
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
(MESTRADO)**

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOINDICADOR DE TRICHODACTYLUS
FLUVIATILIS (LATREILLE, 1828) (CRUSTACEA: DECAPODA:
TRICHODACTYLIDAE) NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ (S/P)**

GRAZIELA CONSENTINI DAS CHAGAS

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Meste em Ciências Biológicas (Zoologia).

Dezembro - 2008

GRAZIELA CONSENTINI DAS CHAGAS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOINDICADOR DE
Trichodactylus fluviatilis (LATREILLE, 1828) (CRUSTACEA:
DECAPODA: TRICHODACTYLIDAE) NA BACIA DO RIO
CORUMBATAÍ**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Câmpus de Rio Claro,
Universidade Estadual Julio de
Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Orientadora: Profa. Dra. Ana Luiza Brossi Garcia

Co-orientador: Prof. Dr. Amauri Antonio Menegário

**Rio Claro
2008**

*"É justamente a possibilidade de
realizar um sonho que torna
a vida interessante"
(Paulo Coelho)*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pois Ele me guia, me ensina e me protege sempre.

Mamãe, papai, Ju (irmã), vovó Leonor, vovô Paulo, tios, tias, primos, meus afilhados amados (Lucas e Mariana), a todos vocês meus sinceros agradecimentos pelo apoio, incentivo e companhia durante todos esses anos.

Aos meus amigos sinceros e leais que tenho como membros de minha família, obrigada por participarem da minha vida. Não citarei nomes para não correr o risco de esquecer de ninguém, vocês me conhecem e sabem que isso pode acontecer.

Profa. Dra. Ana Luiza (chefa) e Dr. Amauri (superior), obrigada por toda paciência, ensino, incentivo e ajuda na condução do meu mestrado. Nunca me esquecerei de vocês, tenho orgulho de tê-los como orientadores.

Meu agradecimento especial às pessoas que proporcionaram o término dessa dissertação, como Marcos Perdiza, aquele que, além de momentos de muitas risadas, me ensinou onde e como pegar caranguejos; Francisca Gonçalves, que sempre me ajudou no laboratório, vocês serão motivos de saudosas lembranças.

Professores Dr. Silvio Govone e Dr. Pião que me ajudaram na estatística deste trabalho, recebem meu muito obrigada.

Agradeço também a todos os funcionários que trabalham no CEA e sempre me trataram com muito respeito.

Enfim, foi muito bom trabalhar e ter ao meu lado pessoas muito importantes em minha vida, que me ajudaram em mais essa conquista.

Sou grata a todos!

RESUMO

Caranguejos de água doce *Trichodactylus fluviatilis* (Crustacea: Decapoda) coletados em dois sítios da Bacia do Rio Corumbataí nos períodos seco e chuvoso foram avaliados como bioindicadores para Al, Cu, Fe, Mn e Zn. Os decápodos foram necropsiados, sendo brânquias, hepatopâncreas e músculos removidos. Foram coletadas também amostras de água e sedimento nos mesmos locais de coleta dos *T. fluviatilis*. Os metais foram determinados por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente e os resultados obtidos comparados através de análise de variância (ANOVA), teste de Tukey e análises de correlação. Diferença significativa entre os sexos foi observada somente para as concentrações de Zn (macho > fêmea). Comparando as concentrações nos tecidos de *T. fluviatilis*, o Al foi encontrado em maiores concentrações nos hepatopâncreas em relação aos músculos. As concentrações de Cu encontradas nas brânquias foram maiores em relação aos outros tecidos. As concentrações de Fe foram menores nos músculos. As concentrações de Mn foram significativamente diferentes nos três tecidos (hepatopâncreas > brânquias > músculos) e as concentrações de Zn obedeceram a seguinte sequência: músculo > hepatopâncreas > brânquias. O Mn e Zn foram encontrados em maiores concentrações nos caranguejos coletados no período seco. Os metais Al, Fe e Mn foram encontrados em maiores concentrações nos caranguejos coletados no sítio 2. Não foi observada diferença significativa entre as concentrações de Al, Cu, Fe, Mn e Zn determinadas nos caranguejos e o comprimento da carapaça, o que sugere um processo de acumulação dos metais pelo animal. As concentrações de Cu nos caranguejos refletiram as frações potencialmente biodisponíveis do elemento no sedimento. As concentrações de Al e Zn nos caranguejos refletiram a composição geológica da região e a fração solúvel, respectivamente. As concentrações de Fe e Mn não refletiram as concentrações solúveis e potencialmente biodisponíveis dos metais durante o período de coleta, podendo estar associadas a contaminações ocasionais. Com os resultados encontrados nesse trabalho, é possível sugerir a inclusão de *T. fluviatilis* como organismo biomonitor de Al, Cu, Fe, Mn e Zn em ambientes fluviais.

Palavras-chave: Metais pesados. Crustacea. Decapoda. Bioindicação

ABSTRACT

Freshwater crabs *Trichodactylus fluviatilis* (Crustacea: Decapoda) collected in two sites in the Corumbataí River basin during the dry and rainy seasons were evaluated as bioindicators for Al, Cu, Fe, Mn, and Zn. Necropsies were conducted on the decapods and their gills, hepatopancreas, and muscles were removed. Water and sediment samples were also collected at the same sites as the *T. fluviatilis*. Metals were determined using optic emission spectrometry with inductively coupled plasma and results were compared using analysis of variance (ANOVA), Tukey test, and correlation analyses. Significant differences were observed between sexes only for concentrations of Zn (male > female). Comparing concentrations in the tissues of *T. fluviatilis*, Al was found in higher concentrations in the hepatopancreatic tissues than in the muscles. Concentrations of Cu in the gills were higher compared to other tissues. Concentrations of Fe were lower in the muscles. Concentrations of Mn were significantly different in the three tissues (hepatopancreatic tissue > gills > muscles) and concentrations of Zn followed the sequence: muscle > hepatopancreatic tissue > gills. Mn and Zn were found in higher concentrations in crabs collected in the dry season. Al, Fe, and Mn were found in higher concentrations in crabs collected at site 2. No significant differences in concentrations of Al, Cu, Fe, Mn, and Zn were observed in crabs of differing shell lengths, which suggests a process of metal accumulation in the animal. The concentrations of Cu in the crabs reflect the potentially bioavailable fractions of the element in the sediment. The concentrations of Al and Zn in the crabs reflected the geological composition of the region and the soluble fraction, respectively. The concentrations of Fe and Mn did not reflect the soluble and potentially bioavailable concentrations of the metals during the collection period, as they may be associated with occasional contaminations. The results of this study suggest that *T. fluviatilis* could possibly be included as a biomonitor organism of Al, Cu, Fe, Mn, and Zn in fluvial environments.

Keywords: Heavy metals. Crustacea. Decapoda. Bioindicators.

SUMÁRIO

Página

1 – INTRODUÇÃO.....	1
2 – OBJETIVOS.....	3
3 – REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 – Poluentes em sistemas aquáticos.....	4
3.2 – Metais em ambientes fluviais.....	5
3.2.1 – Sedimento.....	10
3.2.2 – Água.....	11
3.2.3 – Biota.....	12
3.3 – Bioindicação e bioacumulação.....	13
3.3.1 – Bioacumulação de metais e biomonitoramento.....	16
3.3.2 – Bioacumulação de metais por caranguejos.....	18
3.3.2.1 – Caranguejos fluviais.....	20
3.3.2.1.1 - <i>Trichodactylus fluviatilis</i>	23
3.4 – Local de estudo.....	25
4 – MATERIAL E MÉTODO.....	27
4.1 – Sítios de coleta.....	27
4.2 – Coletas e amostragem.....	28
4.3 – Metodologias de análises.....	30
4.3.1 – Amostras de sedimentos.....	30
4.3.2 – Amostras de água.....	31
4.3.3 – <i>Trichodactylus fluviatilis</i>	31
4.4 – Análises estatísticas.....	32
4.5 – Fator de Bioacumulação (BAF).....	33
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.1 – Análise das amostras certificadas.....	34
5.2 – Concentrações dos metais em <i>T. fluviatilis</i>	35
5.2.1 – Sexos.....	35
5.2.2 – Tecidos.....	36
5.2.3 – Períodos de coletas.....	41
5.2.4 – Sítios de coletas.....	42

5.2.4.1 – Características físico-químicas e concentrações dos metais dissolvidos nas amostras de água.....	43
5.2.4.2 – Concentrações das frações de metais potencialmente biodisponíveis nas amostras de sedimentos.....	45
5.2.4.3 – Concentrações dos metais em <i>T. fluviatilis</i>	45
5.2.5 – Comprimento da carapaça.....	48
5.3 – Fator de bioacumulação	50
6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	52
7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

1 – INTRODUÇÃO

O ambiente aquático é um compartimento do qual depende a existência dos seres vivos, portanto não deve ser visto como um compartimento de diluição infinita da poluição gerada pelas atividades antrópicas.

Nos últimos anos, o desenvolvimento industrial, o crescimento da mineração, o uso indiscriminado de fungicidas e inseticidas na agricultura e o descaso em relação ao esgoto e lixo domésticos propiciaram a contaminação de diversos ambientes. O ambiente aquático foi um dos mais atingidos, com conseqüências como surgimento de diversas patologias, principalmente aquelas relacionadas a metais pesados. Devido à persistência no ambiente, os metais pesados podem causar efeitos deletérios aos organismos.

Nesse sentido, os programas de monitoramento da qualidade das águas que empregam, exclusivamente, índices físicos e químicos têm sido alvo de críticas severas por vários pesquisadores. Eles apontam para a necessidade de se aplicar metodologias biológicas (bioindicação, biomonitoramento) para a obtenção de uma abordagem mais ecossistêmica.

Nos monitoramentos ambientais são necessárias maiores consistências à tomada de medidas de controle. O ideal seria o estudo através da fusão das duas metodologias: físico/química e biológica, a fim de se obter informações não apenas sobre as causas da degradação, mas também sobre seus efeitos nos ecossistemas. Hoje, sabe-se que alguns grupos de organismos (bioindicadores) são capazes de demonstrar, de diversas maneiras, alterações no ambiente não detectáveis por metodologia química e/ou física.

Presume-se que estudos com organismos ditos bioindicadores resultem em importantes dados para a avaliação do ambiente aquático. Informações sobre bioconcentrações e bioacumulações de poluentes proporcionam subsídios para um diagnóstico mais eficaz dos impactos ambientais, assim como um melhor entendimento das relações entre a poluição e o seu efeito na biota.

Os caranguejos estão entre os organismos capazes de bioacumular poluentes, como metais pesados, fornecendo informações que permitem avaliar a qualidade do seu ambiente. São importantes, inclusive, para biomonitoramentos de ambientes de água doce, recurso natural fundamental para a sobrevivência dos seres vivos.

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar o potencial bioindicador de *Trichodactylus fluviatilis* (Crustacea: Decapoda) para metais pesados na Bacia do rio Corumbataí.

2 – OBJETIVOS

Os objetivos específicos incluíram:

- determinação das concentrações dos metais em *Trichodactylus fluviatilis*;
- avaliação das variáveis do processo de contaminação, como sexo, tecido, tamanho, sazonalidade;
- avaliação da qualidade da água dos locais de estudo comparando com as concentrações de metais determinadas em *T. fluviatilis*;
- determinação dos fatores de bioacumulação.

3 – REVISÃO DA LITERATURA

3.1 – Poluentes em sistemas aquáticos

Poluição é o resultado do desequilíbrio entre a entrada e a saída de materiais no meio ambiente, modificando suas características. A poluição é capaz de tornar o meio nocivo à saúde dos organismos, ocasionando danos às diversas espécies de importância ecológica e econômica (MARTOS; MAIA, 1997).

A presença de substâncias e/ou materiais não naturais a um ambiente representa sempre um risco aos seres vivos. Não se deve ter a falsa premissa de que uma determinada substância depositada e dispersa no ambiente possa ser completamente segura para o seu ecossistema (BAIRD, 2002).

As substâncias depositadas nos ambientes aquáticos podem ser oriundas de dois tipos de fontes de poluição: pontuais, as quais são identificáveis no espaço e no tempo, como lançamento de esgoto; ou difusas (não pontuais) quando não é possível a sua identificação temporal e espacial, como, por exemplo, o arraste de nutrientes (fertilizantes) e pesticidas pelo escoamento superficial em áreas cultivadas (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

No processo de transporte todos os compostos podem sofrer alterações em sua concentração, a qual pode diminuir devido à diluição, aumentar com a reconcentração ou sofrer mudança de fase. Além disso, podem sofrer alterações em sua fórmula e estrutura química, em razão dos vários processos bióticos (provocados por microrganismos, os quais

utilizam os compostos como fontes de energia ou como elementos estruturais para as células) denominados biotransformação ou biodegradação e processos abióticos (hidrólise, oxidação, redução, degradação fotoquímica) (AZEVEDO; CHASIN, 2003). As reações químicas podem aumentar, diminuir ou mesmo inativar o poder tóxico dos contaminantes (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Nos ambientes aquáticos, os poluentes podem atingir três compartimentos:

- a água – onde podem estar dissolvidos; nesse caso, disponíveis para a associação direta com os organismos aquáticos ou associados ao material em suspensão, desta forma podem se depositar no sedimento e/ou serem ingeridos por organismos filtradores e detritívoros.
- o sedimento – onde podem fazer parte de sua estrutura, ligados às suas partículas, sendo menos disponíveis aos organismos ou associados com a fração orgânica (plantas e animais).
- a biota – compartimento mais complexo devido à grande variedade de espécies, ocasionando efeitos letais e subletais.

3.2 – Metais em ambientes fluviais

Os metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22 e densidade alta em comparação aos outros elementos. Diferenciam-se, principalmente, dos compostos orgânicos tóxicos por serem absolutamente não-degradáveis, estáveis e conservativos, de maneira que podem acumular-se nos organismos e nos compartimentos do ambiente onde manifestam sua toxicidade (AN et al., 2001; KARADEDE-AKIN; ÜNLÜ, 2007).

Em sua maioria, os metais pesados são transportados de um lugar para outro por via aérea, sejam como gases ou como espécies unidas a material particulado em suspensão, entrando em contato, nesse caso, com todos os ambientes da Terra, inclusive o fluvial (BAIRD, 2002).

A presença de metais pesados nos ambientes aquáticos se dá devido a processos naturais, como atividade vulcânica, erosão e, também, devido à intensa atividade antropogênica dos setores industriais (indústrias extrativistas de metais; de tintas e pigmentos; efluentes de indústrias químicas, indústrias de couros e produtos similares; indústrias do ferro e do aço; e indústria de petróleo) e dos setores agrícolas (uso de fertilizantes e defensivos);

além do descaso em relação ao esgoto e ao lixo doméstico (WONG et al., 1995; KNAUER, 1997; BU-OLAYAN; SUBRAHMANYAM, 1998; ONG CHE; CHEUNG, 1998; MARIÑO-BALSA et al., 2000; AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM, 2001; REINECKE et al., 2003; ALVES-COSTA; DA COSTA, 2004; MARSDEN; RAINBOW, 2004; THAWLEY et al., 2004; IP et al., 2005; ÇELIK et al., 2006; FERRER et al., 2006).

O local de fixação final dos metais pesados no ambiente aquático é o sedimento. Nesse compartimento os metais podem estar bioindisponíveis ou aderidos à matéria orgânica. No entanto, através de perturbações, como por exemplo, em processos de dragagem, os metais podem tornar-se biologicamente ativos (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Acumulam-se frequentemente na camada superior desse compartimento onde estão acessíveis para muitos microrganismos (HARRIS; SANTOS, 2000; BAIRD, 2002).

Alguns metais têm papel essencial no metabolismo dos organismos como cobre, ferro, manganês e zinco (Cu, Fe, Mn e Zn) e são chamados de metais essenciais. No entanto, todos têm potencial para causar efeitos ecotoxicológicos dependendo de sua concentração (RAINBOW, 1997; ABDENNOUR et al., 2000; AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM, 2001; MARSDEN; RAINBOW, 2004). Outros elementos como mercúrio, chumbo e cádmio (Hg, Pb e Cd) não possuem função biológica conhecida e seus efeitos sobre os organismos normalmente são deletérios (TUROCZY et al., 2001; GHERARDI et al., 2002).

As concentrações dos metais nos ambientes aquáticos e o seu tempo de exposição em relação aos organismos estão diretamente relacionados. Altas concentrações podem ter efeitos prejudiciais à biota em tempo de exposição extremamente pequeno para algumas espécies. Deve-se considerar, no entanto, que pequenas concentrações geralmente produzem efeitos crônicos subletais ou letais durante longos períodos de exposição (BAIRD, 2002; CÉSAR, 2003).

