

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU
PROGRAMA DE MESTRADO EM ECOLOGIA E PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL

ROSENI DA SILVA SOUZA

METAIS TÓXICOS NA ÁGUA E NOS PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA
PERTENCENTES À BACIA DO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL
CENTRAL

Goiânia
2012

ROSENI DA SILVA SOUZA

**METAIS TÓXICOS NA ÁGUA E NOS PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA
PERTENCENTES À BACIA DO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL
CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de
Mestrado em Ecologia e Produção
Sustentável como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Produção Sustentável pela Pontifícia
Universidade Católica de Goiás.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina- Garro

Goiânia
2012

Souza, Roseni da Silva.
S729m Metais tóxicos na água e nos peixes em cursos d'água
pertencentes à bacia do rio Tocantins, Goiás, Brasil Central
[manuscrito] / Roseni da Silva Souza. – 2012.
52 f. ; il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de
Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Produção
Sustentável, 2012.

“Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro”.

1. Peixes – Metais tóxicos – Goiás. 2. Bioacumulação. I.
Título.

CDU: 502.175(043)

ROSENI DA SILVA SOUZA

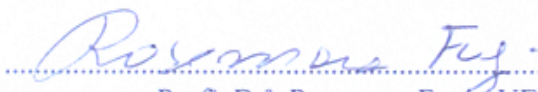
**“METAIS TÓXICOS NA ÁGUA E NOS PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA
PERTENCENTES À BACIA DO RIO TOCANTINS, GOIÁS, BRASIL CENTRAL”**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DEFENDIDA E APROVADA EM 10 DE DEZEMBRO DE 2012

BANCA EXAMINADORA



.....
Prof.^o. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro / PUC Goiás
(presidente-orientador)



.....
Prof.^a. Dr.^a. Rosemara Fug / UEM
(avaliadora externa)



.....
Prof.^a. Dr.^a. Cleonice Rocha / PUC Goiás
(avaliadora interna)

DEDICATÓRIA

Dedico àqueles que de forma direta e indireta contribuíram para a finalização deste trabalho o qual foi planejado, elaborado e concluído de forma árdua e ao mesmo tempo satisfatória. Ofereço ao meu amado filho, João Pedro Soares Souza, o enviado do céu para acalantar a minha alma...

AGRADECIMENTOS

Ao mestre de todos os mestres, pelas bênçãos e proteção divina...

Ao meu orientador, Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro, pelo seu empenho e dedicação do início ao fim deste trabalho, sempre paciente e compreensivo...

A Pontifícia Universidade Católica de Goiás pelo espaço físico que me proporcionou momentos de estudos mais tranquilos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto.

Ao Laboratório de Química Agrícola e Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UniOeste-PR), pela determinação das concentrações de metais tóxicos nos peixes.

Ao Laboratório de espectroscopia da Universidade Católica de Brasília (UCB), pela determinação das concentrações de metais tóxicos na água.

À equipe do Centro de Biologia Aquática, pela coleta de dados em campo; em especial às Dr^{as}. Tatiana Lima de Melo, e Nicelly Braudes Araújo. À bióloga, Rhuana Thayná Barros Nascimento e ao técnico Waldeir Francisco de Menezes, pela contribuição com os dados utilizados neste trabalho e pelos momentos de alegria e descontração nas horas de estudo.

Às minhas irmãs, Rozilda da Silva Souza e Tereza da Silva Souza Santos pela motivação e incentivo durante o curso; aos meus pais João Cardoso de Souza e Lalice da Silva Souza pelas noites de espera ao meu retorno dos estudos e por toda a compreensão, apoio e carinho... Serei eternamente grata.

Ao meu namorado, o biólogo José Renato dos Santos, que chorou com as minhas derrotas e se alegrou com as minhas vitórias, sempre presente em todos os momentos, companheiro fiel e amigo... Jamais esquecerei.

Aos professores (as) do MEPS, pelo compartilhamento de saberes e experiências durante as aulas.

À toda a turma do mestrado, a qual me proporcionou uma gostosa e agradável companhia durante as aulas.

À todos que com paciência e carinho contribuíram de forma direta e indireta com o desenvolvimento deste trabalho... o meu muito obrigada!!!

EPÍGRAFE

A flor

*Que linda flor!-dizeis-porem reparai bem:
vede que a sábia Natureza
não lhe deu só beleza,mas fê-la útil também
Beleza que é só beleza
embora que nada se iguale
é coisa fútil...*

*Pois com franqueza,ser belo de nada vale se não se é útil
Leis da vida,leis do amor!
Tudo produz, e o produto
novos produtos adiante
constante, continuamente!
A flor se transforma em fruto
o fruto se faz semente,
volta a semente a ser planta,
torna a planta a abrir-se em flor!
Se tudo é útil no mundo,
e produtivo, fecundo,
nós, por nosso próprio bem,
Trabalhemos,
estudemos,
sejamos úteis também!*

“Afonso Lopes de Almeida”

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o nível de concentração de metais tóxicos na água (Cd, Cu, Mn, Pb e Zn) e em peixes (Al, Fe, Mn, Pb e Zn) pertencentes a dez sub-bacias do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil Central, no período de julho a agosto de 2008. Cada trecho do curso de água escolhido (50, 500 e 1000m para córregos, ribeirões e rios, respectivamente) foi georreferenciado e demarcado. Nesses trechos foram realizadas as coletas de água e peixes. A água foi coletada manualmente no início e no final de cada trecho a 50 cm da superfície, em seguida foi filtrada, acondicionada em frascos e armazenada a 4°C. As amostras de peixes inteiros ou pedaços de músculo foram descongelados e deixados em repouso até atingirem a temperatura ambiente, em seguida foram liofilizados e posteriormente digeridos e estocados em frascos de polietileno previamente lavados. A determinação da concentração dos metais tóxicos das amostras de água foi feita por meio da técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), e esta dos peixes foi feita por meio da técnica de espectrometria de absorção atômica modalidade chama (EAA-chama). Após a determinação dos metais tóxicos nos peixes, estes foram classificados por guilda trófica (onívoro, invertívoro, detritívoro, piscívoro, insetívoro e herbívoro) através da literatura. A análise de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferenças significativas entre as concentrações de metais tóxicos na água entre as sub-bacias. Já na comparação das concentrações de metais tóxicos existentes nos peixes amostrados verificou-se que houve diferenças significativas entre as guildas tróficas consideradas para Al ($p=0,0057$); Fe ($p=0,0000$); Mn ($p=0,0000$); Pb ($p=0,0001$) e Zn ($p=0,0001$). A guilda dos detritívoros tiveram maior concentração de Fe em relação aos onívoros; e maior concentração de Al, Fe, Mn, Pb e Zn em relação aos invertívoros. Os invertívoros apresentaram uma maior concentração de Mn, Pb, Zn que os onívoros. Os insetívoros se destacaram na concentração de Mn em relação aos invertívoros e de Pb em relação aos detritívoros. No caso dos piscívoros a maior concentração foi de Fe e Mn em relação aos detritívoros e Mn em relação aos onívoros. A análise de correlação entre as concentrações dos metais tóxicos Mn, Pb e Zn indicam que não há correlação entre as concentrações dos três metais na água com os peixes, enquanto que são observadas correlações positivas significativas entre as concentrações de Pb e Mn ($r=0,682834$); Zn e Mn ($r=0,716368$) e Zn e Pb ($r=0,770089$) entre os peixes. Neste estudo conclui-se que a água não influenciou diretamente na contaminação dos peixes, os quais parecem terem sido contaminados via alimentação, expressa neste estudo pelas guildas tróficas.

Palavras-chave: Guilda trófica, bioacumulação, sub-bacias, rios, riachos.

ABSTRACT

This study aimed to assess the level of concentration of toxic metals in water (Cd, Cu, Mn, Pb and Zn) and fish (Al, Fe, Mn, Pb and Zn) from ten sub-basins of the Upper Tocantins River, Goiás State, Central Brazil, from July to August 2008. Each section of the watercourse chosen (50, 500 and 1000m for streams, creeks and rivers, respectively) were georeferenced and demarcated. In these section were sampled water and fish. The water was collected manually at the beginning and end of each section at 50 cm from the surface, then filtered, packaged in bottles and stored at 4 °C. Samples of whole fish or muscle pieces were defrosted, lyophilized, digested and stored in polyethylene bottles previously washed. The determination of the concentration of toxic metals from water samples was performed using the technique of optical emission spectrometry with inductively coupled plasma (ICP-OES), and this fish was made using the technique of atomic absorption spectrometry method (flame-AAS). After determination of toxic metals in fish muscles, these were classified by trophic guild (omnivorous, invertivorous, detritivorous, piscivorous, insectivorous and herbivorous) through available literature. The Kruskal-Wallis analysis showed no significant differences between the concentrations of toxic metals in water between sub-basins. The comparison of the concentrations of toxic metals present in fish sampled indicated that there were significant differences between the trophic guilds considered for Al ($p = 0.0057$), Fe ($p = 0.0000$), Mn ($p = 0.0000$), Pb ($p = 0.0001$) and Zn ($p = 0.0001$). The detritivorous had higher concentration of Fe compared to omnivores, and higher concentrations of Al, Fe, Mn, Pb and Zn in relation to invertivores. The invertivores showed a higher concentration of Mn, Pb, Zn than omnivores. The insectivores have excelled in the concentration of Mn in relation to invertivores and Pb in relation to detritivores. In the case of piscivorous the highest concentration was of Fe and Mn in relation to Mn and

detritivorous in relation to omnivores. The correlation analysis between the concentrations of Mn, Pb and Zn indicate that there is no correlation between the water and the fish, whereas positive correlations were observed between the concentrations of Pb and Mn ($r = 0.682834$); Zn and Mn ($r = 0.716368$) and Zn and Pb ($r = 0.770089$) in sampled fish. It is concluded that the water did not influence directly the contamination of fish by toxic metals, but fish seem to have been contaminated by food, expressed in this study by the trophic guilds.

