absorção maior dos metais, e estes de concentrariam nas vísceras. Como os metais analisados, zinco, cobre, cádmio, cromo, níquel e chumbo, encontravam-se abaixo do limite de detecção nas águas do pesqueiro de Au Tau, Hong Kong, inferiu-se que os hábitos alimentares influenciam na bioacumulação.

O efeito nos pulmões é proveniente da inalação de vapores de CdO, que se aloja nos alvéolos pulmonares, sempre ligado a grupamentos contendo S e provocando enfisema pulmonar. A falência do sistema renal e das funções do fígado é esperado como resultante da ingestão de alimentos contendo Cd, uma vez que nesses órgãos é grande a presença de componentes contendo grupamentos S. Entretanto, o único caso mundialmente aceito de toxicidade de Cd é a tristemente célebre doença itai-itai observada no Japão em pessoas que se alimentavam de arroz com alta concentração do elemento. Essa doença é traduzida pela osteomalácia, ou "amolecimento" dos ossos. Convém salientar que essa doença foi observada apenas em grávidas, mulheres com deficiência de vitamina D e mulheres idosas (Mattiazzo-Prezzoto, 1994)

Há evidências de que a biota marinha contém quantidades de cádmio significativamente maiores do que as correspondentes terrestres ou de água doce, e de que altas concentrações para indivíduos da mesma espécie coletadas em várias localidades são, via de regra, associadas com a proximidade de áreas urbanas ou industriais ou pontos de descarte de lixo contendo cádmio. Estima-se que ostras chegam a concentrar o cádmio até 1600 vezes, peixes 3000 e invertebrados marinhos até 250000 (ASTR, 1997).

De acordo com as recomendações de vários organismos internacionais, os níveis máximos tolerados de metais-traço tóxicos em peixes e derivados são muito baixos e habitualmente menores que 0,1 µg/g (peso úmido) para o cádmio (Cid et al., 2001). O limite máximo estabelecido para "outros alimentos", na legislação brasileira é de 1,0mg/kg (Ministério da Saúde 14, 1977).

2.1.4 Contaminação por Arsênio

Elemento químico de símbolo As, possui o número atômico 33 e massa atômica relativa 74,921 u (Ratnaik, 2003). O arsênio existe na natureza numa variedade de formas químicas, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas, como resultado de sua participação em complexos biológicos, processos químicos e algumas aplicações industriais, como a manufatura de certos vidros, materiais semicondutores e fotocondutores, entre outros (Serafimovski et al., 2006). Compostos contendo arsênio são utilizados no tratamento de determinadas doenças e na agricultura, o arsênio encontra-se nos herbicidas, inseticidas e desfolhantes. Também a flora e a fauna marinha contém compostos de arsênio, pois nas vias metabólicas o nitrogênio e o fósforo podem ser facilmente trocados por ele. Os altos níveis de toxicidade de arsênio são muito bem conhecidos, pois compostos de arsênio são facilmente absorvidos, tanto oralmente quanto por inalação, sendo a extensão da absorção

dependente da solubilidade do composto (Burguera e Burguera, 1993). Encontra-se o arsênio em quantidades variáveis na água, solo e vegetais. Pode ser concentrado por organismos marinhos e depositado em volumes apreciáveis em rochas sedimentares ou ainda liberado como gás volátil (AsH₃ – arsina) sob a influência de fungos arsenófilos ou agentes redutores presentes em águas que contenham o As (Gontijo e Bittencourt, 2005).

Ao arsênio é atribuída também atividade carcinogênica, estabelecendo-se associação epidemiológica entre câncer de pele, de fígado e de pulmão e ingestão prolongada de águas de abastecimento e vinhos contaminados ou contato ocupacional e nas indústrias produtoras de ligas metálicas (Casarett e Doull, 2001).

No organismo humano, o arsênio é rapidamente excretado pelos rins. Estes últimos funcionam como verdadeira usina de eliminação de excesso. Mesmo assim os sintomas diferem de indivíduo para indivíduo, da localização geográfica, frequência de consumo dentre outros (Bhchet et al., 1994).

Uma longa exposição a compostos inorgânicos de arsênio, através da água de beber, pode conduzir a várias doenças tais como: conjuntivite, hiperqueratose, hiperpigmentação, doenças cardiovasculares, distúrbios no sistema nervoso central e vascular periférico, câncer de pele e gangrena nos membros. O efeito tóxico das espécies de arsênio depende, principalmente, de sua forma química. Arsênio em águas naturais pode ocorrer como arsenito, arseniato, íon monometilarsônico (MMA) e íon dimetilarsínico (DMA). Águas subterrâneas contém arsênio como arsenito e arseniato. Em águas de mar, lagoas, lagos, e onde houver possibilidade de biometilação, arsenito e arseniato ocorrem junto com MMA e DMA¹¹ (Serafimovski et al., 2006).

Mas o arsênio ocorre naturalmente em ambientes terrestres e aquáticos como contribuição do intemperismo e erosão de solos e rochas, erupções vulcânicas e queima de florestas, podendo se apresentar em concentrações elevadas em áreas de depósito de metais preciosos. Fontes antropogênicas de arsênio incluem atividades de mineração, preservantes de madeira, geração de eletricidade pela queima de carvão e refinaria de petróleo (ASTR, 2000).

O arsênio, não tem características de essencialidade, como outros metais (zinco, cobre, manganês e cromo), constituindo-se objeto de preocupação dado a sua importância toxicológica. O efeito tóxico deste elemento depende da forma em que ele se encontra. Os compostos orgânicos são reconhecidamente menos tóxicos que os inorgânicos (Lunde, 1970) e destes últimos, os compostos trivalentes são os mais tóxicos (Flanjak, 1982).

A maioria dos alimentos de origem terrestre contém menos que 1µg de arsênio/g de peso seco; os níveis presentes nesses alimentos de origem marinha são substancialmente mais altos, atingindo 80µg/g. A ingestão da dieta é, portanto, grandemente influenciada pela quantidade de frutos do mar ingeridos (OMS, 1998).

No Brasil existem poucos dados quanto a presença de arsênio em alimentos em geral e, sobre sua presença em peixes, muito pouco se encontra na literatura. Os peixes, por serem consumidores e pertencerem ao nível superior do ecossistema aquático, acumulam poluentes, daí a sua grande importância em testes de toxicidade e contaminações (Dias e Teixeira Filho, 1994).

Segundo Möllerke et al. (2003), a piava e o pintado são espécies biológicas e podem ser usadas como sentinelas da existência da poluição arsenical a níveis perigosos.

A Organização Mundial da Saúde diminuiu a IDA (Ingestão Diária Aceitável) de 50mg/kg de peso corpóreo para 2mg/kg com a recomendação de que mais trabalhos sejam efetuados para elucidar a natureza do composto arsenical que ocorre nos alimentos, em particular, em alimentos marinhos, onde os níveis são geralmente mais elevados (Lawrence et al., 1986; Mantovani e Angelucci, 1992).

A Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde estabeleceu que os níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos com relação ao arsênio em peixes e produtos de peixe é de 1,0mg/kg. As espécies biológicas, pelo exposto, podem ser usadas como sentinelas da existência da poluição arsenical a níveis perigosos (Möllerke et al., 2003).

2.1.5 Contaminação por Zinco

Há quase um século que o zinco é um nutriente indispensável para certas formas inferiores de vida e, desde 1926, para os vegetais superiores. Apenas nos últimos 30 anos tem-se obtido provas concludentes de que o zinco é um nutriente mineral que é essencial para os mamíferos e as aves. Durante os últimos anos tem-se alcançado um grande progresso sobre o conhecimento dos movimentos metabólicos do zinco e suas formas e situações em tecidos, células e componentes celulares em bovinos (Underwood, 1969).

Underwood (1969) em pesquisas afirmou que a necessidade dos animais domésticos varia com a espécie, forma e combinação química em que se apresenta o metal, a natureza da dieta está diretamente ligada à quantidade de cálcio e critérios adequados aplicados, sendo pouco tóxico. No entanto para bovinos o nível de zinco permitido varia de 60 a 100 ppm, dependendo da idade, estado fisiológico, ambiente e saúde do animal.

Segundo Franco (1999) e Waitzberg (2000), o zinco é um microelemento essencial ou elemento-traço e que

exerce funções essenciais ao organismo humano e animal. Possui número atômico 30 e peso atômico de 65,37, está presente em enzimas, participa do processo de mobilização hepática da vitamina A, atua no crescimento e maturação sexual, funções imunológicas, dentre outras.

É sabido que o zinco desempenha um papel vital no desenvolvimento animal. Uma dieta rica em zinco diminui o risco de hemorragias e melhora a cicatrização das feridas. O zinco é usado como suplemento nutritivo para promover crescimento. Embora o elemento não seja considerado tóxico, existem certos sais de zinco cuja ingestão provoca náuseas e diarreia (Underwood, 1969).

O zinco é considerado o vigésimo quinto elemento mais abundante na crosta terrestre; ocorre em vários minerais e em diferentes formas (sulfetos ou carbonatos de Zn) e seu maior uso é na galvanização de produtos de ferro (Fe), proporcionando uma cobertura resistente à corrosão. É utilizado em baterias e fertilizante, tinta, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos como pós e bases faciais e produtos farmacêuticos como, por exemplo, em complexos vitamínicos (Moore e Ramamoorthy, 1984; Lester, 1987).

Rocha (1985) relatou que o zinco é um elemento essencial e útil ao metabolismo humano, mas casos de envenenamento podem ocorrer, seja por ingestão de alimentos, por bebidas contaminadas, de poeiras e fumaça com altos teores de zinco ou contato da pele com zinco e seus sais.

O zinco só é absorvido passivamente, no duodeno e jejuno no teor de 10 a 40% da ingestão oral. Após liberar-se dos alimentos, forma complexos com ligantes endógenos e exógenos, como a histidina, ácido cítrico e ácido picolínico. Passa para a corrente sanguínea por transporte ativo e combina-se com albumina e aminoácidos no teor de 55%

e com macroglobulinas no teor de 40%, não se destinando o uso metabólico. A excreção do zinco é pela via urinária e é armazenado principalmente no fígado. A deficiência do zinco nos animais pode conduzir ao atraso no crescimento, falta de apetite, lesões cutâneas e alterações de comportamento, enquanto que sua toxicidade provoca náusea, vômitos, cefaléia e deficiência de cobre (Waitzberg, 2000).

Em vista da natureza essencial do zinco e de sua alta concentração no tecido dos vertebrados, uma especulação é que este elemento pode ser útil em algumas funções dos peixes. Porém sabendo-se que também é tóxico para os peixes, causando mortes, baixo crescimento, alterações nos tecidos, mudança no sistema cardíaco e respiratório, inibindo a desova e o restante da população, em detrimento desses efeitos, a sobrevivência dos peixes fica ameaçada (Sorensen, 1991). O zinco puro é atóxico, mas os gases liberados pelo aquecimento do metal, ou por reações químicas podem irritar as vias respiratórias, se inalados (Constantinido, 1994).

De acordo com a legislação brasileira para "outros alimentos" o limite máximo permitido para o zinco em peixes é de 50 mg/kg (Brasil, 1965).

Adeyeye et al. (1996) pesquisaram alguns metais na cabeça, olhos, brânquias, fígado, intestino, órgãos reprodutores, bexiga, escamas e tecido muscular de bagres africanos, carpa e tilápia pescado numa policultura de água doce. Também analisaram a presença de metais nos sedimentos, solo e na água ambiental. Assim, os resultados encontrados foram que, o cobre e o cobalto não foram detectados em qualquer parte da carpa, mas a ligação foi detectada em um nível baixo e não foi detectada nas escamas, intestino e a cabeça. O zinco, o manganês, o ferro, o sódio e o potássio mostram a distribuição desigual entre as várias partes das amostras. O ferro é mais concentrado no tecido muscular do

que em todas as outras partes analisadas, o zinco no tecido muscular mostrou menos variabilidade. Para as três espécies dos peixes analisados, a ordem da bioconcentração era que o potássio é maior do que o sódio que é maior do que o zinco. O cobre e o cobalto não foram detectados na água ambiental, e o sódio é o metal mais concentrado dentro da água enquanto o potássio é o menos concentrado. O chumbo, manganês, ferro, cobre e o cobalto não foi detectado na água, fatores de bioconcentração não podiam ser calculados para eles. Entre os metais detectados no solo, o ferro teve a concentração mais elevada quando o zinco teve a concentração mais baixa.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi investigar a existência da bioacumulação de metais na espécie de peixe *Pseudoplatystoma coruscans* (Surubim) do rio São Francisco (MG).

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Análise do teor de mercúrio, chumbo, cádmio, arsênio e zinco, nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular de peixes da espécie *Pseudoplatystoma coruscans*, capturados em diferentes épocas;
- Correlação entre os diferentes metais e entre diferentes tecidos;
- Investigação da interação entre massa (kg) e comprimento (m) dos peixes.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Captura dos Exemplos

A captura dos surubins (Figura 1) foi realizada na região do Médio São Francisco a cidade de São Francisco em Minas Gerais, localizada a aproximadamente 600km de Belo Horizonte.

Neste local, o rio não sofre a ação dos barramentos das hidrelétricas e conta com um número considerável de afluentes e lagoas marginais, o que possibilita a reprodução dessa espécie.



Figura 1 – Exemplo de surubim capturado para retirada de amostra

Pescadores profissionais, com o auxílio de membros do grupo de pesquisa do Laboratório de Aqüicultura (LAQUA) da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), capturaram os 59 exemplares. As

capturas foram realizadas utilizando-se redes do tipo caceia, tarrafas (Figura 2) e anzóis. Foram analisados exemplares com massas variadas a fim de verificar-se o grau de contaminação nas diferentes classes de peso.



Figura 2 – Captura de surubins no Rio São Francisco utilizando tarrafa.

Foram capturados 16 exemplares no período de 16 a 20 de novembro de 2005, seis no dia 30 de janeiro de 2006, 16 no período de 7 a 13 de junho de 2006 e 21 no período de 8 a 12 de outubro de 2006. Do total de 59 amostras, apenas os 20 exemplares (dos 21 surubins capturados no período de 8 a 12 de outubro de 2006) tiveram fragmentos do tecido muscular retirado para análise. A massa dos peixes variou entre 4,2 a 38,2kg e o comprimento total variou de 0,75 a 1,55m (apenas para fins científicos).

Após a captura, os peixes foram imediatamente encaminhados ao acampamento de apoio dos membros do grupo de pesquisa do LAQUA, para a pesagem (Figura 3) e medição (Figura 4) de cada exemplar.

A massa total considerada neste trabalho foi caracterizada pela massa do peixe com as vísceras sendo retirado o excesso de água. Para as medições da massa foi utilizado um dinamômetro com resolução de 50 gramas e para as medições do comprimento dos pescados foi utilizada uma fita métrica com resolução de um milímetro. Cada exemplar de surubim capturado foi considerado uma unidade experimental, com o objetivo de verificar-se a variação do grau de contaminação entre os indivíduos.



Figura 3 – Pesagem do surubim com o dinamômetro



Figura 4 – Medição do surubim com a fita métrica

De cada exemplar, foram retirados fragmentos de tecido muscular e vísceras (fígado, baço e rins) com massa mínima de 25 gramas a fim de realizarem-se as análises laboratoriais. Depois de coletadas, as amostras foram devidamente identificadas, embaladas individualmente em sacos plásticos, congeladas e armazenadas em gelo para posterior envio ao laboratório para a realização das análises experimentais. A Figura 5 mostra a armazenagem de amostras de fígado coletadas em uma das expedições.



Figura 5 – Armazenagem de amostras de fígado de surubim.

4.2 Análise Experimental do teor de metais

Os equipamentos utilizados para realizar as análises da concentração de metais (mercúrio, cádmio, zinco, arsênio e chumbo) foram dois espectrofotômetros de absorção atômica modelo SpectrAA-55B- Varian (Figura 6) e AA-1475 Varian (Figura 7).



Figura 6 – Espectrofotômetro de absorção atômica modelo AA-1475 Varian



Figura 7 – Espectrofotômetro de absorção atômica modelo SpectrAA-55B- Varian

Para a realização da análise do mercúrio e do arsênio foi utilizado o gerador de hidretos modelo VGA-76-Varian (figura 8). No gerador de hidretos ocorre uma reação química entre o composto do elemento que se quer analisar e o borohidreto de sódio produzindo hidretos gasosos e hidrogênio que são arrastados por uma purga de gás inerte (argônio ou nitrogênio) para uma chama de ar-hidrogênio ou uma célula de quartzo aquecido (Osório Neto, 1996).



Figura 8 – Gerador de Hidretos modelo VGA-76-Varian

Para realização das análises de concentração dos metais cádmio, chumbo e zinco foram necessários medir a massa de dois gramas da amostra e depositá-la em cadinhos de porcelana em duplicata (para obtenção da média desses dois valores), encaminhados para a chapa elétrica para aquecimento. Após a amostra aquecida, foi adicionado 1mL de ácido nítrico no cadinho, permanecendo na chapa dentro da capela para evitar a aspiração do óxido nítrico (produto formado por reação entre a amostra e o ácido). Esses cadinhos quando retirados da chapa permaneceram em temperatura ambiente por 12 horas e seguiram para a mufla à 600°C, onde permaneceram por um período de 4 horas.

Para a realização da análise de mercúrio, foi medido um grama das amostras, novamente em duplicata em erlenmeyers. Em seguida adicionou-se

10mL de ácido sulfúrico concentrado nos erlenmeyers. O ácido sulfúrico, adicionado aos alimentos, produz os sulfatos não são voláteis dos elementos, podendo assim ser realizada a leitura do metal desejado, além de dar início à digestão da matéria orgânica com este objetivo a mistura da amostra permaneceu em contato com o ácido por 12 horas. Após esse período, foram adicionados aproximadamente 40mL de permanganato de potássio a 5% no erlenmeyer, que foi colocado em um banho de água quente (Figura 9) por 20 minutos à $\pm 80^{\circ}\text{C}$.