A toxicidade de uma dada concentração de um metal pesado presente em um curso de água natural depende do pH, da temperatura e da quantidade de carbono dissolvido e em suspensão. A presença de substâncias húmicas nesses ambientes, por exemplo, pode alterar a biodisponibilidade de metais pesados, pois interações como complexação e adsorção podem remover de forma satisfatória alguns íons metálicos e eliminar a atividade biológica potencial dos metais. A constituição dos sedimentos também pode alterar a mobilidade e biodisponibilidade dos metais. Sedimentos ricos em argila tendem a reduzir esses fatores (BAIRD, 2002; AZEVEDO; CHASIN, 2003; THAWLEY et al., 2004).

Algumas características dos metais selecionados para integrar o presente estudo encontram-se listadas a seguir.

- Al

Nos ambientes fluviais dependendo do pH é possível a ocorrência de alumínio dissolvido (terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre). Águas mais ácidas apresentam as maiores concentrações desse elemento (AZEVEDO; CHASIN, 2003) e em pH alcalino o Al é praticamente insolúvel, limitando assim sua biodisponibilidade no ambiente (KÁDÁR et al., 2001). Na faixa de pH entre 6 e 9, a solubilidade do Al contido em rochas e solos aos quais a água está em contato é muito pequena (BAIRD, 2002). Portanto, a acidificação natural do sedimento resulta no aumento da solubilidade desse metal, sendo o Al muito mais solúvel em rios ligeiramente ácidos. A partição do Al da água para o sedimento e material particulado ocorre, principalmente, em pHs próximos a valores neutros (AZEVEDO; CHASIN, 2003; BAIRD, 2002).

Em relação às atividades antrópicas, o maior impacto do movimento do Al no ambiente ocorre mediante a erosão promovida por ventos e águas, mormente observado em terras cultivadas. O uso de Al e seus compostos em processos industriais, como embalagens, estocagem de produtos alimentares e ainda como flocculantes no tratamento da água potável também podem contribuir para sua presença na água e nos alimentos (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

- Cu

O Cu é constituinte natural do solo e principal fonte de contaminação dos sistemas aquáticos. Atinge as águas ribeirinhas por ação das chuvas ou movimentação do solo. Outro meio de contaminação é através de atividades antrópicas devido ao escoamento de produtos usados na agricultura como fertilizantes, algicidas entre outros compostos contendo esse metal.

Nos sedimentos, o Cu liga-se, primeiramente, à matéria orgânica, a menos que esse compartimento seja pobre neste tipo de material. A biodisponibilidade do Cu nos sedimentos é influenciada pela presença de sulfetos, comuns nas águas doces e salgadas. Vários processos influenciam a biodisponibilidade desse metal no sistema aquático, incluindo a complexação a ligantes orgânicos e inorgânicos, adsorção a óxidos metálicos, argila e material particulado

em suspensão, alcalinidade, pH, teor de carbono orgânico e interação entre sedimento e água (AZEVEDO; CHASIN, 2003; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Componente de muitas enzimas e pigmentos respiratórios, o Cu é um dos elementos essenciais para os seres vivos (ESPÍNDOLA et al. 2000).

- Fe

O Fe, elemento essencial para a biota (quarto elemento mais abundante da crosta terrestre), ao lado do Al, é o mais importante elemento metálico no ambiente terrestre. Uma pequena parte ocorre no estado livre e a maior parte encontra-se combinada com oxigênio, silício ou enxofre. Quase todas as rochas e solos contêm, pelo menos, traços de ferro (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O uso de fertilizantes na agricultura é um fator relevante de contaminação ambiental de Fe de origem antropogênica, além de efluentes de esgotos (municipais e industriais) e de escoamento superficial urbano (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O Fe é um dos componentes da hemoglobina em diversos seres vivos. Desempenha um papel importante na movimentação do oxigênio pelo corpo, importante também para a respiração celular. Em crustáceos decápodos, o Fe está presente no núcleo de enzimas e pigmentos (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

- Mn

Entre os metais pesados, o Fe é o único mais abundante na crosta terrestre em relação ao Mn, também essencial para a biota. O sulfato de Mn é usado como fertilizante (60% do consumo total) e como suplemento (30% do consumo total). É usado também na fabricação de cerâmicas e fungicidas, entre outros. Em geral, entre pH 4 - 7 predomina a forma Mn (II), que está associada a carbonato, o qual possui solubilidade relativamente baixa. A maior proporção de Mn encontrado nos rios da América do Sul está ligada a partículas suspensas (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O Mn geralmente encontra-se na coluna d'água não biodisponível (em forma suspensa), em muitos casos, pelo processo de decantação, esse elemento se acumula no sedimento (AZEVEDO; CHASIN, 2003), tornando-se menos tóxico que os demais metais. No entanto, a fração dissolvida presente na água pode ocasionar mudanças no pH, no potencial redox, no oxigênio dissolvido e na matéria orgânica (SANDERS et al., 1998).

Nos rios, as concentrações de Mn encontradas são maiores do que nos oceanos devido à possibilidade de ressuspensão do material do leito. Sua presença em quantidade excessiva em mananciais de abastecimento público é indesejável devido ao efeito no sabor, ao tingimento de instalações sanitárias, ao aparecimento de manchas nas roupas lavadas e ao acúmulo de depósitos desse metal em locais de distribuição. (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Altas concentrações de Fe e Mn na água podem prejudicar a sobrevivência de muitas espécies, por exemplo, podem formar precipitados nas brânquias dos organismos aquáticos, prejudicando a respiração desses animais, podendo causar altos níveis de mortalidade (SANDERS et al., 1998).

- Zn

O Zn pode ser transportado para o sistema aquático através do lixo de indústrias químicas, esgotos domésticos e correntes de águas de solos. Esse metal tem muitas aplicações na indústria, desde ligas metálicas, produção de tintas, herbicidas até em fertilizantes (AZEVEDO; CHASIN, 2003; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Nos sistemas aquáticos, o Zn deposita-se no sedimento. Entretanto, uma pequena quantidade pode permanecer ou dissolvido na água ou como uma fina suspensão. Grande parte de Zn presente no solo encontra-se ligado a este e não se dissolve na água. No entanto, dependendo das características do solo, parte do metal pode alcançar águas subterrâneas.

O nível de Zn dissolvido na água pode aumentar à medida que a acidez da água aumenta. Geralmente, em valores baixos de pH, o Zn permanece como um íon livre, que tende a ser adsorvido e transportado por sólidos suspensos em águas não contaminadas. Em águas contaminadas onde a concentração de Zn é alta, sua remoção por precipitação do hidróxido é possível, particularmente quando o pH é maior do que 8 (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O Zn é um elemento essencial para os organismos aquáticos, está presente em todas as células do corpo como constituinte de proteínas (THAWLEY et al., 2004). Este metal pode ser ingerido por animais pela alimentação, pela ingestão de água contendo zinco e através da alimentação de outros organismos com acúmulo do metal. A bioacumulação do Zn em organismos aquáticos depende dos níveis tróficos, sendo maior nos organismos bentônicos em relação aos peixes e maior em peixes onívoros comparando com os piscívoros. A temperatura da água também é um fator que influencia na absorção do zinco, em climas quentes a bioacumulação é maior (ESPÍNDOLA et al., 2000).

3.2.1 – Sedimento

O sedimento é formado por material originado da erosão de todo tipo de rocha, matéria orgânica e produtos sintetizados, formando um substrato consolidado, onde muitas espécies se alimentam, reproduzem e sobrevivem (CÉSAR, 2003).

O sedimento é classificado em quatro componentes básicos: a água intersticial; a fase sólida inorgânica, formada por fragmentos minerais originados da erosão; a matéria orgânica, que adquire uma grande importância por regular a absorção e a biodisponibilidade dos contaminantes não iônicos e orgânicos, podendo transportá-los por toda cadeia alimentar e, por último, o quarto componente que está relacionado com a atividade humana, incluindo poluição (POWER; CHAPMAN, 2003).

Este compartimento aquático é muito importante em estudos de ecotoxicologia aquática, principalmente em ambientes poluídos. Através do processo de decantação, grandes variedades de poluentes, como metais pesados, se acumulam no sedimento em altas concentrações, podendo ser transferidos para outros compartimentos através de perturbações ambientais, dos animais e/ou das atividades antrópicas. Não se pode correlacionar as possíveis altas concentrações de poluentes com a biodisponibilidade desses contaminantes no sedimento (WONG et al., 1995; AZEVEDO; CHASIN, 2003; CÉSAR, 2003; MARSDEN; RAINBOW, 2004).

Contaminantes, incluindo metais, associados ao sedimento podem afetar várias comunidades bentônicas. Em altas concentrações podem originar efeitos mutagênicos na fauna e flora, ocasionando riscos mais evidentes para as diversas formas de vida ao longo da cadeia trófica (RAINBOW, 2007).

A biodisponibilidade dos metais pesados no sedimento determina a transferência e, conseqüentemente, os efeitos adversos dessas substâncias aos organismos aquáticos. Por exemplo, compostos que se adsorvem fortemente ao sedimento ou são pouco solúveis na água, dificilmente serão encontrados em altas concentrações no corpo d'água. Porém, podem estar biodisponíveis no sedimento em concentrações baixas e por períodos prolongados, causando, assim, efeitos crônicos para os microrganismos presentes nesse compartimento aquático (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

3.2.2 – Água

Todas as formas de vida existentes dependem da água. Lagos e rios são as principais fontes de água potável, mesmo constituindo, em seu conjunto, menos de 0,01% do suprimento total de água na Terra (BAIRD, 2002).

O grau de pureza da água superficial é variável dependendo do uso: abastecimento, irrigação, utilização industrial, pesca, etc. Além da demanda de água para abastecimento e produção, os rios ainda são usados para diluir resíduos provenientes de esgotos, lixo doméstico, efluentes industriais, insumos químicos da agricultura. Muitas vezes são a rota final da maior parte do lixo (geralmente com grande concentração de metais pesados) que o homem produz, por isso perdeu a característica de recurso natural renovável em várias regiões densamente povoadas do Brasil. O ciclo da água também contribui para que muitos poluentes como organofosforados e metais pesados sejam arrastados para os corpos d'água através da chuva, como acontece, por exemplo, em fazendas agrícolas onde são utilizados agrotóxicos próximos aos rios.

Nesse contexto, o ecossistema aquático é destino de fontes pontuais (efluentes líquidos) e difusas de poluição (lixiviação dos terrenos agrícolas, sedimentos e águas subterrâneas contaminados, acidentes ambientais, águas pluviais). Na água, os poluentes podem estar dissolvidos, estando disponível para associação direta com os organismos aquáticos ou em associação com o material em suspensão (algas, zooplâncton, partículas de solos e vegetais). Neste caso, esse material em suspensão será depositado no sedimento, podendo ser ingerido por organismos filtradores e detritívoros. No caso dos metais pesados, as formas dissolvidas ou ligadas podem ser representadas por íons hidratados dos metais livres e por complexos dos metais ligados a compostos orgânicos ou inorgânicos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

A biodisponibilidade, toxicidade e mobilidade dos metais em águas naturais estão relacionadas à sua especiação química no sistema aquático. As substâncias húmicas presentes nestes sistemas, em alguns casos, podem representar 70-90% do carbono orgânico dissolvido. Essas substâncias são importantes agentes complexantes de íons metálicos, removendo de forma satisfatória alguns íons metálicos e eliminando a atividade biológica potencial dos metais (DUPRÉ et al., 1999).

No Brasil, a resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes

ambientais para o seu enquadramento, bem como, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Nessa resolução é possível encontrar os valores máximos permitidos de concentrações de alguns metais na água para a preservação da vida aquática e desse sistema, dependendo da classificação do corpo de água.

3.2.3 – Biota

Uma espécie pode não sobreviver em um ambiente onde os requisitos físicos e químicos sejam limitantes. Portanto, a sobrevivência dos organismos aquáticos está diretamente relacionada com a qualidade da água e dos sedimentos (CÉSAR, 2003).

A presença de uma população estável de uma determinada espécie, em um ambiente, indica que seus requisitos foram atendidos. Entretanto, a ausência da população não significa o inverso, pois uma espécie pode ser competitivamente excluída por outra. Entre as espécies há diferenças biológicas devido a fatores ecológicos e também ambientais, independente da poluição (MacFARLANE et al., 2000; MAIA et al., 2001).

Os efeitos dos poluentes para a biota são mais complexos devido à grande variedade de organismos. Esses efeitos são causados pela relação de cada poluente ou da mistura entre eles e de cada espécie. As consequências podem chegar a efeitos letais, dependendo da sensibilidade de cada indivíduo para cada poluente. Os efeitos adversos dos poluentes sobre os organismos podem ser quantificados por uma variedade de critérios como número de organismos mortos ou vivos, número de anomalias ou incidência de tumores e taxa de reprodução. Comprimento e massa corpórea, alterações fisiológicas, densidade e diversidade de espécies numa determinada comunidade biológica, dentre outros também são consequências dos efeitos dos poluentes (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

A presença de mais de um metal pesado e a mistura de diferentes metais ou contaminantes no ecossistema aquático podem ocasionar diferentes efeitos para a biota, como citado por Zagatto & Bertolotti (2006):

- sinérgicos – ocorrem quando um efeito combinado de dois contaminantes é muito maior do que a soma dos efeitos dos contaminantes individuais aplicados sozinhos;
- de potenciação – ocorrem quando um contaminante tem efeito tóxico somente quando é aplicado conjuntamente com outro contaminante.
- antagônicos – ocorrem quando os efeitos de dois contaminantes, aplicados juntos,

interferem um no outro ou um interfere com um outro contaminante que co-existe no meio, reduzindo o seu efeito;

- aditivos – ocorrem quando o efeito combinado de dois contaminantes é igual à soma dos efeitos dos contaminantes individuais aplicados sozinhos.

Os metais essenciais (micronutrientes), entre eles, Cu, Fe, Mn, Zn, são fundamentais para o crescimento e metabolismo dos organismos aquáticos e, na maioria das vezes, suas concentrações são reguladas pelo próprio organismo. No entanto, em concentrações elevadas no ecossistema aquático, devido a atividades antropogênicas, estes metais podem ser acumulados pelos organismos aquáticos, provocando alterações corpóreas fisiológicas, estruturais e químicas (NUGGEGODA; RAINBOW, 1995; WONG et al., 1995).

3.3 – Bioindicação e bioacumulação

Os sistemas biológicos possuem um estado de estabilidade de equilíbrio dinâmico, mas devido ao despejo de poluentes através de fenômenos naturais ou atividades humanas, ocorrem alterações dos fatores ambientais que levam a redução dessa estabilidade. Bioindicação é o uso de organismos de uma espécie para se obter informações sobre a qualidade do seu ambiente ou parte dele e para a verificação e avaliação dos efeitos da poluição ambiental. (MAIA et al., 2001; CÉSAR, 2003).

Organismos de uma espécie ou grupo de espécies que refletem níveis bióticos e abióticos de contaminação de um ambiente são chamados de bioindicadores. Esses organismos apresentam alterações que possibilitam gerar informações sobre a qualidade do seu ambiente. Podem acumular substâncias em concentrações maiores do que as consideradas normais ou essenciais para o seu metabolismo corpóreo, reduzir ou aumentar o número populacional de sua espécie (FINGERMAN et al., 1998; MacFARLANE et al., 2000; HODKINSON; JACKSON, 2005).

Pesquisas com bioindicadores são cada vez mais freqüentes para determinar a abundância, a biodisponibilidade de contaminantes e seus efeitos nocivos ao ambiente (TESSIER; TURNER, 1995; MAIA et al., 2001).

Os melhores bioindicadores devem ser organismos relativamente sedentários, possibilitando o estudo do ambiente em que vivem. Devem ser também facilmente coletados e identificados; sua população deve ser relativamente estável durante todo o ano, com ampla

distribuição geográfica e tolerância às diferentes concentrações de contaminantes encontradas no seu meio ambiente e devem apresentar uma correlação entre a concentração de contaminantes em um compartimento do ambiente e a concentração dos contaminantes em seus tecidos e, principalmente, refletir gradientes de poluição diferentes (TESSIER; TURNER, 1995; MARTOS; MAIA, 1997; RAMACHANDRAN et al., 1997; MacFARLANE et al., 2000; MORTIMER, 2000; MAIA et al., 2001; SCHUWERACK; LEWIS, 2003).

Em um ambiente aquático, os organismos tidos como bioindicadores são capazes de concentrar substâncias em várias ordens de grandeza, acima das concentrações encontradas na coluna d'água. São responsáveis por grande parte da dinâmica de poluentes neste ambiente (MORAES et al., 2001).

Esses organismos respondem ao estresse de ambientes poluídos, modificando-se quimicamente, podendo romper processos celulares, afetando assim, processos fisiológicos e mudando seu comportamento (LIGNOT et al., 2000; MAIA et al., 2001; MARTÍN-DÍAZ et al., 2005). Também podem sofrer variações morfológicas e demográficas (MacFARLANE et al., 2000).

