

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**DETERMINAÇÃO DE Cu E Zn EM FAZENDAS
PRODUTORAS DE CAMARÃO DO LITORAL LESTE DO
ESTADO DO CEARÁ**

JANAÍNA ANDRADE DOS SANTOS

**FORTALEZA – CE
MAIO/ 2005**

DETERMINAÇÃO DE Cu E Zn EM FAZENDAS PRODUTORAS DE CAMARÃO DO LITORAL LESTE DO ESTADO DO CEARÁ

JANAÍNA ANDRADE DOS SANTOS

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais, outorgado pela Universidade Federal do Ceará.

**FORTALEZA – CE
MAIO/ 2005**

A meus pais, **APARECIDO** e **SOCORRO** e à minha
irmã, **KELCYANA**, pelo apoio em todos os momentos

...

... **dedico.**

AGRADECIMENTOS

À **Deus** pelo apoio espiritual.

Ao Prof. **Luiz Drude de Lacerda** pela orientação, apoio e incentivo.

À Prof. **Rozane Valente Marins** pela orientação no laboratório e sugestões.

À Profa. **Célia Maria de Souza Sampaio** e ao Prof. **Aldeney Andrade Soares Filho** pelo incentivo, amizade e valiosas conversas.

Ao **Marcos Leite** pelo companheirismo e pelo carinho.

Aos amigos do Laboratório de Biogeoquímica de Ambientes Costeiros **Breno Bezerra, Danielle Lopes, Djalma Mourão, Edvar Aguiar, Franzé Dias, Gardenny Pimenta, Ilene Abreu, Júnior (Paula Filho), Saulo Maia e Telma Braga** pela colaboração para o sucesso do trabalho.

A minha turma de Mestrado **André Gustavo, Carolina Braga, Esaú Carvalho, Geraldo Ferreira, Givanildo Ximenes, Gleire Rodrigues, Gualdino Afonso, Guelson Batista, Isabel Santana, Leonardo, Lucélia Parente, Luiz Ernesto Marcos Leite e Sérgio Firmeza** pelas horas de gargalhadas e distração e pela amizade.

À **Cristiane Teles, Susy Nascimento, Oscarina Sousa, Pedro Alexandre, Buda e Wilson Frankllin** pela amizade conquistada.

Aos **funcionários e corpo docente** do LABOMAR pela acolhida e ajuda recebida ao longo destes dois anos.

Ao **Laboratório de Biogeoquímica de Ambientes Costeiros/ LABOMAR** pelas condições oferecidas para a realização da parte prática da pesquisa.

As três **Fazendas produtoras de camarão** e a **Ocilene Maria** pela colaboração na realização da pesquisa.

À **Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FUNCAP** e ao **CNPq, Proc. nº 472985/ 2003.5** pelo auxílio financeiro obtido.

E a todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

ÍNDICE

	<i>Página</i>
Lista de TABELAS	vii
Lista de QUADROS	vii
Lista de FIGURAS	viii
RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	
1.1 Fontes de metais para ecossistemas aquáticos.....	3
1.2 Cu e Zn na carcinicultura.....	5
1.3 Cu e Zn em crustáceos.....	7
2. OBJETIVOS	
2.1 Objetivo geral.....	16
2.2 Objetivos específicos	16
3. ÁREA DE ESTUDO	
3.1 Localização.....	17
3.2 Caracterização do processo de cultivo do camarão.....	18
3.3 Estimativas da carga total de Cu e Zn emitidas para a bacia inferior do Rio Jaguaribe.....	21
4. MATERIAIS E MÉTODOS	
4.1 Processamento das amostras	
4.1.1 Camarão.....	23
4.1.2 Sedimento.....	24
4.1.3 Rações e outros insumos.....	24
4.1.4 Material em suspensão.....	25
4.1.5 Água.....	25
4.2 Determinação do teor de Cu e Zn.....	25
4.3 Validação da metodologia empregada.....	26
4.4 Análise estatística.....	26
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	

5.1 Concentração de Cu e Zn nas amostras de rações e outros insumos..	27
5.2 Concentração de Cu e Zn nas amostras de sedimento.....	29
5.3. Concentração de Cu nas amostras de água.....	33
5.4 Parâmetros físico-químicos.....	33
5.5 Concentração de Cu e Zn nas amostras de <i>Litopenaeus vannamei</i>	35
5.6 Balanço de Cu em viveiros de cultivo.....	48
6. CONCLUSÕES	51
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Abertura dos padrões de referência NIST.....	26
2	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtida para as rações.....	28
3	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtida para os outros insumos.....	29
4	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtida para os sedimentos de viveiros.....	31
5	Concentração de Cu ($\mu\text{g/l}$) na água de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro no final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.....	33
6	Parâmetros físico-químicos medidos nas três fazendas estudadas ao longo de um ciclo de engorda.....	34
7	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce), Fazenda 2 (água mesoalina) e Fazenda 3 (água salgada).....	36

LISTA DE QUADRO

Quadro		Página
1	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no músculo de camarões.....	37

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>		<i>Página</i>
1	Imagem de satélite da área de estudo. Fonte: www.cnpm/embrapa.br	17
2	Processo de cultivo de camarão marinho <i>L. vannamei</i> , típico das fazendas do Baixo Jaguaribe, CE.....	19
3	Fazenda de camarão. 1. <i>Litopenaeus vannamei</i> ; 2. berçários; 3. fazenda de engorda de camarões marinhos; 4. canais de adução de água; 5. drenagem do viveiro; 6. viveiro recém calado; 7. oferta de ração.....	20
4	Localização das fazendas e distribuição dos pontos de amostragem na Fazenda 3: 1. Rio Jaguaribe (captação); 2. canal de adução; 3. viveiro no início do ciclo de engorda. 4. viveiro próximo a época da despesca; 5. canal de drenagem; 6. gamboa receptora de efluentes.....	23
5	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em sedimentos de viveiros da Fazenda 1 (água doce).....	30
6	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em sedimentos de viveiros da Fazenda 3 (água salgada).....	30
7	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no sedimento de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro no final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.....	31
8	Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no material em suspensão de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro no final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.....	32
9	Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce).....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
10	Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce).....	41
11	Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 2 (água mesoalina).....	42
12	Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 2 (água mesoalina).....	42
13	Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 3 (água salgada).....	43
14	Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 3 (água salgada).....	43
15	Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 1 (água doce).....	45
16	Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 2 (água mesoalina).....	46
17	Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 3 (água salgada).....	47
18	Cargas de Cu em um viveiro de engorda.....	48

RESUMO

A preocupação com a contaminação de metais traço na carcinicultura tem levado a realização de estudos com o propósito de medir as concentrações de metais em espécies comerciais, avaliar níveis potencialmente perigosos para nutrição humana e fornecer suporte para monitoramento ambiental. A produção do camarão *Litopenaeus vannamei* vem crescendo em ritmo acelerado no Estado do Ceará. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi caracterizar a origem e a distribuição de Cu e Zn em três fazendas produtoras de camarão, localizadas no litoral leste do Estado do Ceará, e o efeito da concentração desses metais no desempenho zootécnico dos camarões. A concentração de Cu e Zn em rações, outros insumos, sedimento, material em suspensão e camarão foi determinada por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional. Para a análise da água utilizou-se a absorção atômica com forno de grafite. Nas rações as concentrações variaram de 13,1 a 79 µg/g e de 63,2 a 145,9 µg/g para Cu e Zn, respectivamente. A concentração de Cu e Zn nos outros insumos variou de 0,7 a 3,3 µg/g e de 0,12 a 45,7 µg/g, respectivamente. Nos sedimentos dos viveiros as concentrações médias de Cu foram de 16,5 e 10,3 µg/g e as de Zn foram 41,1 e 35,1 µg/g. No material em suspensão a concentração de Cu variou de 38,4 a 66,8 µg/g e a de Zn não foi detectável. Na água a concentração de Cu variou de 6,62 a 7,38 µg/l. No camarão as concentrações médias de Cu variaram de 33,4 a 42,2 µg/g e de 74,0 a 87,2 µg/g no músculo e no exoesqueleto, respectivamente, enquanto as concentrações de Zn variaram de 41,8 a 43,1 µg/g no músculo e de 52,7 a 55,5 µg/g no exoesqueleto. O sistema de cultivo intensivo do *L. vannamei* pode funcionar como um acumulador de metais no sedimento provenientes da alimentação, outros insumos e exúvias. As concentrações de Cu e Zn nos camarões estão abaixo das concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira para consumo humano. Entretanto, foi observado que mecanismos de detoxificação podem estar atuando nesses organismos, levando a crer que as concentrações a que estão expostos já ultrapassam as necessidades de Cu para o metabolismo dos animais, podendo levar a uma diminuição na taxa de crescimento desses camarões.

Palavras chave: Carcinicultura, Camarão, *Litopenaeus vannamei*, Cobre, Zinco, Metal Traço.

ABSTRACT

The concern with the contamination of heavy metals in farmed shrimp has led to studies with the purpose of measuring the concentration of heavy metals in commercial species, assess potentially hazardous levels from the human health and to supply support for environmental monitoring programs. The production of the shrimp *Litopenaeus vannamei* is growing fast in the Ceara State. In that way, the objective of is work is to characterize the origin and the distribution of Cu and Zn in three shrimp farms, located at the east coast of the State of Ceara, and the effect of the concentration of these metals in permorfance shrimp. The concentration of Cu and Zn in fertilizers, feed, sediment, suspended material and shrimp was determined by conventional flame atomic absorption spectrophotometry. The concentration of Cu and Zn in fertilizers and chemical additives varied from 0.7 to 3.3 $\mu\text{g/g}$ and from 0.12 to 45.7 $\mu\text{g/g}$, respectively. In the feed concentrations varied from 13.1 to 79.0 $\mu\text{g/g}$ and from 63.2 to 145.9 $\mu\text{g/g}$ for Cu and Zn, respectively. In pond sediments the average concentrations of Cu varied from 10.3 to 16.5 $\mu\text{g/g}$ and of Zn from 35.1 to 41.1 $\mu\text{g/g}$. In the suspended material the concentration of Cu varied from 38.4 to 66.8 $\mu\text{g/g}$ whereas Zn was not detectable. In the water the concentration of Cu varied from 6.62 to 7.38 $\mu\text{g/l}$. In the shrimp the average concentrations of Cu varied from 33.4 to 42.2 $\mu\text{g/g}$ and from 74.0 to 87.2 $\mu\text{g/g}$ in the muscle and the exoskeleton, respectively, while the concentrations of Zn varied from 41.8 to 43.1 $\mu\text{g/g}$ in the muscle and from 52.7 to 55.5 $\mu\text{g/g}$ in the exoskeleton. The intensive farming system of *L. vannamei* can work as an accumulator of metals in sediments from feeding, chemicals and exuviae. The concentrations of Cu and Zn in the shrimps are below the limits established by the Brazilian legislation for human consumption. However, it was observed that detoxification mechanisms can be acting in those organisms, suggesting that the concentrations animals metabolism at least for Cu already surpass the needs of Cu and could resulting in a decrease in the growth rate the shrimps.

Keywords: Carciniculture, Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, Copper, Zinc, Heavy Metal.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Fontes de metais para ecossistemas aquáticos

Metais traço são elementos químicos que ocorrem na natureza, de um modo geral, em pequenas concentrações, da ordem de partes por bilhão (ppb) a partes por milhão (ppm). O desenvolvimento industrial, a atividade agrícola e a expansão urbana elevaram as concentrações destes elementos no meio ambiente em geral, e em particular em ambientes aquáticos, como lagos e estuários que geralmente apresentam características típicas de ambientes deposicionais (Esteves, 1998). Estuários e regiões costeiras atuam como corpo receptor final de metais traço. Isto associado às mudanças hidrológicas e de uso dos solos tornam estas áreas particularmente vulneráveis a atividades antrópicas instaladas em suas bacias de drenagem, podendo abranger áreas afastadas dezenas ou centenas de quilômetros do estuário em questão (Lacerda *et al.*, 2002).

Metais traço atingem o ambiente costeiro associados ao material particulado em suspensão, dissolvidos na água e ainda por deposição atmosférica. A hidrogeoquímica dos estuários e regiões costeiras favorece a deposição e acumulação de metais resultando em concentrações elevadas, mesmo em áreas sem fontes pontuais significativas (Lacerda, 1998). Como esses elementos não são biodegradáveis podem se tornar uma das mais graves e temidas formas de poluição ambiental (Esteves, 1998).

Os metais traço são contaminantes com presença ubíqua em efluentes de atividades humanas, industriais, urbanas e agropecuárias. Além disso, são componentes naturais da deposição atmosférica, solos, águas e biota (Lacerda *et al.*, 2004a). Portanto, podem apresentar concentrações elevadas mesmo em áreas de baixo desenvolvimento urbano-industrial. Dentre os metais traço de interesse ambiental, o Zn e o Cu, estão presentes em diversos efluentes antrópicos não-industriais. Segundo Páez-Osuna *et al.* (2003), atividades agrícolas são importantes fontes de Cu e Zn presentes como resíduos em fertilizantes e como componentes de fungicidas. Dentre os

agrotóxicos, os fungicidas cúpricos possuem teores elevados de metais, no caso o Cu, utilizado como componente ativo (Ambrus *et al.*, 2003).

Lacerda *et al.* (2004a) apontam a agropecuária como uma fonte significativa de metais traço de áreas rurais para áreas estuarinas do Nordeste do Brasil. O destino dos metais associados aos rejeitos da criação de animais, à preparação de solos para plantio e ao uso de defensivos agrícolas constitui-se em importante fonte para os solos e daí para águas subterrâneas e superficiais através da denudação física e química. Parte dos metais é incorporada à biomassa animal e vegetal e “exportada” do sistema (Bouwman & Booij, 1998). O restante, não absorvido pelas plantas ou liberado sob forma de dejetos animais, tende a ser incorporado ao solo, particularmente na criação extensiva e na agricultura irrigada, caso da bacia inferior do Rio Jaguaribe (Lacerda *et al.*, 2004a).

Cidades são consideradas uma fonte de metais traço para o meio ambiente, devido a uma variedade de fatores. A lavagem de telhados, paredes e ruas de uma cidade pela água das chuvas arrasta uma quantidade não desprezível destes poluentes, que eventualmente chegam aos rios receptores das águas da bacia hidrográfica. Esses metais são oriundos dos materiais de construção, dos automóveis (perda de borracha dos pneus, vazamentos de óleos e outros) e da deposição atmosférica sobre estas superfícies (Lacerda *et al.*, 2004a). Sorme & Lagerkvist (2002), por exemplo, estimaram que 18% e 36% da carga total de Cu e Zn, respectivamente, recebida numa estação de tratamento de esgoto (ETE) na Suécia (que serve a 630.000 pessoas), provêm da drenagem superficial, mostrando a importância desta fonte no total das emissões urbanas destes poluentes.

Machado *et al.* (2002) mostraram o grande potencial de contaminação de Cu e Zn oriundos de depósitos de rejeitos sólidos urbanos (lixões). As populações humanas geram enormes quantidades de lixo, sua disposição inadequada é uma fonte importante de metais traço (Lacerda *et al.*, 2004a). O chorume gerado pelos rejeitos sólidos, que acaba escorrendo diretamente para os cursos de água adjacentes ou lixiviado às águas subterrâneas devido à falta de um manejo apropriado e à escolha inadequada da localização dos lixões, contêm elevadas concentrações de metais de relevância ambiental, tais como Cu e Zn (Machado *et al.*, 2002).

De acordo com Nriagu (1989), águas servidas, também, contribuem com cargas significativas de Cu e Zn para águas superficiais. A exportação de metais traço por esta via é diretamente proporcional a densidade populacional, estando relacionada à exportação de fontes não pontuais, isto é, quando da inexistência de plantas de tratamento de esgotamento sanitário, caso da bacia inferior do Rio Jaguaribe (Lacerda *et al.*, 2004a).

Associado a todos esses fatores ressalta-se o controle de fluxo das bacias de drenagem por barragens para abastecimento de água. A construção de barragens e açudes resulta, via de regra, em uma diminuição significativa do fluxo fluvial à jusante, particularmente em períodos de estiagem, levando à concentração de substâncias presentes na água e ao desequilíbrio entre erosão e sedimentação ao longo do curso do rio e principalmente em sua região estuarina (Lacerda & Marins, 2002; Marins *et al.*, 2003).

Portanto, mesmo em áreas não-industrializadas, metais traço são ameaças potenciais aos ecossistemas naturais e seus recursos biológicos, incluindo os produtos da aqüicultura.

1.2 Cu e Zn na carcinicultura

A carcinicultura é uma atividade que cresceu bastante nos últimos anos. A produção nacional de 2003 foi de 90.190 toneladas, consolidando o Brasil na posição líder do hemisfério ocidental. Vale ressaltar que 95,2% dessa produção foi gerada no Nordeste do Brasil, tendo o Estado do Ceará como o segundo maior produtor contando com um total de 185 fazendas em operação que produziram 25.915 t (Rocha *et al.*, 2004). Segundo Gesteira *et al.* (2003), 43,1% desses empreendimentos estão localizados na bacia do Baixo Jaguaribe. Os dados do censo de 2003 revelam a tendência que tem sido registrada nos últimos anos de um crescimento moderado da carcinicultura nacional em área produtiva e número de produtores (Rocha *et al.*, 2004). Porém, é de extrema importância que a atividade seja sustentável. Para tanto é necessário o monitoramento de variáveis que venham a prejudicar o meio ambiente e/ou o desenvolvimento do cultivo propriamente dito. A preocupação com a

contaminação de metais traço na carcinicultura tem levado a realização de estudos com o propósito de medir a concentração de metais em espécies comerciais, avaliar níveis potencialmente perigosos para nutrição humana e fornecer suporte para monitoramento ambiental (Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995a; Páez-Osuna & Tron-Mayen, 1996; Guhathakurta & Kaviraj, 2000; Hashmi *et al.*, 2002).

A própria atividade pode ser considerada uma fonte de metais traço. Os fertilizantes utilizados como suplemento de nutrientes nos viveiros não são suficientemente purificados durante o processo de manufatura e assim podem conter várias impurezas, dentre elas os metais traço. Além dos fertilizantes, nos pesticidas e algicidas, os metais traço fazem parte, freqüentemente, de seus compostos ativos (Gimeno-García *et al.*, 1996, Boyd & Massaut, 1999).

Um excesso de metais traço em solos de viveiros de aqüicultura pode ser freqüentemente causado por uso de fertilizantes e metalo-pesticidas (Gimeno-García *et al.*, 1996). Em alguns casos, o gerenciamento desses produtos é absolutamente necessário para prevenir perdas massivas da produção, sendo importante associar o uso dos mesmos com a demanda biológica dos organismos. Caso contrário, a saúde dos camarões, bem como a saúde dos consumidores, podem ser comprometidas (Bainy, 2000).