Keywords: Guild trophic, bioaccumulation, sub-basins, rivers, streams.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Pontos amostrais dos cursos de água, localizados, no Alto da Bacia do rio Tocantins no período de julho a agosto de 2008. 1= rio Corrente, 2= rio das Almas, 3= rio do Peixe, 4= rio dos Bois, 5= rios dos Patos, 6= rio Maranhão, 7= rio São Domingos, 8= rio Uru, 9= rio das Pedras, 10= ribeirão São Patricinho, 11= córrego Bandido, 12= rio da Prata, 13= córrego Seu Pedro, 14= córrego Palmital, 15= córrego Vereda, 16= córrego Pouso Alegre, 17= córrego Bom Jesus, 18= córrego Galheiros, 19= córrego Leão.....	19
Figura 2	Coleta de substrato no córrego Vereda (a); presença de mata ripária contínua no rio Maranhão (b); coleta do material biológico no rio da Prata (c).	21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Sub-bacias do rio Tocantins com seus respectivos afluentes amostradas em julho a agosto de 2008. As coordenadas geográficas, tipo de substrato, vegetação predominante na mata ripária e ação antrópica são indicadas.....	20
Tabela 2	Média do pH e Condutividade e a mediana (Md), mínimo (Min.) e máximo (Max.) dos valores da concentração dos metais tóxicos ($\mu\text{g/mL}$), na água por sub-bacia do alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. As estatísticas da análise de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$) e os valores máximos permitidos pela legislação brasileira (CONAMA, 2005) para a classe 3 são indicados.....	26
Tabela 3	Número de espécimes por espécie de peixe amostrada, guilda trófica determinada de acordo com a análise do conteúdo estomacal e a literatura consultada (sub-bacia no alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central em 2008. RSP= ribeirão São Patricinho; RC= rio Corrente; RA= rio das Almas; RPD= rio das Pedras; RP= rio do Peixe; RB= rio dos Bois; RPT= rios dos Patos; RM= rio Maranhão; RD= rio São Domingos; RU= rio Uru).....	27
Tabela 4	Valores da concentração dos metais tóxicos (mediana, mínimo e máximo) por guilda trófica, estatísticas da análise de Kruskal-Wallis (K-W) e resultado da análise <i>post-hoc</i> de comparações múltiplas por guilda trófica dos peixes e metal tóxico, alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($P < 0,05$). ON= Onívoro, IV= Invertívoro, DT= Detritívoro, PC= Piscívoro, IN= Insetívoro, HB= Herbívoro.....	29
Tabela 5	Matriz de similaridade por tipo de correlação simples (Spearman) entre metais tóxicos (Mn, Pb e Zn) encontrados na água e nos peixes do alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. Valores em negrito indicam correlações significativas ($p < 0,05$).....	31

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
2.1 Descrição da área de estudo.....	17
2.2 Protocolos amostrais.....	22
2.2.1 Coleta da água.....	22
2.2.2 Determinação dos metais tóxicos na água.....	22
2.2.3 Coleta do material biológico (peixes)	22
2.2.4 Determinação dos metais tóxicos nos peixes.....	23
2.3 Tratamento dos dados coletados.....	24
3. RESULTADOS.....	24
4. DISCUSSÃO.....	32
5. CONCLUSÃO.....	37
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

1. INTRODUÇÃO

Os processos naturais ocorridos no ambiente terrestre, tais como a lixiviação e a erosão, contribuem para a dissolução, transporte e armazenamento dos elementos químicos nos cursos d'água, entre os quais os metais, que passarão a fazer parte da composição química da água e dos processos hidrológicos (SANTOS *et al.*, 2008a). A disponibilidade de metais no meio aquático é influenciada pelas propriedades físico-químicas da água (NÚNEZ *et al.*, 1999; MORAES *et al.*, 2003) tais como: força iônica, potencial de oxirredução e pH, sendo que os dois últimos possuem relevante importância nas mudanças ocorridas na solubilidade dos metais que se tornam perigosos para o ambiente aquático (NÚNEZ *et al.*, 1999).

Alguns fatores podem contribuir para uma menor concentração de metais tóxicos na coluna d'água, como é o caso da correnteza, a qual não permite que os íons dos metais se concentrem na coluna d'água (SANTOS *et al.*, 2008a) e da adsorção feita pelos sedimentos dos íons dos metais tóxicos (AMADOR, 1980; YABE e OLIVEIRA, 1998; CARVALHO *et al.*, 1999; SALVADÓ *et al.*, 2006) através dos processos de floculação e precipitação direta (CARMO *et al.*, 2011). Para Cotta *et al.* (2006) e Salvadó *et al.* (2006), a adsorção de metais tóxicos favorece a contaminação dos organismos aquáticos, através da alimentação. Apesar de elevadas concentrações de metais se acumularem nos sedimentos (AMADOR, 1980; YABE e OLIVEIRA, 1998; CARVALHO *et al.*, 1999; LIMA *et al.*, 2004; SALVADÓ *et al.*, 2006; CARMO *et al.*, 2011), esses também podem ser disponibilizados na coluna d'água quando ocorre o rompimento de algumas ligações com os sedimentos (QUINÁIA *et al.*, 2009).

No ambiente aquático existe um elevado número de espécies e indivíduos envolvidos em inúmeras interrelações (ARNOT e GOBAS, 2004) o que potencializa

o risco de contaminação por metais tóxicos devido à ingestão de água contaminada que se acumula nos tecidos, dos organismos resultando na bioconcentração desses metais o que favorece a distribuição na rede trófica, ou seja a bioacumulação (MACKAY e FRASER, 2000; CAMPOS *et al.*, 2002; OLIVEIRA E BENNEMAN, 2005; MARENGONI *et al.*, 2008). Este processo se inicia com as espécies consumidoras de base da cadeia e termina nas espécies que se alimentam de outras espécies denominadas topo de cadeia, as quais possuem uma maior tendência a acumular metais em seu corpo (MACKAY e FRASER, 2000; OOST *et al.*, 2003), principalmente na musculatura, que serve de alimento para outros organismos vivos dentre eles o próprio ser humano (BARROS *et al.*, 2010).

Em se tratando dos peixes, apesar das espécies apresentarem eliminação de metais via bile, urina, brânquias e muco (KALAY e CANLI, 2000); existem órgãos que bioconcentram esses metais, como, o fígado (KALAY e CANLI, 2000; CANLI e ALTIL, 2003), as brânquias (VINODHINI e NARAYANAN, 2008), o baço e os rins (HEATH, 1995). A bioconcentração de metais provoca inúmeras reações nos peixes, dentre elas o estresse (VINODHINI e NARAYANAN, 2008), disfunções fisiológicas, alterações estruturais nos órgãos e tecidos que altera o crescimento a reprodução (WINKALER *et al.*, 2001) e o comportamento desses animais (CONNELL e MILLER, 1984). No caso dos peixes de água doce neotropicais que se encontram em cursos de água drenando solos do Cerrado há uma significativa participação do fígado na acumulação de alumínio (VEADO *et al.*, 2006), o qual inibe o metabolismo e afeta diversos órgãos como brânquias, intestino, ossos, músculos e pele dos peixes. Mesmo existindo metais como o Cu e Zn que em quantidades mínimas são essenciais para o funcionamento normal de algumas rotas metabólicas (ELDER, 1988) esses mesmos metais ao serem ingeridos em elevadas concentrações se tornam tóxicos aos organismos (AGUIAR e NOVAES, 2002), em alguns casos selecionando as espécies mais resistentes (BERVOETS *et al.*, 2005).

No que se refere as guildas tróficas, estas são definidas como um grupo de espécies que exploram da mesma forma recursos semelhantes presentes no ambiente (NOBLE *et al.*, 2007) e revelam com maior eficiência as características do funcionamento do ecossistema, algo difícil de se observar nas espécies individualmente (VALE *et al.*, 2010).

A variedade na dieta alimentar consumida pelos peixes e as características morfofisiológicas diferenciadas (MORAES *et al.*, 1997; BORDAJANDI *et al.*, 2003)

influencia na concentração de metais corporais nos mesmos (BORDAJANDI *et al.*, 2003; MAZZONI, *et al.*, 2010).

Os peixes detritívoros, possuem uma maior tendência à acumularem em seu organismo elevadas quantidades de metais, isso se deve à alimentação rica em sedimentos, sendo que este é considerado depósito de metais, (MORAES *et al.*, 2003; LIMA *et al.*, 2004; SALVADÓ *et al.*, 2006). Os invertívoros se alimentam de macroinvertebrados associados ao substrato (MAIA *et al.*, 2001), os quais facilitam a bioacumulação (CAMPOS *et al.*, 2002; OLIVEIRA e BENNEMAN, 2005). Os peixes insetívoros bioacumulam metais quando ingerem insetos terrestres que se alimentam de partes aéreas dos vegetais que contêm concentrações significativas de chumbo (Pb) resultante da utilização de agrotóxicos (JUNIOR, *et al.*, 2000; MOREIRA *et al.*, 2002; CORBI *et al.*, 2006) e Mn presente em solos acidificados (CAMARGO e OLIVEIRA, 1983). Os piscívoros são considerados topo de cadeia, ou seja, são espécies que devido se alimentarem de outras espécies de peixes, bioacumulam quantidades significativas de metais tóxicos em seu organismo (TERRA, 2007; TELES *et al.*, 2008).

A entrada de metais tóxicos no ambiente aquático é potencializada por diferentes ações antrópicas, as quais vem aumentando a contaminação desse ambiente e dos organismos que ali vivem. Um dos maiores contribuintes dessa contaminação é a agricultura, devido uso intensivo de contaminantes (LEWIS *et al.*, 1997; COSTA *et al.*, 2003; BRASIL, 2006; HUANG *et al.*, 2007; LUCINDA *et al.*, 2007; BELLUTA *et al.*, 2008; MATOS, 2010) que são carregados do ambiente terrestre ao ambiente aquático (HORRIGAN *et al.*, 2002; PESSOA *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2008b), a pecuária (DORES e FREIRE, 2001; BAPTISTA *et al.*, 2010; PAULA, *et al.*, 2010; MELO, 2011) que contamina as bacias hidrográficas com os esterco reutilizados como fertilizantes (FRANCO *et al.*, 2006), a mineração (DIAS-JÚNIOR *et al.*, 1998; KLAUBERG-FILHO, *et al.*, 2002; VEADO *et al.*, 2006) a qual contribui com o intenso acúmulo de resíduos para o meio ambiente, através da penetração desses elementos tóxicos no solo e nos rios e a poluição química originada dos despejos causados pelas residências e indústrias (ALONSO *et al.*, 2002; AGUIAR e NOVAES, 2002; LUOMA e RAINBOW, 2005; FRERET-MEURER *et al.*, 2010).

A preocupação com a poluição por metais tóxicos tem aumentado o interesse em quantificar sua presença nos ambientes terrestres e aquáticos (YABE e

OLIVEIRA, 1998), onde este último pode ser representado pelas bacias hidrográficas. Há uma necessidade urgente de se estudar a quantidade de metais tóxicos encontrados nos rios, pois esses podem causar problemas à saúde dos organismos aquáticos e consequentemente do ser humano que se alimenta desses animais contaminados (THORNTON, 1995; BIZERRIL e PRIMO, 2001), sendo que o músculo é a parte do peixe mais consumida pela população.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o nível de concentração de metais tóxicos na água (cádmio, cobre, manganês, chumbo e zinco) e em peixes (alumínio, ferro, manganês, chumbo e zinco) em cursos d'água pertencentes a dez sub-bacias do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil Central.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- i - Analisar os níveis de concentração dos metais tóxicos presente na água das sub-bacias;
- ii - Identificar as guildas tróficas que apresentaram maior concentração de metais tóxicos;
- iii - Relacionar a concentração de manganês, chumbo e zinco presente na água e nos peixes e comparar essa concentração entre os peixes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O rio Tocantins drena a região norte do estado de Goiás e pertence à bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia. Este sistema fluvial é dividido em três seções funcionais: alto, médio e baixo Tocantins, sendo que os cursos de água pertencentes aos rios Tocantins no estado de Goiás constituem o alto Tocantins (região de cabeceira). Em Goiás, esta seção do rio Tocantins é separada da bacia do rio Paranaíba pela Serra dos Pirineus, mas apresenta uma ligação com esta última conhecida como Águas Emendadas, a qual está localizada no Distrito Federal (BRASIL, 1988; TEJERINA-GARRO, 2008).