Nos métodos da bioindicação, o comportamento do bioindicador ante a um agente estressante é utilizado na avaliação da qualidade de uma dada área e do impacto da contaminação dos poluentes nesse ambiente (MARTÍN-DÍAZ et al., 2000; MAIA et al., 2001; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Gesteira & Dauvin (2000) trabalhando com crustáceos e anfípodos, observaram que espécies sensíveis a hidrocarbonetos desapareceram rapidamente, demonstrando alto grau de mortalidade num ambiente poluído com esses contaminantes.

No caso de outros organismos, como, por exemplo, poliquetas, constatou-se que uma proliferação significativa só ocorre depois do aumento de matéria orgânica no ambiente. O fato é que, em algumas situações, utilizando-se somente de bioindicadores é possível saber se um determinado poluente ou mistura de poluentes realmente provoca um efeito nocivo ao ambiente (MAIA et al., 2001).

Os bioindicadores podem ser divididos em:

- indicadores ecológicos (apontadores) - indicam o impacto da poluição mediante mudanças no tamanho de sua população ou da sua existência ou desaparecimento sob certas condições ambientais;
- organismos testes - indicadores altamente padronizados e utilizados em testes de toxicidade (bioensaios) em laboratório toxicológico e ecotoxicológico;

- biomonitores (organismos monitores) - demonstram qualitativa e quantitativamente o impacto da poluição ambiental sobre organismos vivos, usados em monitoramento da qualidade do ar e da água.

O processo de assimilação e a retenção de um contaminante por um organismo (bioindicador), que acarreta na elevação da concentração do mesmo, é chamado de bioacumulação. Neste caso podem ocorrer três processos segundo Azevedo & Chasin (2003):

1. bioacumulação: processo em que substâncias químicas provenientes do ambiente são assimiladas e retidas pelos organismos, incluindo absorção a partir de todas as vias de exposição e compartimentos;
2. bioconcentração ou bioacumulação direta: acumulação de compostos químicos exclusivamente a partir da fase aquosa;
3. biomagnificação ou bioacumulação indireta: processo através do qual os contaminantes são transferidos de um nível trófico a outro, exibindo concentrações crescentes à medida que passam para os níveis mais elevados da cadeia trófica.

No entanto, nem todo impacto ambiental com poluentes resulta em bioacumulação, pois os organismos podem possuir mecanismos de destoxificação (CHAPMAN, 1997; KÁDÁR et al., 2001).

O grau de bioacumulação é avaliado diferentemente, dependendo do tipo de organismo e do composto estudado. Após a absorção do contaminante, os processos de distribuição interna, biotransformação e eliminação, bem como sua partição química no meio, determinam o grau de bioacumulação no organismo (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

A bioacumulação de poluentes depende do padrão fisiológico de acumulação de cada espécie para cada poluente, da concentração do poluente e sua forma química no meio ambiente (água e sedimento), de fatores ambientais como a concentração de oxigênio na água, da estação em que o animal foi coletado, do metabolismo, da dieta alimentar, do tecido analisado, do tamanho e do sexo do organismo (MARTOS; MAIA, 1997; SASTRE, 1999; HARRIS; SANTOS, 2000; MORAES et al., 2001; TUROCZY et al., 2001; BJERREGAARD; DEPLEGE, 2002; AZEVEDO; CHASIN, 2003; MARSDEN; RAINBOW, 2004; IP et al., 2005; MARTIN-DIAZ et al., 2005; MENG-HSIEN et al., 2005).

Zagatto & Bertolotti (2006) acrescentam, ainda, que o processo de bioacumulação depende de fatores relativos à solubilidade e estabilidade do contaminante; do pH e do tamanho das partículas do sedimento; da salinidade e carbono orgânico dissolvido na água; da dieta e da taxa metabólica da biota.

Entre as conseqüências da bioacumulação de contaminantes encontram-se: mortalidade instantânea de alguns organismos mais susceptíveis, variações morfológicas e demográficas, possíveis alterações fisiológicas como prejuízos na reprodução, no crescimento, no sistema imune, no consumo de oxigênio, na permeabilidade da água e na osmorregulação (MARTOS; MAIA, 1997; RAINBOW, 1997; SANDERS et al., 1998; ABDENNOUR et al., 2000; HARRIS; SANTOS, 2000; LIGNOT et al., 2000; MacFARLANE et al., 2000; MAIA et al., 2001; TUROCZY et al., 2001; ALVES-COSTA; DA COSTA, 2004; MARSDEN; RAINBOW, 2004; THAWLEY et al., 2004; MARTÍN-DÍAZ et al., 2005).

A substância tóxica entra na célula de um organismo através da água e do alimento. Dentro da célula, essa substância pode: se associar com proteínas, como metalotioneínas, com função de destoxificação; ser transportada para a mitocôndria; acumulada pelos lisossomos; transferida para o retículo endoplasmático ou passar através da membrana celular para o sangue (hemolinfa), sendo assim, transportada para todo o corpo do animal (RAINBOW, 1997; AHEARN et al., 2004; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

O equilíbrio entre a absorção dos poluentes, a sua biotransformação e a excreção, dependendo do poluente, resulta no acúmulo desses nos organismos (AZEVEDO; CHASIN, 2003; MARSDEN; RAINBOW, 2004).

De acordo com Azevedo & Chasin (2003), a velocidade de excreção depende: do tamanho do organismo, do teor lipídico (organismos com elevado teor lipídico tendem a acumular mais substâncias lipossolúveis) e do metabolismo (inclusive celular e molecular) do bioindicador.

3.3.1 – Bioacumulação de metais e biomonitoramento

Sem gerenciamento adequado, a água de superfície, a subterrânea e o solo da região podem tornar-se poluídos, com impacto negativo sobre a biota, provocando mortalidade instantânea de alguns organismos mais susceptíveis, além da bioacumulação de metais pesados na cadeia alimentar (ALVES-COSTA; DA COSTA, 2004; IP et al., 2005). Consequentemente, podem ocorrer possíveis alterações fisiológicas com prejuízos na reprodução, no crescimento, no sistema imune, no consumo de oxigênio, na permeabilidade da água e na osmorregulação de diversos organismos (ABDENNOUR et al., 2000;

MacFARLANE et al., 2000; ALVES-COSTA; DA COSTA, 2004; THAWLEY et al., 2004).

O processo de bioacumulação de metais pelos organismos pode ocorrer de várias maneiras, como absorção pela pele, respiração e alimentação. Esses metais podem estar presentes em todos os compartimentos do sistema aquático (água, sedimento ou em outros organismos) (RAINBOW, 1997; HARRIS; SANTOS, 2000).

A bioacumulação de metais nos organismos prediz a presença desses elementos biodisponíveis no ambiente, podendo refletir o status de poluição, mesmo em concentrações inferiores ao limite de detecção analítico (CHAPMAN, 1997; ABDENNOUR et al., 2000; KÁDÁR et al., 2001; AZEVEDO; CHASIN, 2003; MARSDEN; RAINBOW, 2004; MENG-HSIEN et al., 2005; SILVA et al., 2006). Por exemplo, invertebrados aquáticos podem absorver e acumular metais atingindo concentrações mais elevadas em unidade de peso do que as concentrações desses metais nas águas do seu entorno (habitat).

A acumulação de metais nos organismos aquáticos depende do padrão fisiológico de acumulação de cada espécie para cada metal (HARRIS; SANTOS, 2000; MARSDEN; RAINBOW, 2004), da concentração do metal no meio ambiente (água e sedimento), do tamanho e do sexo do animal (IP et al., 2005; MENG-HSIEN et al., 2005). Não necessariamente ocorre uma biomagnificação se o bioindicador for capaz de acumular metais sequencialmente ao longo da cadeia alimentar (BAIRD, 2002; MARSDEN; RAINBOW, 2004).

Alterações nas variáveis físico-químicas (pH, salinidade, temperatura) do meio podem influenciar a biodisponibilidade dos metais, modificando sua disponibilidade para absorção, o que deve ser considerado nos programas de biomonitoramento. Os metais apresentam um aumento de sua disponibilidade com a diminuição da salinidade, associado ao efeito desta salinidade na fisiologia dos organismos aquáticos (RAINBOW; BLACK, 2002).

Os íons metálicos têm alta afinidade por moléculas contendo átomos de nitrogênio e enxofre, ligando-se com relativa facilidade à proteínas e macromoléculas celulares, e podem, também, ligar-se a átomos de carbono, originando os chamados organometálicos. A toxicidade dos íons metálicos deve-se, principalmente, à sua capacidade de interferir em reações enzimáticas (bloqueando, deslocando o íon essencial ou modificando a conformação ativa da biomolécula como proteínas, incluindo enzimas) e também à sua baixa mobilidade, em virtude das pequenas dimensões e das cargas duplas e triplas. Essa fraca mobilidade faz com que se acumulem, modificando profundamente o metabolismo do organismo. Os compostos organometálicos neutros tendem a ser lipossolúveis, o que facilita seu movimento

através das membranas biológicas, permanecendo inalterados durante sua passagem, permitindo, assim, sua distribuição nesses sistemas (RAINBOW; BLACK, 2005).

Após a absorção através de difusão facilitada, o excesso de metal é excretado ou acumulado, nesse último caso o metal pode ser ligado a proteínas como metalotioneína (AZEVEDO; CHASIN, 2003; MARSDEN; RAINBOW, 2004).

Quando há acumulação de metais por um organismo e este se enquadra dentro das características de um bioindicador, ele pode ser utilizado como um biomonitor da poluição ambiental por metais. Pode-se utilizar essa espécie biomonitora para medidas periódicas das concentrações bioacumuladas de metais, havendo, portanto, um monitoramento da poluição na região estudada (SILVA et al., 2001).

As concentrações de metais presentes no organismo biomonitor é uma integração das concentrações de metais biodisponíveis em seu habitat. Essa fração biodisponível é somente a porção que realmente é ecologicamente relevante, sendo assim, os biomonitores podem refletir melhor o status de poluição do ambiente aquático do que as concentrações de metais determinadas na água e/ou no sedimento (SILVA et al., 2001). Portanto, biomonitoramentos oferecem uma alternativa, além dos métodos físico/químicos, para a identificação de áreas de risco de poluição por diversos contaminantes (THAWLEY et al., 2004).

Nesse sentido, os programas de biomonitoramento oferecem também informações para um levantamento geográfico e temporal da distribuição de metais biodisponíveis no ambiente, e conseqüentemente, diretamente tóxicos para a biota (SILVA et al., 2003). O uso de somente uma espécie como biomonitor de metais geram informações sobre os metais biodisponíveis especificamente para aquela espécie, sendo necessário uma atenção maior ou o uso de mais de uma espécie biomonitora antes de extrair conclusões a respeito dos metais biodisponíveis em uma determinada região (SILVA et al., 2006).

3.3.2 – Bioacumulação de metais por caranguejos

Crustáceos da ordem Decapoda têm sido avaliados e propostos como biomonitores de poluição por metais pesados em sistemas aquáticos (marinhos e fluviais) por ocuparem uma posição chave na cadeia alimentar. Os decápodos fazem uma integração com sedimentos e água de ambientes poluídos. Acumulam poluentes de várias maneiras por serem micrófagos (consumidores de depósitos sedimentares e matéria orgânica) e macrófagos (consumidores de

matéria animal e plantas) (MacFARLANE et al., 2000). Estas características dos crustáceos favorecem sua utilização como bioindicadores (MAIA et al., 2001; FINGERMAN et al., 2005).

Nos crustáceos, os metais pesados entram através das brânquias, pois a maioria de sua superfície é impermeável (MARSDEN; RAINBOW, 2004) ou através da parede intestinal com a ingestão de metais associados aos alimentos (AHEARN et al., 2004). Recentemente, tem sido verificado que a bioacumulação de metais por alguns invertebrados, como os crustáceos, é maior através da absorção desses contaminantes associados aos alimentos. As concentrações de metais acumuladas por esses organismos possuem grandes variações dependendo de cada metal e de cada espécie (RAINBOW, 2007).

Durante o processo de crescimento do animal (ecdise) há alta permeabilidade dos metais pesados, devido à formação da nova cutícula, havendo necessidade de íons como cálcio para recalcificação, por exemplo (TESSIER; TURNER, 1995; RAINBOW, 1997). Os metais presentes no exoesqueleto não participam da fisiologia interna desses animais (RAINBOW, 2007).

O cobre, por exemplo, está presente na hemocianina (pigmento respiratório) da maioria dos crustáceos como principal carreador de oxigênio e é também um componente de, pelo menos, 12 proteínas nesses animais (TESSIER; TURNER, 1995; LÓPEZ GRECO, 2002). No período de muda dos crustáceos decápodos, a hemocianina é catabolizada e o Cu é armazenado temporariamente no hepatopâncreas. Sínteses subseqüentes de novas hemocianinas envolvem uma reciclagem do metal armazenado, resultando em uma significativa alteração na concentração desse metal neste tecido (TESSIER; TURNER, 1995). Portanto, nos crustáceos, o Cu pode ser acumulado em maiores concentrações na hemolinfa e no hepatopâncreas (LÓPEZ GRECO, 2001; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Os metais essenciais (micronutrientes) são fundamentais para o crescimento e metabolismo dos organismos aquáticos, inclusive dos caranguejos, e na maioria das vezes suas concentrações são reguladas pelos organismos (NUGGEGODA; RAINBOW, 1995; WONG et al., 1995; ONG CHE; CHEUNG, 1998; MORAES et al., 2001). Alguns são constituintes de proteínas em decápodos, presentes, portanto, em quase todas as células desses organismos, como o Cu (LÓPEZ GRECO, 2002), o Fe (AZEVEDO; CHASIN, 2003) e o Zn (THAWLEY et al., 2004).

Em crustáceos, o acúmulo de metais pesados afeta sua ecologia devido à necessidade de maior energia gasta com a excreção e desintoxicação desses metais. Dependendo do nível

de concentração dos metais no ambiente pode haver uma diminuição de crescimento, de reprodução (MARSDEN; RAINBOW, 2004) e da população de uma espécie (GESTEIRA; DAUVIN, 2000). Por exemplo, Wong et al. (1995) concluíram que o desenvolvimento larval de *Metapenaeus ensis* (Decapoda) é retardado na presença de Cu, resultando em um menor crescimento e desenvolvimento desse animal.

Muitos caranguejos marinhos foram analisados quanto aos níveis de contaminação por metais pesados e foram indicados como organismos biomonitores (PETRUCCI et al., 1995; JOP et al., 1997; RAMACHANDRAN et al., 1997; SZEFER et al., 1997; BU-OLAYAN; SUBRAHMANYAM, 1998; LEE; OSHIMA, 1998; ONG CHE; CHEUNG, 1998; HARRIS; SANTOS, 2000; MacFARLANE et al., 2000; MORTIMER, 2000; AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM, 2001; McPHERSON; BROWN, 2001; REINECKE et al., 2003; ALVES-COSTA; DA COSTA, 2004; IP et al., 2005; MENG-HSIEN et al., 2005; ÇELIK et al., 2006; PENG et al., 2006). Além da habilidade de acumular metais, os caranguejos são pertencentes a um grupo aquático abundante em termos de número e biomassa e relativamente imóveis, quando comparados a outros organismos como peixes (RAMACHANDRAN et al., 1997; MORTIMER, 2000).

Segundo Harris & Santos (2000), para caranguejos marinhos em geral, o cobre diminui a habilidade de regular eletrólitos da hemolinfa; o cádmio eleva a taxa de íons na hemolinfa; e o cobre e o zinco juntos interferem na função respiratória das brânquias, minimizando a eficiência nas trocas gasosas e danificando a estrutura das brânquias.

De acordo com MacFarlane et al. (2000), as mudanças na concentração de chumbo no ambiente para *Heloecius cordiformis* é refletida na concentração desse metal no caranguejo. O acúmulo do metal é menor no hepatopâncreas do animal do que nos sedimentos, além da diferença na concentração entre os sexos e também entre diferentes tamanhos, sendo que, machos pequenos acumularam chumbo em maior quantidade do que em animais maiores.

3.3.2.1 – Caranguejos fluviais

Estudos ecotoxicológicos sobre biacumulação de metais em caranguejos fluviais são relevantes. Esses organismos são elementos importantes da biota aquática de riachos, rios, lagos e açudes, tanto pelo aspecto ecológico (são presas de muitos outros organismos incluindo várias espécies de peixes), quanto pelo econômico (em algumas regiões são fonte

de alimento para as populações humanas, além de isca para a atividade pesqueira) (REINECKE et al., 2003; GOMIDES et al., 2006; COSTA NETO, 2007). Além disso, algumas espécies, como *Potamonautes perlatus*, possuem um papel importante na reciclagem da matéria orgânica (SNYMAN et al., 2002).