Gimeno-García *et al.* (1996), determinando as concentrações de metais traço em fertilizantes, obtiveram para o superfosfato altas concentrações de Cu e Zn; 12,5 e 50 mg/Kg, respectivamente. O sulfato de Cu, um algicida, comumente aplicado em viveiros para reduzir o fitoplâncton também é fonte significativa deste metal (Boyd & Massaut, 1999). A proporção de aplicação de sulfato de Cu varia entre 0,025 a 2 mg/l e é diretamente relacionada com a alcalinidade total (Boyd, 1990). As fazendas de camarão freqüentemente aplicam quantias em excesso, o que pode resultar em concentrações significativas de Cu na água e sua toxicidade passa a ser, portanto, uma preocupação primária (Chen & Lin, 2001). A toxicidade do sulfato de Cu tem sido estudada em camarões peneídeos *Penaeus japonicus* (Bambang *et al.*, 1995) e *Penaeus monodon* (Guo & Liao, 1992). Chen & Lin (2001) determinando a toxicidade aguda e crônica do sulfato de Cu para juvenis de *Penaeus monodon* encontraram uma LC50 96h de 3,13 e 7,73 mg/l em água com salinidades de 15 e 25, respectivamente.

Elevados níveis de metais associados com a exúvia, também, podem ser uma importante fonte de Cu e Zn para crustáceos (Keteles & Fleeger, 2001). Os metais podem associar-se com o exoesqueleto de crustáceos através de processos de adsorção. A quitina e proteínas associadas têm muitos grupos contendo hidroxilas, imidazol e sulfidrilas que podem servir como sítios de ligação para metais catiônicos. Esses sítios são comuns na epicutícula de crustáceos, aumentando o potencial para adsorção. Quando ocorre muda em águas contaminadas, os metais na fase aquosa podem ser adsorvidos diretamente na nova superfície exposta da procutícula da exúvia (White & Rainbow, 1984a). Os metais adsorvidos podem ser bioacumulados se os organismos ingerirem essa exúvia (Keteles & Fleeger, 2001). Muitos crustáceos, particularmente em fazendas densamente povoadas, ingerem exúvia como uma maneira de reciclar o nitrogênio e compensar a perda energética na produção da exúvia (Guillarume, 1997). Keteles & Fleeger (2001) encontraram elevados níveis de Cu e Zn associados com exúvia submetida a águas enriquecidas com esses metais. Uma outra fonte adicional de metais para camarões cultivados poderia ser a alimentação artificial (Páez-Osuna & Tron-Mayen, 1996).

1.3 Cu e Zn em crustáceos

A toxidez dos metais traço reside principalmente na sua capacidade de interferir em processos enzimáticos, e na sua pouca mobilidade no organismo. Esta baixa mobilidade faz com que os metais traço se acumulem, provocando modificações no metabolismo, podendo causar a morte do organismo afetado. Através das teias alimentares, os metais traço são distribuídos pela biota do ambiente aquático. Dessa maneira, podem atingir as populações humanas (Esteves, 1998).

Cobre e zinco são metais essenciais para o metabolismo de crustáceos. O Cu é constituinte da hemocianina e o Zn é requerido para a atividade de muitas enzimas (Bryan, 1984; Rainbow *et al.*, 1999). Assim, uma certa quantidade de cada metal essencial, na forma metabolicamente disponível, é requerida pelo metabolismo. Qualquer acumulação adicional de metais traço essenciais na forma metabolicamente disponível, entretanto, tem o potencial de ser tóxico. Dessa forma, altas concentrações

ambientais podem tornar-se tóxicas para os organismos aquáticos. Os crustáceos são capazes de regular as concentrações corpóreas desses metais. Pequenas quantidades podem ser mantidas na forma metabolicamente disponível para as necessidades bioquímicas do animal e o excesso é detoxificado em formas químicas metabolicamente inertes e então estocadas temporariamente ou permanentemente no corpo (Bryan, 1984; Rainbow *et al.*, 1999). As estratégias de acumulação e detoxificação dos crustáceos variam dependendo da espécie e do metal (Rainbow, 1997; Rainbow *et al.*, 1999).

Invertebrados aquáticos estão expostos a metais traço através do meio circundante e da alimentação, a relativa proporção de cada rota varia com o tipo de invertebrado e com a relativa biodisponibilidade do metal na água e na dieta (Rainbow, 1997; Rainbow & Wang, 2001; Rainbow, 2002; Hashmi *et al.*, 2002).

A incorporação de metais por crustáceos é regulada por mudanças físico-químicas e por mecanismos fisiológicos, este último variando interespecificamente (Rainbow, 1995). No crustáceo decapoda *Palaemon elegans* as taxas de entrada de Zn em solução aumentam com a concentração do metal dissolvido (White & Rainbow, 1884b; Rainbow & White, 1989). Nesse organismo, as taxas de entrada de Zn são mais determinadas por controle físico-químico da especiação de Zn em solução que por controle fisiológico desse organismo. Assim, a taxa de entrada de Zn em *P. elegans* é reduzida quando é adicionado o agente quelante EDTA (Nugegoda & Rainbow, 1988; O'Brien *et al.*, 1990) e é aumentada quando a salinidade decresce, independentemente de mudanças na osmolalidade que poderia causar respostas fisiológicas (Nugegoda & Rainbow, 1989). Já no caranguejo *Carcinus maenas* a entrada de Zn em salinidade reduzida não depende só da disponibilidade do íon livre, o controle fisiológico é de grande importância (Rainbow, 1995).

Segundo Rainbow (1997), a entrada de metais em crustáceos segue basicamente duas rotas principais: uma passiva e a outra dependente de transporte ativo. No caso da difusão facilitada, os metais ligam-se inicialmente em proteínas da superfície da membrana epitelial e são transportados através de uma cascata termodinâmica, onde os ligantes apresentam afinidades crescentes pelo metal. Alguns metais podem seguir rotas de entrada para outros metais, como é o caso de cádmio e cálcio. Essa entrada

acontece através de bombas dependente de energia localizadas na membrana celular epitelial. A relativa importância das diferentes rotas varia entre metais traço e entre crustáceos.

Hashmi *et al.* (2002) analisando o relacionamento das concentrações de Cu e Zn na água de viveiros e no camarão *Penaeus monodon* sugeriram complexidade na entrada e retenção de metais pelo camarão. A concentração de Cu no camarão acompanhou a concentração de Cu na água das duas fazendas, isto é, quando a concentração de Cu na água foi alta, no músculo do camarão a concentração desse metal também foi elevada. Já para o Zn foi observada uma tendência oposta nas duas fazendas.

Culshaw *et al.* (2002) determinando a concentração de Cu e Zn no camarão *Crangon crangon* do estuário Severn e do canal Bristol, Reino Unido, observaram que concentrações elevadas de Cu no camarão foram encontradas em áreas próximas a fontes, porém os níveis de Zn não foram relacionados com a proximidade das fontes, provavelmente devido a regulação da concentração interna desse metal pelo camarão.

White & Rainbow (1985) afirmam que os crustáceos acumulam Cu e Zn em quantidades próximas as suas exigências metabólicas. Avaliando o requerimento metabólico de Cu e Zn para crustáceos (carga corpórea total, incluindo exoesqueleto) a grande maioria dos dados publicados caem dentro da faixa de 70 a 122,5 µg/g de peso seco para os dois metais (Eisler, 1981; Rainbow, 1988; Depledge, 1989).

Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (1995a) analisando Cu e Zn em *Penaeus vannamei*, desde pós-larva até adultos, obtiveram valores máximos de zinco de 86,1 µg/g (grupo de pós-larvas) e o mínimo de 8,8 µg/g em juvenis (3-4 cm). Para o grupo das pós-larvas todos os tecidos foram incluídos para análise. Portanto, esse valor máximo pode refletir em parte o conteúdo de Zn no exoesqueleto e no cefalotórax. As concentrações de Cu variaram de 16,7 a 39,6 µg/g. O Zn apresentou uma correlação positiva com o tamanho do indivíduo e o Cu não. Esses resultados são confrontados com estudos de Culshaw *et al.* (2002) que indicam que o tamanho do camarão *Crangon crangon* tem um efeito significativo nos níveis de Cu, fato não observado para o Zn.

Guhathakurta & Kaviraj (2000) analisando Zn em músculo de *Penaeus monodon* cultivado em viveiros localizados ao longo da costa nordeste da Índia (a drenagem

fluvial é uma fonte potencial de Zn para essa área) concluíram que esse metal foi acumulado em altas taxas (7,3 a 4.809,5 $\mu\text{g/g}$) e que a salinidade da água mostrou uma correlação positiva e significativa com a concentração de Zn no músculo. Aparentemente, a natureza do metal, fatores ambientais, tolerância fisiológica e mecanismos regulatórios determinam os níveis que podem ser acumulados nos tecidos dos organismos (Hashmi *et al.*, 2002).

Após a entrada existem várias rotas possíveis para os metais traço: utilização em atividades metabólicas, detoxificação com estocagem temporária e excreção, detoxificação e estocagem permanente (Rainbow *et al.*, 1990; Hashmi *et al.*, 2002). Segundo Brouwer *et al.* (2000), os mecanismos de defesa contra danos oxidativos mediados por Cu incluem o seqüestro por metalotioneínas (MT) e altos níveis de enzimas anti-oxidantes de defesa.

O conhecimento da distribuição de metais em tecidos isolados de organismos marinhos é útil para identificar um órgão específico que pode ser particularmente seletivo e sensível com relação à acumulação de metais traço (Szefer *et al.*, 1990). Estudos prévios da concentração de metais traço em crustáceos têm revelado algumas tendências na distribuição de Zn e Cu em seus tecidos. Canli & Furness (1993) e Páez-Osuna *et al.* (1995) relatam que o Zn está presente em altas concentrações em vísceras e músculos. A concentração relativamente elevada em vísceras e músculo pode ser devido ao papel que o Zn desempenha como ativador de numerosas enzimas presentes no hepatopâncreas de crustáceos (Bryan 1968, *apud* Páez-Osuna & Tron-Mayuen, 1996). Os órgãos antenais apresentaram altas concentrações de Cu, esses órgãos constituem um importante local de estocagem para tal elemento e isso pode estar relacionado com mecanismos de excreção.

Em populações selvagens e cultivadas de *Penaeus vannamei* no México, Páez-Osuna & Tron-Mayuen (1996) encontraram diferenças significativas nas concentrações de Cu entre músculo (18,5 a 19,2 $\mu\text{g/g}$) e exoesqueleto (66,1 a 71,4 $\mu\text{g/g}$) e concentrações similares de Zn, de 54,0 a 56,0 $\mu\text{g/g}$ e de 30,0 a 35,0 $\mu\text{g/g}$, em músculo e exoesqueleto, respectivamente.

Em crustáceos, uma fração da carga corpórea total de metais traço está associada com o exoesqueleto quitinoso (White & Rainbow, 1984a; Khan *et al.*, 1989; Weeks *et*

al., 1992; Depledge *et al.*, 1993; Reinfelder & Fisher, 1994; Zanders & Rojas, 1996). A dimensão desta porção da carga corpórea é altamente variável, dependendo da taxa de acumulação e da espécie química do metal. A fração associada com o exoesqueleto pode representar uma porção significativa da carga corpórea total (nos artigos citados acima variou entre 19% e 97%). Depledge (1989) afirma que em camarões 40% da carga corpórea total de Zn é armazenada no exoesqueleto. Em relação à associação exoesqueleto-metal, os metais podem ser adsorvidos pela superfície do exoesqueleto ou podem ligar-se a matriz interna do exoesqueleto após entrada e transporte através da hemolinfa. A fração adsorvida é raramente considerada (Hare, 1992 *apud* Keteles & Fleeger, 2001). Um importante aspecto na fisiologia dos crustáceos é que a muda pode influenciar a concentração e a distribuição de metais entre tecidos moles e exoesqueleto (Weeks *et al.*, 1992). Tem sido sugerido que o exoesqueleto de crustáceo pode seqüestrar metais e contribuir para sua eliminação (depuração) através da ecdise (Khan *et al.*, 1989; Reinfelder & Fisher, 1994; Smokorowski *et al.*, 1998), funcionando como um mecanismo de detoxificação.

Vários estudos têm sido realizados para examinar o destino de Cu e Zn associado com o ciclo de muda, porém os resultados são bem diferentes. Fowler *et al.* (1971) encontraram que 41% da carga corpórea de Zn em Euphausiacea foi perdida com a exúvia. Por outro lado, Weeks *et al.* (1992) mediram quantias desprezíveis de Cu e Zn na exúvia de anfípodas. Keteles & Fleeger (2001) comentam que a concentração de Cu no exoesqueleto de intermuda foi significativamente mais alta que da exúvia de camarões pós-ecdise, sugerindo que o conteúdo de Cu no exoesqueleto foi reabsorvido antes da muda. Experimentos com lagosta, *Homarus gammarus*, mostram que a distribuição de Cu entre os tecidos só é alterada antes da ecdise (Hagerman, 1983). O caranguejo *Callinectes sapidus* parece utilizar o Cu estocado para síntese de hemocianina (Engle, 1987). Para o Zn, os resultados indicam que esse metal foi depurado, entretanto sugerem que a excreção é provavelmente o mecanismo mais importante de eliminação de Zn que a perda por exúvia. Fosfatase alcalina, uma metaloenzima que contém Zn, tem sido encontrada associada com o novo exoesqueleto do lagostim de água doce antes da ecdise (Bryan, 1966 *apud* Keteles & Fleeger, 2001) e é possível que a fisiologia da muda possa influenciar o fluxo de Zn em

crustáceos. Essas diferenças nos resultados podem ser explicadas por diferenças fisiológicas e/ ou nas concentrações externas do metal (Keteles & Fleeger, 2001).

Estudos mostram que os crustáceos são sensíveis a metais traço, (Ahsanullah *et al.*, 1981; Rainbow, 1995; Wang & Fisher, 1999) podendo esses influir no crescimento, no ciclo reprodutivo, em condições nutricionais (Nimmo & Hamaker, 1982; Mcgee *et al.*, 1998; Hashmi *et al.*, 2002), muda, sobrevivência e taxa de alimentação (Chen & Lin, 2001), consumo de oxigênio (Santos *et al.*, 2000) e resposta imune (Yeh *et al.*, 2004). Para o caso do camarão marinho *Penaeus brasiliensis*, Moraes *et al.* (1993) determinaram que os pré-adultos quando expostos durante 96 horas a uma concentração de 10 mg/l de Zn sofrem uma inibição na excreção de amônia. Os cortes histológicos realizados no hepatopâncreas dos indivíduos intoxicados com Zn mostraram células fibrilares, absortivas e secretoras notoriamente alteradas. A consequência mais evidente de uma concentração subletal do Zn seria a acumulação da amônia endógena nos tecidos, fato que ocasionaria um sério desbalanço na homeostase do animal.

Níveis exatos toleráveis de Cu e Zn em solução que são seguras para organismos aquáticos são assuntos de debates e discussão, porque a concentração de metal requerida para produzir toxicidade pode diferir de acordo com a química global da água (Hashmi *et al.*, 2002). Valores ótimos disponíveis para Cu e Zn como descrito por Stickney (2000) incluem < 0,1 mg/l para Cu e < 0,25 mg/l para Zn. De acordo com a Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, na aquicultura, os níveis de Cu e Zn recomendados não devem ultrapassar 0,02 e 0,18 mg/l, respectivamente.

Estudos indicam que a tolerância ao Cu aumenta com os estágios de desenvolvimento e com a salinidade. Bambang *et al.* (1995) encontraram a LC50 96h para juvenis do camarão *Penaeus japonicus* de 1,20 e 2,05 mg/l para as salinidades de 17 e 37, respectivamente. Chen & Lin (2001) relatam que o efeito letal de Cu foi maior em salinidade menor, os valores de LC50 96h foram de 3,13 e 7,73 mg/l para salinidades de 15 e 25, respectivamente, para juvenis do camarão *Penaeus monodon*.

Analisando os feitos da toxicidade do sulfato de Cu em juvenis de *Penaeus monodon*, Chen & Lin (2001) relatam que o Cu provoca a redução de peso mais significativamente que a redução de comprimento total. Após 75 dias de exposição ao

Cu, os camarões do grupo controle tiveram o peso 5,5 vezes maior que o inicial e os camarões expostos a concentração de 1,80 mg/l de Cu tiveram 2,6 vezes o peso maior que o inicial. No tamanho, os valores foram de 1,96 vezes para o grupo controle e 1,41 vezes para a concentração de 1,80 mg/l. Eles também observaram um decréscimo na frequência de muda. A quantidade de alimento consumido declinou com o aumento das concentrações de Cu. O MATC (concentração tóxica máxima permitida) foi de 0,45 mg/l de Cu baseadas no crescimento e muda de camarões pesando 0,18 a 1,03 g, e foi de 1 mg/l de Cu baseada na alimentação de camarões pesando 6,25 g.

Santos *et al.* (2000) mostraram que a exposição aguda a concentrações subletais de Cu e Zn reduz significativamente o consumo de alimento e oxigênio de PL₁₇ de *Farfantepenaeus paulensis*. Eles sugerem que a inibição do consumo da alimentação induzida pelo Cu é, em parte, devido a uma inibição de mecanismos envolvendo a quimiorrecepção. Um decréscimo na taxa metabólica induzida por metais traço também tem sido bem descrita para outras espécies de crustáceos, como os caranguejos *Uca annulipes* e *U. triangularis* (Uma Devi & Prabhakara Rao, 1989). Spicer & Weber (1991) observaram uma deterioração respiratória no caranguejo *Cancer pagarus* devido a exposição ao Cu e ao Zn. A inibição respiratória devido a exposição do metal pode ser devido a danos citológicos, como observado por Spicer & Weber (1991) em espécies de caranguejos e camarões. De acordo com esses últimos autores, um espessamento do epitélio branquial e mudanças no padrão da hemolinfa ocorrem nas brânquias resultando em vacuolização.

Estudos realizados em crustáceos decápodes mostram efeitos inibitórios de metais traço, como Hg, no crescimento gonadal (Reddy *et al.* 1997). Resultados encontrados por Naqvi & Howell (1993) mostram que o Cd reduz a fecundidade do lagostim *Procambarus clarkii*. Kogan *et al.* (2000) relacionam a inibição do crescimento gonadal de adultos do caranguejo *Uca pugilator* com a interferência de metais traço na secreção de hormônios envolvidos com o crescimento gonadal (metil farnesoato, uma gonadotrofina endógena).