O rio Tocantins possui uma área de drenagem de 767.000 km², com uma vazão média anual de 11.000 m³.s⁻¹ em sua foz (COSTA *et al.*, 2003; NOVAES *et al.*, 2004), vazão esta influenciada pelo represamento feito para atender à Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa (ALBRECHT e PELLEGRINI-CARAMASCHI, 2003;

MIRANDA e MAZZONI, 2003). Este rio é formado por dois afluentes principais: o rio Paranã e o rio Maranhão, apresenta uma densidade de drenagem elevada, é canalizado com estreitas zonas ribeirinhas, possui corredeiras e quedas que são os seus habitats aquáticos mais comuns, o substrato predominante é rochoso, com presença de areia e argila, ocorrendo afloramentos rochosos importantes (ilhas) principalmente na seção média (RIBEIRO *et al.*, 1995).

A bacia do rio Tocantins está localizada na depressão denominada Araguaia-Tocantins-Xingú (altitude média de 200 m). As regiões drenadas pelo rio Tocantins em Goiás são antigas (Era Meso-Proterozóica), e nelas ocorre a predominância de sedimentos arenosos e argilo-carbonáticos (BRASIL, 1988; TEJERINA-GARRO, 2008). Os solos são antigos, profundos, desenvolvidos e bem drenados, com uma nutrição ácida, de baixa fertilidade e com significantes níveis de ferro e alumínio (RIBEIRO e WALTER, 1998), possui clima, com uma estação seca, que vai de abril a setembro, e outra chuvosa que se estende de outubro a março (NOVAES *et al.*, 2004).

A vegetação predominante no alto rio Tocantins são as savanas naturais conhecidas como Cerrado (BRASIL, 1988; TEJERINA-GARRO, 2008); que se diferencia de outras vegetações em vários aspectos com destaque ao fato de apresentar plantas adaptadas a ambientes secos (xeromórficas de clima estacional).

De acordo com Brasil (1988) e Tejerina-Garro (2008) considerando o censo de 2000, a bacia do Tocantins abrange 71 municípios, nos quais a densidade demográfica oscila entre baixos como, por exemplo, o município de Alto Paraíso com 2,38 hab/km² e elevados valores como Brasília com 352,16 hab/km², havendo neste último caso, influência das cidades satélites, por exemplo, Planaltina com 28,97 hab/km². Os tipos de atividades antrópicas que predominam na região são agropecuária, mineração, represa e próximos à algumas sub-bacias existe também as áreas urbanas que contribuem para as contaminações industriais e residenciais (Tabela 1).

Para este estudo foram amostrados no período de julho a agosto de 2008, dez cursos de água juntamente com um de seus afluentes, podendo este último ser um rio ou córrego, com exceção do rio das Pedras que não possui afluente amostrado (Figura 1; Tabela 1). A escolha dos trechos amostrados em cada curso de água foi realizada considerando as condições de acesso. O tipo de substrato encontrado ao longo desses afluentes foi variado (Figura 2a), constituído por rochas,

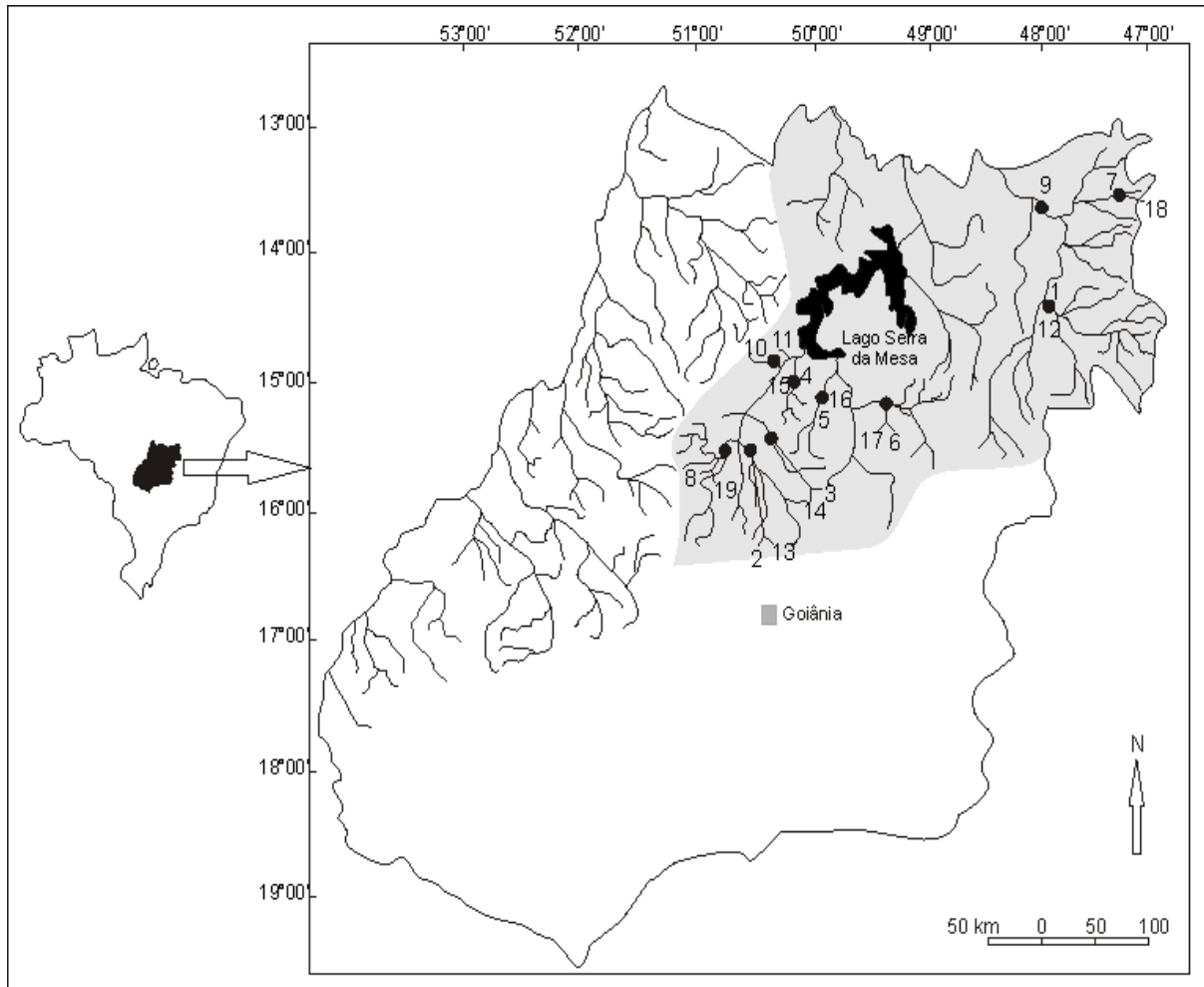


Figura 1. Pontos amostrais dos cursos de água, localizados, no Alto da Bacia do rio Tocantins no período de julho a agosto de 2008. 1= rio Corrente, 2= rio das Almas, 3= rio do Peixe, 4= rio dos Bois, 5= rios dos Patos, 6= rio Maranhão, 7= rio São Domingos, 8= rio Uru, 9= rio das Pedras, 10= ribeirão São Patricinho, 11= córrego Bandido, 12= rio da Prata, 13= córrego Seu Pedro, 14= córrego Palmital, 15= córrego Vereda, 16= córrego Pouso Alegre, 17= córrego Bom Jesus, 18= córrego Galheiros, 19= córrego Leão.

Tabela 1 - Sub-bacias do rio Tocantins com seus respectivos afluentes amostradas em julho a agosto de 2008. As coordenadas geográficas, tipo de substrato, vegetação predominante na mata ripária e ação antrópica predominante são indicadas.

Sub-bacia	Afluentes	Coordenadas geográficas		Substrato predominante	Vegetação predominante	Atividade antrópica predominante
		S	W			
Ribeirão São Patricinho	Córrego Bandido	14°56'44,5"	49°32'44,6"	Cascalho	Árvore e arbusto	Área urbana e agropecuária
Rio Corrente	Rio da Prata	14°18'26,8"	46°55'44,5"	Não tem	Árvore e arbusto	Agropecuária
Rio das Almas	Córrego São Pedro	15°29'45,1"	49°30'15,3"	Areia	Árvore e arbusto	Agropecuária
Rio das Pedras		13°36'51,6"	47°04'00,0"	Areia	Árvore, arbusto e pastagem	Agropecuária e represa
Rio do Peixe	Córrego Palmital	15°15'24,7"	49°25'57,9"	Rocha e areia	Árvore, arbusto e pastagem	Agropecuária
Rio dos Bois	Córrego Vereda	14°56'37,5"	49°04'07,0"	Areia	Sem cobertura	Agropecuária
Rio dos Patos	Córrego Pouso Alegre	15°07'34,4"	48°50'08,4"	Rocha	Árvore, arbusto e pastagem	Mineração e agropecuária
Rio Maranhão	Córrego Bom Jesus	15°02'56,3"	46°16'49,0"	Areia e rochas	Árvore e arbusto	Agropecuária
Rio São Domingos	Córrego Galheiros	13°18'37,2"	46°23'37,4"	Areia e cascalho	Arbusto e pastagem	Área urbana, represa e agropecuária
Rio Uru	Córrego Leão	15°29'49,0"	49°41'00,2"	Areia e rochas	Arbusto e pastagem	Área urbana e agropecuária



Figura 2: Coleta de substrato no córrego Vereda (a); presença da mata ripária contínua no rio Maranhão (b); coleta do material biológico no rio da Prata (c).

areia, lama e cascalho (Tabela 1). A mata ripária apesar de presente em alguns rios (Figura 2b) em outros apresentou trechos compostos por pastagens (Tabela 1).

2.2 Protocolos amostrais

2.2.1 Coleta da água

Manualmente e utilizando um frasco plástico previamente acondicionado em ácido clorídrico, foi coletado um litro de água no início e no final de cada trecho a 50 cm da superfície. Em cada amostra foi acrescentado um 1 mL de HCl, com a finalidade de acidificar a amostra e logo após o frasco devidamente identificado com o local e a data da coleta foi armazenado numa caixa de isopor com gelo. Em laboratório, as amostras foram filtradas com filtro Millipore de 4µm, acondicionadas em frascos plásticos limpos e armazenadas a uma temperatura de 4°C.