A bioacumulação de metais pesados por caranguejos de água doce ainda é pouco estudada em relação aos demais artrópodos e mesmo em relação aos caranguejos marinhos (GOODYEAR; MCNEILL, 1999). Várias espécies desses macroinvertebrados possuem um grande potencial como biomonitores devido a sua diversidade, sua baixa mobilidade em relação a outros organismos como peixes, sua ampla distribuição geográfica com população relativamente estável durante todo o ano e sua tolerância às diferentes concentrações de metais no meio ambiente. Devido a essas características, duas espécies foram bem estudadas como biomonitores de metais, relatados por alguns pesquisadores (Tabela 1).

Tabela 1. Pesquisas avaliando as espécies de caranguejos de água doce *Potamonautes warreni* e *Potamonautes warreni* como biomonitores de metais.

Espécies	Metais	Variáveis examinadas	Principais conclusões	Referência
<i>P. warreni</i>	Cu	Tecido, tamanho, local, sazonalidade	– Provavelmente esse animal regula a concentração de Cu em seus tecidos e, portanto, não é um bom biomonitor desse metal.	Steenkamp et al., 1994 - a
<i>P. warreni</i>	Mn	Tecido, tamanho, local, sazonalidade, sexo	– Concentrações de Mn nos tecidos desses organismos refletem a variação de contaminação de Mn no sistema aquático estudado.	Steenkamp et al., 1994 - b
<i>P. warreni</i>	Fe, Mn	Tamanho, local, sazonalidade, sexo	– Pode ser utilizado como biomonitor, pois oferecem informações sobre os diferentes níveis de contaminação desses metais em diferentes localidades.	Sanders et al., 1998
<i>P. warreni</i>	Cd, Zn	Tamanho, local, sexo, sazonalidade	– Pode ser utilizado como biomonitor de Zn. – Não se pode determinar se essa espécie é biomonitora de Cd.	Sanders et al., 1999
<i>P. warreni</i>	Cd, Cu, Zn	Tecido	– Aumento nas concentrações de Cd nas brânquias e no sistema digestivo desse animal, refletindo o potencial biomonitor dessa espécie.	Schuwerack et al., 2001
<i>P. perlatus</i>	Cu	Tecido, tamanho, local, sazonalidade	– Concentração corporal de Cu não reflete o nível do metal na água e no sedimento. – Utilizado para avaliar a biodisponibilidade do Cu.	Snyman et al., 2002
<i>P. perlatus</i>	Cd, Pb	Tecido, tamanho, local, sazonalidade.	– Concentrações corpóreas não refletem os níveis dos metais no ambiente. – Utilizado para avaliar a biodisponibilidade de Cd e Pb.	Reinecke et al., 2003
<i>P. warreni</i>	Cd, Zn	Tecido, local, tamanho	– Concentrações de metais na água e no sedimento não refletiram a acumulação desses metais nos tecidos desses caranguejos.	Thawley et al., 2004

3.3.2.1.1 - *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828)

T. fluviatilis (Figura 1) são caranguejos de água doce, com a seguinte classificação taxonômica, segundo Melo (1996):

REINO:	ANIMALIA
FILO:	ARTHROPODA
SUBFILO:	CRUSTACEA
CLASSE:	MALACOSTRACA
SUPERORDEM:	PLEOCYEMATA
ORDEM:	DECAPODA
INFRAORDEM:	BRACHYURA
FAMÍLIA:	TRICHODACTYLIDAE
GÊNERO:	<u><i>Trichodactylus</i></u>
ESPÉCIE:	<u><i>T. fluviatilis</i></u>



Figura 1 – *Trichodactylus fluviatilis* coletado durante as coletas

A família Trichodactylidae é constituída por caranguejos de pequeno a médio porte, representados por menos de 50 espécies com distribuição na América do Sul e Central, ocorrendo desde o sul do México até a Argentina, sempre em rios da drenagem Atlântica (COSTA NETO, 2007). *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) tem distribuição em rios costeiros ao longo da faixa litorânea do Brasil, desde Pernambuco ao nordeste do Rio Grande do Sul (COSTA NETO, 2007). A maioria dos trichodactilídeos brasileiros habita rios de

planícies em altitudes inferiores a trezentos metros, mas *T. fluviatilis* foi também localizado em altitude de 760 a 960 metros, ampliando assim a faixa de distribuição desse crustáceo, em diferentes níveis de altitude (GOMIDES et al., 2006).

Estes crustáceos conseguem facilmente superar obstáculos, como quedas d'águas grandes (VILELLA et al., 2004), isto provavelmente favorece a sua dispersão nos ambientes e a ocupação de novas áreas. São caracterizados por apresentarem carapaça rígida envolvendo o cefalotórax e cinco pares de pernas, dos quais pelo menos o primeiro termina em quelícera (GOMIDES et al., 2006). A biologia e a ecologia desses crustáceos são pouco conhecidas (GOMIDES et al., 2006; COSTA NETO, 2007).

Os caranguejos dulcícolas possuem hábitos crípticos e noturnos, permanecendo durante o dia escondidos em tocas, fendas e buracos de rochas e troncos submersos, na serrapilheira subaquática ou entre as raízes e folhas da vegetação ribeirinha. (GOMIDES et al., 2006; COSTA NETO, 2007). Desempenham papel importante na cadeia trófica, atuando em diversos níveis como herbívoros, predadores de vertebrados e invertebrados, bem como necrófagos, alimentando-se de animais mortos, o que os tornam importantes inclusive para medicina legal. São processadores eficientes de matéria orgânica ao atuarem como herbívoros, o que contribui na reciclagem de nutrientes e no fluxo de energia nos sistemas aquáticos (GOMIDES et al., 2006; COSTA NETO, 2007).

Na qualidade de presa, esses caranguejos fazem parte da dieta de insetos, peixes, aves, répteis e mamíferos aquáticos (COSTA NETO, 2007).

De acordo com Costa Neto (2007), diversas espécies de caranguejos de água doce são mais ativas durante os períodos de chuva devido à expansão das áreas úmidas ou alagadas, além do que esse é o período em que estão concentradas as atividades de alimentação e reprodução desses crustáceos. A reprodução de *T. fluviatilis* é sazonal, ocorrendo principalmente no início da estação chuvosa. Nos períodos de seca, estes animais tendem a permanecer inativos e entocados.

Com relação ao comportamento reprodutivo, esses caranguejos produzem poucos ovos com grandes dimensões e apresentam desenvolvimento pós-embrionário direto. As fases larvais completam-se ainda dentro do ovo. Na eclosão são liberados indivíduos jovens e com características semelhantes ao adulto (MAGALHÃES, 2003; GOMIDES et al., 2006; COSTA NETO, 2007). Os jovens são protegidos e carregados pelas fêmeas sob o abdome, caracterizando cuidado parental (LIU; LI, 2000).

Os crustáceos da infraordem Brachyura participam significativamente da vida sócio-econômica de diferentes grupos humanos, principalmente como recursos comercializáveis e alimentícios (COIMBRA JÚNIOR, 1985). Além de serem usados como alimento para as populações humanas que habitam próximas aos locais de ocorrência. Esses caranguejos também são úteis na medicina popular, recomendados para o tratamento de asma (COSTA NETO, 2007).

3.4 – Local de estudo

A bacia do Rio Corumbataí está localizada na primeira zona hidrográfica do Estado de São Paulo, abrangendo a parte superior do Rio Tietê, desde suas cabeceiras até a Barragem de Barra Bonita, num percurso de 592 km, compreendendo cerca de 70% do Estado de São Paulo, em uma área muito populosa (CONCEIÇÃO; BONOTTO, 2004). Esta zona hidrográfica drena 32.710 km², compreendendo dez bacias hidrográficas e a bacia hidrográfica do Rio Piracicaba que integra o sistema Tietê-Paraná composto das bacias do Rio Jaguari (4.339 km²), do Rio Corumbataí (1.710 km²) e do Rio Atibaia (1.030 km²).

As coletas foram realizadas na média Bacia do Rio Corumbataí, nas sub-bacias do Ribeirão Claro e dos rios Cabeça e Passa-Cinco.

A sub-bacia do Ribeirão Claro apresenta relevo levemente ondulado, com vertentes suaves, sendo comum a presença de depressões que dão origem a lagoas, que seriam prolongamentos de cabeceiras de afluentes do Ribeirão Claro e do Rio Corumbataí. O padrão de drenagem é de 1,5 Km/Km². O Ribeirão Claro nasce no município de Corumbataí, com orientação NW-SE e corta o setor leste da área urbana de Rio Claro no sentido NE-SW, desaguando no Rio Corumbataí na Usina da antiga CESP, poucos quilômetros de Rio Claro. A sub-bacia do Rio Cabeça corresponde a uma transição entre a Depressão Periférica Paulista e a Província das Cuestas Basálticas. Inclui áreas descontínuas de corpos intrusivos sob a forma de diques e sills de diabásio. A densidade de drenagem é de 1,4 Km/Km², considerada média no contexto da Bacia do Corumbataí. O Rio Cabeça apresenta cachoeiras, quedas e corredeiras em vários trechos.

A sub-bacia do Rio Passa-Cinco, com altitudes entre 505 e 1068 m e uma área de 303 Km² também corresponde a uma transição entre a Depressão Periférica Paulista e a Província das Cuestas Arenito-Basálticas. Esta sub-bacia drena partes dos municípios de Ipeúna,

Itirapina e Rio Claro. O relevo é diversificado, erodido e com colinas baixas e a densidade de drenagem é de aproximadamente 2,0 Km/Km². O Rio Passa Cinco nasce nas proximidades de Itaqueri da Serra, um distrito de Itirapina

O Rio Passa Cinco (margem oeste) e o Ribeirão Claro (margem leste) são afluentes do Rio Corumbataí e o Rio Cabeça é o principal afluente do Rio Passa Cinco.

A vegetação ciliar da média bacia pode ser definida como sendo característica de margens ou áreas adjacentes a corpos d'água, sejam rios, lagos, represas, córregos ou várzeas que apresentam em sua composição espécies típicas, resistentes ou tolerantes a encharcamento ou excesso de água no solo. Dentre as inúmeras funções atribuídas a essa formação estão a possibilidade de habitat, refúgio e alimento para a fauna, atuando como corredores ecológicos; contribuindo para a manutenção do micro clima, da qualidade da água e da contenção dos processos erosivos. Ainda que a vegetação ciliar diminua o impacto de fontes de poluição através de processos de filtragem de sedimentos e minimize os processos de assoreamento, os corpos d'água estão sujeitos ao escoamento de defensivos agrícolas e fertilizantes (UNIVERSIDADE..., 2007).

Das muitas atividades econômicas nessa região, as duas principais são a mineração e a agricultura, que alimentam o ciclo econômico da região (CONCEIÇÃO; BONOTTO, 2004). Sobre o impacto ambiental dessas duas atividades, dois aspectos devem ser considerados: a densidade e a extensão. As atividades mineradoras alteram significativamente não só a área explorada como também a circunvizinhança, porém, é uma atividade geograficamente restrita. Caso não sejam adotadas medidas adequadas de controle de poluição as lavras de céu aberto causam riscos de poluição das águas. A agricultura causa um impacto menor ao meio ambiente, porém, geograficamente muito extenso.

Após a ação antrópica que modificou quase toda a vegetação natural da região, a monocultura de cana-de-açúcar e subordinadamente a pecuária, definem a paisagem da região. O levantamento feito pelo Centro de Análise e Planejamento Ambiental – CEAPLA (UNIVERSIDADE..., 2007) mostra o uso diversificado do solo nos municípios da bacia do Rio Corumbataí, onde se pode incluir a cana-de-açúcar (55%), pastagem (28%), silvicultura (5%), mata (3%), fruticultura (2%), cerrado (1%), áreas urbanas (4%) e outras (2%).

A falta de tratamento de esgoto doméstico, principalmente na cidade de Rio Claro, a exploração mineral de calcário e a intensa atividade agrícola (através da cana-de-açúcar) no trecho de estudo (Rio Claro e Piracicaba) pioraram a qualidade da água e intensificam o processo de eutrofização na bacia (UNIVERSIDADE..., 2007).

4 – MATERIAL E MÉTODO

4.1 – Sítios de coleta

As coletas foram realizadas em um ponto no Ribeirão Claro (S 22° 41' 35"; WO 47° 32' 26", altitude de 540 m) o qual denominamos de sítio 1. Outros dois pontos, um no Rio Cabeça (S 22° 24' 34"; WO 47° 39' 27", altitude 538 m) e outro no Rio Passa Cinco (S 22° 25' 07"; WO 47° 42' 48", altitude 515 m), denominamos de sítio 2 (Figura 2). Esses dois sítios foram definidos em função das atividades antropogênicas e formas de poluição do sistema aquático.

O sítio 1 situado no Ribeirão Claro encontra-se em uma área de proteção ambiental (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade), próximo à Estação de Tratamento de Água de Rio Claro (ETA 1). A fonte de poluição deste local é a descarga de esgoto doméstico do município de Rio Claro (FERREIRA; PETRERE, 2007).

O sítio 2, compreende dois locais de coleta, um no rio Passa Cinco e outro no Cabeça, dois pontos de coletas localizados em uma área com influências antropogênicas semelhantes como atividade agrícola, principalmente com cultivo de cana de açúcar, e criação de gado (FERREIRA; PETRERE, 2007).

Na região de estudo, o regime de distribuição anual de chuvas é tropical com duas estações bem definidas: de abril a setembro ocorre o período seco com índices pluviométricos médios de 30 a 90 mm por mês e, de outubro a março ocorre o período úmido com índices pluviométricos médios de 120 a 260 mm por mês (UNIVERSIDADE...,2007).

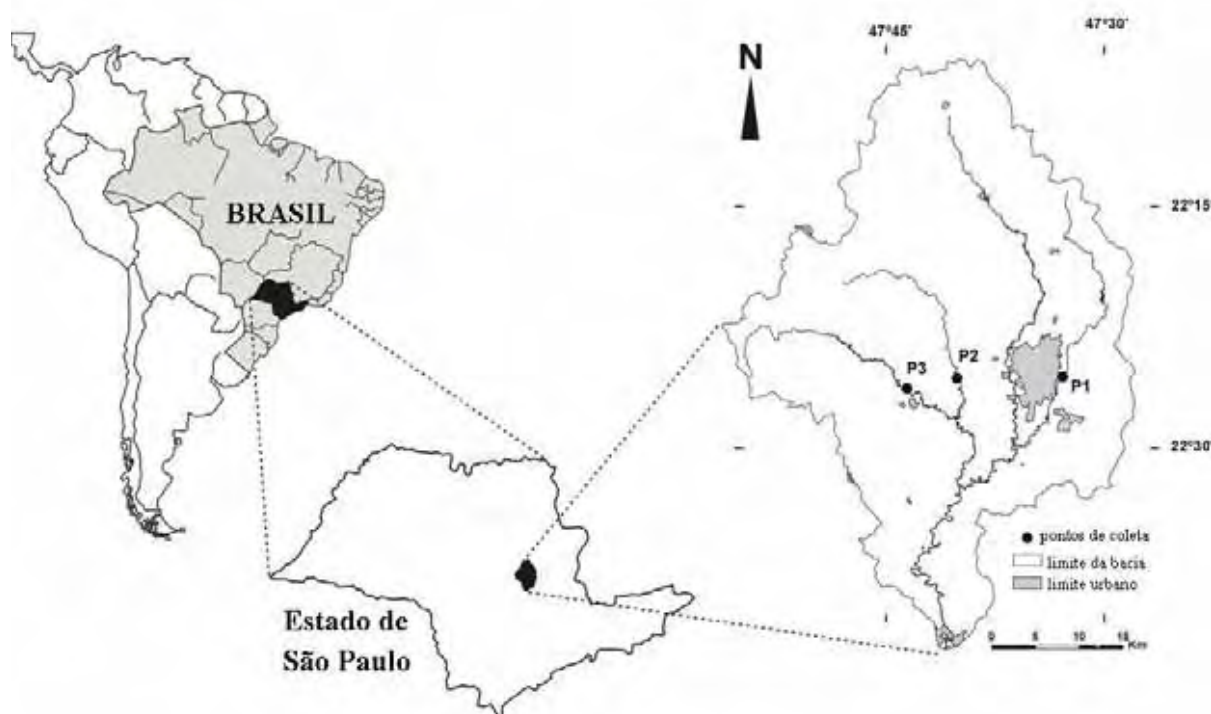


Figura 2 – Sítios de coleta na Bacia do Rio Corumbataí: Ribeirão Claro (P1), Rio Cabeça (P2), Rio Passa Cinco (P3).

4.2 – Coletas e amostragem

Caranguejos de água doce da espécie *Trichodactylus fluviatilis* foram coletados dentro dos corpos d'água, às margens dos rios, próximos a vegetação ciliar utilizando-se armadilhas do tipo covo com atrativos alimentares (ração de gato e/ou coração de boi em pedaços) e algumas pedras para que a armadilha afundasse nas margens dos rios (Figura 3).

Nos covos foram amarradas cordas de nylon para que pudessem ser presos na vegetação mais próxima do local de coleta. As armadilhas foram colocadas durante o entardecer e retiradas na manhã do dia seguinte. Se necessário, caso não se coletasse caranguejos, as armadilhas eram recolocadas com novos atrativos alimentares no mesmo local e deixadas por mais 24 horas ou até a coleta dos animais.