A exposição de um organismo a concentrações subletais de um contaminante desencadeia um repertório de respostas compensatórias integradas. Tais respostas determinarão o potencial de sobrevivência do organismo, bem como os impactos em

populações e comunidades. Hebel *et al.* (1997), utilizando os estudos da exposição do caranguejo *Carcinus maenas* ao Cu, revisaram um repertório de respostas a vários níveis de organização, desde o molecular ao comportamental e relataram que quando um organismo entra em contato com um contaminante ele pode permanecer sem reagir à mudança na qualidade ambiental ou pode iniciar uma cadeia de respostas comportamentais resultante da percepção quimiosensorial. Para *C. maenas* mudanças instantâneas na taxa cardíaca ocorrem a 1–3 mg/l de Cu^{2+} . Respostas de evitação são usualmente iniciadas quando o contaminante é detectado pelos receptores olfativos localizados nas antênulas. Mudanças no comportamento, provocadas pela estimulação direta de sítios receptores, podem conduzir a uma disfunção no comportamento para acasalamento e na alimentação, devido à competição entre o contaminante e o estímulo químico natural. A exposição prolongada do organismo ao Cu em solução resulta na entrada do íon através das brânquias. A entrada de metais traço nas células das brânquias e na hemolinfa acontece passivamente através de um gradiente de concentração com a ajuda de proteínas carreadoras e/ou através de transporte ativo. Isto pode provocar dano ultraestrutural nas células das brânquias. À concentração de 500 $\mu\text{g/l}$ de Cu^{2+} , vários danos nas células epiteliais são observados após 5-6 dias de exposição, manifestados como espessamento do epitélio das brânquias, vacuolização, hiperplasia celular e necrose. Tais danos estruturais provocam distúrbios tanto na regulação iônica e osmótica como na fisiologia da circulação e da respiração. No compartimento intracelular das brânquias, os íons de Cu se ligam a proteínas estruturais e a mensageiros químicos resultando na ativação de mecanismos de detoxificação celular. A detoxificação de espécies de metais reativos é alcançada pela síntese de metalotioneínas. Outra resposta aguda ao Cu envolve a síntese de proteínas de stress. A síntese de proteínas de stress, iniciada pela presença de proteínas danificadas, é postulada para modular o metabolismo celular protegendo as células contra danos adicionais através da redução da taxa e quantidade de espécies de metais reativas incorporadas por rotas bioquímicas. Contudo, a detoxificação e as respostas ao stress celular nos tecidos das brânquias podem não prevenir alguns rompimentos metabólicos, como por exemplo, a alteração da atividade de enzimas nas brânquias. Distúrbios nas funções das brânquias são acompanhados por mudanças em

outros tecidos e órgãos, uma vez que o Cu é distribuído pelo corpo através do sistema circulatório. Por exemplo, o Cu altera as funções dos lisossomos nos hemócitos, local em que altas concentrações de metais traço são acumuladas na forma não tóxica e são subsequentemente removidas por exocitose. Distúrbios metabólicos e celulares têm inevitavelmente conseqüências fisiológicas. Exposição de *C. maenas* a 1 mg/l de Cu^{+2} resulta em significativas mudanças na osmolalidade da hemolinfa e no balanço de cátion/ânion, tendo como causa principal o rompimento funcional da enzima osmoregulatória Na^+/K^+ ATPase. O decréscimo no ritmo cardíaco pode ser resultante de efeitos tóxicos direto do Cu ou representar uma resposta compensatória a qual reduz as taxas nas quais o tóxico é distribuído ao longo do corpo. A redução da atividade cardíaca causa uma diminuição da perfusão das brânquias prejudicando, conseqüentemente, a troca de gases.

Dessa forma, fica claro que a biodiversidade local e o cultivo de camarões podem ser prejudicados se expostos a concentrações anômalas de Cu e Zn. O crescente lançamento de efluentes industriais, esgotos domésticos e rejeitos da atividade agrícola na Bacia do Rio Jaguaribe podem estar contribuindo para o aumento da degradação da qualidade da água dessa bacia de drenagem e, conseqüente incremento na concentração de metais traço, potenciais contaminantes dos produtos da pesca e da aquicultura. Estimativas de Lacerda *et al.* (2004a) das emissões de metais traço para a Bacia inferior do Rio Jaguaribe (CE) indicam que as fontes antrópicas de Cu superam as fontes naturais. Assim, a análise de Cu e Zn nos tecidos de camarões cultivados permitirá detectar a presença de fontes de contaminação no ambiente avaliado, o grau de exposição da população aos metais traço que serão analisados e indicar possíveis problemas que podem afetar a sustentabilidade do cultivo e, conseqüentemente, diminuir a rentabilidade do mesmo.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- ◆ Caracterizar a origem e a distribuição de Cu e Zn em três fazendas produtoras de camarão localizadas no litoral leste do Estado do Ceará, sob diferentes condições de salinidade, porém com métodos e práticas característicos da atividade realizada no Nordeste do Brasil e o efeito das concentrações desses metais no desempenho zootécnico dos camarões cultivados ao longo de um ciclo completo de engorda.

2.2 Objetivos específicos

- ◆ Determinar a distribuição de Cu e Zn nas rações e outros insumos utilizados nas três fazendas estudadas.
- ◆ Determinar a distribuição de Cu e Zn nos sedimentos superficiais coletados em viveiros de três fazendas: Fazenda 1 (água doce), Fazenda 2 (água mesoalina) e Fazenda 3 (água salgada) ao longo de um ciclo de engorda.
- ◆ Determinar a distribuição de Cu e Zn no sedimento, material em suspensão e água do entorno das fazendas.
- ◆ Determinar a distribuição de Cu e Zn em camarões, da espécie *Litopenaeus vannamei*, coletados em três fazendas: Fazenda 1 (água doce), Fazenda 2 (água mesoalina) e Fazenda 3 (água salgada) ao longo de um ciclo de engorda.
- ◆ Avaliar a influência da salinidade em eventuais variações na concentração de Cu e Zn encontrada.
- ◆ Avaliar o efeito das concentrações de Cu e Zn sobre o desempenho produtivo de *L. vannamei* nas três fazendas ao longo de um ciclo de engorda.
- ◆ Calcular o balanço de Cu em um viveiro ao longo de um ciclo de engorda.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização

A área de estudo compreende três fazendas de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* localizadas na porção inferior do Rio Jaguaribe, CE. O Rio Jaguaribe (Figura 1) é o principal curso d'água do Estado do Ceará, possui uma extensão de 610 Km e uma bacia de cerca de 72.043 Km² que drena as partes meridional e oriental do Estado do Ceará. O Rio Jaguaribe divide-se em três sub-bacias: Alto, Médio e Baixo Jaguaribe. Na sua porção inferior o Jaguaribe, ou seja, o Baixo Jaguaribe apresenta 137 Km de extensão e deságua no Oceano Atlântico, no município de Fortim. A Bacia hidrográfica possui uma grande rede de drenagem, seus principais afluentes são pela margem direita, os rios Carius, Salgado e Figueiredo e pela margem esquerda os rios Banabuiú e Palhano. A foz do Rio Jaguaribe apresenta uma extensa zona estuarina (Soares Filho, 1996), cuja penetração das águas do mar se faz sentir em período de seca até a barragem de Itaiçaba, cerca de 34 Km da sua desembocadura (Marins *et al.*, 2003). Essa região encontra-se inserida no litoral Leste do Ceará a cerca de 125 Km da cidade de Fortaleza, com acesso pelas rodovias CE-040 e BR-116.

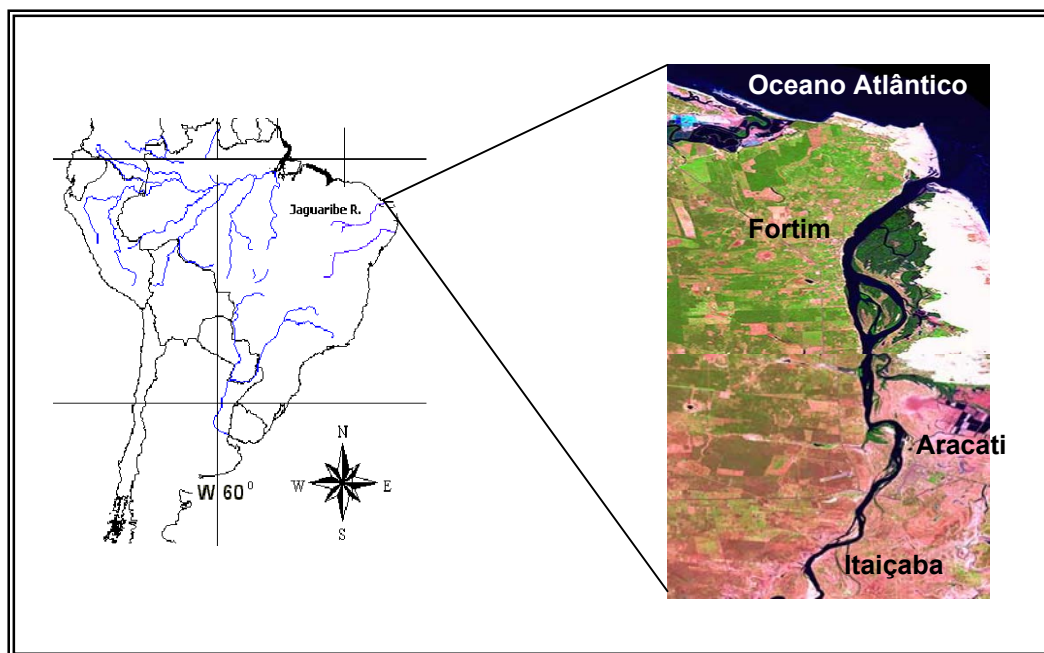


Figura 1. Imagem de satélite da área de estudo. Fonte: www.cnpm/embrapa.br.

3.2 Caracterização do processo de cultivo do camarão

A produção de camarões através de cultivo intensivo vem crescendo em ritmo acelerado (90.190 t -2003). A espécie *Litopenaeus vannamei*, também conhecida como camarão branco do Pacífico, é atualmente a única espécie de camarão marinho cultivada comercialmente no Brasil. Isto deve a sua boa adaptação, rusticidade e crescimento em todas as fases do processo produtivo.

O processo produtivo de camarões marinhos, normalmente, utiliza um ciclo de produção composto por três fases: larvicultura, berçário e engorda (Figuras 2 e 3). Camarões originários das próprias fazendas de engorda são selecionados para servir de reprodutores, esses são transferidos para laboratórios especializados na produção de larvas chamados de larviculturas. O tempo decorrido entre a eclosão das larvas até os camarões atingirem o estágio de PL-11, dura entre 16 e 21 dias, quando os mesmos encontram-se prontos para a engorda. As pós-larvas provindas da larvicultura são cultivadas em tanques berçários por um curto período precedendo o início da engorda em viveiros. Os tanques berçários intensivos são circulares ou retangulares, dispostos em uma área aberta. Estes tanques são na sua grande maioria construídos de alvenaria com uma profundidade de 1 a 2 m, operando com um volume de água variando entre 30 e 80 mil litros. Os tanques de alvenaria são pintados internamente com tinta epóxi, dotados de um sistema aéreo ou submerso de oxigenação constante e de movimentação vertical e circular de água. Os tanques berçários são preparados 5 dias antes do recebimento das pós-larvas. Esta preparação consiste basicamente na limpeza, desinfecção (solução de cloro ou ácido muriático a 10 %) e enchimento do tanque seguido da fertilização da água de cultivo (superfosfato triplo, fosfato monoamônia, calcário dolomítico). A alimentação nessa fase consiste de ração que pode ser ofertada de forma exclusiva ou em combinação com biomassa de *Artemia* ou carne triturada de molusco. Após essa fase, as pós-larvas são transferidas para viveiros de engorda escavados em terra com áreas < 2 ha e com profundidades próximas a 1,5 m. Para receber as pós-larvas provenientes dos berçários, os viveiros de engorda são submetidos a secagem, limpeza e desinfecção com hipoclorito de cálcio, calcário, cal virgem ou cal hidratada. Em seguida, a adubação ou fertilização é realizada (uréia,

superfosfato triplo, o superfosfato simples e o sulfato de amônia, dentre outros). Aplicações subseqüentes podem ser realizadas ao longo do ciclo de produção visando a manutenção da transparência da água ao nível ideal. Os camarões que foram submetidos a fase de berçário são povoados nos viveiros de engorda geralmente com uma idade superior a PL₂₀ (pós-larva com 20 dias de idade) e peso corporal inferior a 0,5 g. A alimentação nessa fase consiste de ração. Os camarões de cultivo são em grande parte despescados para comercialização dentro de 90 a 120 dias de engorda, quando atingem um peso médio de 12 g. Contudo, o momento adequado para realizar a despesca é às vezes um tanto imprevisível. Durante todo o ciclo, o cultivo deve ser monitorado em todos os seus aspectos, desde aqueles relacionados a biosegurança até os associados com o desempenho zootécnico dos camarões e as condições ambientais do cultivo (Guia Purina, 2002).

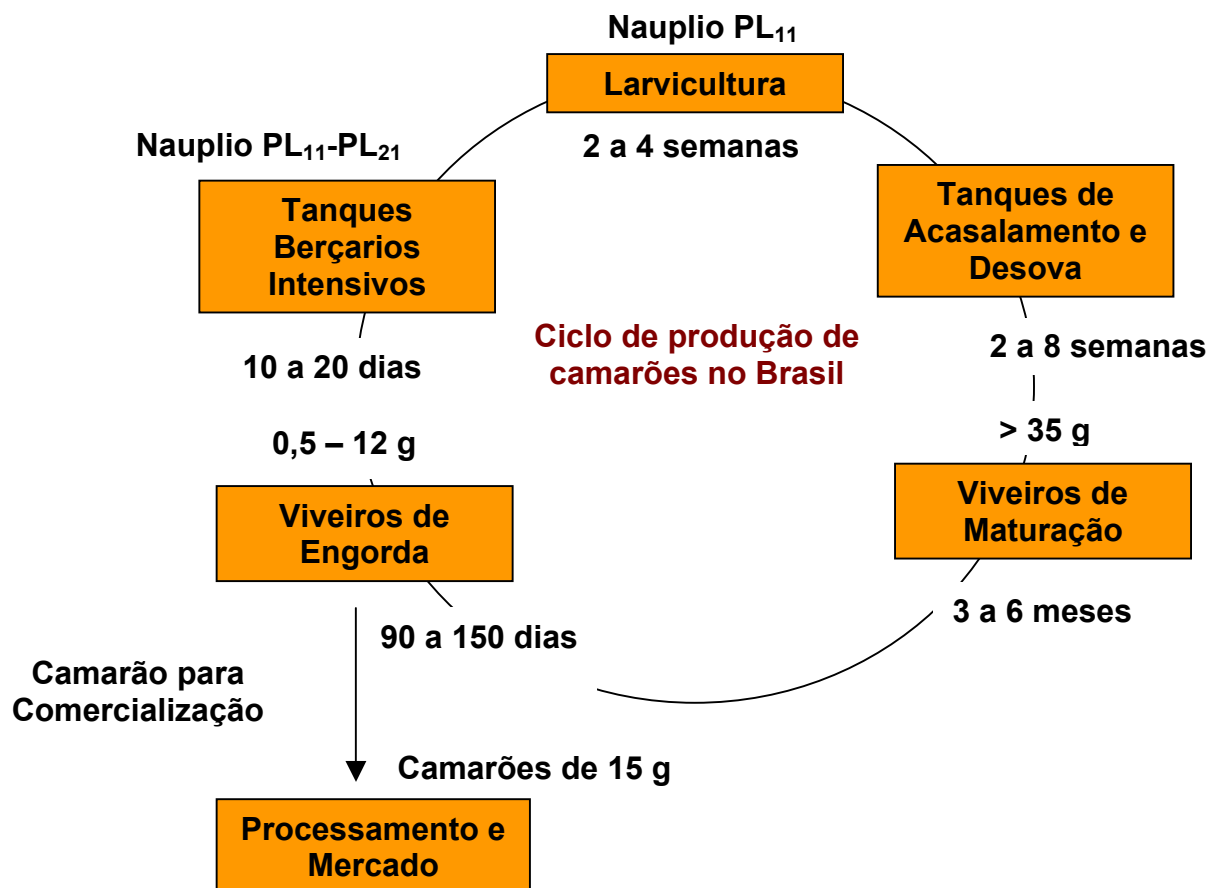


Figura 2. Processo de cultivo de camarão marinho *L. vannamei*, típico das fazendas do Baixo Jaguaribe, CE. Fonte: Guia Purina, 2002.



Figura 3. Fazenda de camarão. 1. *Litopenaeus vannamei*; 2. berçários; 3. fazenda de engorda de camarões marinhos; 4. canais de adução de água; 5. drenagem do viveiro; 6. viveiro recém calado; 7. oferta de ração.

3.3 Estimativas da carga total de Cu e Zn emitida para a bacia inferior do Rio Jaguaribe

As fontes naturais de Cu e Zn para a bacia inferior do Rio Jaguaribe são a deposição atmosférica e a denudação física e química de solos. Dentre as fontes antrópicas destacam-se: águas servidas, “runoff” urbano, resíduos sólidos e efluentes das atividades agropecuárias (Lacerda *et al.*, 2004a).

Segundo Lacerda *et al.* (2004a), a contribuição percentual das fontes naturais domina as cargas de Zn com percentual da carga total de cerca de 67%. As fontes antrópicas, entretanto, dominam as cargas de Cu com 77% da carga total para a bacia inferior do Rio Jaguaribe. Dentre as fontes antrópicas, as principais contribuições para a emissão antropogênica total de Zn são a disposição inadequada de resíduos sólidos com cerca de 49%, a atividade agropecuária com 44% e as águas servidas com 7%. A contribuição percentual do “runoff” urbano para Zn é pouco significativa. Dentre as fontes antrópicas, as principais contribuições para a carga total de Cu são a agropecuária com 81% e as águas servidas, com 7% do total. A disposição inadequada de resíduos sólidos e o “runoff” urbano contribuem com cerca de 6 % da carga antrópica total, cada.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os metais traço Cu e Zn foram determinados nas seguintes amostras ambientais: sedimento, material em suspensão e água de viveiros e do ambiente do entorno da fazenda, camarão, rações e outros insumos.

Os camarões e o sedimento foram coletados em viveiros de três fazendas sob diferentes salinidades da água de cultivo: Fazenda 1 (água doce), Fazenda 2 (água mesoalina) e Fazenda 3 (água salgada). A salinidade e demais parâmetros hidroquímicos foram monitorados diariamente pelos operadores das próprias fazendas.

As amostras de camarão e sedimento das três fazendas foram coletadas quinzenalmente ao longo de um ciclo completo de engorda, durante o ano de 2003. Os parâmetros físico-químicos da água do viveiro (pH, salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido) foram mensurados em cada coleta. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, congeladas e transportadas ao Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR para tratamento e análise. Rações e outros insumos utilizados nas três fazendas ao longo do cultivo também foram analisados.

Em uma única campanha, amostras de sedimento e água foram coletados em seis pontos da Fazenda 3: Rio Jaguaribe (captação), canal de adução, viveiro no início do ciclo de engorda, viveiro próximo a época da despesca, canal de drenagem e gamboa receptora dos efluentes de acordo com o esquema apresentado na Figura 4. As amostras de água foram coletadas em garrafas PET (Fadini & Jardim, 2000) de 1 litro.