Figura 9 - Banho de água quente nas amostras de mercúrio

Ao sair do banho, esses erlenmeyers permaneceram em temperatura ambiente por um período de 24 horas. Em seguida, a solução foi filtrada (Figura 10) quantitativamente para os balões volumétricos de 100mL, sem completar o volume total.



Figura 10 – Filtração das amostras de mercúrio para balão volumétrico de 100mL

Para a realização da leitura no espectrofotômetro de absorção atômica foi necessário acrescentar no balão volumétrico o cloridrato de hidroxilamina

10%, até o clareamento da solução, para a realização da leitura. Realizou-se uma filtração com lã de vidro, para que os últimos resíduos da amostra não

interferissem na sucção do líquido pelo gerador. Foi realizada a leitura no espectrofotômetro de absorção atômica com gerador de hidretos (Figura 11).



Figura 11 – Leitura do mercúrio nas amostras de surubins utilizando o gerador de hidretos

Nos cadinhos que foram analisados arsênio, também foi medido dois gramas da amostra em duplicata. Foi adicionado nitrato de magnésio nos cadinhos (para a digestão da matéria orgânica) que, em seguida, foram colocados na chapa elétrica para secura total da amostra. O nitrato de magnésio, ao entrar em contato com a amostra forma um sal e não permite que o arsênio da amostra volatilize. Esses cadinhos permaneceram por 12 horas em temperatura ambiente e, em seguida, foram colocados na chapa elétrica para redução da amostra. Logo após, seguiram para a mufla à 600°C, por um período de quatro horas, para a digestão completa da matéria orgânica. Ao esfriar, foi adicionado em cada cadinho 5mL de ácido clorídrico concentrado e colocado na chapa elétrica até a secura total. Foi necessário aguardar até que cada cadinho alcançasse a temperatura ambiente, para que seu conteúdo fosse transferido para um balão volumétrico de 50mL e completando com água purificada até o volume total de 100mL. A amostra foi novamente transferida para um frasco plástico identificado e reservada para o doseamento no momento da leitura no Espectrofotômetro de absorção Atômica (E.A.A) com gerador de hidreto.

4.3 - Análises estatísticas

Foram utilizados 59 fragmentos de vísceras e 20 fragmentos de tecido muscular para análises de chumbo, mercúrio, zinco e arsênio. Para análise de cádmio foram utilizadas 43 amostras, não foram realizadas análises de cádmio em 16 unidades amostrais de vísceras porque essas análises foram realizadas antes do início do presente trabalho.

Para cada uma das variáveis foram definidas as estatísticas descritivas usuais (média, desvio padrão e coeficiente de variação).

Para testar a normalidade e homogeneidade de variâncias dos dados morfométricos e ponderais foram usados os testes de Lilliefors e Bartlett, respectivamente. Para as concentrações de mercúrio e cádmio no fígado, baço, rim e tecido muscular foi utilizado a função $\sqrt{X+1}$. Para o chumbo, arsênio e zinco no fígado, baço, rins e tecido muscular utilizou-se a função \sqrt{X} , onde o X das funções representa os valores reais das concentrações dos metais.

As amostras foram divididas em grupos, para analisar os meses em relação à quantidade de metal contida nas amostras. O grupo I foi composto por todas as amostras capturadas no período de novembro de 2005. Os grupos II, III e IV foram compostos por todas as amostras capturadas no período de janeiro, junho e outubro de 2006, respectivamente.

A comparação das médias obtidas nestes grupos foi realizada pelo teste t de Student ($P < 0,05$).

O ensaio foi conduzido no delineamento inteiramente casualizado (Sampaio, 2002). O estudo de correlação também foi efetuado, para verificar possíveis relações entre o comprimento (m) e a massa (kg) dos surubins. As análises

foram realizadas utilizando-se o programa SAS 9.0.

5- RESULTADOS E DISCUSSÕES

No gráfico 1 é apresentada a variação do comprimento total em função da massa total do surubim. Para a confecção deste gráfico foram utilizadas 59 unidades amostrais de peixes. Pode ser observado que, peixes com maiores massas corporais possuíam um maior

comprimento (o que é esperado, à medida que o peixe ganha massa corporal quando cresce). A equação apresentada demonstra uma regressão logarítmica, uma vez que o R^2 demonstrou um melhor ajuste para a curva, entre a massa dos peixes (kg) e o comprimento (m), uma vez que o R^2 (coeficiente de determinação) está em torno de 0.97, ou 97%. Isso indica uma correlação positiva, diretamente proporcional.

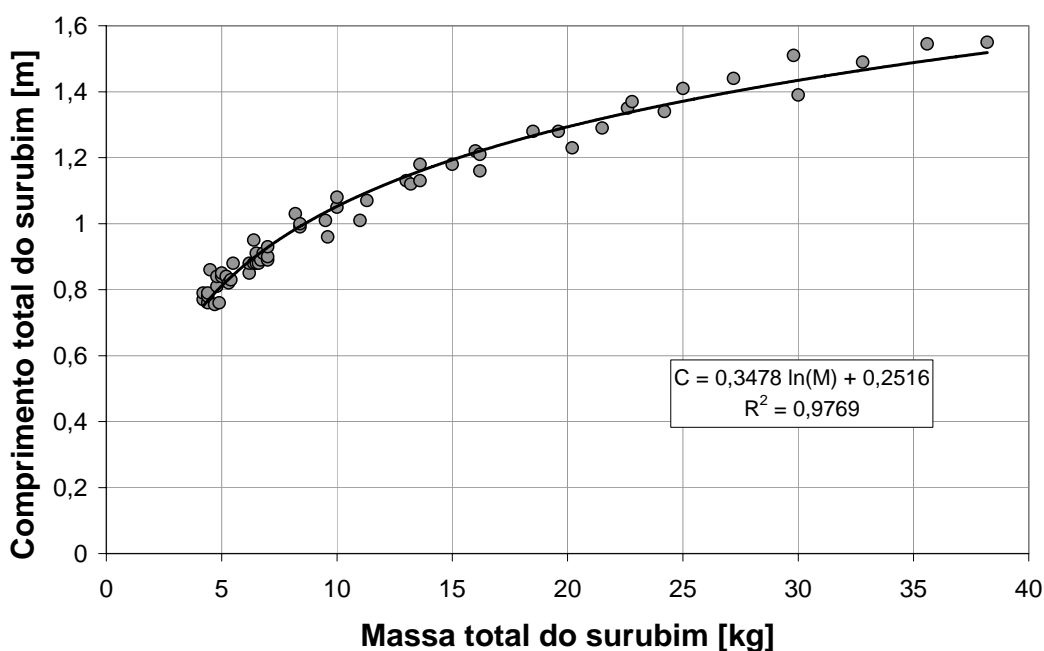


Gráfico 1 – Regressão Logarítmica do comprimento (m) em função da massa total (kg) das amostras de surubins

Foi também realizada uma análise de correlação (Correlação de Pearson) entre comprimento dos peixes (m) e sua massa total (kg). A análise realizada apresentou-se estatisticamente significativa, com uma correlação positiva (97%), ou seja, o aumento do comprimento é diretamente proporcional à massa dos peixes.

A tabela 1 representa as médias do comprimento (m) e a massa (kg) dos

peixes em função dos grupos (tempos de coleta) previamente determinados. O coeficiente de variação encontrado para o comprimento (m) e massa (kg) dos peixes foi de 28,8% e 38,77%, demonstrando diferenças entre os grupos I, II, III e IV. Esses valores para o coeficiente de variação estão dentro dos valores aceitáveis para respostas animais que oscilam de 20 a 30% (Sampaio, 2002).

Tabela 1 – Valores médios e coeficiente de variação do comprimento (m) e massa (kg) de surubins

Grupo	Variável	
	Comprimento total (m)	Massa total (kg)
I (Nov/2005)	1,12a	15,82a
II (Jan/ 2006)	0,91c	7,68d
III (Jun/2006)	1,11a	13,92b
IV (Out/2006)	0,97b	9,75c
CV (%)	28,8	38,77

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t ($P < 0,05$)

O mapa da figura 12 mostra os estados e as quantidades médias mensais em mm de chuva durante o mês de novembro de 2005. O que se pode perceber é que em Minas Gerais, próximo a cidade de São Francisco, ocorreu nesse período um volume de chuva de 250 a 300mm. Especificamente, nos dias em que foi realizada a coleta das amostras, a

precipitação média foi de 0 a 1mm. Ressalta-se que, o aumento das chuvas ao longo deste mês poderia ser um fator para o aumento da concentração de metais encontrados nestes peixes, por lixiviação do solo, descarte de rejeitos e até descarga de dejetos de resíduos indústrias próximas ao leito do rio, que fazem das chuvas uma oportunidade para o descarte.

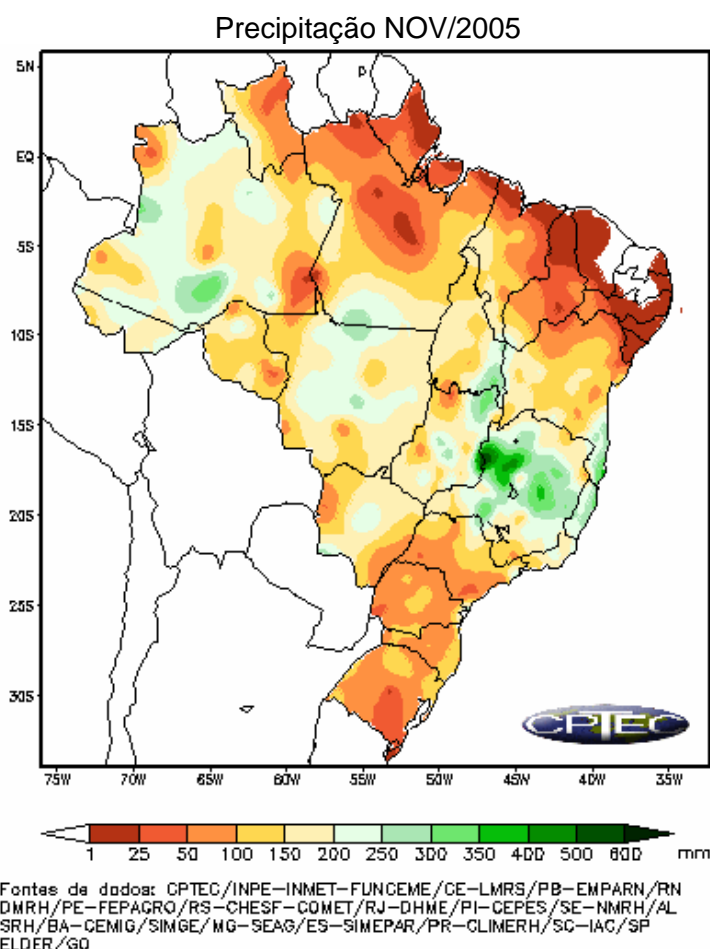


Figura 12 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de novembro de 2005 (grupo I)

Os mapas das figuras 13 e 14 mostram os estados e as quantidades médias mensais em mm de chuva durante o mês de janeiro de 2006. As figuras mostram que ocorreu uma grande diminuição das chuvas durante esse período no estado de Minas Gerais, apesar de ser verão (Figura 13), onde

as precipitações costumam ser elevadas. Próximo a cidade de São Francisco a precipitação ficou em torno de 1 a 25mm. Especificamente, nos dias em que foi realizada a coleta das amostras, a precipitação média foi de 0 a 1mm.

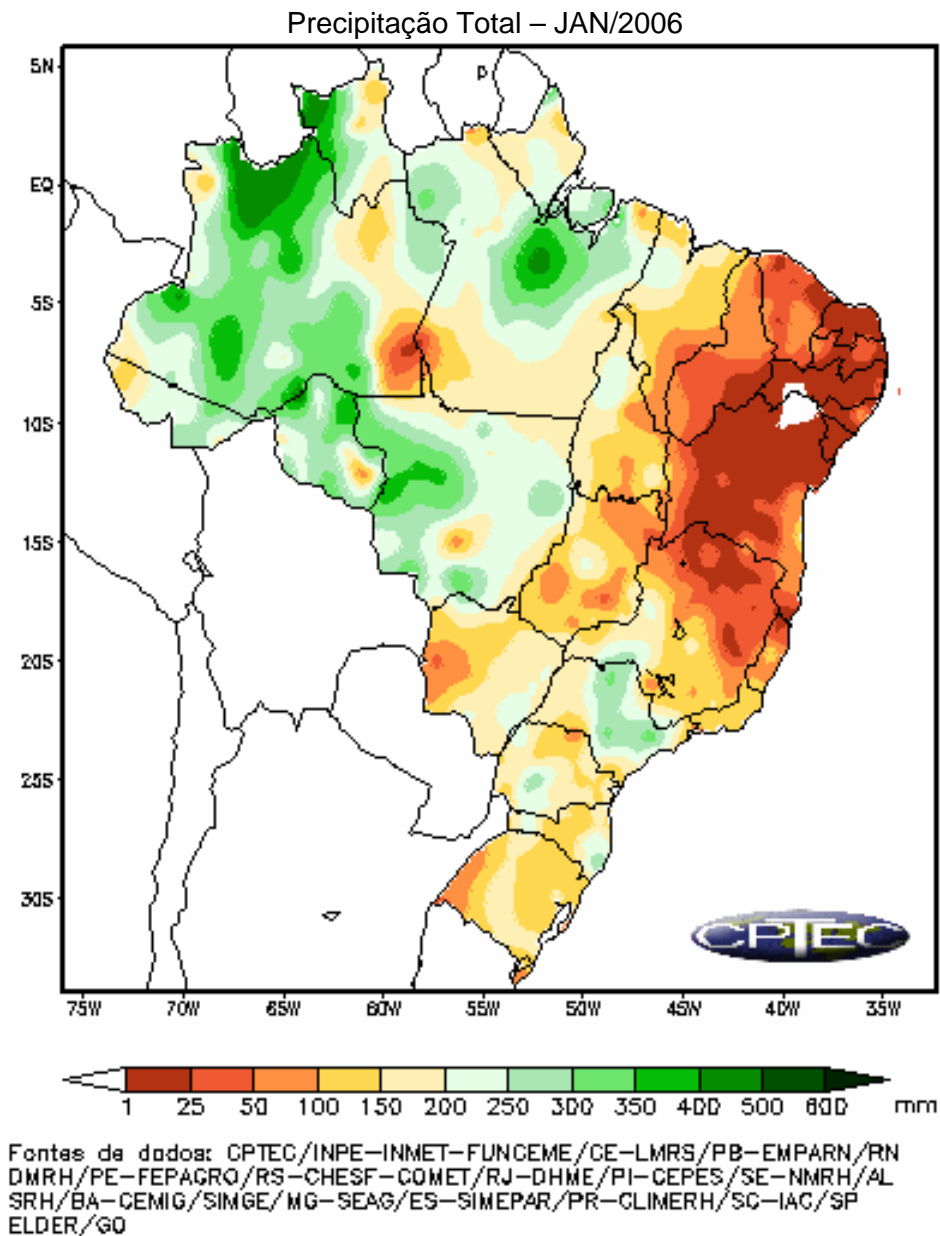


Figura 13 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de janeiro de 2006 (grupo II)