Figura 3 – armadilha do tipo covo com atrativos alimentares e pedras

No período chuvoso, foram coletados 16 exemplares de *Trichodactylus fluviatilis* no sítio 1 – (5 machos e 11 fêmeas) e 12 exemplares no sítio 2 (5 machos e 7 fêmeas).

No período seco, entre maio a agosto de 2006 foram coletados 7 exemplares de *T. fluviatilis* no sítio 1 (4 machos e 3 fêmeas) e 9 exemplares no sítio 2 (4 machos e 5 fêmeas).

Os animais foram transportados vivos para o Laboratório de Carcinologia do Centro de Estudos Ambientais da Unesp (CEA), lavados com água ultrapura e, em seguida, congelados até o processo de análise. Todos exemplares foram mensurados quanto ao comprimento da carapaça cefalotorácica.

A temperatura da água foi medida no próprio local de coleta usando um termômetro digital e os demais parâmetros como pH (mensurados em um pHmetro portátil da marca Digimed), condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos (determinados em um condutivímetro portátil modelo CO 150 da marca Hach) foram determinados no laboratório, a partir de amostras de água trazidas dos próprios locais de coletas.

Amostras de sedimento foram também coletadas manualmente numa profundidade de até 10 cm da superfície e conservadas em geladeira para posterior análise.

Os animais foram necropsiados com materiais inoxidáveis (pinças, estiletes, espátulas).

Brânquias, hepatopâncreas e músculos de cada espécime foram removidos, pesados e mantidos em tubos Eppendorf (2mL) à -10 °C até as análises.

4.3 – Metodologia de análises

Foram tomadas medidas preventivas para evitar contaminação com metais durante todas as etapas das análises das amostras. Todos os materiais (vidros e plásticos) usados durante as coletas, a preparação e o processo de análises foram descontaminados com ácido clorídrico 20 %, durante oito horas, seguido de lavagens consecutivas com água ultrapura (18,2 MΩ cm) produzida em um sistema Milli-Q (Millipore, USA).

Empregam-se como material de referência (Standard Reference Materials – SMR) tecido de peixe (SRM MA-A-2/TM, International Atomic Energy Agency) e copepoda (SRM MA-A-1/ TM, International Atomic Energy Agency) para verificar a exatidão analítica da metodologia utilizada. Não havendo valores certificados para a concentração de Al nos materiais de referência, a exatidão da metodologia utilizada foi avaliada mediante testes de recuperação, adicionando aos materiais 6250 ng do metal antes da etapa de digestão. As determinações das concentrações dos metais Cd, Al, Ni, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn nas amostras de águas, materiais biológicos (*Trichodactylus fluviatilis*) e sedimentos foram realizadas utilizando um espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (GBC modelo Integra XL, Austrália).

4.3.1 – Amostras de sedimentos

As amostras de sedimentos foram distribuídas em placa de petri e colocadas em estufa com circulação de ar à 60° C por 24 horas.

Após secagem, as amostras foram pulverizadas em almofariz de porcelana. Em seguida, passadas em peneira de 0,250 mm de malha e, posteriormente, transferidos 2,55 g das amostras peneiradas para erlenmeyers tampados com membrana Parafilm (laboratory film), submetendo-as a uma lixiviação em ácido clorídrico (50 mL de HCl 0,1 molL⁻¹) com agitação constante de 150 rpm por 2 horas. Decorrido esse período, as amostras foram filtradas em papel de filtro de filtração lenta (Filter papers – Whatman, qualitativo 5, diâmetro de 125 mm) e armazenadas em frascos de polietileno até determinação dos metais.

Esse processo foi sempre acompanhado de provas em branco para avaliar possíveis contaminações decorrentes dos reagentes utilizados.

Esta metodologia utilizando extração com HCl 0,1 M, além da simplicidade do procedimento químico, evita as incertezas da eficiência das etapas da extração seletiva, sendo determinadas frações de metais potencialmente biodisponíveis (fracamente ligadas).

4.3.2 – Amostras de água

As amostras de água foram filtradas em um sistema de vácuo usando filtro GF 52C (com diâmetro de 47 e 0,5 mm de espessura). Posteriormente, 100 mL dessas amostras filtradas foram acidificadas com 2 mL de ácido nítrico concentrado (65 %, m/V) e guardadas em frascos de polietileno em local adequado até as análises no espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente para determinação dos metais.

4.3.3 – *Trichodactylus fluviatilis*

Determinou-se as concentrações de vários metais (Cd, Al, Ni, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) nas brânquias, nos hepatopâncreas e nos músculos dos caranguejos coletados no período chuvoso e seco nos dois locais de coleta.

Os tecidos de cada animal foram transferidos dos tubos Eppendorf (2mL), onde estavam armazenados, para tubos de digestão e acrescentaram-se 2,5 mL de ácido nítrico concentrado (*pro analisi*, Merck, Germany), deixando o material à temperatura ambiente durante uma noite.

Decorrido esse período, os tubos foram colocados num bloco digestor, onde foram, primeiramente, aquecidos à 100 °C por meia hora e, posteriormente, aquecidos à 160 °C por quarenta minutos, até obter um digerido sem fragmentos suspensos. Os tubos, então, foram resfriados à temperatura ambiente. Em seguida, adicionou-se 0,2 mL de ácido perclórico concentrado. Os tubos foram recolocados no bloco digestor e aquecidos à 180°C durante 15 minutos e, finalmente, aquecidos à 210°C até se obter uma solução incolor.

Após resfriamento, os extratos foram transferidos quantitativamente para frascos graduados e diluídos a 20 mL com água ultrapura (18,2 MΩ cm) produzida no sistema Milli-Q e armazenados até a determinação dos metais por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente.

O processo de digestão do material foi sempre acompanhado de provas em branco para avaliar possíveis contaminações decorrentes dos reagentes utilizados.

4.4 – Análises estatísticas

Utilizou-se análise de variância (ANOVA) para avaliar as concentrações de metais em *T. fluviatilis* em relação aos fatores sexos, tecidos, períodos e sítios de coleta. O Teste de Tukey foi utilizado para comparação das concentrações dos metais nos tecidos dos caranguejos. Diferenças entre concentrações dos metais para cada um dos fatores (sexo, tecido, período e sítio) foram aceitas como significativas para P menor ou igual a 0,05.

As concentrações dos metais nas amostras de água oriundas dos sítios 1 e 2 foram comparadas usando o teste t e aceitas como significativamente diferentes para P menor ou igual a 0,05. Procedimento semelhante foi utilizado para comparar as concentrações dos metais nas amostras de sedimentos.

Para avaliar relações significativas entre as concentrações dos metais e o comprimento da carapaça foram conduzidas análises de correlação. Os dados foram agrupados em concentrações de metais em cada tecido versus comprimento da carapaça, para cada sítio. Com relação ao Mn, os dados também foram agrupados considerando os diferentes períodos de coleta, baseando-se na análise de variância que mostrou diferença significativa para este fator. No caso do Zn, os fatores sexo e período também foram levados em consideração, baseando-se na análise de variância que mostrou diferenças significativas na concentração do metal para machos e fêmeas e entre os dois períodos de coleta. Foram assumidas correlações (positivas ou negativas) como estatisticamente significativas quando o valor de P foi menor ou igual a 0,05.

4.5 – Fator de bioacumulação (BAF)

O fator de bioacumulação (bioaccumulation factor - BAF) é um valor usado para quantificar a bioacumulação dos poluentes na biota (aquática e terrestre). Para BAF a concentração da substância no organismo é resultado de várias formas de absorção como respiração e alimentação (DeFOREST et al., 2007).

O fator de bioacumulação é o resultado da razão entre a concentração do metal no organismo e a concentração dessa substância na água. Esse fator é calculado através da seguinte fórmula: $BAF = C_{carang\ i} / C_{água\ i}$,

onde C_{carang} e $C_{água}$ são as médias das concentrações dos metais nos caranguejos (mg.kg^{-1}) e nas amostras de água (mg.L^{-1}) coletados no sítio i , respectivamente.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Análise das amostras certificadas

As concentrações médias dos metais determinadas nas amostras certificadas e as porcentagens recuperadas estão apresentadas na Tabela 2. Para todos os metais analisados, as concentrações determinadas foram satisfatoriamente concordantes com os valores certificados. A concentração do Al na amostra de peixe foi menor que o limite de detecção ($9 \mu\text{g Kg}^{-1}$) e na amostra de Copepoda foi $14 \mu\text{g Kg}^{-1}$. O teste de recuperação mostrou que 79 e 92 % do metal foi recuperado nas amostras de peixe e Copepoda, respectivamente. Deste modo, os resultados obtidos com a análise das amostras certificadas permitiu inferir que o método analítico utilizado foi adequado para determinação de Al, Cu, Fe, Mn e Zn.

Tabela 2 – Concentrações médias dos metais determinadas nas amostras certificadas e a porcentagem recuperada

Metais	Certificado ^a $\mu\text{g Kg}^{-1}$		Determinados ^b $\mu\text{g Kg}^{-1}$		Recuperado %	
	Peixe	Copepoda	Peixe	Copepoda	Peixe	Copepoda
Cu	$4,0 \pm 0,1$	$7,6 \pm 0,2$	$3,4 \pm 0,4$	$5,6 \pm 0,1$	85 ± 13	74 ± 2
Fe	54 ± 1	60 ± 2	56 ± 19	61 ± 22	103 ± 34	102 ± 36
Mn	$0,81 \pm 0,04$	$2,9 \pm 0,2$	$0,70 \pm 0,01$	$2,5 \pm 0,1$	92 ± 7	85 ± 6
Zn	33 ± 1	158 ± 2	$30,8 \pm 0,9$	137 ± 3	93 ± 3	87 ± 3

^a Média $\pm$ intervalo de confiança

^b Média $\pm$ desvio padrão

5.2 – Concentrações dos metais em *T. fluviatilis*

A tabela 3 apresenta os resultados da análise de variância entre as concentrações dos metais determinados em *T. fluviatilis* e fatores como sexo, tecido, período e sítio de coleta.

Tabela 3 – Análise de variância das concentrações de metais determinadas em *Trichodactylus fluviatilis* em relação aos fatores sexo, tecido, sítio e período de coleta.

	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
sexo	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	p< 0,05
tecido	p< 0,05	p< 0,05	p< 0,05	p< 0,05	p< 0,05
período	N.S.	N.S.	N.S.	p< 0,05	p< 0,05
sítio	p< 0,05	p< 0,05	p< 0,05	p< 0,05	N.S.

N.S. = não significativos.

5.2.1 – Sexos

A tabela 4 apresenta as concentrações médias e desvio padrão dos metais determinados nos três tecidos analisados conjuntamente em machos e fêmeas de *T. fluviatilis* coletados no presente estudo.

Tabela 4 – Concentrações médias $\pm$ desvio padrão (mg.kg^{-1}) de Al, Cu, Fe, Mn e Zn em brânquias, hepatopâncreas e músculos (analisados conjuntamente) em machos e fêmeas de *Trichodactylus fluviatilis*.

	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Macho	120,7 $\pm$ 288,8	27,4 $\pm$ 12,3	189,4 $\pm$ 198,6	97,8 $\pm$ 102,1	38,1 $\pm$ 19,8
Fêmea	100,2 $\pm$ 274,1	27,4 $\pm$ 14,1	196,1 $\pm$ 271,7	74,2 $\pm$ 102,4	29,3 $\pm$ 16,3

Diferença significativa entre os sexos foi observada somente para as concentrações de Zn (ANOVA, $P < 0,05$). Foram encontradas maiores concentrações desse metal nos machos em relação às fêmeas, com médias de 38,1 e 29,3 mg kg^{-1} (tecido úmido), respectivamente. Esta diferença de concentração de Zn entre os sexos pode estar relacionada ao fato da concentração desse metal ser afetada durante o ciclo reprodutivo do animal (MacFARLANE et al., 2000). A maior demanda energética, o desenvolvimento ovariano, a diferença na

alimentação e na fisiologia das fêmeas pode causar diferenças de concentrações de metais entre os sexos dos caranguejos (MENG-HSIEN et al., 2005).

Segundo MacFarlane et al. (2000), maiores concentrações de Zn foram encontradas nos hepatopâncreas de fêmeas de *Heloecius cordiformis* (caranguejo marinho) em comparação ao mesmo tecido nos machos. Meng-Hsien et al. (2005), obtiveram o mesmo resultado para *Thalamita crenata* (caranguejo marinho), sendo que nas fêmeas a concentração média foi de 57,2 e nos machos de 38,1 mg kg⁻¹ (tecido úmido), ambas maiores do que as determinadas no caranguejo de água doce *T. fluviatilis*.

Turoczy et al. (2001) não relataram diferenças significativas das concentrações de Cd, Cu, Hg e Zn entre os sexos para caranguejos marinhos *Pseudocarcinus gigas*. Esses resultados são semelhantemente aos obtidos para Al, Cu, Fe e Mn em *T. fluviatilis* (Tabela 3). A ausência de diferenças significativas nas concentrações de metais essenciais, como Cu e Mn, entre os sexos em caranguejos é justificada por Meng-Hsien et al. (2005) devido à alta demanda metabólica desses metais nesses organismos. Esses metais são importantes na fisiologia dos decápodos, por exemplo, como constituintes de proteínas, presença nos pigmentos da hemolinfa e pigmentos respiratórios (hemocianina).

5.2.2 – Tecidos

As concentrações dos metais (Al, Cu, Fe, Mn e Zn) constatadas em *T. fluviatilis* foram significativamente diferentes entre os tecidos (ANOVA, $P < 0.05$). Na Tabela 5 estão apresentadas as concentrações médias dos metais nos tecidos e a comparação entre elas através do teste de Tukey.

Tabela 5 - Comparação das concentrações médias $\pm$ desvio padrão (mg.kg⁻¹) de Al, Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos de *Trichodactylus fluviatilis* usando o teste de Tukey.

Elemento	Brânquias	Hepatopâncreas	Músculos
Al	141 $\pm$ 315 ^{AB}	164 $\pm$ 354 ^A	16 $\pm$ 12 ^B
Cu	35 $\pm$ 14 ^A	26 $\pm$ 12 ^B	22 $\pm$ 11 ^B
Fe	207 $\pm$ 286 ^A	287 $\pm$ 275 ^A	87 $\pm$ 57 ^B
Mn	88 $\pm$ 85 ^B	133 $\pm$ 135 ^A	30 $\pm$ 32 ^C
Zn	19 $\pm$ 7 ^C	29 $\pm$ 12 ^B	50 $\pm$ 17 ^A

^{A,B,C} são resultados do teste de Tukey para demonstrar as diferenças entre os tecidos, letras semelhantes equivalem a ausência de diferenças.

- Al

O Al foi encontrado em maiores concentrações nos hepatopâncreas do que nos músculos de *T. fluviatilis*. As concentrações de Al não foram significativamente diferentes entre esses dois tecidos (hepatopâncreas e músculos) e as brânquias.

A mesma relação observada para o Al em *T. fluviatilis* (maiores concentrações no hepatopâncreas em relação ao músculo) foi relatada por Jop et al. (1997) para o caranguejo marinho *Callinectes sapidus*. Neste, as concentrações (em peso úmido) foram entre 4,39 - 6,99 mg kg⁻¹ nos hepatopâncreas e entre 3,01 - 3,35 mg kg⁻¹ nos músculos. Tais valores são baixos quando comparados com a concentração média de Al nos hepatopâncreas (164,44 ± 354,18 mg kg⁻¹; peso úmido) e nos músculos (15,58 ± 11,81 mg kg⁻¹; peso úmido) do caranguejo fluvial *T. fluviatilis* do presente estudo.

Os valores das concentrações de Al relatados por McPherson & Brown (2001) no hepatopâncreas de *Portunus pelagicus* (0.71 ± 0.45 mg Kg⁻¹, peso úmido) e os valores relatados por Skonberg & Perkins (2002) nos músculos de *Carcinus maenus* (em torno de 5 mg kg⁻¹; peso úmido) também foram abaixo do nível de Al nos hepatopâncreas do *T. fluviatilis*.

Outras concentrações de Al nos músculos de caranguejos marinhos foram encontradas por outros pesquisadores. Turkmen et al. (2006) relataram valores entre 1,23 – 10,65 e entre 2,12 – 17,56 mg kg⁻¹ (peso seco) em *Callinectes sapidus* para ambientes não poluídos e poluídos, respectivamente.

As maiores concentrações de Al observadas em *T. fluviatilis* em relação às espécies marinhas podem estar relacionadas às atividades antrópicas constatadas nos locais de coleta do referido caranguejo, como por exemplo, presença de lixo doméstico, presença de uma estação de tratamento de água potável, em que são usados flocculantes contendo Al (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Estas características contribuem para a maior concentração de Al no ambiente, conseqüentemente maior acumulação desse metal pelos caranguejos fluviais.