2.2.2 Determinação dos metais tóxicos na água

Posteriormente as amostras foram deixadas em repouso até atingirem a temperatura ambiente. Em seguida foi determinado a concentração de cádmio (Cd), cobre (Cu), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn). Estas análises foram feitas por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Espectroscopia da Universidade Católica de Brasília, considerando os seguintes limites de detecção: Cd= 0,00948263µg/mL; Cu= 0,019293µg/mL; Mn= 0,004933µg/mL; Pb= 0,0555609µg/mL e Zn= 0,0316477µg/mL.

2.2.3 Coleta do material biológico (peixes)

Cada curso de água foi georreferenciado por intermédio de um GPS (Garmin) e demarcado trechos de 50, 500 e 1000m para (córregos, ribeirões e rios, respectivamente) seguindo a classificação das escalas espaciais hierárquicas propostas por Imhof *et al.*(1996). Nesses trechos foram realizadas as coletas dos peixes, utilizando redes de arrasto (Figura 2c) seguindo o protocolo de Tejerina-Garro e Mérona (2000) e também coletou-se as amostras da água.

Em campo, os peixes coletados foram triados conforme seu tamanho objetivando a coleta do material biológico a ser analisado. Assim, peixes <10 cm foram conservados inteiros, enquanto que dos exemplares de maior tamanho foi retirado um pedaço do músculo localizado acima da linha lateral do dorso. Em ambos os casos as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados com o local e data da captura e armazenadas numa caixa com gelo. No laboratório de pesquisa, Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, os peixes foram identificados taxonomicamente, medidos, pesados e conservados em freezer a uma temperatura de -10 °C até o momento das análises. Duplicatas de cada espécie foram enviadas ao Laboratório de Ictiologia do Museu de Ciência e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, para confirmação da identificação taxonômica. Neste estudo foi determinada a guilda trófica (onívoro, invertívoro, detritívoro, piscívoro, insetívoro e herbívoro) para cada espécie através de dados da literatura e principalmente da análise do conteúdo estomacal dos peixes pertencentes à bacia do Tocantins - Araguaia, feita por Melo (2011). Assim, peixes onívoros são aqueles que possuem um hábito alimentar diversificado (DURÃES *et al.* 2001; MELO, 2011) isto é, se alimentam de animais e vegetais (ZAVALA-CAMIN, 1996); invertívoros consomem principalmente invertebrados, como: insetos, moluscos, anelídeos entre outros (FERNANDES *et al.*, 2007, LUZ *et al.*, 2009), os quais podem ser tanto de origem aquática quanto terrestre (LIMA, 2009); detritívoros consomem expressivamente sedimentos e material orgânico em estado de putrefação e fermentação (ZAVALA-CAMIN, 1996), associado a esse tipo de substrato (LIMA, 2009); piscívoros que tem nos peixes o principal alimento da sua dieta (OLIVEIRA e GARAVELLO, 2003); insetívoros que se alimentam basicamente de insetos (BRANDÃO-GONÇALVES *et al.*, 2009), capturados na coluna ou na superfície d'água e encontrados enterrados ou sobre os substratos (GIBRAN *et al.*, 2001); herbívoros consomem itens predominantemente de origem vegetal (LIMA, 2009) que podem ser macrófitas aquáticas ou matéria vegetal alóctone (folhas e pequenos pedaços de madeira; DURÃES *et al.*, 2001).

2.2.4 Determinação dos metais tóxicos nos peixes

Para a determinação dos metais tóxicos, os peixes inteiros ou pedaços de músculo foram descongelados e deixados em repouso até atingirem a temperatura

ambiente, em seguida foram liofilizados (Liofilizador Labconco-freezone), para posteriormente ser feita a digestão deste material com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio seguindo a técnica de oxidação úmida (JAFFAR *et al.*, 1988). O material digerido foi estocado em frasco de polietileno e enviado para o laboratório de Química Agrícola e Ambiental da Universidade do Oeste do Paraná, onde foi determinado a concentração de alumínio (Al), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn), por meio da técnica de espectrometria de absorção atômica modalidade chama (EAA-chama) considerando os seguintes limites de detecção (LD): Al= 0,8 µg/mL; Fe= 1,2 µg/mL; Mn= 0,004µg/mL; Pb= 0,01µg/mL e Zn= 0,001µg/mL.

2.3 Tratamento dos dados coletados

Para comparar as concentrações de metais tóxicos na água por sub-bacia e nos peixes por guilda trófica foi utilizada a análise estatística não paramétrica de Kruskal-Wallis, a qual permite que se faça comparações entre vários grupos independentes (KATZ e MCSWEENEY, 1980), seguida da análise *post hoc* de comparações múltiplas. A escolha por essa análise foi feita pelo fato de ser inviável a utilização de outro recurso estatístico, pois foi feita uma análise prévia do jogo de dados a ser utilizado e estes não atingiram os pressupostos necessários de normalidade e homogeneidade para a realização de análises paramétricas (SOKAL e ROHLF, 1995; GUIMARAES e SARSFIELD-CABRAL, 2007). Como referência para os valores máximos permitidos para a água foram utilizados os dados preconizados pela Resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2005) para águas de classe 3, que inclui o uso da água observada na bacia, isto é, abastecimento para consumo humano, irrigação, pesca amadora, recreação de contato secundário e dessedentação de animais.

Para relacionar a concentração dos metais tóxicos Mn, Pb e Zn encontrados nas amostras de água e nos peixes e compará-los entre si foi utilizada a análise de correlação de Spearman. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o programa STATISTICA 7.1 (StatSoft 2005).

3. RESULTADOS

Não houve diferenças significativas nas concentrações dos metais tóxicos analisados na água entre as sub-bacias, apesar da influencia do pH na solubilidade dos metais (Tabela 2). Porém ao comparar os valores da mediana encontrados neste estudo com os valores máximos permitidos pelo CONAMA (BRASIL, 2005), observa-se que as concentrações de Cd apresentaram valores iguais aos permitidos nas sub-bacias rio das Pedras, rio dos Patos e rio São Domingos, enquanto os valores de Cu foram acima do permitido nas sub-bacias São Patricinho, Corrente, do Peixe, dos Bois e São Domingos e Mn nas sub-bacias ribeirão São Patricinho, dos Bois e rio das Almas (Tabela 2).

Neste estudo foram analisados 73 espécimes de peixes pertencentes a 21 espécies, distribuída em dez famílias e três ordens (Tabela 3). Destes espécimes 57 (78,08 %) são Characiformes, 15 (20,54%) Siluriformes e apenas um indivíduo (1,36%) pertence à ordem Perciformes. A família que obteve uma maior quantidade de representantes foi Characidae com dez espécies analisadas, já as espécies que mais contribuíram foram *Leporinus friderici* (9 indivíduos) seguido por *Hyphessobrycon* sp. (7).

A comparação das concentrações de metais tóxicos existentes nos peixes amostrados indicaram diferenças significativas entre as guildas tróficas para Al ($p=0,0057$), Fe ($p=0,0000$), Mn ($p=0,0000$), Pb ($p=0,0001$) e Zn ($p=0,0001$; Tabela 4). A guilda dos detritívoros apresentaram maior concentração de Fe em relação aos onívoros ($p=0,048621$); e maior concentração de Al, Fe, Mn, Pb e Zn em relação aos invertívoros ($p=0,001049$; $p=0,000025$; $p=0,000694$; $p=0,000017$; $p=0,000079$, respectivamente; Tabela 4). Os invertívoros apresentaram uma maior concentração de Mn, Pb, Zn que os onívoros ($p=0,004094$; $p=0,031321$, $p=0,001587$, respectivamente; Tabela 4). Os insetívoros se destacaram na concentração de Mn em relação aos invertívoros ($p=0,042192$) e de Pb em relação aos detritívoros ($p=0,043537$; Tabela 4). No caso dos piscívoros a maior concentração foi de Fe e Mn em relação aos detritívoros ($p=0,015040$, $p=0,016322$; respectivamente) e Mn em relação aos onívoros ($p=0,047391$; Tabela 4).

A análise de correlação entre as concentrações dos metais tóxicos Mn, Pb e Zn indicaram que não houve correlação entre as concentrações dos três metais comuns na água e nos peixes, entretanto foram observadas correlações positivas significativas entre as concentrações de Pb e Mn ($r=0,682834$); Zn e Mn ($r=0,716368$) e Zn e Pb ($r=0,770089$) entre os peixes (Tabela 5).

Tabela 2 - Média do pH e Condutividade e a mediana (Md), mínimo (Min.) e máximo (Max.) dos valores da concentração dos metais tóxicos (µg/mL), na água por sub-bacia do alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. As estatísticas da análise de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$) e os valores máximos permitidos pela legislação brasileira (CONAMA, 2005) para a classe 3 são indicados.

Metal tóxico			Sub-bacia									P	CONAMA	
			Ribeirão São Patricinho	Rio Corrente	Rio das Almas	Rio das Pedras	Rio do Peixe	Rio dos Bois	Rio dos Patos	Rio Maranhão	Rio São Domingos			Rio Uru
pH			6,2	6,3	6,2	6,1	6,2	6,2	6,3	6,4	6,2	6,3		
Condutividade			80,0	116,9	62,6	20,0	107,4	62,6	211,3	279,0	26,0	78,1		
Cd	MD	0,009058	0,007484	0,009099	0,010233	0,008961	0,007815	0,010219	0,008931	0,010644	0,009254	0,932000	0,01	
	Min.	0,008568	0,004566	0,008579	0,006637	0,00628	0,006633	0,007116	0,005605	0,007562	0,004738			
	Max.	0,016898	0,010601	0,011541	0,01383	0,012169	0,012276	0,013322	0,011017	0,013587	0,010502			
Cu	MD	0,014974	0,031116	0,011021	0,006858	0,019293	0,019293	0,002425	0,012933	0,019293	0,010115	0,585100	0,013	
	Min.	0,006214	0,002762	0,000054	0,005049	0,002795	0,006319	0,002238	0,001077	0,019293	0,00088			
	Max.	0,019293	0,094763	0,019293	0,008668	0,05124	0,152992	0,002612	0,019293	0,151553	0,075115			
Mn	MD	0,0534255	0,021133	0,047183	0,004291	0,028324	0,048539	0,013295	0,014263	0,021089	0,024204	0,232800	0,033	
	Min.	0,012346	0,010955	0,030885	0,004194	0,01174	0,008637	0,007899	0,012345	0,008550	0,013383			
	Max.	0,072198	0,027423	0,052995	0,004388	0,168523	0,105555	0,018692	0,032409	0,116553	0,404234			
Pb	MD	0,032081	0,028671	0,037690	0,005362	0,037672	0,053473	0,015784	0,036748	0,038969	0,02496	0,772800	0,5	
	Min.	0,000659	0,025779	0,000999	0,004451	0,015268	0,003162	0,008955	0,015092	0,020380	0,000726			
	Max.	0,055561	0,055561	0,055561	0,006274	0,05556	0,0824	0,022613	0,055561	0,055561	0,055561			
Zn	MD	0,418141	0,462313	0,43181	0,492898	0,448084	0,434739	0,308251	0,480519	0,345960	0,529031	0,534100	5	
	Min.	0,14386	0,379747	0,031648	0,453579	0,282024	0,334363	0,210846	0,34345	0,190043	0,294354			
	Max.	0,449423	0,690763	0,475508	0,532217	0,620333	0,537027	0,405656	0,492556	0,524910	0,648094			

Tabela 3 - Número de espécimes por espécie de peixe amostrada, guilda trófica determinada de acordo com a análise do conteúdo estomacal e a literatura consultada (sub-bacia no alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central em 2008. RSP= ribeirão São Patricinho; RC= rio Corrente; RA= rio das Almas; RPD= rio das Pedras; RP= rio do Peixe; RB= rio dos Bois; RPT= rios dos Patos; RM= rio Maranhão; RD= rio São Domingos; RU= rio Uru).