Figura 4. Localização das fazendas e distribuição dos pontos de amostragem na Fazenda 3: 1. Rio Jaguaribe (captação); 2. canal de adução; 3. viveiro no início do ciclo de engorda. 4. viveiro próximo a época da despesca; 5. canal de drenagem; 6. gamboa receptora de efluentes.

4.1 Processamento das amostras

4.1.1 Camarão

No laboratório de Biogeoquímica de Ambientes Costeiros/ LABOMAR as amostras de camarão foram conservadas a -20° C até a hora da análise, quando foram descongeladas a temperatura ambiente.

O músculo e o exoesqueleto abdominal foram separados para análise. Nas primeiras análises foram utilizados pools de 10 camarões para cada uma das triplicatas

e nas últimas foram utilizados pools de 5 camarões para cada uma das triplicatas. A pesagem, em triplicata, do músculo (10 g) e do exoesqueleto (4 g) foi realizada em uma balança analítica de quatro casas decimais com um erro máximo de leitura de $\pm 0,005$ g. Após a pesagem, as amostras foram secas em estufa por 24 h a 80° C, pesadas novamente (peso seco) e calcinadas em forno mufla a uma temperatura de 450° C por 24 h. Seguida à calcinação, as cinzas foram digeridas em 15 ml de HCl 0,5 N e aquecidas em banho-maria numa chapa quente a 70 °C durante 2 h, decorrido esse tempo, 5 ml da mistura ácida 50% de HCl:HNO₃ 3:1 foi adicionada e a solução foi aquecida por mais 2 h (Carvalho *et al.*, 1991). A digestão ocorreu em erlenmeyers de 125 ml com “dedos frios”. As determinações de Cu e Zn foram efetuadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional.

4.1.2 Sedimento

No laboratório de Biogeoquímica de Ambientes Costeiros/ LABOMAR as amostras de sedimentos foram secas em estufa a 60° C, homogeneizadas num almofariz de porcelana e peneiradas em uma peneira de 0,06 mm de malha.

A pesagem do sedimento (4 g) foi realizada na mesma balança utilizada na pesagem dos camarões. Após pesar as amostras em duplicata, o sedimento foi digerido em 20 ml da mistura ácida 50% de HCl:HNO₃ 3:1. A solução foi aquecida em banho-maria em uma chapa quente a 70 °C durante 2 h (Fizman *et al.*, 1984). A digestão ocorreu em erlenmeyers de 125 ml com “dedos frios”. As determinações de Cu e Zn foram efetuadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional.

4.1.3 Rações e outros insumos

Dois gramas das rações e dos outros insumos foram pesados em duplicata, secos em estufa a 80° C e pesados novamente (peso seco). Posteriormente, foram digeridos em 10 ml de HCl 0,5 N e aquecidos em banho-maria numa chapa quente a 70 °C durante 2 h, decorrido esse tempo, 10 ml da mistura ácida 50% de HCl:HNO₃ 3:1 foi adicionada e a solução foi aquecida por mais 2 h. A digestão ocorreu em erlenmeyers

de 125 ml com “dedos frios”. As determinações de Cu e Zn foram efetuadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional.

4.1.4 Material em suspensão

As amostras de água foram filtradas em filtros Millipore® AP40 utilizando uma bomba de vácuo. Os filtros foram previamente lavados com HCl 10%, secos, por 12 h a 60 °C, e pesados. Seguida a filtração os filtros foram novamente secos em estufa a 60 °C e pesados em uma balança analítica para obtenção do peso do material em suspensão (MS). Os filtros foram digeridos em 10 ml da mistura ácida 50% de HCl:HNO₃ 3:1. A solução foi aquecida em banho-maria em uma chapa quente a 70 °C durante 2 h. A digestão ocorreu em erlenmeyers de 125 ml com “dedos frios”. As determinações de Cu e Zn foram efetuadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional.

4.1.5 Água

As amostras de água foram filtradas e a concentração de Cu foi determinada por Absorção Atômica com Forno de Grafite na Université de Toulon et du Var, França.

4.2 Determinação do teor de Cu e Zn

As determinações de Cu e Zn foram efetuadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional, utilizando o espectrofotômetro de absorção atômica AA-6200 Shimadzu, com média de limite de detecção de 0,14 e 0,12 µg/ml para Cu e Zn, respectivamente.

Após a programação do aparelho, foram lidas curvas de calibração de Cu e Zn, obtidas a partir de soluções padrões comerciais de Cu e Zn de 1000 mg/l (Merck; Panreac). Seguida à leitura dos teores dos metais em absorbância das curvas foi realizada a leitura das amostras. As concentrações finais foram obtidas através das equações das curvas de calibração, corrigidas pelos fatores de diluição dos extratos,

quando necessário, e pelo volume do extrato. Os resultados foram expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso seco (ppm).

O teor do metal [Me] analisado foi dado pela seguinte expressão:

$$[\text{Me}] = (\text{C} \times \text{V} \times \text{f}) / \text{m}$$

onde:

C = concentração em $\mu\text{g/ml}$ obtida através da curva de calibração do metal;

V = volume total do extrato;

f = fator de diluição;

m = massa da amostra.

4.3 Validação da metodologia empregada

A metodologia analítica foi validada através da análise de padrões de referência de sedimentos estuarinos (National Institute of Standards - NIST 1646a) e de tecido de molusco (NIST 2976). Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1. A exatidão referente ao material de referência certificado foi satisfatória atingindo médias de recuperação para Cu e Zn em sedimentos de 87% e 82%, respectivamente e para Cu e Zn em material biológico de 89% e 91%, respectivamente.

Tabela 1. Abertura dos padrões de referência NIST

	NIST 2976		NIST 1646a	
	(Tecido de molusco)		(Sedimento estuarino)	
	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
Concentração certificada	4,02 \pm 0,33	137 \pm 13	10,01 \pm 0,34	48,9 \pm 1,6
Concentração obtida	3,57 \pm 0,56	124,8 \pm 22	8,71 \pm 0,01	40,0 \pm 1,5

4.4 Análise estatística

Foi utilizada a análise de variância ao nível de $\alpha = 0,05$ para detectar a existência de diferenças significativas entre as médias de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões para as três fazendas, utilizando o programa Excel versão 7.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Concentração de Cu e Zn nas amostras de rações e outros insumos

As concentrações de Cu e Zn nas rações utilizadas ao longo de um ciclo de engorda são apresentados na Tabela 2. As concentrações de Cu variaram em até 4 vezes de 13,1 a 79,0 $\mu\text{g/g}$ e as concentrações de Zn variaram em até 2 vezes de 63,2 a 145,9 $\mu\text{g/g}$.

O Cu e o Zn são elementos traço essenciais na dieta de *L. vannamei*. O Cu é constituinte da hemocianina e está envolvido na hematopoiese assim como na síntese de colágeno e elastina (Cuzon *et al.*, 2004). O Zn é um cofator de vários sistemas de enzimas como as ribonucleases, carboxipeptidase, DNA polimerase e anidrase carbônico (Davis *et al.*, 1992). Para crustáceos os dados relativos a exigências minerais são poucos e os resultados variam.

Cuzon *et al.* (2004) relatam que em testes com dietas variando os níveis de Cu de 0,2 a 128 mgCu/Kg de dieta observou-se que a taxa de crescimento aumenta com o aumento dos níveis de Cu até 30 mgCu/Kg de dieta. Nenhum adicional no crescimento foi observado para os níveis de Cu de 32 a 128 mg/Kg de dieta. Lee & Shiau (2002) sugerem que os níveis de Cu que apresentam um significativo ganho de peso estão entre 10 a 20 mgCu/Kg de dieta. Déficits nutricionais experimentalmente induzidos ou excessos de Cu têm sido reportados por exercerem efeito inibitório nas respostas imunes e aumentar a severidade de infecções em peixes (Rougier *et al.*, 1994). Lee & Shiau (2002) sugerem que déficits ou excessos de Cu podem afetar o sistema imunológico do camarão. Em experimentos com *Penaeus monodon* encontraram que dietas suplementadas com níveis de Cu de 10 a 30 mg/Kg de dieta são os ideais para a manutenção das respostas imunes não específicas. Para *L. vannamei*, Davis *et al.* (1992) mostraram que, na ausência de “phytate”, 33 mgZn/Kg de dieta satisfaz a exigência de Zn. Porém, na presença de 1,5% de “phytate”, 218 mgZn/Kg de dieta é o requerimento ideal.

Fica evidente, a partir das concentrações elevadas e variáveis mostradas na Tabela 3 que as exigências minerais do camarão devem ser mais estudadas e estudos

sobre a manufatura de dietas balanceadas são necessários não só para promover um bom crescimento, mas também para proteção da saúde do camarão.

Tabela 2. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtidas para as rações.

Ração	Cu			Zn		
	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
R1	33,7	34,9	34,3	145,1	146,8	145,9
R2	12,4	13,8	13,1	61,9	64,6	63,2
R3	47,8	47,9	47,8	77,5	81,8	79,7
R4	75,5	82,6	79,0	67,7	71,0	69,3
R5	51,8	52,0	51,9	81,5	82,1	81,8
R6	51,0	52,8	51,9	81,6	82,3	81,9
R7	44,5	44,7	44,6	71,3	72,9	72,1
R8	48,8	52,2	50,5	72,6	73,5	73,0
R9	41,4	60,5	51,0	71,2	72,9	72,0
R10	30,3	51,7	41,0	72,0	74,9	73,5

As concentrações de Cu e Zn obtidas nos outros insumos que foram utilizados nos viveiros ao longo de um ciclo de engorda são apresentados na Tabela 3. As concentrações de Cu variaram de 0,7 a 3,3 $\mu\text{g/g}$, enquanto as de Zn variaram de 0,12 a 45,7 $\mu\text{g/g}$. As concentrações de Cu e Zn em fertilizantes obtidas por outros autores variam entre 0,3 e 38 $\mu\text{g/g}$ e de não detectável a 1450 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Alloway *et al.*, 1988; Gimeno-García *et al.*, 1996). Nossos resultados encontram-se dentro da faixa de concentração dos resultados registrados na literatura. O superfosfato foi o que apresentou a mais alta concentração de Zn, 45,7 $\mu\text{g/g}$. Resultado semelhante foi encontrado por Gimeno-García *et al.* (1996) que obtiveram para o superfosfato uma concentração de Zn de 50 $\mu\text{g/g}$. Eles observaram, também, que os superfosfatos continham altos níveis de Cu e Zn como impurezas.

Nos fertilizantes os metais traço encontram-se tanto sob a forma de princípios ativos quanto como impurezas. Os fertilizantes, na forma de superfosfato e uréia, são as principais fontes de metais que ocorrem na forma de impurezas. Estas impurezas derivam das rochas fosfáticas (fosforita) utilizadas na produção dos adubos, as quais possuem teores de metais associados a fosfatos e incorporados ao insumo durante o processo de produção. No caso do superfosfato, os teores de metais variam de acordo

com a origem da matéria prima utilizada na sua produção e seu processo de manufatura (Mortvedt, 1996).

Existem fazendas que utilizam compostos de Cu para eliminar protozoários externos e bactérias filamentosas causadoras de doenças em pós-larva de camarão. Eles também são utilizados para inibir o crescimento do fitoplâncton (Gräslund & Bengtsson, 2001). A adição de insumos em viveiros pode ser ajustada para as necessidades reais. Caso isso não ocorra, o excesso pode ser depositado no fundo dos viveiros e resultar em uma acumulação de metais traço no solo. Mudanças nas condições físico-químicas do viveiro podem eventualmente disponibilizar os metais para a coluna d'água e esses se tornarem disponíveis para serem incorporados pelos camarões. No caso das fazendas estudadas, entretanto, não foi verificado o uso de sulfato de Cu durante este estudo.

Tabela 3. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtida para os outros insumos.

Insumo	Cu			Média Zn		
	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
Calcário dolomítico	3,2	3,3	3,3	8,5	9,5	9,0
Calcário dolomítico	1,9	1,9	1,9	Nd	Nd	Nd
Cloro ativo granulado 65 %	3,1	3,5	3,3	Nd	Nd	Nd
NutriLake	0,7	0,8	0,7	Nd	Nd	Nd
Superfosfato triplo	1,9	2,2	2,0	44,5	46,9	45,7

5.2 Concentração de Cu e Zn nas amostras de sedimento

As concentrações de Cu e Zn obtidas nos sedimentos coletados dos viveiros durante um ciclo de engorda para as Fazendas 1 e 3 são apresentadas nas Figuras 5 e 6, respectivamente. Devido a problemas ocorridos durante a coleta, não foi possível obter dados para a Fazenda 2. Observa-se que os maiores valores de Cu e Zn foram medidos no início e no final do ciclo, ocorrendo um decréscimo da concentração dos metais no meio do ciclo. Essa tendência é mais pronunciada nas concentrações de Cu. As concentrações médias de Cu foram de 16,5 e 10,3 $\mu\text{g/g}$ na Fazenda 1 (água doce) e na Fazenda 3 (água salgada), respectivamente, enquanto as concentrações de Zn foram de 41,1 e 35,1 $\mu\text{g/g}$ na Fazenda 1 e Fazenda 2, respectivamente (Tabela 4). Gosavi *et al.* (2004) em sedimentos de viveiros localizados na Austrália encontraram

concentrações de Cu e Zn com valores de 40 e 30 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Em fazendas de cultivo de camarão no Equador as concentrações de Cu e Zn nos sedimentos de viveiros variaram de 0,0 a 36,8 $\mu\text{g/g}$ e de 0,0 a 24,5 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Sonnenholzner & Boyd, 2000). Diferenças nas concentrações de metais podem ser correlacionadas com as diferentes propriedades dos solos dos viveiros e possivelmente com entrada de alimentos, fertilizantes e outros produtos (Sonnenholzner & Boyd, 2000).

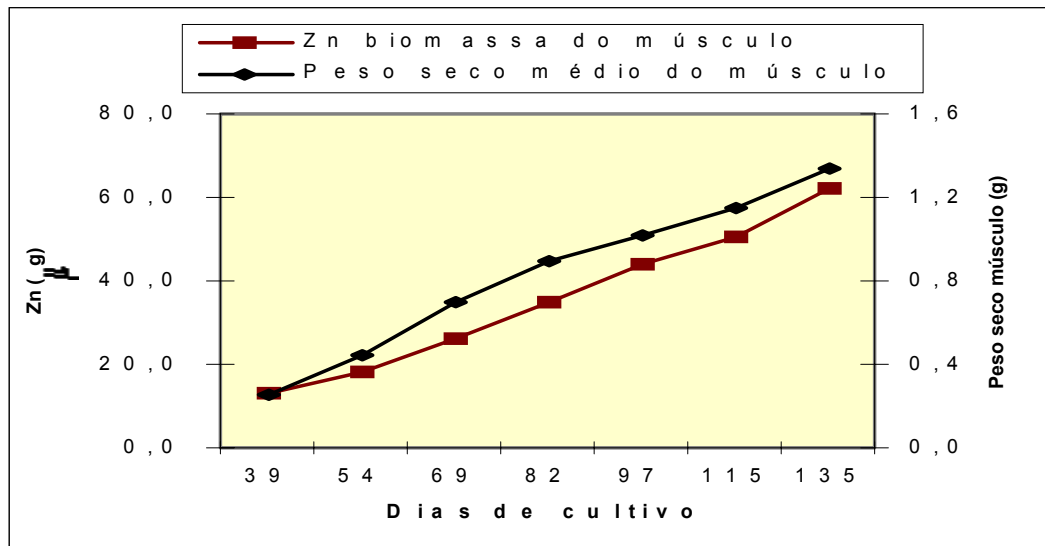


Figura 5. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em sedimentos de viveiros da Fazenda 1 (água doce).

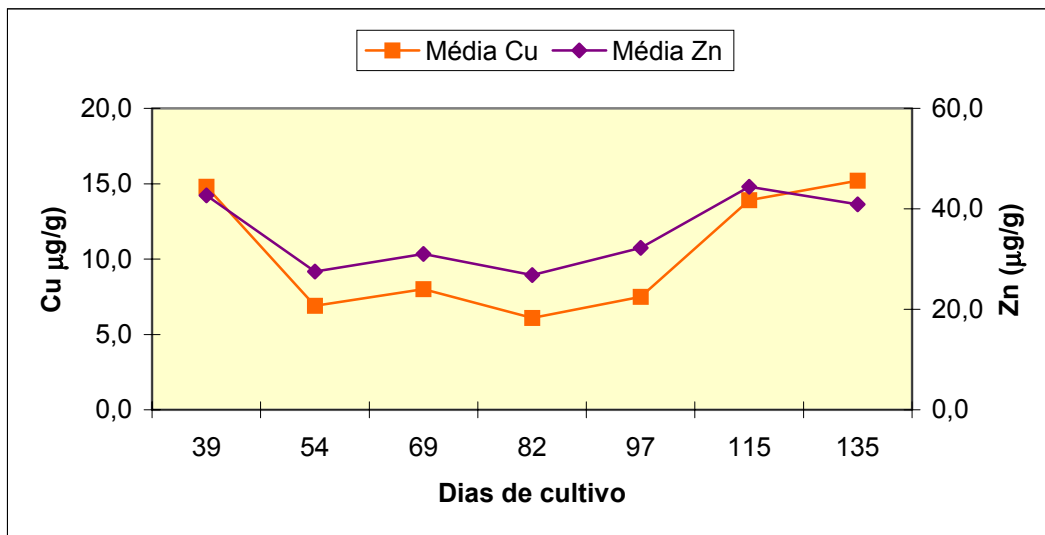


Figura 6. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em sedimentos de viveiros da Fazenda 3 (água salgada).

Tabela 4. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) obtida para os sedimentos de viveiros.

Fazendas	Cu	Zn
Fazenda 1		
Mínimo	9,3	31,3
Máximo	20,7	47,1
Média	$16,5 \pm 5,3$	$41,1 \pm 6,2$
Fazenda 3		
Mínimo	6,1	26,8
Máximo	15,2	44,4
Média	$10,3 \pm 4,1$	$35,1 \pm 7,4$

Nas Figuras 7 e 8 pode-se observar a variação de Cu e Zn no sedimento e no material em suspensão de seis pontos da Fazenda 3: Rio Jaguaribe (captação), canal de adução, viveiro no início do ciclo de engorda, viveiro próximo a época de despesca, canal de drenagem e gamboa.