- Cu

Não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações de Cu no hepatopâncreas (25,71 ± 11,63 mg kg⁻¹) e no músculo (21,98 ± 10,58 mg kg⁻¹) de *T. fluviatilis*. Porém, as concentrações determinadas nas brânquias (34,89 ± 14,21 mg kg⁻¹) foram maiores que as encontradas para esses dois tecidos.

Segundo Fukushima et al. (2000), as concentrações médias de Cu determinadas nas brânquias dos decápodos marinhos *Portunus trituberculatus* e *Scylla serrata* também foram altas e maiores do que as observadas nos músculos desses animais. Tal fato, de acordo com esses autores, deve-se a função catalizadora do Cu e sua presença na hemolinfa como constituinte da hemocianina desses animais. O cobre é um elemento essencial para os organismos marinhos, sendo rigorosamente regulado no músculo (BU-OLAYAN; SUBRAHMANYAM, 1998; AL-MOHANNA; SUBAHMANYAM, 2001). Deste modo, também pode-se atribuir a menor concentração de Cu encontrada no músculo do *T. fluviatilis* como consequência do processo de regulação deste metal neste tecido.

Martín-Díaz et al. (2005), expondo fêmeas do caranguejo marinho *Carcinus maenas* a uma solução de Cu de $15 \mu\text{g l}^{-1}$, encontraram maiores concentrações de cobre nas brânquias ($198,57 \pm 3,2 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco) em relação aos músculos ($53,35 \pm 2,10 \text{ mg kg}^{-1}$, peso seco).

Segundo Karadede-Akin & Ünlü (2007), em *Potamon fluviatilis*, caranguejo fluvial coletado em ambiente com grande influência antrópica e altas concentrações de metais no sedimento, foram encontradas concentrações médias de Cu no hepatopâncreas ($86,37 \pm 11,7 \text{ mg kg}^{-1}$ peso úmido) maiores do que nos músculos ($11,04 \pm 1,6 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido). No presente estudo, a concentração média de Cu no hepatopâncreas desses caranguejos também foi maior do que a encontrada em *T. fluviatilis*.

MacFarlane et al. (2000) determinaram concentrações de Cu no hepatopâncreas de *Thalamita crenata* (caranguejo marinho) entre $13,3$ e $97,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (peso úmido), coletados em um sítio com influência de agricultura de arroz, aquicultura de camarão e lixo doméstico. Concentrações menores ($3,62 \pm 0,11 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido) foram determinadas no hepatopâncreas de outra espécie marinha *Callinectes sapidus* (Çelik et al.; 2006) coletados em um ambiente não poluído. As diferenças de concentrações de Cu nos caranguejos coletados em ambiente com impactos antrópicos diferentes podem sugerir acumulação desse metal nos hepatopâncreas dos animais.

Em *Pseudocarcinus gigas*, caranguejos marinhos coletados em ambiente sem presença de poluição, Turoczy et al. (2001) encontraram concentrações maiores de Cu nas brânquias ($184 \pm 93 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido) do que no hepatopâncreas ($52 \pm 6 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido). Esses valores estão acima dos encontrados no presente estudo em *T. fluviatilis*. Al-Mohanna & Subrahmanyam (2001) relataram para *Portunus pelagicus*, coletados em ambientes poluídos, concentrações de Cu entre $23,83$ e $27,39 \text{ mg kg}^{-1}$ (peso úmido) nas brânquias, entre $46,23$ e $52,45 \text{ mg kg}^{-1}$ (peso úmido) no hepatopâncreas e entre $110,15$ e $142,8 \text{ mg kg}^{-1}$

(peso úmido) nos músculos, onde foram determinadas as maiores concentrações, todas maiores do que as concentrações encontradas em *T. fluviatilis*.

- Fe

O ferro tem papel fundamental no processo enzimático e de respiração dos crustáceos (ONG CHE; CHEUNG, 1998; SANDERS et al., 1998) razão pela qual este micronutriente foi encontrado em maiores concentrações médias nos tecidos de *T. fluviatilis* comparado com os demais metais determinados. Resultados semelhantes foram verificados para outros decápodos, como *Metapenaeus ensis*, *Eriocheir sinensis* (ONG CHE; CHEUNG, 1998) e *Carcinus maenas* (BJERREGAARD; DEPLEDGE, 2002). TÜRKMEN et al. (2006) também relataram concentrações maiores de Fe em relação aos demais metais (Al, Cu, Mn e Zn) nos músculos de *Callinectes sapidus*.

As menores concentrações de Fe foram encontradas nos músculos de *T. fluviatilis*. Não houve diferenças significativas entre as concentrações determinadas nas brânquias e nos hepatopâncreas.

Mortimer (2000) e Karadede-Akin & Ünlü (2007) também determinaram concentrações maiores de Fe no hepatopâncreas em relação aos músculos de *Scylla serrata* (marinho) e *Potamon fluviatilis* (fluvial). A concentração média de Fe determinada nos hepatopâncreas de *T. fluviatilis* ($287,05 \pm 275,13 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido) foi maior em relação à concentração no mesmo tecido na espécie de caranguejo fluvial *P. fluviatilis* ($113,4 \pm 32,5 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido). A concentração média de Fe nos músculos também foi maior no presente estudo em *T. fluviatilis* ($86,57 \pm 56,54 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido) em comparação ao valor determinado em *P. fluviatilis* ($29,36 \pm 17,1 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido).

Em *Potamonautes warreni*, outra espécie de caranguejo fluvial, também foi encontrada maiores concentrações de ferro nas brânquias em relação aos músculos (SANDERS et al., 1998). Para espécies marinhas essa relação também foi observada em *Portunus trituberculatus* (FUKUSHIMA et al., 2000) e em *Carcinus maenas* (BJERREGAARD; DEPLEDGE, 2002). Quando em altos níveis no ambiente, o Fe pode formar precipitados nas brânquias (SANDERS et al., 1998), resultando em aumento da concentração do metal neste tecido.

- Mn

As concentrações de Mn determinadas em *T. fluviatilis* foram estatisticamente diferentes nos três tecidos: hepatopâncreas > brânquias > músculos, com concentrações médias de 133,28; 88,32 e 29,81 mg kg⁻¹, respectivamente.

FUKUSHIMA ET AL. (2000) relataram também maiores concentrações de Mn nas brânquias do que nos músculos para *Portunus trituberculatus* e *Scylla serrata*.

Similarmente aos resultados obtidos para *T. fluviatilis*, KARADEDE-AKIN & ÜNLÜ (2007) relataram concentração média de Mn maior no hepatopâncreas ($20,2 \pm 2,6$ mg kg⁻¹, peso úmido) do que nos músculos ($4,5 \pm 0,6$ mg kg⁻¹, peso úmido) para o caranguejo fluvial *Potamon fluviatilis*. No entanto, essas concentrações foram consideravelmente menores do que as determinadas em *T. fluviatilis* em ambos os tecidos.

No presente estudo, maiores concentrações de Mn foram determinadas no hepatopâncreas de *T. fluviatilis*. Nesse tecido, também foram observadas altas concentrações de Al e Fe. Este fato é comumente citado para caranguejos marinhos, como uma consequência das funções de acumulação e desintoxicação de metais que o hepatopâncreas possui no metabolismo dos decápodos (MORTIMER, 2000; GHERARDI et al., 2002; MENG-HSIEN et al., 2005).

- Zn

As concentrações médias de Zn, assim como as de Mn, foram significativamente diferentes nos três tecidos: músculo ($50,10 \pm 17,31$ mg kg⁻¹) > hepatopâncreas ($29,06 \pm 12,20$ mg kg⁻¹) > brânquias ($19,17 \pm 7,13$ mg kg⁻¹). Sequência semelhante foi relatada para o decápodo marinho *Portunus pelagicus* (AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM; 2001).

Bjerregaard & Depledge (2002) e Mortimer (2000), também observaram concentrações maiores de Zn nos músculos de *Carcinus maena* e *Scylla serrata* coletados em ambientes sem contaminação. O mesmo foi verificado para as espécies de água doce *Potamonautes warreni* (THAWLEY et al., 2004) e marinha *Portunus pelagicus* (AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM, 2001) coletados em ambientes com possível contaminação.

Concentração média de Zn maior nos músculos em relação ao hepatopâncreas também foi verificada no siri da espécie *Callinectes sapidus* (JOP et al., 1997) e no caranguejo fluvial *Potamon fluviatilis* (KARADEDE-AKIN; ÜNLÜ; 2007). Para essa última espécie, coletada no Rio Tigris (Turquia), a concentração média de Zn (em peso úmido) nos músculos ($31,25 \pm 3,9$ mg kg⁻¹) foi abaixo da determinada no presente estudo em *T. fluviatilis*. No hepatopâncreas

($28,20 \pm 7,3 \text{ mg kg}^{-1}$) de *P. fluviatilis* as concentrações foram semelhantes as encontradas no *T. fluviatilis*.

Em outros decápodos marinhos, como *Callinectes danae* e *Ucides cordatus* as concentrações de Zn também foram maiores no hepatopâncreas em relação às brânquias (HARRIS; SANTOS; 2000).

ÇELIK ET AL. (2006) determinaram concentração média no hepatopâncreas de *Callinectes sapidus* ($55,22 \pm 4,23 \text{ mg kg}^{-1}$, peso úmido) superior à determinada no mesmo tecido em *T. fluviatilis*.

5.2.3 – Períodos de coletas

Os caranguejos coletados no período seco (de abril a setembro) apresentaram maiores concentrações de Mn e Zn (Tabela 6) nos três tecidos analisados conjuntamente, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações dos demais metais (Tabela 7) com relação aos dois períodos de coleta.

Concentrações de Cu em *Potamonautes perlatus* coletados no Rio Eerste (África do Sul) foram maiores nos caranguejos coletados durante o outono em relação aos coletados na primavera (SNYMAN et al., 2002).

Tabela 6 – Concentrações médias $\pm$ desvio padrão (mg.kg^{-1}) de Mn e Zn nos três tecidos analisados conjuntamente de *Trichodactylus fluviatilis* coletados nos períodos chuvoso e seco.

	Mn	Zn
Chuvoso	$45,9 \pm 64,2$	$30,3 \pm 18,3$
Seco	$151,5 \pm 122,3$	$37,6 \pm 17,3$

Tabela 7 – Concentrações médias $\pm$ desvio padrão (mg.kg^{-1}) de Al, Cu e Fe nos três tecidos analisados conjuntamente de *Trichodactylus fluviatilis* coletados nos períodos chuvoso e seco.

	Al	Cu	Fe
Chuvoso	$92,5 \pm 285,3$	$27,3 \pm 14,0$	$174,8 \pm 250,3$
Seco	$137,2 \pm 268,5$	$27,5 \pm 12,2$	$226,6 \pm 230,9$

5.2.4 – Sítios de coletas

As concentrações médias de metais determinadas nas amostras de água, sedimento e nos *T. fluviatilis* coletados durante os dois períodos (seco e chuvoso) do presente estudo no sítio 1 (Ribeirão Claro) e no sítio 2 (Rios Cabeça e Passa Cinco) estão apresentadas nas Tabelas 8, 9 e 10, respectivamente.

As concentrações Al, Cu, Fe e Mn encontradas nos tecidos de *T. fluviatilis* foram significativamente diferentes dependendo do local de coleta, sugerindo diferentes níveis de disponibilidade dos metais em cada sítio

Tabela 8 – Concentrações médias de Al, Cu, Fe, Mn e Zn dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$) $\pm$ desvio padrão nas amostras de água dos sítios 1 (Ribeirão Claro) e 2 (Rios Cabeça e Passa Cinco).

	Concentrações determinadas ^a		Concentrações máximas permitidas ^b ,	
	Sítio 1	Sítio 2	Classe 1	Classe 3
Al	178,8 $\pm$ 91,3	285,7 $\pm$ 136,7	100	200
Cu	<LD ^c	<LD ^c	9	13
Fe	979,6 $\pm$ 553,8	1.240,0 $\pm$ 359,9	300	5000
Mn	50,9 $\pm$ 41,4	56,2 $\pm$ 53,3	100	500
Zn	57,7 $\pm$ 22,4	79,2 $\pm$ 20,1	180	5000

^a Média $\pm$ desvio padrão

^b Valores máximos permitidos para ambientes fluviais pelo CONAMA (BRASIL, 2005) ($\mu\text{g L}^{-1}$)

^c Valores abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada no presente estudo

Tabela 9 – Concentrações médias dos metais (valores médios em mg.Kg^{-1}) nas amostras de sedimentos coletados nos sítios 1 e 2 durante o período chuvoso e seco.

	Sítio 1	Sítio 2
Alumínio	1068,0 $\pm$ 17,1	494,5 $\pm$ 322,0
Cobre	24,6 $\pm$ 7,5	6,5 $\pm$ 4,4
Ferro	5949,5 $\pm$ 1836,9	3666,9 $\pm$ 2769,8
Manganês	371,4 $\pm$ 127,4	293,9 $\pm$ 241,8
Zinco	47,0 $\pm$ 22,9	5,6 $\pm$ 3,8

Tabela 10 – Concentrações médias (mg.kg^{-1}) determinadas em *T. fluviatilis* $\pm$ desvio padrão de metais nos sítios 1 e 2.

	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Sítio 1	$41,8 \pm 67,3$	$29,9 \pm 14,3$	$121,5 \pm 89,5$	$59,1 \pm 71,4$	$32,4 \pm 19,8$
Sítio 2	$182,7 \pm 387,9$	$24,5 \pm 11,7$	$273,4 \pm 324,9$	$111,3 \pm 123,5$	$33,4 \pm 16,5$

5.2.4.1 – Características físico-químicas e concentrações dos metais dissolvidos nas amostras de água

Os valores médios de temperatura, pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos (TDS) determinados nas amostras de água estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores médios $\pm$ desvio padrão de temperatura, pH, condutividade e totais de sólidos dissolvidos (TDS) das amostras de água nos sítios 1 e 2.

	Sítio 1	Sítio 2
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	$25,7 \pm 4,7$	$23,6 \pm 0,6$
pH	$7,0 \pm 0,7$	$6,8 \pm 0,3$
Condutividade (μS)	$55,0 \pm 3,1$	$38,5 \pm 5,0$
TDS (mg.L^{-1})	$26,5 \pm 2,1$	$18,5 \pm 2,0$

As variáveis temperatura e pH não foram significativamente diferentes entre os sítios de coleta. O mesmo não foi observado para condutividade e TDS com valores significativamente maiores no sítio 1 (Tabela 12).

Tabela 12 - Correlação (valores de P) entre os valores de temperatura, pH, condutividade e totais de sólidos dissolvidos (TDS) e os sítios de coletas.

	Temperatura	pH	Condutividade	TDS
P	0,25	0,56	0,001	0,01

Os valores médios das concentrações da fração dissolvida de Al, Cu, Fe, Mn e Zn nas amostras de água dos dois sítios e os valores máximos permitidos pelo Conselho Nacional do

Meio Ambiente - CONAMA para ambientes fluviais (BRASIL, 2005) são apresentados na Tabela 8. Águas fluviais da classe 1 são destinadas à proteção da vida aquática e ao consumo humano após tratamento simplificado. Corpos de água da classe 3 são destinados ao consumo humano após tratamento convencional/avançado.

As concentrações de metais nas amostras de água coletadas durante todo o estudo nos sítios 1 e 2 foram comparadas por meio do test t (Tabela 13). As concentrações foram consideradas significativamente diferentes entre os sítios para $p < 0,05$.

Tabela 13 - Correlação (valores de P e t) entre as concentrações dos metais nas amostras de água e os sítios de coletas.

	Al	Fe	Mn	Zn
P	0,141	0,288	0,849	0,082
t	1,567	1,108	0,193	1,881

As concentrações médias de Al foram superiores ao valor máximo estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005) para água doce da classe 1 e, no caso do valor médio do sítio 2, supera o valor máximo para águas fluviais da classe 3. No local de estudo, a concentração de Al solúvel foi alta. Isso implica em uma provável grande disponibilidade desse elemento e, conseqüentemente, deve ser dada uma maior atenção para a contaminação de Al nessa região. Não houve diferença significativa entre as concentrações de Al solúvel nos dois sítios.

O Cu solúvel não foi detectado nas amostras de águas dos dois sítios. As concentrações desse metal encontram-se abaixo do limite permitido por Brasil (2005) tanto para águas fluviais da classe 3, quanto para classe 1. Estes resultados sugerem uma baixa biodisponibilidade do Cu nas águas fluviais desses sítios.

As concentrações médias de Ferro encontradas nas amostras de água estão acima do limite para os padrões de águas da classe 1 e abaixo dos limites para classe 3. Essas concentrações não apresentaram diferença significativa entre os dois sítios.