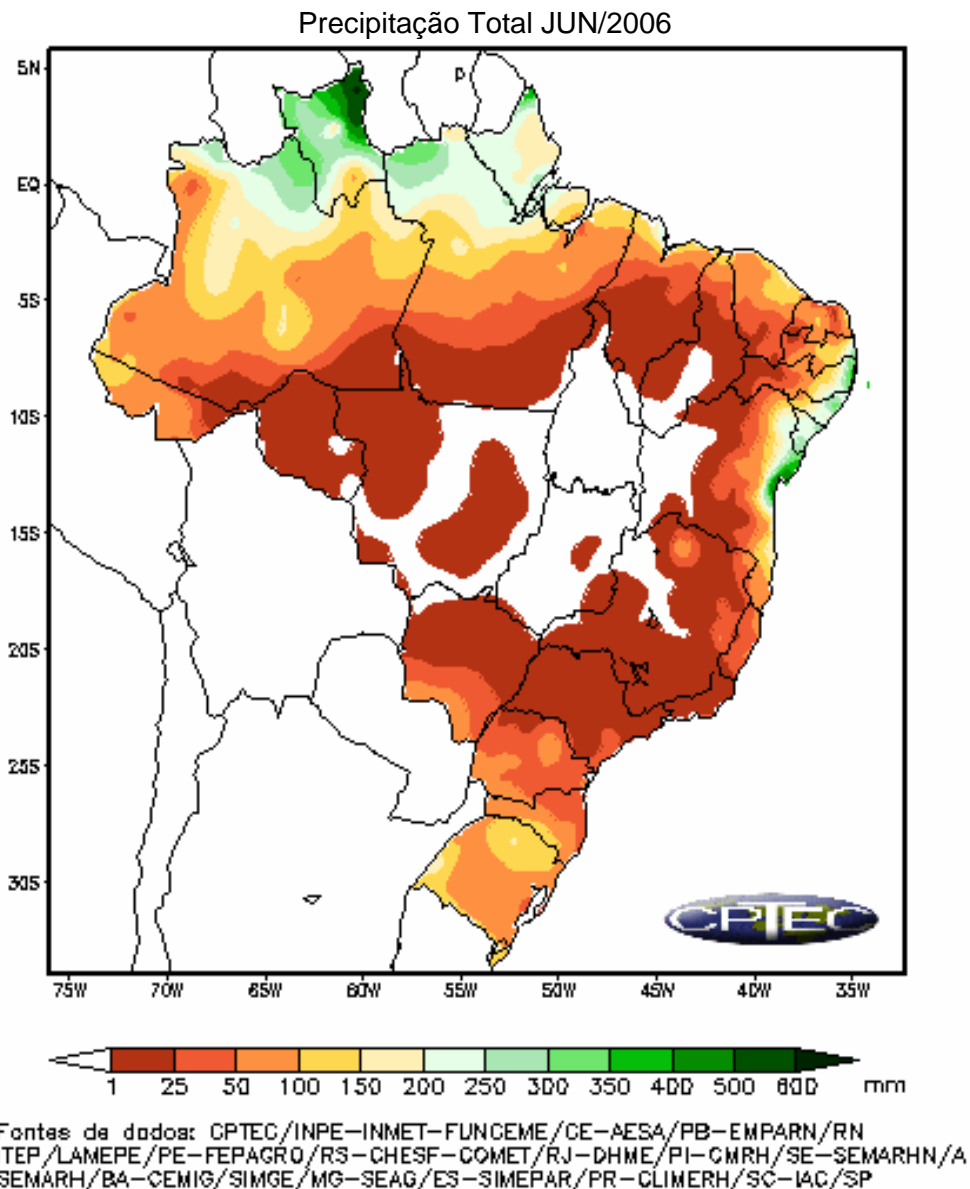
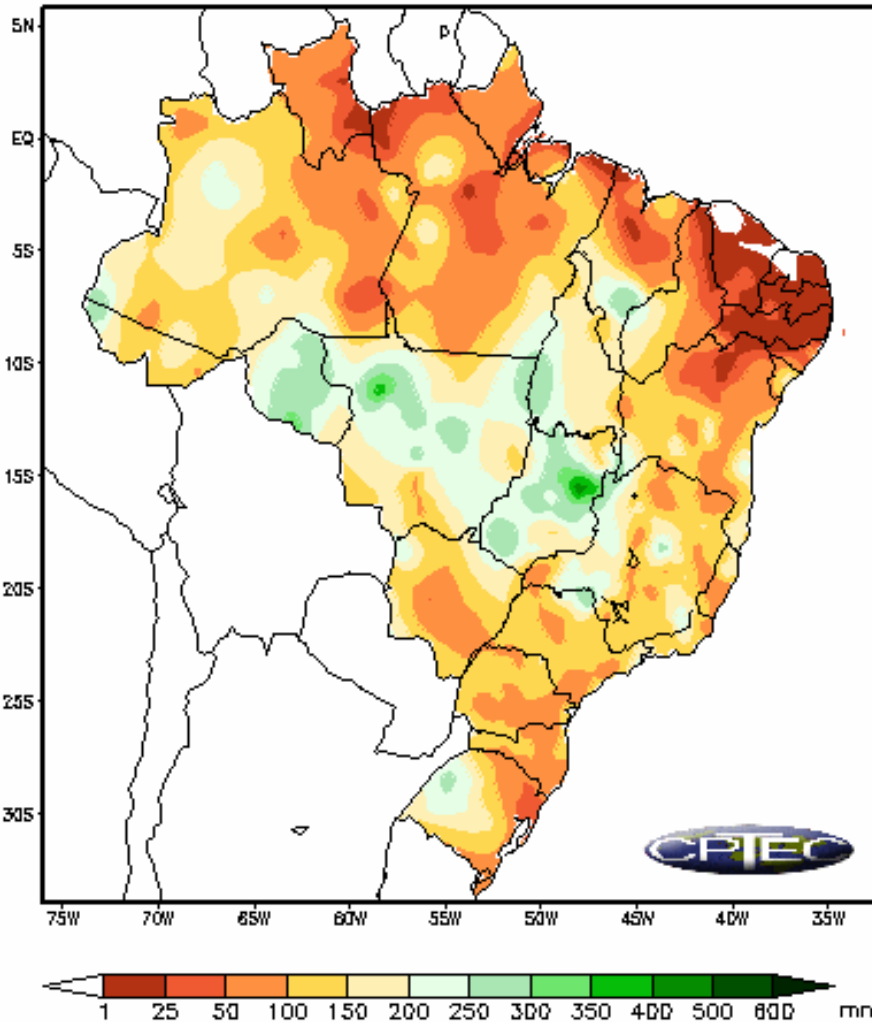


Figura 14 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de junho de 2006 (grupo III)

O mapa da figura 15 mostra os estados e as quantidades médias mensais em mm de chuva durante o mês de outubro de 2006. Pode-se observar que não foi alta a quantidade de chuva no estado de Minas Gerais. Próximo a cidade de São Francisco a precipitação ficou em torno de 100 a 150mm.

Especificamente, nos dias em que foi realizada a coleta das amostras, a precipitação média foi de 0 a 1,4mm. Geralmente neste período do ano o solo encontra-se seco, uma vez que essa época representa o início da primavera (início do período de chuvas), após o período tipicamente seco do inverno.

Precipitação Total OUT/2006
Precipitacao Total - OUT/2006



Fontes de dados: CPTec/INPE-INMET-FUNCEME/CE-AESA/PB-EMPARN/RN
 TEP/LAMEPE/PE-FEPAGRO/RS-CHESF-COMET/RJ-DHNE/PI-CMRH/SE-SEMARH/A
 SEMARH/BA-CEMIG/SIMGE/MG-SEAG/ES-SIMEPAR/PR-CLIMERH/SC-IAC/SP

Figura 15 – Mapa do Brasil demonstrando a precipitação total no mês de outubro de 2006 (grupo IV)

5.1 Teor de mercúrio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.

Os valores para determinação dos metais estão em miligrama de metal por quilograma da amostra do surubim (mg/kg).

No apêndice são apresentadas as tabelas (A.1, A.2, A.3) que mostram o

quadro de análise de variância com os valores dos quadrados médios de cada metal no fígado, rins e baço e os gráficos (A.1, A.2, A.3 e A.4) que representam todos os valores encontrados para as concentrações de cada metal no fígado, rins, baço e tecido muscular dividido pelo limite máximo permitido pela legislação brasileira em função da massa total do surubim.

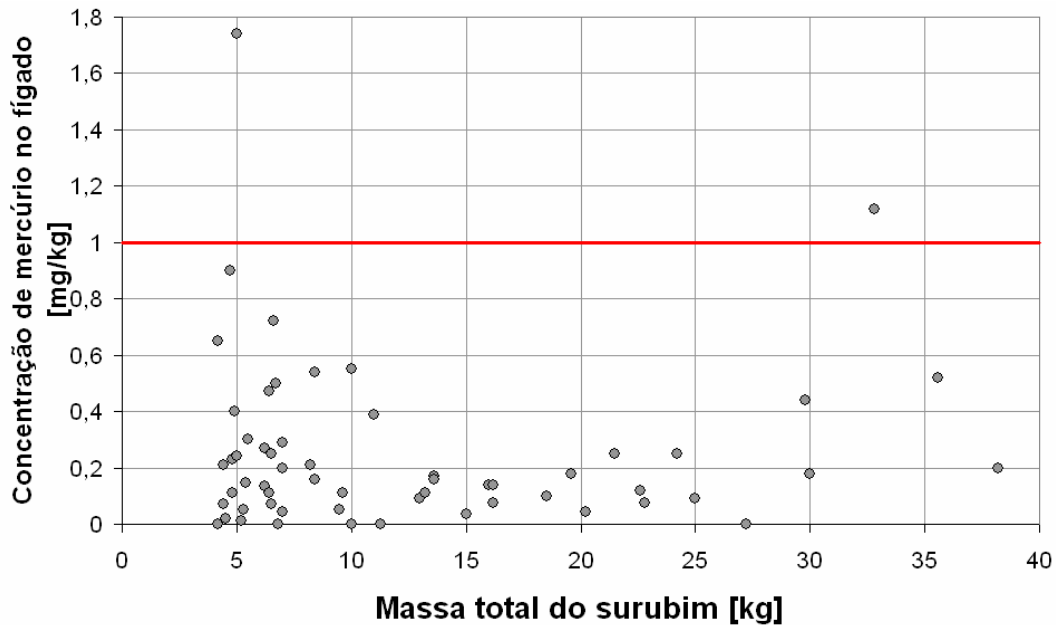


Gráfico 2 – Concentração de mercúrio (mg/kg) no fígado em função da massa total das amostras de surubins

O gráfico 2 apresenta a variação da concentração de mercúrio (mg/kg) no fígado (razão entre a concentração de mercúrio encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de mercúrio no fígado, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,25mg/kg e 0,30mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,005mg/kg e 1,74mg/kg.

Foi também realizada uma análise de correlação (Correlação de Pearson) entre as concentrações de mercúrio e cádmio no fígado. A análise realizada apresentou-se estatisticamente significativa, com uma correlação positiva (72%), ou seja, o aumento de

ambos os metais é diretamente proporcional.

Neste gráfico o comportamento das amostras foi similar, exceto em duas unidades amostrais que foi observada a ocorrência da concentração de mercúrio elevada. Isso pode ser explicado pela aleatoriedade das amostras. E neste caso também, as amostras com menor massa apresentaram maiores concentrações. Comparando os resultados com o limite estabelecido pelo Canadá, foram encontradas oito amostras com concentrações de mercúrio acima do limite permitido, que é de 0,5mg/kg. Considerando que o mercúrio é um metal cumulativo, estes resultados são um alerta para a população que tem no surubim seu principal alimento.

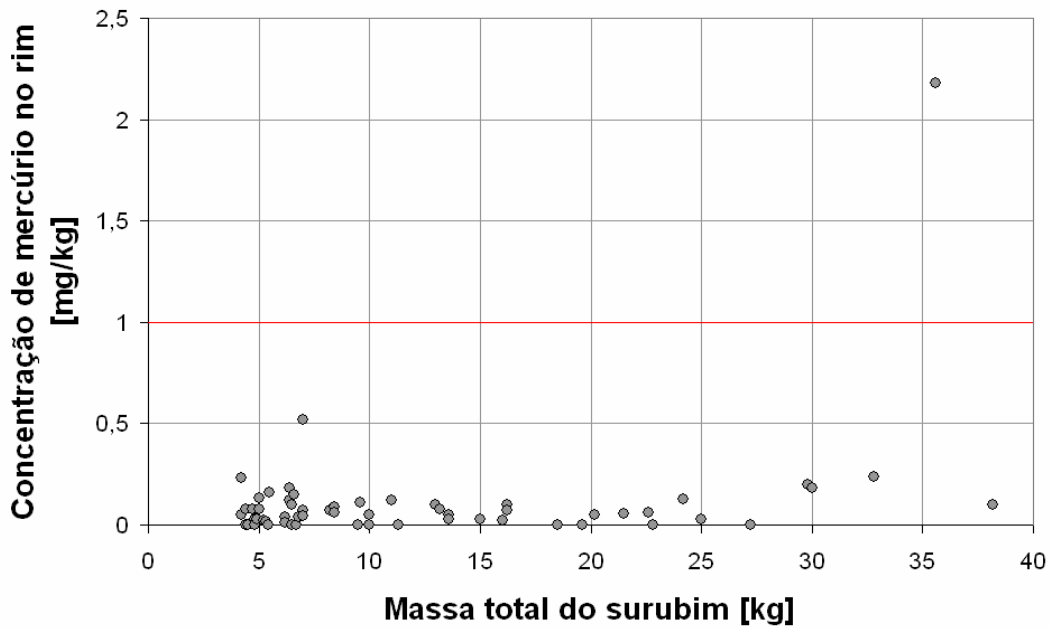


Gráfico 3 - Concentração de mercúrio (mg/kg) nos rins em função da massa total das amostras dos surubins

No gráfico 3 é apresentada a variação da concentração de mercúrio (mg/kg) nos rins (razão entre a concentração de mercúrio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

As concentrações de mercúrio encontradas nos rins foram muito baixas em relação ao limite tolerável que é de 1,0mg/kg para peixes predadores,

exceto em uma amostra que foi de 2,18mg/kg.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de mercúrio nos rins, os valores apresentados para a média e o desvio padrão foram 0,111mg/kg e 0,289mg/kg, respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,005mg/kg e 2,18mg/kg.

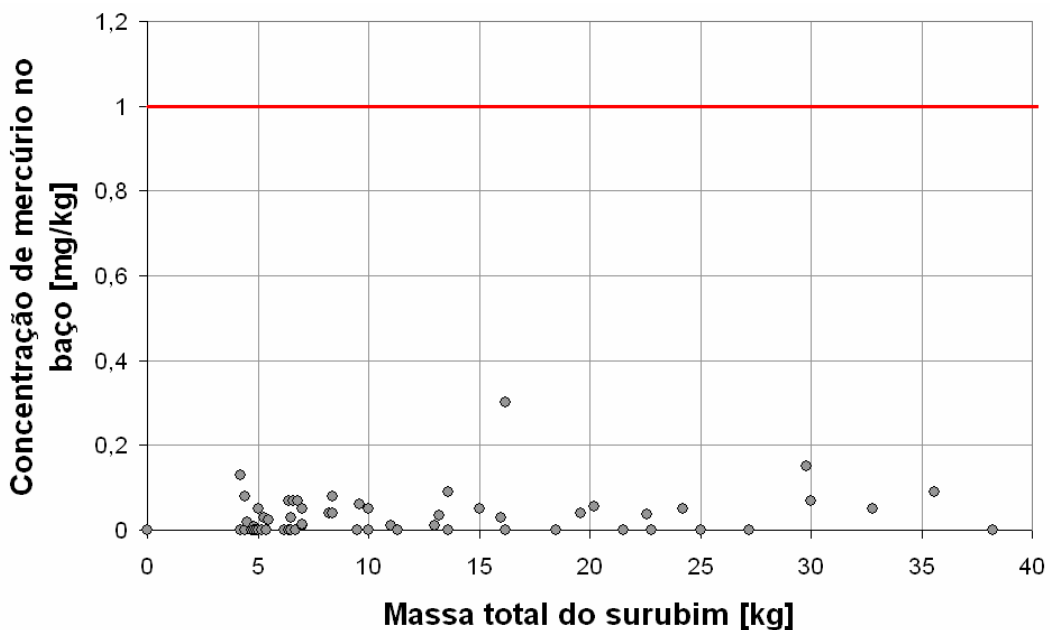


Gráfico 4 - Concentração de mercúrio (mg/kg) no baço em função da massa total das amostras dos surubins

No gráfico 4 é apresentada a variação da concentração de mercúrio (mg/kg) no baço (razão entre a concentração de mercúrio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Em nenhuma amostra de baço foi encontrado teor de mercúrio superior ao limite permitido pela legislação brasileira

que é de 1,0mg/kg para peixes predadores.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de mercúrio no baço, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,037mg/kg e 0,049mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,005mg/kg e 0,30mg/kg.

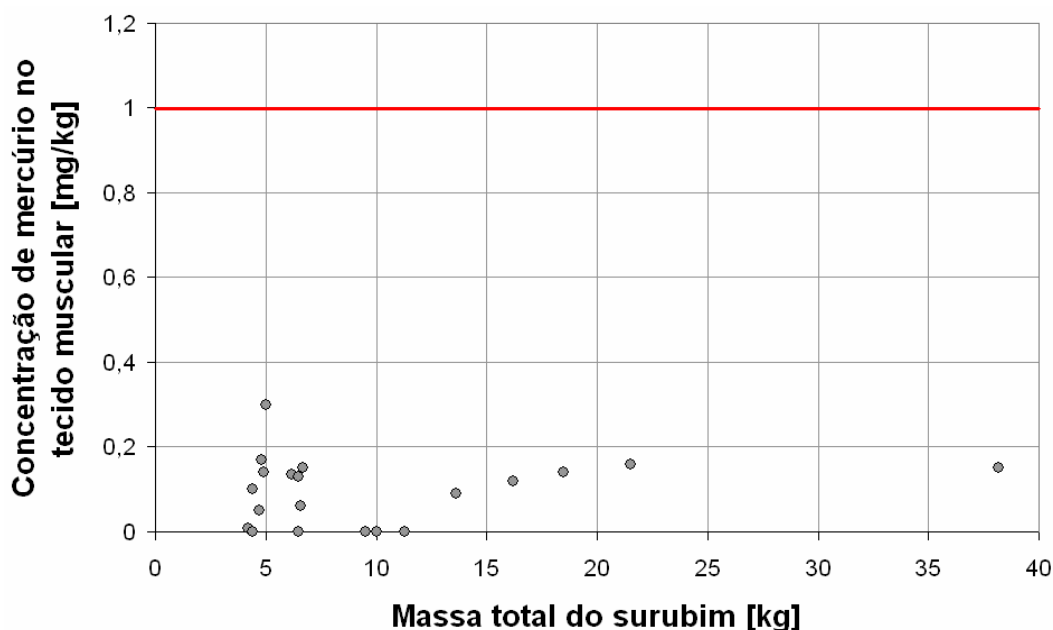


Gráfico 5 - Concentração de mercúrio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total das amostras dos surubins

No Gráfico 5 é apresentada a variação da concentração de mercúrio (mg/kg) no tecido muscular (razão entre a concentração de mercúrio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Em nenhuma amostra foi constatada a presença de mercúrio acima do permitido pela legislação brasileira que é de 1,0mg/kg para peixes predadores que é o caso do surubim. Mas concordando com Germano e Germano (2001), o mercúrio é um metal cumulativo, e mesmo em baixas concentrações pode ser prejudicial a saúde, principalmente quando ingerido com frequência junto a algum alimento. Os resultados desta pesquisa se assemelham aos de Viana et al., (2005)

que em suas pesquisas com peixes do litoral Uruguaiano não encontraram concentrações de mercúrio na musculatura acima do limite permitido pela legislação.

Na análise estatística descritiva realizada para os teores de mercúrio no tecido muscular, o valor encontrado para a média e o desvio padrão foram 0,096mg/kg e 0,078mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,005mg/kg e 0,30mg/kg.

A Tabela 2 apresenta as médias do teor de mercúrio (mg/kg) em cada órgão (fígado, baço e rim) em diferentes grupos (tempos).