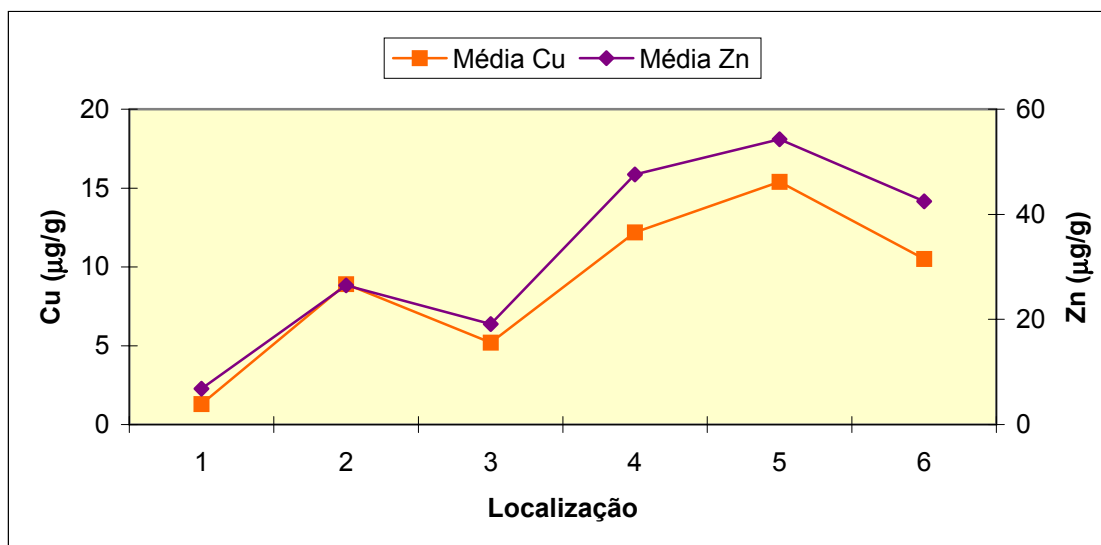


Figura 7. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no sedimento de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro no final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.

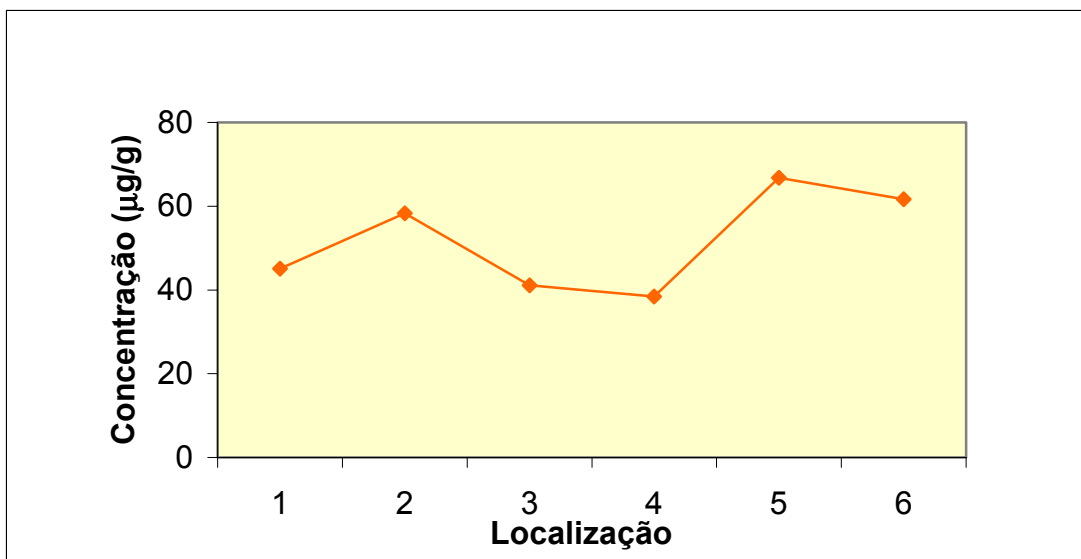


Figura 8. Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no material em suspensão de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro no final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.

Acompanhando a variação de Cu e Zn na Figura 7 podemos observar que ocorre um enriquecimento de Cu e Zn nos sedimentos de até 10 vezes, desde o Rio Jaguaribe até o canal de drenagem, havendo uma diminuição das concentrações desses metais na gamboa. Este resultado sugere que o sistema de cultivo intensivo do *L. vannamei* pode funcionar como um acumulador de metais provenientes de alimentação, insumos e exúvias, ao longo do tempo, de forma similar aos sistemas lênticos costeiros como os lagos e manguezais.

As concentrações de Zn não foram detectáveis no material em suspensão. A concentração de Cu varia ao longo do percurso em até 60%, alcançando a maior concentração no ponto 5 (canal de drenagem) e diminuindo na gamboa (Figura 8).

5.3 Concentração de Cu nas amostras de água

Os resultados de Cu na água dos seis pontos da Fazenda 3 são apresentados na Tabela 5. A concentração de Cu nos seis pontos é praticamente constante. De acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA, na aquicultura, os níveis de Cu recomendados não devem ultrapassar 20 µg/l. Portanto, esses valores estão dentro das recomendações. As concentrações de Zn não foram determinadas.

Tabela 5. Concentração de Cu (µg/l) na água de seis pontos da Fazenda 3: 1) Rio Jaguaribe (captação), 2) canal de adução, 3) viveiro no início do ciclo de engorda, 4) viveiro final do ciclo de engorda, 5) canal de drenagem e 6) gamboa.

	Ponto1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
Cu²⁺	6,62	7,23	6,97	7,38	6,92	6,67

5.4 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos monitorados simultaneamente as coletas realizadas nas três fazendas ao longo do ciclo de engorda, são sumarizados da Tabela 6. O pH variou de 8,4 a 9,5; de 7,5 a 8,2 e de 7,8 a 8,9 para as Fazendas 1, 2 e 3, respectivamente. A salinidade manteve-se 0 na Fazenda 1. Nas Fazendas 2 e 3 a salinidade aumentou com os dias de cultivo variando de 2 a 31 e de 8 a 40, respectivamente. As médias de salinidade nas Fazendas 2 e 3 foram de 14,3 e 21,5, respectivamente. A transparência da água nas Fazendas 1, 2 e 3 variou de 25 a 30; 30 a 35 e 20 a 25, respectivamente. As médias de transparência da água foram de 26,6 para a Fazenda 1, 31,6 para a Fazenda 2 e 20,8 para a Fazenda 3. O oxigênio dissolvido foi monitorado duas vezes ao dia. Pela manhã a variação de oxigênio foi de 4,3 a 6,5 mg/l na Fazenda 1, 2,5 a 3,6 mg/l na Fazenda 2 e 0,8 a 3,6 mg/l na Fazenda 3. No período da tarde nas Fazendas 1,2 e 3 o oxigênio dissolvido variou de 6,9 a 12,4,2 a 6,5 e 9,4 a 10,1 mg/l, respectivamente. As médias de oxigênio dissolvido para a

Fazenda 1 foram de 5,7 mg/l pela manhã e 10,0 mg/l pela tarde, na Fazenda 2 foram de 3,2 mg/l pela manhã e 5,6 mg/l pela tarde e na Fazenda 3 foram de 2,5 mg/l pela manhã e 9,6 mg/l pela tarde. Os valores dos parâmetros físico-químicos recomendados no cultivo são de 7,0 a 8,3 para pH, 0,5 a 35 para salinidade, 5,0 a 9,0 ml/l para oxigênio dissolvido e turbidez ausente (Valença & Mendes, 2003).

Tabela 6. Parâmetros físico-químicos medidos nas três fazendas estudadas ao longo de um ciclo de engorda.

Fazendas/ Dias de cultivo	PH	Salinidade	Transparência	Oxigênio dissolvido (mg/L)	
				Manhã	Tarde
Fazenda 1					
44	8,8	0	30	6,5	-
59	9,0	0	25	-	6,9
73	8,5	0	25	5,2	11,4
88	8,5	0	25	6,4	-
103	8,4	0	25	6,3	12
119	9,5	0	30	4,3	10
Fazenda 2					
45	8,2	2	35	3,6	6,5
60	7,9	6	30	3,5	6,2
74	7,5	8	35	2,5	5,9
89	7,9	13	30	3,2	5,8
104	7,8	26	30	3,3	4,9
160	7,8	31	30	3,4	4,2
Fazenda 3					
38	7,8	8	20	3,4	10,1
53	8,9	12	20	3,6	9,6
67	8,1	16	20	2,4	10,0
82	8,1	23	20	0,8	9,8
97	8,2	30	25	2,1	8,8
114	8,1	40	20	2,9	9,4

5.5 Concentração de Cu e Zn nas amostras de *L. vannamei*

As amostras de *L. vannamei* foram coletadas em intervalos de aproximadamente quinze dias ao longo de um ciclo de engorda (~ 120 dias) em três fazendas sob diferentes salinidades da água de cultivo. As concentrações de Cu e Zn medidas no músculo e no exoesqueleto de *L. vannamei* para as três fazendas são apresentadas na Tabela 7. Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as concentrações totais de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões para as três fazendas ($p > 0,05$). Esse resultado indica que não existem diferenças na acumulação de Cu e Zn entre as diferentes salinidades. Resultado semelhante foi encontrado por Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (1995a) para *Litopenaeus vannamei* em ambientes estuarinos e marinhos. Guhathakurta & Kaviraj (2000) analisando Zn em músculo de *Penaeus monodon* cultivado em viveiros localizados ao longo da costa nordeste da Índia concluíram que o Zn foi acumulado em altas taxas (7,3 a 4.810 $\mu\text{g/g}$) e que a salinidade da água mostrou uma correlação positiva e significativa com a concentração de Zn no músculo. Aparentemente, a disponibilidade do metal, fatores ambientais, tolerância fisiológica e mecanismos regulatórios determinam os níveis que podem ser acumulados nos tecidos dos organismos (Hashmi *et al.*, 2002). O camarão *L. vannamei*, espécie marinha, possui uma ótima capacidade de osmoregulação, fato comprovado pelo sucesso de seu cultivo em águas com salinidade zero. Também, se pode sugerir que um equilíbrio entre as taxas de entrada e excreção dos metais está ocorrendo. Rainbow (1995) relata que o crustáceo decápoda *Palaemon elegans* mantém a concentração corpórea do Zn constante se o fluxo corpóreo diário de Zn permanece até 13% da carga corpórea total de Zn do organismo.

Tabela 7. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce), Fazenda 2 (água mesoalina) e Fazenda 3 (água salgada).

Fazendas	Cu Músculo	Cu Exoesqueleto	Zn Músculo	Zn Exoesqueleto
Fazenda 1				
Mínimo	28,8	51,6	39,1	40,7
Máximo	59,4	100,5	47,3 \pm 3,0	68,7
Média	40,1 \pm 10,1	75,1 \pm 17,4	42,9 \pm 2,6	55,5 \pm 8,7
Fazenda 2				
Mínimo	23,2	49,9	36,0	48,9
Máximo	43,9	93,8	47,5	59,0
Média	33,4 \pm 7,4	74,0 \pm 13,5	41,8 \pm 3,6	52,7 \pm 4,2
Fazenda 3				
Mínimo	24,3	62,1	37,2	42,7
Máximo	61,6	112,2	51,5	69,8
Média	42,2 \pm 14,4	87,2 \pm 17,4	43,1 \pm 4,8	54,3 \pm 10,9

As concentrações médias de Cu variaram de 33,4 a 42,2 $\mu\text{g/g}$ e de 74,0 a 87,2 $\mu\text{g/g}$ no músculo e no exoesqueleto, respectivamente, enquanto as concentrações de Zn variaram de 41,8 a 43,1 $\mu\text{g/g}$ no músculo e de 52,7 a 55,5 $\mu\text{g/g}$ no exoesqueleto (Tabela 7). Estas concentrações estão bem abaixo das concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira para consumo humano, de 120 e 200 $\mu\text{g/g}$, em peso seco, para Cu e Zn, respectivamente.

As concentrações de Zn encontradas nos camarões foram bem menores que aquelas reportadas para áreas muito contaminadas. Por exemplo, resultados obtidos em tecido muscular de *Litopenaeus schmitti* na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, altamente contaminada por Zn, são em média de 190 $\mu\text{g/g}$ e atingem valores máximos de até 1.440 $\mu\text{g/g}$ (Lacerda *et al.*, 2004b). As concentrações de Cu, por outro lado, encontram-se um pouco mais elevadas que a faixa de concentração relatada para áreas não contaminadas por este metal. *L. schmitti* analisado no litoral do Rio de

Janeiro mostrou níveis de Cu variando de 5,2 a 32,3 $\mu\text{g/g}$ (Lacerda *et al.*, 2004b). No litoral do México, Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (1995a) e Páez-Osuna & Tron-Mayen (1996) relataram concentrações de Cu em tecido muscular de *Litopenaeus vannamei* variando de 22,7 a 27,5 $\mu\text{g/g}$ e de 18,5 a 19,2 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. No Quadro 1 pode-se observar as concentrações de Cu e Zn encontradas em diversas localidades para camarões referidas por vários autores.

Quadro 1. Concentração de Cu e Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) no músculo de camarões.

Lugar	Espécie	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Fonte
Lydney (Reino Unido)	<i>Crangon</i> <i>crangon</i>	82,0	29,0	Culshaw <i>et al.</i> (2002)
Goldcliff (Reino Unido)	<i>Crangon</i> <i>crangon</i>	91,3	121,0	Culshaw <i>et al.</i> (2002)
Rhosili Bay (Reino Unido)	<i>Crangon</i> <i>crangon</i>	53,3	80,0	Culshaw <i>et al.</i> (2002)
Sudeste da Ásia	<i>Penaeus</i> <i>monodon</i>	3,6*	11,6*	Hashmi <i>et al.</i> (2002)
México	<i>Litopenaeus</i> <i>stylirostris</i>	13,9 – 70,3	47,8 – 122,3	Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (1995b)
Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro)	<i>Litopenaeus</i> <i>schmitti</i>	72,2	79,2	Carvalho <i>et al.</i> (1993)
Austrália	<i>Feneropenaeus</i> <i>merguiensis</i>	36,3*	50,4*	Darmono & Denton (1990)
Rio Jaguaribe (Brasil)	<i>Litopenaeus</i> <i>vannamei</i>	33,4 – 40,1	41,8 – 47,3	Nosso estudo

*Concentração convertida de peso úmido para peso seco (usando um fator de 4)

Acompanhando a variação temporal, durante o ciclo de engorda, das concentrações de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto observamos oscilações dessas concentrações, sendo que as variações das concentrações de Zn são pouco pronunciadas. As concentrações de Cu no músculo e no exoesqueleto apresentam

variações significativas ao longo do ciclo de engorda das três fazendas. Na Fazenda 1 as concentrações iniciais de Cu no músculo e no exoesqueleto foram de 28,8 e 84,5 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. No músculo foi observado um aumento de 106% da concentração inicial no 127º dia de cultivo. No exoesqueleto a tendência foi de decréscimo da concentração, 48% no 119º dia de cultivo. As concentrações finais foram de 41,7 $\mu\text{g/g}$ no músculo e 65,9 $\mu\text{g/g}$ no exoesqueleto (Figura 9). Na Fazenda 2 as concentrações iniciais de Cu foram de 36 $\mu\text{g/g}$ no músculo e 83,2 $\mu\text{g/g}$ no exoesqueleto. No músculo essa concentração decresceu para 24,7 $\mu\text{g/g}$ (89º dia de cultivo), aumentou para 43,9 $\mu\text{g/g}$ (105º dia de cultivo) e no final do ciclo decresceu para 23,2 $\mu\text{g/g}$. No exoesqueleto ocorreu um aumento da concentração inicial no início do ciclo e depois a tendência foi de decréscimo, a concentração final foi de 69,6 $\mu\text{g/g}$ (Figura 11). Na Fazenda 3 os valores iniciais de Cu no músculo e no exoesqueleto foram de 61,6 e 82,5 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. A concentração no músculo decresceu para 27,5 $\mu\text{g/g}$ entre o 39º e o 82º dia de cultivo (55%) e no final do ciclo apresentou uma concentração de 48,2 $\mu\text{g/g}$. No exoesqueleto ocorreram picos de concentração de 122,2 e 103,7 $\mu\text{g/g}$ (54º e 82º dia de cultivo), essas concentrações decresceram para 62,1 $\mu\text{g/g}$ (115º dia de cultivo) e no final do ciclo foram de 89,3 $\mu\text{g/g}$ (Figura 13). As concentrações de Zn no músculo dos camarões foram praticamente constantes ao longo do ciclo de engorda das três fazendas. No exoesqueleto, apenas a Fazenda 2 apresentou a variação temporal do Zn sem oscilações significativas. Na Fazenda 1 e 3 as concentrações iniciais de Zn no exoesqueleto apresentaram algumas variações durante o cultivo (Figuras 10,12 e 14, respectivamente). Acompanhando as concentrações de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto podemos destacar um padrão de comportamento no qual as concentrações mostram tendências opostas ao longo do cultivo, ou seja, quando ocorre um aumento da concentração em um tecido, paralelamente ocorre uma diminuição da concentração no outro tecido. O Cu nas Fazendas 1 e 3 são exemplos bem nítidos.

Foi observada diferença estatística significativa nas concentrações de Cu e de Zn entre músculo e exoesqueleto para as três fazendas ($p < 0,05$). Páez-Osuna & Tron-Mayen (1996) em populações selvagens e cultivadas de *L. vannamei* encontraram diferenças significativas nas concentrações de Cu entre músculo (18,5 a 19,2 $\mu\text{g/g}$) e

exoesqueleto (66,1 a 71,4 $\mu\text{g/g}$) e concentrações similares de Zn entre músculo (54,0 a 56,0 $\mu\text{g/g}$) e exoesqueleto (30,0 a 35,0 $\mu\text{g/g}$).

O comportamento das concentrações de Cu entre músculo e exoesqueleto e as maiores concentrações de Cu medidas no exoesqueleto sugerem que mecanismos de detoxificação podem estar atuando nesses organismos, levando a crer que as concentrações à que estão expostos já ultrapassam as necessidades de Cu para o metabolismo dos animais (constituente da hemocianina; hematopoiese; síntese de colágeno e elastina). White & Rainbow (1985) afirmam que os crustáceos acumulam Cu e Zn em quantidades próximas as suas exigências metabólicas. Avaliando o requerimento metabólico de Cu e Zn para crustáceos (carga corpórea total, incluindo exoesqueleto) a maioria dos dados publicados encontram-se dentro da faixa de 70 a 122,5 $\mu\text{g/g}$ de peso seco para os dois metais (Eisler, 1981; Rainbow, 1988; Depledge, 1989). No exoesqueleto a quitosana tem a capacidade de mobilizar metais, assim esses são prováveis indícios de que o camarão está utilizando o exoesqueleto para detoxificar o excesso de metal no organismo. Uma vez que a acumulação de metais pesados no exoesqueleto de crustáceos é um processo de transporte ativo, e, portanto com significativo gasto de energia, é razoável supor que parte da energia do metabolismo destes animais pode estar sendo desviada para este fim, podendo, portanto levar a uma diminuição na taxa de crescimento dos mesmos e conseqüentemente na produtividade da fazenda. Alguns estudos têm reportado que a redução nos níveis de alguns metais traço pode aumentar a produção de camarões (Castille & Adisson, 1981; Burton & Fisher, 1990; Yuan *et al.*, 1993). Analisando os efeitos da toxicidade do sulfato de cobre em juvenis de *Penaeus monodon*, Chen & Lin (2001) relatam que o Cu provoca a redução de peso mais significativamente que a redução de comprimento total. Após 75 dias de exposição ao Cu, os camarões do grupo controle tiveram o peso 5,5 vezes maior que o inicial e os camarões expostos a concentração de 1,80 mg/l de Cu tiveram 2,6 vezes o peso maior que o inicial.