Nos dois sítios, os metais Mn e Zn foram encontrados abaixo dos limites recomendados para água destinada ao consumo humano e à proteção da vida aquática. Não foi observada diferença significativa das concentrações entre os dois sítios para Mn e para Zn.

5.2.4.2 – Concentrações das frações de metais potencialmente biodisponíveis nas amostras de sedimentos

As concentrações das frações de metais potencialmente biodisponíveis determinadas nas amostras de sedimentos (Tabela 9) foram comparadas em relação aos sítios.

As concentrações de Al, Cu e Zn nas amostras coletadas no sítio 1 foram significativamente maiores comparadas com as concentrações das amostras coletadas no sítio 2 ($p < 0,05$). As altas concentrações de Al no sítio 1 pode estar associada ao fato de ser um local de tratamento de água, onde se utiliza floclantes contendo essa substância química. Para as concentrações de Fe e Mn ($p > 0,05$) não foram observadas diferenças significativas entre os sítios (Tabela 14).

Tabela 14 - Correlação (valores de P e t) entre as concentrações dos metais nas amostras de sedimentos e os sítios de coletas.

	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
P	0,008	0,001	0,189	0,577	0,002
t	-3,488	-4,863	-1,436	-0,582	-4,458

Nas amostras de água não foram determinadas diferenças significativas entre as concentrações dos metais e os sítios de coleta, diferentemente do que ocorreu para os sedimentos. A provável diferença significativa entre as concentrações de Al, Cu e Zn nos sedimentos e o sítio de coleta pode estar relacionada à característica do sedimento, um compartimento de acumulação de metais devido, principalmente, ao processo de decantação.

5.2.4.3 – Concentrações dos metais em *T. fluviatilis*

As concentrações médias de Al, Cu, Fe e Mn em *T. fluviatilis* (Tabela 10) foram significativamente diferentes dependendo do sítio de coleta. O mesmo não ocorreu para as concentrações de Zn em *T. fluviatilis*, que não foram significativamente diferentes em relação ao sítio de coleta (vide Tabela 3).

Diferenças de concentrações de metais em caranguejos dependendo do local de coleta são comumente relatadas por alguns pesquisadores como nas espécies fluviais *Potamonautes warreni* (SANDERS et al., 1998), *Potamonautes perlatus* (SNYMAN et al., 2002) e *Potamon*

fluviatilis (KARADEDE-AKIN; ÜNLÜ, 2007) e nas espécies marinhas *Eriocheir sinensis* (ONG CHE; CHEUNG, 1998), *Ucides cordatus* e *Callinectes danae* (HARRIS; SANTOS, 2000), *Australoplax tridentata* e *Scylla serrata* (MORTIMER, 2000), *Portunus pelagicus* (AL-MOHANNA; SUBRAHMANYAM, 2001), *Callinectes sapidus* (JOP et al., 1997; TÜRKMEN et al., 2006). Essas diferenças estão sendo comumente associadas a atividades antrópicas dos locais de coletas dos decápodos. As concentrações corpóreas dos metais podem ou não refletir os níveis encontrados no ambiente. Por exemplo, *Potamonautes warreni* é reconhecidamente um bom bioindicador de Fe e Mn. Por outro lado, esse crustáceo não reflete as concentrações de Cd e Zn na água e no sedimento (vide Tabela 1).

- Al

As concentrações de Al foram significativamente maiores nos *T. fluviatilis* coletados no sítio 2. Esse resultado não coincide com os resultados obtidos para as amostras de água. As concentrações de Al determinadas nas águas não foram significativamente diferentes em relação ao sítio de coleta. Também, não coincide para as amostras de sedimento, onde concentrações maiores foram determinadas no sítio 1. Deste modo, pode-se considerar que a concentração de alumínio nos animais não está associada a fração dissolvida do metal na água e a fração potencialmente biodisponível do sedimento (extraída com HCl). Contudo, a diferença de concentração de Al nos caranguejos entre os sítios de coletas pode ser associada ao teor total do metal no sedimento, pois, a porcentagem de Al_2O_3 nas rochas do sítio 2 (16,92%) é maior do que a porcentagem encontrada nas rochas do sítio 1 (13,88%) (CONCEIÇÃO, 2004). O metal na forma inerte, não detectado na metodologia utilizada para análises de água e sedimento, pode ser ingerido pela macrofauna bêntica, tornando-se biodisponível dentro do animal devido ao processo metabólico (absorção, digestão, por exemplo).

Pode-se justificar a aparente incoerência dos resultados das concentrações de Al como uma consequência da amostragem não estar refletindo a concentração temporal do elemento, ou seja, o status da poluição no sistema em estudo. As atividades antropogênicas podem influenciar na contaminação ocasional de Al decorrente da utilização de fertilizantes (NPK, calcário, KCl e gesso) no plantio de cana de açúcar, cultura presente no sítio 2 (CONCEIÇÃO, 2004).

- Cu

Os exemplares coletados no Ribeirão Claro (sítio 1) apresentaram concentração média maior comparada com a dos coletados nos Rios Cabeça e Passa Cinco (sítio 2).

A maior concentração de Cu nos caranguejos coletados no sítio 1 pode ser justificada devido a maior concentração potencialmente biodisponível desse metal nos sedimentos desse sítio. Não houve uma relação proporcional entre as concentrações do elemento nos caranguejos e a composição geológica dos sítios, pois no sítio 2 a concentração de cobre nas rochas é 41 ppm (mg.kg^{-1}) e no sítio 1 é 15 ppm (CONCEIÇÃO, 2004). Deste modo, pode-se inferir que a concentração de Cu nos caranguejos refletem a fração tocável e provavelmente a fração solúvel não detectável pela técnica analítica utilizada.

- Fe

Foram observadas maiores concentrações de Fe nos caranguejos do sítio 2 quando comparados com os do sítio 1. Este comportamento não foi corroborado pelos resultados das análises das amostras de água e de sedimento (Tabelas 8 e 9), que não apresentaram concentrações significativamente diferentes entre os sítios. Também, esta diferença não está relacionada com a porcentagem de Fe_2O_3 nas rochas, pois o sítio 2 apresenta rochas contendo 3,4 % desse óxido e o sítio 1 apresenta 15,3 % (CONCEIÇÃO, 2004).

- Mn

Concentrações de Mn foram maiores nos caranguejos coletados no sítio 2 em relação ao sítio 1 nos dois períodos de coletas. Essa diferença não confere com os resultados das concentrações desse metal encontrado nas amostras de água e de sedimentos (Tabelas 7 e 8). Ambos não tiveram diferenças significativas das concentrações entre os sítios. Também não pode ser justificada pela porcentagem de MnO nas rochas, pois o sítio 2 apresenta rochas contendo 0,01% desse óxido e o sítio 1 apresenta 0,19 % (CONCEIÇÃO, 2004).

Uma justificativa para a aparente incoerência dos resultados de Mn (e também para Fe) pode ser que a amostragem de água e sedimento não refletiu a concentração temporal dos elementos no sistema em estudo. O sítio 2 sofre forte influência antropogênica com atividades agrícolas, principalmente, cultivo de cana de açúcar, as quais, ocasionalmente podem afetar o ambiente fluvial em estudo com Fe e Mn. O Fe faz parte da composição de fertilizantes e o sulfato de manganês é usado como fertilizante (60% do consumo total) e como suplemento (30% do consumo total). O escoamento superficial desses elementos ao

longo do tempo pode ocasionar a bioacumulação na biota e não ser registrado em determinados períodos de coleta.

- Zn

Para as concentrações de Zn nos caranguejos não foi observada diferença significativa entre os sítios. Nas amostras de água também não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações do metal e o sítio de coleta, coincidindo com o resultado encontrado para as concentrações de Zn no *T. fluviatilis*. Por outro lado, as concentrações de Zn nos caranguejos não refletem a concentração de Zn potencialmente biodisponível no sedimento, muito maior no sedimento do sítio 1. Estes resultados sugerem que só o Zn solúvel na água é disponibilizado para o animal ou o Zn é regulado, que pode ser absorvido do sedimento fracamente ligado e/ou da água.

5.2.5 – Comprimento da carapaça

A Tabela 15 apresenta os comprimentos médios das carapaças $\pm$ desvio padrão e os valores mínimos e máximos encontrados em machos e fêmeas dos caranguejos coletados nesse estudo.

Tabela 15 – Comprimento médio das carapaças $\pm$ desvio padrão (sd) e o comprimento máximo e mínimo (cm) determinados em machos e fêmeas de *Trichodactylus fluviatilis* coletados no presente estudo.

	Macho	Fêmea
Comprimento da carapaça $\pm$ sd	2,50 $\pm$ 0,32	2,45 $\pm$ 0,30
Comprimento mínimo	1,87	1,74
Comprimento máximo	3,03	3,2

Não foram observadas correlações ($P > 0,05$) entre as concentrações dos metais nas brânquias, hepatopâncreas e músculo dos caranguejos e o comprimento da carapaça.

Para estabelecer as correlações entre as concentrações de Mn e Zn com o comprimento da carapaça foi considerado o fator período de coleta. Para Zn, além do fator período de coleta, também foi considerado o fator sexo. As Tabelas 16, 17 e 18 mostram os valores de P obtidos com a análise de correlação entre as concentrações dos metais e o comprimento da carapaça.

Tabela 16 – Correlação (valores de P) entre as concentrações dos metais e o comprimento da carapaça (cc) de *Trichodactylus fluviatilis* para o sítio 1.

	Al	Cu	Fe	Mn	
				Período chuvoso	Período seco
Brânquias versus cc	0,96	0,84	0,72	0,86	0,31
Hepatopâncreas versus cc	0,93	0,12	0,30	0,60	0,72
Músculos versus cc	0,09	0,99	0,19	0,60	0,17

Tabela 17 – Correlação (valores de P) entre as concentrações dos metais e o comprimento da carapaça (cc) de *Trichodactylus fluviatilis* para o sítio 2.

	Al	Cu	Fe	Mn	
				Período chuvoso	Período seco
Brânquias versus cc	0,56	0,14	0,78	0,90	0,22
Hepatopâncreas versus cc	0,06	0,61	0,08	0,46	0,19
Músculos versus cc	0,66	0,67	0,70	0,12	0,83

Tabela 18 – Correlação (valores de P) entre as concentrações de Zn e o comprimento da carapaça (cc) de *Trichodactylus fluviatilis* para os sítios 1 e 2.

	Zn			
	Período chuvoso		Período seco	
	fêmeas	machos	fêmeas	machos
Brânquias versus cc	0,63	0,25	0,73	0,93
Hepatopâncreas versus cc	0,58	0,91	0,52	0,28
Músculos versus cc	0,23	0,58	0,06	0,18

Em *Pseudocarcinus gigas* (caranguejo marinho) foram relatados correlações positivas entre metais essenciais (Zn) e comprimento da carapaça devido às mudanças fisiológicas com o tamanho do animal. Entre metais não-essenciais (Hg) essa correlação também foi verificada em decorrência do acúmulo do metal (TUROCZY et al., 2001).

Para outros caranguejos marinhos, coletados em regiões não poluídas, relataram-se correlações negativas entre as concentrações de Cd, Co, Cu, Mn e Zn e o comprimento da carapaça dos animais (BJERREGAARD; DEPLEDGE, 2002; MENG-HSIEN et al., 2005). No caso do Mn, essa correlação negativa foi atribuída a uma tendência na diminuição da concentração de Mn no corpo do decápodo com o aumento do comprimento da carapaça devido ao acúmulo do metal no exoesqueleto (STEENKAMP et al., 1994; BJERREGAARD; DEPLEDGE, 2002; MENG-HSIEN et al., 2005).

Em caranguejos fluviais *Potamonautes perlatus* (REINECKE et al., 2002) e *Potamonautes warreni* (SANDERS et al., 1998), respectivamente, para metais não essenciais (Pb e Cd) e essenciais (Fe e Mn), foram relatadas correlações negativas entre as concentrações dos metais e o tamanho da carapaça em regiões não-poluídas. Essa correlação foi justificada como consequência de diferenças no metabolismo, na área superficial e no hábito alimentar de animais jovens e adultos. Em regiões poluídas (com altas concentrações de Mn) esta correlação não foi observada (SANDERS et al., 1998). Este comportamento, também foi relatado para o Cu (STEENKAMP et al., 1994) e é interpretado como um resultado da existência de um processo de acumulação dos metais por indivíduos jovens e adultos, o que mascara a correlação entre tamanho e concentração do metal em ambientes poluídos.

Deste modo, considerando o comportamento do *P. warreni* como modelo, os resultados obtidos mostraram que ocorreu um processo de acumulação dos metais (Al, Cu, Fe, Mn e Zn) por *T. fluviatilis* nos ambientes estudados (sítio 1 e sítio 2).

5.3 – Fator de bioacumulação

A Tabela 19 apresenta os fatores de bioacumulação (BAF, bioaccumulation factor) nos dois sítios de coletas.

As concentrações médias dos metais nas amostras de água utilizadas para calcular *BAF* estão apresentadas nas Tabelas 7 e as concentrações nos caranguejos estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 19 – Fator de bioacumulação (BAF) em *Trichodactylus fluviatilis* coletados nos sítio 1 (Ribeirão Claro) e sítio 2 (Rios Cabeça e Passa Cinco).

	Al	Fe	Mn	Zn
BAC ¹	234,8	124,0	1161,1	561,5
BAC ²	639,5	220,5	1980,4	421,7

^{1,2}- Fatores de bioacumulação nos sítios 1 e 2.

Para Al, Fe e Mn em *T. fluviatilis*, os fatores de bioacumulação foram maiores nos caranguejos coletados no sítio 2. Esta diferença não pode ser justificada pela fração trocável destes metais no sedimento. Deste modo, pode-se justificar esta diferença às atividades antrópicas realizadas no sítio 2, que acarretaria em maior deposição ocasional desses metais no ambiente.

Kwow & Lee (2001) determinaram fatores de bioacumulação para 2 espécies de caranguejos marinhos coletados em ambientes com descarga industrial. Para Cu e Zn os fatores foram 20.647 e 15.019, respectivamente. Esses valores, principalmente o de Zn, foram altos devido à alta biodisponibilidade desses metais no ambiente e as altas concentrações na superfície do sedimento.

6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo avaliou o potencial bioindicador de caranguejos de água doce da espécie *Trichodactylus fluviatilis* para metais. Foram obtidos os primeiros relatos das concentrações de Al, Cu, Fe e Mn em caranguejos fluviais dessa espécie.

Somente para as concentrações de Zn foi determinada diferença significativa entre os sexos. As concentrações de Al, Cu, Fe, Mn e Zn nos *T. fluviatilis* não foram estatisticamente iguais entre os tecidos analisados (brânquias, hepatopâncreas e músculo). As concentrações de Mn e Zn encontradas em *T. fluviatilis* foram significativamente diferentes dependendo do período em que os animais foram coletados. Diferenças significativas nas concentrações dos metais nesses caranguejos, entre os sítios de coleta, foram encontradas para Al, Cu, Fe e Mn.

As concentrações de Cu nos caranguejos refletiram as frações potencialmente biodisponíveis desse elemento no sedimento, enquanto que, as concentrações de Al e Zn refletiram a composição geológica da região e a fração solúvel, respectivamente. As concentrações de Fe e Mn nos caranguejos só foram associadas a contaminações ocasionais não refletindo as concentrações solúveis e potencialmente biodisponíveis dos metais durante o período de coleta.

As concentrações de Al, Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos dos caranguejos não foram correlacionadas com o comprimento da carapaça. Esses resultados evidenciam fortemente a ocorrência de um processo de acumulação dos metais nos *T. fluviatilis* e sua utilidade como organismo biomonitor.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDENNOUR, C; SMITH, B. D.; BOULAKOUD, M. S.; SAMRAOUI, B.; RAINBOW, P. S. Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from northeast Algeria. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 432, p. 217-227, 2000.

AHEARN, G. A.; MANADAL, P.K.; MANDAL, A. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. **Journal of Comparative Physiology B**, New York, v. 174, p. 439-452, 2004.

AL-MOHANNA, S. Y.; SUBRAHMANYAM, M. N. V. Flux of heavy metal accumulation in various organs of the intertidal marine blue crab, *Portunus pelagicus* (L.) from the Kuwait coast after the Gulf War. **Environment International**, New York, v. 27, p. 321-326, 2001.

ALVES-COSTA, F. A.; DA COSTA, R. C. Níveis de metais pesados no camarão rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Crustacea, Decapoda) na enseada de Ubatuba, Ubatuba, São Paulo. **Revista de biociências**, Taubaté, v. 10, p. 199-203, 2004.

AN, H. K.; PARK, B. Y.; KIM, D. S. Crab shell for the removal of heavy metals from aqueous solution. **Water Research**, New York, v. 35, n. 15, p. 3551-3556, 2001.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Paulo: Intertox, 2003.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BJERREGAARD, P.; DEPLEDGE, M. H. Trace metal concentrations and contents in the tissues of the shore crab *Carcinus maenas*: effects of size and tissue hydration. **Marine Biology**, Berlin, v. 141, p. 741-752, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução 357**. Brasília, 2005.