Tabela 2 – Valores médios e coeficiente de variação de mercúrio (mg/kg) no fígado, rins, baço de surubins em diferentes grupos (tempos)

Grupos	Mercúrio (mg/kg)		
	Fígado	Rim	Baço
I (Nov/ 2005)	0,40a	0,29a	0,06a
II (Jan/ 2006)	0,23c	0,08b	0,05a
III (Jun/ 2006)	0,08d	0,05c	0,02b
IV (Out/ 2006)	0,29b	0,04c	0,02b
CV (%)	19,02	20,14	25,67

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste t ($P < 0,05$)

A tabela 3 apresenta as comparações entre a média total de mercúrio em cada órgão (fígado, baço, rim e tecido muscular) e o coeficiente de variação, para uma possível análise das diferenças encontradas em cada órgão. Portanto, pode-se observar que nos tecidos estudados o fígado foi o órgão

que apresentou o maior valor médio encontrado para o teor de mercúrio. Esse fato deve ser bastante ressaltado, pois a população local tem como hábito utilizar o fígado na alimentação, uma vez que o tecido muscular é destinado à venda.

Tabela 3 - Comparação de valores médios de mercúrio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular de peixes surubins

Órgãos	Médias
Fígado	0,250a
Baço	0,111d
Rins	0,037b
Tecido muscular	0,096c
CV(%)	70,36

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t ($P < 0,05$)

Os resultados apresentados para a concentração de mercúrio diferem de Araújo (1995) que relatou em seu trabalho que quanto maiores e mais velhos são os peixes, maiores são as concentrações de mercúrio nos seus tecidos. Já foi relatado que, mesmo produtos que são submetidos aos processos de apertização, de salga, defumação e tratamento com ácidos fracos, não apresentam modificação na quantidade de mercúrio total, fator que aumenta a importância do controle dos níveis de mercúrio em produtos da pesca (Souza e Goyannes, 1992). Entretanto, outro estudo indicou a redução em torno de 30% do teor de mercúrio, após processo de fritura ou cocção (Limaverde Filho et al., 1999). Como o mercúrio se liga as metaloproteínas o cozimento pode

reduzir sua concentração nos alimentos. Ressalta-se que em elevadas temperaturas, uma certa quantidade de mercúrio é volatilizada, podendo permanecer no ambiente e se tornar um risco ao ser inalado.

Santos (1998) afirma que o acúmulo de mercúrio nos peixes ocorre de forma semelhante tanto nos marinhos quanto nos de água doce. Como o surubim é um peixe de água doce, eles adsorvem o metal ao se alimentar, bem como através das guelras e da pele. As concentrações corporais de mercúrio podem ser milhares de vezes maiores do que as da água em que vivem, devido ao processo de bioacumulação do metilmercúrio, que é excretado muito lentamente pelo organismo. Desta forma o mercúrio poderia acumular

rapidamente pela maior parte da cadeia alimentar aquática, onde adquire as maiores concentrações nos tecidos dos peixes do topo da cadeia pelo processo de biomagnificação.

O gráfico 6 apresenta a variação da concentração de chumbo (mg/kg) no fígado (razão entre a concentração de chumbo encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

5.2 Teor de chumbo nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular

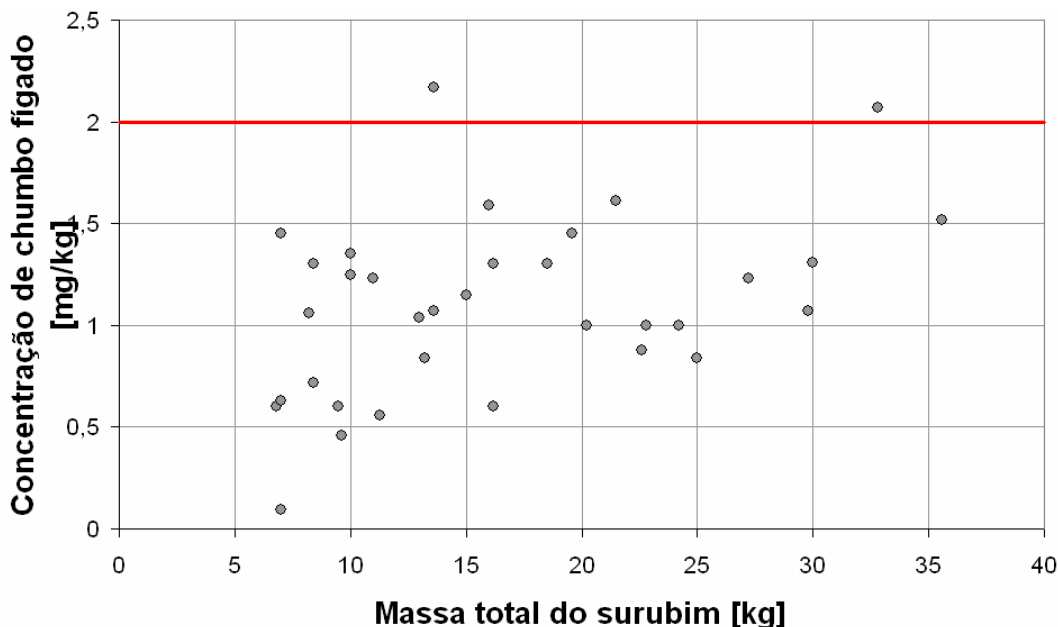


Gráfico 6 – Concentração de chumbo (mg/kg) no fígado em função da massa total das amostras de surubins

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de chumbo no fígado, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 1,10mg/kg e 0,61mg/kg, respectivamente. As amostras apresentaram valores, mínimo de 0,092mg/kg e máximo de 3,75mg/kg. Todavia, foi observada uma concentração elevada de chumbo em três amostras que ultrapassaram o limite permitido pela legislação, que é de 2mg/kg. Os resultados desta pesquisa se assemelham aos de Jordão et al. 1999, que demonstram que a espécie de lambari (*Astyanax sp.*) capturada no rio da cidade de Conselheiro Lafaiete (MG), tinha nos músculos e vísceras, concentrações

mais elevadas do que as estabelecidas pelos padrões ambientais brasileiros.

No gráfico 7 é apresentada a variação da concentração de chumbo (mg/kg) nos rins (razão entre a concentração de chumbo encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de chumbo nos rins, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,99mg/kg e 0,96mg/kg, respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,002mg/kg e 5,06mg/kg.

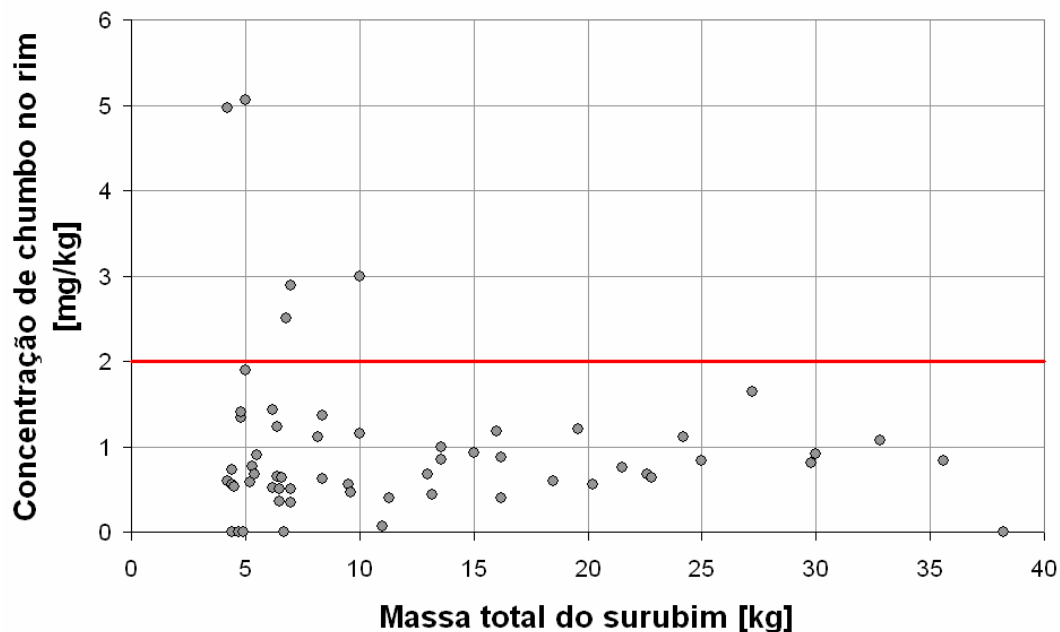


Gráfico 7 - Concentração de chumbo (mg/kg) nos rins em função da massa total das amostras dos surubins

Foi verificada uma concentração acima do permitido pela legislação brasileira que é de 2,0mg/kg, em apenas cinco amostras de rim, sendo que em todas elas, os peixes possuíam uma massa menor.

No gráfico 8 é apresentada a variação da concentração de chumbo (mg/kg) no baço (razão entre a concentração de chumbo encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

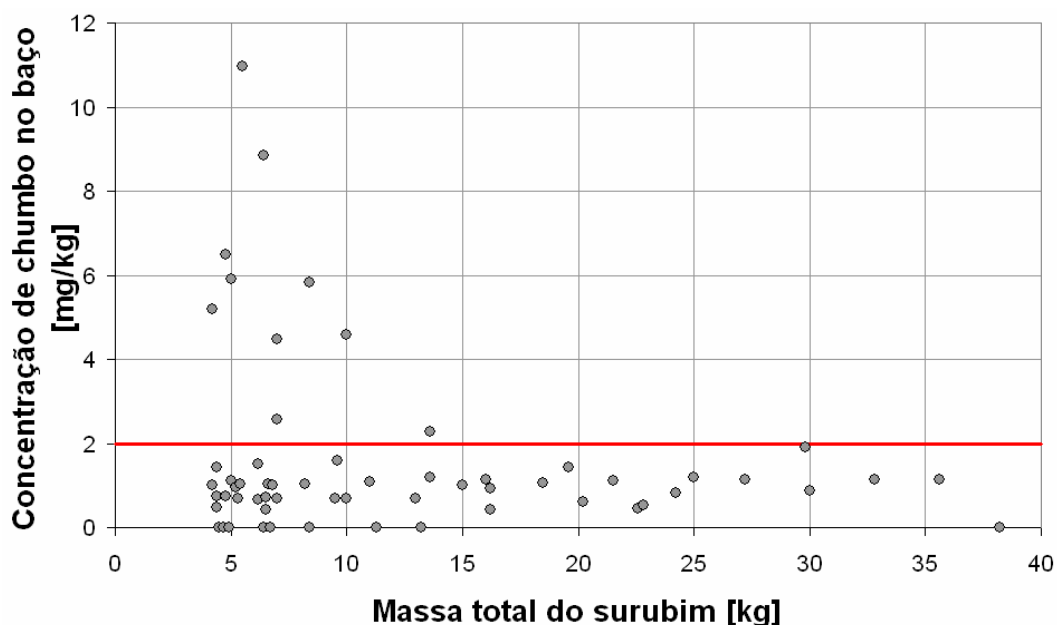


Gráfico 8 - Concentração de chumbo (mg/kg) no baço em função da massa total das amostras dos surubins

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de chumbo no baço, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 1,74mg/kg e 2,21mg/kg,

respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,1mg/kg e 10,97mg/kg.

Foi também realizada uma análise de correlação (Correlação de Pearson) entre a concentração de chumbo e cádmio no baço. A análise realizada apresentou-se estatisticamente significativa, com uma correlação positiva (82%), ou seja, o aumento da concentração de chumbo é proporcional ao aumento da concentração de cádmio no baço.

Pode-se observar que 10 amostras (17%) de baço encontram-se acima do limite permitido pela legislação para o chumbo que é de 2mg/kg.

No gráfico 9 é apresentada a variação da concentração de chumbo (mg/kg) no tecido muscular (razão entre a concentração de chumbo encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

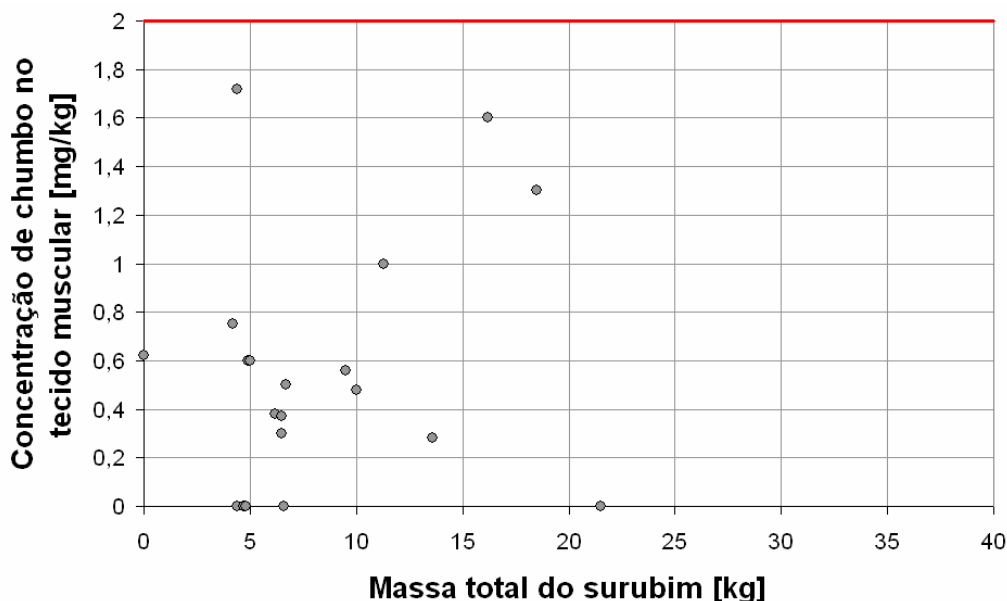


Gráfico 9 - Concentração de chumbo (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total das amostras dos surubins

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de chumbo no tecido muscular, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,57mg/kg e 0,48mg/kg, respectivamente. As amostras

possuíam valores mínimo e máximo de 0,01mg/kg e 1,72mg/kg.

A tabela 4 apresenta as médias e coeficiente de variação do teor de chumbo em cada órgão (fígado, baço e rim) em diferentes grupos (tempos).

Tabela 4 – Valores médios e coeficiente de variação de chumbo (mg/kg) no fígado, rim e baço nos diferentes grupos (tempos).

Grupos	Chumbo (mg/kg)		
	Fígado	Rim	Baço
I (Nov/ 2005)	1,39a	1,63a	3,02 ^a
II (Jan/ 2006)	0,89c	1,09b	0,77d
III (Jun/ 2006)	0,88c	0,74c	0,94c
IV (Out/ 2006)	1,09b	0,68d	1,48b
CV (%)	31,00	43,86	61,86

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste t (P<0,05)

A tabela 5 apresenta as comparações entre a média total de chumbo em cada órgão (fígado, baço, rim e tecido

muscular) e o coeficiente de variação. Pode-se observar que, quando se compara o baço com os outros tecidos,

esse foi o órgão que apresentou o maior valor médio de chumbo. Esse alto valor pode estar relacionado com o fato de o

baço ser um órgão de hemocaterese removendo hemácias ligadas ao chumbo.

Tabela 5 - Comparação de valores médios de chumbo (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular

Órgãos	Médias
Fígado	1,102b
Baço	1,740c
Rins	0,995a
Tecido muscular	0,578d
CV(%)	52,09

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t ($P < 0,05$)

Nada se pode afirmar sobre a relação entre a massa corporal dos peixes e a quantidade de metal acumulada. Peixes mais pesados e mais velhos poderiam apresentar um tempo maior de exposição ao chumbo durante sua vida.

O surubim é um peixe que se alimenta no fundo do rio e apresenta hábito alimentar noturno. Isso pode ter contribuído para a maior acumulação desse metal nos animais, uma vez que a contaminação pode ser oriunda tanto da água quanto dos sedimentos.

A captação de chumbo pelos peixes somente alcança um equilíbrio após semanas de exposição. O chumbo se acumula principalmente nas brânquias, fígado, rins e ossos. Também foi relatado que os ovos dos peixes apresentaram um aumento dos níveis de chumbo com o aumento da concentração de exposição (Apostoli et al., 1980).

Phillips et al. (1982) afirmaram que o chumbo pode entrar nos ecossistemas aquáticos através da descarga de rejeitos urbanos, agrícolas e industriais. Sua baixa concentração média observada nos peixes amostrados durante o experimento pode ser devido a este elemento ser pouco concentrado na biota aquática, mesmo quando sua concentração nos compartimentos abióticos é elevada.

Como os sinais e sintomas podem levar anos para se manifestarem, devido à deposição do chumbo absorvido nos ossos, a população ribeirinha do Rio

São Francisco fica exposta através do consumo diário dos peixes. A manifestação dos sinais e sintomas pode ocorrer quando a absorção do chumbo está aumentada ou após um longo período de exposição a baixas concentrações ou ainda, quando ocorre uma acidose, descalcificação ou outro fator que provoque a mobilização do chumbo armazenado. Um grande problema é que a intoxicação aguda em crianças resulta, quase sempre, em seqüelas neurológicas, tais como epilepsia, alterações do comportamento, paralisia e atrofia do nervo ótico. A intoxicação aguda com o chumbo é mais comum, provocando: hipotensão, hipertensão, taquicardia e encefalopatia caracterizada por delírios, convulsões e episódios de mania, sensação de embriaguez, perda de apetite, irritabilidade, cefaléia, mialgias diversas, náuseas e vômitos. Esta intoxicação aguda pode ser confundida com o *delirium tremens* do alcoolismo (Papanikolaou et al., 2005).

No baço, quando se compara as concentrações de chumbo e cádmio, observou-se que o valor médio de chumbo foi cinco vezes maior que o do cádmio. Entretanto, quando se compara as concentrações de mercúrio e cádmio, o mercúrio apresentou teores 10 vezes acima dos teores de cádmio.

5.3 Teor de cádmio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.

No gráfico 10 é apresentada a concentração de cádmio (mg/kg) no

fígado (razão entre a concentração de cádmio encontrada e a massa da

amostra) em função da massa total do surubim.