ORDEM	Guilda	Análise do conteúdo estomacal e	Sub-bacia									
Família	trófica	Literatura consultada										
Espécie			RSP	RC	RA	RPD	RP	RB	RPT	RM	RD	RU
CHARACIFORMES												
Characidae												
<i>Astyanax fasciatus</i>	Onívoro	Melo (2011)	-	-	-	1	3	-	-	1	-	1
<i>Astyanax</i> sp.2	Onívoro	Melo (2011)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Creagrutus</i> sp.	Invertívoro	Melo (2011)	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Invertívoro	Melo (2011)	3	1	-	-	-	-	1	1	1	-
<i>Knodus</i> sp.	Onívoro	Melo (2011)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myleus torquatus</i>	Herbívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Moenkhausia</i> sp.2	Insetívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
<i>Moenkhausia</i> sp.3	Insetívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Moenkhausia</i> sp.4	Insetívoro	Melo (2011)	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-
<i>Triportheus trifurcatus</i>	Invertívoro	Melo (2011)	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1
Crenuchidae												
<i>Characidium zebra</i>	Invertívoro	Melo (2011)	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-

Tabela 3 - Continuação

ORDEM	Guilda	Literatura consultada	Sub-bacia									
			RSP	RC	RA	RPD	RP	RB	RPT	RM	RD	RU
<i>Espécie</i>	<i>trófica</i>											
Hemiodontidae												
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Detritívoro	Lima (2009); Froese e Pauly (2012)	-	-	1	1	-	-	1	-	-	3
Cynodontidae												
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	Piscívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Anostomidae												
<i>Leporinus friderici</i>	Onívoro	Duraes et al. (2001); Hahn e Fugi (2007)	-	-	3	1	1	1	2	1	-	-
<i>Leporinus</i> sp.	Onívoro	Melo (2011)	-	1	1	-	1	-	-	-	-	1
Prochilodontidae												
<i>Prochilodus nigricans</i>	Detritívoro	Melo (2011)	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-
SILURIFORMES												
Auchenipteridae												
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Invertívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Loricariidae												
<i>Hypostomus plecostomus</i>	Detritívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	2	-	1	-	3	-
<i>Squaliforma emarginata</i>	Detritívoro	Melo (2011)	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-
Pimelodidae												
<i>Pimelodus blochii</i>	Onívoro	Melo (2011)	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-
PERCIFORMES												
Cichlidae												
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Onívoro	Melo (2011)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 4 - Valores da concentração dos metais tóxicos (mediana, mínimo e máximo) por guilda trófica, estatísticas da análise de Kruskal-Wallis (K-W) e resultado da análise *post-hoc* de comparações múltiplas por guilda trófica dos peixes e metal tóxico, alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($P < 0,05$). ON= Onívoro, IV= Invertívoro, DT= Detritívoro, PC= Piscívoro, IN= Insetívoro, HB= Herbívoro.

Metal tóxico	Guilda trófica	Mediana (µg/mL) (Min.; Max.)	Estatísticas K-W	Post-hoc					
				ON	IV	DT	PC	IN	HB
Al	ON	0,55 (0,00; 11,80)	H (5, N=73)=16,45801 P=0,0057	ON	1,000000				
	IV	0,29 (0,00; 2,53)		IV	0,738259	1,000000			
	DT	2,31 (0,00; 53,67)		DT	0,281159	0,001049	1,000000		
	PC	0,70 (0,41; 0,83)		PC	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	
	IN	1,00 (0,00; 3,56)		IN	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
	HB	0,40 (0,32; 0,47)		HB	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Fe	ON	1,52 (0,00; 18,54)	H (5, N=73)=28,10001 P=0,0000	ON	1,000000				
	IV	0,74 (0,09; 2,95)		IV	0,361578	1,000000			
	DT	5,06 (1,45; 20,24)		DT	0,048621	0,000025	1,000000		
	PC	0,60 (0,34; 0,68)		PC	0,925872	1,000000	0,015040	1,000000	
	IN	2,38 (0,44; 4,02)		IN	1,000000	0,704156	1,000000	0,867231	1,000000
	HB	0,94 (0,87; 1,01)		HB	1,000000	1,000000	0,774466	1,000000	1,000000
Mn	ON	0,20 (0,04; 1,20)	H (5, N=73)=31,06818 P=0,0000	ON	1,000000				
	IV	0,11 (0,03; 0,22)		IV	0,004094	1,000000			
	DT	0,26 (0,09; 6,47)		DT	1,000000	0,000694	1,000000		
	PC	0,04 (0,02; 0,05)		PC	0,047391	1,000000	0,016322	1,000000	
	IN	0,25 (0,11; 0,72)		IN	1,000000	0,042192	1,000000	0,062364	1,000000
	HB	0,06 (0,05; 0,07)		HB	0,486526	1,000000	0,231398	1,000000	0,460277

Tabela 4 - Continuação

Metal tóxico	Guilda trófica	Mediana (µg/mL) (min.; max.)	Estatísticas K-W	Post-hoc					
				ON	IV	DT	PC	IN	HB
Pb	ON	0,07 (0,00; 0,20)	H (5, N=3)=26,89910 P= 0,0001	ON	1,000000				
	IV	0,01 (0,00; 0,06)		IV	0,031321	1,000000			
	DT	0,14 (0,01; 0,26)		DT	0,421474	0,000017	1,000000		
	PC	0,01 (0,00; 0,11)		PC	1,000000	1,000000	0,478572	1,000000	
	IN	0,02 (0,00; 0,15)		IN	1,000000	1,000000	0,043537	1,000000	1,000000
	HB	0,05 (0,04; 0,05)		HB	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Zn	ON	1,64 (0,05; 1,84)	H (5, N=73)=25,49579 P= 0,0001	ON	1,000000				
	IV	0,49 (0,04; 1,53)		IV	0,001587	1,000000			
	DT	1,63 (0,50; 1,91)		DT	1,000000	0,000079	1,000000		
	PC	0,83 (0,80; 1,03)		PC	1,000000	1,000000	0,606891	1,000000	
	IN	1,19 (0,21; 1,86)		IN	1,000000	1,000000	0,625344	1,000000	1,000000
	HB	1,14 (1,09; 1,18)		H	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000

Tabela 5 - Matriz de similaridade por tipo de correlação simples (Spearman) entre metais tóxicos (Mn, Pb e Zn) encontrados na água e nos peixes do alto da bacia do rio Tocantins, Brasil Central. Valores em negrito indicam correlações significativas ($p < 0,05$).

Tipo de Correlação		Matriz de similaridade		
Peixe vs. Peixe		Mn	Pb	Zn
	Mn	1,000000		
	Pb	0,682834	1,000000	
	Zn	0,716368	0,770089	1,000000
Água vs. Peixe		Mn	Pb	Zn
	Mn	-0,042322	-0,113773	0,110082
	Pb	0,261784	-0,035461	0,079152
	Zn	0,126956	0,002302	-0,012367

4. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados referentes às concentrações de metais tóxicos na água indicaram que estas não apresentaram diferenças significativas entre as sub-bacias analisadas. Esse resultado pode estar relacionado à influência da correnteza sobre a concentração de metais tóxicos, não permitindo que os íons dos metais se concentrem na coluna d'água (SANTOS *et al.*, 2008a) ou à adsorção dos íons dos metais tóxicos pelos sedimentos (AMADOR, 1980), o que também diminuiria a concentração desses elementos químicos na coluna d'água. As baixas concentrações e a ausência de diferenças entre as concentrações por sub-bacia não podem ser resultado da influência direta da sazonalidade, levando em consideração que as amostras foram coletadas no período de estiagem, isto é a pluviosidade não pode ter influenciado tanto o carreamento desses metais da área terrestre drenada para a coluna d'água, nem a diluição dos mesmos na coluna d'água (YABE e OLIVEIRA, 1998; CARVALHO *et al.*, 1999).

A ausência de diferenças significativas na concentração de metais tóxicos na água das sub-bacias analisadas observada neste estudo não significa que os ambientes não estejam poluídos, pois algumas das concentrações determinadas foram semelhantes ou maiores que o permitido pelo CONAMA (BRASIL, 2005), como é o caso do Cd que obteve valores iguais aos do permitido pela legislação nas sub-bacias (rio das Pedras, rio dos Patos e rio São Domingos) e o Cu e Mn que ultrapassaram os níveis permitidos pela legislação, sendo o Cu no (rio São Patricinho, rio Corrente, rio do Peixe, rio dos Bois e rio São Domingos) e Mn no (rio São Patricinho, rio das Almas e rio dos Bois).

Essa situação pode estar relacionada com as características naturais citadas acima (adsorção no substrato, correnteza) de cada sub-bacia, e também com outras características específicas existentes nos solos do Cerrado e comum a todas as sub-bacias amostradas, como é o caso da acidez elevada (VENDRAME *et al.*, 2007; PINHEIRO e MONTEIRO, 2010). Estas condições parecem favorecer uma maior disponibilidade natural do Mn (LIMA *et al.*, 2004), como o observado nas sub-bacias ribeirão São Patricinho, rio das Almas e rio dos Bois, e do Cu (PEREIRA *et al.*, 2010), nas sub-bacias ribeirão São Patricinho, rio Corrente, rio do Peixe, rio dos Bois e rio São Domingos neste estudo. Ambos os metais atingem nos solos do Cerrado uma concentração com valores equivalentes à metade da média mundial

(VENDRAME, *et al.*, 2007), disponibilidade esta que é favorecida pelo intemperismo que ocorre nas rochas (VENDRAME, *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2010b).