BU-OLAYAN, A-H.; SUBRAHMANYAM, M. N. V. Trace metal concentrations in the crab *Macrophthalmus depressus* and sediments on the Kuwait coast. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 53, p. 297-304, 1998.

ÇELİK, M.; KÜÇÜKGÜLMEZ, A.; YANAR, Y.; ÇIKRIKÇI. Concentrations of some heavy metals in tissues of the blue crab, *Callinectes sapidus*, from the lagoon of the north Mediterranean Sea. **Fresenius Environmental Bulletin**, Balcah-Adana, v. 15, n. 5, p. 349-353, 2006.

CÉSAR, A. **Análisis ecotoxicológico integrado de la contaminación marina em los sedimentos de la costa de Murcia**: el caso de Portmán, sudeste – Espana. 2003. 116 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Facultad de biología, Universidad de Murcia, Españã, 2003.

CHAPMAN, P. M. Is bioaccumulation useful for predicting impacts? **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 34, p. 282-283, 1997.

COIMBRA JÚNIOR, C. E. A. Estudos de ecologia humana entre os Suruí do Parque Indígena Aripuanã, Rondônia. Aspectos alimentares. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 2, p. 57-87, 1985.

CONCEIÇÃO, F. T.; BONOTTO, D. M. Weathering rates and anthropogenic influences in a sedimentary basin, São Paulo state, Brazil. **Applied Geochemistry**, Oxford, v. 19, p. 575-591, 2004.

CORRÊA, J. D. Jr.; ALLODI, S.; AMADO-FILHO, G. M.; FARINA, M. Zinc accumulation in phosphate granules of *Ucides cordatus* hepatopancreas. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, Ribeirão Preto, v. 33, p. 217-221, 2000.

COSTA NETO, E. M. O caranguejo-de-água-doce, *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) (Crustacea, Decapoda, Trichodactylidae), na concepção dos moradores do povoado de Pedra Branca, Bahia, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 20, p. 59-68, 2007.

DeFOREST, D. K.; BRIX, K. V.; ADAMS, W. J. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 84, p. 236-246, 2007.

DUPRÉ, B.; VIERS, J.; DANDURAND, M.; POLVE, M.; BÉNÉZETH, P.; VERVIER, P. Major and trace elements associated with colloids in organic-rich river waters: ultrafiltration of natural and spiked solutions. **Chemistry Geology**, v. 160, p. 63-80, 1999.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA-NETO, A. L. **Ecotoxicologia: Perspectiva para o Século XXI**. São Carlos: Rima, 2000.

FERREIRA, F. C.; PETRERE, M. Jr. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 67, p. 23-32, 2007.

FERRER, L.; ANDRADE, S.; ASTEASUAIN, R.; MARCOVECCHIO, J. Acute toxicities of four metals on the early life stages of the crab *Chasmagnathus granulata* from Bahía Blanca estuary, Argentina. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 65, p. 209-217, 2006.

FINGERMAN, M.; JACKSON, N. C.; NAGABHUSHANAM, R. Review Hormonally-regulated functions in crustaceans as biomarkers of environmental pollution. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C**, New York, v. 120, p. 343-350, 1998.

FUKUSHIMA, M.; TAMATE, H.; NAKANO, Y. Activation analysis of several species of marine invertebrates as indicators of environmental conditions. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 244, p. 55-59, 2000.

GESTEIRA, J. L. G.; DAUVIN, J. C. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 40, n 11, p. 1017-1027, 2000.

GHERARDI, F.; BARBARESI, S.; VASELLI, O.; BENCINI, A. A comparison of trace metal accumulation in indigenous and alien freshwater macro-decapods. **Marine Freshwater Behavior Physiology**, v. 35, p. 179-188, 2002.

GOMIDES, S. C.; NOVELLI, I. A.; SANTOS, A. O.; BRUGIOLO, S. S. S.; SOUSA, B. M. Registro de *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828 (Decapoda, Trichodactylidae) para o município de Juiz de Fora, MG. In: SEMANA DE BIOLOGIA, 29.; MOSTRA DE

PRODUÇÃO CIENTÍFICA, 12.; 2006, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2006, p. 42-45.

GOODYEAR, K. L.; MCNEILL, S. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 229, p. 1-19, 1999.

HARRIS, R. R.; SANTOS, M. C. F. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea: Decapoda). **Marine Biology**, Berlin, v. 137, p. 691-703, 2000.

HODKINSON, I. D.; JACKSON, J. K. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. **Environmental Management**, New York, v. 35, p. 649-666, 2005.

KÁDÁR, E.; SALÁNKI, J. ; JUGDAOHSINGH, R. ; POWELL, J. J. ; MCCROHAN, C. R.; WHITE, K. N. Avoidance responses to aluminium in the freshwater bivalve *Anodonta cygnea*. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 55, p. 137-148, 2001.

KARADEDE-AKIN, H.; ÜNLÜ, E. Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris river, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 131, p. 323-337, 2007.

KNAUER, G. A. Immediate Industrial Effects on sediment metals in a clean coastal environment. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 3, p. 249-254, 1977.

KWON, Y-T.; LEE, C-W. Ecological risk assessment of sediment in wastewater discharging area by means of metal speciation. **Microchemical Journal**, New York, v. 70, p. 255-264, 2001.

IP, C. C. M.; LI, X. D.; ZHANG, G.; WONG, C. S. C.; ZHANG, W. L. Heavy metal and Pb isotopic compositions of aquatic organisms in the Pearl River Estuary, South China. **Environmental Pollution**, Barking, v. 138, p. 494-504, 2005.

JOP, K. M.; BIEVER, R.C.; HOBERG, J. R.; SHEPHERD, S. P. Analysis of metals in blue crabs, *Callinectes sapidus*, from two Connecticut estuaries. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 58, p. 311-317, 1997.

LEE, R.; OSHIMA, Y. Effects of selected pesticides, metals and organometallics on development of blue crab (*Callinectes sapidus*) embryos. **Marine Environmental Research**, Barking, v. 46, p. 479-482, 1998.

LIGNOT, J. H.; SPANINGS-PIERROT, C.; CHARMANTIER, G. Osmoregulatory capacity as a tool in monitoring the physiological condition and the effect of stress in crustaceans. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 191, p. 209-245, 2000.

LIU, C-H.; LI, C-W. Reproduction in the fresh-water crab *Candidiopotamon rathbunae* (Brachyura: Potamidae) in Taiwan. **Journal of Crustacean Biology**, Woods Hole, v. 20, p. 89-99, 2000.

LÓPEZ GRECO, L. S.; SÁNCHEZ, M. V.; NICOLOSO, G. L.; MEDESANI, D. A.; RODRÍGUEZ, E. M. Toxicity of cadmium and copper on larval and juvenile stages of estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 41, p. 333-338, 2001.

LÓPEZ GRECO, L. S.; RODRÍGUEZ, E. M.; HERNÁNDEZ, G.; BOLAÑOS, J. Effects of copper on hatching of larvae and prezoa survival of *Petrolisthes galathinus* (Porcellanidae): assays with ovigerous females and isolated eggs. **Environmental Research Section A**, v. 90, p. 40-46, 2002.

MacFARLANE, G. R.; BOOTH, D. J.; BROWN, K. R. The semaphore crab, *Heloecius cordiformis*: bio-indication potential for heavy metals in estuarine systems. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 50, p. 153-166, 2000.

MAGALHÃES, C. **Manual de identificação dos crustáceos decápodos de água doce brasileiros**. São Paulo: Loyola, 2003.

MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: Educ, 2001.

MARIÑO-BALSA, J. C.; POZA, E.; VÁZQUEZ, E.; BEIRAS, R. Comparative toxicity of dissolved metals to early larval stages of *Palaemon serratus*, *Maja squinado*, and *Homarus gammarus* (Crustacea : Decapoda). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 39, p. 345-351, 2000.

MARSDEN, I. D.; RAINBOW, P. S. Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology – the amphipod example? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 300, p. 373-408, 2004.

MARTÍN-DÍAZ, M. L.; VILLENA-LINCOLN, A.; BAMBER, S.; BLASCO, J.; DELVALLS, T. A. An integrated approach using bioaccumulation and biomarker measurements in female shore crab, *Carcinus maenas*. **Chemosphere**, Oxford, v. 58, p. 615-626, 2005.

MARTOS, H. L.; MAIA, N. B. **Indicadores Ambientais**. Sorocaba: Líber Arte, 1997.

McPHERSON, R.; BROWN, K. The bioaccumulation of cadmium by the blue swimmer crab *Portunus pelagicus* L. **The Science of the Total Environment**, v. 279, p. 223-230, 2001.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. São Paulo: Plêiade, 1996.

MENG-HSIEN, C.; CHIEE-YOUNG, C.; HSIEN-YU, C.; TA-CHIEH, W. Gender and size effects of metal bioaccumulation on the rock crab, *Thalamita crenata*, in Dapeng Bay, southwestern Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 50, p. 463-484, 2005.

MORAES, R.; CRAPEZ, M.; PFEIFFER, W.; FARINA, M.; BAINY, A.; TEIXEIRA, V. **Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos**. São Paulo: Arte & Ciência Villipress, 2001.

MORTIMER, M. R. Pesticide and trace metal concentrations in Queensland estuarine crabs. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 41, n. 7-12, p. 359-366, 2000.

NUGGEGODA, D.; RAINBOW, P. S. The uptake of dissolved zinc and cadmium by the Decapod Crustacean *Palaemon elegans*. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 31, n. 4-12, p. 460-463, 1995.

ONG CHE, R. G.; CHEUNG, S. G. Heavy metals in *Metapenaeus ensis*, *Eriocheir sinensis* and sediment from the Mai Po marshes, Hong Kong. **The Science of the Total Environment**, v. 214, p. 87-97, 1998.

PENG, S-H.; HWANG, J-S.; FANG, T-H.; WEI, T-P. Trace metals in *Austinopecten edulis* (Ngoc-Ho & Chan, 1992) (Decapoda, Thalassinidea, Upogebidae) and its habitat sediment from the central western Taiwan Coast. **Crustaceana**, Leiden, v. 79, p. 263-273, 2006.

PETRUCCI, F.; CAIMI, S.; MURA, G.; CAROLI, S. *Artemia* as a bioindicator of environmental contamination by trace elements. **Microchemical Journal**, New York, v. 51, p. 181-186, 1995.

POWER, E. A.; CHAPMAN, P. M. Assessing sediment quality. **Sediment toxicity assessment**, p. 1-18, 1992.

RAINBOW, P. S. Ecophysiology of trace metal uptake in crustaceans. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, London, v. 44, p. 169-175, 1997.

RAINBOW, P. S.; BLACK, W. H. Effects of changes in salinity and osmolality on the rate of uptake of zinc by three crabs of different ecologies. **Marine Ecology Progress Series**, Amelinghausen, v. 244, p. 205-217, 2002.

RAINBOW, P. S.; BLACK, W. H. Cadmium, zinc and uptake of calcium by two crabs, *Carcinus maenas* and *eriocheir sinensis*. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 72, p. 45-65, 2005.

RAINBOW, P. S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. **Environment International**, New York, v. 33, p. 576-582, 2007.

RAMACHANDRAN, S.; PATEL, T. R.; COLBO, M. H. Effect of copper and cadmium on three Malaysian tropical estuarine invertebrate larvae. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 36, p. 183-188, 1997.

REINECKE, A. J.; SNYMAN, R. G.; NEL, A. J. Uptake and distribution of lead (Pb) and cadmium (Cd) in the freshwater crab, *Potamonautes perlatus* (Crustacea) in the Eerste River, south Africa. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 145, p. 395-408, 2003.

SANDERS, M. J.; DU PREEZ, H. H.; VAN VUREN, J. H. J. The freshwater river crab, *Potamonautes warreni*, as a bioaccumulative indicator of iron and manganese pollution in two aquatic systems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 41, p. 203-214, 1998.

SANDERS, M. J.; DU PREEZ, H. H.; VAN VUREN, J. H. J. Monitoring cadmium and zinc contamination in freshwater systems with the use of the freshwater river crab, *Potamonautes warreni*. **Water SA**, Pretoria, v. 25, p. 91-98, 1999.

SASTRE, M. P.; REYES, P.; RAMOS, H.; ROMERO, R.; RIVERA, J. Heavy metal bioaccumulation in Puerto Rican blue crabs (*Callinectes* spp.). **Bulletin of Marine Science**, Coral Gables, v. 64, p. 209-217, 1999.

SCHUWERACK, P. M. M.; LEWIS, J. W.; JONES, P. The potential use of the south African river crab, *Potamonautes warreni*, as a bioindicator species for heavy metal contamination. **Ecotoxicology**, New York, v. 10, p. 159-166, 2001.

SCHUWERACK, P. M. M.; LEWIS, J. W. Cellular responses to increasing Cd concentrations in the freshwater crab, *Potamonautes warreni*, harbouring microbial gill infestations. **Cell and Tissue Research**, New York, v. 313, p. 335-346, 2003.

SILVA, C. A.; RAINBOW, P. S.; SMITH, B. D.; SANTOS, Z. L. Biomonitoring of trace metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea rhizophorae*, a local food source. **Water Research**, New York, v. 35, n. 17, p. 4072-4078, 2001.

SILVA, C. A.; RAINBOW, P. S.; SMITH, B. D. Biomonitoring of trace metal contamination in mangrove-lined brazilian coastal system using the oyster *Crassostrea rhizophorae*: comparative study of regions affected by oil, salt pond and shrimp farming activities. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 501, p. 199-206, 2003.

SILVA, C. A. R; SMITH, B. D.; RAINBOW, P. S. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). **Marine Environmental Research**, Barking, v. 61, p. 439-455, 2006.

SKONBERG, D. I.; PERKINS, B. L. Nutrient composition of green crab (*Carcinus maenus*) leg meat and claw meat. **Food Chemistry**, London, v. 77; p. 401-404, 2002.

SNYMAN, R. G.; REINECKE, A. J.; NEL, J. A. J. Uptake and distribution of copper in the freshwater crab *Potamonautes perlatus* (Crustacea) in the Eerste River, South Africa. **African Zoology**, v. 37, p. 81-89, 2002.

STEENKAMP, V.E.; DUPREEZ, H.H.; SCHOONBEE, H.J Bioaccumulation of copper in the tissues of *Potamonautes warreni* (Calman) (Crustacea, Decapoda, Branchiura), from industrial, mine and sewage-polluted fresh-water ecosystems. **South African Journal of Zoology**, Pretoria, v. 29, p. 152-161, 1994 - a.

STEENKAMP, V.E.; DUPREEZ, H.H.; SCHOONBEE, H.J.; VANEEDEN, P. H. Bioaccumulation of manganese in selected tissues of the freshwater crab, *Potamonautes warreni* (Calman), from industrial and mine-polluted fresh-water ecosystems. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 288, n. 3, p. 137-150, 1994 - b

SZEFER, P.; IKUTA, K.; KUSHIYAMA, S.; FRELEK, K.; GELDON, J. Distribution of trace metals in the pacific oyster, *Crassostrea gigas*, and crabs from the east coast of Kyushu Island, Japan. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 58, p. 108-114, 1997.

TESSIER, A.; TURNER, D. R. **Metal speciation and bioavailability in aquatic systems**. England: John Wiley & Sons Ltd, 1995.

THAWLEY, S.; MORRIS, S.; VOSLOO, A. Zn and Cd accumulation in *Potamonautes warreni* from sites in the North-West Province of South Africa. **International Congress Series**, Amsterdam, v. 1275, p. 180-188, 2004.

TUROCZY, N. J.; MITCHELL, B. D.; LEVINGS, A. H.; RAJENDRAM, V. S. Cadmium, copper, mercury, and zinc concentrations in tissues of the King Crab (*Pseudocarcinus gigas*) from southeast Australian waters. **Environment International**, New York, v. 27, p. 327-334, 2001.

TÜRKMEM, A.; TÜRKMEM, M.; TEPE, Y.; MAZLUM, Y.; OYMAEL, S. Metal concentrations in blue crabs (*Callinectes sapidus*) and mullet (*Mugil cephalus*) in Iskenderun bay, northern east Mediterranean, Turkey. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 77, p. 186-193, 2006.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP. Centro de Análise e Planejamento Ambiental – CEAPLA. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Disponível em: < <http://ceapla.rc.unesp.br/atlas/atlas.html> >. Acesso em 10 Janeiro, 2007.

VILLELA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M.; BARBIERI, G. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. **Hidrobiologia**, The Hague, v. 528, p. 17-30, 2004.

WONG, C. K.; CHEUNG, J. K. Y.; CHU, K. H. Effects of Copper on Survival, Development and Growth of *Metapenaeus ensis* Larvae and Postlarvae (Decapoda: Penaeidae). **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 31, n. 4-12, p. 416-419, 1995.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, 2006