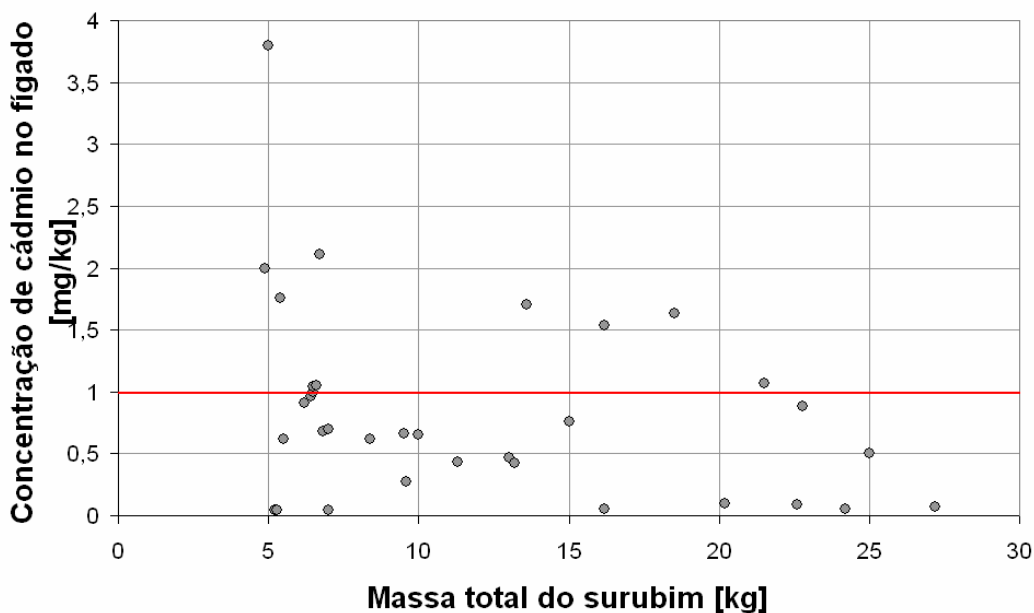


Gráfico 10 – Concentração de cádmio (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de cádmio no fígado, o valor encontrado para a média e o desvio padrão foram 0,80mg/kg e 0,72mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,04mg/kg e 3,8mg/kg.

Um considerado número de amostras (23%) apresentou concentrações de cádmio acima do limite permitido que é de 1,0mg/kg. Como já relatado a quantidade de cádmio encontrada nos menores peixes pode estar relacionada ao comprimento (idade) do animal, o qual influencia a velocidade metabólica, esta, por sua vez, correlacionada à velocidade de seqüestração e eliminação. Peixes com massas menores apresentariam uma velocidade de absorção maior do cádmio, e estes se concentrariam nas vísceras. E o gráfico 10 demonstra que, realmente as maiorias dos peixes com massa menor possuíam uma quantidade maior de cádmio no fígado.

No gráfico 11 é apresentada a variação da concentração de cádmio (mg/kg) nos rins (razão entre a concentração de cádmio encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de cádmio nos rins, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,58mg/kg e 0,45mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,040mg/kg de 1,66mg/kg.

Pode-se observar que sete (18%) amostras dos rins ultrapassaram a concentração de cádmio permitido pela legislação brasileira que é de 1,0mg/kg. Em geral, as concentrações de cádmio em diferentes alimentos variam muito de acordo com sua origem, sua concentração no solo e a sua disponibilidade no meio.

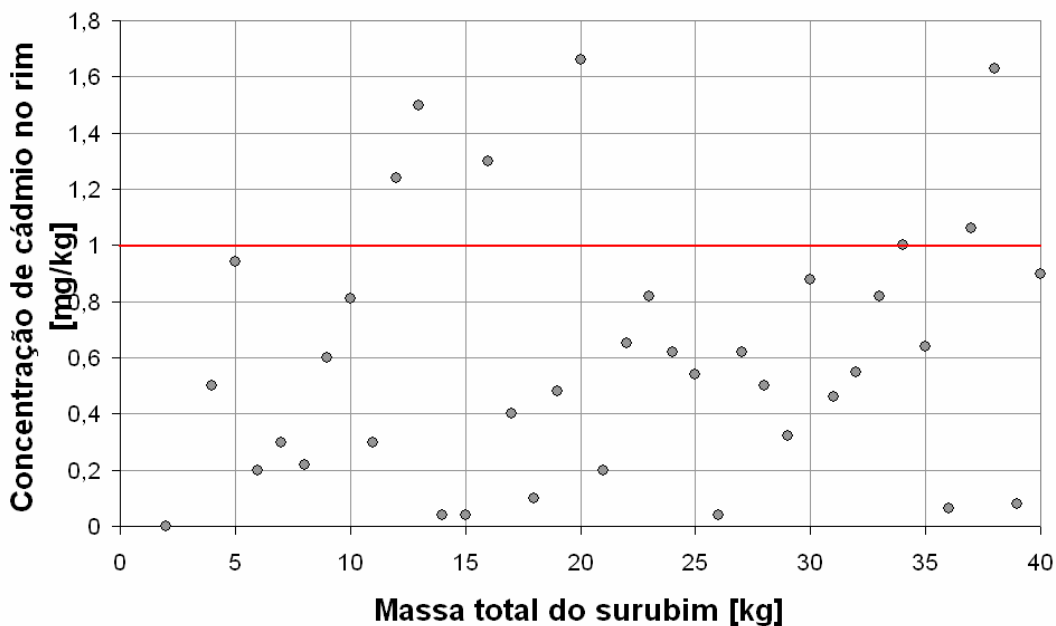


Gráfico 11 - Concentração de cádmio (mg/kg) nos rins em função da massa total dos surubins

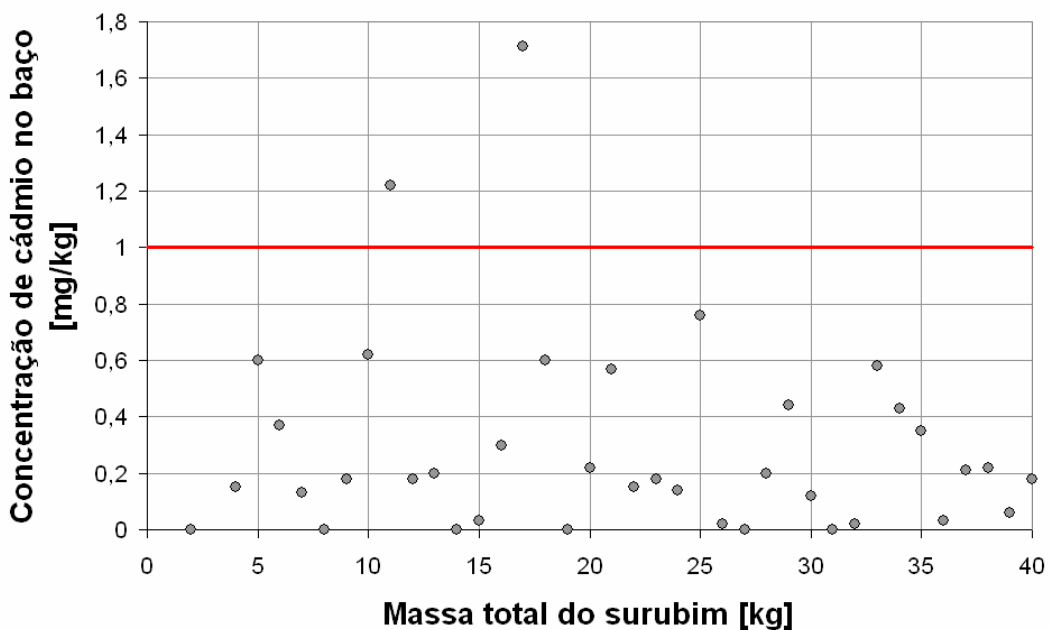


Gráfico 12 - Variação da concentração de cádmio (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins

No rio São Francisco a atividade mais citada pelos pescadores locais como prejudicial ao rio foi o desmatamento das matas ciliares, que provoca o deslizamento de terras para dentro do rio, o que pode estar levando uma grande quantidade desse metal, influenciando assim na alimentação dos peixes.

No gráfico 12 é apresentada a variação da concentração de cádmio (mg/kg) no

baço (razão entre a concentração de cádmio encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de cádmio no baço, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,31mg/kg e 0,34mg/kg respectivamente. As amostras

possuíam valores mínimo e máximo de 0,02mg/kg e 1,71mg/kg.

Em apenas duas amostras analisadas, foram encontradas concentrações de cádmio acima do limite permitido pela legislação brasileira (1,0mg/kg).

No gráfico 13 é apresentada a variação da concentração de cádmio (mg/kg) no tecido muscular (razão entre a concentração de cádmio encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

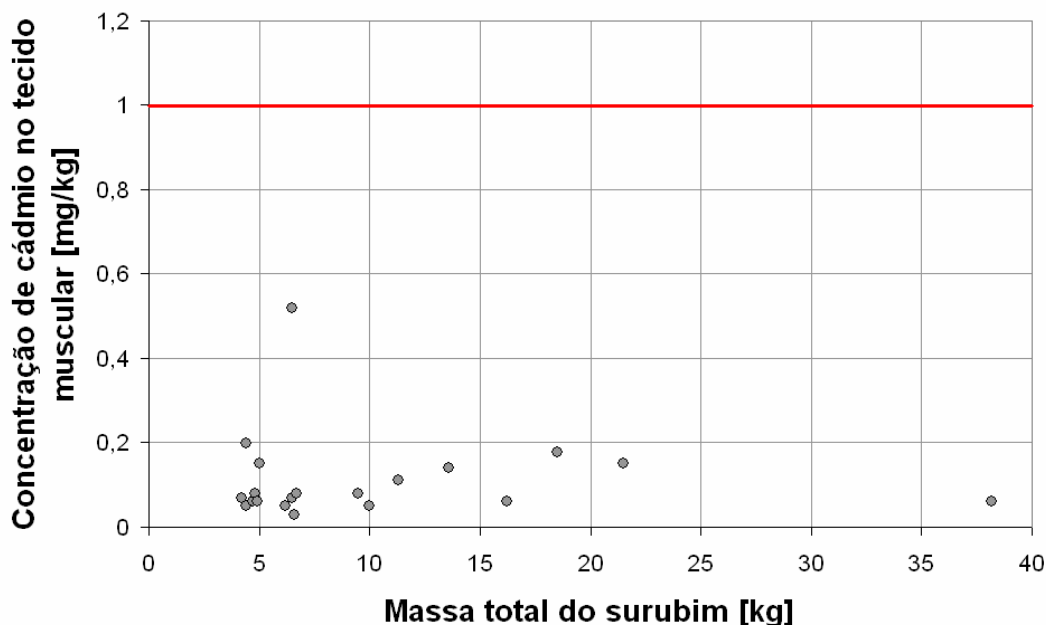


Gráfico 13 - Variação da concentração de cádmio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de cádmio no tecido muscular, o valor encontrado para a média e o desvio padrão foram 0,112mg/kg e 0,107mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,03mg/kg e 0,52mg/kg.

Ressalta-se que em nenhuma das amostras de tecido muscular foi constatada a presença de cádmio acima do limite permitido pela legislação brasileira que é de 1,0mg/kg.

A tabela 6 apresenta os valores médios de cádmio em cada órgão (fígado, baço e rim) em diferentes grupos (tempos).

Tabela 6 – Valores médios de cádmio (mg/kg) no fígado, rins e baço em diferentes grupos (tempos)

Grupos	Cádmio (mg/kg)		
	Fígado	Rim	Baço
I (Nov/ 2005)*	----	----	----
II (Jan/ 2006)	0,46b	0,70a	0,47a
III (Jun/ 2006)	0,34c	0,26b	0,15b
IV (Out/ 2006)	1,21a	0,78a	0,36a
CV (%)	108,70	104,04	95,50

* Não ocorreu análise de cádmio no grupo I
Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste t (P<0,05)

A tabela 7 apresenta as comparações entre a média total de cádmio em cada órgão (fígado, baço, rim e tecido

muscular) e o coeficiente de variação, para uma possível análise das diferenças encontradas em cada órgão.

Portanto, pode-se observar que o fígado foi o órgão que apresentou o maior valor encontrado para o teor de cádmio quando comparado com o rim e baço. Novamente o fato deve ser salientado, pois além de carcinogênico (Rojas et al.,1999 e Waalkes, 2000), o cádmio é lesivo ao DNA (Hartwig, 1998). O cádmio é tóxico (Fels,1999),

carcinogênico (Waalkes, 2003) e teratogênico para o homem e animais. O dano renal ocorre após o dano hepático via liberação do complexo metal-proteína ligante, o que pode ter uma relação importante na nefrotoxicidade observada na resposta crônica da exposição ao cádmio (Fels,1999).

Tabela 7 - Comparação de valores médios de cádmio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.

Órgãos	Médias
Fígado	0,805a
Baço	0,313c
Rins	0,582b
Tecido muscular	0,112d
CV(%)	14,94

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t (P<0,05)

5.4 Teor de arsênio nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.

fígado (razão entre a concentração de arsênio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

O gráfico 14 apresenta a variação da concentração de arsênio (mg/kg) no

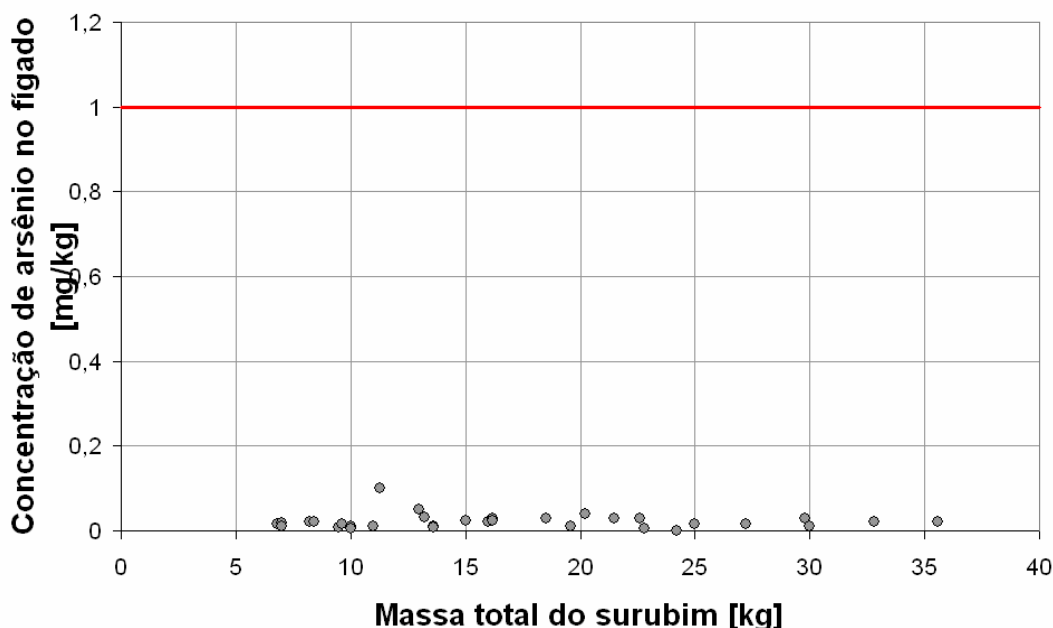


Gráfico 14 – Variação da concentração de Arsênio (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins

Na confecção dos gráficos de dispersão dos pontos experimentais foi utilizado um total de 59 unidades amostrais. Na análise estatística descritiva realizada para o teor de arsênio no fígado, os valores encontrados para a

média e o desvio padrão foram 0,0237mg/kg e 0,0311mg/kg respectivamente. As amostras apresentaram valores, mínimo e máximo de 0,002mg/kg e 0,230mg/kg.

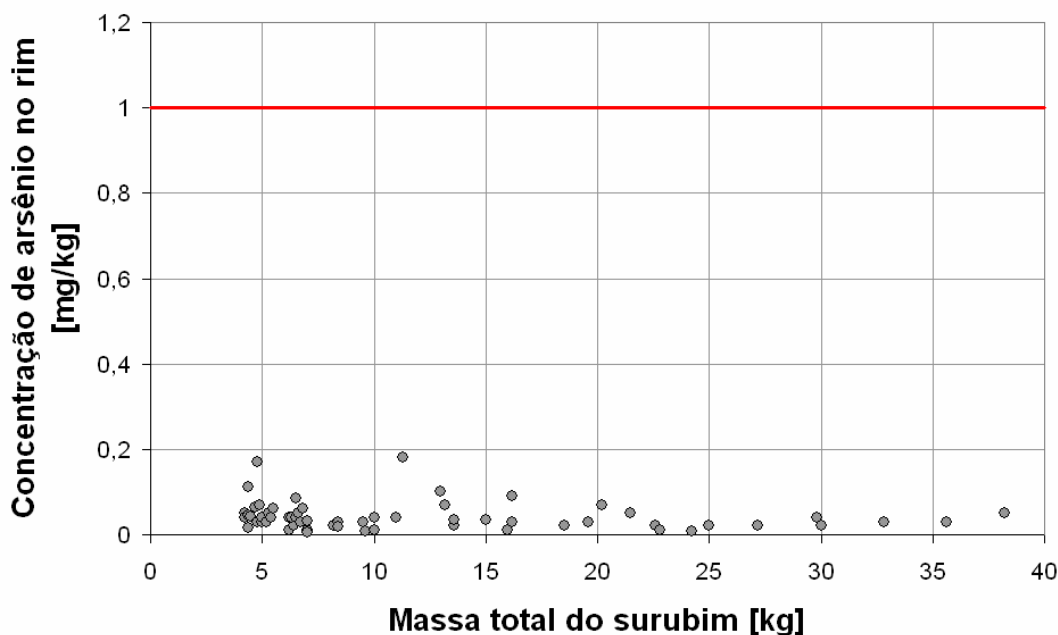


Gráfico 15 - Variação da concentração de arsênio (mg/kg) nos rins em função da massa dos surubins

No gráfico 15 é apresentada a variação da concentração de arsênio (mg/kg) nos rins em mg/kg (razão entre a concentração de arsênio e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Na confecção dos gráficos de dispersão dos pontos experimentais foi utilizado um total de 59 unidades amostrais.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de arsênio nos rins, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,042mg/kg e 0,034mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,005mg/kg e 0,18mg/kg.

Pode-se observar que em nenhuma amostra dos rins o teor de arsênio excedeu o limite permitido pela legislação que é de 1,0mg/kg.