Apesar das concentrações de metais tóxicos nos ambientes aquáticos ser influenciada pelas características do solo da bacia de drenagem, não se pode descartar a influência da ação antrópica na disponibilidade de alguns metais tóxicos como é o caso do Cd, o qual é disponibilizado no solo a partir de fontes industriais (OLIVEIRA *et al.*, 2010a). Esta situação pode explicar a equiparação entre os valores da concentração de Cd encontrados neste estudo com estes permitidos pelo CONAMA.

Outro resultado interessante encontrado neste estudo indicou que não houve correlação entre a concentração de metais tóxicos Mn, Pb e Zn encontrados na água e no corpo dos peixes. Este resultado difere do observado em outros estudos, os quais indicam que nos cursos de água a concentração de metais tóxicos encontrada nos organismos aquáticos está relacionada às concentrações desses metais na água (LITHNER *et al.*, 1996; ESTEVES, 1998; BORDAJANDI *et al.*, 2003; TELES, *et al.*, 2008). Isto resulta do fato dos cursos de água serem os responsáveis pela dissolução e transporte dos metais no ambiente aquático, aumentando a concentração desses elementos químicos na água (LITHNER *et al.*, 1996) e favorecendo uma maior exposição dos peixes e consequente absorção dos metais pelas brânquias (BORDAJANDI *et al.*, 2003), potencializada pelas mudanças químicas sofridas por esses metais no ambiente aquático (ESTEVES, 1998).

Entretanto, neste estudo isto não é observado nem no caso do Mn, o qual apresentou valores acima do permitido pela legislação na coluna d' água, o que sugere que a disponibilidade do mesmo na coluna de água não tenha sido a origem de contaminação dos peixes via absorção de água e sim a partir de outras fontes, como, o alimento orgânico (LITHNER *et al.*, 1996; ESTEVES, 1998; BORDAJANDI *et al.*, 2003; TELES, *et al.*, 2008), visto que esse metal pode se encontrar presente também no corpo de outros organismos vertebrados (LOUREIRO *et al.*, 2007) e inorgânico como os sedimentos (CORBI *et al.*, 2006; CUNHA e CALIJURI, 2008). A contaminação a partir da alimentação poderia também explicar a correlação observada entre as concentrações de metais nos peixes amostrados, ou seja, diferentes metais tóxicos ingressam no corpo do animal simultaneamente. No entanto, o fato desses peixes terem sido coletados nas mesmas sub-bacias onde foram coletadas as amostras de água não justifica sua contaminação por esses

afluentes, considerando que esses organismos aquáticos são bastante móveis (SILVA, 1993; SALVADÓ *et al.*, 2006) se deslocando por diferentes ambientes aquáticos que podem apresentar níveis de contaminação por metais tóxicos variados, e que as concentrações de metais no corpo dos peixes é resultado do processo de bioacumulação (CAMPOS *et al.*, 2002; OLIVEIRA e BENNEMAN, 2005).

As concentração de metais tóxicos existentes nos peixes amostrados apresentaram diferenças significativas entre as guildas tróficas consideradas, para Al, Fe, Mn, Pb e Zn. De acordo com Mazzoni, *et al.* (2010), a variedade na dieta alimentar consumida pelos peixes pode influenciar na concentração de metais corporais dos mesmos, o que segundo Bordajandi *et al.* (2003) ocorre especialmente para Cu e Zn.

Neste estudo, os detritívoros apresentaram uma maior concentração de Fe em relação aos onívoros, e de Al, Fe, Mn, Pb e Zn em relação aos invertívoros. Este resultado sugere uma alta concentração desses elementos químicos no substrato dos cursos de água amostrados, desde que este contém os detritos orgânicos e inorgânicos que são a dieta predominante dos peixes pertencentes a essa guilda trófica (ZAVALA-CAMIN, 1996; LIMA, 2009).

De acordo com Amador (1980) a potencialidade dos rios de carrearem quantidades significativas de sedimentos em suspensão influencia no aumento da concentração de metais no ambiente aquático, decorrente do processo de adsorção ocorrido nos substratos, aumentando a disponibilidade de alguns metais e a absorção destes por parte dos peixes (DAVIS *et al.*, 1996). Neste sentido, Ramalho *et al.* (2000) verificaram que o Fe e Mn diminuem a sua disponibilidade na coluna d'água graças à transferência dos íons desses metais para o sedimento que os adsorveram. Este também é o caso o Al (TELES *et al.*, 2008), o qual apresenta elevadas concentrações naturais no solo do Cerrado (GOODLAND, 1971; HARIDASAN, 1982; HARIDASAN, 2000) sendo a fonte de entrada dos íons desse metal nos corpos d'água (GUIBAUD e GUALTHIER, 2003).

Outro metal que também é encontrado naturalmente no solo do Cerrado, porém em baixa concentração é o Zn (FAGERIA, 2000). Diferentemente dos outros metais, os solos do Cerrado apresentam baixas concentrações naturais de Pb, no entanto esses solos apresentam uma intensa capacidade de retenção desse metal, que ocorre no ambiente terrestre a partir de deposições atmosféricas ou de fontes

industriais e agrícolas (PIERANGELI *et al.*, 2001), o qual é carregado para o ambiente aquático favorecido pelo intemperismo provocado pelas chuvas.

As espécies de peixes detritívoras apresentaram maior concentração de metais que a maioria dos outros grupos tróficos considerados. Esta situação pode estar relacionada ao hábito alimentar dos detritívoros de ingerir sedimentos (BORDAJANDI *et al.*, 2003). Para facilitar a ingestão e absorção de nutrientes presentes nesses alimentos, os peixes detritívoros possuem características morfofisiológicas diferenciadas (MORAES *et al.*, 1997; BORDAJANDI *et al.*, 2003).

Este é o caso dos proquilodontídeos, representado neste estudo por *Prochilodus nigricans* (papaterra), os quais apresentam dentículos fixos nos lábios que servem para raspar a película dos sedimentos e da vegetação e possuem um intestino longo cheio de voltas, que favorece um movimento lento do alimento aumentando a absorção das substâncias nutritivas (MORAES *et al.*, 1997). Estas características morfofisiológicas também são compartilhadas pelos Hemiodontidae (ROBERTS, 1974) representados neste estudo por *Hemiodus unimaculatus* (voador) e Loricariidae, representados por *Hypostomus plecostomus* (cascudo) e *Squaliforma emarginata* (acari-de-praia) (ABELHA *et al.*, 2001; PY-DANIEL e FERNANDES, 2005).

Bordajandi *et al.* (2003) e Teles *et al.* (2008) também encontraram elevada concentração de metais nas espécies detritívoras em relação às outras guildas tróficas. Semelhante a este estudo, Teles *et al.* (2008) mostraram que a espécie detritívora *Prochilodus nigricans* apresentou elevadas concentrações de metais em relação às espécies carnívoras, sugerido ser o hábito alimentar a fonte de maior contaminação dessa espécie.

Outra guilda trófica que também se destacou nas concentrações dos metais tóxicos analisados foram os invertívoros, que de acordo com Oliveira e Ferreira (2002) é a guilda trófica de maior dominância em muitos rios. Neste estudo esta guilda foi representada pelas espécies *Auchenipterus nuchalis* (mandi), *Characidium zebra* (piquira), *Creagrutus* sp. (piaba), *Hyphessobrycon* sp. (piaba) e *Triportheus trifurcatus* (sardinha) os quais apresentaram uma maior concentração de Mn, Pb, Zn que os onívoros. Levando em consideração o hábito alimentar dessas espécies, acredita-se que a explicação para esse resultado se deva à presença predominante de macroinvertebrados que se encontram associados ao substrato (MAIA *et al.*, 2001), ou seja, é a rede trófica (metais poluentes-adsorção pelo sedimento-

macroinvertebrados) e graças ao processo de bioacumulação (CAMPOS *et al.*, 2002; OLIVEIRA e BENNEMAN, 2005) que poderiam explicar em parte os elevados valores dos metais observados nos peixes invertívoros.

No caso dos peixes insetívoros, as piabas *Moenkhausia* sp. 2; *Moenkhausia* sp. 3 e *Moenkhausia* sp. 4; houve uma maior concentração de Mn em relação aos invertívoros e de Pb em relação aos detritívoros. Este resultado parece estar relacionado o fato das espécies representantes desta guilda trófica se alimentarem de insetos terrestres além dos aquáticos, sendo que os primeiros podem se contaminar ao ingerir partes aéreas dos vegetais presentes em solos ácidos com alta concentração de Mn (CAMARGO e OLIVEIRA, 1983; FOY, 1984; VELOSO *et al.*, 1995; SALVADOR *et al.*, 2003) ou contaminados por Pb que fazem parte da composição dos agrotóxicos que foram lançados na vegetação que se encontram as margens dos afluentes (JUNIOR, *et al.*, 2000; MOREIRA *et al.*, 2002; CORBI *et al.*, 2006).

Em se tratando das espécies piscívoras, que neste estudo foi representado pela espécie *Hydrolycus tatauaia* (cachorra), foi encontrada uma maior concentração de Fe e Mn em relação aos detritívoros e Mn em relação aos onívoros. Esta guilda trófica possui uma tendência à acumulação de metais tóxicos tanto em ambientes de água doce (TERRA, 2007; TELES *et al.*, 2008) quanto marinhos (KEHRING *et al.*, 2007) por ser considerada topo de cadeia.

Alguns poluentes que não foram encontrados nos piscívoros neste estudo, já foram observados como contaminantes de peixes em outros ambientes, como é o caso do Al que neste estudo apresentou valores insignificantes, no entanto foi encontrado em alta concentração na musculatura da espécie *Serrasalmus* spp. (piranha; BARROS *et al.*, 2010). Da mesma forma que o Al, o Zn também não se destacou na contaminação da espécie piscívora neste estudo, porém ele foi avaliado e encontrado nas vísceras de uma piscívora, a traíra *Hoplias malabaricus* (ROCHA *et al.*, 1985; MELO, 2011; FROESE e PAULY, 2012).

Entretanto acredita-se que a concentração de apenas dois metais tóxicos pelas espécies piscívoras ao se comparar com as espécies detritívoras que tiveram concentração significativa dos cinco metais tóxicos determinado neste estudo se deu por conta da pequena representatividade dessa guilda trófica.

5. CONCLUSÃO

Neste estudo as concentrações de metais tóxicos na água das sub-bacias analisadas foram iguais entre si, esse resultado pode estar relacionado à influência da correnteza sobre a concentração de metais tóxicos, não permitindo que os íons dos metais se concentrem na coluna d' água. Apesar deste resultado; ao comparar estes valores com as normativas do CONAMA N°. 357/05 para as águas de classe 3, alguns metais, como o Cu e o Mn ultrapassaram os níveis permitidos pela legislação.