Além disso, concentrações subletais de metais traço podem levar a acumulação de amônia endógena nos tecidos dos camarões, também podendo resultar em diminuição da qualidade do produto comercializado (Moraes *et al.*, 1993; Rainbow, 1997; Hashimi *et al.*, 2002).

Tornam-se necessários estudos sobre a distribuição de metais entre os diversos órgãos, sobre alterações das cargas corpóreas de metais durante o desenvolvimento, crescimento e estágios de muda e sobre a expressão de metalotioneínas em camarões *L. vannamei* expostos a metais, para que os mecanismos de detoxificação comecem a ser elucidados e tornem-se ferramentas de auxílio no monitoramento da qualidade ambiental.

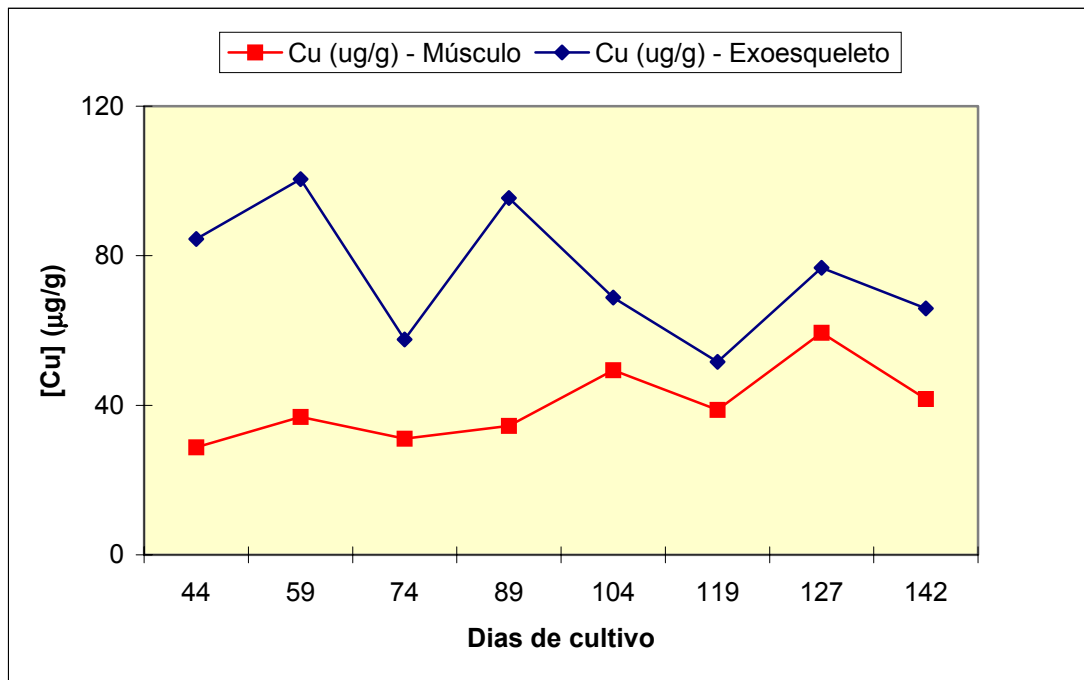


Figura 9. Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce).

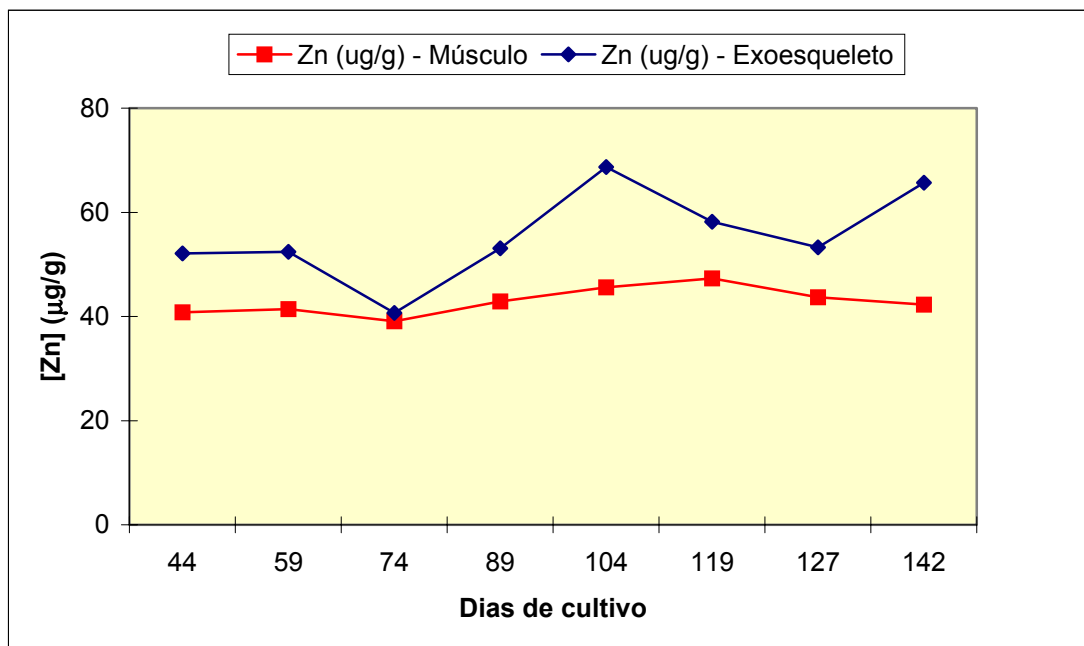


Figura 10. Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 1 (água doce).

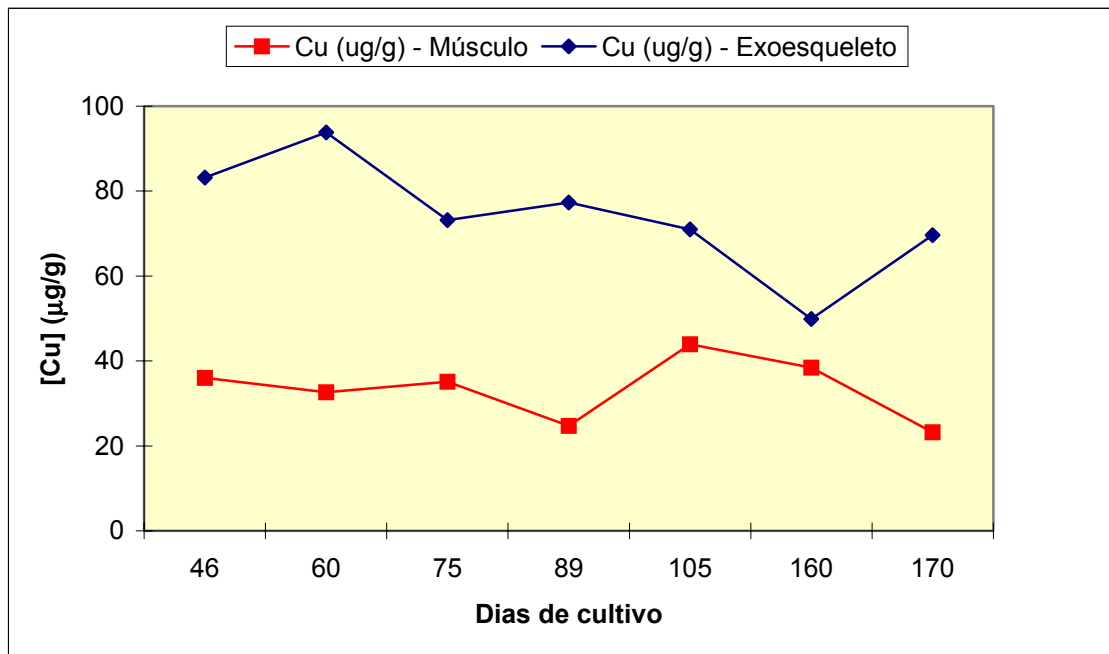


Figura 11. Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 2 (água mesoalina).

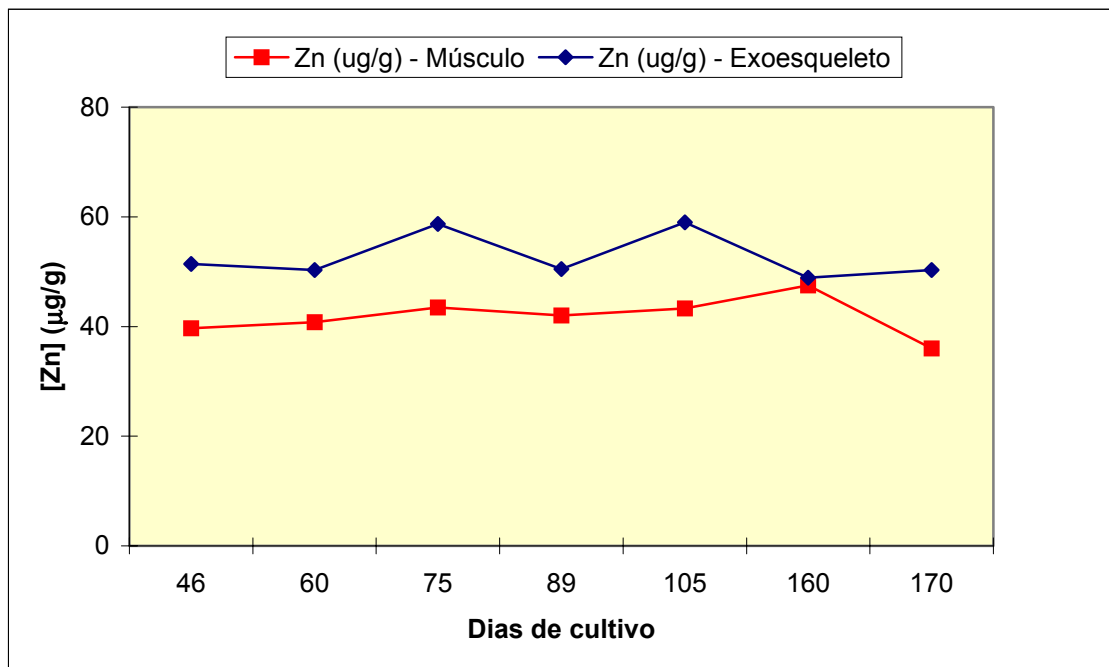


Figura 12. Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 2 (água mesoalina).

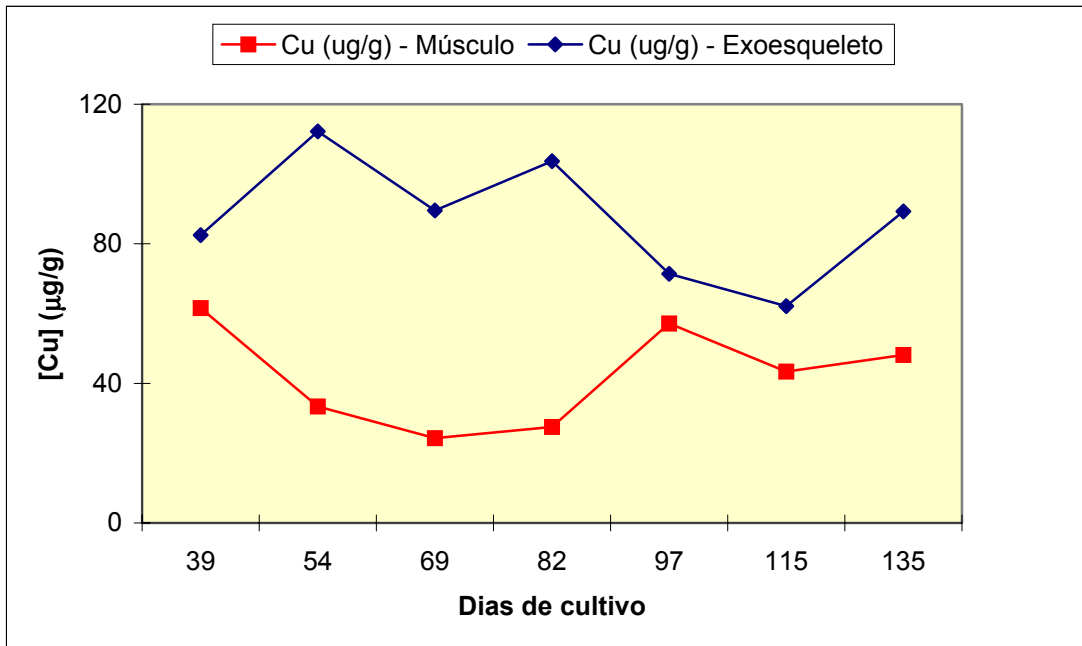


Figura 13. Concentração de Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 3 (água salgada).

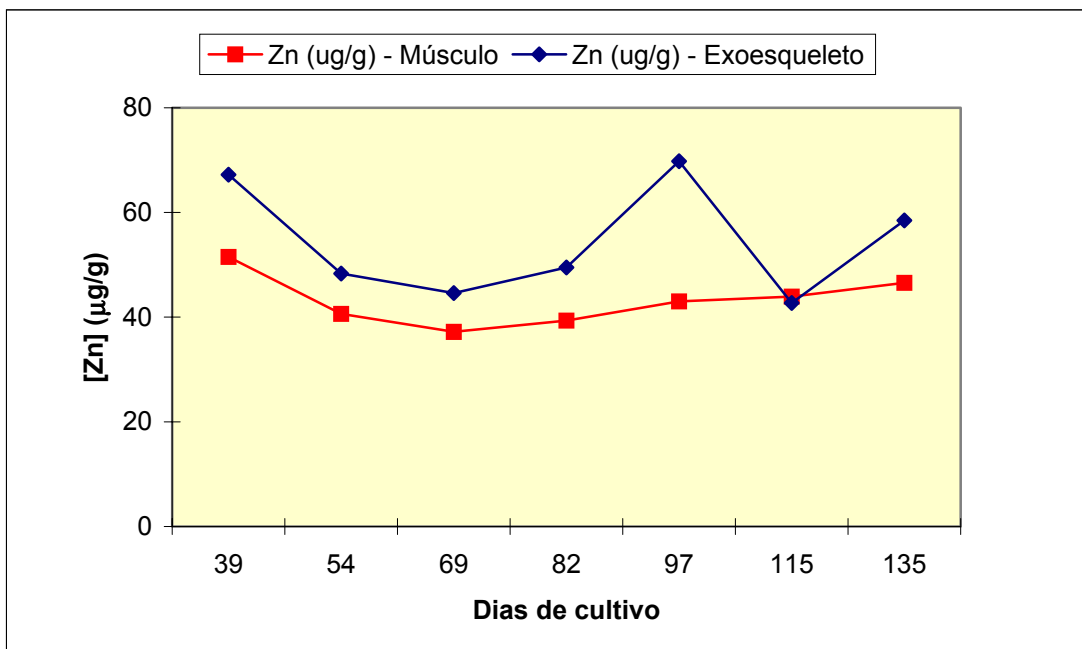


Figura 14. Concentração de Zn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em camarões cultivados na Fazenda 3 (água salgada).

A análise das cargas de Cu e Zn, ao longo do ciclo de engorda, nos tecidos do camarão nos permite observar dois padrões de comportamento. 1) as cargas dos metais no músculo e no exoesqueleto acompanham o aumento de biomassa; 2) as cargas de metais no músculo e no exoesqueleto apresentam oscilações e comportamento inverso. Na Fazenda 1 a carga de Zn no músculo acompanha a carga de Zn no exoesqueleto e a carga de Cu no músculo e no exoesqueleto apresentam sutis inversões de comportamento, ou seja quando decresce em um tecido, aumenta na outro. Na Fazenda 2 as cargas de Zn no músculo e no exoesqueleto seguem uma mesma tendência. As cargas de Cu no músculo e no exoesqueleto apresentam um mesmo comportamento durante a maior parte do cultivo, porém no final do ciclo ocorre uma brusca mudança de comportamento, o Cu decresce no músculo e aumenta no exoesqueleto. Na Fazenda 3 as cargas de Zn no músculo e no exoesqueleto seguem uma mesma tendência ocorrendo no final uma sutil oscilação da carga de Zn no exoesqueleto. O comportamento das cargas de Cu no músculo é o inverso do comportamento das cargas no exoesqueleto. Desses resultados, podemos deduzir que ocorre um aumento significativo das cargas durante o ciclo de engorda e que é observada uma significativa transferência de Cu, mas não de Zn, do músculo para o exoesqueleto (Figuras 15, 16 e 17, respectivamente). Tem sido sugerido que o exoesqueleto de crustáceo pode seqüestrar metais e contribuir para sua eliminação (depuração) através da ecdise (Khan *et al.*, 1989; Reinfelder & Fisher, 1994; Smokorowski *et al.*, 1998).