No gráfico 16 é apresentada a variação da concentração de arsênio (mg/kg) no baço em mg/kg (razão entre a concentração de arsênio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Na confecção dos gráficos de dispersão dos pontos experimentais foi utilizado um total de 59 unidades amostrais.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de arsênio no baço, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,025mg/kg e 0,027mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,002mg/kg e 0,15mg/kg.

Em nenhuma das amostras foi encontrada quantidade de arsênio acima do limite permitido pela legislação brasileira que é de 1mg/kg.

No gráfico 17 é apresentada a variação da concentração de arsênio (mg/kg) no tecido muscular em mg/kg (razão entre a concentração de arsênio encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de arsênio no tecido muscular, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 0,095mg/kg e 0,063mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 0,02mg/kg e 0,25mg/kg.

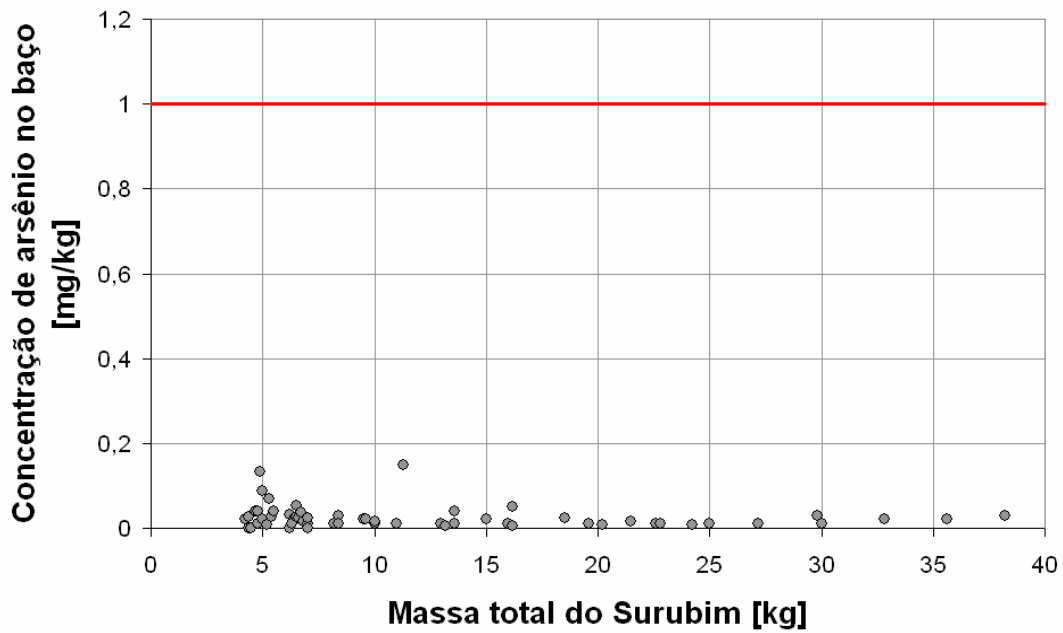


Gráfico 16 - Concentração de arsênio (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins

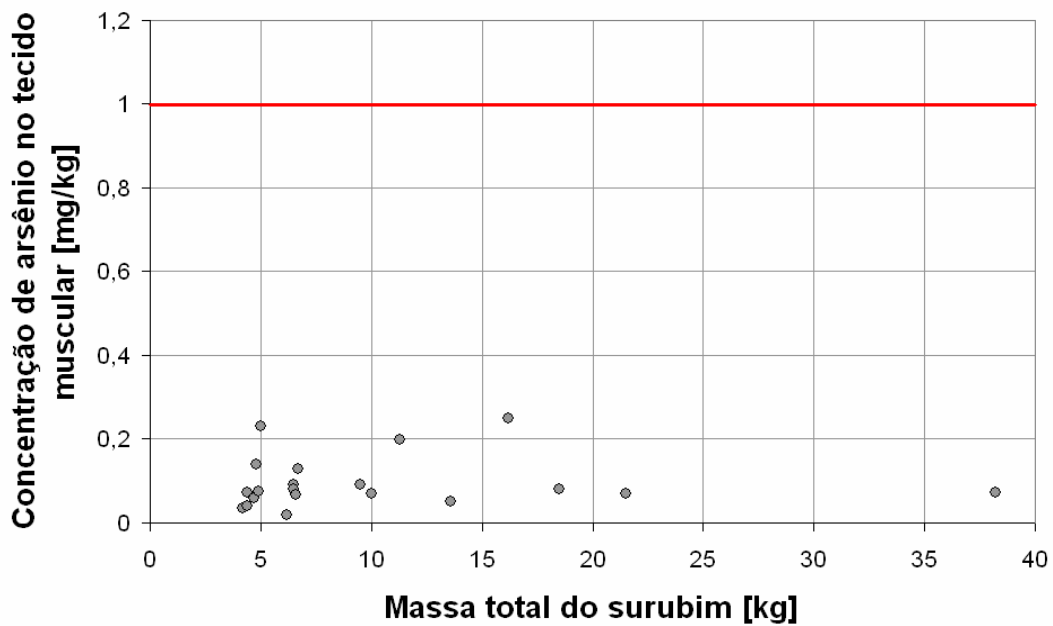


Gráfico 17 - Concentração de arsênio (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins

Na confecção dos gráficos de dispersão dos pontos experimentais foi utilizado um total de 20 unidades amostrais.

Em nenhuma amostra, o valor encontrado de arsênio ultrapassou o limite permitido pela legislação brasileira que é de 1,0mg/kg.

A tabela 8 apresenta as médias e o coeficiente de variação do teor de arsênio (mg/kg) em cada órgão (fígado, baço e rim) em diferentes grupos (tempos).

Tabela 8 – Valores médios e coeficiente de variação de arsênio (mg/kg) no fígado, rim e baço em diferentes grupos (tempos).

Grupos	Arsênio (mg/kg)		
	Fígado	Rim	Baço
I (Nov/ 2005)	0,015c	0,02b	0,015b
II (Jan/ 2006)	0,020b	0,03b	0,015b
III (Jun/ 2006)	0,021b	0,03b	0,015b
IV (Out/ 2006)	0,030a	0,06a	0,041a
CV (%)	45,60	35,60	50,95

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste t (P<0,05)

A tabela 9 apresenta as comparações entre a média total de arsênio em cada órgão (fígado, baço, rim e tecido muscular) e o coeficiente de variação. Quando se compara a concentração de arsênio nos diferentes tecidos, pode-se observar uma diferença especialmente, no tecido muscular, que apresentou o maior valor médio entre os órgãos, apesar deste estar abaixo do valor permitido pela legislação vigente. Como já relatado por Casarett e Doull (2001) o arsênio possui atividade carcinogênica, estabelecendo-se associação

epidemiológica entre câncer de pele, fígado e pulmão após ingestão prolongada de águas de abastecimento e vinhos contaminados ou contato ocupacional e nas indústrias produtoras de ligas metálicas. Sendo assim existe um grande problema que é o fato desses peixes serem consumidos diariamente pela população local, e em grandes quantidades o arsênio poderia causar desde lesões de pele, problemas respiratórios, doenças cardiovasculares e distúrbios neurológicos até vários tipos de câncer (Ferreccio, 1998).

Tabela 9 - Valores médios de arsênio (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular.

Órgãos	Médias
Fígado	0,023c
Baço	0,025c
Rins	0,042b
Tecido muscular	0,096a
CV(%)	37,71

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t (P<0.05)

5.5 Teor de zinco nas amostras de fígado, rins, baço e tecido muscular.

O gráfico 18 apresenta a variação da concentração de zinco (mg/kg) no fígado (razão entre a concentração de zinco encontrada e a massa da amostra) em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de zinco no fígado, os valores encontrados para a média e

o desvio padrão foram 87,86mg/kg e 29,76mg/kg respectivamente; em consequência desses valores o coeficiente de variação ficou em torno de 33%. De um modo geral os coeficientes de variação de resposta animal variam de 20 a 30% (Sampaio, 2002). Sendo assim, o coeficiente de variação encontrado está próximo ao descrito na literatura. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 21,80mg/kg e 167,60mg/kg.

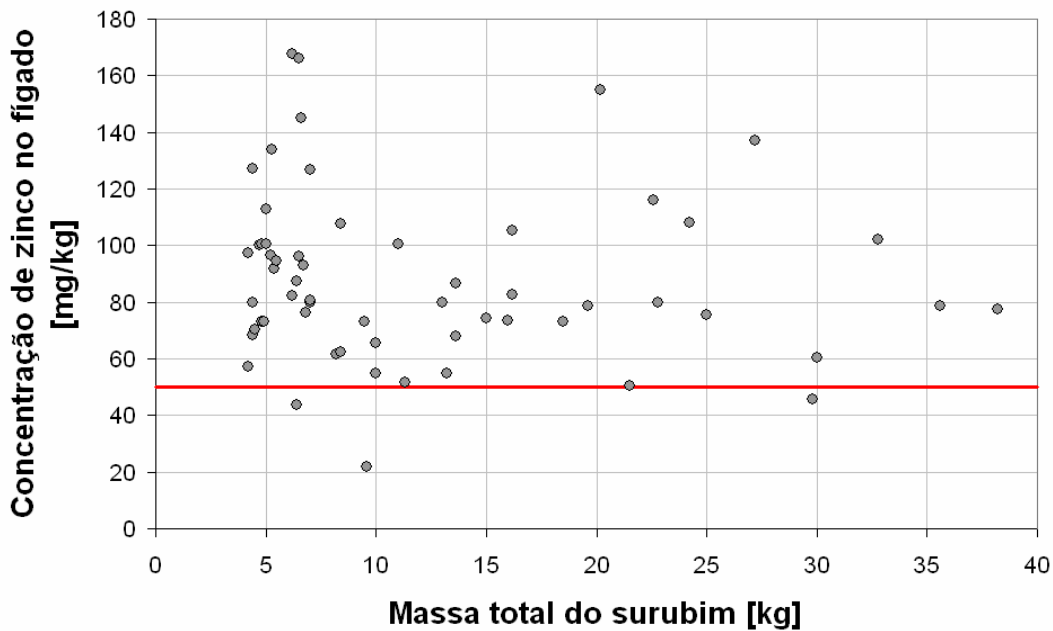


Gráfico 18 – Concentração de zinco (mg/kg) no fígado em função da massa total dos surubins.

O que se pode observar é que uma quantidade expressiva (95%) de amostras de fígado está acima do limite permitido pela legislação brasileira que é de 50mg/kg. Além disso, uma grande parcela dessas amostras que possuem

essa quantidade elevada de zinco é de peixes que possuem menor massa corporal. Isso pode estar relacionado com essa capacidade do zinco em promover o crescimento.

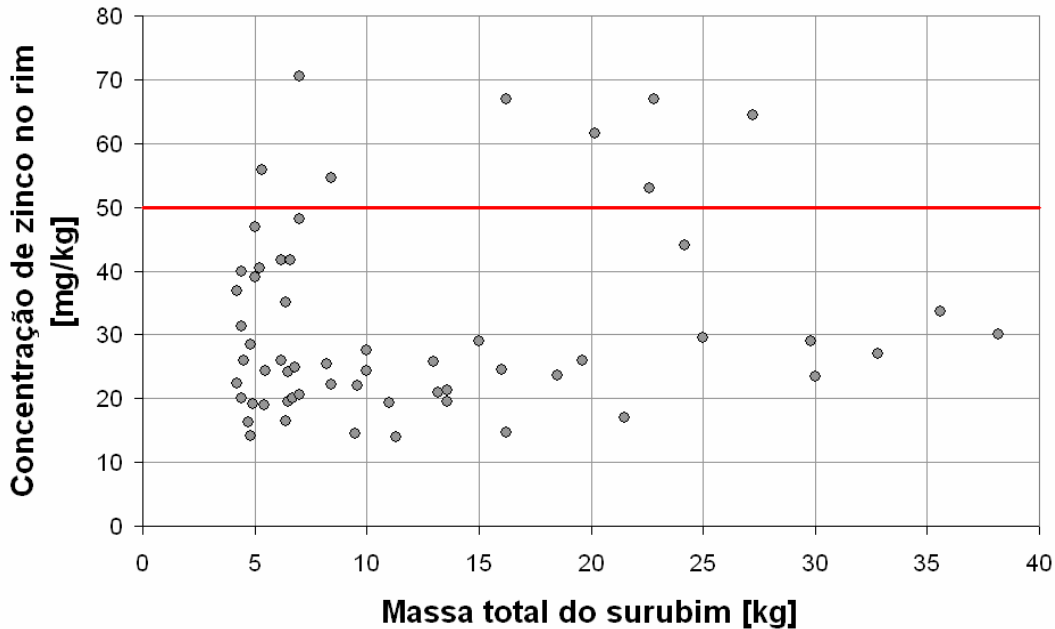


Gráfico 19 - Concentração de zinco (mg/kg) nos rins em função da massa total dos surubins

No gráfico 19 é apresentada a variação da concentração de zinco (mg/kg) nos rins em mg/kg (razão entre a concentração de zinco encontrada e a massa da amostra), em função da massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de zinco nos rins, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 31,26mg/kg e 14,85mg/kg respectivamente. As amostras apresentaram valores mínimo e máximo de 14,0mg/kg e 70,52mg/kg.

Ao contrário das amostras analisadas no fígado que tiveram 98% de amostras contaminadas, nos rins, apenas oito continham a quantidade de zinco superior ao limite estabelecido pela

legislação brasileira que é de 50mg/kg; são poucas, mas é uma quantidade alta visto que o zinco em grandes quantidades pode acarretar problemas à saúde humana e animal.

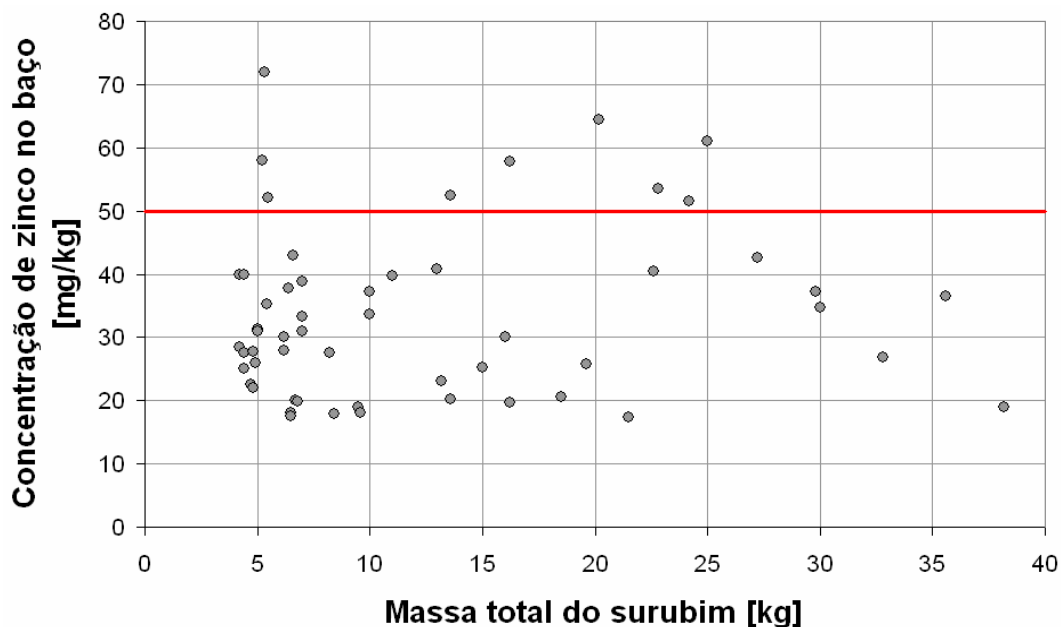


Gráfico 20 - Concentração de zinco (mg/kg) no baço em função da massa total dos surubins

No gráfico 20 é apresentada a variação da concentração de zinco (mg/kg) no baço em mg/kg (razão entre a concentração de zinco encontrada e a massa da amostra), com a massa total dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de zinco no baço, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 33,61mg/kg e 13,42mg/kg respectivamente. As amostras apresentaram valores mínimo e máximo de 17,3mg/kg e 71,94mg/kg.

Em nove (15%) unidades amostrais de baço foram encontrados teores de zinco acima do limite permitido pela legislação brasileira que é de 50mg/kg.

No gráfico 21 é apresentada a variação da concentração de zinco (mg/kg) no tecido muscular em mg/kg (razão entre a concentração de zinco encontrada e a massa da amostra), em função da massa das amostras dos surubins.

Na análise estatística descritiva realizada para o teor de zinco no tecido muscular, os valores encontrados para a média e o desvio padrão foram 10,53mg/kg e 6,09mg/kg respectivamente. As amostras possuíam valores mínimo e máximo de 4,50mg/kg e 24,60mg/kg.

Em todas as amostras de tecido muscular analisada, o teor de zinco não excedeu a quantidade permitida pela legislação brasileira que é de 50mg/kg.