Das seis guildas tróficas de peixes analisadas, quatro apresentaram diferenças significativas. A guilda dos detritívoros foi a que obteve maior concentração de todos os metais analisados, isso parece estar associado à acumulação de metais tóxicos no item alimentar (sedimentos) dessas espécies. Já a guilda dos invertívoros apresentou uma maior concentração de Mn, Pb e Zn que os onívoros, os representantes dessa guilda se alimentam de macroinvertebrados associados ao substrato que podem estar contaminados por metais tóxicos. Os insetívoros se destacaram na concentração de Mn em relação aos invertívoros e Pb em relação aos detritívoros; o que se observa é que os representantes dessa guilda se alimentam de insetos aquáticos e insetos terrestres, contaminados por metais presentes em partes aéreas dos vegetais, como o Mn ou presente nos agrotóxicos lançados na vegetação marginal, é o caso do Pb. Por fim os piscívoros que apresentaram uma maior concentração de Fe e Mn em relação aos detritívoros e Mn em relação aos onívoros; apesar de não se destacar nesse estudo essa guilda de acordo com a literatura concentra quantidades significativas de metais por serem topo de cadeia. Em relação às concentrações de Mn, Pb e Zn encontradas na água e nos peixes e encontrados entre os peixes; observou-se que não houve correlação

entre as concentrações dos três metais na água com as concentrações encontradas nos peixes, contradizendo os outros estudos que abordam sobre a influência da água na contaminação dos organismos aquáticos. Porém, observou-se correlações positivas significativas entre as concentrações de Pb e Mn; Zn e Mn e Zn e Pb nos peixes, que parece estar relacionado a alimentação desses organismos.

Estudos que abordam a presença de metais tóxicos no ambiente aquático são necessários devido à contaminação desses metais por toda uma rede trófica através da alimentação. Para melhor exatidão dos resultados são necessários outros estudos, que ampliem a quantidade de amostras e analisem a concentração desses metais tóxicos em períodos sazonais, com o intuito de verificar se existe alguma influência da sazonalidade na concentração dos metais tóxicos na superfície da água. Neste estudo conclui-se que a água não influenciou diretamente na contaminação dos peixes, os quais parecem terem sido contaminados via alimentação, expressa neste estudo pelas guildas tróficas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. R. M. P; NOVAES, A. C. Remoção de Metais Pesados de Efluentes Industriais por aluminossilicatos. *Scientific Electronic Library Online*, v.25, n.6, 2002.

ABELHA, M. C. F; AGOSTINHO, A. A; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.

ALBRECHT, M. P.; PELLEGRINI-CARAMASCHI, E. Feeding ecology of *Leporinus taeniofasciatus* (Characiformes: Anostomidae) before and after installation of a hydroelectric plant in the upper rio Tocantins, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.1, n. 1, 2003.

ALONSO, M. L.; BENEDITO J. L.; MIRANDA, M.; CASTILLO, C.; HERNÁNDEZ, J.; SHORE, R. F. Interactions Between Toxic and Essential Trace Metals in Cattle from a Region with Low Levels of Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v.42, p.165 -172, 2002.

AMADOR, E. Assoreamento da Baía de Guanabara - Taxas de sedimentação. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 52, n. 4, p. 723-742, 1980.

ARNOT, J. A. E.; GOBAS, F. A. P. C. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 23, n.10, p. 2343-2355, 2004.

BAPTISTA, M. B.; RIGHETTO, A. M.; FERNANDES, C. S.; WENDLAND, E.; CABRAL, J. J.; PAIVA, J. B. D.; CAMPOS, J. N.; CRUZ, J. C.; BARROS, M. T. L.; KOIDE, S. *RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, n. 1, 2010.

BARROS, B. C. V.; PINHEIRO, S. F.; PEREIRA, D. C. P.; SILVA, C. S. Determinação de Cd, Cr, e Al em tecido de peixes provenientes do rio gelado/ APA, floresta de Carajás-PA. *Holos Environment*, v. 10, n. 2, p. 195, 2010

BELLUTA, I.; TOFOLI, L. A.; CORREA, L. C.; CARVALHO, L. R.; SILVA, A. M. M. Impactos provocados por metais potencialmente tóxicos dissolvidos em água e em sedimentos no Córrego do Cintra - Botucatu (SP). *Salusvita*, v. 27, n. 2, p. 239-258, 2008.

BERVOETS, L.; KNAEPKENS, G.; EENS, M.; BLUST, R. Fish community responses to metal pollution. *Environmental Pollution*, v.138, n.2, p.338-349, 2005.

BIZERRIL, C. R. S. F. ; PRIMO, P. B. Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro. *Femar-Semads*, p.417, 2001.

BORDAJANDI, L. R.; FERNANDEZ, M. A.; ABAD, E.; RIVERA, J.; GONZALEZ, M. J. Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain). *Chemosphere*, v. 53, p. 163 - 171, 2003.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E.; SUAREZ, Y. R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 1, p. 135-143, 2009.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; DE OLIVEIRA, S.A.; LIMA-JUNIOR, S. E. Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, 2010.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação das águas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em 13/06/2012

BRASIL. Geografia do Brasil - Região Centro Oeste. FUNDAÇÃO IBGE. Rio de Janeiro, 1988.

BRASIL. Ministério da saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, Série B. Textos Básicos de Saúde, 212 p., 2006.

CAMARGO, C. E. O.; OLIVEIRA, O. F. Tolerância de cultivares de trigo a diferentes níveis de manganês em solução nutritiva. *Revista Científica do Instituto Agrônomo - Bragantia*, v. 42, n. 7, p. 65 - 78, 1983.

CAMPOS, M. L. A. M.; BENDO, A.; VIEL, F. C. Métodos de baixo custo para purificação de reagentes e controle da contaminação para a determinação de metais traços em águas naturais. *Scientific Electronic Library Online*, v. 25, n. 5, 2002.

CANLI, M.; ATLI, G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, v. 121, p. 129-136, 2003.

CARMO, C. A.; ABESSA, D. M. S.; NETO, J. G. M. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brasil. *O Mundo da Saúde*, v. 35, n. 1, p. 64-70, 2011.

CARVALHO, C. E. V.; OVALLE, A. R.; REZENDE, C. E.; MOLISANI, M. M.; SALOMÃO, M. S. M. B.; LACERDA, L. D. Seasonal variation of particulate heavy metals in the Lower Paraíba do Sul River, R.J., Brazil. *Environmental Geology*, v. 37, n. 4, 1999.

CONNELL, D.W.; MILLER, G. J. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. N.Y. John Wiley & Sons, 444 p, 1984.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, v. 283, p. 206 – 217, 2003.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, São Paulo, Brasil. *Scientific Electronic Library Online*, v. 29, n. 1, 2006.

CUNHA, D. G. F; CALIJURI, M. C. Comparação entre os teores de matéria orgânica e as concentrações de nutrientes e metais pesados no sedimento de dois sistemas lóticos do Vale do Ribeira de Iguape, SP. *Engenharia Ambiental*, v.5, n. 2, p. 024 - 040, 2008.

DAVIS, A.; SELLSTONE, C.; CLOUGH, S.; BARRICK, R.; YARE, B. Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead in fish: constraints imposed by sediment geochemistry. *Applied Geochemistry*, v.11, n.3, p.409-423, 1996.

DIAS-JÚNIOR, H. E.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, R. Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p. 631-640, 1998.

DORES, E. F. G. C.; FREIRE, E. M. L. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso. *Química Nova*, n. 24, n.1, p.27-36, 2001.

DURÃES, R.; POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. alimentação de quatro espécies de *Ieporinus* (characiformes, anostomidae) durante a formação de um reservatório no Sudeste do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 90, p. 183-191, 2001.

ELDER, J. F. Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts. *United States Geological Survey*, v. 1013, 43 p., 1988.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ed. Interciência, Finep, Rio de Janeiro. 602 p, 1998.

FAGERIA, N. K. Níveis adequados e tóxicos de zinco na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 3, 2000.

FERNANDES, C.; VOLPI, N. M. P.; BAUMGARTNER, G. Comparação entre o índice de integridade biótica e um método de multicritério, para análise da qualidade ambiental de três riachos tributários ao reservatório de Itaipu. *Sistemas & Gestão*, v. 2, n. 2, p.175-195, 2007.

FOY, C. D. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. In: ADAMS, F. (Ed.). Soil acid and liming. Madison: *American Society of Agronomy*, p. 57- 98, 1984.

FRANCO, A.; SCHUHMACHER, M.; ROCA, E.; DOMINGO, J. L. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartment model. *Environment International*, v. 32, n. 6, p. 724-732, 2006.

FRERET-MEURER, N. V.; ANDREATA, J. V.; MEURERA, B. C.; MANZANO, F. V. Spatial distribution of metals in sediments of the Ribeira Bay, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. *Biological and Environmental Sciences Institute*, v. 60, p. 627-629, 2010.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2012).

GIBRAN, F. Z.; FERREIRA, K. M.; CASTRO, R. M. C. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of rio Aguapeí Basin, upper rio Paraná system, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1, 2001.

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the cerrado vegetation of central Brazil. *Journal of Ecology*, v. 59, n. 2, p. 411-419, 1971.

GUIBAUD, G.; GUALTHIER, C. Study of aluminum concentration and speciation of surface water in four catchements in Limousin region (France). *Journal of Inorganic Biochemistry*, v. 97, p. 16 -25, 2003.

GUIMARAES, R. C.; SANSFIELD-CABRAL, J. A. Capítulo IV, Análise de variância. Estatística, 2º ed. McGraw-Hill, 2007.

HARIDASAN, M. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. *Plant and Soil*, v. 65, n. 2, p. 265-273, 1982.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 12, n. 1, p. 54-64, 2000.

HEATH, A. G. Water pollution and fish physiology. 2.ed. CRC Press, Lewis publishers. 342p, 1995.

HORRIGAN, L.; LAWRENCE, R. S.; AND WALKER, P. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. *Environmental health perspectives*. v. 110, n. 5. p. 445-456, 2002.

HUANG, S. S.; LIAO, Q. L.; HUA, M.; WU, X. M; BI, K. S.; YAN, C.Y.; CHEN, B.; ZHANG, X. Y. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere* v. 67, p. 2148 - 2155, 2007.

IMHOF, J. G.; FITZGIBBON, J.; ANNABLE, W. K. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.53, n.1, p.312-326,1996.

JAFFAR, M.; ASHRAF, M.; RASOLL, A. Heavy metal contents in some selected local freshwater fish and relevant waters. *Pakistan Journal of Science and Industrial Research*, v. 31, p. 189-193, 1988.

JUNIOR, A. C. G.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. *Química Nova*, v. 23, n. 2, 2000.

KALAY, M.; CANLI, M. Elimination of Essential (Cu, Zn) and Non-Essential (Cd, Pb) Metals from Tissues of a Freshwater Fish *Tilapia zilli*. *Turkish Journal of Zoology*, v. 24, p. 429-436, 2000.

KATZ, B. M.; MCSWEENEY, M. A multivariate Kruskal-Wallis test with post hoc procedures. *Multivariate Behavioral Research*, v. 15, p. 281- 297, 1980.

KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área poluída com metais pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, n. 1, p. 125-134, 2002.