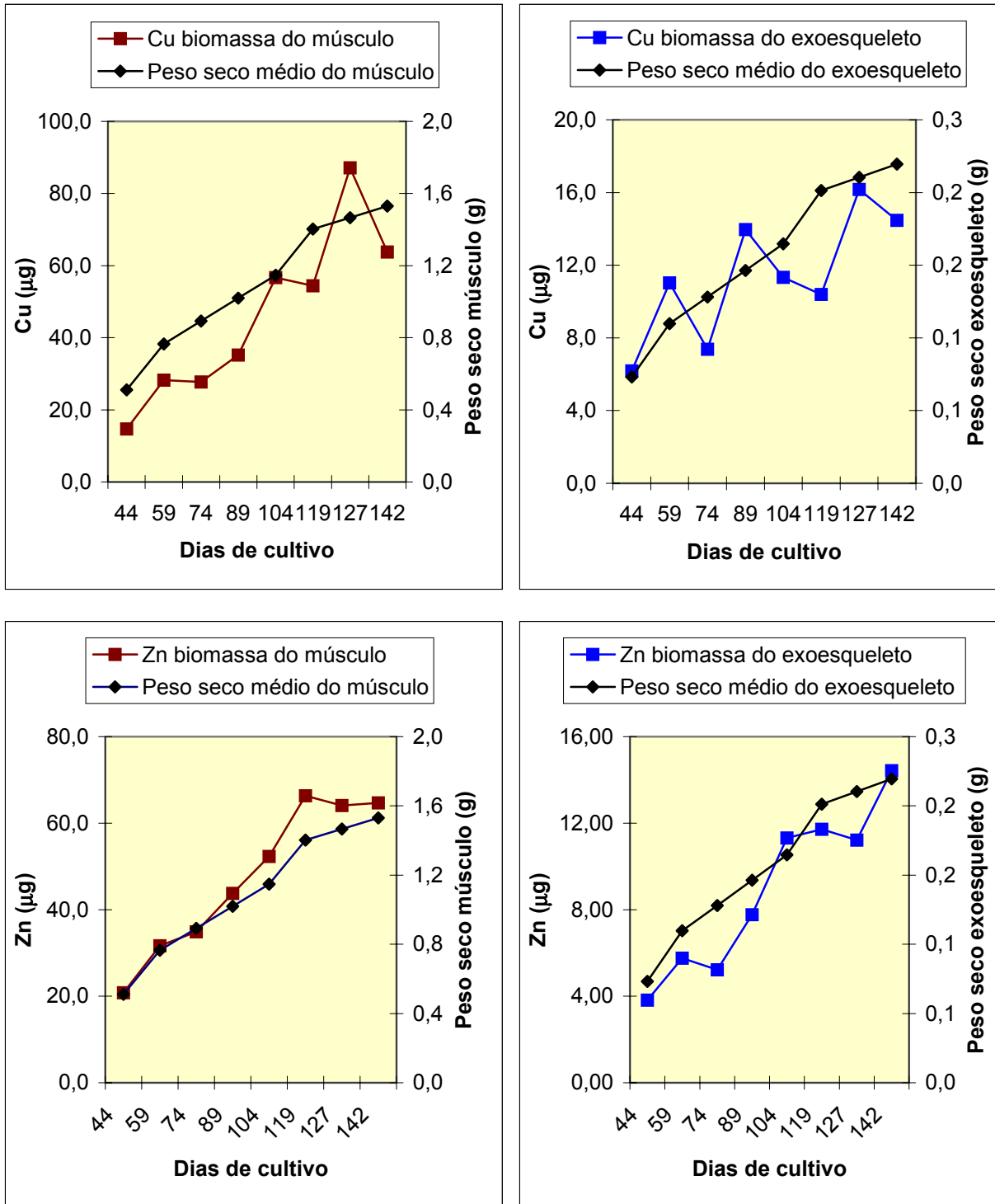


Figura 15. Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 1 (água doce).

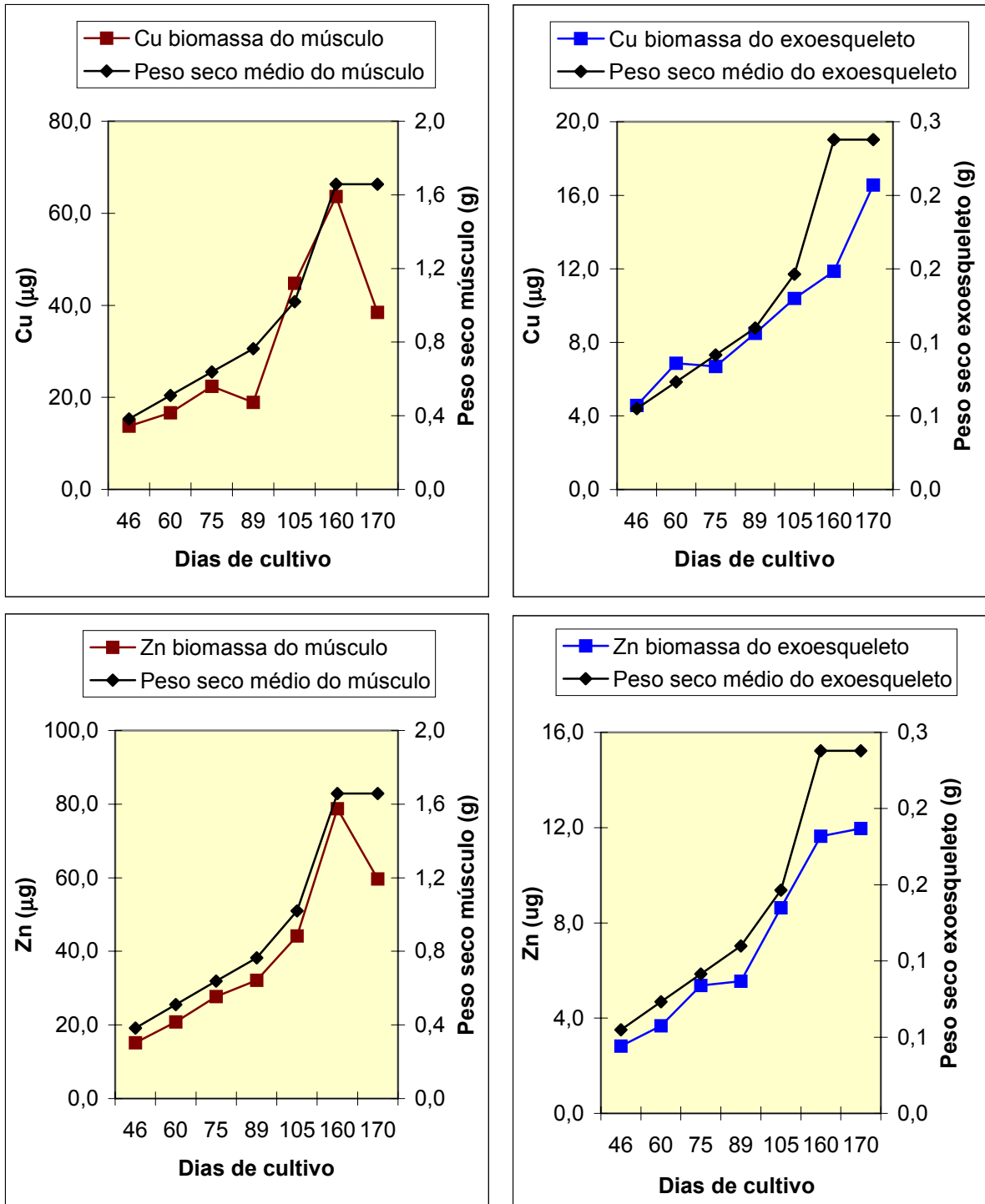


Figura 16. Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 2 (água mesoalina).

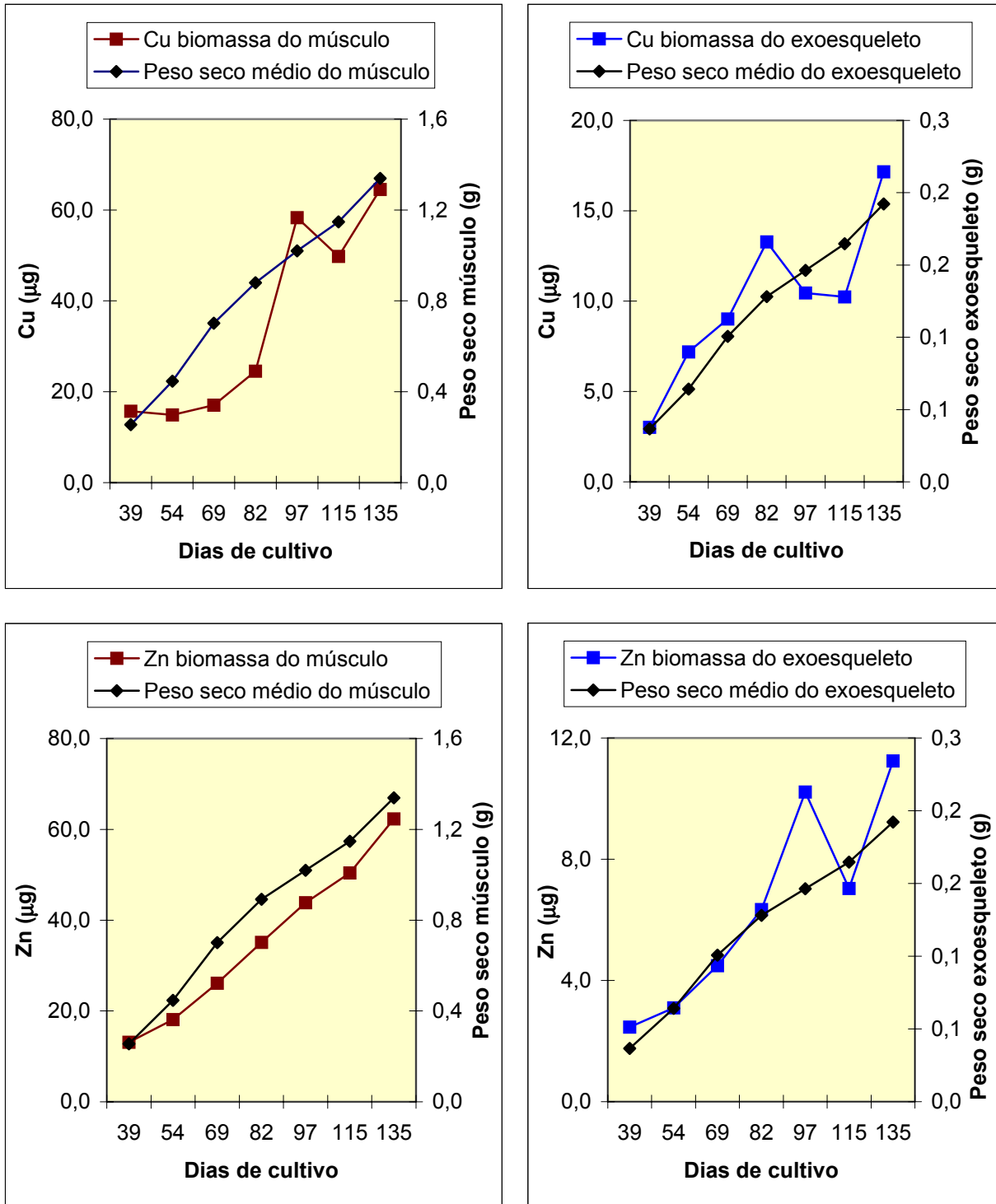


Figura 17. Cargas de Cu e Zn no músculo e no exoesqueleto dos camarões da Fazenda 3 (água salgada).

5.6 Balanço do Cu em viveiros de cultivo

A Figura 18 apresenta um esquema das cargas de Cu em um viveiro de engorda.

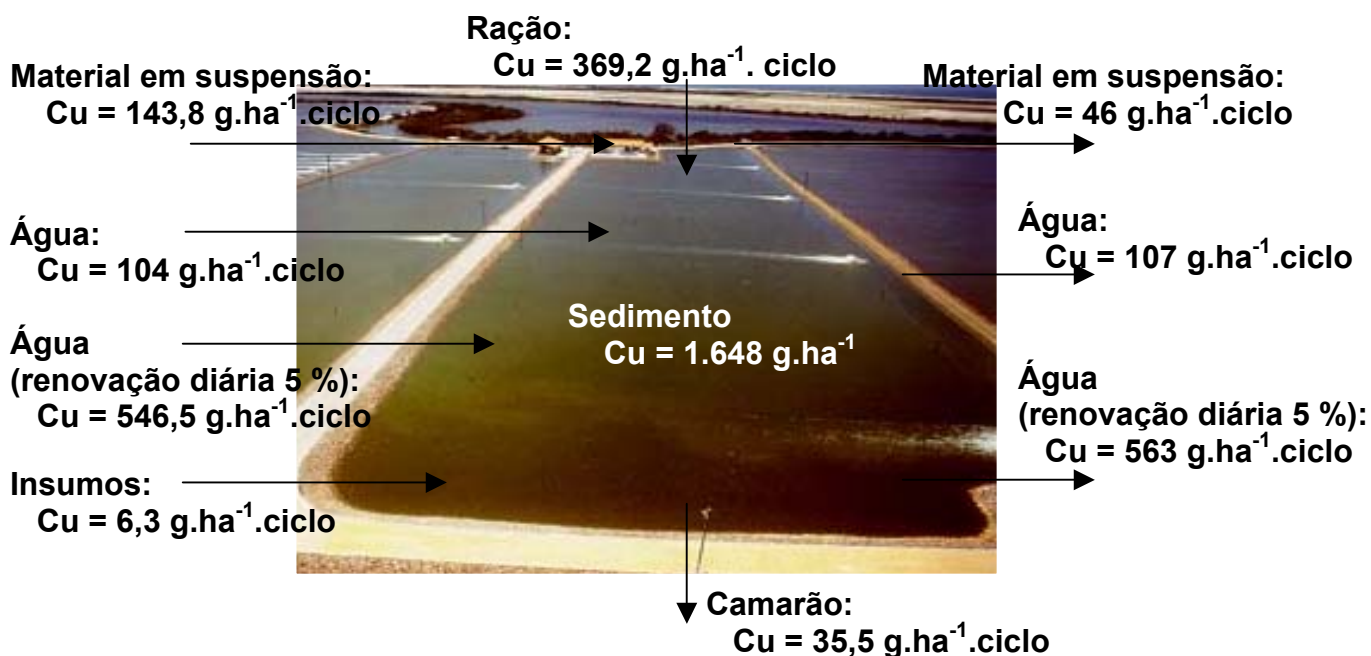


Figura 18. Cargas de Cu em um viveiro de engorda.

Para realizar o balanço de Cu em viveiros de cultivo de camarão foram utilizados valores obtidos durante um ciclo de engorda em uma fazenda com métodos e práticas característicos da atividade realizada no Nordeste do Brasil (Fazenda 3). O viveiro considerado possui as seguintes características: 3,2 ha de área, 1,5 m de profundidade, 14.525 Kg/ciclo de produção, 29.898 Kg/ciclo de ração utilizada e 10.765 Kg/ciclo de insumo utilizado. Os resultados foram expressos em g.ha⁻¹.ciclo. O balanço de Zn não foi realizado porque não foi possível a detecção de Zn na água e no material em suspensão.

A carga de Cu proveniente da ração foi calculada multiplicando-se o consumo de ração no valor de 7.941 Kg.ha⁻¹.ciclo (peso seco) pela média das concentrações de Cu nessas rações no valor de 46,5 µg/g. As concentrações de Cu nas rações foram obtidas

durante o estudo (Tabela 3). Assim, é incorporado aos viveiros de engorda sob forma de ração carga de Cu no valor de $369,2 \text{ g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$.

Para o cálculo das cargas de Cu oriundas dos outros insumos utilizou-se a quantidade, em peso seco (2 % umidade), de insumos consumida ($3.297 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ciclo}$) e multiplicou-se pela concentração média de Cu ($1,9 \text{ }\mu\text{g/g}$) obtida a partir das medidas de concentração de Cu nos insumos analisados durante o estudo (Tabela 2). A carga de Cu proveniente de insumos é em média de $6,3 \text{ g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$.

No material em suspensão o TSS medido no canal de adução e no viveiro estudado foi de 164,4 e 74,44 mg/l, respectivamente e a concentração de Cu foi de 58,3 e 41,1 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. A carga de Cu que entra e sai do viveiro proveniente do material em suspensão é de 143,8 e 46 $\text{g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$, respectivamente.

As cargas de Cu na biomassa dos camarões foram calculadas utilizando a produção de 578,8 e 83,1 Kg.ha^{-1} de peso seco de músculo e exoesqueleto, respectivamente (12,75 e 1,83 % da produção total correspondem ao peso seco de músculo e exoesqueleto, respectivamente). As concentrações de Cu no músculo e no exoesqueleto dos camarões no final do ciclo de engorda do viveiro analisado foram de 48,2 e 89,3 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Figuras 13 e 14, respectivamente). Obtiveram-se cargas de Cu de 28 e 7,5 $\text{g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$ para músculo e exoesqueleto, respectivamente.

Na água, calculou-se a carga de Cu que entra no início do ciclo, quando o viveiro é totalmente cheio (104 g.ha^{-1}), a carga de Cu que entra com a renovação diária de 5 % da água ($546,5 \text{ g.ha}^{-1}$), a carga de Cu que sai com a renovação diária de 5 % da água (563 g.ha^{-1}) e a carga de Cu que sai na despesca, quando o viveiro é totalmente esvaziado (107 g.ha^{-1}). Os parâmetros utilizados foram a concentração de Cu na água de entrada e saída (6,94 e 7,15 $\mu\text{g/l}$, respectivamente) e considerou-se que a renovação ocorre a partir do 31º dia de cultivo.

No sedimento, a carga de Cu foi calculada a partir da concentração média de Cu ($10,3 \text{ }\mu\text{g/g}$) obtida das determinações de Cu realizadas no sedimento do viveiro estudado (Tabela 4). A carga de Cu no sedimento foi de 1.648 g.ha^{-1} . A análise de sedimentos coletados à 1 m de profundidade da planície onde estão localizados os viveiros, mostram concentração de Cu de $1,0 \pm 0,1 \text{ }\mu\text{g/g}$. Se considerarmos esta

concentração como a concentração de Cu original destes solos, temos 160 gCu.ha^{-1} . Portanto, 1.488 g.ha^{-1} são oriundos da acumulação do Cu de origem antrópica.

O balanço de Cu em um viveiro de engorda foi realizado e obteve-se carga de entrada de Cu no valor de $1.169,8 \text{ g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$. Desse valor, $751,5 \text{ g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$ de Cu é exportado do sistema e $418,3 \text{ g.ha}^{-1}.\text{ciclo}$ de Cu é carga residual nos viveiros.

6. CONCLUSÕES

- ✓ As rações e os outros insumos utilizados ao longo de um ciclo de engorda apresentam concentrações Cu e Zn elevadas e variáveis.
- ✓ O sistema de cultivo intensivo do *L. vannamei* pode funcionar como um acumulador de metais no sedimento provenientes da alimentação, de outros insumos e exúvias.
- ✓ A distribuição de Cu e Zn no sedimento do entorno da Fazenda 3 indica que ocorre um enriquecimento de Cu e Zn desde o Rio Jaguaribe (captação) até o canal de drenagem.
- ✓ No material em suspensão do entorno da Fazenda 3 as concentrações de Zn não foram detectáveis e a maior concentração de Cu foi mensurada no canal de drenagem.
- ✓ A análise da água do entorno da Fazenda 3 indica que a concentração de Cu^{2+} está dentro das recomendações da Resolução nº 20 do CONAMA.
- ✓ As concentrações de Zn mensuradas nos camarões são bem menores que as reportadas para áreas muito contaminadas. Por outro lado, as concentrações de Cu encontram-se um pouco mais elevadas que a faixa de concentração relatada para áreas não contaminadas.
- ✓ A salinidade não interferiu na acumulação de Cu e Zn nos tecidos de *Litopenaeus vannamei*.
- ✓ O comportamento das concentrações de Cu entre músculo e exoesqueleto e as maiores concentrações de Cu medidas no exoesqueleto sugerem que mecanismos de detoxificação podem estar atuando nesses organismos. É razoável supor que parte da

energia do metabolismo destes animais pode estar sendo desviada para este fim, podendo, portanto levar a uma diminuição na taxa de crescimento dos mesmos e conseqüentemente na produtividade da fazenda.

- ✓ O balanço de Cu realizado em um viveiro de engorda indica que 418,3 g.ha⁻¹.ciclo de Cu é carga residual nos viveiros.