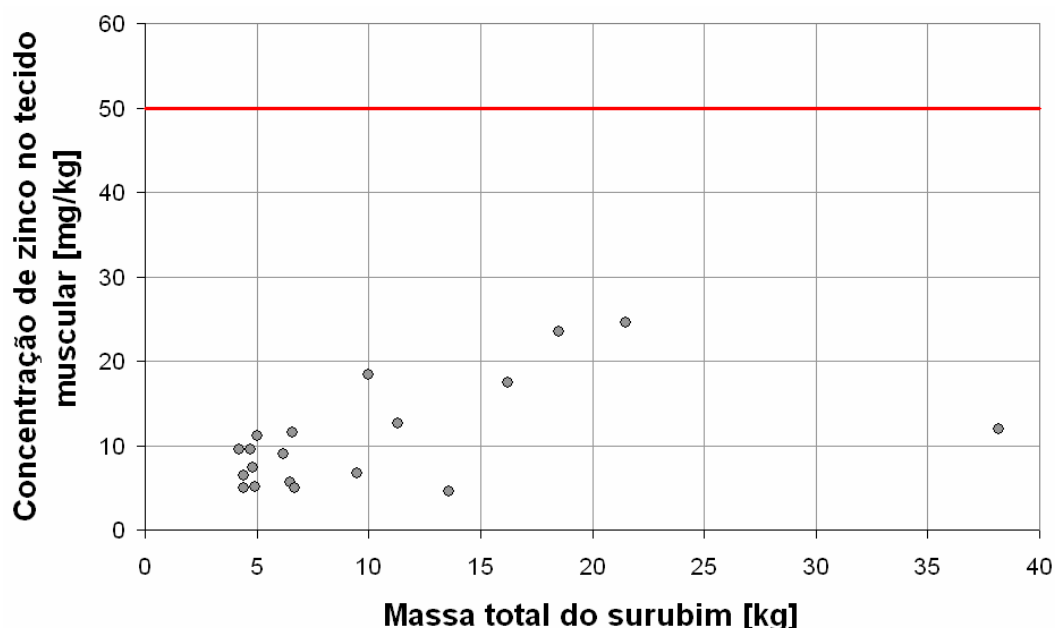


Gráfico 21 - Concentração de zinco (mg/kg) no tecido muscular em função da massa total dos surubins

A tabela 10 apresenta os valores médios do teor de zinco (mg/kg) em cada órgão (fígado, baço e rim) em diferentes grupos (tempos).

Tabela 10 – Valores médios de zinco (mg/kg) no fígado, rim e baço em diferentes grupos (tempos)

Grupos	Zinco (mg/kg)		
	Fígado	Rim	Baço
I (Nov/ 2005)	76,77c	31,11b	32,46b
II (Jan/ 2006)	57,81d	29,28c	26,81d
III (Jun/ 2006)	97,33a	40,72a	46,58a
IV (Out/ 2006)	94,93b	24,68d	27,77c
CV (%)	28,50	31,10	42,50

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste t ($P < 0,05$)

A tabela 11 apresenta as comparações entre a média total de zinco em cada órgão (fígado, baço, rim e tecido muscular) e o coeficiente de variação. Com relação ao zinco, o fígado também foi o órgão que se obteve a maior média quando comparado com outros tecidos. Como relatado o zinco em excesso é

tóxico, e interfere no metabolismo de outros minerais no corpo humano, especialmente de ferro e cobre. Depois da ingestão de 2g ou mais de zinco surgem sintomas de envenenamento, que incluem náusea, vômitos e febre (Henriques et al., 2003).

Tabela 11 - Comparação dos valores médios de zinco (mg/kg) no fígado, rins, baço e tecido muscular

Órgãos	Médias
Fígado	87,685a
Baço	33,631b
Rins	31,267c
Tecido muscular	10,532d
CV(%)	24,74

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de t ($P < 0,05$)

Uma quantidade de zinco acima do limite permitido pela legislação altera a habilidade do peixe em nadar contra a corrente, crescimento retardado, alterações histopatológicas, mudanças no sistema respiratório e cardíaco, inibição na desova e ainda causa um dano maior a população resultando na ameaça de sobrevivência dos peixes, causando a morte (Sorensen, 1991).

Portanto esse elevado teor de zinco nas amostras analisadas pode vir a ser um grande problema com relação ao consumo, uma vez que as populações ribeirinhas da região têm hábitos de se alimentarem basicamente desses peixes, sendo que muitas vezes a carne é destinada à venda sobrando apenas às vísceras e sendo o fígado um dos principais órgãos consumidos.

6-CONCLUSÕES

Neste trabalho foi quantificado o teor de metais (mercúrio, chumbo, cádmio, arsênio e zinco) no fígado, baço, rins e tecido muscular do peixe *Pseudoplatystoma coruscans* (Surubim).

Concluiu-se que, nos tecidos analisados:

- A concentração de mercúrio estava acima do limite permitido pela legislação brasileira (1,0mg/kg) para peixes predadores em duas amostras de fígado e uma amostra de rim;
- A concentração de chumbo estava acima do limite permitido pela legislação brasileira (2,0mg/kg) em três amostras de fígado, cinco de rins e 10 de baço;
- A concentração de cádmio estava acima do limite permitido pela legislação brasileira (1,0mg/kg) em dez amostras de fígado, oito de rins e duas de baço;
- A concentração de arsênio estava abaixo do limite permitido pela legislação brasileira (1,0mg/kg) em todas as amostras

de fígado, baço, rim e tecido muscular.

- A concentração de zinco estava acima do limite permitido pela legislação brasileira (50mg/kg) em 56 amostras de fígado, oito de rins e nove de baço;
- Maiores massas corporais dos peixes apresentaram um maior comprimento, sendo esta correlação diretamente proporcional.
- Houve correlação positiva de 72% entre as concentrações de mercúrio e cádmio no fígado sendo diretamente proporcional. Entre a concentração de chumbo e cádmio no baço a correlação positiva foi de 82%.

7- CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados das análises desenvolvidas neste trabalho mostram que o tecido muscular dos surubins capturados no Rio São Francisco, nos períodos de coleta, não apresentaram valores de mercúrio, chumbo, cádmio, arsênio e zinco acima dos limites permitidos pela legislação brasileira. Portanto, apesar desses peixes estarem aptos para o consumo humano, a presença de metais nessas amostras deve servir como um alerta para a fiscalização periódica da área estudada. Deve ser considerada a localização geográfica, qualidade da água, composição do solo, o uso de produtos agropecuários na região, o descarte de dejetos urbanos e industriais. Ressalta-se que todas as formas de vida são afetadas pela presença de metais, podendo danificar vários sistemas biológicos, dos quais toda a fauna e flora estão presentes.

8-REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEYEYE, E. I.; AKINYUGHA, N. J.; MOYINOLUWA E. F.; TENABE, V. O. Determination of some metals in *Clarias gariepinus* (Cuvier and Valenciennes), *Cyprinus carpio* (L.) and *Oreochromis niloticus* (L.) fishes in a polyculture fresh water pond and their environments.

- Aquaculture*. v.147, n. 1, p. 205-14, 1996.
- AGENCY for Toxic Substances and Disease Registry. *Toxicological profile for arsenic*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, 2000, 42p.
- AGENCY for Toxic Substances and Disease Registry. *Toxicological profile for cadmium*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, 1997, 20p.
- AGUIAR, J. P. *Rio São Francisco - Revitalização e conservação pró memória*. Recife, CHESF, 2001, 108p.
- ANDRADE, S. Pesquisa da UFMS garante a preservação do pintado. *Jornal da Universidade*, Campo Grande, n.46, p.3-4, 1990.
- APOSTOLI, P.; CORNELIS, R.; DUFFUS, J.; HOET, P.; LISON, D.; TEMPLETON, D. *Elemental Speciation In Human Health Risk Assessment*. Organization or the World Health Organization. Geneva, 1980. 256 p.
- ARAÛJO-LIMA, C. A. R. M., AGOSTINHO, A. A. e FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish in brasilians river and reservoirs. In: Tundici, J.G., Bicudo, C.E.M. e Matsumura – Tundici, T. *Limnology in Brazil*, ABC/SBL, p. 105-136, 1995.
- BHCHET, J. P.; PAUWELS, J.; LAUWERYS, R. Assessment of exposure to inorganic arsenic Following Ingestion of Marine Organism by Volunteers. *Environ Res*. v. 66, n.1, p.44-51, 1994.
- BLOMBERG, A.; EDELL, A.; FALK, U.; OLSSON, A.; FORSSELL, J.; SILLRÉN, B.; JAKOBSSON, A. *Mercury—investigation of a general ban*. International Programme on Chemical Safety. Geneve, 1999, 128p.
- BOU-OLAYAN, A.; AL-MATTAR, F.; SULAIMAN, B.; AL-YAKKOB, S.; AL HAZZEM, S. *Marine Pollut. Bull.*, v.30, n.3, p.211-214, 1995.
- BRASIL. Leis, Decretos. Decreto n. 55.871 de 26 de março de 1965 do Ministério da Saúde. Estabelece limites máximos para contaminantes inorgânicos em alimentos. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, de 29 de maio de 1965.
- BRASIL. Leis, decretos, Portaria nº 685/98. *Diário Oficial da União*, Brasília. seq.1, pt.1, p. 1415-1437, 1998.
- BURGUERA, M., BURGUERA, J. L. Flow injection–electrothermal atomic absorption spectrometry for arsenic speciation using the Fleitmann reaction. *J. Anal. At. Spectrom.*,v. 8, p.229- 233, 1993.
- CARDONHA, A.M.S.; CASIMIRO, A.R.S.; VIEIRA, R.H.S.F. Identificação de bactérias psicotróficas em caudas de lagosta, durante processo industrial com tripolifosfato de sódio. *Higiene Alimentar*, v. 8, n. 31, p 29-34, 1994.
- CASARETT, L.J.; DOULL, J. *Toxicologia: a ciência básica dos tóxicos*. Lisboa: McGraw-Hill, 2001. 864p.
- CASINI, S.; DEPLEDGE, M.H. Influence of copper, zinc and iron and cadmium accumulation in the Talitrid Amphipod, *Platochestia platensis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v.59, n. 3, p. 500-506, 1997.
- CONSTANTINIDO, G. A saúde do pescado depende diretamente da saúde do ambiente. *Higiene Alimentar*, v. 8, n. 32, p.5-6, 1994.
- CORVALÁN, C. F.; KJELLSTRÖM, T.; SMITH, K. R. Health, Environment and Sustainable Development: Identifying Links and Indicators to Promote Action. *Epidemiology*, v.10, n. 5, 1999.
- DE CONTO CINIER, C.V.; PETIT-RAMEL, R.; FAURE, R.; BORTOLATO, M. Cadmium accumulation and

- metallothionein biosynthesis in *Cyprinus carpio* tissue. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* v.61, n. 6, p.793-799, 1998.
- DIAS, E.R.A.; TEIXEIRA FILHO, A.R. A utilização de peixes como animais para experimentação. *Higiene Alimentar*, v.8, n.31, p. 14- 16, 1994.
- EVANGELISTA, J. *Tecnologia de Alimentos*. 2. ed. São Paulo: Ateneu, 1998, 652 p.
- FAWELL, J.K.; OHANIAN, E.; GIDDINGS, M.; TOFT, P.; MAGARA, Y.; JACKSON, P. *Cadmium in Drinking-water*. Environmental Healthy Criteria 134, Geneva, 1992.
- Food and Agriculture Organisations of the United Nations (FAO). *World Review of Fisheries and Aquaculture, Fisheries Resources: Trends in Production, Utilization and trade*, 2003. Acesso em 03/04/2007. On line. Disponível em: <http://www.Fao.Org/docrep/003/x8002e04htm>.
- FERRECCIO, C. Lung cancer and arsenic exposure in drinking water: a case-control study in northern Chile. *Cad Saúde Pública*, Rio de Janeiro; v.14, Suppl.3, p. 193-198, 1998.
- FELS, L.M. Risk assessment of nephrotoxicity of cadmium. *Ren Fail*; v. 21, n. 3, p. 275-81, 1999.
- FLANJAK, J. Inorganic and organic arsenic in some commercial east Australian crustaceae. *J. Food Sci.*, v.33, n.6, p.579 - 583, 1982.
- FRANCO, G. *Tabela de Composição de Alimentos*. 9.ed. São Paulo: Editora Atheneu, 1999, 234p.
- GAVA, A. J. *Princípios da Tecnologia de Alimentos*. 2.ed. São Paulo: Nobel, 1979, 284p.
- GERMANO, P.M.L.; GERMANO, M.I.S. *Higiene e Vigilância Sanitária de Alimentos*. 3 ed. São Paulo: Varela, 2001, 629p.
- GODINHO, H.P.; MIRANDA, M.O.T.; GODINHO, A.L.; SANTOS, J.E. Pesca e biologia do surubim *Pseudoplatystoma coruscans* no rio São Francisco. In: MIRANDA, M.O.T (Org), *Surubim*. Belo Horizonte, IBAMA, 1997, p. 27-42.
- GONTIJO, B.; BITTENCOURT, F. Arsenic: a historical review. *An. Bras. Dermatol.*, v. 80, n. 1, p. 89-90, 2005.
- HARTWIG, A. Carcinogenicity of metal compounds: possible role of DNA repair inhibition. *Toxicol Lett.*, v.102- 103, p. 235-39, 1998.
- HEATH, A. G. *Water pollution and fish physiology*. Virginia: Lewis Publishers, 1995. 359 p.
- HENRIQUES, G. S.; HIRATA, M. H.; COZZOLINO, S. M. F. Recent aspects of zinc absorption and bioavailability and correlations with physiology of the testicular Angiotensin-Converting Enzyme. *Rev. Nutr.*, v. 16, n. 3, p. 333-345, 2003.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), 2003. Estatística da Pesca 2001. Brasil. Grandes Regiões e Unidades da Federação. Versão Preliminar. Tamandaré-PE, 2003. Ministério do Meio Ambiente. Diretoria dos Recursos pesqueiros. Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste – CPENE, 93p.
- JOHNSTON, J.N.; SAVAGE, G.P. Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fish meal. *Nutr. Abst. Rev. (Series A)*, v. 61, n. 2. p. 73-116, 1991.
- JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.R.; JHAN, G.N.; BELLATO, C.R. Distribution of heavy metal in environmental samples near smelters and mining areas in Brazil. *Environ. Technol.*v.20, n.5, p.489-498, 1999.
- KENNISH, M. J. *Ecology of estuaries: anthropogenic effects*. Boca Raton: CRC Press. 1991. 494p.

- KITAHARA, S.E.; OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M. et al. Total mercury in fresh-water fish. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.20, n.2, p.267-273, 2000.
- LACERDA, L. D. Contaminação por Mercúrio no Brasil: fontes Industriais x Garimpo de Ouro. *Química Nova*, v.20, n.2, p. 196-198, 1997.
- LARINI, L. *Toxicologia*. São Paulo: Manole. 1993. 315p.
- LAWRENCE, J. F.; MICHALIK, P.; TAM, G.; CONACHEET, H. B. C. Identification of arsenobetaine and arsenocholine in Canadian fish and shellfish by highperformance liquid chromatography with atomic absorption detection and confirmation by fast atom bombardment mass spectrometry. *J. Agric. Food Chem.*, v.34, n.2, p. 315-319, 1986.
- LENZI, E.; RAUBER, T.; LUCHESE, E.B.; GALLI, D.; TOLEDO, E.A. Determinação do cádmio em materiais consumidos pelo ser humano. *Arq Biol Technol*, v.33, n.1, p.179-94, 1990.
- LESTER, J.N. Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes. Flórida: CRC Press, 1987, 195p.
- LIANG, Y.; CHEUNG, R.Y.H.; WONG, M.H. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. *Wat. Res.*, v.33, n.12, p.2690-2700, 1999.
- LIMA, J. A. F.; CASTAGNOLLI, N.; FIGUEREIDO, G. M. *Reprodução, larvicultura e genética*. In: Hernandez, A. (ed.) *Cultivo de Colossoma*. Colombia: Red. Regional de Entidades y Centros de Acuicultura de America Latina, 1989. p.315-332.
- LIMAVERDE FILHO, A.M.; CAMPOS, R.C.; GOES, V.A.; PINTO, R.A.G. Avaliação da perda de mercúrio total em peixes antes e após os processos de fritura e cocção. *Ciência e Tecnologia Alimentos*. v.19, n.1, p. 19-22, 1999.
- LUNDE, G. Analysis of arsenic and selenic in marine raw materials. *J. Sci. Food Agric*. v.21, n.5, p.242 - 247, 1970.
- MACHADO, I. C.; Maio, F.D.; KIRA, C.S.; CARVALHO, M.F.H. Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliiana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, v.61, n.1, p.13-18, 2002.
- MANTOVANI, D.M.B.; ANGELUCCI, E. Avaliação do teor de arsênico em atum e sardinha. *Bol. SBCTA*, v.26, n.1, p. 1-5, 1992.
- MARQUES, E.E. *Biologia reprodutiva, alimentação natural e dinâmica da nutrição do pintado Pseudoplatystoma coruscans (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Pimelodidae) no alto rio Paraná*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas –Zoologia) 1993, 104f. Universidade Federal do Paraná.
- MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. Comportamento de Cu, Cd, Cr, Ni e Zn adicionados à solos de clima tropical em diferentes valores de pH. Piracicaba, 1994. 197p. Tese (Livres-Docência) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- MAVROPOULOS, E. *A hidroxiapatita como removedora de chumbo*. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) 1999,126f. Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz.
- MICARONI, R. C.da C.; BUENO, M. I. M. S.; Jardim, W. de F. *Compostos de mercúrio*. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v. 23, n. 4, p.487-495, 2000.
- MIRANDA, M.O.T. (Ed.). *Surubim*. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. cap. 3, p. 43-56.