KEHRIG, H. A.; COSTA, A.; MALM, O. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da baía de Guanabara - Rio de Janeiro. *Tropical Oceanography*, v. 35, n. 1, p. 32-50, 2007.

LEWIS, W. J.; LENTEREN, J. C. V.; PHATAK, S. C.; AND TUMLINSON, J. H. A total system approach to sustainable pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 94, p. 12243-12248, 1997.

LITHNER, G.; BROMAN, D.; NÄF, C.; BORG, H.; JOHANSSON, A. M.; KÄRRHAGE, P.; LARSSON, M. B. (In press). Metals in settling particles and surficial sediments off the Swedish Baltic coast 1988-1989. In *Developments and Progress in*

Sediment Quality Assessment v.1 (M. Munawar & G. Dave, eds). Ecovision World Monograph Series, *SPB Academic Publishing*, p. 69 - 91, 1996.

LIMA, D. V.; KLIEMANN. H. J.; MORAES, M. F.; LEANDRO, W. M. Relações entre doses de calcário e manganês na nutrição mineral da soja na região de Rio Verde-GO. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 34, n. 2, p. 65 - 73, 2004.

LIMA, J. D. Conectividade e análise da estrutura taxonômica e trófica da ictiofauna em lagos do rio das Mortes, Mato Grosso - Brasil. 2009. 86 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. 2009.

LIMA, J. E. F. W.; SANTOS, P. M. C.; CARVALHO, N. O.; SILVA, E. M. Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia Araguaia-Tocantins. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, Brasília, DF: ANEEL: ANA, 1º Ed. 2004.

LOUREIRO, V. R.; SALEH, M. A. D; MORAES, P. M.; NEVES, R. C. F.; SILVA. F. A.; PADILHA, C. C. F.; PADILHA, P. M. Manganese Determination by GFAAS in Feces and Fish Feed Slurries. *Journal of Brazilian Chemical Society*, v. 18, n. 6, p.1235-1241, 2007.

LUCINDA, P. H. F.; FREITAS, I. S.; SOARES, A. B.; MARQUES, E. E.; AGOSTINHO, C. S; OLIVEIRA, R. J. Fish, Lajeado Reservoir, rio Tocantins drainage, State of Tocantins, Brazil. *Check List*, v. 3, n. 2, p. 70-83, 2007.

LUZ, S. C. S.; EL-DEIR, A. C. A.; FRANÇA, E. J.; SEVERI, W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 3, 2009.

LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. Why Is Metal Bioaccumulation So Variable? Biodynamics as a Unifying Concept. *Environmental Science & Technology*, v. 39, n.7, p.1921-1931, 2005.

MACKAY, D.; FRASER, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. Ontário - Canada. *Environmental Pollution*, v. 110, p. 375 - 391, 2000.

MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W.; BOLLMANN, H. A. Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. Brasil, 285 p., 2001.

MARENGONI, N. G.; POSSAMAI, M.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; OLIVEIRA, A. A. M. A. Performance e retenção de metais pesados em três linhagens de juvenis de tilápia-do-Nilo em harpas. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, v. 30, n. 3, p. 351-358, 2008.

MATOS, A. T. Poluição ambiental: impactos no meio físico. Viçosa, MG, Ed. UFV, 260 p, 2010.

MAZZONI, R.; MORAES, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 100, n. 2, p.162-168, 2010.

MELO, T. L. Avaliação espacial das variáveis ambientais e da estrutura trófica da ictiofauna de tributários da bacia Tocantins- Araguaia, Brasil Central. 2011. 71 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. 2011.

MIRANDA, J. C.; MAZZONI, R. Composição da Ictiofauna de Três Riachos do Alto Rio Tocantins - GO. *Biota Neotropica*, v. 3, n. 1, 2003.

MORAES, M. F. P. G.; BARBOLA, I. F.; GUEDES, E. A. C. Alimentação e relações morfológicas com o aparelho digestivo do "curimbatá", *Prochilodus lineatus* (Valenciennes) (Osteichthyes, Prochilodontidae), de uma lagoa do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.14, n. 1, p. 169 -180, 1997.

MORAES, P.; GERHARD, P.; ANDERSSON, L.; STURVE, J.; RAUCH, S.; MOLANDER, S. Establishing Causality between Exposure to Metals and Effects on Fish. *Human and Ecological Risk Assessment*. v. 9, n. 1, p. 149-169, 2003.

NOBLE, R. A. A.; COWX, I. G.; GOFFAUX, D.; KESTEMONT, P. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, v. 14, p. 381-392, 2007.

NOVAES, J. L.C.; CARAMASCHI, E. P.; WINEMILLER, K. O. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 16, n. 1, p. 41 - 49, 2004.

NÚÑEZ, J. E. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PALMIERI, F.; MESQUITA, A. As consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 981-990, 1999.

OLIVEIRA, A. K.; GARAVELLO, J. C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi-Guacu river basin, southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 93, n. 2, p. 127-138, 2003.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v.5, n.1, 2005.

OLIVEIRA, J. M.; FERREIRA, M. T. Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios Ciprinícolas. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 25, p. 198-210, 2002.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 8, p. 848-855, 2010 a.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do Cerrado de Goiás. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.7, p.776-782, 2010 b.

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

PAULA, F. C. F.; LACERDA, L. D.; MARINS, R. V.; AGUIAR, J. E.; OVALLE, A. R. C.; FALCÃO FILHO, C. A. T. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do rio de Contas, Bahia. *Química Nova*, v. 33, n. 1, p. 70-75, 2010.

PEREIRA, A. A.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M. Metais pesados e micronutrientes no solo e em folhas de *Brachiaria decumbens* às margens de rodovias. *Bioscience Journal*, v. 26, n. 3, p. 347 - 357, 2010.

PESSOA, C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SCRAMIN, S.; SILVA, A. D.; GUSSAKOV, K. C. Vulnerabilidade natural das grandes bacias hidrográficas brasileiras à tendência de contaminação de águas por agrotóxicos em função dos tipos de solos predominantes. *Pesticidas: ecotoxicol e meio ambiente*, v. 16, p. 39-52, 2006.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J. M. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, p. 279-288, 2001.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Contribution to the discussions on the origin of the cerrado biome: Brazilian savanna. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 1, 2010.

PY-DANIEL, L. H. R.; FERNANDES, C. C. Dimorfismo sexual em Siluriformes e Gymnotiformes (Ostariophysi) da Amazônia Sexual dimorfism in Amazonian Siluriformes and Gymnotiformes (Ostariophysi). *Acta Amazonica*, v. 35, n. 1, 2005.

QUINÁIA, S. P.; CAVAGNOLI, A. R.; MARTINS, V. J. Avaliação da Distribuição de Cr, Pb e Cu em Sedimentos Superficiais. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v. 11, n. 1, 2009.

RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da Microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, n.7, p. 1289-1303, 2000.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. IN: SANO, S.M; ALMEIDA, S. P. (org). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. Cap.3 p. 88-166, 1998.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE Jr, M.; JURAS, A. A. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river Basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management*, v.11, p. 325-350, 1995.

ROBERTS, T.R. Osteology and classification of neotropical characoid fishes of the families Hemiodontidae (including Anodontidae) and Parodontidae. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, v.146, n.9, p.411-472, 1974.

ROCHA A. A.; PEREIRA D. N., PÁDUA H. B. Fishing yield and chemical contamination of the water of the Billings Reservoir, S. Paulo (Brazil). *Revista de Saúde Pública* , v.19, n. 5,1985.

SALVADÓ, V.; QUINTANA, X. D.; HIDALGO, M. Monitoring of Nutrients, Pesticides, and Metals in Waters, Sediments, and Fish of a Wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 51, p. 377- 386, 2006.

SALVADOR, J. O.; MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E.; CABRAL, C. P. Influência do boro e do manganês no crescimento e na composição mineral de mudas de goiabeira. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 27, n.2, p. 325-331, 2003.

SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P.; OLIVEIRA, E. (a). Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. *Química Nova*, v. 31, n.5, 2008.

SANTOS, M. L.; LENZI, E.; COELHO, A. R. (b). Ocorrência de metais pesados no curso inferior do rio Ivaí, em decorrência do uso do solo em sua bacia hidrográfica. *Acta Scientiarum Technology*, v.30, n.1, p. 99 - 107, 2008.

SILVA, C. P. D. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do Igarapé do Igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 23, n. 2-3, p. 271 - 285, 1993.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. Biometry: the principles and practices of statistics in biological research. Freeman and Company, New York. 3rd ed., 850p, 1995.

TEJERINA-GARRO, F. L. Biodiversidade e impactos ambientais no estado de Goiás: o meio aquático. In: Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás. Rocha C, Tejerina-Garro, F. L., Pietrafesa, J. P. (Org.), Editora da Universidade Católica de Goiás, Goiânia. p. 15 - 48, 2008.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* v. 357-360, p. 227-240, 2000.

TELES, L. T.; ZARA, L. F.; FURLANETTO, U. L. R.; SILVA Jr. N. J. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio Caiapó (Goiás, Brasil) em área sob impacto ambiental. *Estudos*, v. 35, n. 11/12, p. 1055-1067, 2008.

TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G.; CALZA, C. F.; LOPES, R. T.; TEIXEIRA, T. P. Heavy Metal in Tissues of Three Fish Species from Different Trophic Levels in a Tropical Brazilian River. *Water, Air & Soil Pollution*, v.187, p. 275-284, 2007.

THORNTON, I. Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions. *International Council on Metals and the Environment*. 116 p, 1995.

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E. When ecological functions are more important than richness. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, v. 2, n. 12, pp. 270-280, 2010.

VEADO, M. A. R. V.; ARANTES, I. A.; OLIVEIRA, A. H.; ALMEIDA, M. R. M. G.; MIGUEL, R. A.; SEVERO, M. I.; CABALEIRO, H. L. Metal pollution in the environment of Minas Gerais state - Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 117, p. 157-172, 2006.

VELOSO, C. A. C.; MURAOKA, T.; MALAVOLTA, E.; CARVALHO, J. G. Influência do manganês sobre a nutrição mineral e crescimento da pimenteira do reino (*Piper nigrum*, L.). *Scientia Agricola*, v. 52, n. 2, p. 376 - 383, 1995.

VENDRAME, P. R. S.; BRITO, O. R.; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco em solos sob pastagens na Região do Cerrado. *Pesquisa agropecuária Brasileira*, v.42, n.6, p.859-864, 2007.

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *International Journal of Environmental Science and Technology*, v.5, n.2, p.179-182, 2008.

WINKALER, E. U.; SILVA, A. G.; GALINDO, H. C.; MARTINEZ, C. B. R. Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 23, n. 2, p. 507-514, 2001.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como Estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Scientific Electronic Library Online*, v. 21, n. 5, 1998.

ZAVALA-CAMIN, L. A. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Ed. Eduem. Maringá, PR. 129 p. 1996.