- ✓ As concentrações de Cu e Zn mensuradas nos camarões estão bem abaixo das concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira para consumo humano.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahsanullah, M.; Negilski, D. S. & Mobley, M. C. Toxicity of zinc, cadmium and copper to the shrimp *Callinassa australiensis* I. Effect of individual metals. *Marine Biology*, v. 64, p. 299-304, 1981.

Alloway, B.J.; Thornton, I.; Smart, G. A.; Sherlock, J.C. & Quinn, M.J. Metal availability. *The Science of the Total Environmental*, v. 75, p. 41-69, 1988.

Ambrus, A.; Hamilton, D. J.; Kuiper, H.A. & Racke, K.D. Significance of impurities in the safety evaluation of crop protection products (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, v. 75, n. 7, p. 937-973, 2003.

Bainy, A. C. D. Biochemical responses in penaeids caused by contaminants. *Aquaculture*, v. 191, p. 163-168, 2000.

Bambang, Y.; Thuet, P.; Charmantier-Daures, M.; Trilles, J. P. & Charmantier, G. Effect of copper on survival and osmoregulation of various developmental stages of the shrimp *Penaeus japonicus* Bate (Crustacea, Decapod). *Aquatic Toxicology*, v. 33, p. 125-139, 1995.

Bouwman, A. F. & Booij, H. Global use and trade of feedstuff and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 52, p. 262-267, 1998.

Boyd, C. E. *Water Quality in ponds for Aquaculture*. Birmingham Publishing, 482p., Birmingham, AL, 1990.

Boyd, C. E. & Massaut, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, v. 20, p. 113-132, 1999.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Brouwer, M.; Brouwer, T. H. & Syring, R. A. Novel forms of copper-metallothionein and anti-oxidant defense enzymes in crustacea that use copper for oxygen transport. *Marine Environmental Research*, v. 50, p. 103-106, 2000.

Bryan, G. W. Pollution due to heavy metals and their compounds. *Marine Ecology*, v. 5, p. 1289-1431, 1984.

Burton, D. T. & Fisher, D. J. Acute toxicity of cadmium, copper, zinc, ammonia, 3,3'-dichlorobenzidine, 2,6-dichloro-4-nitroaniline, methylene chloride and 2,4,6-trichlorophenol to juvenile grass shrimp and killfish. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, v. 44, p. 776, 1990.

Canli, M. & Furness, R. W. Toxicity of heavy metals dissolved in seawater and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Environmental Research*, v. 36, p. 217-236, 1993.

Carvalho, C. E. V.; Lacerda, L. D. & Gomes, M. P. Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro coast, SE-Brasil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 57/58, p. 645-653, 1991.

Carvalho, C. E. V.; Lacerda, L. D. & Gomes, M. P. Metais pesados na biota bêntica da baía de Sepetiba e Angra dos Reis, RJ. *Acta Limnologia Brasiliensia*, v. VI, p. 222-229, 1993.

Castille, F. L. & Adisson, A. L. The effects of EDTA (ethylenedinitrotetraacetic acid) on the survival and development of shrimp nauplii (*Penaeus stylirostris* Stimpson) and the interactions of EDTA with the toxicities of cadmium, calcium and phenol. *Journal World Maricul. Society*, v. 12, p. 292, 1981.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Chen, J. & Lin, C. Toxicity of copper sulfate for survival, growth, molting and feeding of juveniles of the tiger shrimp *Penaeus monodon*. *Aquaculture*, v. 192, p. 55-65, 2001.

Culshaw, C.; Newton, L. C.; Weir, I. & Bird, D. J. Concentrations of Cd, Zn and Cu in sediments and brown shrimp (*Crangon crangon* L.) from the Severn Estuary and Bristol Channel, UK. *Marine Environmental Research*, v. 54, p. 331-334, 2002.

Cuzon, G.; Lawrence, A.; Gaxiola, G.; Rosas, C. & Guillaume, J. Nutrition of *Litopenaeus vannamei* reared in tanks or in ponds. *Aquaculture*, v. 235, p. 513-551, 2004.

Darmono, D. & Denton, G. R. W. Heavy metal concentration in the banana prawn *Penaeus merguensis* and leader prawn *P. monodon* in the Townsville region of Australia. *Bulletin Environmental Contam. Toxicology*, v. 44, p. 479-486, 1990.

Davis, D.A.; Lawrence, A.L. & Gatlin III, D.M. Mineral requirements of *Penaeus vannamei*: a preliminary examination of the dietary essentiality for thirteen minerals. *Journal World Aquaculture Society*, v. 23, n. 1, p. 8-14, 1992.

Depledge, M. H. Re-evaluation of metabolic requirements for copper and zinc in decapod crustaceans. *Marine Environmental Research*, v. 27, p. 115-126, 1989.

Depledge, M. H.; Forbes, T. L. & Forbes, V. E. Evaluation of cadmium, copper, zinc and iron concentrations and tissue distributions in the benthic crab, *Dorippe granulata* (De Haan, 1841) from Tolo Harbour, Hong Kong. *Environmental Pollution*, v. 81, p. 15-19, 1993.

Eisler, R. *Crustacea*. In Trace Metal Concentrations in Marine Organisms. Pergamon Press, New York, p. 326-401, 1981.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Engle, D. W. Metal regulation and molting in the blue crab, *Callinectes sapidus*: copper, zinc and metallothionein. *Biological Bulletin*, v. 172, p. 69-82, 1987.

Esteves, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência, 2^a ed., 602 p., Rio de Janeiro, 1998.

Fadini, P. S. & Jardim, W. F. Storage of natural waters samples for total and reactive mercury analysis in PET bottles. *The Analyst*, v. 125, p. 549-551, 2000.

Fizman, M.; Pfeiffer, W. C. & Lacerda, L. D. Comparasion of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay. *Science and Technology Letters*, v. 5, p. 567-575, 1984.

Gesteira, T. C. V.; Nunes, A. J. P.; Miranda, P. T. C.; Madrid, R. M. & Martins, P. C. C. *Panorama da Carcinicultura Marinha do Ceará*. Anais do 13^o Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca, p. 323, Bahia, 2003.

Gimeno-García, E.; Andreu, V. & Boluda, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution*, v. 92, n. 1, p. 19-25, 1996.

Gosavi, K.; Sammut, J.; Gifford, S. & Jankowski, J. Macronal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. *Science of the Total Environment*, v. 324, p. 25-39, 2004.

Gräslund, S. & Bengtsson, B. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment – a review. *The Science of the total Environment*, v. 280, p. 93-131, 2001.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Guhathakurta, H. & Kaviraj, A. Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (*Penaeus monodon*) and mullet (*Liza parsia*) in some brackish water ponds of Sunderban, India. *Marine Bulletin*, v. 11, n. 40, p. 914-920, 2000.

Guia Purina. *Fundamentos da engorda de camarões marinhos*. Global Aquaculture Alliance, 40 p., 2002. (<http://www.agribands.com.br>)

Guillarume, J. Proteins and Amino Acids, p 28-29, in D'Abramo, L. R.; Conklin, D. E. & Akiyama, D. M.(eds), *Crustacean Nutrition*, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, 1997.

Guo, J. J. & Liao, I. C. Toxicity of copper sulfate to juvenile grass prawn, *Penaeus monodon*, *COA Fish. Ser.*, v. 33, p. 1-7, 1992.

Hagerman, L. Haemocyanin concentration of juvenile lobster (*Homarus gammarus*) in relation to moulting cycle and feeding conditions. *Marine Biology*, v. 77, p. 11-17, 1983.

Hashmi, M. I.; Mustafa, S. & Tariq, S. A. Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodon*) from grow-out farms in Sabah, North Borneo. *Food Chemistry*, v. 79, p. 151-156, 2002.

Hebel, D. K.; Jones, M. B. & Depledge, M. H. Responses of Crustaceans to Contaminant Exposure: a holistic approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 44, p. 177-184, 1997.

Keteles, K. A. & Fleeger, J. W. The contribution of ecdysis to the fate of copper, zinc and cadmium in grass shrimp, *Palaemonetes pugio* Holthius. *Marine Pollution Bulletin*, v. 42, n. 12, p. 1397-1402, 2001.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Khan, A. T. Weis, J. S. & D'Andrea, L. Bioaccumulation of four heavy metals in two populations of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 42, p. 339-343, 1989.

Kogan, M. Greco, L. S. L.; Romano, L. A. & Rodríguez, E. M. Effects of cadmium on somatic and gonadal growth of juvenile females of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae). *Zoological Studies*, v. 39, n. 4, p. 344-350, 2000.

Lacerda, L. D. Biogeochemistry of heavy metals and diffuse pollution in mangrove ecosystems. ISME, 65 p., Okinawa, 1998.

Lacerda, L. D.; Kremer, H. H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall-Crossland, J. I. & Crossland, J. C. South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports & Studies, n. 21, 217p., 2002.

Lacerda, L.D & Marins, R. V. River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/ Glomis Electronic Journal*, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2002. (<http://www.glomis.com/ej/pdf/ej03.pdf>).

Lacerda, L. D.; Santos, J. A.; Marins, R. V.; Maia, S. R. R. & Vaisman, A. G. Impacto potencial da emissão antrópica de Cu e Zn sobre a carcinicultura na bacia inferior do Rio Jaguaribe, CE. *Revista da ABCC*, ano 6, n. 1, p. 30-36, 2004 (a).

Lacerda, L. D.; Marins, R. V. ; Barcellos, C. & Molisani, M. M. Sepetiba Bay: A case study of the Environmental Geochemistry of Heavy Metal in a Subtropical Coastal Lagoon, p. 293-318, in Lacerda, L.D.; Santelli, R. E. Duursma, E. K. & Abrão, J. J. *Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments*. Springer Verlag, v.1, 397p., Berlin, 2004 (b).

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Lee, M. & Shiau, S. Dietary copper requirement of juvenile grass shrimp *Penaeus monodon*, and effects on non-specific immune responses. *Fish & Shellfish Immunology*, v. 13, p. 259-270, 2002.

Machado, W.; Moscatelli, M., Rezende, L. G. & Lacerda, L. D. Mercury, zinc and copper accumulation in mangrove sediments affected by landfill wastewater. *Environmental pollution*, v. 120, n. 2, p. 455-461, 2002.

Marins, R. V.; Lacerda, L.D; Abreu, I. M. & Dias, F. J. S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. *Ciência Hoje*, v. 33, n. 197, p. 666-670, 2003.

McGee, B. L. Wright, D.A. & Fisher, D. J. Biotic factors modifying acute toxicity of aqueous cadmium to estuarine amphipod *Leptcheirus plumulosus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 34, p. 34-40, 1998.

Moraes, R.; Correa, D. & Allodi, S. *Efeitos subletais do zinco em Penaeus brasiliensis: estudos preliminares*. Anais do Terceiro Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios a um Gerenciamento Ambiental, 1993.

Mortvedt, J.J. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fertilizer Research*, 43, 55-61, 1996.

Naqvi, S. M. & Howell R. D. Toxicity of cadmium and lead to juvenile red swamp crayfish *Procambarus clarkii*, and effects on fecundity of adults. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, v. 51, p. 303-308, 1993.

Nimmo, D. R. & Hamaker, T. L. Mysids in toxicity testing – a review. *Hydrobiologia*, v. 93, p. 171-178, 1982.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Nriagu, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, v. 338, p. 47-49, 1989.

Nugegoda, D. & Rainbow, P. S. Effect of a chelating agent (EDTA) on zinc uptake and regulation by *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda). *Journal Marine Biology Association*, v. 68, p. 25-40, 1988.

Nugegoda, D. & Rainbow, P. S. Effect of salinity changes on zinc uptake and regulation by the decapod crustaceans *Palaemon elegans* and *Palaemonetes varians*. *Marine Ecology Progress Series*, v. 51, p. 57-75, 1989.

O'Brien, P.; Rainbow, P. S. & Nugegoda, D. The effect of the chelating agent EDTA on the rate of uptake of zinc by *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda). *Marine Environmental Research*, v. 30, p. 155-159, 1990.

Páez-Osuna, F.; Pérez-González, R.; Izaguirre-Fierro, G.; Zazueta-Padilha, H. M. & Flores-Campaña, L. M. Trace metals concentrations and their distribution in the lobster *Panulirus inflatus* (Bouvier, 1895) from the Mexican Pacific coast. *Environmental Pollution*, v. 90, p. 163-170, 1995.

Páez-Osuna, F. & Ruiz-Fernández, C. Trace metals in the mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution*, v. 87, p. 243-247, 1995 (a).

Páez-Osuna, F. & Ruiz-Fernández, C. Comparative Bioaccumulation of Trace Metals in *Penaeus stylirostris* in Estuarine and Coastal Environments. *Estuarine, Coastal and Science*, v. 40, p. 35-44, 1995 (b).

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Páez-Osuna, F. & Tron-Mayen, L. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. *Environment International*, v. 4, n. 22, p. 443-450, 1996.

Páez-Osuna, F.; Gracia, A.; Flores-Verdugo, F.; Lyle-Fritch, L. P.; Alonso-Rodríguez, R.; Roque, A. & Ruiz-Fernández, A. C. Shrimp aquaculture and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*, v.46, p. 806-815, 2003.

Rainbow, P. S. The significance of trace metal concentrations in decapods. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, v. 59, p. 291-313, 1988.

Rainbow, P. S. & White, S. L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans. Zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. *Hydrobiologia*, v. 174, p. 245-262, 1989.

Rainbow, P. S.; Phillips, D. J. H. & Depledge, M. H. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. A need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 21, n. 7, p. 321-324, 1990.

Rainbow, P.S. Physiology, Physicochemistry and Metal Uptake – A Crustacean Perspective. *Marine Pollution Bulletin*, v. 31, n. 1-3, p. 55-59, 1995.

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

Rainbow, P. S.; Amiard-Triquet, C.; Amiard, J. C.; Smith, B. D.; Best, S. L.; Nassiri, Y. & Langston, W. J. Trace metal uptake rates in crustaceans (amphipods and crabs) from coastal sites in NW Europe differentially enriched with trace metals. *Marine Ecology Progress Series*, v. 183, p. 189-203, 1999.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Rainbow, P. S. & Wang, W. X. Comparative assimilation of Cr, Cu, Se and Zn by the barnacle *Elminius modestus* from phytoplankton and zooplankton diets. *Marine Ecology Progress Series*, v. 218, p. 239-248, 2001.

Rainbow, P. S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*, v. 120, p. 497-507, 2002.

Reddy, P. S.; Tuberty, S, R. & Firgerman M. Effects of cadmium and mercury on ovarian maturation in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Ecotoxicology Environmental Safety*, v. 37,p. 62-65,1997.

Reinfelder, J. R. & Fisher, N. S. Retention of elements adsorbed by juvenile fish (*Menidia menidia*, *Menidia beryllina*) from zooplankton prey. *Limnology and Oceanography*, v. 39, p. 1783-1789, 1994.

Rocha, I. P.; Rodrigues, J. & Amorim, L. A Carcinicultura Brasileira em 2003. *Revista da ABCC*, ano 6, n. 1, p. 30-36, 2004.

Rougier, F.; Troutaud, D.; Bosgiraud, C.; Ndoye, A. & Deschaux, P. Non-specific immune response of Zebrafish, *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan) follow copper and zinc exposure. *Fish & Shellfish Immunology*, v. 4, p. 115-127, 1994.

Santos, M. H. S.; Cunha, N. T. & Bianchini, A. Effects of copper and zinc on growth, feeding and oxygen consumption of *Farfantepenaeus paulensis* postlarvae (Decapoda, Penaeidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 247, p. 233-242, 2000.

Smokrowski, K. E.; Lasendy, D. C. & Evans, R. D. Quantifying the uptake and release of cadmium and copper by the opossum shrimp *Mysis relicta* preying upon the cladoceran

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Daphnia magna using stable isotope tracers. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 55, p. 909-916, 1998.

Soares Filho, A. A. Ictiofauna da região média a boca do estuário do Rio Jaguaribe (Ceará-Brasil): Composição, Distribuição e Aspectos Bioecológicos. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Ceará, 110 p., Fortaleza, 1996.

Sonnenholzner, S. & Boyd, C. E. Chemical and physical properties of shrimp pond bottom soils in Ecuador. *World Aquaculture Society*, v. 31, n. 3, p. 358-375, 2000.

Sorme, L. & Lagerkvist, R. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, v. 298, p. 131-145, 2002.

Spicer, J. I. & Weber, R. E. Respiratory impairment in crustaceans and mollusks due to exposure to heavy metals. *Comparative Biochemistry Physiology*, v. 100C, n. 3, p. 339-342, 1991.

Stickney, R. S. *Encyclopedia of aquaculture*. New York: John Wiley, 2000.

Szefer, P.; Szefer, K. & Skwarzec, B. Distribution of trace metals in some representative fauna of the Southern Baltic. *Marine Pollution Bulletin*, v. 21, p. 60-62, 1990.

Uma Devi, V. & Prabhakara Rao, Y. Heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes* and *Uca triangularis*: Respiration on exposure to copper, mercury cadmium and zinc. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, v. 43, p. 165-172, 1989.

Valença, A. R. & Mendes, G. N. Cultivo de *Litopenaeus vannamei*: água doce ou oligohalina? *Panorama da Aqüicultura*, julho/agosto, 2003.

Santos, J.A. Determinação de Cu e Zn em fazendas produtoras de camarão...

Wang, W. & Fisher, N. S. Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *The Science of the Total Environment*, v. 237/ 238, p. 459-472, 1999.

Weeks, J. M.; Rainbow, P. S. & Moore, P. G. The loss, uptake and tissue distribution of copper and zinc during the moult cycle in an ecological series of talitrid amphipods (Crustacea, Amphipoda). *Hydrobiologia*, v. 245, p. 15-25, 1992.

White, S. L. & Rainbow, P. S. Zinc flux in *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda): molting, individual variation and tissue distribution. *Marine Ecology and Progress Series*, v. 19, n. 1-2, p. 153-166, 1984 (a).

White, S. L. & Rainbow, P. S. Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda): zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting. *Marine Ecology Progress Series*, v. 16, p. 135-147, 1984 (b).

White, S. L. & Rainbow, P.S. On the metabolic requirements for copper and zinc in mollusks and crustaceans. *Marine Environmental Research*, v. 16, p. 215-229, 1985.

Yeh, S. Liu, C. & Chen, J. Effect of copper sulfate on the immune response and susceptibility to *Vibrio alginolyticus* in the white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Fish & Shellfish Immunology*, v. 17, p. 437-446, 2004.

Yuan, Y.; Gao, Ch. & Zhang, D. Effects of heavy metal ions on larval *Penaeus chinensis* and comparative study on their elimination methods. *Acta Oceanol.*,v. 12, 285, 1993.

Zanders, I. P. & Rojas, W. E. Salinity effects on cadmium accumulation in various tissues of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Environmental Pollution*, v. 94, n. 3, p. 293-299, 1996.