- MÖLLERKE, R. de O.; NOLL, I. B.; SANTO, M. A. B. E.; NORTE, D. M.- Níveis de Arsênio total como indicador biológico, na avaliação da qualidade do pescado (*Leporinus obtusidens* e *Pimelodus maculatus*) do Lago Guaíba em Porto Alegre RS-Brasil. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, v.62, n. 2, p. 117 - 121, 2003.
- MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. *Heavy metals in natural waters*. New York: Springer-Verlag, 1984, 328p.
- MORGANO, M.A.; GOMES, P. C.; MANTOVANI, D. M. B. et al. Mercury levels in freshwater fishes from piscicultures established in São Paulo State. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.25, n.2, p.250-253, 2005.
- MOZETO, A. A.; NASCIMENTO, M.R.L.; SILVA, E. F. A.; FIORAVANTI, M. I. A. Avaliação da contaminação por metais metalóides (água, sedimento e peixe) no rio São Francisco em Três Marias (MG-Brasil): Projeto de pesquisa participativa com a comunidade local. Laboratório de Biogeoquímica Ambiental. Universidade Federal de São Carlos. p.68, 2007.
- OGA, S. *Fundamentos de Toxicologia*. São Paulo: Ateneu, 1996, 515p.
- OMS. *Elementos traço na nutrição e saúde humanas*. São Paulo. ROCA. 1998. 297p.
- PAPANIKOLAOU, N. C.; HATZIDAKI, E.G.; BELIVANIS, S.; et al. Lead toxicity update. A brief review. *Med Sci Monit*, v.11, n.10, p. 329-336, 2005;
- PETERSON, C.L.; KLAWE, W.L.; SHARP, G.D. Mercury in tunas: a review. *Fishery Bulletin*, v. 71, n. 3, p. 603-613, 1973.
- PHILLIPS, D. H.; THOMPSON, G. B.; GABUJI, K. M.; HO, C. T. Trace metals of toxicological significance to man in Hong-Kong. *Environmental Pollution Ser. B*, v.3, p. 27-45, 1982.
- PREVISÃO/monitoramento de tempo e clima, INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET) Disponível em: <<http://www.e.gov.br/defaultCab.asp?idservinfo=5395&url=http://www.cptec.inpe.br/clima/>> Acesso em 27 out 2006.
- RATNAIKE, R.N. Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgrad Med J*; v.79, p.391-396. 2003.
- REID, S.L. La biología de los bagres rayados *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinus* em la cuenca del rio Apure, Venezuela. *Revista Unellez de Ciencia y Tecnologia*, v.1, p. 13-41, 1983.
- REPRODUÇÃO induzida do surubim da bacia do São Francisco. *Tempo de Pescar*, v.2, n.16, 1988.
- RIBEIRO, L.P.; MIRANDA, M.O.T. Rendimento de processamento do surubim *Pseudoplatystoma coruscans*. In: MIRANDA, M.O.T. (Ed.) *Surubim. Belo Horizonte: IBAMA*, 1997. p.101-111 (Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca, ...n.19).
- ROCHA, A.A; PEREIRA, D.N; PADUA, H.B. Fishing yield and chemical contamination of the water of the Billings Reservoir, S. Paulo (Brazil). *Rev. Saúde Pública*. v. 19, n. 5, p. 401-410, 1985.
- ROJAS, E.; HERRERAS, L.A.; POIRIER, L.A.; Ostrosky PW. Are metals dietary carcinogens? *Mutat Res*; v. 443, n.1-2, p.157-81, 1999.
- ROMAN, T. R. N.; LIMA, E.G.; AZOUBEL, R. et al.- Toxicidade do Cádmiu no Homem. *HB Científica*, v. 9, n.1, p.43-48, 2002.
- ROZENBERG, I. M. *Química Geral*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 2002, 676p.
- SALGADO, P. E. T. Toxicologia dos metais. In: Seizi, O. *Fundamentos de toxicologia*. São Paulo: Ateneu, 1996, p. 150-152.

- SAMAPAILO, I.B.M. *Estatística Aplicada à Experimentação Animal*. 2.ed. Belo Horizonte: FEPMVZ, , 2002, 265p.
- SATO, Y.; CARDOSO, E.L.; SALLUM, W.B. Reprodução induzida do surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) da bacia do São Francisco. *In: Encontro Anual de Aquicultura de Minas Gerais*, 6, Belo Horizonte. *Resumos do...* Belo Horizonte: Associação Mineira de Aquicultura, 1988. p.20.
- SLOMAN, K. A.; BAKER, D. W.; HO, C. G.; MCDONALD, D. G.; WOOD, C. M. The effects of trace metal exposure on agonistic encounters in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquatic Toxicology*, v.63, n.2, p.187- 196, 2003.
- SANTOS, T. *Avaliação de risco da população do município do Tartarugalzinho, pelo consumo de peixes da espécie Cichla sp.* 1998, 98f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública.) Escola Nacional de Saúde Pública da FIOCRUZ .
- SHARMA, K.; REUTERGARDH, L. B., Exposure of preschoolers to lead in the Makatia area of Metro Manila, the Philippines. *Environ. Res.A*, v.83, n. 3, p.322-332, 2000.
- SELLANES, A.G.; MÁRSICO, E.T.; SANTOS, N.N.; SÃO CLEMENTE, S.C.; OLIVEIRA, G.A.; MONTEIRO, A.B.S. Mercúrio em peixes marinhos. *Acta Scientiae Veterinariae*, v.30, n.2, p.107-112, 2002.
- SERAFIMOVSKI, I.; KARADJOVA, I.B, b; STAFILOV, T.; TSALEV, D.L. Determination of total arsenic and toxicologically relevant arsenic species in fish by using electrothermal and hydride generation atomic absorption spectrometry. *Microchemical Journal*, v.83, n.2, p.55-60, 2006.
- SILVA, A. M. *Toxicologia do mercúrio no meio ambiente*. São Paulo: Cered. 1951, 26p.
- SORENSEN, E.M. *Metal Poisoning in Fish*. Boca Raton, FI, USA. CRC Press, Inc., 1991, 374 p.
- SOUZA, J.V.B.; GOYANNES, A.L. Contenido de mercúrio en productos de la pesca por espectrometria de absorción atômica en vapor frio. *Anales de Bromatologia*. v.44, n.1, p.45-57, 1992.
- UNDERWOOD, E. J. *Los Minerales en la Alimentacion Del Ganado*. Zaragoza: Acribia, 1969, 320p.
- VANZ, A.; MIRLEAN, N.; BAISCH, P. Avaliação de poluição do ar por chumbo particulado: Uma abordagem geoquímica. *Química Nova*. v. 26, n.1, p.25-29. 2003.
- VARGAS, D.S.T.; QUINTAES, K.D. Potencial perigo microbiológico resultante do uso de caixas plásticas tipo monobloco, no armazenamento e transporte de pescados em São Paulo. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.23, n 3, p. 517-522, 2003.
- VIANA, F.; HUERTAS, R; DANULAT, E. Heavy Metal Levels in Fish from Coastal Waters of Uruguay. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* v. 48, n. 4, p.530–537, 2005.
- VIEIRA, S.A. *Toxicologia dos Alimentos*. 5.ed., Ouro Preto: Acriba 2001. 100p.
- VILA NOVA, C.M.V.M.; GODOY, H.T.; ALDRIGUE, M.L. Composição química da tilápia e do pargo, *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 25, n.3, p. 430-436, 2005.
- WAALKES, M.P. Cadmium carcinogenesis in review. *Journal of Inorganic Biochemistry*, v. 533, n.1, p. 107-120, 2003.
- WAITZBERG, D.L. *Nutrição oral Enteral e Parenteral na pratica clinica*. São Paulo, Ed. Atheneu, 3.ed, 2000, 1858p.
- YALLOUZ, A.; CAMPOS, R. C.; LOUZADA, A. Níveis de mercúrio em

atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v.21, n.1, p.1-4, 2001.

ZICAN, C.A. O Ministério da Agricultura iniciou o controle sanitário através do sistema de pontos críticos: o pescado é

o carro chefe desse sistema. *Higiene Alimentar*, v.8, n.31, p. 9-10, 1994.

APÊNDICE A

A Tabela A.1 mostra o quadro de análise de variância com os valores dos quadrados médios de cada metal no fígado.

Tabela A.1: Quadro de análise de variância no fígado

FV	QM do fígado				
	Pb	Cd	As	Zn	Hg
Grupo	0,763	1691,52	0,003	3350,34	3,038
Resíduo	0,362	178,28	0,0005	831,02	0,377

A Tabela A.2 mostra o quadro de análise de variância com os valores dos

quadrados médios de cada metal nos rins.

Tabela A.2: Quadro de análise de variância nos rins

FV	QM do rim				
	Pb	Cd	As	Zn	Hg
Grupo	2,95	0,7362	0,027	1759,50	0,00508
Resíduo	0,83	0,066	0,0039	135,702	0,0013

A Tabela A.3 mostra o quadro de análise de variância com os valores dos

quadrados médios de cada metal no baço.

Tabela A.3: Quadro de análise de variância no baço

FV	QM do baço				
	Pb	Cd	As	Zn	Hg
Grupo	12,07	0,299	1,1048	2316,88	0,014
Resíduo	4,46	0,056	0,017	1025,07	0,0079

O gráfico A.1 representa todos os valores encontrados para a concentração de cada metal no fígado dividido pelo limite máximo permitido pela legislação brasileira em função da massa total do surubim. Neste gráfico foi utilizada a escala logarítmica a fim de demonstrar que todos os pontos que permaneceram acima do número 1 são de amostras que possuíam quantidades superiores ao limite permitido, independente dos valores que a legislação permite para cada metal.

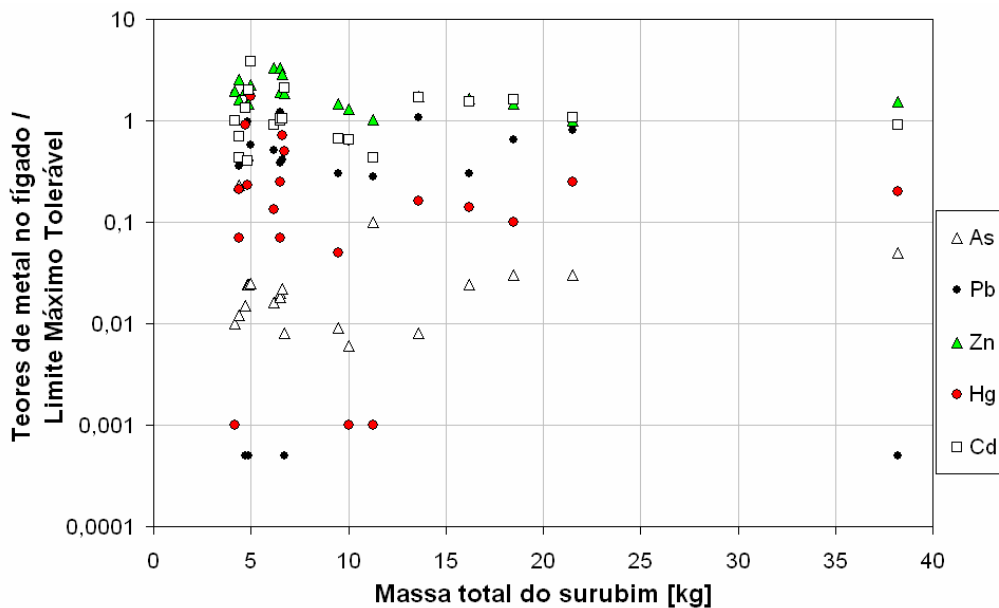


Gráfico A.1 – Teores de metais no fígado dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim

O gráfico A.2 representa todos os valores encontrados para a concentração de cada metal no rim dividido pelo limite máximo permitido pela legislação brasileira em função da massa total do surubim. Neste gráfico foi utilizada a escala logarítmica a fim de

demonstrar que todos os pontos que permaneceram acima do número 1 são de amostras que possuíam quantidades superiores ao limite permitido, independente dos valores que a legislação permite para cada metal.

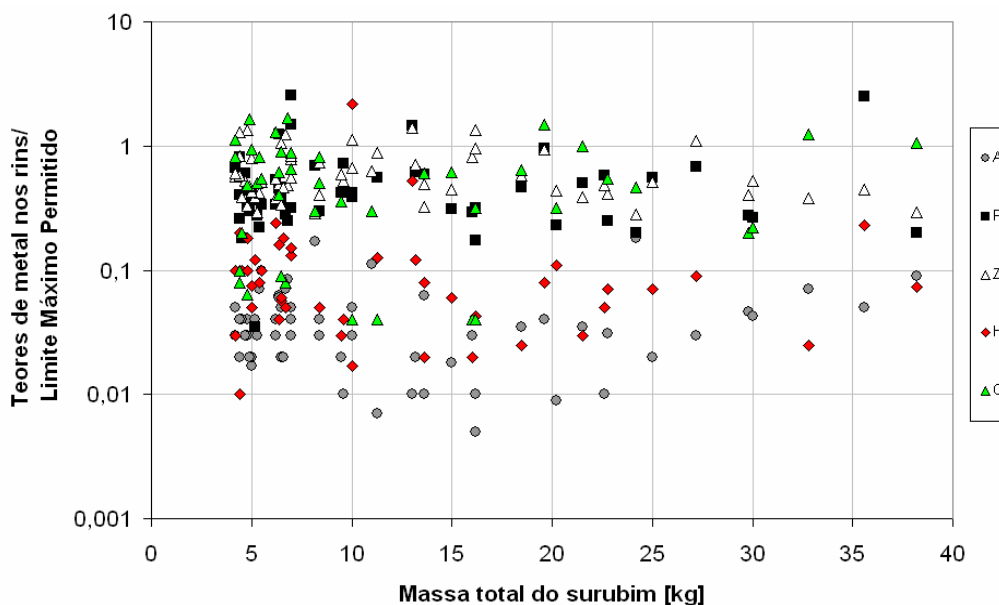


Gráfico A.2 - Teores de metais nos rins dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim

O gráfico A.3 representa todos os valores encontrados para a concentração de cada metal no baço dividido pelo limite máximo permitido pela legislação brasileira em função da

massa total do surubim. Neste gráfico foi utilizada a escala logarítmica a fim de demonstrar que todos os pontos que permaneceram acima do número 1 são de amostras que possuíam quantidades

superiores ao limite permitido, legislação permite para cada metal, independente dos valores que a

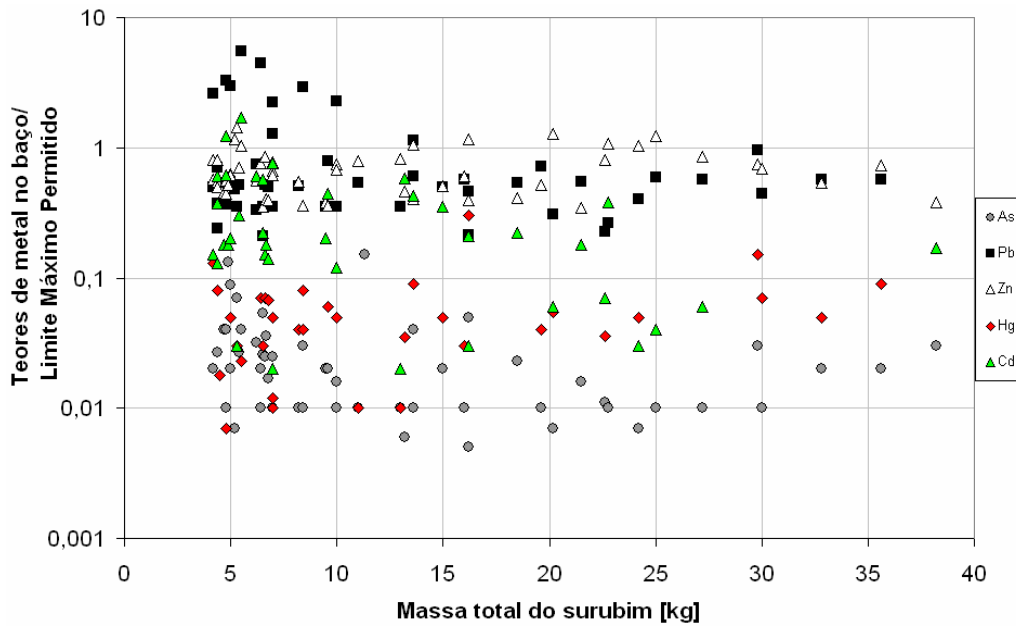


Gráfico A.3 - Teores de metais no baço dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim

O gráfico A.4 representa todos os valores encontrados para a concentração de cada metal no tecido muscular dividido pelo limite máximo permitido pela legislação brasileira em função da massa total do surubim. Neste gráfico foi utilizada a escala

logarítmica a fim de demonstrar que todos os pontos que permaneceram acima do número um são de amostras que possuíam quantidades superiores ao limite permitido, independente dos valores que a legislação permite para cada metal.

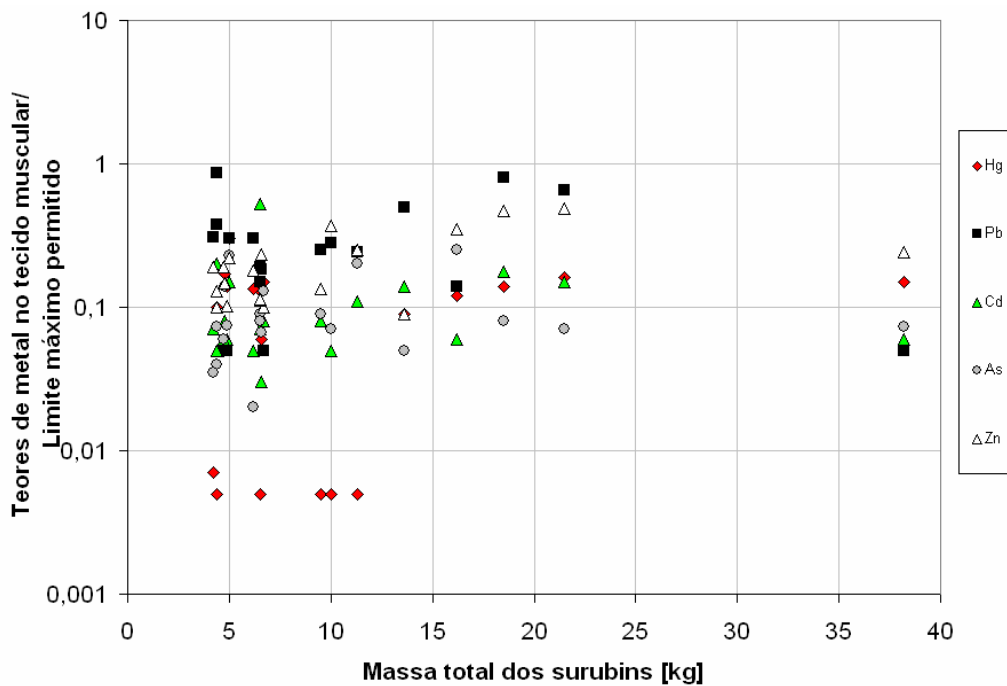


Gráfico A.4 - Teores de metais no tecido muscular dividido pelo limite máximo permitido de cada metal em função da massa total do surubim